

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras

Since 1967

Bulletin of Marine and Coastal Research



Serie de Publicaciones Periódicas

Volumen 52 (1)

Año 2023 (enero-junio / January-June)



Santa Marta • Colombia

ISSN: 0122-9761

e-ISSN: 2590-4671

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

ISSN 0122-9761 | e-ISSN 2590-4671

La revista científica *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en América tropical. Considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América. Es editada desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de “Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín” y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó “Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras”. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual manteniendo esta periodicidad hasta la fecha. La revista se encuentra indexada en Web of Knowledge, SciELO-Colombia, en Scopus (ubicándose en el Q3 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 Q3 of Scimago Journal Ranking (SJR) on Animal Science and Zoology category) and currently on Publindex..

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

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

Director general / General Director

Francisco A. Arias Isaza, *PhD*

Director de la revista / Journal Director

Jesús A. Garay, *MSc*

Invemar, Colombia


Editor general / Editor-in-Chief

Arturo Acero Pizarro, *PhD*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia


Comité editorial / Editorial Board

Andia Chávez Fonnegra, *PhD*

 0000-0002-6781-0089


Florida Atlantic University, EE. UU.

Antonio Baeza, *PhD*

 0000-0002-2573-6773

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

Arturo Acero Pizarro, *PhD*

 0000-0002-6637-9901

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Diego L. Gil Agudelo, *PhD*

 0000-0001-7873-4694

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

Edgardo Londoño-Cruz, *PhD*

 0000-0001-5762-9430


Universidad del Valle, Colombia.

Gabriel R. Navas S., *PhD*

 0000-0001-9554-6345


Universidad de Cartagena, Colombia

Gladys Bernal, *PhD*

 0000-0001-6333-6028

Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

Guillermo Díaz Pulido, *PhD*

 0000-0002-0901-3727


Griffith University, Australia

Javier A. Díaz Ochoa, *PhD*

 0000-0002-1911-0467

Universidad de Magallanes, Chile

Jorge Enrique Páramo, *PhD*

 0000-0002-8380-2716


Universidad del Magdalena, Colombia

José Horrillo Caraballo, *PhD*

 0000-0001-7694-3812

Swansea University, Reino Unido

José Julián Tavera, *PhD*

 0000-0003-4517-9238

Universidad del Valle, Colombia

Julio César Herrera Carmona, *PhD*

 0000-0003-0446-3275


Universidad del Valle, Colombia

Marco Alejandro Correa, *PhD*

 0000-0002-4714-9553


Invemar, Colombia

María del Pilar Blanco Parra, *PhD*

 0000-0003-2492-2168


Universidad de Quintana Roo, México

María Isabel Criales, *PhD*

 0000-0001-5608-8943


Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Colombia

Maribeb Castro, *PhD*

 0000-0001-6353-1018


Universidad Militar Nueva Granada, Colombia

Mateo López Victoria, *Dr.rer.nat.*

 0000-0002-7307-8680


Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia

Nikita Gaibor, *PhD*

 0000-0002-4773-3434

Instituto Nacional de Pesca, Ecuador

Óscar Álvarez Silva, *PhD*

 0000-0002-5121-5875

Universidad del Norte. Colombia

Jefe de Comunicación Científica / Head of Scientific Communication

Isabela Katime Arroyave

Invemar, Colombia

Asistente del comité editorial / Editorial Board Professional

Tatiana Gómez Orgulloso, *MSc*

Invemar, Colombia

Comité científico / *Scientific Board*

- Adolfo Sanjuan Muñoz, *MSc*  0000-0002-4786-862X
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
- Alfredo Gómez Gaspar, *MSc*  0000-0002-2430-2738
Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente (Nueva Esparta), Venezuela
- Efraín Rodríguez Rubio, *PhD*  0000-0002-1150-3194
Centro de Innovación y Tecnología-ICP y Ecopetrol, Colombia
- Gloria E. Sánchez, *PhD*
Universidad de Magallanes, Chile
- Juan Manuel Díaz, *Dr.rer.nat.*  0000-0002-2026-6522
Fundación Marviva, Colombia
- Klaudia Hernández, *PhD*  0000-0002-8490-2882
Universidad Andrés Bello, Chile
- Luisa Espinosa, *PhD*  0000-0003-1452-3104
Invemar, Colombia
- Marie Luise Schnetter, *Dr.rer.nat.*
Justus-Liebig-Universität Gießen, Alemania
- Mónica Puyana, *PhD*  0000-0001-7600-3118
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
- Yves François Thomas, *PhD*  0000-0003-1896-0774
Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Francia

Evaluadores de este número / *Reviewers for this issue*

- Mariana Restrepo, *MSc* Universidad Militar Nueva Granada, Colombia
- Lina Blandón, *PhD* Invemar, Colombia
- Beatriz Pernía, *PhD* Universidad de Guayaquil, Ecuador
- Rubén Darío Castro Rendón, *Mg* Universidad de Guayaquil, Ecuador
- Yuley Mildrey Cardona Orozco, *PhD* Universidad Nacional de Colombia, Colombia
- Juan Felipe Gómez Universidad de Victoria, Canadá
- Alfredo Gómez, *MSc* Museo del Mar Margarita, Venezuela
- Ramón Giraldo, *PhD* Universidad Nacional de Colombia, Colombia
- Julio César Herrera Carmona, *PhD* Universidad del Valle, Colombia
- Carlos Alberto Andrade, *PhD* Exacol SAS, Colombia
- Ofelia Gutiérrez, *PhD* Universidad de la República, Uruguay
- Vladimir Toro, *PhD* Universidad de Antioquia, Colombia
- Alejandro Henao Castro Universidad de Cartagena, Colombia
- Rocío del Pilar García Urueña *PhD* Universidad de Magdalena, Colombia
- Santiago Gómez, *PhD* Universidad Central de Venezuela, Venezuela
- Brigitte Gavio, *PhD* Universidad Nacional de Colombia, Colombia
- Juan Placencia, *PhD* Universidad Católica de la Sma. Concepción, Chile
- Andrés Esteban Molina, *PhD* Universidad Nacional de Colombia, Colombia
- Ítalo Braga de Castro, *PhD* Universidade Federal de São Paulo (Unifesp), Brasil
- Mónica Puyana, *PhD* Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Foto portada / *Cover Photo*

Arrecife Varadero, Cartagena, Colombia (Foto: Mónica Medina)

Traducción / *Translation*

José Daniel Gutiérrez Mendoza

Diagramación y montaje / *Layout and Assembly*

John Khatib (Ediprint SAS)

Canje / *Exchange*

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

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. 2023. Título del artículo. Bol. Invest. Mar. Cost., 52(1): rango de páginas.
Authors. 2023. Title of article or note. Bull. Cost. Mar. Res., 52(1): page range.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

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

52 (1)



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

Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2023 (enero-junio / *January-June*)

TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

Vicsy Y. Tinoco Elizalde, Tessy Peralta-Ortiz y Alberto Ordinola-Zapata

Inhibición *in vitro* e *in vivo* de *Vibrio* spp. aislados del langostino *Litopenaeus vannamei* utilizando bacterias ácido lácticas nativas
In vitro and *in vivo* inhibition of *Vibrio* spp. isolated from the shrimp *Litopenaeus vannamei* using native lactic acid bacteria 9

Joseph Rosas, Lorena Alvariño, Angélica Guabloche, Seid Romero, Luz Castañeda y Jose Iannacone

Contaminación por elementos trazas en sedimentos superficiales marinos de la bahía del Callao, Perú
Trace elements pollution in marine surface sediments of Callao Bay, Peru 27

Marco González-Arteaga y Constanza Ricaurte-Villota

Dinámica morfológica reciente de la boca de la Ciénaga Grande de Santa Marta: evolución, tendencias y causas
Recent morphological dynamics of Ciénaga Grande de Santa Marta mouth: evolution, trends, and causes 45

Marco Herminio Osorto-Núñez, Delia Martínez Rodríguez y Vanessa Merlo Rodríguez

Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del golfo de Fonseca, Honduras
Assessment of water quality using multivariate analysis in estuaries of the Gulf of Fonseca, Honduras 65

**Diana Paulina Castañeda Rodríguez, Néstor Ricardo Bernal Suárez, Ruby Viviana Ortiz Martínez,
Martha Cecilia Gutiérrez Sarmiento y Leonardo Marriaga Rocha**

Metodología para control de calidad de datos de temperatura del mar, Pacífico colombiano
Quality control methodology for sea temperature data, Colombian Pacific 93

Luis Orlando

Estimación del área de playa a través de información satelital de libre acceso: calibración para la costa de Montevideo, Uruguay
Sandy beach area estimation through open access satellite information: A calibration for the coast of Montevideo, Uruguay 117

**Tomás López-Londoño, Kelly Gómez-Campo, Claudia T. Galindo-Martínez, Luis A. González-Guerrero, Sofia Roitman,
F. Joseph Pollock, Valeria Pizarro, Mateo López-Victoria, Mónica Medina y Roberto Iglesias-Prieto**

Sobrevivencia y respuestas fisiológicas de corales expuestos a elevada turbidez en el arrecife Varadero, Caribe colombiano
Survival and physiological responses of corals exposed to elevated turbidity in the Varadero reef, Colombian Caribbean 135

Vanessa Acosta-Balbás, Belice Gotera, Jorge Barrios-Montilla y Erickxander Jiménez-Ramos

Composición florística de macroalgas asociadas a *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en dos ensenadas del Caribe venezolano
Floristic composition of macroalgae associated with *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) in two inlets of the Venezuelan Caribbean 159

NOTAS / NOTES

Kathia Broce, Dalvis Latta y Gisselle E. Guerra-Chanis

Evaluación de la calidad del agua de mar del ecosistema marino de punta Galeta en Panamá

Seawater quality assessment of the marine ecosystem of Punta Galeta in Panama 175

Ángel Giuseppe Losno-Prado y José Iannacone

Caracterización de microplásticos en agua y sedimentos en los humedales Pantanos De Villa, Chorrillos, Lima, Perú

Characterization of microplastics in water and sediments in the wetlands Pantanos De Villa, Chorrillos, Lima, Peru 185

Edgardo Londoño-Cruz

Nudibranquio de Behrens: segundo registro en el Pacífico oriental tropical

Behrens' nudibranch: second record in the Tropical Eastern Pacific. 195

Oscar Forero-Bastidas, Angie Vásquez-Chaparro, Luis Garzón-Rodríguez, Daniel Ortiz-Oyola,

Luis Nieto-Alvarado, José Tavera, Adolfo Sanjuan-Muñoz y Carlos Polo-Silva

Evidencia del tiburón limón, *Negaprion brevirostris* (Poey) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) en el golfo de Salamanca, Caribe colombiano

Evidence of lemon shark, *Negaprion brevirostris* (Poey) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) at Salamanca Gulf, Colombian Caribbean. 201

Guía de autores / Author's guide 205

Ética de publicación / Publication ethics 210



Inhibición *in vitro* e *in vivo* de *Vibrio* spp. aislados del langostino *Litopenaeus vannamei* utilizando bacterias ácido lácticas nativas

In vitro and *in vivo* inhibition of *Vibrio* spp. isolated from the shrimp *Litopenaeus vannamei* using native lactic acid bacteria

Vicsy Y. Tinoco Elizalde¹, Tessy Peralta-Ortiz¹ y Alberto Ordinola-Zapata^{1,2*}

0000-0002-1413-7951

0000-0001-5907-7713

0000-0002-9644-0531

1. Facultad de Ingeniería Pesquera y Ciencias del Mar de la Universidad Nacional de Tumbes. Calle Los Ceibos S/N, Puerto Pizarro, Tumbes, Perú.

vinocoe@untumbes.edu.pe, tperaltao@untumbes.edu.pe

2. Grupo de Biodiversidad en Ecosistemas Acuáticos Tropicales (BioTrop) de la Universidad Nacional de Tumbes. Calle Los Ceibos S/N, Puerto Pizarro, Tumbes, Perú. aordinolaz@untumbes.edu.pe*

* Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

Las enfermedades originadas por *Vibrio* spp. ocasionan las mayores pérdidas económicas en el cultivo de langostino, la terapia antibiótica ha originado el surgimiento de cepas resistentes por lo que se está investigando el uso de probióticos para su tratamiento. Esta investigación tuvo como objetivo obtener bacterias ácido lácticas (BAL) nativas aisladas de langostinos de cultivo y determinar su potencial probiótico contra *Vibrio* spp. resistentes a antibióticos *in vitro* e *in vivo*. Se aislaron nueve cepas tanto de BAL como de *Vibrio* spp. de langostinos de cultivo de Tumbes. Se determinó la resistencia antibiótica de *Vibrio* spp.; así como el poder inhibidor *in vitro* de las cepas de BAL contra dichas cepas, mediante ensayo en pozo de agar e *in vivo*, mediante infección experimental de langostinos con cepas de *Vibrio* spp. y tratamiento por ocho días con cepas de BAL adicionadas al alimento balanceado. Las nueve cepas de *Vibrio* spp. aisladas de langostinos de cultivo, fueron resistentes a fosfomicina y ácido nalidixico, con un índice de resistencia múltiple a antibióticos (MAR) de 0,2. En el ensayo *in vitro*, las cepas C1L, F1L y F3L, inhibieron el mayor número de cepas de *Vibrio* spp.; así también, *in vivo*, las cepas C1L y F1L, incrementaron significativamente ($p < 0,05$) la supervivencia y disminuyeron en el hepatopáncreas, el recuento de *Vibrio* spp. de los langostinos infectados. Se concluye que las cepas de *Vibrio* spp. resistentes a antibióticos aislados de langostinos de cultivo pudieron ser inhibidas por las cepas de BAL nativas, C1L y F1L, demostrando un prometedor potencial probiótico.

PALABRAS CLAVE: cultivo de camarón; vibriosis; resistencia bacteriana; alternativa a antibióticos; probiótico.

ABSTRACT

The diseases caused by *Vibrio* spp. cause the greatest economic losses in shrimp farming, antibiotic therapy has led to the emergence of resistant strains and research is being carried out into the use of probiotics for their treatment. This research aimed to obtain native lactic acid bacteria (LAB) isolated from cultured shrimp and to determine their probiotic potential against antibiotic resistant *Vibrio* spp. *in vitro* and *in vivo*. Nine strains of both LAB and *Vibrio* spp. were isolated from cultured shrimps from Tumbes. Antibiotic-resistance of *Vibrio* spp. was determined; as well as the *in vitro* inhibitory power of LAB strains against these strains by agar well trial and *in vivo*, by experimental infection of shrimp with *Vibrio* spp. strains and treatment for eight days with LAB strains added to feed. The nine strains of *Vibrio* spp. isolated from cultured shrimps were resistant to fosfomicin and nalidixic acid, with a multiple antibiotic resistance index (MAR) of 0.2. In the *in vitro* trial, the C1L, F1L and F3L strains inhibited the largest number of *Vibrio* spp. strains; also *in vivo*, the C1L and F1L strains significantly ($p < 0.05$) increased survival and decreased the *Vibrio* spp. count of infected shrimp in the hepatopancreas. It is concluded that antibiotic-resistant strains of *Vibrio* spp. isolated from cultured shrimps could be inhibited by native LAB strains, C1L and F1L, demonstrating a promising probiotic potential.

KEYWORDS: shrimp culture; vibriosis; bacterial resistance; alternative to antibiotics; probiotic.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1156>

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

Se estima que cada año se pierde alrededor de 6000 millones de dólares por enfermedades infecciosas en cultivos acuícolas en todo el mundo (Culot *et al.*, 2021); las principales de ellas son llamadas vibriosis y son originadas por bacterias del género *Vibrio* (Chandrakala y Priya, 2017). Para tratar estas enfermedades se han usado antibióticos de manera frecuente y excesiva, por ejemplo, en Chile en 2003, por cada tonelada de salmón producido se utilizó 0,53 kg de antibióticos (Zhao *et al.*, 2020).

El langostino *Litopenaeus vannamei* sustenta la acuicultura más grande de crustáceos en el mundo, en 2018 produjo 4,97 millones de toneladas, equivalente a 52,9 % de la producción de crustáceos (FAO, 2020); esta especie se ha impuesto en el cultivo debido a su tolerancia a un amplio rango de salinidades (0 a 45 ‰), capacidad para cultivarse en altas densidades, alta tasa de crecimiento, bajo requerimiento de proteína dietaria (30 a 35 %), así como su alto rendimiento (Kumaran *et al.*, 2017).

Las enfermedades originadas por *Vibrio* son actualmente las que originan mayores pérdidas en el cultivo de langostino (Mulyadi e Iba, 2020); en particular la enfermedad de la necrosis hepatopancreática aguda (AHPND, por sus siglas en inglés), que ha afectado fuertemente los cultivos de Asia y Norteamérica, aunque no a los de Sudamérica, es la patología que más pérdidas económicas ha originado en los últimos años (Saavedra-Olivos *et al.*, 2018; Varela-Mejías y Alfaro-Mora, 2018; Aranguren *et al.*, 2020).

Las vibriosis en los cultivos de langostinos son tratadas con antibióticos (Krishnani *et al.*, 2015; Luis-Villaseñor *et al.*, 2015; Varela-Mejías y Alfaro-Mora, 2018), frecuentemente con oxitetraciclina, y en menor medida con enrofloxacin, florfenicol y norfloxacin (Bermúdez-Almada *et al.*, 2014; Varela-Mejías y Alfaro-Mora, 2018). Estos antibióticos se usan a menudo de manera inadecuada, en dosis superiores a las recomendadas, como profiláctico o para tratar infecciones no bacterianas, lo que promueve el surgimiento de cepas de *Vibrio* resistentes o multiresistentes a antibióticos (Watts *et al.*, 2017; Letchumanan *et al.*, 2019; Mulyadi *et al.*, 2020), que incluyen a aquellos de uso veterinario o humano, tales como amoxicilina, ampicilina, carbenicilina, cefalotina, cefazolina, ceftazidima, colistina, gentamicina, tobramicina, enrofloxacin, oxitetraciclina entre otros (Stalin y Srinivasan, 2016; Rosado, 2018; Sotomayor *et al.*, 2019; Tan *et al.*, 2020).

INTRODUCTION

It is estimated that around 6000 million dollars are lost due to infectious diseases in aquaculture crops around the world (Culot *et al.*, 2021), the main of which are called *vibriosis* and are caused by bacteria from the genus *Vibrio* (Chandrakala and Priya, 2017). To treat these diseases, antibiotics have been frequently and excessively used. For example, in Chile, in 2003, 0.53 kg of antibiotics were used for every ton of salmon produced (Zhao *et al.*, 2020).

The shrimp *Litopenaeus vannamei* supports the largest crustacean aquaculture in the world. In 2018, it produced 4.97 million tons, which is equivalent to 52.9 % of crustacean production (FAO, 2020). This species has imposed itself in farming thanks to its tolerance to a wide range of salinities (0 to 45‰), its ability to be farmed at high densities, its high growth rate, its low dietary protein requirements (30 to 35 %), and its high yield (Kumaran *et al.*, 2017).

Diseases originated by *Vibrio* are currently the ones that cause the greatest losses in shrimp farming (Mulyadi and Iba, 2020). In particular, acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND), which has strongly affected crops in Asia and North America, albeit not those in South America, is the disease that has caused the greatest economic losses in recent years (Saavedra-Olivos *et al.*, 2018; Varela-Mejías and Alfaro-Mora, 2018; Aranguren *et al.*, 2020).

Vibriosis in shrimp crops is treated with antibiotics (Krishnani *et al.*, 2015; Luis-Villaseñor *et al.*, 2015; Varela-Mejías and Alfaro-Mora, 2018), frequently with oxytetracycline, and with enrofloxacin, florfenicol, and norfloxacin to a lesser extent (Bermúdez-Almada *et al.*, 2014; Varela-Mejías y Alfaro-Mora, 2018). These antibiotics are often used inadequately, in doses superior to those recommended, as a prophylactic or to treat non-bacterial infections, which fosters the emergence of *Vibrio* strains that are resistant or multi-resistant to antibiotics (Watts *et al.*, 2017; Letchumanan *et al.*, 2019; Mulyadi *et al.*, 2020), including those of veterinary or human use, such as amoxicillin, ampicillin, carbenicillin, cephalothin, cefazolin, ceftazidime, colistin, gentamicin, tobramycin, enrofloxacin, oxytetracycline, among others (Stalin and Srinivasan, 2016; Rosado, 2018; Sotomayor *et al.*, 2019; Tan *et al.*, 2020).

Due to the increasing antibiotic resistance, the effectiveness of antibiotic therapy to treat vibriosis in shrimps is lower. Therefore, some products which can replace it have

Debido a la resistencia antibiótica creciente, la eficacia de la terapia con antibióticos para el tratamiento de la vibriosis en langostinos es menor; por ello se vienen investigando productos que puedan reemplazarla, entre ellos los probióticos (Pandiyana *et al.*, 2013; Rodríguez, 2017). Las bacterias ácido lácticas (BAL), son uno de los grupos bacterianos más utilizados como probióticos, pues son microorganismos generalmente reconocidos como seguros (GRAS por sus siglas en inglés) y poseedoras de una fuerte actividad antimicrobiana (Khelissa *et al.*, 2020). Las BAL son bacterias Gram positivas, de forma bacilar o cocoide, no esporulantes, sin flagelos y productoras de ácido láctico; producen péptidos antimicrobianos y pueden estimular al sistema inmunitario del huésped (Sánchez *et al.*, 2017; Khelissa *et al.*, 2020; Quispe *et al.*, 2020).

Investigaciones como las de Karthik *et al.* (2014), Kewcharoen y Srisapoom (2019) y Mahjoub *et al.* (2019) han buscado aislar bacterias con potencial probiótico, nativas del tracto digestivo del langostino, pues es su ambiente habitual, y logran proliferar en éste, compitiendo con *Vibrio* que también habita allí. En dicho sentido esta investigación tuvo como objetivo determinar el nivel de inhibición en cepas de *Vibrio* spp. logrado por cepas de BAL nativas aisladas del langostino *Litopenaeus vannamei* en cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de langostinos para el aislamiento de *Vibrio* y BAL

Se obtuvieron por donación 32 langostinos de cultivo de empresas productoras de Zarumilla, Zorritos y Puerto Pizarro, en la región Tumbes (Perú) (Figura 1), éstos fueron capturados de estanques, que tuvieron problemas por vibriosis y en los que no se aplicó probióticos comerciales. Los langostinos fueron transportados vivos hasta el Laboratorio de Acuicultura II de la Facultad de Ingeniería Pesquera y Ciencias del Mar de la Universidad Nacional de Tumbes en Puerto Pizarro (Tumbes, Perú).

Aislamiento de cepas de *Vibrio* spp.

Los langostinos colectados que mostraron signos externos de vibriosis fueron sacrificados siguiendo las directrices de RSPCA (2016). Se tomaron muestras de tejido del intestino, hepatopáncreas, hemolinfa y heridas superficiales.

been investigated, among them probiotics (Pandiyana *et al.*, 2013; Rodríguez, 2017). Lactic acid bacteria (LAB) are one of the bacterium groups that are most widely employed as probiotics, as they are microorganisms that are generally recognized as safe (GRAS) and exhibit strong antimicrobial activity (Khelissa *et al.*, 2020). LAB are Gram-positive bacteria, rod-shaped or coccoid, non-sporulating, with no flagella, and producers of lactic acid. They produce antimicrobial peptides and can stimulate their host's immune system (Sánchez *et al.*, 2017; Khelissa *et al.*, 2020; Quispe *et al.*, 2020).

Studies such as those by Karthik *et al.* (2014), Kewcharoen and Srisapoom (2019), Mahjoub *et al.* (2019) have sought to isolate bacteria with probiotic potential, which are native to the digestive tract of shrimps, as it is their usual environment, and they can thrive in it, competing with *Vibrio*, which also lives there. In this sense, the objective of this research was to determine the level of inhibition in *Vibrio* spp. strains, as achieved by native LAB strains isolated from the shrimp *Litopenaeus vannamei* in culture.

MATERIALS AND METHODS

Obtaining shrimps for isolating *Vibrio* and LAB

32 shrimps were obtained via donations from the crops of producer companies in Zarumilla, Zorritos, and Puerto Pizarro, in the region of Tumbes (Peru) (Figure 1). These were captured in ponds that had vibriosis issues in which no commercial probiotics were applied. The shrimps were transported alive to the Aquaculture Laboratory II of the Faculty of Fisheries Engineering and Sea Sciences of Universidad Nacional de Tumbes in Puerto Pizarro (Tumbes, Peru).

Isolating *Vibrio* spp. strains

The collected shrimps that showed external signs of vibriosis were sacrificed while following RSPCA guidelines (2016). Samples were taken from tissues in the intestine, hepatopancreas, hemolymph, and surface wounds.

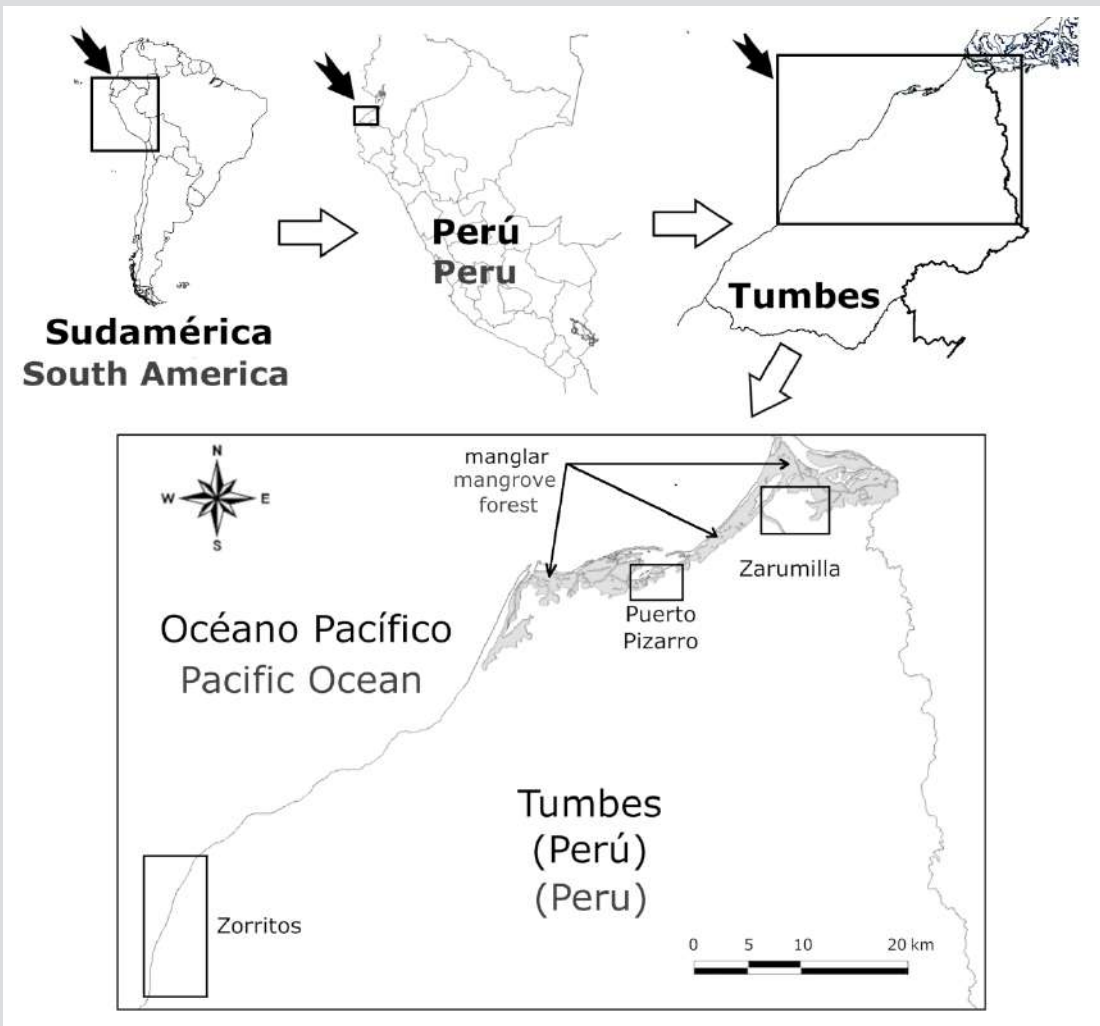


Figura 1. Áreas de donde se obtuvieron los langostinos de cultivo. La localización precisa y nombres de las empresas langostineras no se indican pues estas desean mantenerse anónimas.

Figure 1. Areas from which culture shrimps were obtained. The accurate location and the names of shrimp companies are not indicated, as they desire to maintain anonymity.

Se realizó el aislamiento y purificación de las cepas de *Vibrio* spp. según el método de Jeyasanta *et al.* (2017), que consistió en triturar las muestras de tejidos sólidos con solución de NaCl 0,85 %; y preparar diluciones sucesivas de 10^0 a 10^{-4} , para luego sembrar éstas así como la hemolinfa sin diluir en placas petri con agar tiosulfato citrato bilis sacarosa (TCBS) ajustado a 2,5 % de NaCl. Las placas se colocaron en incubación por 24 a 48 h a 37 °C, luego se subcultivaron hasta su purificación en agar tripticasa soya (TSA) con 2,5 % de NaCl, las cepas fueron evaluadas mediante la tinción de Gram, pruebas de catalasa y oxidasa así como respecto a su crecimiento en soluciones de NaCl.

Aislamiento de cepas de BAL

Las cepas de BAL fueron obtenidas de 16 langostinos (parte de los 32 que fueron colectados) que estuvieron

The *Vibrio* spp. strains were isolated and purified according to the method by Jeyasanta *et al.* (2017), which consisted of crushing the samples of solid tissues with a NaCl solution at 0.85 % and preparing successive dilutions from 10^0 a 10^{-4} , to later place them in petri dishes with thiosulfate-citrate-bile salts-sucrose (TCBS) agar adjusted to 2.5 % NaCl. The dishes were placed in incubation for 24 to 48 h at 37 °C, and then they were sub-cultivated in trypticase soy agar (TSA) with 2.5 % NaCl until they were purified. The strains were evaluated via Gram staining and catalase and oxidase tests, as well as regarding their growth in NaCl solutions.

Isolating the LAB strains

The LAB strains were obtained from 16 shrimps (part of the 32 collected) that were apparently healthy. They were sacrificed while following the RSPCA guidelines (2016),

aparentemente sanos, el sacrificio de los mismos se hizo siguiendo las directivas de RSPCA (2016), mientras que el aislamiento se hizo con el método seguido por Quispe *et al.* (2020), con modificaciones; se tomó el tejido del intestino triturado en solución de NaCl 0,85 %, se sembró en placas petri con el agar selectivo Man Rogosa Sharpe (MRS), y se incubó a 37 °C por 24 h a 48 h, luego se subcultivaron hasta su purificación en agar tripticasa soya (TSA), las cepas fueron evaluadas mediante la tinción de Gram, pruebas de catalasa y oxidasa así como respecto a su crecimiento en soluciones de NaCl.

Ensayo de sensibilidad antibiótica de cepas de *Vibrio* spp.

Se realizó el método de difusión en agar de Kirby-Bauer; para ello se cultivaron las cepas de *Vibrio* spp. en caldo tripticasa soya (TSB) por 24 h, se llevó su densidad a $1,5 \times 10^8$ UFC/ml por comparación con el estándar 0,5 de McFarland, y se sembraron en placas petri con medio Mueller Hinton. Se colocó en cada placa discos antibióticos comerciales correspondientes a seis familias antibióticas, con las designaciones y cantidades siguientes: ácido nalidíxico (30 µg), ampicilina (10 µg), cloranfenicol (30 µg), enrofloxacin (5 µg), florfenicol (25 µg), fosfomicina (50 µg), gentamicina (10 µg), norfloxacin (10 µg), oxitetraciclina (30 µg) y tetraciclina (30 µg). El ensayo se realizó por triplicado para cada cepa de *Vibrio* spp.

La incubación se llevó a cabo a 37 °C por 24 h, luego de lo cual se midió el diámetro de los halos de inhibición que se formaron, y se compararon contra los puntos de corte que figuran en la tabla 1, para determinar su nivel de resistencia frente a cada antibiótico. A partir de ello, se determinó el índice de resistencia múltiple a antibióticos (MAR, por sus siglas en inglés) de la cepa, con la fórmula:

$$MAR = (\text{Cantidad de antibióticos a los que es resistente la cepa}) / (\text{total de antibióticos empleados en el ensayo})$$

Asimismo, se determinó la multirresistencia de la cepa, siguiendo la definición dada por Bleichenbacher *et al.* (2020), que una cepa es multirresistente cuando resiste a uno o más antibióticos, en al menos tres familias de ellos.

and they were isolated via the method by Quispe *et al.* (2020), with some modifications: the crushed intestinal tissue in a 0.85 % NaCl solution was taken, placed in petri dishes with Man Rogosa Sharpe (MRS) selective agar, and incubated at 37 °C for 24 to 48 h. Then, they were sub-cultivated in trypticase soy agar (TSA) until they were purified. The strains were evaluated via Gram staining and catalase and oxidase tests, as well as regarding their growth in NaCl solutions.

Antibiotic sensitivity testing in *Vibrio* spp. strains

The agar diffusion Kirby-Bauer method was implemented, for which the *Vibrio* spp. strains were cultivated in trypticase soy broth (TSB) for 24 h. Their density was taken to 1.5×10^8 UFC/ml for comparison with the McFarland 0.5 standard, and they were placed in petri dishes with Mueller Hinton medium. In each dish, commercial antibiotic disks were placed, which corresponded to six antibiotic families with the following designations and amounts: nalidixic acid (30 µg), ampicillin (10 µg), chloramphenicol (30 µg), enrofloxacin (5 µg), florfenicol (25 µg), fosfomicin (50 µg), gentamicin (10 µg), norfloxacin (10 µg), oxytetracycline (30 µg), and tetracycline (30 µg). The test was carried out in triplicate for each *Vibrio* spp. strain.

Incubation was carried out at 37 °C for 24 h, after which the diameter of the inhibition halos that formed was measured and compared against the cutoff points shown in Table 1, in order to determine their level of resistance to each antibiotic. Based on this, the multiple antibiotic resistance (MAR) index of each strain was determined by means of the following formula:

$$MAR = (\text{amount of antibiotics to which the strain is resistant}) / (\text{total antibiotics employed in the test})$$

In the same way, the multi-resistance of each strain was determined, following the definition given by Bleichenbacher *et al.* (2020), which states that a strain is multi-resistant when it can resist one or more antibiotics of at least three families.

Tabla 1. Puntos de corte usados para la evaluación de la resistencia antibiótica de *Vibrio* spp.

Producto antibiótico / Antibiotic product	Dosis / Dose (µg)	Punto de corte (diámetro del halo en mm) / Cutoff point (halo diameter in mm)			Fuente / Source
		Resistente / Resistant	Intermedio / Intermediate	Sensible / Sensitive	
Acido nalidíxico / Nalidixic acid	30	≤ 13	14-18	≥ 19	(CLSI, 2019)
Ampicilina / Ampicillin	10	≤ 13	14-16	≥ 17	(NCCLS, 1999; Cayul, 2003)
Cloranfenicol / Chloramphenicol	30	≤ 12	13-17	≥ 18	(CLSI, 2019)
Enrofloxacin / Enrofloxacin	5	≤ 15	16-20	≥ 21	(NCCLS, 1999; Cayul, 2003)
Florfenicol / Florfenicol	30	≤ 12	13-17	≥ 18	(NCCLS, 1999; Cayul, 2003)
Fosfomicina / Fosfomycin	50	≤ 16	17-19	≥ 20	(Seguel, 2009)
Gentamicina / Gentamicin	10	≤ 12	13-14	≥ 15	(NCCLS, 1999; Cayul, 2003)
Norfloxacin / Norfloxacin	10	≤ 12	13-16	≥ 17	(CLSI, 2019)
Oxitetraciclina / Oxytetracycline	30	≤ 14	15-18	≥ 19	(NCCLS, 1999; Cayul, 2003)
Tetraciclina / Tetracycline	30	≤ 14	15-18	≥ 19	(CLSI, 2019)

Table 1. Cutoff points used for evaluating the antibiotic resistance of *Vibrio* spp.

Ensayo de inhibición *in vitro* de las cepas de *Vibrio* spp. por cepas de BAL

Se realizó mediante la técnica de difusión en pozo de agar empleada por Lamari *et al.* (2014), como se indica: las cepas de BAL se hicieron crecer en caldo MRS, y se procedió de manera similar a la usada para las cepas de *Vibrio* spp., igualando su turbidez con la del estándar 0,5 de McFarland para obtener una concentración celular equivalente a $1,5 \times 10^8$ cél./ml. A continuación cada cepa fue dispensada en dos tubos de 1,5 ml. El primero de ellos se etiquetó como cultivo (C), el segundo fue centrifugado por 3 min a 10 000 rpm para obtener el sobrenadante (S) y desechar el *pellet* bacteriano.

Cada cepa aislada de *Vibrio* spp. se cultivó en medio TSB por 24 a 48 h hasta que su turbidez superó la del estándar 0,5 de McFarland, a continuación se diluyó hasta alcanzar la turbidez de dicho estándar, lo cual indicó una concentración celular equivalente a $1,5 \times 10^8$ cél./ml. Las cepas fueron entonces sembradas en placas petri con agar Mueller Hinton, se hicieron pozos de 6 mm en el agar distanciados al menos 25 mm uno de otro.

En cada pozo se colocó 45 µl de la suspensión bacteriana (C) o del sobrenadante (S) de cada cepa de BAL. Se utilizaron tres placas petri por cada cepa de BAL. Luego las placas petri se incubaron a 37 °C por 24 h, se procedió a medir el diámetro de los halos de inhibición producidos por las BAL alrededor de los pozos.

In vitro testing of the inhibition of *Vibrio* spp. strains by LAB strains

This was carried out via the agar well diffusion technique employed by Lamari *et al.* (2014), as indicated below. The LAB strains were grown in an MRS broth, and a similar procedure was implemented for the *Vibrio* spp. strains, matching their turbidity with that of the McFarland 0.5 standard in order to obtain a cell concentration equivalent to 1.5×10^8 cells/ml. Next, each strain was stored in two 1.5 ml tubes. The first of them was labeled as culture (C), and the second one was centrifuged for 3 min at 10 000 rpm to obtain the supernatant (S) and discard the bacterial pellet.

Each isolated *Vibrio* spp. strain was grown in a TSB medium for 24 to 48 h until its turbidity surpassed that of the McFarland 0.5 standard. Afterwards, it was diluted until it reached said standard's turbidity, which indicated a cell concentration equivalent to 1.5×10^8 cell/ml. The strains were then placed in petri dishes with Mueller Hinton agar. 6 mm wells were made in the agar, separated by at least 25 mm from each other.

45 µl of each LAB strain's bacterial suspension (C) or the supernatant (S) were placed in each well. Three petri dishes were used for every LAB strain. Then, the petri dishes were incubated at 37 °C for 24 h. Next, the diameter of the inhibition halos produced by the LAB around the wells was measured.



Ensayo de inhibición *in vivo* de las cepas de *Vibrio* spp. por cepas de BAL

Para este ensayo se obtuvo por donación de una empresa langostinera de la área de Zarumilla, 130 langostinos juveniles aparentemente sanos, de los cuales 117 fueron incluidos en el experimento. Se tuvieron dos tratamientos experimentales, para lo cual se aplicó al alimento balanceado las cepas de BAL que inhibieron mayor número de cepas de *Vibrio* spp. *in vitro* que fueron: C1L y F1L (la cepa F3L no se utilizó pues dejó de ser viable, ver sección de resultados). En el tratamiento control no se aplicó ninguna cepa al alimento.

Cada tratamiento tuvo tres repeticiones siendo cada una de ellas un acuario de 70 l conteniendo 13 langostinos de 1,3 g de peso promedio. Antes de iniciar el experimento se tomaron dos langostinos por acuario, éstos fueron sacrificados para determinar su carga inicial de *Vibrio* spp. en el hepatopáncreas, a través del recuento de colonias en agar TCBS. Las cepas de BAL (C1L y F1L) se aplicaron al alimento balanceado según el método de Esguerra (2012) con modificaciones, en breve se cultivó las cepas BAL en agar TSA por 48 h, luego en caldo TSB por 24 h adicionales, se diluyeron con caldo TSB estéril hasta obtener una concentración de 10^6 UFC/ml.

El medio TSB con las cepas BAL, se agregó al alimento balanceado humedeciéndolo uniformemente y se dejó secar por unos minutos. Se agregó aceite de pescado para mantener adheridas las cepas al alimento, así como para atraer al langostino para que lo consuma. La proporción aplicada fue de 1 g de cultivo de BAL y 5 ml de aceite de pescado, por cada 100 g de alimento. La preparación del alimento se hizo a diario, momentos antes de ser ofrecido a los langostinos en experimentación. Al alimento usado en el tratamiento control, sólo se le adicionó aceite de pescado (0,05 ml/g), mas no cepas de BAL.

La infección experimental, se llevó a cabo con una mezcla de cuatro cepas de *Vibrio* spp. no fermentadoras de sucrosa: E1V, E2V, C1V y C2V (concentración final de la mezcla de cepas: $1,5 \times 10^8$ UFC/ml); las mismas que se agregaron a un balde con 16 l de agua de los acuarios, aplicándose en cantidad suficiente para alcanzar una concentración en agua de 10^6 UFC/ml. Los langostinos de cada acuario fueron colocados por 10 min en dicho balde y luego regresados a sus acuarios. Se asignó aleatoriamente a cada acuario uno de los tratamientos (F1L, C1L o control).

In vivo testing of the inhibition of *Vibrio* spp. strains by LAB strains

For this test, 130 apparently healthy juvenile shrimps were donated by a shrimp company in the area of Zarumilla, out of which 117 were included in the experiment. Two experimental treatments were implemented, for which the LAB strains that inhibited the highest number of *Vibrio* spp. strains *in vitro* were applied to the balanced food. These strains were C1L and F1L (the F3L strain was not used, as it stopped being viable – see Results section). No strain was applied to the food in the control treatment.

Each treatment had three repetitions, each of which took place in a 70 l aquarium containing 13 shrimps weighing 1.3 g on average. Before beginning with the experiment, two shrimps per aquarium were taken, which were sacrificed in order to determine their initial *Vibrio* spp. load in the hepatopancreas, by means of a colony count in TCBS agar. The LAB strains (C1L and F1L) were applied to the balanced food by following the method by Esguerra (2012), with some modifications. The LAB strains were briefly cultivated in TSA agar for 48 h, and then in TSB for an additional 24 h. They were diluted with sterile TSB until a concentration of 10^6 UFC/ml was obtained.

The TSB medium with the LAB strains was added to the balanced food, uniformly humidifying it and letting it dry for some minutes. Fish oil was added to keep the strains adhered to the food, as well as to attract the shrimps to consume it. The applied proportion was 1 g of LAB culture and 5 ml of fish oil for every 100 g of food. Food preparation was carried out daily, moments before it was offered to the shrimps under experimentation. Only fish oil (0.05 ml/g) was added to the food used in the control treatment, as well as no LAB strains.

The experimental infection was performed with a mix of four non-sucrose-fermenting *Vibrio* spp. strains: E1V, E2V, C1V, and C2V (final concentration of the strain mix: 1.5×10^8 UFC/ml). These strains were added to a bucket with 16 l of water from the aquariums, with a sufficient amount being applied to reach a concentration of 10^6 UFC/ml in water. The shrimps from each aquarium were placed for 10 min in said bucket and then returned to their aquariums. One of the treatments was randomly assigned to each aquarium (F1L, C1L, or control).

El día de la infección, los langostinos de todos los tratamientos recibieron solo alimento balanceado. Los siguientes ocho días, se les alimentó según el tratamiento que les correspondió.

El experimento tomó ocho días; al quinto día se retiraron dos langostinos por acuario para realizar recuento de *Vibrio* spp. en el hepatopáncreas; y al finalizar el experimento se hizo conteo similar para todos los langostinos sobrevivientes. Diariamente se evaluó la supervivencia y el consumo de alimento, mientras que cada cuatro días se evaluó el crecimiento en peso de los langostinos en cada acuario.

Análisis estadístico

Los datos obtenidos en el ensayo *in vitro* e *in vivo*, fueron procesados con análisis de varianza de una vía y la prueba de Duncan, ambas con un nivel de significancia de 0,05 procesados en el software R 3.5.2.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Obtención de langostinos para el aislamiento de *Vibrio* y BAL

Los 32 langostinos colectados tuvieron pesos entre 3,1 y 10,2 g con tallas entre 4,5 y 14,4 cm. Los signos de vibriosis observados en los langostinos incluyeron: cromatóforos expandidos, erosiones cuticulares con melanización, antenas rotas, intestino vacío, músculo opaco y necrosis, los cuales han sido descritos como parte de la sintomatología de las vibriosis en langostinos por Gómez-Gil *et al.* (2015), Chandrakala y Priya (2017) y de Souza y Wan (2021).

Aislamiento de cepas de *Vibrio* spp.

Las colonias que se formaron en TCBS (medio selectivo para *Vibrio*), tuvieron características compatibles con cepas de *Vibrio* spp. según lo indicado por Sabir *et al.* (2013), a saber: color verde o amarillo, circulares, con bordes enteros y con elevación convexa. Las colonias purificadas en agar tripticasa soya (TSA) con 2,5 % de NaCl mostraron características compatibles con cepas de *Vibrio* spp. respecto a su tinción de Gram, siendo Gram negativas, así como siendo positivas a las pruebas de catalasa y oxidasa, logrando crecimiento en soluciones de hasta 6 % de NaCl, conforme lo señalado por Rosado (2018). Se lograron aislar y purificar nueve cepas de *Vibrio* spp. que fueron designadas como C1V, C2V, F1V, E1V, E2V, E3V, E4V, E5V y E6V.

Aislamiento de cepas de BAL

Las colonias crecidas en el agar MRS mostraron morfología y coloración compatibles con BAL (forma circular,

On the day of infection, the shrimps corresponding to all treatments received only balanced food. During the next eight days, they were fed according to their respective treatments.

The experiment lasted for eight days. On the fifth day, two shrimps per aquarium were taken in order to perform a count of *Vibrio* spp. in the hepatopancreas. At the end of the experiment, a similar count was carried out for all surviving shrimps. Survival and food consumption were evaluated daily, while the weight increase of the shrimps in each aquarium was evaluated every four days.

Statistical analysis

The data obtained during *in vitro* and *in vivo* testing were processed via a one-way analysis of variance and a Duncan test, both with a significance level of 0.05, using the R 3.5.2 software.

RESULTS AND DISCUSSION

Obtaining shrimps for isolating *Vibrio* and LAB

The 32 collected shrimps weighed between 3.1 and 10.2 g, with sizes between 4.5 and 14.4 cm. The signs of vibriosis observed in the shrimps included expanded chromatophores, cuticular erosions with melanization, broken antennae, empty bowels, opaque muscles, and necrosis, which have been described as part of the symptoms of vibriosis in shrimps by Gómez-Gil *et al.* (2015), Chandrakala and Priya (2017), and de Souza and Wan (2021).

Isolating *Vibrio* spp. strains

The colonies that formed in TCBS (selective medium for *Vibrio*) had compatible characteristics with *Vibrio* spp. strains, according to that indicated by Sabir *et al.* (2013): green- or yellow-colored, circular, with entire margins, and with convex elevation. The colonies purified in trypticase soy (TSA) with 2.5 % NaCl showed compatible characteristics with *Vibrio* spp. strains. They were Gram-negative, and they were positive to the catalase and oxidase tests, managing to grow in solutions of up to 6 % NaCl, according to that pointed out by Rosado (2018). Nine *Vibrio* spp. strains could be isolated and purified, which were labeled as: C1V, C2V, F1V, E1V, E2V, E3V, E4V, E5V, and E6V.

Isolating LAB strains

The colonies that were grown in MRS agar showed a morphology and coloration compatible with LAB (circular

color blanco o beige, elevación convexa, superficie lisa y borde entero) según lo señalan Sánchez *et al.* (2017) y Quispe *et al.* (2020). Las cepas purificadas en TSA mostraron resultados para las pruebas de tinción de Gram, oxidasa y catalasa, que fueron compatibles con las esperadas para cepas de BAL siendo Gram positivas y resultando negativas a las pruebas de oxidasa y catalasa como lo señaló Churqui (2017). Se pudieron aislar nuevas cepas de BAL que fueron denominadas: C1L, C2L, C3L, C4L, F1L, F2L, F3L, F4L y F5L.

Resistencia antibiótica de *Vibrio* spp.

Entre los antibióticos empleados en el antibiograma realizado a las cepas de *Vibrio* spp., la fosfomicina y el ácido nalidixico fueron los que produjeron los halos más reducidos, con diámetros de $0,3 \pm 0,6$ mm y $1,6 \pm 1,7$ mm respectivamente; mientras que los halos más amplios fueron producidos por oxitetraciclina, ampicilina, florfenicol, cloranfenicol y tetraciclina con diámetros promedio que fluctuaron entre $32,2 \pm 0,9$ mm y $38,3 \pm 1,7$ mm (Tabla 2).

Tabla 2. Diámetro (mm) de halos de inhibición producidos por 10 antibióticos en *Vibrio* spp.

Cepa / Strain	Penicilinas / Penicillins	Fosfonatos / Phosphonates	Fenicoles / Amphenicols		Tetracilinas / Tetracyclines		Aminoglucósidos / Aminoglycosides	Quinolonas / Quinolones		
	Ampicilina / Ampicillin (10 µg)	Fosfomicina / Fosfomycin (50 µg)	Cloranfenicol / Chloramphenicol (30 µg)	Florfenicol / Florfenicol (30 µg)	Oxitetraciclina / Oxytetracycline (30 µg)	Tetraciclina / Tetracycline (30 µg)	Gentamicina / Gentamicin (10 µg)	Acido nalidixico / Nalidixic acid (30 µg)	Enrofloxacin / Enrofloxacin (5 µg)	Norfloxacina / Norfloxacin (10 µg)
C1V	34.7	0.7	31.7	34.0	36.3	32.3	31.0	0.0	30.7	20.7
C2V	34.3	0.0	32.7	35.0	38.0	32.3	33.0	0.7	34.3	16.7
F1V	37.3	0.7	36.7	31.7	38.7	32.0	32.3	3.0	30.7	20.0
E1V	31.7	0.0	33.3	36.7	36.7	31.7	30.0	3.3	33.0	21.3
E2V	34.0	0.0	31.7	30.0	35.7	31.3	31.3	3.0	33.0	18.0
E3V	23.3	0.0	30.0	31.3	40.0	33.0	28.3	4.0	34.7	20.0
E4V	34.0	0.0	31.7	35.0	40.0	34.0	29.7	0.0	28.3	18.3
E5V	34.3	1.7	30.0	31.3	39.3	31.0	35.0	0.0	31.3	20.7
E6V	33.3	0.0	32.0	31.7	40.0	32.0	35.0	0.0	30.7	21.0
Media / Mean	33.0	0.3	32.2	33.0	38.3	32.2	31.7	1.6	31.9	19.6
Desviación estándar / Standard deviation	3.9	0.6	2.0	2.3	1.7	0.9	2.3	1.7	2.1	1.6

shape, white or beige coloration, convex elevation, flat surface, and entire margins), as pointed out by Sánchez *et al.* (2017) and Quispe *et al.* (2020). The strains purified in TSA yielded the results expected for LAB with respect to the Gram staining, oxidase, and catalase tests, *i.e.*, they were Gram-positive and negative regarding the oxidase and catalase tests, as pointed out by Churqui (2017). Nine LAB strains could be isolated, which were dubbed C1L, C2L, C3L, C4L, F1L, F2L, F3L, F4L, and F5L.

Antibiotic resistance of *Vibrio* spp.

Among the antibiotics employed in the antibiogram elaborated for the *Vibrio* spp. strains, fosfomicin and nalidixic acid were the ones which produced the smallest halos, with diameters of 0.3 ± 0.6 mm and 1.6 ± 1.7 mm, respectively; whereas the widest halos were produced by oxytetracycline, ampicillin, florfenicol, chloramphenicol, and tetracycline, with average diameters that fluctuated between 32.2 ± 0.9 mm and 38.3 ± 1.7 mm (Table 2).

Table 2. Diameter (mm) of inhibition halos produced by 10 antibiotics in *Vibrio* spp.

Las cepas evaluadas tuvieron un MAR de 0,2 y mostraron resistencia solo a la fosfomicina como al ácido nalidíxico, con la única excepción de C2V, que frente a la norfloxacina mostró una sensibilidad intermedia (Tabla 3).

The evaluated strains had a MAR of 0.2 and exhibited resistance only to fosfomicin and nalidixic acid, with C2V being the only exception, which showed an intermediate sensitivity to norfloxacin (Table 3).

Tabla 3. Resistencia y sensibilidad a antibióticos en cepas de *Vibrio* spp. (R = Resistente, I = Intermedio, S = Sensible).

Table 3. Resistance and sensitivity to antibiotics in *Vibrio* spp. strains (R = resistant, I = intermediate, S = sensitive).

Cepa / Strain	Penicilinas / Penicillins	Fosfonatos / Phosphonates	Fenicoles / Amphenicols		Tetraciclina / Tetracyclines		Aminoglucósidos / Aminoglycosides	Quinolonas / Quinolones		
	Ampicilina / Ampicillin (10 µg)	Fosfomicina / Fosfomycin (50 µg)	Cloranfenicol / Chloramphenicol (30 µg)	Florfenicol / Florfenicol (30 µg)	Oxitetraciclina / Oxytetracycline (30 µg)	Tetraciclina / Tetracycline (30 µg)	Gentamicina / Gentamicine (10 µg)	Acido nalidíxico / Nalidixic acid (30 µg)	Enrofloxacin / Enrofloxacin (5 µg)	Norfloxacin / Norfloxacin (10 µg)
C1V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	S
C2V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	I
F1V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	S
E1V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	S
E2V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	S
E3V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	S
E4V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	S
E5V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	S
E6V	S	R	S	S	S	S	S	R	S	S

El hecho que las cepas de *Vibrio* spp. mostraran resistencia al menos a un antibiótico, es común en estas bacterias. Varias investigaciones lo han reportado; así Banerjee *et al.* (2012), lo encontraron en 97,6 % de cepas aisladas de langostinos cultivados en Malasia; en Brasil, Rebouças *et al.* (2011) lo halló en 75 % de sus cepas y Albuquerque *et al.* (2015) en 61 % de las suyas.

Las cepas *Vibrio* spp. evaluadas en este estudio fueron resistentes a la fosfomicina y el ácido nalidíxico, este hecho no es algo aislado; pues resistencias similares ya se han verificado anteriormente. Así, cepas de *V. cholerae*, aisladas por Uppal *et al.* (2017) fueron resistentes a fosfomicina; mientras que cepas de *Vibrio* spp. aisladas por Aguirre (2019), mostraron resistencia al ácido nalidíxico aunque en menor grado de lo encontrado aquí.

The fact that the *Vibrio* spp. strains showed resistance to at least one antibiotic is common in these bacteria. Several studies have reported this. Banerjee *et al.* (2012) found it in 97.6 % of strains isolated from shrimps grown in Malaysia; in Brazil, Rebouças *et al.* (2011) found it in 75 % of their strains, and Albuquerque *et al.* (2015) in 61 % of theirs.

The *Vibrio* spp. strains evaluated in this study were resistant to fosfomicin and nalidixic acid, which is not an isolated fact, given that similar resistances have already been verified. Thus, *V. cholerae* strains isolated by Uppal *et al.* (2017) were resistant to fosfomicin, while *Vibrio* spp. strains isolated by Aguirre (2019) showed resistance to nalidixic acid, albeit to a lesser extent regarding the findings of this study.

Sin embargo la resistencia a ambos antibióticos no es constante en cepas de *Vibrio*, como lo indica Sotomayor *et al.* (2019) quienes encontraron, sensibilidad al ácido nalidíxico en 100 % de sus cepas y a la fosfomicina en 95 % de ellas; sin embargo, encontrar resistencia a diferentes antibióticos en *Vibrio* spp. es posible dado que según Zhao *et al.* (2018) en estas cepas se encuentra una gran cantidad de genes de resistencia a diversos antibióticos. Todas las cepas de *Vibrio* spp. evaluadas mostraron un MAR de 0,2; indicando un bajo índice de resistencia a antibióticos (Devi *et al.*, 2009); este valor se encuentra dentro de los rangos registrados para *Vibrio* en los estudios de Tan *et al.* (2020) (0,04 a 0,71), Kurdi *et al.* (2019) (0,2 a 0,7) y Letchumanan *et al.* (2019) (0,21 a 0,79), siendo además similar al hallado por Sotomayor *et al.* (2019) en una *hatchery* de langostinos en Ecuador que fue de 0,23.

Las cepas de *Vibrio* spp. aisladas en esta investigación fueron resistentes a la fosfomicina y al ácido nalidíxico; pertenecientes a solo dos familias antibióticas (fosfonatos y quinolonas), por ello ninguna fue clasificada como multiresistente según el criterio de Bleichenbacher *et al.* (2020). La resistencia antibiótica de las cepas de *Vibrio* spp. puede ser explicada por la existencia de múltiples mecanismos de resistencia en las bacterias de dicha especie, así se ha demostrado que la resistencia a fosfomicina es bastante frecuente pues, este antibiótico ingresa a la célula bacteriana a través de un transportador glicerofosfato no esencial, por lo que la mutación de tal transportador podría bloquear su ingreso sin alterar la viabilidad celular, por otro lado también se ha observado que cepas de *Vibrio* spp. pueden inactivar enzimáticamente al antibiótico (Dutta *et al.* 2021). En el caso de la resistencia al ácido nalidíxico que se ha observado en las cepas investigadas, se ha verificado que las bacterias pueden sufrir una mutación que altere el blanco de acción del ácido nalidíxico en la enzima DNA girasa haciendo que el antibiótico no tenga actividad (Dutta *et al.* 2021).

Inhibición *in vitro* de *Vibrio* spp. por cepas de BAL nativas

De las nueve cepas de BAL que se emplearon en el ensayo *in vitro*, tres inhibieron el mayor número de cepas de *Vibrio* spp. al aplicarse como sobrenadante o cultivo (C1L, F1L y F3L), dos tuvieron un menor efecto (C3L y F4L) inhibiendo tres y cinco cepas respectivamente y las restantes (C2L, C4L y F2L) no tuvieron poder inhibitorio (Tabla 4). En el caso de la cepa F5L, el cultivo no tuvo poder inhibitorio (diámetro del halo de 0 ± 0 mm) pero el

However, resistance to both antibiotics is not constant in *Vibrio* strains, as indicated by Sotomayor *et al.* (2019), who found sensitivity to nalidixic acid in 100 % of their strains, as well as to fosfomicin in 95 % of them. Nevertheless, finding a resistance to different antibiotics in *Vibrio* spp. is possible because, according to Zhao *et al.* (2018), in these strains, there is a large amount of genes involving resistance to diverse antibiotics. All of the evaluated *Vibrio* spp. strains showed a MAR of 0.2, indicating a low antibiotic resistance index (Devi *et al.*, 2009). This value is within the ranges reported for *Vibrio* in the studies conducted by Tan *et al.* (2020) (0.04 to 0.71), Kurdi *et al.* (2019) (0.2 to 0.7), and Letchumanan *et al.* (2019) (0.21 to 0.79), and it is also similar to that found by Sotomayor *et al.* (2019) in a shrimp hatchery in Ecuador (0.23).

The *Vibrio* spp. strains isolated in this research were resistant to fosfomicin and nalidixic acid, which belong to only two families of antibiotics (phosphonates and quinolones), which is why none of them was classified as multi-resistant according to the criteria by Bleichenbacher *et al.* (2020). The antibiotic resistance of the *Vibrio* spp. strains can be explained by the existence of multiple resistance mechanisms in the bacteria of this species. Thus, it has been demonstrated that a resistance to fosfomicin is very frequent, given that this antibiotic enters the bacterial cell through a non-essential glycerophosphate transporter, which is why a mutation in said transporter may block its entrance without altering cellular viability. On the other hand, it has also been observed that *Vibrio* spp. strains can enzymatically inactivate the antibiotic (Dutta *et al.* 2021). As for the resistance to nalidixic acid observed in the studied strains, it has been confirmed that the bacteria can undergo a mutation that alters nalidixic acid's target of action in the DNA-gyrase enzyme, causing the antibiotic to show no activity (Dutta *et al.* 2021).

***In vitro* inhibition of *Vibrio* spp. by native LAB strains**

Out of the nine LAB strains employed in *in vitro* testing, three of them inhibited the largest number of *Vibrio* spp. strains when applied as supernatant or culture (C1L, F1L, and F3L); two of them had a lesser effect (C3L and F4L), inhibiting three and five strains, respectively; and the remaining strains (C2L, C4L, and F2L) had no inhibitory power (Table 4). In the case of the F5L strain, the culture had no inhibitory power (halo diameter: 0 ± 0 mm), but the supernatant could slightly inhibit (halo diameter: 2.5 ± 6.1 mm) the C2V *Vibrio* spp. strain. The fact that

sobrenadante pudo inhibir ligeramente (diámetro del halo de $2,5 \pm 6,1$ mm) a la cepa C2V de *Vibrio* spp.; el hecho que los sobrenadantes en forma consistente tuvieran frecuentemente un poder inhibitor similar al cultivo bacteriano, indica que la actividad inhibitora se da posiblemente a través de la producción de metabolitos que son excretados por las BAL, tales como péptidos antimicrobianos o bacteriocinas, ácidos orgánicos, etanol, y peróxido de hidrógeno (Vieco-Saiz *et al.*, 2019).

Las cepas de BAL que produjeron mayores halos de inhibición fueron las cepas F3L (tanto sobrenadante como cultivo), F4L y F1L (ambas como cultivo) ($p < 0,05$), ellas ocasionaron halos con diámetros entre $8,0 \pm 5,9$ mm y $11,7 \pm 3,9$ mm; que fueron similares a los reportados por Le y Yang (2018) para *Lactobacillus* spp., aislados de langostinos fermentados, al inhibir a *Vibrio parahaemolyticus*, cuyos diámetros fueron superiores a 8 mm. Los resultados muestran que las cepas C1L, F1L y F3L tuvieron un prometedor poder probiótico contra *Vibrio* spp. a nivel *in vitro*.

supernatants consistently had an inhibitory power similar to that of the bacterial culture indicates that inhibitory activity may occur by means of the production of metabolites that are excreted by the LAB, such as antimicrobial peptides or bacteriocins, organic acids, ethanol, and hydrogen peroxide (Vieco-Saiz *et al.*, 2019).

The LAB strains that produced the largest inhibition halos were the F3L strains (both supernatant and culture) and F4L and F1L (both as culture) ($p < 0.05$). These caused halos with diameters between 8.0 ± 5.9 mm and 11.7 ± 3.9 mm, which were similar to those reported by Le and Yang (2018) for *Lactobacillus* spp. isolated from fermented shrimps, inhibiting *Vibrio parahaemolyticus*, whose diameters were greater than 8 mm. The results show that the strains C1L, F1L, and F3L exhibited a promising probiotic power against *Vibrio* spp. at the *in vitro* level.

Tabla 4. Diámetro de halos de inhibición producidos por cepas BAL en *Vibrio* spp.

Cepa de BAL / LAB strain	Componente utilizado / Component employed	Diámetro del halo de inhibición / Inhibition halo diameter (mm) ($\bar{x} \pm \sigma$)*	Número de cepas inhibidas / Number of inhibited strains	Cepa de <i>Vibrio</i> spp. inhibida / Inhibited <i>Vibrio</i> spp. strain
C1L	Sobrenadante / Supernatant	5.5 ± 4.6^{bc}	6	C1V, C2V, E2V, E3V, E5V, E6V
	Cultivo / Culture	6.0 ± 3.3^{bc}	6	
C2L	Sobrenadante / Supernatant	0.0 ± 0.0^d	0	
	Cultivo / Culture	0.0 ± 0.0^d	0	
C3L	Sobrenadante / Supernatant	5.2 ± 5.7^{bc}	3	E3V, E5V, E6V
	Cultivo / Culture	4.3 ± 5.0^{bcd}	3	
C4L	Sobrenadante / Supernatant	0.0 ± 0.0^d	0	
	Cultivo / Culture	0.0 ± 0.0^d	0	
F1L	Sobrenadante / Supernatant	6.2 ± 2.9^{bc}	6	C1V, E1V, E2V, E4V, E5V, F1V
	Cultivo	10.8 ± 3.8^a	6	
F2L	Sobrenadante / Supernatant	0.0 ± 0.0^d	0	
	Cultivo / Culture	0.0 ± 0.0^d	0	
F3L	Sobrenadante / Supernatant	8.7 ± 4.3^{ab}	6	C2V, E1V, E3V, E4V, E6V, F1V
	Cultivo / Culture	11.7 ± 3.9^a	6	
F4L	Sobrenadante / Supernatant	5.5 ± 4.3^{bc}	5	E1V, E3V, E4V, E6V, F1V
	Cultivo / Culture	8.0 ± 5.9^{ab}	5	
F5L	Sobrenadante / Supernatant	2.5 ± 6.1^{cd}	1	C2V
	Cultivo / Culture	0.0 ± 0.0^d	0	

* Letras diferentes indican diferencia estadística significativa según la prueba post-hoc de Duncan ($p < 0,05$).

Table 4. Diameter of inhibition halos produced by LAB strains in *Vibrio* spp.

* Different letters indicate a significant statistical difference according to the post-hoc Duncan test ($p < 0.05$).

Supervivencia en langostinos infectados experimentalmente con *Vibrio* spp. y tratados con BAL

Los langostinos infectados experimentalmente con *Vibrio* spp., que recibieron alimento balanceado con las cepas BAL ensayadas (C1L o F1L), mantuvieron una supervivencia significativamente superior a aquellos que recibieron sólo alimento balanceado, desde el segundo día post-infección hasta el fin del ensayo. En cuanto al crecimiento en peso, no se tuvo diferencia estadística significativa ($p > 0,05$) entre los tratamientos en ninguno de los días del experimento, el peso promedio varió entre 1,4 a 1,6 g, así como el consumo de alimento, medido como tasa de alimentación (peso de alimento/biomasa), también fue similar entre todos los tratamientos, no existiendo diferencia estadística significativa ($p > 0,05$), la tasa de alimentación varió de 8 % en los primeros cuatro días del experimento a 6 % en los últimos cuatro días.

Desde el tercer día post-infección, en los tratamientos con las BAL, no se produjo muertes de langostinos y se mantuvo la misma supervivencia ($92,3 \pm 0,0$ %) hasta el octavo día (fin del experimento); sin embargo los langostinos que no recibieron tratamiento con las BAL (tratamiento control), redujeron permanentemente su supervivencia hasta llegar al fin del experimento con $51,3 \pm 4,4$ %. Al final del experimento, los tratamientos en que se aplicó las cepas BAL (C1L y F1L) tuvieron la misma supervivencia, que fue estadísticamente superior ($p < 0,05$) a la correspondiente al tratamiento control (Figura 2).

Survival in shrimps that were experimentally infected with *Vibrio* spp. and treated with LAB

The shrimps that were experimentally infected with *Vibrio* spp. and received balanced food with the LAB strains under testing (C1L or F1L) maintained a significantly superior survival to those that only received balanced food, *i.e.*, from the second post-infection day to the end of the test. As for the weight increase, there was no significant statistical difference ($p > 0.05$) between the treatments regarding any day of the experiment. The average weight varied between 1.4 and 1.6 g, and food consumption, measured as a feed rate (food weight/biomass), was also similar in all treatments, there was no significant statistical difference ($p > 0.05$). The feed rate varied from 8 % in the first four days of the experiment to 6 % in the last four days.

From the third post-infection day, in the treatments with LAB, no shrimp deaths occurred, and the same survival was maintained (92.3 ± 0.0 %) until the eighth day (end of the experiment). However, the survival of the shrimps that did not receive LAB treatment (control) was permanently reduced until the end of the experiment, which showed values of 51.3 ± 4.4 %. At the end of the experiment, the treatments on which the LAB strains were applied (C1L and F1L) showed the same survival, which was statistically superior ($p < 0.05$) to that of the control treatment (Figure 2).

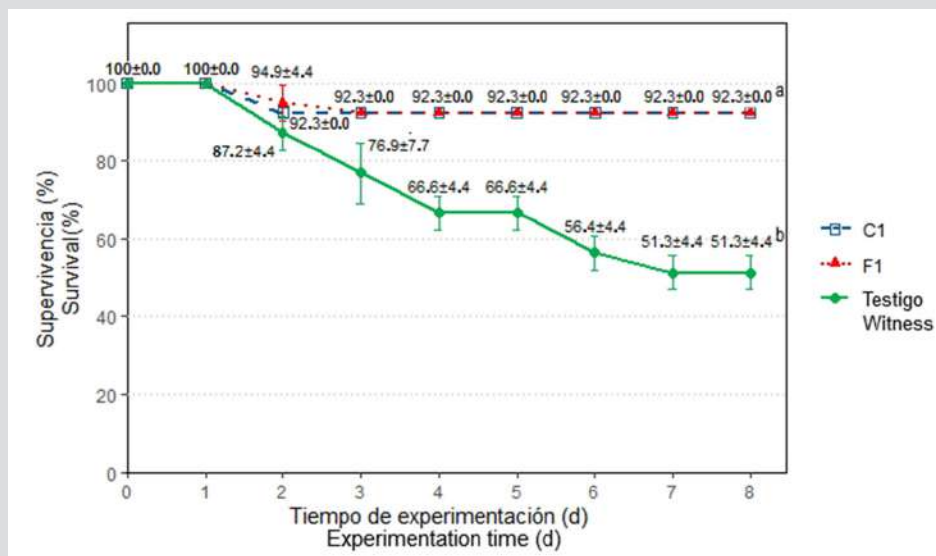


Figura 2. Supervivencia en langostinos infectados experimentalmente y tratados con alimento con cepas de BAL en el ensayo *in vivo*. Las letras que aparecen como superíndice indican diferencia estadísticamente significativa según la prueba post-hoc de Duncan.

Figure 2. Survival in shrimps experimentally infected and treated with food including LAB strains during *in vivo* testing. Superscript letters indicate a significant statistical difference according to the *post-hoc* Duncan test.

Los datos de la supervivencia de este ensayo son similares a los observados por Karthik *et al.* (2014) en un ensayo con *Penaeus monodon* y *L. vannamei* infectados con *Vibrio harveyi* y tratados con una cepa de *Lactobacillus* sp., en el que encontraron, a los 10 días post-infección, que las supervivencias de *P. monodon* y *L. vannamei* fueron de 94 % y 88 %, en tanto que en los tratamientos control, solo se tuvieron supervivencias de 20 % y 12 % respectivamente. Este tipo de comportamiento es indicador de un efecto inhibitorio *in vivo* de las cepas de BAL sobre las cepas de *Vibrio* spp. en langostinos. El poder inhibitorio mostrado por las cepas de BAL ensayadas (C1L y F1L) *in vivo*, aunado al hecho que dichas cepas fueron aisladas de langostinos de la zona, permiten inferir que aparte del poder bactericida demostrado *in vitro* e *in vivo*, las cepas son capaces de establecerse en el intestino del langostino protegiendo al langostino de la mortalidad generada por las cepas de *Vibrio* spp.

Recuento de colonias de *Vibrio* spp. en langostinos infectados

Del primer al quinto día del ensayo, el recuento de colonias de *Vibrio* spp. en hepatopáncreas de los langostinos infectados experimentalmente, fue estadísticamente similar en todos los tratamientos. Sin embargo al final del ensayo, en el octavo día post-infección, el recuento de *Vibrio* spp. fue significativamente menor ($p < 0,05$), en los tratamientos que utilizaron cepas de BAL ($9,64 \times 10^4$ y $9,33 \times 10^4$ UFC/g para las cepas F1L y C1L respectivamente) que en el tratamiento control ($1,02 \times 10^6$ UFC/g) (Tabla 5).

Una tendencia similar se ha reportado en las investigaciones de Huynh *et al.* (2018, 2019) y Karthik *et al.* (2014), en las que se encontró que al aplicar *Lactobacillus* sp. en el alimento balanceado, se alteró la composición de la comunidad intestinal de *L. vannamei*, disminuyendo marcadamente las poblaciones de bacterias patógenas de los géneros *Vibrio* y *Photobacterium*. En vista de los resultados observados con la aplicación de las cepas BAL en el alimento balanceado, sobre la supervivencia y en el recuento de *Vibrio* spp. en el hepatopáncreas del langostino se puede afirmar que las cepas C1L y F1L son capaces de inhibir a *Vibrio* spp. en langostinos infectados experimentalmente, siendo cepas con potencial para desarrollar un probiótico comercial que pueda ser aplicado en los cultivos de langostino de la región.

In this test, the survival data are similar to those observed by Karthik *et al.* (2014) in a test with *Penaeus monodon* and *L. vannamei* infected with *Vibrio harveyi* and treated with a strain of *Lactobacillus* sp., in which they found that the survival rates of *P. monodon* and *L. vannamei* were 94 % and 88 % ten days after the infection, whereas the control treatment only showed values of 20 % and 12 %, respectively. This type of behavior is an indicator of an *in vivo* inhibitory effect of LAB strains on *Vibrio* spp. strains in shrimps. The *in vivo* inhibitory power shown by the tested LAB strains (C1L and F1L), in addition to the fact that said strains were isolated from shrimps in the area, allow inferring that, apart from the bactericidal effect demonstrated both *in vitro* and *in vivo*, the strains can establish themselves in the shrimps' intestine, protecting them from the mortality caused by *Vibrio* spp. strains.

Vibrio spp. colony count in infected shrimps

From the first to the fifth day of testing, the *Vibrio* spp. colony count of the experimentally infected shrimps was statistically similar in all treatments. However, at the end of the test, on the eighth post-infection day, the *Vibrio* spp. count was significantly lower ($p < 0.05$) in the treatments using LAB strains (9.64×10^4 and 9.33×10^4 UFC/g for the F1L and C1L strains, respectively) than in the control treatment (1.02×10^6 UFC/g) (Table 5).

A similar trend has been reported in the studies conducted by Huynh *et al.* (2018), Huynh *et al.* (2019), and Karthik *et al.* (2014), where it was found that, by applying *Lactobacillus* sp. to the balanced food, the composition of the intestinal community of *L. vannamei* was altered, strongly reducing the populations of pathogenic bacteria of the genera *Vibrio* and *Photobacterium*. In light of the results observed with the application of LAB strains to the balanced food, regarding the survival and *Vibrio* spp. count in shrimp hepatopancreas, it can be stated that the C1L and F1L strains can inhibit *Vibrio* spp. in experimentally infected shrimps. These strains show potential for developing a commercial probiotic that can be implemented in shrimp crops in the region.



Tabla 5. Recuento de cepas de *Vibrio* spp. (UFC/g) en hepatopáncreas de langostinos según tratamiento en ensayo *in vivo*

Día de experimentación / Experimentation day	Tratamientos / Treatments		
	Control / Control	C1L / C1L	F1L / F1L
1	$1.50 \times 10^1 \pm 1.76 \times 10^1$ ^a	$6.67 \times 10^0 \pm 1.15 \times 10^0$ ^a	$1.23 \times 10^1 \pm 4.04 \times 10^0$ ^a
5	$5.05 \times 10^5 \pm 2.14 \times 10^5$ ^a	$3.80 \times 10^5 \pm 1.39 \times 10^5$ ^a	$3.64 \times 10^5 \pm 1.96 \times 10^5$ ^a
8	$1.02 \times 10^6 \pm 4.97 \times 10^5$ ^a	$9.33 \times 10^4 \pm 4.50 \times 10^4$ ^b	$9.64 \times 10^4 \pm 3.59 \times 10^4$ ^b

* Letras diferentes indican resultados estadísticamente diferentes.

Table 5. *Vibrio* spp. strain count (UFC/g) in shrimp hepatopancreas according to the treatment applied during *in vivo* testing

* Different letters indicate statistically different results.

CONCLUSIONES

Las nueve cepas de *Vibrio* spp. aisladas de langostinos de cultivo en Tumbes, tuvieron baja resistencia a antibióticos con índice MAR de 0,2, siendo resistentes a fosfomicina y ácido nalidíxico; no existiendo ninguna multirresistente.

Tres de las cepas de BAL nativas (F1L, C1L y F3L) aisladas de langostinos de cultivo, al ser aplicadas como sobrenadante o como cultivo pudieron inhibir *in vitro* a la mayoría de cepas de *Vibrio* spp, demostrando poder probiótico *in vitro*.

En el ensayo *in vivo*, las cepas F1L y C1L, incrementaron significativamente ($p < 0,05$) la supervivencia de langostinos infectados experimentalmente con cepas de *Vibrio* spp., así como redujeron significativamente ($p < 0,05$) el recuento de *Vibrio* spp. en el hepatopáncreas de los mismos, luego de ocho días post-infección.

Se concluye que las cepas de bacterias ácido lácticas F1L y C1L poseen potencial probiótico, demostrado a nivel *in vitro* e *in vivo*, frente a cepas de *Vibrio* spp. que afectan a langostinos de cultivo. Dichas cepas potencialmente podrían ser empleadas para desarrollar un probiótico comercial para combatir la vibriosis en cultivos de la región Tumbes y zonas aledañas.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Tumbes, por ayudar a financiar parte de esta investigación mediante el Proyecto de Investigación Avanzada: Desarrollo de alternativas terapéuticas para tratamiento de *Vibrio* spp. resistentes a antibióticos en *Litopenaeus vannamei*, autorizado mediante Resolución 0904-2018/UNTUMBES-CU.

CONCLUSIONS

The nine *Vibrio* spp. strains isolated from cultured shrimps in Tumbes showed a low resistance to antibiotics, with an MAR index of 0.2 and being resistant to fosfomicin and nalidixic acid. There is no multi-resistant strain.

Three out of the native LAB strains (F1L, C1L, and F3L) isolated from cultured shrimps, when applied as supernatant or as culture, could inhibit most *Vibrio* spp. strains *in vitro*, thus exhibiting *in vitro* probiotic power.

In the *in vivo* test, the F1L and C1L strains significantly increased ($p < 0.05$) the survival of shrimps that were experimentally infected with *Vibrio* spp. strains, and they significantly reduced ($p < 0.05$) the *Vibrio* spp. count in their hepatopancreas eight days after infection.

It is concluded that the lactic acid bacteria strains F1L and C1L have probiotic potential, which was demonstrated both *in vitro* and *in vivo*, against *Vibrio* spp. strains that affect cultured shrimps. Said strains could potentially be employed to develop a commercial probiotic to tackle vibriosis in crops in the region of Tumbes and its neighboring areas.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Universidad Nacional de Tumbes for helping us to fund part of this research via the Advanced Research Project titled Development of therapeutical alternatives for treating antibiotic-resistant *Vibrio* spp. in *Litopenaeus vannamei*, authorized through Resolution 0904-2018/UNTUMBES-CU.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Aguirre, L.E. 2019. Efecto del neem (*Azadirachta indica*) y orégano (*Origanum vulgare*) en el crecimiento de *Vibrio* spp. resistentes a antibióticos, aislados de *Litopenaeus vannamei*. Tesis Ing. Pesq., Univ. Nacional de Tumbes, Tumbes. 62 p.
- Albuquerque, R., R.L. Araújo, O.V. Souza and R.H.S. Vieira. 2015. Antibiotic-resistant vibrios in farmed shrimp. Biomed. Res. Int., 2015:1–5. <https://doi.org/10.1155/2015/505914>
- Aranguren, L.F., H.N. Mai, B. Noble and A.K. Dhar. 2020. Acute hepatopancreatic necrosis disease (VPAHPND), a chronic disease in shrimp (*Penaeus vannamei*) population raised in Latin America. J. Invertebr. Pathol., 174:107424. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2020.107424>
- Banerjee, S., M.C. Ooi, M. Shariff and H. Khatoun. 2012. Antibiotic resistant *Salmonella* and *Vibrio* associated with farmed *Litopenaeus vannamei*. Sci. World. J., 2012:1–6. <https://doi.org/10.1100/2012/130136>
- Bermúdez-Almada, M.D.C., A. Espinosa-Plascencia, M.L. Santiago-Hernández, C.J. Barajas-Borgo and E. Acedo-Félix. 2014. Comportamiento de oxitetraciclina en camarón de cultivo *Litopenaeus vannamei* y la sensibilidad a tres antibióticos de bacterias de *Vibrio* aisladas de los organismos. Biotecnia, 16(3):29. <https://biotecnia.unison.mx/index.php/biotecnia/article/view/138>
- Bleichenbacher, S., M.J.A. Stevens, K. Zurfluh, V. Perreten, A. Endimiani, R. Stephan and M. Nüesch-Inderbinen. 2020. Environmental dissemination of carbapenemase-producing Enterobacteriaceae in rivers in Switzerland. Environ. Pollut., 265: 115081. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115081>
- Cayul, A.A. 2003. Estudio de resistencia a antimicrobianos de uso frecuente en medicina veterinaria, de patógenos bacterianos aislados de metritis bovina en rebaños lecheros de la décima región. Tesis Med. Vet., Universidad Austral de Chile, Valdivia. 95 p.
- Chandrakala, N. and S. Priya. 2017. Vibriosis in shrimp aquaculture a review. Int. J. Sci. Eng., 3(2):27–33.
- Churqui, J.M. 2020. Bacterias ácido lácticas aisladas con capacidad antagonica de cepas de *Escherichia coli* y *Staphylococcus aureus* de quesos frescos expendidos en tres mercados de la ciudad de Puno-2017. Tesis Biol., Universidad Nacional del Altiplano, Puno. 58 p.
- CLSI. 2019. Performance standards for antimicrobial susceptibility testing. CLSI Supplement M100. 29th ed. CLSI, Wayne. 282 p.
- Culot, A., N. Grosset, Q. Bruey, M. Auzou, J.-C. Giard, B. Favard, A. Wakatsuki, S. Baron, S. Frouel, C. Techer and M. Gautier. 2021. Isolation of Harveyi clade *Vibrio* spp. collected in aquaculture farms: How can the identification issue be addressed?. J. Microbiol. Meth., 180:106106. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2020.106106>
- de Souza, C. and A.H.L. Wan. 2021. *Vibrio* and major commercially important vibriosis diseases in decapod crustaceans. J. Invertebr. Pathol., 181: 107527. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2020.107527>
- Devi, R., P.K. Surendran and K. Chakraborty. 2009. Antibiotic resistance and plasmid profiling of *Vibrio parahaemolyticus* isolated from shrimp farms along the southwest coast of India. World J. Microbiol. Biotechnol., 25(11):2005–2012. <https://doi.org/10.1007/s11274-009-0101-8>
- Dutta, D., A. Kaushik, D. Kumar and S. Bag. 2021. Foodborne pathogenic vibrios: Antimicrobial resistance. Front. Microbiol., 12: 638331. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.638331>
- Esguerra, D.A. 2012. Evaluación en un sistema cerrado de cuatro aislados bacterianos con potencial probiótico en la dieta de tilapia *Oreochromis niloticus*. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 48 p.
- FAO. 2020. The state of world fisheries and aquaculture 2020. FAO, Rome. 224 p.
- Gómez-Gil, B., A. Roque y S. Soto-Rodríguez. 2015. Vibriosis en camarones y su diagnóstico: 137–150. En: Ruiz-Luna, A., C.A. Berlanga-Robles y M. Betancourt (Eds.). Avances en acuicultura y manejo ambiental. Trillas: CIAD, Hermosillo. 150 p.
- Huynh, T.-G., C.-C. Chi, T.-P. Nguyen, T.-T.-T.H. Tran, A.-C. Cheng and C.-H. Liu. 2018. Effects of synbiotic containing *Lactobacillus plantarum* 7-40 and galactooligosaccharide on the growth performance of white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. Aquac. Res., 49(7):2416–2428. <https://doi.org/10.1111/are.13701>
- Huynh, T.-G., S.-Y. Hu, C.-S. Chiu, Q.-P. Truong and C.-H. Liu. 2019. Bacterial population in intestines of white shrimp, *Litopenaeus vannamei* fed a synbiotic containing *Lactobacillus plantarum* and galactooligosaccharide. Aquac. Res., 50(3):807–817. <https://doi.org/10.1111/are.13951>
- Jeyasanta, K.I., T. Lilly and J. Patterson. 2017. Prevalence of *Vibrio* species in the cultured shrimp and their antibiotic resistants. Asian J. Appl. Sci., 1(8):100–111.
- Karthik, R., A.J. Hussain and R. Muthazhilan. 2014. Effectiveness of *Lactobacillus* sp (AMET1506) as probiotic against vibriosis in *Penaeus monodon* and *Litopenaeus vannamei* shrimp aquaculture. Biosci. Biotechnol. Res. Asia, 11(SE):297–305. <https://doi.org/10.13005/bbra/1423>
- Kewcharoen, W. and P. Srisapoom. 2019. Probiotic effects of *Bacillus* spp. from Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) on water quality and shrimp growth, immune responses, and resistance to *Vibrio parahaemolyticus* (AHPND strains). Fish Shellfish Immunol., 94: 175–189. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2019.09.013>
- Khelissa, S., N.-E. Chihib and A. Gharsallaoui. 2020. Conditions of nisin production by *Lactococcus lactis* subsp. *lactis* and its main uses as a food preservative. Arch. Microbiol., 203(2):465–480. <https://doi.org/10.1007/s00203-020-02054-z>



- Krishnani, K.K., V. Kathiravan, N.A. Shakil, M.K. Singh, M.P. Brahmane, K.K. Meena, B. Sarkar, K. Choudhary, M.K. Singh and J. Kumar. 2015. Bactericidal activity of nanopolymers against shrimp pathogenic bacterium *Vibrio harveyi*. Proc. Natl. Acad. Sci. India Sect. B Biol. Sci., 85(4):1079–1086. <https://doi.org/10.1007/s40011-015-0517-x>
- Kumaran, M., P.R. Anand, J.A. Kumar, T. Ravisankar, J. Paul, K.P.K. Vasagam, D.D. Vimala and K.A. Raja. 2017. Is Pacific white shrimp (*Penaeus vannamei*) farming in India is technically efficient? — A comprehensive study. Aquaculture, 468: 262–270. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.10.019>
- Kurdi, M.M., S. Mutalib, M. Ghani, N.A.M. Zaini and A.A. Ariffin. 2019. Multiple antibiotic resistance (MAR), plasmid profiles, and DNA polymorphisms among *Vibrio vulnificus* isolates. Antibiotics, 8(2):68. <https://doi.org/10.3390/antibiotics8020068>
- Lamari, F., K. Sadok, A. Bakhrouf and F.-J. Gatesoupe. 2014. Selection of lactic acid bacteria as candidate probiotics and *in vivo* test on *Artemia nauplii*. Aquac. Int., 22(2):699–709. <https://doi.org/10.1007/s10499-013-9699-5>
- Le, B. and S.H. Yang. 2018. Probiotic potential of novel *Lactobacillus* strains isolated from salted-fermented shrimp as antagonists for *Vibrio parahaemolyticus*. J. Microbiol., 56(2):138–144
- Letchumanan, V., N.-S. Ab Mutalib, S.H. Wong, K.-G. Chan and L.-H. Lee. 2019. Determination of antibiotic resistance patterns of *Vibrio parahaemolyticus* from shrimp and shellfish in Selangor, Malaysia. Prog. Microbes Mol. Biol., 2(1):a0000019.
- Luis-Villaseñor, I.E., D. Voltolina, B. Gomez-Gil, F. Ascencio, Á.I. Campa-Córdova, J.M. Audelo-Naranjo and O.O. Zamudio-Armenta. 2015. Probiotic modulation of the gut bacterial community of juvenile *Litopenaeus vannamei* challenged with *Vibrio parahaemolyticus* CAIM 170. Lat. Am. J. Aquat. Res., 43(4):766–775. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue4-fulltext-15>
- Mahjoub, M., M. Mirbakhsh, M. Afsharnasab, S. Kakoolaki and S. Hosseinzadeh. 2019. Inhibitory activity of native probiotic *Bacillus vallismortis* IS03 against pathogenic *Vibrio harveyi* under *in vitro* and *in vivo* conditions in *Litopenaeus vannamei*. Iran. J. Aquat. Anim. Health, 5(2): 54–66. <https://doi.org/10.29252/ijaah.5.2.54>
- Mulyadi, N.I. and W. Iba. 2020. Efficacy of seaweed (*Sargassum* sp.) extract to prevent vibriosis in white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) juvenile. Int. J. Zool. Res., 16(1):1–11. <https://doi.org/10.3923/ijzr.2020.1.11>
- NCCLS. 1999. Methods for dilution antimicrobial susceptibility test for bacteria that grow aerobically. Approved Standard. NCCLS Document M7-A3. 3rd Edition. NCCLS, Wayne. 282 p.
- Pandiyan, P., D. Balaraman, R. Thirunavukkarasu, E.G.J. George, K. Subramaniyan, S. Manikkam and B. Sadayappan. 2013. Probiotics in aquaculture. Drug Invent. Today, 5(1):55–59. <https://doi.org/10.1016/j.dit.2013.03.003>
- Quispe, G.W., M.B. Mantilla, A. Cama., Y. Ortega y N. Sandoval. 2020. Aislamiento de bacterias nativas de *Oncorhynchus mykiss* con potencial probiótico frente a *Yersinia ruckeri*. Rev. Investig. Vet. Perú, 31(4):e19024. <http://dx.doi.org/10.15381/rivep.v31i4.19024>
- Rebouças, R.H., O.V. de Sousa, A. Sousa, F.R. Vasconcelos, P. Barroso and R.H. Silva. 2011. Antimicrobial resistance profile of *Vibrio* species isolated from marine shrimp farming environments (*Litopenaeus vannamei*) at Ceará, Brazil. Environ. Res., 111(1):21–24. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.09.012>
- Rodríguez, A. 2017. Probióticos en la producción piscícola. Tesis Biotec. Agr., Univ. Nal. Abierta Distancia, Neiva, Colombia. 35 p.
- Rosado, A.A. 2018. Resistencia antimicrobiana de bacterias del género *Vibrio* en langostino blanco (*Litopenaeus vannamei*) en centros de cultivo de la región Tumbes. Tesis Med. Vet., Univ. Ricardo Palma, Lima. 91 p.
- RSPCA. 2016. Humane killing and processing of crustaceans for human consumption. RSPCA Australia, Victoria. 9 p.
- Saavedra-Olivos, K.Y., T. Peralta-Ortiz, A. Ordínola-Zapata, J.E. Sandoval-Ramayoni, E.G. Vieyra-Peña, M.A. Zapata-Cruz, A. Hidalgo-Mogollón, B. Morán, O. A. Mendoza-Neyra, M.E. Mendoza-Dioses y S.Y. Campoverde-Peña. 2018. Detección de una proteína asociada a la enfermedad de la necrosis hepatopancreática aguda (AHPND) en *Litopenaeus vannamei* bajo cultivo semi-intensivo en Ecuador. Rev. Investig. Vet. Perú, 29(1):328. <https://doi.org/10.15381/rivep.v29i1.14194>
- Sabir, M., M.M. Ennaji y N. Cohen. 2013. *Vibrio alginolyticus*: An emerging pathogen of foodborne diseases. Int. J. Sci. Technol., 2(4):302–309.
- Sánchez, H., G. Ochoa, C. Rojas, T. Peralta y A. Ordínola. 2017. Aislamiento de péptidos inhibidores de bacterias a partir de bacterias ácido lácticas del tracto digestivo del lechón e identificación mediante prueba proteómica. Sci. Agropecu., 8(4):437–443. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2017.04.15>
- Seguel, V.A. 2009. Evaluación de la susceptibilidad y determinación de la concentración inhibitoria mínima de cuatro antibióticos blindados en agentes bacterianos asociados a enfermedades de salmonídeos. Tesis Med. Vet., Univ. Austral de Chile, Valdivia. 95 p.
- Sotomayor, M.A., J.K. Reyes, L. Restrepo, C. Domínguez-Borbor, M. Maldonado and B. Bayot. 2019. Efficacy assessment of commercially available natural products and antibiotics, commonly used for mitigation of pathogenic *Vibrio* outbreaks in Ecuadorian *Penaeus (Litopenaeus) vannamei* hatcheries. PLoS ONE, 14(1):e0210478. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210478>
- Stalin, N. and P. Srinivasan. 2016. Molecular characterization of antibiotic resistant *Vibrio harveyi* isolated from shrimp aquaculture environment in the south east coast of India. Microb. Pathol., 97:110–118. <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2016.05.021>

- Tan, C.W., Y. Rukayadi, H. Hasan T.Y. Thung, E. Lee, W.D. Rollon, H. Hara, A.Y. Kayal, M. Nishibuchi and S. Radu. 2020. Prevalence and antibiotic resistance patterns of *Vibrio parahaemolyticus* isolated from different types of seafood in Selangor, Malaysia. Saudi J. Biol. Sci., S1319562X20300036. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.01.002>
- Uppal, B., B. Mehra, P.S. Panda and S.K. Kumar. 2017. Antimicrobial susceptibility profile of *Vibrio cholerae* strains isolated at a tertiary care medical centre in New Delhi, India. Int. J. Com. Med. Publ. Health, 4(3):868. <https://doi.org/10.18203/2394-6040.ijcmph20170775>
- Varela-Mejías, A. y R. Alfaro-Mora. 2018. Revisión sobre aspectos farmacológicos a considerar para el uso de antibióticos en la camaronicultura. Rev. Investig. Vet. Perú, 29(1):1–14. <https://doi.org/10.15381/rivep.v29i1.14186>
- Vieco-Saiz, N., Y. Belguesmia, R. Raspoet, E. Auclair, F. Gancel, I. Kempf and D. Drider. 2019. Benefits and inputs from lactic acid bacteria and their bacteriocins as alternatives to antibiotic growth promoters during food-animal production. Front. Microbiol., 10:57. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00057>
- Watts, J., H. Schreier, L. Lanska and M. Hale. 2017. The rising tide of antimicrobial resistance in aquaculture: sources, sinks and solutions. Mar. Drugs, 15(6):158. <https://doi.org/10.3390/md15060158>
- Zhao, Y., X. Zhang, Z. Zhao, C. Duan, H. Chen, M. Wang, H. Ren, Y. Yin and L. Ye. 2018. Metagenomic analysis revealed the prevalence of antibiotic resistance genes in the gut and living environment of freshwater shrimp. J. Hazard Mater., 350: 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.02.004>
- Zhao, Y., Q.E. Yang, X. Zhou, F.-H. Wang, J. Muurinen, M.P. Virta, K.K. Brandt and Y.-G. Zhu. 2020. Antibiotic resistome in the livestock and aquaculture industries: Status and solutions. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 2020: 1–38. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1777815>

RECIBIDO/RECEIVED: 06/02/2021

ACEPTADO/ACCEPTED: 02/05/2022



Contaminación por elementos trazas en sedimentos superficiales marinos de la bahía del Callao, Perú

Trace elements pollution in marine surface sediments of Callao Bay, Peru

Joseph Rosas¹, Lorena Alvarino¹, Angélica Guabloche¹, Seid Romero¹, Luz Castañeda¹ y Jose Iannacone^{1,2,3*}

0000-0002-9166-1255 0000-0003-1544-511X 0000-0002-3157-0650 0000-0002-6391-5684 0000-0002-4053-1741 0000-0003-3699-4732

1. Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA), Escuela Universitaria de Posgrado, Grupo de Investigación en Sostenibilidad Ambiental, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal, Jr. Río Chepén 290, El Agustino, Perú. joseph.rm.bio@gmail.com, lorenaalvarino@gmail.com, angelguabloche2012@gmail.com, seid.romero@gmail.com, lcastaneda@unfv.edu.pe y joseiannaconeoliver@gmail.com*
 2. Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Biológicas, Grupo de Investigación "One Health", Universidad Ricardo Palma, Av. Alfredo Benavides 5440, Santiago de Surco, Perú.
 3. Facultad de Ciencias Ambientales, Escuela de Ingeniería Ambiental, Coastal Ecosystems of Peru Research Group. Universidad Científica del Sur, Defensores del Morro, Lima, Perú.
- * Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

En este estudio se evaluó la contaminación por elementos trazas en el sedimento superficial de la bahía del Callao, Perú. Se analizaron 28 elementos trazas en sedimentos marinos superficiales, provenientes de cuatro estaciones por cada temporada (otoño, invierno, primavera y verano), durante el período 2015-2016, a través de espectrofotometría de absorción atómica con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). Se utilizaron índices para determinar el grado de contaminación del sedimento. El As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn podrían estar asociados a efectos tóxicos sobre la biota del sedimento marino superficial con base en una evaluación de riesgo ecológico. Los valores de EF (factor de enriquecimiento) indicaron un enriquecimiento extremadamente alto por las medias anuales de As, Cd, Ag y Pb, mientras que los de CF (factores de contaminación) indicaron alta contaminación. Además, se determinó que el sedimento marino superficial de la bahía del Callao se encuentra altamente contaminado, debido principalmente a As, Cd y Pb: ${}_m\text{Cd}$ (índice de riesgo ecológico potencial), PI_{Avg} (promedio de índice de contaminación) y $\text{PI}_{\text{Nemerow}}$ (índice de contaminación de Nemerow).

PALABRAS CLAVE: Elementos trazas, indicadores ambientales, índices geoquímicos, riesgo ecológico, sedimentos.

ABSTRACT

In this study, trace element contamination in the superficial sediment of the Callao Bay, Peru was evaluated. 28 trace elements were analyzed by inductively coupled plasma atomic absorption spectrophotometry (ICP-MS) in surface marine sediments from four stations for each season (autumn, winter, spring, and summer) during the 2015 -2016 period. Contamination indices were used to determine the degree of contamination of the sediment. As, Cd, Cu, Hg, Pb, and Zn could be associated with toxic effects on the biota of the superficial marine sediment based on an ecological risk assessment. The EF (Enrichment Factor) values indicated an extremely high enrichment for the annual means of As, Cd, Ag, and Pb, while the Cfs (Contamination Factors) indicated high contamination. In addition, it was determined that the superficial marine sediment of the Callao Bay is highly contaminated, mainly due to As, Cd, and Pb: ${}_m\text{Cd}$ (Index of the degree of contamination in sediments), RI (Index of potential ecological risk), PI_{Avg} (Average of contamination index), and $\text{PI}_{\text{Nemerow}}$ (Nemerow pollution index).

KEYWORDS: Ecological risk, environmental indicators, geochemical indices, sediment, trace elements.

INTRODUCCIÓN

El comportamiento de los elementos trazas en los sistemas acuáticos de un entorno costero típico requiere una atención importante debido a la alteración antropogénica global de los ciclos de los elementos (Olatunde *et al.*, 2015). En los ecosistemas acuáticos naturales los elementos trazas presentan bajas concentraciones; sin embargo, los altos niveles de contaminación de los elementos trazas se han convertido en un problema de creciente preocupación debido a su toxicidad y su acumulación en el hábitat acuático (Hasan *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2020; Shirani *et al.*, 2020).

A lo largo del litoral marino de la Región Callao, Perú se desarrollan pequeñas y grandes industrias. En sus aguas, existe un intenso tráfico marítimo, pesca y turismo, y sus playas reciben millones de bañistas (Velazco, 2011). Los desechos domésticos, industriales y portuarios son la principal fuente de contaminación y de elementos trazas en las aguas costeras (Valdés *et al.*, 2011; Guíñez *et al.*, 2015; Sáez *et al.*, 2018). Los sedimentos marinos constituyen el principal reservorio de elementos trazas de la mayoría de las sustancias de origen antrópico en los ecosistemas marinos (Hasan *et al.*, 2013; Marín *et al.*, 2016; Braga-Castro *et al.*, 2018; Enrique-Romero *et al.*, 2019) y se ha registrado la presencia de Cd, Ni y Mn (Solís *et al.*, 2011).

En la actualidad no existen estudios que utilicen índices para evaluar la contaminación de sedimentos marinos superficiales en el Perú. Sin embargo, diversos estudios han utilizado índices de contaminación del sedimento como una herramienta para evaluar el nivel de polución de desembocaduras de ríos o en playas, y para el procesamiento, análisis y transmisión de información medioambiental en bruto para los tomadores de decisiones, técnicos o población en general (Caeiro *et al.*, 2005; Herrera *et al.*, 2019; Shirani *et al.*, 2020).

Los elementos trazas y los efectos adversos de la contaminación en los sedimentos marinos de la región costera del Callao es un tema de alta importancia (Guzmán, 1996; Solís *et al.*, 2011). El presente estudio evaluó la contaminación por elementos trazas en sedimentos superficiales marinos de la bahía del Callao, Perú.

ÁREA DE ESTUDIO

La bahía del Callo se encuentra situada en la costa central del Perú, al norte de La Punta, e incluye el puerto del Callao y la desembocadura de los ríos Rímac y Chillón

INTRODUCTION

The behavior of trace elements in the aquatic systems of a typical coastal environments-requires special attention, given the global anthropogenic alteration of the trace element cycles (Olatunde *et al.*, 2015). In natural aquatic systems, trace elements exhibit low concentrations. However, high pollution levels of trace elements have become a growing concern, given the toxicity of trace elements and their accumulation in the aquatic medium (Hasan *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2020; Shirani *et al.*, 2020).

Along the marine littoral of the Callao region (Perú), small and large industries are developing. In these waters, there is intense maritime traffic, fishing, and tourism, and their beaches receive millions of bathers (Velazco, 2011). Domestic, industrial, and port waste are the main source of pollution and trace elements in coastal waters (Valdés *et al.*, 2011; Guíñez *et al.*, 2015; Sáez *et al.*, 2018). Marine sediments constitute the main trace elements reservoir for most substances of anthropic origin in marine ecosystems (Hasan *et al.*, 2013; Marín *et al.*, 2016; Braga-Castro *et al.*, 2018; Enrique-Romero *et al.*, 2019), and the presence of Cd, Ni, and Mn has been recorded (Solís *et al.*, 2011).

There are currently no studies that use pollution indices to evaluate the contamination of surface marine sediments in Peru. However, diverse studies have used sediment contamination indices as a tool to evaluate the pollution level of river mouths or beaches, as well as for processing, analyzing, and transmitting raw environmental information for decision-makers, technicians, or the general population (Caeiro *et al.*, 2005; Herrera *et al.*, 2019; Shirani *et al.*, 2020).

Trace elements and the adverse effects of pollution on marine sediments in the Callao coastal region are an issue of great importance (Guzmán, 1996; Solís *et al.*, 2011). This study evaluated the trace elements pollution of surface marine sediments in Callao Bay, Perú.

STUDY AREA

Callao Bay is located in the central coast of Peru, north of La Punta, and includes Callao port and the Rímac and Chillón river mouths (Correa *et al.*, 2008). Its beaches are an important tourist center in summer and Callao port is the country's main port (Velazco, 2011; Suárez-Alemán *et al.*, 2019). In front of the coast are the San Lorenzo and El Frontón islands and the Palomino, Cabinzas, and Redondo

(Correa *et al.*, 2008). Sus playas son un importante foco turístico en verano y el Callao es el principal puerto del país (Velazco, 2011; Suárez-Alemán *et al.*, 2019). Frente a la costa se encuentran las islas San Lorenzo y Frontón y los islotes Palomino, Cabinzas y Redondo. Además, la zona costera recibe descargas de los ríos, de los efluentes orgánicos e inorgánicos procedentes de los colectores de toda la ciudad de Lima, así como otras fuentes de vertimiento (GRC, 2013; Velaochaga *et al.*, 2018). El primer punto de muestreo (BC₁) correspondió a la zona frente a la Escuela Naval (12° 4' 3,30" S; 77° 10' 10,96" O); el segundo punto (BC₂) se ubicó frente al Instituto del Mar del Perú (12° 3' 56,20" S; 77° 9' 30,70" O), el tercer punto (BC₃) compete al área frente al muelle del Callao (12° 2' 34,10" S; 77° 9' 15,40" O). Finalmente, el último punto de muestreo (BC₄) pertenece a la zona costera de la isla San Lorenzo (12° 5' 16,57" S; 77° 1' 52,03" O) (Figura 1), esta isla y sus alrededores presentan una biota bien conservada debido a la ausencia casi total de la actividad humana desde hace muchos años.

islets. Moreover, the coastal area receives discharges from the Rímac and Chillón rivers, from the organic and inorganic effluents from all collectors in the city of Lima as well as from other discharge sources (GRC, 2013; Velaochaga *et al.*, 2018).

The first sampling station (BC₁) corresponded to the area in front of the naval school (12° 4' 3.30" S; 77° 10' 10.96" W); the second station (BC₂) was located in front of the Peruvian Sea Institute (12° 3' 56.20" S; 77° 9' 30.70" W); the third station (BC₃) corresponded to the area in front of Callao Harbor (12° 2' 34.10" S; 77° 9' 15.40" W); and the last sampling station (BC₄) located in the coastal area of San Lorenzo Island (12° 5' 16.57" S; 77° 1' 52.03" W) (Figure 1). This island and its surroundings have a well-preserved biota due to the almost complete absence of human activity for many years.

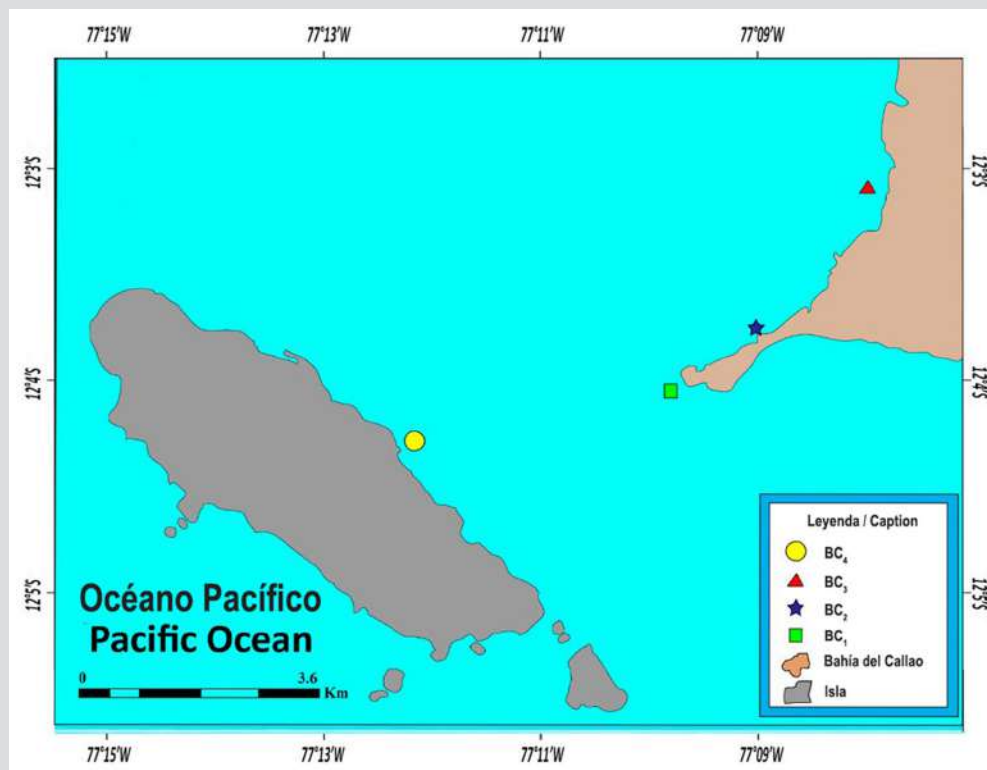


Figura 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo de sedimento marino superficial de la bahía del Callao, Perú. BC₁ = Frente a la Escuela Naval (12° 4' 3,30" S; 77° 10' 10,96" O). BC₂ = Frente al Instituto del Mar del Perú (12° 3' 56,20" S; 77° 9' 30,70" O). BC₃ = Frente al Muelle del Callao (12° 2' 34,10" S; 77° 9' 15,40" O). BC₄ = Isla San Lorenzo (12° 5' 16,57" S; 77° 1' 52,03" O).

Figure 1. Geographical location of the surface marine sediment sampling stations in Callao Bay, Peru. (BC₁) in front of the Naval School (12° 4' 3,30" S; 77° 10' 10,96" W); the second station (BC₂) was located in front of the Peruvian Sea Institute (12° 3' 56,20" S; 77° 9' 30,70" W); the third station (BC₃) corresponded to the area in front of Callao dock (12° 2' 34,10" S; 77° 9' 15,40" W); and the last sampling station (BC₄) belonged to the coastal area of San Lorenzo Island (12° 5' 16,57" S; 77° 1' 52,03" W).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se extrajeron un total de 16 muestras de sedimentos marinos costeros provenientes de cuatro estaciones (BC₁, BC₂, BC₃ y BC₄), ubicadas en la zona costera de la bahía del Callao, Perú bajo un criterio estacional-espacial a lo largo de un año, entre mayo 2015 y enero 2016. El criterio estacional refirió a tomar cuatro muestras de sedimento por cada estación (otoño 2015, invierno 2015, primavera 2015 y verano 2016). Para el análisis de concentración de los elementos trazas en sedimentos se obtuvieron muestras de 500 g de sedimento superficial empleando una draga Van Veen de 0,04 m² de área de barrido por cada lanzada desde el bote usado para la colecta. Las muestras fueron conservadas y preservadas a -4 °C para su posterior análisis.

La determinación de los 28 elementos trazas (Al, Sb, As, Ba, Be, B, Ca, Ce, Cd, Co, Cr, Cu, St, P, Fe, Li, Mg, Mn, Hg, Mo, Ni, Ag, Pb, K, Na, T, V y Zn) del sedimento marino se realizó por espectrometría de masa con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, NexION 2000B, PerkinElmer, EE. UU.). El instrumento fue calibrado tres veces para un control de calidad y se determinó una desviación estándar de 6 %. Para la determinación de las concentraciones totales de los elementos trazas en sedimentos para el ICP-M se tomó una muestra de un gramo (peso seco) y se adicionaron 10 mL de una mezcla de ácido nítrico y ácido clorhídrico en relación de 6:2 hasta su digestión completa (Karadede y Ünlü, 2007). El Hg se digirió y se trató mediante la adición de una mezcla de ácidos: ácido sulfúrico (H₂SO₄), ácido nítrico (HNO₃) y permanganato de potasio (KMnO₄), y su análisis se realizó por la técnica de absorción atómica acoplada a vapor frío (APHA, 2018). Las soluciones obtenidas de los sedimentos fueron introducidas tres veces al ICP-MS y los valores de las concentraciones fueron registradas como un promedio de las tres réplicas. A cada una de las muestras de sedimento se le determinó el contenido de arena, arcilla y limo por la técnica de los tamices (Gilabert de Brito *et al.*, 2015; APHA, 2018).

Debido a que en el Perú no existen estándares de calidad ambiental para elementos trazas en sedimentos marinos, se compararon las medias de las concentraciones de todos los elementos trazas analizados entre todas las estaciones (BC₁, BC₂, BC₃ y BC₄), las temporadas (otoño, invierno, primavera y verano) y la media anual con los valores estándar establecidos en el ECA canadiense para sedimentos marinos y el ECA australiano-neozelandés para sedimentos marinos (Anzeccc–Armcanz, 2000; CCME, 2011). Las medias de las concentraciones de As, Cd, Cr, Cu,

MATERIALS AND METHODS

A total of 16 coastal marine sediments were extracted from four stations (BC₁, BC₂, BC₃, and BC₄), located in the coastal zone of Callao Bay (Perú), under a seasonal-spatial criterion throughout one year, between May 2015 and January 2016. The seasonal criterion involved taking four sediment samples per season (Autumn 2015, Winter 2015, Spring 2015, and Summer 2016). To analyze the trace elements concentration in the sediments, 500 g samples of surface sediment were obtained using a Van Veen dredge with a 0.04 m² sweep area for each throw from the boat used for collection. The samples were conserved and preserved at -4 °C for later analysis.

The determination of the 28 trace elements (Al, Sb, As, Ba, Be, B, Ca, Ce, Cd, Co, Cr, Cu, St, P, Fe, Li, Mg, Mn, Hg, Mo, Ni, Ag, Pb, K, Na, T, V, and Zn) in the marine sediments was carried out via mass spectrometry with inductively coupled plasma (ICP-MS, NexION 2000B, PerkinElmer, USA). The instrument was calibrated three times for quality control, and a 6 % standard deviation was established. To determine the total concentrations of the trace elements in the sediments for ICP-MS, a 1 g sample (dry weight) sample was taken, and 10 mL of a mixture of nitric acid and hydrochloric acid at a 6:2 ratio was added until full digestion was reached (Karadede and Ünlü, 2007). The Hg was digested and treated by adding a mixture of acids: sulfuric acid (H₂SO₄), nitric acid (HNO₃), and potassium permanganate (KMnO₄). Its analysis was conducted via the cold vapor atomic absorption technique (APHA, 2018). The solutions obtained from the sediments were introduced three times into the ICP-MS, and the concentration values were recorded as an average of the three replications. For each sediment sample, the sand, clay, and silt contents were determined via the sieve technique (Gilabert de Brito *et al.*, 2015; APHA, 2018).

Given that in Peru there are no environmental quality standards for trace elements in marine sediments, the means of the concentrations of all the trace elements analyzed were compared between all the stations (BC₁, BC₂, BC₃, and BC₄) and seasons (Autumn, Winter, Spring, and Summer), as well as the annual mean with the standard values established in the Canadian EQS for marine sediments and the Australian-New Zealander EQS for marine sediments (Anzeccc–Armcanz, 2000; CCME, 2011). The means of the concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, and Zn between seasons (Autumn, Winter, Spring,

Hg, Pb y Zn entre las temporadas (otoño, invierno, primavera y verano) y la media anual fueron sometidas a dos conjuntos de GCSs (guías de calidad de sedimentos) desarrolladas para ecosistemas marinos en una evaluación de riesgo ecológico a nivel de tamizaje, comparándola con GCS numéricos como TELs y PELs, y ERLs y ERMs. Los valores de rango bajo (es decir, ERLs o TELs) son concentraciones menores a las que no se esperarían efectos adversos sobre la fauna que habita en los sedimentos. Por el contrario, los ERM y PEL representan concentraciones químicas por encima de las cuales es probable que se produzcan efectos adversos (Luo *et al.*, 2010).

Índices de Contaminación

• Factor de enriquecimiento (EF)

Este factor fue determinado para evaluar la relación existente entre las concentraciones de elementos trazas del sedimento y las concentraciones en la corteza terrestre, como consecuencia de la contaminación antropogénica (Abraham y Parker, 2008; Diop *et al.*, 2015). El factor de enriquecimiento fue calculado usando la siguiente ecuación (Sakan *et al.*, 2009).

$$EF = [Me / Al]_{sed} / [Me / Al]_{bg}$$

Donde $[Me / Al]_{sed}$ es la relación de la concentración de elementos trazas – *Al* en la muestra de interés y $[Me / Al]_{bg}$ es la misma relación en el material de la corteza superior (Diop *et al.*, 2015). $EF < 1$ indica que no existe enriquecimiento; < 3 es menor; 3-5 es moderado; 5-10 es moderadamente importante, 10-25 es importante; 25-50 es muy importante y > 50 es extremadamente importante (Sakan *et al.*, 2009). Los valores de la corteza superior de los elementos trazas analizados fueron los promedios de los valores de los elementos trazas de la corteza continental, establecidos por Valdés *et al.* (2011) (Tabla 1).

Tabla 1. Niveles de referencia pre industrial ($mg \cdot kg^{-1}$) y factores de respuesta tóxica de los elementos trazas analizados. Fuente: Valdés *et al.* (2011), Nkansah *et al.* (2017), Wang *et al.* (2018) y Kükrer *et al.* (2020).

Elemento analizado / Element analyzed	Factor de respuesta tóxica / Toxic response factors	Nivel de referencia pre industrial / Pre-industrial reference levels
Al	-	82300
Sb	7	1
As	10	1.8
Ba	1	425
Be	-	2.8
B	-	10

and Summer) and the annual mean were subjected to two GCS (sediment quality guides) developed for marine ecosystems in an ecological risk assessment at the sieve level, comparing this with numerical GCS such as TELs and PELs, and ERLs and ERMs. The low-range values (*i.e.*, ERLs or TELs) are concentrations lower than those from which no adverse effects would be expected on the fauna inhabiting the sediments. On the contrary, ERM and PEL represent chemical concentrations above which it is likely that adverse effects are generated (Luo *et al.*, 2010).

Pollution indices

• Enrichment factor (EF)

This factor was determined to evaluate the existing relationship between the concentrations of sediment trace elements and the concentrations of the earth's crust, as a consequence of anthropogenic pollution (Abraham and Parker, 2008; Diop *et al.*, 2015). The enrichment factor was calculated using the following equation (Sakan *et al.*, 2009):

$$EF = [Me / Al]_{sed} / [Me / Al]_{bg}$$

Where $[Me / Al]_{sed}$ is the trace elements-*Al* concentration ratio in the sample of interest, and $[Me / Al]_{bg}$ is the same ratio in the upper crust's material. (Diop *et al.*, 2015). $EF < 1$ indicates that there is no enrichment; < 3 is lower; 3-5 is moderate; 5-10 is moderately important; 10-25 is important; 25-50 is very important; and > 50 is extremely important (Sakan *et al.*, 2009). The upper crust's values for the trace elements analyzed were the averages of the trace element values of the continental crust, as established by Valdés *et al.* (2011) (Table 1).

Table 1. Pre-industrial reference levels ($mg \cdot kg^{-1}$) and toxic response factors of the trace elements analyzed. Source: Valdés *et al.* (2011), Nkansah *et al.* (2017), Wang *et al.* (2018) and Kükrer *et al.* (2020).

Elemento analizado / Element analyzed	Factor de respuesta tóxica / Toxic response factors	Nivel de referencia pre industrial / Pre-industrial reference levels
Cd	30	0.2
Ca	-	41500
Ce	1	60
Co	5	25
Cu	5	55
Cr	2	100
St	-	375
P	-	1050
Fe	-	56300
Li	-	20
Mg	-	23300
Mn	1	950
Hg	40	0.08
Mo	-	1.5
Ni	5	75
Ag	-	0.07
Pb	5	12.5
K	-	20900
Na	-	23600
Ti	-	5700
V	2	135
Zn	1	70

• **Factor de Contaminación (C_f)**

El término factor de contaminación describe la contaminación de una sustancia tóxica dada en una cuenca, donde C_e representa la concentración de un elemento en muestras de sedimento, y C_b representa los valores de la corteza continental para el elemento (Shirani *et al.*, 2020).

$$C_f = C_e / C_b$$

Las siguientes terminologías son utilizadas para describir al factor de contaminación $C_f < 1$, bajo factor de contaminación; $1 \leq C_f < 3$, factor de contaminación moderado; $3 \leq C_f < 6$, factor de contaminación considerable; y $C_f \geq 6$, factor de contaminación alto (Qingjie *et al.*, 2008).

• **Índice de grado de contaminación en sedimentos ($_mCd$)**

El grado de contaminación Cd es definido como la suma de todos los factores de contaminación de trazas de varios elementos.

• **Pollution factor (C_f)**

The term *pollution factor* describes the contamination by a given toxic substance in a basin, where C_e represents the concentration of an element in sediment samples, and C_b represents the continental crust values for the element (Shirani *et al.*, 2020).

$$C_f = C_e / C_b$$

The following terms are used to describe the pollution factor: $C_f < 1$, low pollution factor; $1 \leq C_f < 3$, moderate pollution factor; $3 \leq C_f < 6$, considerable pollution factor; and $C_f \geq 6$, high pollution factor (Qingjie *et al.*, 2008).

• **Sediment contamination level index ($_mCd$)**

The pollution level Cd is defined as the sum of all pollution factors of several trace elements.

$$C_d = \sum_{i=1}^m C_f^i$$

Mientras que el índice de grado de contaminación en sedimentos ${}_mCd$ es definido como:

$${}_mCd = \frac{\sum_{i=1}^m C_f^i}{n}$$

Donde n es el número de elementos analizados e $i = \text{ith}$ elemento. Las terminologías utilizadas para la descripción del índice de grado de contaminación en sedimentos son: ${}_mCd < 1,5$, muy bajo; $1,5 \leq {}_mCd < 2$, bajo; $2 \leq {}_mCd < 4$, moderado; $4 \leq {}_mCd < 8$, alto; $8 \leq {}_mCd < 16$, muy alto; $16 \leq {}_mCd < 32$, extremadamente alto; y $32 \leq {}_mCd$, ultra alto (Shirani *et al.*, 2020).

• Índice de riesgo ecológico potencial (RI)

Es definido como la suma de los factores de riesgo ecológico:

$$RI = \sum_{i=1}^m Er^i$$

Donde Er^i es el factor de riesgo ecológico potencial y m es la cantidad de elementos en la muestra. Las terminologías utilizadas para la descripción del índice de riesgo ecológico potencial son: $RI < 150$, bajo riesgo ecológico; $150 \leq RI < 300$, riesgo ecológico moderado; $300 \leq RI < 600$, riesgo ecológico considerable; y $RI \geq 600$, riesgo ecológico muy alto cuando se utilizan los factores de respuesta tóxica de los elementos As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn (Qingjie *et al.*, 2008).

• Promedio de índice de contaminación (PI_{Avg})

El promedio de índice de contaminación (PI_{Avg}) puede ser definido como

$$PI_{Avg} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m P_i$$

Donde P_i es el índice de contaminación simple del elemento traza I y m es la cantidad de elementos trazas (Qingjie *et al.*, 2008). Un valor de $PI_{Avg} > 1,0$ indica baja calidad de suelo por la contaminación. El índice de contaminación P_i se calcula dividiendo la concentración del elemento en la muestra entre el nivel permisible asumido (Bhattacharya *et al.*, 2006). Se utilizaron los valores máximos estándar de Sb, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Ag, Pb y Zn entre el

$$C_d = \sum_{i=1}^m C_f^i$$

Meanwhile, the sediment pollution level index ${}_mCd$ is defined as:

$${}_mCd = \frac{\sum_{i=1}^m C_f^i}{n}$$

Where n is the number of elements analyzed and $i = \text{ith}$ element. The terms used to describe the sediment pollution level index are: ${}_mCd < 1.5$, very low; $1.5 \leq {}_mCd < 2$, low; $2 \leq {}_mCd < 4$, moderate; $4 \leq {}_mCd < 8$, high; $8 \leq {}_mCd < 16$, very high; $16 \leq {}_mCd < 32$, extremely high; and $32 \leq {}_mCd$, ultra-high (Shirani *et al.*, 2020).

• Potential ecological risk index (RI)

It is defined as the sum of the ecological risk factors:

$$RI = \sum_{i=1}^m Er^i$$

Where Er^i is the potential ecological risk factor, and m is the amount of elements in the sample. The terms used to describe the potential ecological risk factor are: $RI < 150$, low ecological risk; $150 \leq RI < 300$, moderate ecological risk; $300 \leq RI < 600$, considerable ecological risk; and $RI \geq 600$, very high ecological risk. All this, when the toxic response factors of the following elements are used: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, and Zn (Qingjie *et al.*, 2008).

• Pollution index average (PI_{Avg})

The pollution index average (PI_{Avg}) can be defined as:

$$PI_{Avg} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m P_i$$

Where P_i is the simple pollution index of trace element I , and m is the amount of trace elements (Qingjie *et al.*, 2008). A value of $PI_{Avg} > 1.0$ indicates low soil quality due to pollution. The pollution index P_i is calculated by dividing the concentration of the element in the sample by the assumed permissible level (Bhattacharya *et al.*, 2006). The standard maximum values of Sb, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Ag, Pb, and Zn were used as specified under the Canadian Environmental Quality Standard for marine sediments and the Australian and New Zealander Environmental Quality Standard for marine sediments.

Estándar de Calidad Ambiental Canadiense para sedimentos marinos y el de Calidad Ambiental Australiano y Neozelandés para sedimentos marinos.

• Índice de contaminación de Nemerow ($PI_{Nemerow}$)

$$PI_{Nemerow} = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m P_i\right)^2 + P_{i\max}^2}{2}}$$

Donde PI es Ci/Si ; i -th es índice de contaminación del elemento traza i th, Ci es la concentración medida del elemento traza, Si es el estándar requerido para el i th elemento traza y PI_{max} es el máximo valor del índice único de contaminación de todos los elementos trazas (Cheng *et al.*, 2007). De acuerdo con los valores de $PI_{Nemerow}$ se clasificó la calidad del sedimento; $PI_{Nemerow} < 0,7$, dominio saludable; $0,7 \leq PI_{Nemerow} < 1$, dominio de precaución; $1 \leq PI_{Nemerow} < 2$, dominio ligeramente contaminado; $2,0 \leq PI_{Nemerow} < 3,0$, dominio contaminado moderadamente; y $PI_{Nemerow} > 3,0$, dominio contaminado seriamente (Cheng *et al.*, 2007).

RESULTADOS

Los tipos de sedimento, con base en su granulometría, variaron entre fango y arena en los diferentes puntos de muestreo (Tabla 2).

Tabla 2. Granulometría de los sedimentos marinos de la bahía del Callao, Perú.

	Tipo	BC ₁	BC ₂	BC ₃	BC ₄		BC ₁	BC ₂	BC ₃	BC ₄
Arena / Sand	Arena gruesa / Coarse sand	0.55	0.44	0.22	0.82	50.46	28.97	41.85	63.15	
	Arena media/ Medium sand	1.21	2.04	1.24	3.04					
	Arena fina / Fine sand	8.21	1.31	11.83	9.55					
	Arena muy fina / Very fine sand	40.48	25.18	28.56	49.74					
Fango / Mud	Limo / Silt	47.61	67.92	56.46	34.81	49.54	71.03	58.15	36.85	
	Arcilla / Clay	1.93	3.11	1.69	2.04					
		100.00	100.00	100.00	100.00	Fango Arenoso / Sandy mud	Fango / Mud	Fango / Mud	Fango Arenoso / Sandy mud	

Las mayores medias de los metales traza se encuentran dispersas en los diferentes puntos de muestreo; también estas medias variaron con el criterio estacional (Tabla 3).

• Nemerow pollution index ($PI_{Nemerow}$)

$$PI_{Nemerow} = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m P_i\right)^2 + P_{i\max}^2}{2}}$$

Where PI is Ci/Si ; i -th is the pollution index for the i -th trace element, Ci is the measured concentration of the trace element, Si is the required standard for the i -th trace element, and PI_{max} is the maximum value for the unique pollution index for all trace elements (Cheng *et al.*, 2007). According to the $PI_{Nemerow}$ values, sediment quality was classified as follows; $PI_{Nemerow} < 0.7$, healthy domain; $0.7 \leq PI_{Nemerow} < 1$, caution domain; $1 \leq PI_{Nemerow} < 2$, slightly polluted domain; $2.0 \leq PI_{Nemerow} < 3.0$, moderately contaminated domain; and $PI_{Nemerow} > 3.0$, seriously contaminated domain (Cheng *et al.*, 2007).

RESULTS

The sediment types, according to the granulometry of marine sediments, varied between mud and sand at the different sampling stations (Table 2).

Table 2. Granulometry of the marine sediments of Callao Bay, Peru.

The highest means for trace metals are dispersed across the different sampling stations. These means also varied with the seasonal criterion (Table 3).



Tabla 3. Elementos trazas en sedimentos superficiales marinos de la bahía del Callao, Perú. Los valores máximos por punto de muestreo se indican en negritas, los valores máximos por temporada en cursivas y los valores que exceden los ECA aparecen subrayados.

Table 3. Trace elements in surface marine sediments in Callao Bay, Peru. “Bold” = maximum values by sampling station; “Italic” = maximum values by season; “Underlined” = values that exceed the EQS.

Elementos trazas / Trace elements	Medias de las concentraciones por punto de muestreo / Concentration measures by sampling station (mg·kg ⁻¹)				Medias de las concentraciones por temporada / Concentration measures by season					Estándares de Calidad Ambiental / Environmental Quality Standards	
	BC ₁	BC ₂	BC ₃	BC ₄	Annual / Annual	Otoño / Autumn	Invierno / Winter	Primavera / Spring	Verano / Summer	Canada (mg·kg ⁻¹)	Australia-Nueva Zelanda / Australia-New Zealand (mg·kg ⁻¹)
Al	10963.25	13275.5	13572	9592.25	11850.75	10605.5	9642.75	<u>13854.5</u>	13300.25	-	-
Sb	0.95	1.53	3.7	1.05	1.81	<u>2.68</u>	1.75	1.7	1.1	-	2
As	16.325	37.73	179.15	13.38	61.64	61.73	55.58	<u>92</u>	37.28	7.24	-
Ba	76.23	127.18	139.53	38.9	95.46	<u>103.33</u>	88.45	101.65	88.4	-	-
Be	0.34	0.37	0.37	0.25	0.33	<u>0.37</u>	0.26	0.36	0.35	-	-
B	21.19	33.82	23.15	23.06	25.3	23.26	20.63	<u>30.81</u>	26.53	-	-
Cd	1.73	8.01	5.96	3.43	4.78	4.69	3.64	<u>5.79</u>	5.01	0.7	1.5
Ca	41796.25	43510.5	16166.5	43632.5	36276.44	<u>45376</u>	34203	32758	32769	-	-
Ce	15.05	15.18	19.76	13.44	15.86	13.63	14.76	<u>18.22</u>	16.81	-	-
Co	5.1275	7.28	10.28	4.23	6.73	6.89	6.1	<u>7.44</u>	6.49	-	-
Cu	24.975	147.3	177.05	24.58	93.48	90.58	70.6	93.7	<u>119.03</u>	18.7	65
Cr	12.89	27.36	18.17	18.54	19.24	19.27	16.24	<u>21.68</u>	19.76	52.3	80
St	267.35	258.15	72.78	287.25	221.38	<u>262.5</u>	216.68	195.88	210.48	-	-
P	1347.75	1608	1292.25	2056.75	1576.19	1512.8	<u>1688.8</u>	1419.8	1683.5	-	-
Fe	16311.25	22351.75	2611.5	13380.25	19539.94	18007	16851	<u>23115</u>	20187	-	-
Li	17.475	21.475	19.78	15.925	18.66	16.48	14.68	<u>22</u>	21.5	-	-
Mg	6936.5	9173.25	8341.25	6198.5	7662.38	7142.8	6498.8	<u>8744.8</u>	8263.3	-	-
Mn	224.25	268.28	426.35	171.8	272.67	256.65	230.95	<u>332.1</u>	270.98	-	-
Hg	0.2975	0.99	0.45	0.27	0.5	0.37	0.47	<u>0.64</u>	0.52	0.13	0.15
Mo	1.16	6.44	1.53	2.04	2.79	2.95	2.21	<u>3.42</u>	2.59	-	-
Ni	5.635	12.27	8.89	6.43	8.31	8.27	6.57	<u>9.46</u>	8.93	-	21
Ag	0.375	1.45	3.03	0.475	1.33	1.4	0.85	<u>1.95</u>	1.13	-	1
Pb	30.025	251.7	232.4	26.175	135.08	<u>168.3</u>	89.73	159.08	123.2	30.2	50
K	1853.5	2794.25	2471.5	1871.75	2247.75	2014.5	1795.3	2596	<u>2585.3</u>	-	-
Na	9127	18876	8223.5	11424.25	11912.69	10321	9038.5	<u>15264</u>	13028	-	-
Ti	616.8	577.03	752.4	450.63	599.21	508.3	512.95	<u>696.28</u>	679.33	-	-
V	45	55.61	65.75	34.98	50.34	41.97	44.83	<u>62.17</u>	52.38	-	-
Zn	105.13	460.93	987.2	87.33	410.14	388	316.78	<u>501.45</u>	434.35	124	200

Se halló que las medias del As, Cd, Cu y Hg en todas las estaciones evaluadas excedieron los valores establecidos en ambos ECA analizados. En el caso de Ag, Pb y Zn se excedieron los ECA en BC₂ y BC₃. En todas las estaciones Sb, Cr y Ni no excedieron los valores establecidos en ambos ECA analizados, salvo Sb que excedió en BC₃. Además, de acuerdo con las concentraciones medias anuales y de todas las temporadas (otoño, invierno, primavera y verano), As, Cd, Cu, Hg, Ag, Pb y Zn excedieron los valores establecidos en ambos ECA analizados, salvo Ag en invierno. Las concentraciones promedio de Sb, Cr y Ni en ninguna temporada sobrepasaron los valores establecidos en los ECA canadiense y australiano-neozelandés, salvo Sb que excedió en otoño (Tabla 3). Los niveles de contaminación de elementos trazas en sedimentos marinos superficiales de la bahía del Callao de Perú de acuerdo con las guías de calidad de sedimentos son señaladas en la Tabla 4.

Tabla 4. Niveles de contaminación de elementos trazas en sedimentos marinos superficiales de la bahía del Callao de Perú de acuerdo con las Guías de Calidad de sedimentos (GCS) (Luo *et al.*, 2010). O = Otoño, I = Invierno, P = Primavera, V = Verano, A = Anual. TEL = Nivel de efecto umbral. PEL = Nivel de efecto probable. ERL = Rango de efecto bajo. ERM = Rango de efecto medio.

Elementos trazas / Trace elements	GCSs (mg·kg ⁻¹)				Temporadas de acuerdo a los GCSs / Seasons according to the GCSs*		
	TEL	PEL	ERL	ERM	< ERL	ERL-ERM	> ERM
As	7.2	41.6	8.2	70	-	O,I,V,A	P
Cd	0.68	4.2	1.2	9.6	-	O,I,P,V,A	-
Cr	52.3	160.4	81	370	O,I,P,V	-	-
Cu	18.7	108.2	34	270	-	O,I,P,V,A	-
Hg	0.174	0.486	0.15	0.71	-	O,I,P,V,A	-
Pb	30.2	112.2	46.7	218	-	O,I,P,V,A	-
Zn	124	271	150	410	-	O,I	P,V,A

• **Factor de enriquecimiento (EF)**

De acuerdo con las medias anuales de las concentraciones de elementos trazas en sedimentos de la bahía del Callao, los EF de Be, Ni, K y Ti indicaron que no aportaban enriquecimiento al sedimento, los EF de Ba, Ce, Co, Cr, Fe, Mg, Mn y V indicaron bajo enriquecimiento, los EF de Bo, St, Na indicaron moderado enriquecimiento, los EF de Ca, Li indicaron enriquecimiento moderadamente importante, los EF de Sb, Cu, P y Mo indicaron enriquecimiento importante, los EF de Hg y Zn indicaron enriquecimiento muy importante y los EF de As, Cd, Ag y Pb indicaron enriquecimiento extremadamente importante (Tabla 5).

It was found that the measures of As, Cd, Cu, and Hg in all evaluated stations exceeded the values established as per both RCTs analyzed. In the case of Ag, Pb, and Zn, the RCTs were exceeded at BC₂ and BC₃. At all stations, Sb, Cr, and Ni did not exceed the values established in both analyzed RCTs, except for Sb, which exceeded them at BC₃. Furthermore, based on the mean annual concentrations and those of all seasons (Autumn, Winter, Spring, and Summer), As, Cd, Cu, Hg, Ag, Pb, and Zn exceeded the values established in both analyzed EQS, except for Ag in Winter. The average concentrations of Sb, Cr, and Ni did not exceed the Canadian and Australian-New Zealander RCTs in any season, except for Sb, which exceeded them in Autumn (Table 3). The trace elements pollution levels in surface marine sediments of Callao Bay (Peru) are shown in Table 4 according to the sediment Quality Guides.

Table 4. Trace elements pollution levels in surface marine sediments of Callao Bay (Peru), according to the sediment Quality Guides (GCS) (Luo *et al.*, 2010). O = Autumn, I = Winter, P = Spring, V = Summer, A = Annual. TEL = Threshold effect level. PEL = Probable effect level. ERL = Low effect range. ERM = Medium effect range.

• **Enrichment factor (EF)**

According to the annual means of the trace element concentrations for the sediments of Callao Bay, the EF of Be, Ni, K, and Ti indicated no contribution to the enrichment of the sediment; the EF of Ba, Ce, Co, Cr, Fe, Mg, Mn, and V indicated low enrichment; the EF of Bo, St, and Na indicated moderate enrichment; the EF of Ca and Li indicated moderately important enrichment; the EF of Sb, Cu, P, and Mo indicated important enrichment; the EF of Hg and Zn indicated very important enrichment; and the EF of As, Cd, Ag, and Pb indicated extremely important enrichment (Table 5).



Tabla 5. Índices simples de los elementos trazas ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en sedimento marino de la bahía del Callao, Perú. \bar{x} = Media anual. *Cf* = Factor de Contaminación. *EF* = Factor de enriquecimiento.

Elementos trazas / Trace elements	\bar{x}	<i>Cf</i>	<i>EF</i>
Al	11850.75	0.14	-
Sb	1.81	1.81	12.54
As	61.64	34.25	237.83
Ba	95.46	0.22	1.56
Be	0.33	0.12	0.83
B	25.30	2.53	3.32
Cd	4.78	23.90	166.00
Ca	36276.44	0.87	6.07
Ce	15.86	0.26	1.84
Co	6.73	0.27	1.87
Cu	93.48	1.70	11.80
Cr	19.24	0.19	1.34
St	221.38	0.59	4.10
Pb	1576.19	1.50	10.42
Fe	19539.94	0.35	2.41
Li	18.66	0.93	6.48
Mg	7662.375	0.33	2.28
Mn	272.67	0.29	1.99
Hg	0.50	6.23	43.30
Mo	2.79	1.86	12.92
Ni	8.31	0.11	0.77
Ag	1.33	19.02	132.07
Pb	135.08	10.81	75.04
K	2247.75	0.11	0.75
Na	11912.69	0.50	3.51
Ti	599.21	0.11	0.73
V	50.34	0.37	2.59
Zn	410.14	5.86	40.69

Table 5. Simple trace elements indices ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in marine sediments of Callao Bay, Peru. \bar{x} = Annual mean. *Cf* = Contamination factor. *EF* = Enrichment factor.

En cambio, el EF de Sb en verano (6,81) indicó enriquecimiento moderadamente importante, los EF de Ca en primavera y verano (4,69 y 4,89; respectivamente) indicaron moderado enriquecimiento, el EF del St en invierno (5,43) indicó enriquecimiento moderadamente importante y el EF del Hg en invierno (50,41) indicó enriquecimiento extremadamente importante.

On the other hand, the EF of Sb in Summer (6.81) indicated a moderately important enrichment; the EF of Ca in Spring and Summer (4.69 and 4.89, respectively) indicated moderate enrichment; the EF of St in Winter (5.43) indicated moderately important enrichment; and the EF of Hg in Winter (50.41) indicated extremely important enrichment.

• Factor de Contaminación (*Cf*)

Según las concentraciones promedio anuales del sedimento marino de la bahía del Callao se halló que el Al, Ba, Be, Ca, Ce, Co, Cr, St, Fe, Li, Mg, Mn, Ni, K, Na, Ti y Va indicaron baja contaminación del sedimento. Mientras que los valores de *Cf* de Sb, Bo, Cu, P y Mo indicaron contaminación moderada del sedimento marino por estos elementos trazas, el *Cf* de Zn indicó considerable contaminación del sedimento por este elemento traza. Finalmente, los valores de *Cf* de As, Cd, Hg, Ag, Pb indicaron alta contaminación del sedimento marino por estos elementos (Tabla 5). Por el contrario, el *Cf* de Bo en primavera (3,08) indicó considerable contaminación, el *Cf* de Ca en otoño (1,09) indicó moderada contaminación, los *Cf* de Li en primavera y verano (1,1 y 1,08; respectivamente) indicaron moderada contaminación, los *Cf* de Hg en otoño e invierno (4,59 y 5,91; respectivamente) indicaron considerable contaminación y los *Cf* de Zn en primavera y verano (7,16 y 6,21; respectivamente) indicaron alta contaminación.

Índice de grado de contaminación en sedimentos (${}_mCd$)

El ${}_mCd$ anual del sedimento superficial de la bahía del Callao (4,12) indicó alta contaminación, al igual que los ${}_mCd$ de otoño y primavera (4,18 y 5,44; respectivamente). En cambio, los ${}_mCd$ de invierno y verano indicaron moderada contaminación (3,29 y 3,55; respectivamente).

Índice de riesgo ecológico potencial (*RI*)

Todos los *RI* correspondientes a la media anual y durante otoño, invierno, primavera y verano de los elementos trazas del sedimento superficial de la bahía del Callao (1393,77, 1333,66, 1153,08, 1793,94 y 1294,43), respectivamente, los que indicaron muy alto riesgo ecológico.

Promedio de Índice de Contaminación (PI_{Avg})

Todos los PI_{Avg} correspondientes a la media anual de los elementos trazas del sedimento superficial de la bahía del Callao y durante otoño, invierno, primavera y verano (2,31, 2,28, 2,3,14 y 1,66; respectivamente) indicaron baja calidad del sedimento por la contaminación.

Índice de contaminación Nemerow ($PI_{Nemerow}$)

El $PI_{Nemerow}$ anual del sedimento superficial de la bahía del Callao (3,38) indicó la existencia de un dominio contaminado seriamente, al igual que los $PI_{Nemerow}$ de otoño, primavera y verano (3,32, 4,09 y 3,54; respectivamente). Solamente el $PI_{Nemerow}$ de invierno (2,57) indicó un dominio de contaminación moderada.

• Pollution factor (*Cf*)

According to the average annual concentrations of the marine sediment in Callao Bay, it was found that Al, Ba, Be, Ca, Ce, Co, Cr, St, Fe, Li, Mg, Mn, Ni, K, Na, Ti, and Va indicated a low contamination of the sediment. The *Cf* values of Sb, Bo, Cu, P, and Mo indicated moderate contamination of the marine sediment by these trace elements. The *Cf* of Zn indicated considerable contamination of the sediment by this trace element. Finally, the *Cf* values of As, Cd, Hg, Ag, and Pb indicated high contamination of the marine sediment by these elements (Table 5). On the contrary, the *Cf* of Bo in Spring (3.08) indicated considerable contamination; the *Cf* of Ca in Autumn (1.09) indicated moderate contamination; the *Cf* of Li in Spring and Summer (1.1 and 1.08, respectively) indicated moderate contamination, the *Cf* of Hg in Autumn and Winter (4.59 and 5.91, respectively) indicated considerable contamination; and the *Cf* of Zn in Spring and Summer (7.16 and 6.21, respectively) indicated high contamination.

Sediment pollution level index (${}_mCd$)

The annual ${}_mCd$ of the surface sediments of Callao Bay (4.12) indicated high pollution, as well as the ${}_mCd$ of Autumn and Spring (4.18 and 5.44, respectively). On the other hand, the ${}_mCd$ of Winter and Summer indicated moderate pollution (3.29 and 3.55, respectively).

Potential ecological risk index (*RI*)

All the *RI* corresponding to the annual mean and to Autumn, Winter, Spring, and Summer for the trace elements of the surface sediment of Callao Bay (1393.77, 1333.66, 1153.08, 1793.94, and 1294.43 respectively) indicated a very high ecological risk.

Pollution index average (PI_{Avg})

All the PI_{Avg} corresponding to the annual mean of the trace elements in the surface sediment of Callao Bay, as well as those of Autumn, Winter, Spring, and Summer (2.31, 2.28, 2, 3.14, and 1.66, respectively) indicated a low sediment quality due to pollution.

Nemerow pollution index ($PI_{Nemerow}$)

The annual $PI_{Nemerow}$ of the surface sediment of Callao Bay (3.38) indicated the existence of a seriously contaminated domain, as well as the $PI_{Nemerow}$ of Autumn, Spring, and Summer (3.32, 4.09, and 3.54, respectively). Only the $PI_{Nemerow}$ of Winter (2.57) indicated a domain of moderate pollution.

DISCUSIÓN

Las altas concentraciones de Cd, Pb y Cu en el sedimento marino superficial de la bahía del Callao se sugieren se deban a las descargas de los ríos Chillón y Rímac y desechos industriales (Guzmán, 1996). En la cuenca del río Chillón se ha identificado la presencia de Cd, Ca, Co, Cu, St, Fe, Mn, K, Pb, Ti y Zn y registrado actividad minera aurífera artesanal (Chui *et al.*, 2009; Loaiza y Galloso, 2010; GRC, 2011). En el Rímac hay presencia de Cd, Cu, Pb y Zn (GRC, 2011).

Así mismo, las estaciones BC₃ y BC₂ que fueron caracterizadas como suelo fangoso, presentaron las mayores concentraciones de la mayoría de elementos trazas analizados en el sedimento marino superficial, entre los que destacan el As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn. Guzmán (1996) halló que los sedimentos superficiales arcillo limosos concentraban mayor cantidad de materia orgánica frente los otros tipos de suelo de los sedimentos superficiales marinos de la bahía del Callao. Asimismo, el Cd, Cu y Pb se presentaron en mayor concentración en las áreas de sedimentos finos y de mayor concentración de materia orgánica. Con relación a ambos estudios, los sedimentos fangosos de la bahía del Callao acumulan una mayor cantidad de elementos traza de origen externo frente los otros tipos de sedimento marino de la bahía.

En este estudio las medias de las concentraciones de As, Cu, Pb y Zn en el sedimento superficial fangoso (BC₂ y BC₃) resultaron mucho mayores frente a las medias de As, Cu, Pb y Zn de los fangos superficiales extraídos de la bahía de Makirina, Adriático central (Komar *et al.*, 2013). De esta manera se evidencia una alta contaminación de estos cuatro elementos traza de los sedimentos superficiales de la bahía del Callao.

En comparación con las concentraciones de Cd, Cu y Pb del sedimento marino superficial de la bahía del Callao (Guzmán, 1996) el Cd en su mayoría mostró valores superiores en el presente estudio, frente a lo estimado en las zonas ocupadas por BC₂ y BC₃. Otro estudio realizado en primavera del 2008 (Solís *et al.*, 2011) en dos estaciones ubicadas al este de la isla San Lorenzo, se halló concentraciones medias de Cd y Ni que resultaron mayores a las concentraciones más altas de Cd y Ni en primavera del presente estudio, en cambio la concentración más alta de Mn en primavera del presente estudio resultó mayor a las medias de Mn de ambas estaciones en 2008. Se estima que en el transcurso del tiempo el Cd se ha ido acumulando en los sedimentos de la bahía del Callao y que en zonas ubicadas al este de la isla San Lorenzo se depositan mayores concentraciones de Cd y Ni.

DISCUSSION

The high concentrations of Cd, Pb, and Cu in the surface marine sediment of Callao Bay are suggested to be due to the discharges of Chillón and Rímac rivers, and industrial waste (Guzmán, 1996). In the basin of Río Chillón, the presence of Cd, Ca, Co, Cu, St, Fe, Mn, K, Pb, Ti, and Zn has been identified, and artisanal gold mining activities have been reported (Chui *et al.*, 2009; Loaiza and Galloso, 2010; GRC, 2011). In the Rímac River there is presence of Cd, Cu, Pb, and Zn (GRC, 2011).

In the same way, the BC₃ and BC₂ stations, which were characterized as having muddy soil, showed the highest concentrations of most of the analyzed trace elements in the surface marine sediment, among which As, Cd, Cu, Hg, Pb, and Zn stand out. Guzmán (1996) found that clayey-loamy surface sediments concentrated a greater amount of organic matter in comparison with other types of soil than the marine surface sediments of Callao Bay. Similarly, Cd, Cu, and Pb were recorded in greater concentrations in areas with fine sediments and greater organic matter concentrations. Regarding both studies, the muddy sediments of Callao Bay accumulate a larger amount of trace elements of external origin when compared to other marine sediment types in Callao Bay.

In this study, the means of the concentrations of As, Cu, Pb, and Zn in surface muddy sediment (BC₂ and BC₃) turned out to be much higher in comparison with the means of As, Cu, Pb, and Zn of surface mud extracted from Makirina Bay, central Adriatic (Komar *et al.*, 2013). Thus, high pollution by these four trace elements is evidenced in the surface sediments of Callao Bay.

In comparison with the Cd, Cu, and Pb concentrations in the surface marine sediment of Callao Bay in 1996 (Guzmán, 1996), Cd mostly showed higher values in this study, in comparison with that estimated in the areas covered by BC₂ and BC₃. In another study carried out in Spring 2008 (Solís *et al.*, 2011) in at two stations located east of San Lorenzo Island, medium concentrations of Cd and Ni were found which turned out to be higher than the highest Cd and Ni Spring concentrations of this study. On the other hand, the highest Spring Mn concentration of this study turned out to be higher than the Mn means of both stations in 2008. It is estimated that, over time, Cd has been accumulating in the sediments of Callao Bay, and that, in areas located east of San Lorenzo Island, higher concentrations of Cd and Ni are deposited.

Al comparar el Cd, Cu, Ni y Hg de los sedimentos marinos superficiales de bahía de Mejillones, de la bahía de San Jorge (Chile), y del área Shalateen (mar Rojo, Egipto) con estos elementos traza presentes en el sedimento superficial marino de la bahía del Callao resultaron el Cd y Cu menores, y el Pb y Zn fueron mayores (Guíñez *et al.*, 2005; Valdés *et al.*, 2011). Así mismo, las concentraciones de elementos trazas en sedimentos marinos superficiales del área Shalateen el Co y St resultaron menores y el Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn fueron mayores (Nour *et al.*, 2019).

Las muestras extraídas del sedimento fangoso (BC₂ y BC₃) contienen las mayores concentraciones de la mayoría de elementos trazas en el sedimento. Estos resultados sugieren que el contenido del tamaño de grano del sedimento impacta significativamente en la distribución de los elementos trazas. Estos elementos trazas se encuentran principalmente en los sedimentos fangosos (limo y arcilla) que son fracciones de grano fino y debido a su mayor superficie absorben más elementos trazas (Gargouri *et al.*, 2018).

Dos atributos importantes definen la “salud ambiental” de los sedimentos en un ecosistema acuático (Birch *et al.*, 2020). Uno de los atributos es la “calidad de los sedimentos” que es la capacidad de los sedimentos para mantener una comunidad bentónica saludable y se mide mediante una evaluación de riesgos ecológicos (Luo *et al.*, 2010). En el presente estudio, el As, Cd, Cu, Hg y Pb ocasionalmente se asocian con riesgos ecológicos sobre organismos acuáticos benthicos marinos, salvo el As que en primavera se asoció a efectos tóxicos.

En el caso del Zn en otoño e invierno se asoció a riesgos ocasionales, y, en primavera, verano y su media anual estarían asociados a riesgos ecológicos sobre la estructura de las comunidades biológicas benthicas. Estos resultados sugieren que los GCSs pueden ser usados como muy buenos predictores de contaminación y con una significancia ecológica específica para cada elemento traza con variaciones estacionales (Birch *et al.*, 2020). Sin embargo, los GCSs no establecen las causas donde se presentan mezclas de elementos trazas (Luo *et al.*, 2010). Los GCSs deben usarse solo en una forma de “tamizaje” para uso a nivel mundial y como una herramienta de gestión para la detección, identificación y priorización de contaminantes como los elementos trazas.

Los sedimentos marinos deben evaluarse de una manera “integrada” en los que se analicen múltiples componentes (p. ej., hábitat, hidrodinámica, biota bentónica residente, toxicidad y química analítica) mediante el uso

By comparing the Cd, Cu, Ni, and Hg of the surface marine sediments of Mejillones Bay, San Jorge Bay (Chile), and the Shalateen area (Red Sea, Egypt) with those present in the surface marine sediment of Callao Bay, Cd and Cu were observed to be lower, and Pb and Zn were higher (Guíñez *et al.*, 2005; Valdés *et al.*, 2011). Similarly, in the trace elements concentrations in surface marine sediments of the Shalateen area Co and St were lower, and Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn were higher (Nour *et al.*, 2019).

The samples extracted from muddy sediments (BC₂ and BC₃) contain the highest concentrations of most trace sediments. These results suggest that the sediment grain size significantly impacts the distribution of trace elements. These trace elements are mainly found in muddy sediments (loam and clay), which are fine-grain fractions and, due to their greater surface area, absorb more trace elements (Gargouri *et al.*, 2018).

Two important attributes define the “environmental health” of sediments in an aquatic ecosystem (Birch *et al.*, 2020). One of them is “sediment quality”, which is the sediments’ ability to maintain a healthy benthic community, and it is measured by means of an ecological risk assessment (Luo *et al.*, 2010). In this study, As, Cd, Cu, Hg, and Pb are occasionally associated with ecological risks to marine benthic organisms, except for As, which was associated with toxic effects in Spring.

In Autumn and Winter, Zn was associated with occasional risks, and, in Spring, Summer, and its annual mean, they could be associated with ecological risks to the structure of biological benthic communities. These results suggest that GCSs may be used as very good predictors of pollution and have a very specific ecological significance for each trace element, with seasonal variations (Birch *et al.*, 2020). However, GCSs do not establish the causes where mixtures of trace elements occur (Luo *et al.*, 2010). GCSs should be only employed in the form of “sieving” for use at a global level and as a management tool for the detection, identification, and prioritization of pollutants such as trace elements.

Marine sediments should be analyzed in an integrated and systemic way, in which multiple components are analyzed (*e.g.*, habitat, hydrodynamics, resident benthic biota, toxicity, and analytical chemistry) (Luo *et al.*, 2010). Birch *et al.* (2020) evaluated the ecological risk due to trace elements in ten ports and estuaries around the world using GCSs, and they found that the sediments of the River

de un enfoque sistémico (Luo *et al.*, 2010). Birch *et al.* (2020) evaluaron el riesgo ecológico por elementos trazas en 10 puertos y estuarios del mundo usando el GCSs y encontraron que los sedimentos del río Derwent (Australia) se clasificaron como de alto riesgo ecológico para biota bentónica, seguidos por los estuarios de Sydney (Australia) y Santander (España) con riesgo moderado, siendo el Zn, Cd y Pb, los elementos trazas de mayor importancia ecológica. En el caso del Zn en el presente estudio se observó que, en primavera, verano y en su media anual estarían asociados a riesgos ecológicos sobre las comunidades biológicas bénticas. Se ha observado a concentraciones que se encuentran habitualmente en los sedimentos costeros que en el poliqueto bentónico *Alitta virens*, la supervivencia se redujo a medida que aumentó la concentración de Zn, pero el crecimiento no fue significativamente diferente en exposición crónica en nueve meses de evaluación. De igual forma se vieron cambios significativos en el comportamiento alimentario y en el aumento en la concentración de proteínas similares a la metalotioneína a niveles medios y altos de Zn (Watson *et al.*, 2021).

El segundo atributo de la salud ambiental de los sedimentos que son extremadamente complejos, el “enriquecimiento” antropogénico es la magnitud del cambio inducido por el hombre en el medio acuático marino y mide la salida del sistema de su estado original (Birch *et al.*, 2020). El enriquecimiento no implica efecto ecológico ni toxicidad. Los índices de enriquecimiento se pueden utilizar para estimar eficazmente el grado de contaminación por elementos trazas y permiten distinguir las posibles fuentes de elementos trazas (Zhu *et al.*, 2020). Estos dos atributos de la salud ambiental se basan en diferentes metodologías y criterios, requieren diferentes tipos de datos y no tienen ninguna relación entre sí.

La media anual de las concentraciones de As, Cd, y Pb en el sedimento marino superficial de la bahía del Callao fue catalogada en base a cuatro índices de “enriquecimiento” antropogénico como ${}_mCd$, RI , PI_{Avg} y $PI_{nemerow}$ como altamente contaminado, y se observó durante la primavera una mayor contaminación. Estos sedimentos se ven gravemente afectados por diversas actividades antrópicas cercanas a la bahía del Callao como industrias de fundición de elementos trazas (fuente de As y Pb), actividades agropecuarias (fuente de Pb), actividades portuarias marinas (fuente de Cd y Pb), minería que es transportada por los ríos cercanos (fuente de As y Pb), reservorios de petróleo (fuente de As y Pb), industrias de pinturas y cerámicas (fuente de Cd y Pb) deposición atmosférica (fuente de Cd y Pb), crecimiento poblacional,

Derwent (Australia) were classified as constituting a high ecological risk for benthic biota, followed by the estuaries of Sydney (Australia) and Santander (Spain), with moderate risk, with Zn, Cs, and Pb being the trace elements of greatest ecological importance. In the case of Zn, this study showed that, in Spring, Summer, and its annual mean could be associated with ecological risks to biological benthic communities. It has been observed at concentration usually found in coastal sediments that the benthic polychaete *Alitta virens* survival decreased as the Zn concentration increased. Similarly, significant changes were observed in feeding behavior and the increase in the concentration of proteins similar to metallothionein at medium and high Zn levels (Watson *et al.*, 2021).

Another environmental health attribute of extremely complex sediments, anthropogenic “enrichment”, is the magnitude of the changes induced by humans in the marine aquatic medium, and it measures the output of the system in its original state (Birch *et al.*, 2020). Enrichment does not imply any ecological effects or toxicity. Enrichment indices may be used to effectively estimate the level of pollution by trace elements, and they allow distinguishing the possible sources of trace elements (Zhu *et al.*, 2020). These two environmental health attributes are based on different methodologies and criteria, require different types of data, and have no relationship with each other.

The annual means of the As, Cd, and Pb concentrations in the surface marine sediment of Callao Bay was catalogued as highly contaminated based on four anthropogenic “enrichment” indices such as ${}_mCd$, RI , PI_{Avg} and $PI_{nemerow}$, and greater pollution was observed during Spring. These sediments are severely affected by diverse anthropic activities near Callao Bay, such as trace elements smelting industries (sources of As and Pb), agricultural activities (source of Pb), marine port activities (source of Cd and Pb), mining transported by nearby rivers (source of Cd and Pb), petroleum reservoirs (source of As and Pb), paint and ceramics industries (source of Cd and Pb), atmospheric deposition (source of Cd and Pb), population growth, urban expansion, and solid waste dumps (source of Pb), which could be potential sources of trace elements (Zhu *et al.*, 2020). The hydrodynamic conditions of Callao Bay, the activities performed on land, and especially seasonal variations exert an influence on trace elements in marine sediments (Worakhunpiset, 2018). Therefore, it is essential to continue monitoring pollution by trace elements in emerging countries such as Peru, with developing economies and high

expansión urbana y vertederos de residuos sólidos (fuente de Pb), que podrían ser fuentes potenciales de elementos trazas (Zhu *et al.*, 2020). Las condiciones hidrodinámicas de la bahía del Callao, las actividades realizadas en tierra y especialmente las variaciones estacionales, influyen en la distribución de los elementos trazas en el sedimento marino (Worakhunpiset, 2018). Por lo tanto, es fundamental continuar monitoreando la contaminación por elementos trazas en países emergentes como el Perú, con economías en desarrollo y altas tasas demográficas, debido a que las presiones antropogénicas podrían afectar el estado de salud de los sedimentos de estos ecosistemas marinos (Truchet *et al.*, 2021).

CONCLUSIONES

Las concentraciones medias anuales y medias de las temporadas evaluadas (otoño, invierno, primavera y verano) de As, Cd, Cu, Hg y Pb, excedieron los valores establecidos en los ECA canadiense y australiano-neozelandés. Además, el As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn podrían estar asociados a efectos tóxicos sobre la biota del sedimento marino superficial. Asimismo, las muestras extraídas de suelo fangoso (BC₂ y BC₃) contienen las mayores concentraciones de la mayoría de elementos trazas en el sedimento; donde As, Cd, Cu, Hg, Ag, Pb y Zn exceden los valores máximos permitidos en ambos ECA analizados.

As, Cd y Pb fueron los elementos más enriquecidos y a su vez más contaminantes del sedimento marino superficial de la bahía del Callao. Además, según la media anual de las concentraciones de los elementos trazas analizados, este sedimento se encuentra altamente contaminado ($mCd = 4,12$, $RI = 1393,77$, $PI_{Avg} = 2,31$, $PI_{nemerow} = 6,05$) y durante la primavera se observa la mayor contaminación ($mCd = 5,44$, $RI = 1793,94$, $PI_{Avg} = 3,14$, $PI_{nemerow} = 9,03$).

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio fue auspiciado por el Programa Nacional de Innovación para la competitividad y Productividad (Innovate Perú), bajo el contrato 376-PNICP-PIAP-2014.

demographic rates, given that anthropogenic pressures could affect the health of these marine ecosystems' sediments (Truchet *et al.*, 2021).

CONCLUSIONS

The mean annual concentrations and those of the evaluated seasons (Autumn, Winter, Spring, and Summer) regarding As, Cd, Cu, Hg, and Pb exceeded the values established in the Canadian and Australian-New Zealander ECAs. Moreover, As, Cd, Cu, Hg, Pb, and Zn could be associated with toxic effects on the biota of surface marine sediments. In the same way, the samples extracted from muddy soil (BC₂ and BC₃) contain the highest concentrations for most trace elements in the sediment, where As, Cd, Cu, Hg, Ag, Pb, and Zn exceed the maximum allowed values of both analyzed ECAs.

As, Cd, and Pb were the most enriched elements, as well as the most polluting, in the surface marine sediments of Callao Bay. Furthermore, according to the annual means of the concentrations of the analyzed trace elements, this sediment is highly polluted ($mCd = 4.12$, $RI = 1393.77$, $PI_{Avg} = 2.31$, $PI_{nemerow} = 6.05$), and, during spring, the highest pollution level is observed ($mCd = 5.44$, $RI = 1793.94$, $PI_{Avg} = 3.14$, $PI_{nemerow} = 9.03$).

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was sponsored by the National Innovation Program for Competitiveness and Productivity (Innovate Peru), under contract 376-PNICP-PIAP-2014.



BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Abraham, G.M.S. and R.J. Parker. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environ. Monit. Assess.*, 136: 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>
- ANZECC–ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand). 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Volume 1, The guidelines. ANZECC/ARMCANZ, Cap. 7 p.
- APHA, AWWA, WEF. 2018. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington. 1360 p.
- Bhattacharya, A., J. Routh, G. Jacks, P. Bhattacharya and M. Mörth. 2006. Environmental assessment of abandoned mine tailings in Adak, Västerbotten District (Northern Sweden). *Appl. Geochem.*, 21: 1760–1780. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.06.011>
- Birch, G. F., J.H. Lee, E. Tanner, J. Fortune, N. Munksgaard, J. Whitehead, C. Coughanowr, J. Agius, J. Chrispijn, U. Taylor, F. Wells, J. Bellas, V. Besada, L. Viñas, A. Soares-Gomes, R.C. Cordeiro, W. Machado, R.E. Santelli, M. Vaughan, M. Cameron, P. Brooks, T. Crowe, M. Ponti, L. Airoidi, R. Guerra, A. Puente, A.G. Gómez, G.J. Zhou, K.M.Y. Leung and P. Steinberg. 2020. Sediment metal enrichment and ecological risk assessment of ten ports and estuaries in the World Harbours Project. *Mar. Pollut. Bull.*, 155: 111129. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111129>
- Braga-Castro, I., J. Iannacone, S. Santos and G. Fillmann. 2018. TBT is still a matter of concern in Peru. *Chemosphere*, 205: 253–259. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.097>
- Caeiro, S., M.H. Costa, T.B. Ramos, F. Fernandes, N. Silveira, A. Coimbra, G. Medeiros and M. Painho. 2005. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecol. Ind.*, 5: 151–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.02.001>
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2011. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB, Canada.
- Chen, H., Z. Chen, X. Ou and J. Chen. 2020. Calculation of toxicity coefficient of potential ecological risk assessment of rare earth elements. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 104: 582–587. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02840-x>
- Cheng, J.L., Z. Shi and Z.Y. Wei. 2007. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China. *J. Environ. Sci.*, 19: 50–54. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(07\)60008-4](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(07)60008-4)
- Chui, H.B., B.T. Miramira, P.L. Olivera y J.H. Jacay. 2009. Determinación de elementos potencialmente tóxicos en sedimentos del río Chillón mediante la técnica de fluorescencia de rayos X. *Rev. Per. Quím. Ing. Quím.*, 12: 9–14.
- Correa, D., J. Tam, J. Pasapera, M. Saavedra y A. Ingunza. 2008. Modelado de la circulación marina y descargas hipotéticas en la bahía del Callao, Perú. *Inf. Inst. Mar Perú*, 35: 181–192.
- Diop, C., D. Dewaelé, F. Cazier, A. Diouf and B. Ouddane. 2015. Assessment of trace metals contamination level, bioavailability and toxicity in sediments from Dakar coast and Saint Louis estuary in Senegal, West Africa. *Chemosphere*, 138: 980–987. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.041>
- Enrique-Romero, S., A. Guabloche, E. Tuesta, J. Iannacone and I. Braga-Castro. 2019. Imposex responses in *Thaisella chocolata* and *Xanthochorus buxus* from Callao harbor, Peru. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 26: 100510. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100510>
- Gargouri, D., M. Gzam, A. Kharroubi and Y. Jedoui. 2018. Use of sediment quality indicators for heavy metals contamination and ecological risk assessment in urbanized coastal zones. *Environ. Earth Sci.*, 77: 381. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7567-3>
- Gilbert de Brito, J., I.E. Arrieche-Luna, M. León-Rodríguez e I. López de Rojas. 2015. Análisis de suelos para diagnóstico de fertilidad. Manual de métodos y procedimientos de referencia. *Inst. Nal. Invest. Agríc., Yaracuy*. 215 p.
- GRC (Gobierno Regional del Callao). 2011. Plan de desarrollo concertado 2011–2021. Gobierno Regional del Callao. Callao. 189 p.
- GRC (Gobierno Regional del Callao). 2013. Estudio oceanográfico de la bahía del Callao–Ventanilla y zonas de influencia–2013. Gobierno Regional del Callao. 297 p.
- Guíñez, M., J. Valdés y A. Castillo. 2015. Contenido de metales en sedimentos y en *Emerita analoga* (Stimpson, 1857), en bahía Mejillones del Sur, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43: 94–106. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue1-fulltext-9>
- Guzmán, M. 1996. Trazas de metales en sedimentos superficiales de la bahía del Callao–Ventanilla durante 1994. *Inf. Prog. Inst. Mar Perú*, 37, 3–20.
- Hasan, A. B., S. Kabir, A.H.M. Selim-Reza, M. Nazim-Zaman, A. Ahsan and M. Rashid. 2013. Enrichment factor and geo-accumulation index of trace metals in sediments of the ship breaking area of Sitakund Upazilla (Bhatiary-Kumira), Chittagong, Bangladesh. *J. Geochem. Explor.*, 125: 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.12.002>
- Herrera, V., C. Carrasco, P. Araneda, V. Varas and C. Rojo. 2019. Ecological potential risk by arsenic in the Loas’s river mouth, north of Chile. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 35: 609–622. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.03.08>
- Karadede, A.H. and E. Ünlü. 2007. Heavy metal concentrations in water, sediment, fish and some benthic organisms from Tigris River, Turkey. *Environ. Monit. Assess.*, 131: 323–337. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9478-0>

- Komar, D., B. Lambaša, T. Dolenc, M. Dolenc, P. Vrhovnik and N. Rogan-Šmuc. 2013. Potentially toxic elements content in the surficial marine sediment (peloid) from Makirina bay (central Adriatic). *E3S Web Conf.*, 1: 1–4. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20130116006>
- Kükreer, S., A.E. Erginal, Ş. Kılıç, B. Özender, T. Akarsu and E. Öztura. 2020. Ecological risk assessment of surface sediments of Çardak Lagoon along a human disturbance gradient. *Environ. Monit. Assess.*, 192: 359–374. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08336-9>
- Loaiza, E. y A. Galloso. 2010. Actividad minera artesanal en la cuenca del río Chillón (Minería de Yangas–Canta) Región Lima. *Bol. Inst. Geol. Min. Metal.*, Ser. E, 9: 1–48.
- Luo, W., Y. Lu, T. Wang, W. Hu, W. Jiao, J.E. Naile, J.S. Khim and J.P. Giesy. 2010. Ecological risk assessment of arsenic and metals in sediments of coastal areas of northern Bohai and Yellow Seas, China. *Ambio*, 39: 367–375. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0077-5>
- Marín, A., V.H. Gonzales, B. Lapo, E. Molina y M. Lemus. 2016. Niveles de mercurio en sedimentos de la zona costera de El Oro, Ecuador. *Gayana*, 80: 147–153. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382016000200147>
- Nkansah, M.A., G. Darko, M. Dodd, F. Opoku, B.T. Essuman, J. Antwi-Boasiako and J.B. Kowalska. 2017. Assessment of pollution levels, potential ecological risk and human health risk of heavy metals/metalloids in dust around fuel filling stations from the Kumasi Metropolis, Ghana. *Cogent Environ. Sci.*, 3: 1–19. <https://doi.org/10.1080/23311843.2017.1412153>
- Nour, H.E., A.S. El-Sorogy, M. Abd El-Wahab, E.S. Nouh, M. Mohamaden and K. Al-Kahtany. 2019. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals pollution from the Shalateen coastal sediments, Red Sea, Egypt. *Mar. Pollut. Bull.*, 144: 167–172. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.056>
- Olatunde, P., L. Philipps, A. Juliano and T. Imhansoeleva. 2015. Geochemical and statistical approach to assessing trace metal accumulations in Lagos Lagoon sediments, southwestern, Nigeria. *J. Geogr. Environ Earth. Sci. Int.*, 3: 1–16. <https://doi.org/10.9734/JGEESI/2015/20333>
- Qingjie, G., D. Jun, X. Yunchuan, W. Qingfei and Y. Liqiang. 2008. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *J. China Univ. Geosci.*, 19: 230–241. [https://doi.org/10.1016/S1002-0705\(08\)60042-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0705(08)60042-4)
- Sáez, G., J. Chero, C. Cruces, D. Minaya, C. Rodríguez, B. Suyo, S. Romero, A. Guabloche, E. Tuesta, L. Alvariano and J. Iannacone. 2018. Hematological parameters and blood biochemical in ten species of marine fish captured by artisanal fishery in Callao Bay, Peru. *Rev. Inv. Vet. Perú*, 29: 1161–1177. <https://doi.org/10.15381/rivep.v29i4.15204>
- Sakan, S. M., D.S. Dordević, D.D. Manojlović and P.S. Predrag. 2009. Assessment of heavy metal pollutant accumulation in the Tisza River sediments. *J. Environ. Manag.*, 90: 3382–3390. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.05.013>
- Shirani, M., K.N. Afzali, S. Jahan, V. Strezov and M. Soleimani-Sardo. 2020. Pollution and contamination assessment of heavy metals in the sediments of Jazmurian in southeast Iran. *Sci. Rep.*, 10: 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61838-x>
- Solis, J., E. Fernández, F. Velazco y W. Carhuapoma. 2011. Características geoquímicas de sedimentos del perfil Callao. *Bol. Inst. Mar Perú*, 26: 25–31.
- Suárez-Alemán, A., T. Serebrisky y O. Ponce De León. 2019. Competitividad portuaria en América Latina y el Caribe, Un análisis de la regulación, gobernanza, y competencia en el sector portuario de la región. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, D.C. 44 p.
- Truchet, D.M., N.S. Buzzi, C.L. Negro, M.C. Mora and J.E. Marcovecchio. 2021. Integrative assessment of the ecological risk of heavy metals in a South American estuary under human pressures. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 208: 111498. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111498>
- Valdés, J., D. Román, L. Rivera, J. Ávila and P. Cortés. 2011. Metal contents in coastal waters of San Jorge Bay, Antofagasta, northern Chile: A base line for establishing seawater quality guidelines. *Environ. Monit. Assess.*, 183: 231–242. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1917-x>
- Velaochaga, G., C. Paulino, H. Xu y E. Alburqueque. 2018. Monitoreo de las aguas residuales vertidas en la bahía del Callao utilizando imágenes Landsat (1985–2015). *Bol. Inst. Mar Perú*, 33: 5–12.
- Velazco, F. 2011. Sedimentos marinos superficiales en la bahía del Callao, Perú. 1997. *Bol. Inst. Mar. Perú*, 26: 75–82.
- Wang, N., A. Wang, L. Kong and M. He. 2018. Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk assessment. *Sci. Total Environ.*, 610–611: 167–174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.268>
- Watson, J.G., J.M. Pinia, J. Richir and L.A. Michie. 2021. Detecting the effects of chronic metal exposure on benthic systems: Importance of biomarker and endpoint selection. *Aquat. Toxicol.*, 230: 105674. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105674>
- Worakhunpiset, S. 2018. Trace elements in marine sediment and organisms in the Gulf of Thailand. *Int J Environ. Res. Public Health.*, 15: 810. <https://doi.org/10.3390/ijerph15040810>
- Zhu, A., J. Liu, S. Qiao and H. Zhang. 2020. Distribution and assessment of heavy metals in surface sediments from the Bohai Sea of China. *Mar. Pollut. Bull.*, 153: 110901. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110901>

RECIBIDO/RECEIVED: 24/12/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 03/06/2022



Dinámica morfológica reciente de la boca de la Ciénaga Grande de Santa Marta: evolución, tendencias y causas

Recent morphological dynamics of Ciénaga Grande de Santa Marta mouth: evolution, trends, and causes

Marco González-Arteaga* y Constanza Ricaurte-Villota

0000-0002-6554-328X

0000-0003-1554-4994

Programa Geociencias Marinas y Costeras, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés".
Calle 25 No. 2-55 Sector Salguero, Santa Marta-Colombia, marco.gonzález@invemar.org.co*, constanza.ricaurte@invemar.org.co

* Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es uno de los ecosistemas más productivos del Caribe colombiano. En el contexto nacional y mundial se encuentra enmarcada en cinco figuras de conservación, que la convierte en un área de especial interés para la investigación básica y aplicada. Actualmente se comunica con el mar a través de la Boca de la Barra; esta desembocadura ha tenido en los últimos 65 años una dinámica morfológica con una serie de tendencias en la configuración de la línea de costa. La presente investigación tuvo como objetivo estudiar los cambios de la línea de costa en el período 1953 a 2020 y aproximar una relación con eventos El Niño oscilación del sur (ENOS) y la variación intra-anual de la precipitación a nivel local. Los resultados se obtuvieron mediante imágenes de satélite, fotografías aéreas y la posterior digitalización de líneas de costa para la generación de las tasas de cambio con la herramienta DSAS. Los resultados evidencian procesos cíclicos de erosión y acreción a largo plazo, que reflejan un balance morfológico en el área de la Boca de la Barra; no obstante, la manifestación de eventos ENOS y períodos de fuerte sequía inciden en el dominio de la erosión costera.

PALABRAS CLAVES: línea de costa, morfología, tasas de cambio, desembocadura

ABSTRACT

The Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) is one of the most productive ecosystems in the Colombian Caribbean. In the national and world context, it is framed in five conservation figures, which make it an area of special interest for basic and applied research. Currently communicates with the sea through the Boca de la Barra; this mouth has had in the last 65 years one morphological dynamics with a series of trends in the configuration of the coastline. The objective of this research was to study the changes in the coastline between the period 1953 to 2020 and approximate a relationship with El Niño Southern Oscillation events (ENSO) and the intrannual variation of rainfall at local level. The results were obtained using satellite images, aerial photographs and the subsequent digitization of coastlines to generate change rates using the DSAS. The results show long-term cyclic processes of erosion and accretion, which reflect a morphological balance in the Boca de la Barra area, however, the manifestation of ENSO events and periods of strong drought affect the domain of coastal erosion.

KEYWORDS: coastline, morphology, exchange rates, mouth

INTRODUCCIÓN

El área de la Boca de la Barra está ubicada al occidente de la isla de Salamanca y actualmente es la única conexión permanente entre la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y el mar Caribe. Este cuerpo de agua (CGSM) tiene una extensión de 450 km², es reconocida a nivel mundial, nacional y regional al estar enmarcada dentro de cinco figuras de conservación, entre ellas la declaratoria como humedal RAMSAR (1998) y reserva de Biosfera (2000) (Vilardy-Quiroga y González-Novoa, 2011). La Boca de la Barra es para este ecosistema el punto de interacción entre la dinámica de circulación interna del complejo lagunar y los procesos costeros de la plataforma somera adyacente, presenta un ancho promedio de 210 m y profundidades en el canal de hasta 6 m (Invemar, 2015b). A través del canal ocurren las entradas de agua desde y hacia la Ciénaga, estos flujos son controlados por la marea y transportan caudales entre 200 m³/s y 700 m³/s según la época del año (Invemar-Corpamag, 2018). Es decir que también son condicionados por la compleja dinámica hidrológica que se origina entre los aportes del río Magdalena, sobre la llanura de inundación y que finalmente llegan hasta el complejo lagunar, con las descargas a la ciénaga principal provenientes de los ríos que drenan la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), siendo una de las fuentes de mayor aporte de sedimentos originada por las características geológicas de este relieve costero (Cardona *et al.*, 2010).

En este contexto, el comportamiento morfológico del área de la Boca de la Barra juega un papel importante en la dinámica de intercambio hídrico y sedimentológico, que es fundamental para el funcionamiento del ecosistema y los procesos de rehabilitación adelantados, posteriores al deterioro ambiental causado por la construcción de la vía Ciénaga-Barranquilla y vía Palermo-Sitio Nuevo en las décadas de los años 1950 y 1970, respectivamente, cuyos efectos fueron la pérdida de manglar, disminución de la biodiversidad, hipersalinización, disminución de los recursos hidrobiológicos y rompimiento del balance hídrico de todo el sistema (Gónima *et al.*, 1998; Botero y Salzwedel, 1999; Polanía *et al.*, 2001; Rivera-Monroy *et al.*, 2006). Desde la apertura del canal la línea de costa ha estado sometida a la compleja dinámica litoral por estar totalmente expuesta a la acción directa de los procesos oceanográficos y climáticos a lo largo de la isla de Salamanca (Martínez y Molina, 1992; Gómez *et al.*, 2017).

Por otra parte, los estudios sobre la dinámica de la Boca de la Barra desde un punto de vista morfológico son

INTRODUCTION

Boca de la Barra area is located to the west of Salamanca Island and is currently the only permanent connection between the Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) and the Caribbean Sea. This water body (CGSM) has an extension of 450 km², and it is recognized at the world, national, and regional levels for being included in five conservation figures, among which there is its declaration as a RAMSAR (1998) wetland and biosphere reserve (2000) (Vilardy-Quiroga and González-Novoa, 2011). For this ecosystem, Boca de la Barra is the point of interaction between the internal circulation dynamics of the lagoon complex and the coastal processes of the adjacent shallow platform. It has an average width of 210 m, and depths in the channel of up to 6 m (Invemar, 2015b). Water inlets run through the channel from and to the marsh, which flows are controlled by the tide and transport flows, which are between 200 m³/s and 700 m³/s according to the time of the year (Invemar-Corpamag, 2018). This is to say that those flows are also conditioned by the complex hydrologic dynamics originated in the Magdalena River's contributions to the flood plain, which finally arrive at the lagoon complex, with discharges on the main marsh stemming from rivers that drain the western watershed of the Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), one of the major sources of sediment inputs originated by the geological characteristics of this coastal relief (Cardona *et al.*, 2010).

In this context, the morphological behavior of Boca de la Barra plays an important role in the hydric and sedimentologic exchange dynamics, which are fundamental for the functioning of the ecosystem and the advanced rehabilitation processes carried out after the environmental deterioration caused by the building of the Ciénaga-Barranquilla and Palermo-Sitio Nuevo roads in the 1950s and 1970s, respectively, which effects were mangrove loss, decreased biodiversity, hyper-salinization, reduced hydrobiological resources, and a broken hydric balance in the whole system (Gónima *et al.*, 1998; Botero and Salzwedel, 1999; Polanía *et al.*, 2001; Rivera-Monroy *et al.*, 2006). Since the opening of the channel, the coastline has been subjected to complex coastal dynamics, as it is completely exposed to the direct action of oceanographic and climatic processes along the Salamanca Island (Martínez and Molina, 1992; Gómez *et al.*, 2017).

On the other hand, studies on the dynamics of Boca de la Barra from a morphological point of view are

escasos; se destaca el realizado por Erffa (1973), que describe el seguimiento multitemporal de la línea de costa durante el proceso de configuración del canal por las condiciones de un régimen de corrientes variable y el efecto de las obras de protección en la desembocadura, registrando cambios (erosión/acreción) a corto plazo de hasta 10 m posteriores a la construcción de la vía Ciénaga-Barranquilla. Bernal (1996) describió el cambio de posición de la boca natural en 1953, 1987 y 1993 encontrando indicadores morfológicos de una tendencia a la erosión del lado oeste y de acreción en el lado este. Otros estudios recientes hacen parte de los desarrollados por el Invemar, los cuales aportan conocimiento sobre aspectos hidrológicos, sedimentológicos, batimétricos, climáticos y oceanográficos (Invemar-GEO, 2015, 2016 y 2017). De igual forma, se cuenta con los avances en la implementación de un modelo hidro-sedimentológico del complejo lagunar, para el entendimiento de la dinámica de los flujos de agua y sedimentos de acuerdo a las condiciones hidrológicas y de marea (Invemar-Corpamag, 2018). Por último, los estudios y proyectos alineados con los enfoques de rehabilitación de la CGSM fundamentan la necesidad del seguimiento de la Boca de la Barra para garantizar el intercambio hídrico con el mar Caribe (Rivillas-Ospina *et al.*, 2020). En este sentido, la presente investigación pretende contribuir al conocimiento de la dinámica de la boca, para el planteamiento de estrategias de gestión y toma de decisiones por parte de las autoridades ambientales, frente a las problemáticas de uno de los ecosistemas más productivos de la región Caribe.

MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis de la evolución de la línea de costa permite conocer las variaciones espacio-temporales que resultan de la compleja morfodinámica en la entrada de una isla barrera y la costa adyacente. La presente investigación seleccionó el área de la Boca de la Barra para el análisis de los cambios y evolución de la línea de costa entre el período 1953-2020. Esta desembocadura está ubicada al occidente de la isla de Salamanca, al norte de Colombia en $10^{\circ} 59' 25,26''$ N y $74^{\circ} 17' 26,51''$ W (Figura 1), constituye una de las principales fronteras hidrológicas de vital relevancia en las funciones integrales de los ecosistemas de la ecorregión CGSM. En ella se puede diferenciar la costa occidental, que se encuentra intervenida con obras de protección para el control de la erosión, y la costa oriental, que aún conserva características naturales en la línea de costa, razón por la cual son tratadas por separado para su comparación.

scarce. The one conducted by Erffa (1973) stands out, which describes the multitemporal monitoring of the coastline during the channel configuration process under the conditions of a variable flow regime and the effect of protection works in the mouth, recording short-term changes (erosion/accretion) of up to 10 m after the construction of the Ciénaga-Barranquilla road. Bernal (1966) described the natural mouth's change of position in 1953, 1987, and 1993, finding morphological indicators of a trend towards erosion on the west side and accretion on the east side. Other recent studies are those conducted by Invemar, which provide knowledge on hydrological, sedimentologic, bathymetric, climatic, and oceanographic aspects (Invemar-GEO, 2015, 2016, 2017). Likewise, there is progress in the implementation of a hydro-sedimentologic model of the lagoon complex, with the aim to understand water flow and sediment dynamics according to the hydrological and tidal conditions (Invemar-Corpamag, 2018). Finally, studies and projects aligned with the CGSM rehabilitation approaches are based on the need for monitoring Boca de la Barra to ensure hydric exchange with the Caribbean Sea (Rivillas-Ospina *et al.*, 2020). In this sense, this research aims to contribute to the knowledge of the mouth dynamics for management strategies and decision-making by environmental authorities, in the face of the problems of one of the most productive ecosystems in the Caribbean region.

MATERIALS AND METHODS

The analysis of the coastline's evolution allows understanding the spatial-temporal variations resulting from the complex morphodynamics at the entrance of a barrier island and the adjacent coast. The area of Boca de la Barra was selected in this research in order to analyze the changes and evolution of the coastline in the 1953-2020 period. This mouth is located to the west of Salamanca Island, northern Colombia, in the coordinates $10^{\circ}59'25.26''$ N and $74^{\circ}17'26.51''$ W (Figure 1). It constitutes one of the main hydrological borders, and it is of vital relevance in the integral functions of the ecosystems of the CGSM ecoregion. In it, the west coast can be distinguished, which has been intervened with protection works for erosion control, as well as the east coast, which keeps its natural characteristics in the coastline, which is why they are separately treated for the sake of comparison.

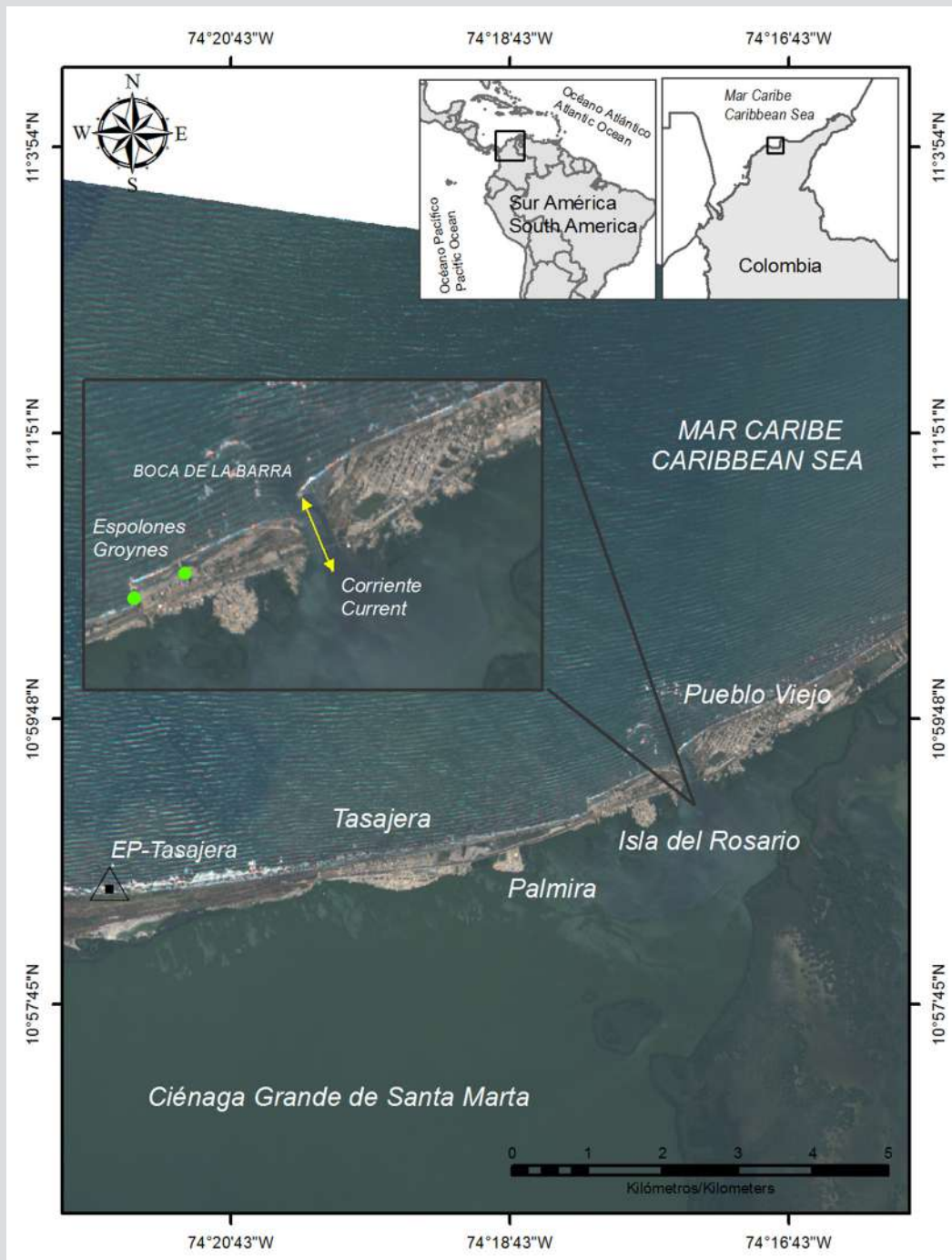


Figura 1. Localización general del área de estudio. EP, estación pluviométrica Tasajera. Imagen RapiDEye 2015. Fuente LabSIS-Invemar.

Figure 1. General location of the study area. EP, Tasajera pluviometric station. Image: RapiDEye 2015. Source: LabSIS-Invemar.

Para el estudio se utilizó una colección de imágenes de satélite de los sensores SPOT, RapiDEye, Sentinel 2, Google Earth y fotografías áreas de diferentes escalas, que fueron seleccionadas a partir de los criterios de resolución espacial entre 5 y 20 m, porcentaje de nubosidad menor a 15 % y la fecha de la toma del sensor, esta última según su correspondencia con diferentes épocas climáticas, y años

A collection of satellite images from the sensors SPOT, RapiDEye, Sentinel 2, and Google Earth were used for the study, as well as aerial photographs at different scales, which selection was based on spatial resolution criteria between 5 and 20 m, a percentage of cloudiness lower than 15 %, and the date on which the sensor obtained the data. The latter, in accordance with its correspondence

contrastantes por la presencia de eventos El Niño Oscilación del Sur (ENOS), como los acontecidos en 2010-11 (La Niña) y 2015-16 (El Niño), los cuales pueden causar períodos de fuertes lluvias/sequías. Las imágenes fueron rectificadas en el mismo sistema de coordenadas (Moore, 2000), mediante 25 puntos de control (GCP) adquiridos en terreno con un Sistema de Posicionamiento Global Diferencial (DGPS), por sus siglas en inglés de referencia Topcon GRS 1 ($\pm 0,3$ m) a la referencia del Sistema Geodésico Mundial (WGS84) y proyectadas utilizando el sistema Universal Transversal Mercator (zona UTM 18 Norte). De igual manera con el DGPS fueron levantadas en campo líneas de costa que se ajustaron mediante post-proceso a la Red Geodésica Nacional. A partir de las imágenes se interpretaron y digitalizaron las posiciones de la línea de costa siguiendo los criterios propuestos por Ojeda *et al.* (2013) y se aplicaron los siguientes procedimientos: 1. Generación de siete bases de datos geográficas (GDB), 2. Cálculo de la tasa de regresión lineal (LRR) y el Movimiento Neto de la línea de costa (NMS). La generación de las GDBs se realizó en un entorno GIS (ArcGIS 10.1) y se importaron a las mismas las líneas de costa previamente agrupadas en los periodos 1953-1997, 1997-2013, 2013-2020 y 1953-2020 para los análisis interanuales (líneas de costa anuales) y 2010-2016, 2016-2019 y 2010-2016 para los intra-anuales (líneas de costa mensuales en el mismo año).

Los cálculos de los valores de cambio de la costa para cada periodo se obtuvieron utilizando la extensión Digital Shoreline Analysis System (DSAS) desarrollada por el Servicio Geológico de los Estados Unidos USGS (Thieler y Danforth, 1994; Thieler *et al.*, 2005, 2009), ampliamente aplicada en estudios del litoral (Del Río *et al.*, 2013; Rangel-Buitrago *et al.*, 2015). Los datos obtenidos fueron comparados entre periodos para entender la dinámica morfológica del área de estudio, destacando los resultados de estudios previos y complementando la discusión con información sobre el Índice de Oscilación del Sur para los últimos 70 años y series de datos Ideam (2010-2019) sobre la variación interanual de la precipitación, las cuales fueron extraídas de la estación pluviométrica de Tasajera al norte de la CGSM en el corregimiento del mismo nombre.

RESULTADOS

Evolución y tendencia interanual de la línea de costa

Para el análisis interanual se utilizaron las series digitalizadas de líneas de costa entre el periodo 1953-2020 y se realizaron los cálculos de los cambios netos (NMS) y las tasas de regresión (LRR) originadas por la configuración

with different climatic seasons and contrasting years, given the presence of El Niño Southern Oscillation (ENSO) events, such as those that occurred in 2010-2011 (La Niña) and 2015-2016 (El Niño), which can cause periods of strong rainfall/drought. The images were rectified in the same coordinate system (Moore, 2000) to the reference of the World Geodesic System (WGS84) through 25 control points (GCP) acquired in the field with a Topcon GRS 1 (± 0.3 m) Differential Global Positioning System (DGPS), and they were projected using the Universal Transversal Mercator (zone UTM 18 North). Likewise, the coastlines were surveyed in the field with the DGPS, and then adjusted to the National Geodesic Network via post-processing. Based on the images, the coastline positions were interpreted and digitized following the criteria proposed by Ojeda *et al.* (2013), and the following procedures were applied: 1. Generation of seven geographical databases (GDB), 2. Calculation of the linear regression rate (LRR) and the Net Movement of the Shoreline (NMS). GDB generation was carried out with a GIS (ArcGIS 10.1), and the same coastlines were imported, which were previously grouped into the periods 1953-1997, 1997-2013, 2013-2020, and 1953-2020 for interannual analyses (annual coastlines); as well as into 2010-2016, 2016-2019, and 2010-2016 for intra-annual analyses (monthly coastlines within the same year).

The calculations of coast change values for each period were obtained using the extension Digital Shoreline Analysis System (DSAS), which was developed by the United States Geological Service (USGS) (Thieler and Danforth, 1994; Thieler *et al.*, 2005, 2009) and is widely applied in coast studies (Del Río *et al.*, 2013; Rangel-Buitrago *et al.*, 2015). The obtained data were compared between periods in order to understand the morphological dynamics of the study area, highlighting the results of previous studies and complementing the discussion with information about the Oscillation Index for the last 70 years and the Ideam data series (2010-2019) on the interannual rainfall variation, which were extracted from the Tasajera pluviometric station, to the north of CGSM, in the village with the same name.

RESULTS

Evolution and interannual trend of the coastline

For the interannual analysis, the digitized series of the coastlines in the 1953-2020 period were used, and the calculation of the net changes (NMS) and the regression rates (LRR) originated by the configuration of the west

de la costa occidental (playa de Isla del Rosario) y oriental (playa de Pueblo Viejo) en el área de la desembocadura de la ciénaga. En el estudio de la línea de costa para el periodo 1953-1997, se observaron las diferencias en la distribución de los procesos de erosión y acreción en las playas adyacentes a la Boca de la Barra. Sin embargo, por la disponibilidad de imágenes y fotografías aéreas los valores calculados de la línea de costa en la parte interna de la desembocadura en este periodo, solo se obtuvieron a partir de 1987. El costado occidental experimentó una tendencia a la erosión costera con un patrón de incremento en dirección O-E, registrando cambios netos de hasta -207,5 m y tasas de erosión entre -0,5 m/año y -5,7 m/año en el área de la actual desembocadura. Las menores variaciones se presentaron en el extremo occidental de la playa de Isla del Rosario con tasas de erosión inferiores a los -2 m/año (Figura 2a). En contraste, en el costado oriental a la desembocadura la dinámica de la línea de costa estuvo dominada en mayor parte por los procesos de acreción de la playa de Pueblo Viejo, con cambios máximos de 103,4 m y una tasa de 8,7 m/año en la zona próxima a la desembocadura. La parte interna del canal alcanzó un cambio neto y tasa de erosión de -256,8 m y -7,1 m/año respectivamente (Figura 2b). Se destaca que durante este primer periodo la línea de costa fue intervenida con la construcción de espolones en las décadas de los años 50 y 60 del siglo pasado, los cuales originaron cambios en la costa adyacente a la desembocadura.

En el periodo 1997-2013, a diferencia del anterior, los cambios de la línea de costa fueron controlados por la acreción en ambos costados de la desembocadura de la ciénaga. La incidencia del proceso erosivo de las décadas anteriores conllevó a la realización de nuevas obras de protección tipo espolón para la protección de la costa en la playa de Isla del Rosario, las cuales favorecieron la retención de sedimentos e influyeron en la morfodinámica de la playa y las barras contiguas. Esta nueva configuración de la costa generó cambios anuales en el costado occidental con ganancias que alcanzaron 233,9 m y una tendencia a la acreción entre 1,9 y 12,2 m/año (Figura 2c). Del mismo modo la línea de costa oriental evidenció procesos de aportes de sedimentos sobre la playa de Pueblo Viejo que favorecieron cambios de hasta 185,6 m y una tendencia a la acreción con tasas entre 2,2 y 7,0 m/año, presentado los más bajos valores al interior de la desembocadura e indicando una estabilidad morfológica (Figura 2d).

Durante el periodo siguiente (2013-2020) el comportamiento de la línea de costa adquiere un dominio de la tendencia erosiva en las playas de Islas de Rosario y

(Rosario Island beach) and east (Pueblo Viejo beach) coasts in the marsh mouth were carried out. By studying the coastline for the 1953-1997 period, differences were observed in the distribution of erosion and accretion processes in the beaches adjacent to Boca de la Barra. However, due to the availability of aerial images and photographs, the calculated values of the coastline in the internal part of the mouth for this period were only obtained from 1987 onward. The west side experienced a trend towards coastal erosion, with an increasing pattern in the W-E direction, recording net changes of up to -207.5 m and erosion rates between -0.5 m/year and -5-7 m/year in the current mouth area. The least variations occurred in the west end of Isla del Rosario beach, with erosion rates lower than -2 m/year (Figure 2a). In contrast, in the east side of the mouth, the dynamics of the coastline were mostly dominated by the accretion processes in Pueblo Viejo beach, with maximum changes of 103.4 m and a rate of 8.7 m/year in the area next to the mouth. The internal part of the channel reached a net change and erosion rate of -256.8 m and -7.2 m/year, respectively (Figure 2b). It can be highlighted that, during this first period, the coastline was intervened with the construction of groynes in the 1950s and 1960s, which caused changes in the coast adjacent to the mouth.

In the 1997-2013 period, unlike the previous one, changes in the coastline were controlled by accretion in both sides of the marsh mouth. The incidence of the erosive process of previous decades led to new groyne-type protection works in order to safeguard the coast in Isla del Rosario beach, which were favored with sediment retention and influenced the morpho-dynamics of the beach and adjacent barriers. This new coast configuration generated annual changes in the west side, with gains that reached 233.9 m and a trend towards accretion between 1.9 m/year and 12.2 m/year (Figure 2c). In the same way, the east coastline evidenced processes of sediment supply on Pueblo Viejo beach, which favored changes of up to 185.6 m and a trend towards accretion, with rates between 2.2 m/year and 7.0 m/year and the lowest values inside the mouth, as well as indicating morphological stability (Figure 2d).

During the next period (2013-2020), the coastline behavior was dominated by an erosive trend in Islas del Rosario and Pueblo Viejo beaches, which changed the gain conditions shown in the previous period. Specifically, accretion processes on the west side were only significant

Pueblo Viejo, que cambiaron las condiciones de ganancia mostradas en el periodo anterior. Específicamente en el costado occidental los procesos de acreción solo fueron significativos en el área delimitada por los espolones a tasas de cambio de 8,1 m/año y el borde interno de la desembocadura, donde alcanzó un valor de hasta 20,4 m/año, cuya tendencia estuvo asociada con el proceso de sedimentación al inicio del período y posterior dinámica morfológica de las barras en la entrada del canal desde el mar Caribe. La línea de costa sobre la playa de Isla del Rosario presentó cambios que alcanzaron -170,6 m y una tendencia general alrededor de -18,7 m/año, mostrando un incremento de la erosión con respecto al periodo anterior (Figura 2e). Así mismo el costado oriental, que venía obteniendo durante los últimos 60 años una tendencia a la acreción, registró cambios de la línea de costa de hasta -62,2 m y una tasa máxima de erosión de -24,5 m/año en el borde de la desembocadura (Figura 2f). Para este periodo la tendencia erosiva en el área de la Boca de la Barra fue marcada por un cambio acelerado de la línea de costa entre 2015-2016, principalmente en el costado oriental.

De acuerdo con lo anterior, en el análisis interanual los cambios de la línea de costa de la Boca de la Barra muestran un sistema dinámico, que presenta una serie de fluctuaciones en el dominio de las tendencias de erosión y acreción para distintos periodos de tiempo. Esta dinámica refleja unas condiciones de estabilidad en ambos costados de la desembocadura con respecto a la línea de costa de 1953, expresadas en tendencias de acreción entre 0,4 y 3,1 m/año asociadas a la línea de costa occidental y 0,5 y 2 m/año en la línea de costa oriental (Figura 2g). Así mismo, se presentó una tasa máxima de acreción de hasta 4,9 m/año en el borde de la desembocadura donde por condiciones naturales ocurren los intercambios hídricos y sedimentológicos entre la Ciénaga y el Caribe (Figura 2h).

in the area delimited by the groynes, at change rates of 8.1 m/year and the internal edge of the mouth, where they reached a value of up to 20.4 m/year, a trend that was associated with the sedimentation process at the beginning of the period, and later with the morphological dynamics of the barriers in the channel input from the Caribbean Sea. The coastline on Isla del Rosario beach exhibit changes that reached -170.6 m and a general trend of about -18.7 m/year, showing an erosion increase with respect to the previous period (Figure 2e). Likewise, the east side, which reported a trend towards accretion over the last 60 years, recorded changes in the coastline of up to -62.2 m and a maximum erosion rate of -24.5 m/year in the mouth edge (Figure 2f). For this period, the erosive trend in Boca de la Barra area was marked by an accelerated change in the coastline between 2015 and 2016, mainly on the east side.

According to the above, the changes in the Boca de la Barra coastline show a dynamic system in the interannual analysis, with a series of fluctuations in the dominating trends of erosion and accretion for different periods of time. These dynamics reflect conditions of stability on both sides of the mouth with respect to the coastline in 1953, expressed in accretion trends between 0.4 m/year and 3.1 m/year for the west coastline and 0.5 m/year and 2 m/year for the east coastline (Figure 2g). Likewise, there was a maximum accretion rate of up to 4.9 m/year in the mouth edge, where the hydric and sedimentologic exchanges between the lagoon and the Caribbean Sea are due to natural conditions (Figure 2h).

Tabla 1. Valores promedios por periodos de evolución interanual de la línea de costa de la Boca de la Barra, cambios netos (NMS) y tasa de regresión lineal (LRR).

Table 1. Average values of the interannual evolution periods of the Boca de la Barra coastline, net changes (NMS), and linear regression rate (LRR).

Período / Period	Costa occidental / West Coast				Costa oriental / East Coast			
	NMS (m)	Tasa / Rate LRR (m/año)	NMS (m)	Tasa / Rate LRR (m/año)	NSM(m)	Tasa / Rate LRR (m/año)	NMS (m)	Tasa / Rate LRR (m/año)
1953-1997	11.8	1.5	-75.6	-1.8	35.9	1.8	-53.0	-3.0
1997-2013	126.0	7.8	-15.1	-1.0	92.	5.4	0	0
2013-2020	51.0	7.7	-126.8	-18.7	0	0	-31.5	-10.0
1953-2020	24.6	0.7	-50.6	-0.5	93.4	1.8	-22.3	0.4

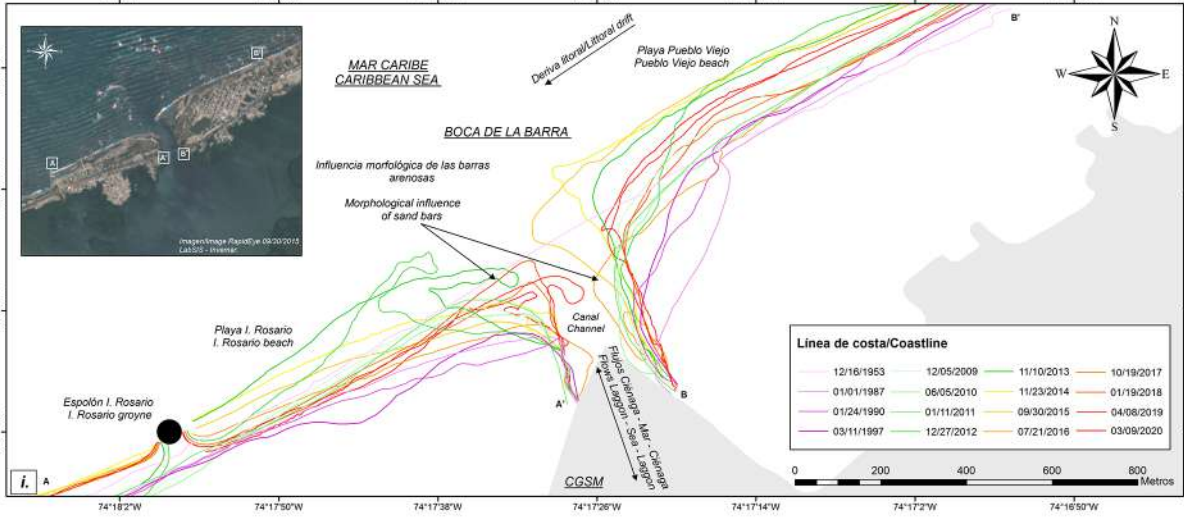
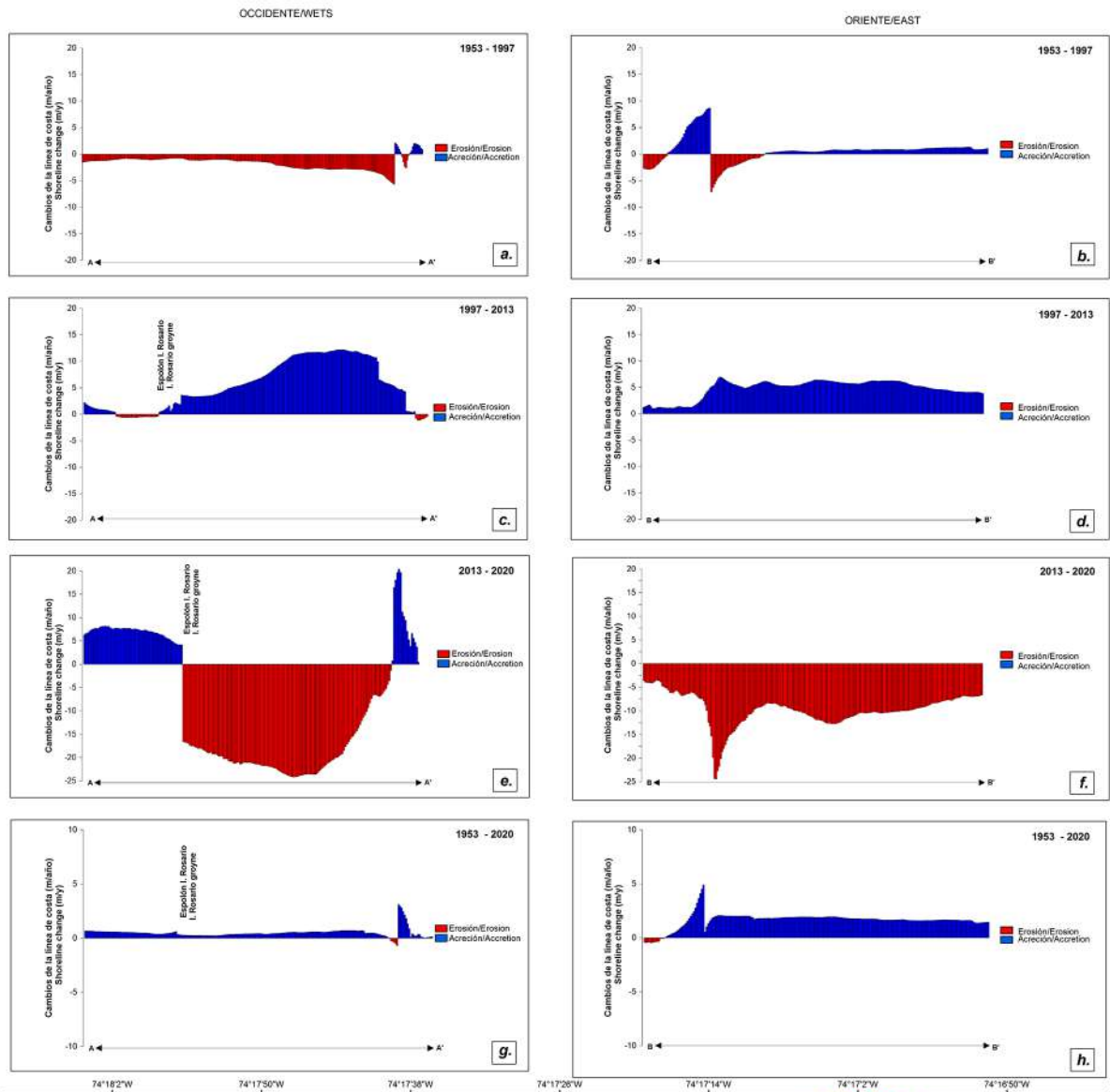


Figura 2. Tendencias evolutivas interanuales de la línea de costa de la Boca de la Barra para el periodo 1953-2020.

Figure 2. Interannual evolution trends of the Boca de la Barra coastline for the 1953-2020 period.

Evolución y tendencia intra-anual de la línea de costa en relación con eventos ENOS

El estudio intra-anual que comprende el periodo más reciente entre 2010-2019 pretende entender la incidencia de la estacionalidad y la presencia de eventos extremos relacionados con el ENOS sobre los valores calculados de las tendencias de erosión y acreción. Es importante mencionar que este tipo de resultados pueden ser abordados con mayor detalle, dependiendo de la serie de imágenes satelitales de diferentes épocas disponibles para la digitalización de la línea de costa.

El período 2010-2016 estuvo marcado por la manifestación del fenómeno La Niña y El Niño al inicio y final del mismo. En estas condiciones, la línea de costa del costado occidental experimentó tendencias de acreción en el área de retención de los sedimentos por el efecto de los espolones construidos posterior a junio de 2010. La variación que alcanzó fue de 103,5 m y una tasa de acreción máxima de 23,3 m/año. El área contigua a los espolones y de mayor exposición a la deriva litoral (adyacente a la desembocadura), aunque presentó ganancias hasta noviembre de 2013 (Figura 3), la respuesta final de la línea de costa estuvo dominada por la erosión registrando magnitudes de hasta -34,2 m y tasas entre -1,0 y -11,2 m/año (Figura 7a). En lo concerniente a la línea de costa oriental, los procesos de erosión fueron similares a los encontrados en el costado occidental, con un patrón de incremento E-O en el sentido de la deriva litoral que alcanzó un valor máximo de -10,5 m/año en el área adyacente a la desembocadura. Los procesos de acreción obedecieron a la dinámica de crecimiento de la costa observadas en las líneas digitalizadas entre enero de 2012 y septiembre de 2015 (Figura 3). Específicamente, la zona interna de la boca tuvo ganancias y pérdidas de los depósitos de sedimentos que determinaron diferencias en el dominio de los procesos morfológicos con magnitudes de erosión alrededor de -5,5 m/año y de acreción entre 1,4 y 11,5 m/año (Figura 7b). Durante este periodo de análisis se observó que entre marzo y julio de 2016 se presentó un cierre temporal de la abertura del canal con una reducción de 140 m del ancho actual (Figura 4).

Evolution and intra-annual trend of coastline in relation to enso events

The intra-annual study covering the most recent period (2010-2019) aims to understand the seasonal incidence and the presence of extreme events related to ENSO on the calculated values of the erosion and accretion trends. It is important to mention that this type of result can be approached in greater detail, depending on the available satellite images from different times for digitizing the coastline.

The 2010-2016 period was marked by the manifestation of La Niña and El Niño phenomena at their beginning and end, respectively. Under these conditions, the west side coastline experienced accretion trends in the sediment retention area, due to the effect of the groynes built after June 2010. The variation reached was 103.5 m, in addition to a maximum accretion rate of 23.3 m/year. The area adjacent to the groynes and with a higher exposure to coastal drift (adjacent to the mouth), even though it showed gains until November 2013 (Figure 3), yielded a final response of the coastline dominated by erosion, recording magnitudes of up to -34.2 m and rates between -1.0 m/year and -11.2 m/year (Figure 7a). Regarding the east-side coastline, the erosion processes were like those found on the west side, with an increasing W-E pattern in the coastal drift direction, which reached a value of -10.5 m/year in the area adjacent to the mouth. The accretion processes obeyed the growing dynamics of the coast, as observed in the digitized lines between January 2012 and September 2015 (Figure 3). Specifically, the internal area of the mouth had gains and losses of sediment deposits that determined differences in the domination of morphological processes, with erosion magnitudes of around -5.5 m/year and accretion levels between 1.4 m/year and 11.5 m/year (Figure 7b). During this period of analysis, a temporary closure of the channel opening between March and July 2016 was observed, with a reduction of 140 m in the current width (Figure 4).

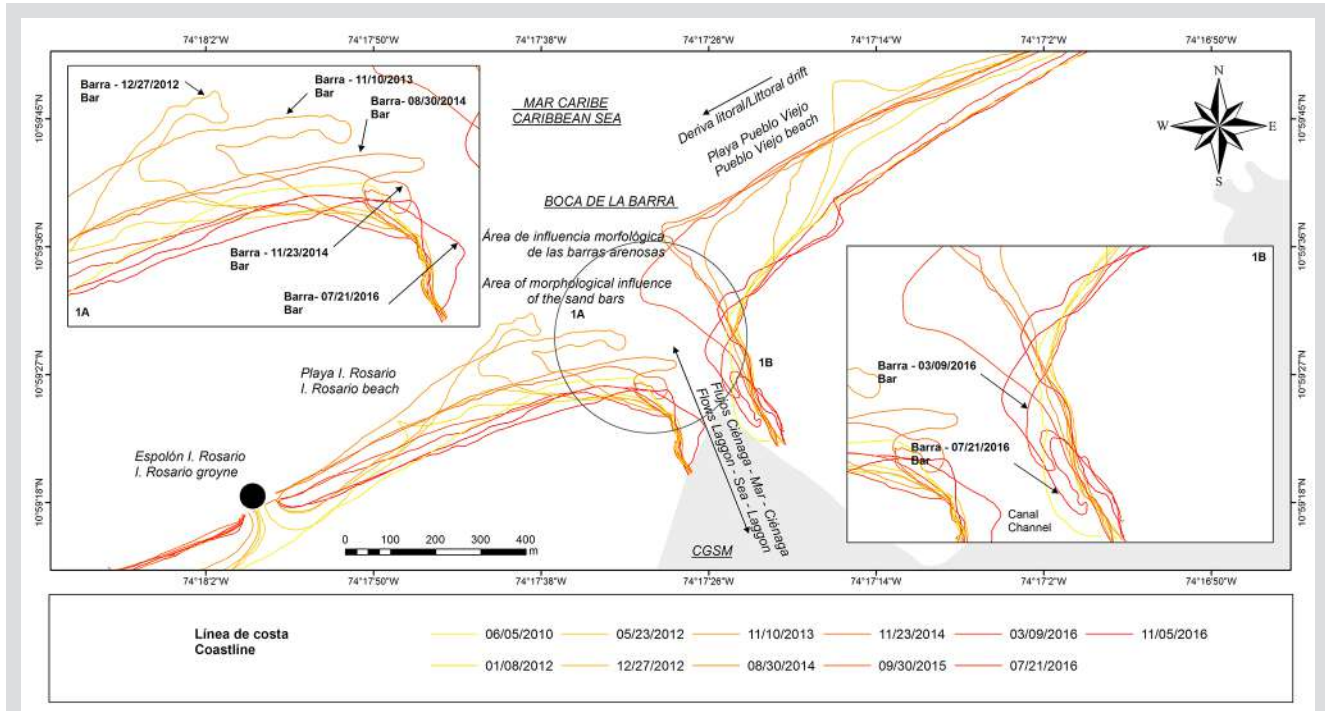


Figura 3. Cambios morfológicos intra-anales de la Boca de la Barra entre junio de 2010 y marzo de 2016.

Figure 3. Intra-annual morphological changes of Boca de la Barra between June 2010 and March 2016.



Figura 4. Cambios morfológicos intra-anales de la Boca de la Barra entre marzo de 2016 y noviembre de 2016 (Fuente: Imágenes Google Earth). a-f. Cierre temporal y apertura de la desembocadura. g. Prolongación de la barra al interior del canal (este) y reducción del ancho de la desembocadura, marzo 2016. h. Pérdida del ancho de la barra y amplitud de la desembocadura, julio 2016.

Figure 4. Intra-annual morphological changes in Boca de la Barra between March 2016 and November 2016 (Source: Images Google Earth). a-f. Mouth temporary closure and opening. g. Prolongation of the barrier inside the channel (east) and reduction of the mouth width, March 2016. h. Loss of barrier and mouth width, July 2016.

Entre 2016-2019, cuando no hubo eventos ENOS fuertes (Figura 5), las variaciones de la línea de costa mensuales mostraron el cambio en la tendencia de la dinámica morfológica de la Boca de la Barra, al desacelerar el proceso erosivo en algunos sitios y recuperar otros erosionados. En el costado occidental la playa adyacente al espolón presentó una disminución de la erosión llegando a tasas de $-2,3$ m/año, mientras que el área entre los espolones se mantuvo estable y disminuyeron las tasas de acreción hasta alrededor de $10,0$ m/año con respecto al periodo anterior ($> 15,0$ m/año). Los mayores valores se registraron en el área de influencia morfológica de las barras en la desembocadura, con cambios de hasta $91,5$ m y tasa de acreción de $13,5$ m/año (Figura 7c). La formación de las barras se identificó en las líneas de costa digitalizadas de julio de 2017, enero de 2018, abril de 2018-2019, agosto de 2018 y julio de 2019, evidenciando el transporte de sedimentos del sistema hacia el interior del canal (Figura 6). La línea de costa oriental fue controlada principalmente por la acreción con ganancias de hasta $69,0$ m y tasas que llegaron a $9,8$ m/año; los procesos erosivos se desarrollaron en el área de la desembocadura con cambios netos de hasta $18,6$ m y tasa máxima de $9,2$ m/año (Figura 7d).

Between 2016 and 2019, when there were no strong ENSO events (Figure 5), the monthly coastal variations showed a change of trend in the morphological dynamics of Boca de la Barra, decelerating the erosion process at some sites and recovering other eroded ones. On the west side, the beach adjacent to the groynes showed an erosion reduction reaching up to -2.3 m/year, while the area between groynes remained stable, and accretion rates decreased down to 10.0 m/year with respect to the previous period (> 15.0 m/year). The highest values were recorded in the area of morphological influence of the barriers in the mouth, with changes of up to 91.5 m and accretion rates of 13.5 m/year (Figure 7c). The formation of barriers was identified in the digitized coastlines of July 2017, January 2018, April 2018-2019, August 2018, and July 2019, evidencing sediment transport from the system into the channel (Figure 6). The east coastline was mainly controlled by accretion, with gains of up to 69.0 m and rates that reached 9.8 m/year. Erosion processes took place in the mouth area, with net changes of up to 18.6 m and a maximum rate of 9.2 m/year (Figure 7d).

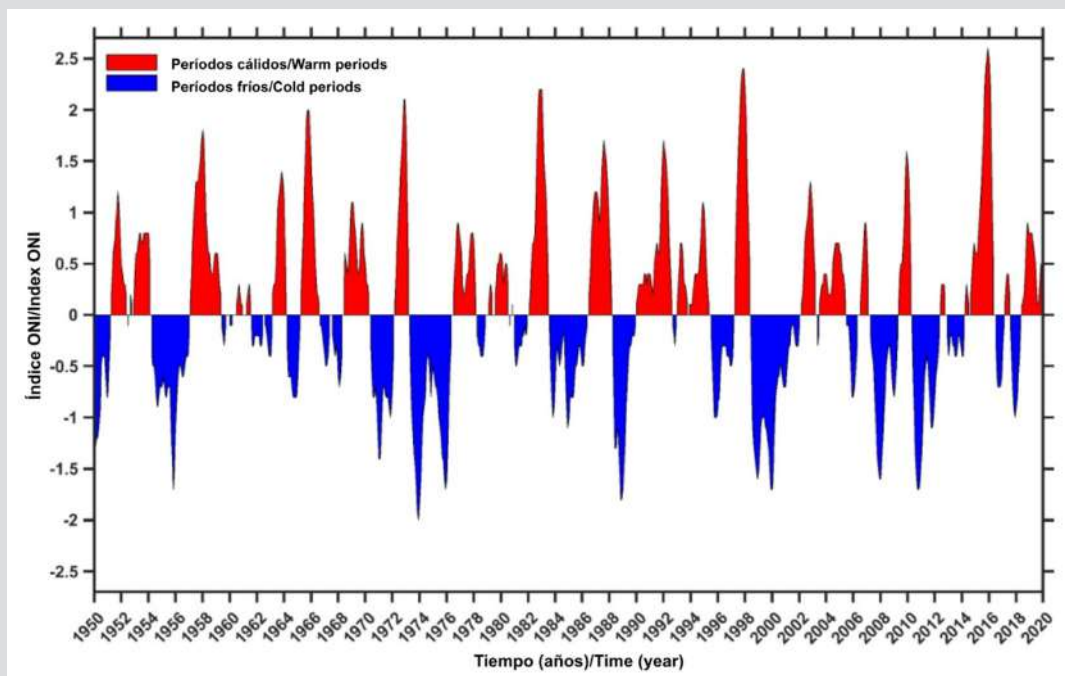


Figura 5. Serie de tiempo del Índice de Oscilación del Sur para los últimos 70 años. Fuente de datos NOAA (2022).

Figure 5. Time series of the Southern Oscillation Index for the last 70 years. Data source: NOAA (2022).

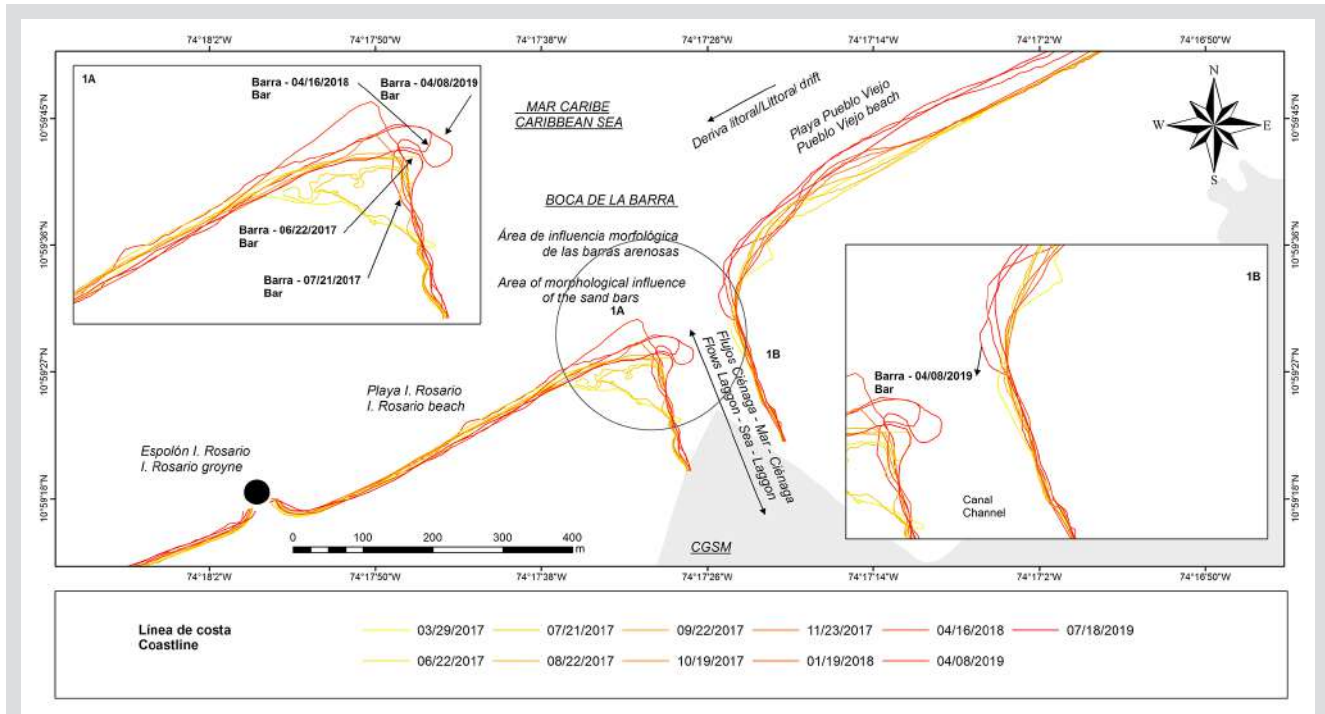


Figura 6. Cambios morfológicos intra-anales de la Boca de la Barra entre marzo de 2016 y abril de 2019.

Figure 6. Intra-annual morphological changes of Boca de la Barra between March 2019 and April 2019.

Finalmente, el resultado de todo el período 2010-2019 muestra que la dinámica morfológica de la Boca de la Barra en la última década ha estado controlada por la tendencia a la erosión costera con tasas entre -0,8 m/año y -11 m/año, a excepción del área de retención de sedimentos de los espolones. Particularmente el área de la desembocadura (canal) tiene una dinámica morfológica importante en la que se diferencian tendencias de acreción (13,9 m/año) y erosión (-6,0 m/año) al occidente y oriente, respectivamente (Figura 7e-f). El desplazamiento de las líneas mensuales dentro del periodo refleja el efecto de los eventos de extrema sequía asociados al fenómeno El Niño sobre los procesos costeros.

Finally, the results obtained for the whole 2010-2019 period show that, in the last decade, the morphological dynamics of Boca de la Barra have been controlled by a coastal erosion trend with rates between -0.8 m/year and -11 m/year, except for the groynes' sediment retention area. Particularly, the mouth area (channel) has important morphological dynamics, where the west and the east accretion (13.9 m/year) and erosion (-6.0 m/year) trends can be distinguished from each other (Figure 7e-f). The shift of monthly lines during the period reflects the effect of extreme drought events associated with El Niño phenomenon on coastal processes.

Tabla 2. Valores promedios por periodos de evolución intra-annual de la línea de costa de la Boca de la Barra, cambios netos (NMS), tasa de regresión lineal (LRR).

Table 2. Average values for the intra-annual evolution period of the Boca de la Barra coastline, net changes (NMS), linear regression rate (LRR).

Período / Period	Costa occidental / West Coast				Costa oriental / East Coast			
	NMS (m)	Tasa / Rate LRR (m/año)	NMS (m)	Tasa / Rate (m/año)	NSM (m)	Tasa / Rate (m/año)	NMS (m)	Tasa LRR (m/año)
2010-2016	53.7	12.2	-20.7	-7.2	10.0	5.8	-20.1	-5.2
2016-2019	58.2	7.6	-13.6	-1.5	48.1	5.0	-61.5	-7.5
2010-2019	62.2	10.4	-14.2	-8.0	48.0	0.7	-56.2	-5.9

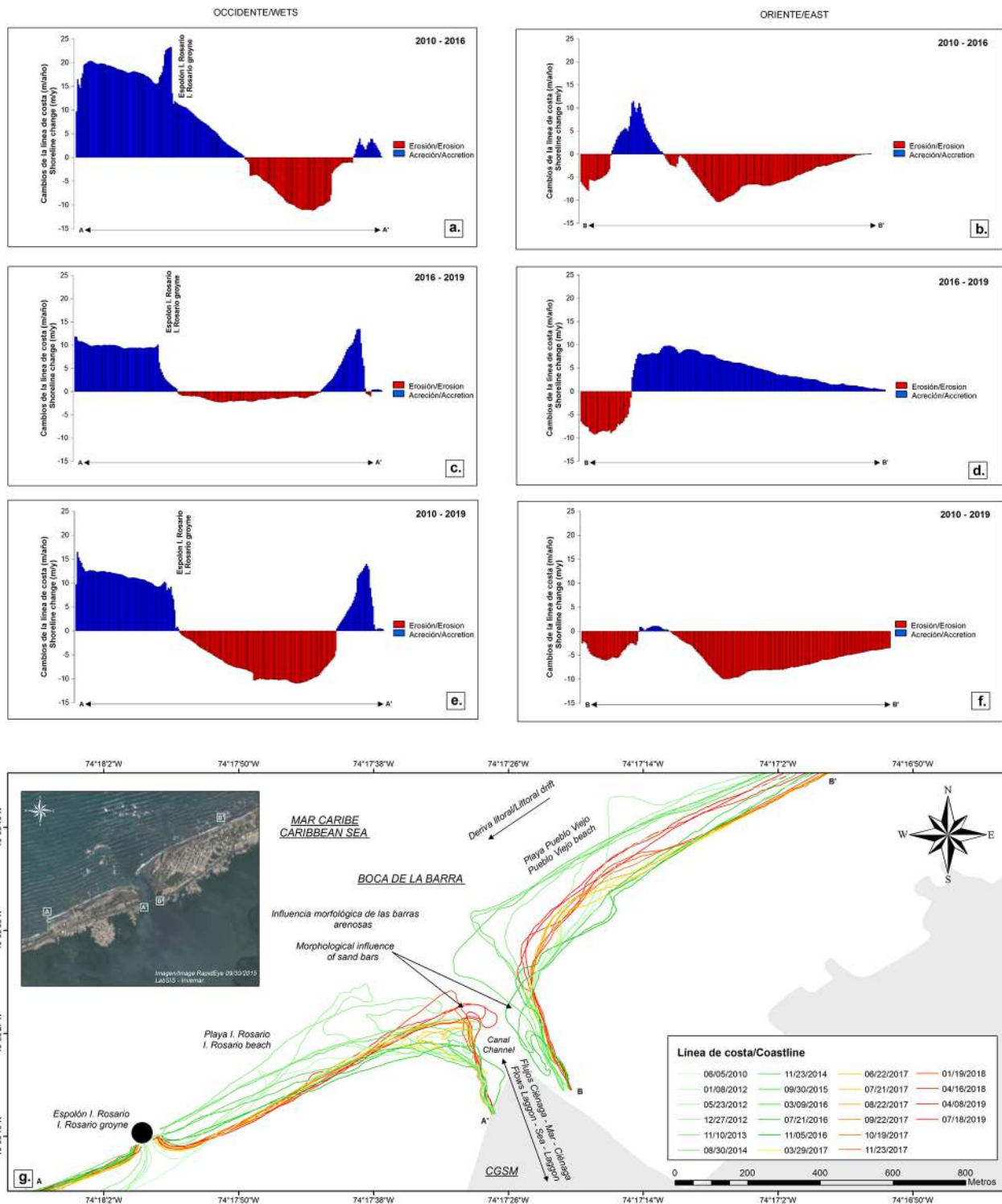


Figura 7. Tendencias evolutivas intra-anales de la línea de costa de la Boca de la Barra entre el periodo 2010-2019.

Figure 7. Intra-annual evolution trends in the Boca de la Barra coastline between 2010 and 2019.

Para visualizar los expuesto anteriormente, se realizó una comparación entre los cambios de la línea de costa y la variación interanual de la precipitación registrada en la estación pluviométrica de Tasajera, donde se observa una respuesta morfológica del área de la Boca de la Barra a los periodos de mayor y menor precipitación en 2010-2019 (Figura 8).

To visualize the above, a comparison was carried out between the changes in the coastline and the interannual variation of the recorded rainfall in the Tasajera pluviometric station, which showed a morphological response to periods of higher and lower rainfall in the Boca de la Barra area between 2010 and 2019 (Figure 8).

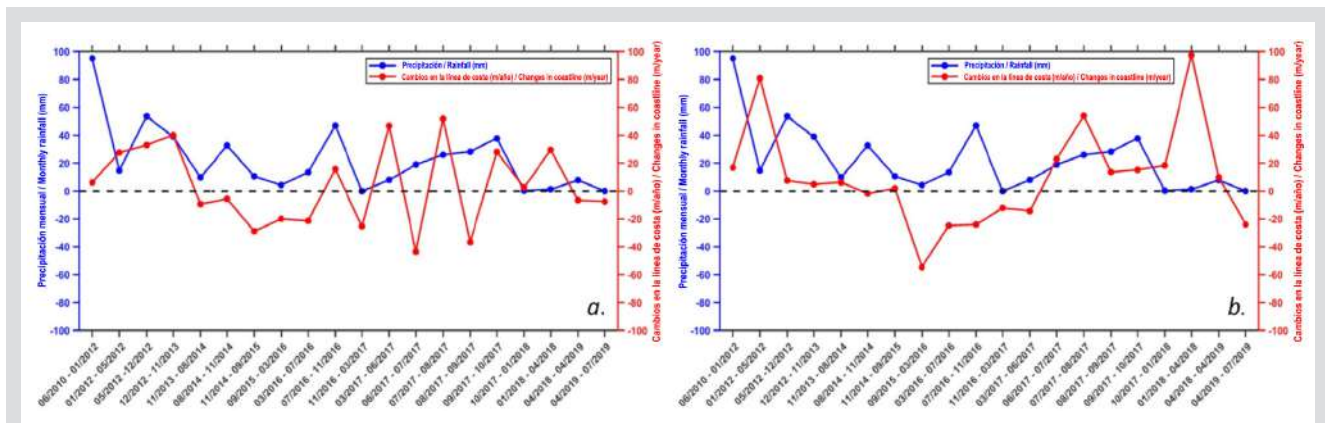


Figura 8. Comparación del promedio de la variación intra-anual de la precipitación mensual, estación pluviométrica Tasajera (Fuente de datos Ideam) y el promedio de los cambios de la línea de costa, en el periodo 2010-2019. a. sector occidental, b. sector oriental de la Boca de la Barra.

Figure 8. Comparison of the intra-annual variation average of monthly rainfall, Tasajera pluviometric station (Data source: Ideam), and the average of coastline changes in the 2010-2019 period. a. West sector, b. East sector of Boca de la Barra.

DISCUSIÓN

Para entender la dinámica morfológica de esta desembocadura es importante revisar una serie de intervenciones antropogénicas que se presentaron al nororiente de la CGSM entre las décadas de 1950 a 1970. Durante este periodo ocurrieron los mayores cambios recientes en la geomorfología costera entre el sector de la población de Ciénaga e Isla del Rosario por causa de la construcción de la vía Ciénaga-Barranquilla. En condiciones naturales el intercambio de agua desde y hacia la CGSM era a través de la Boca de la Ciénaga que se extendía 800 m entre los límites de Ciénaga y Pueblo Viejo (Erffa, 1973), lo cual favorecía la comunicación de flujos de agua, y la dinámica de procesos morfo-sedimentarios propios de las desembocaduras con el mar (Warrick, 2020).

La ubicación actual de la Boca de la Barra entre Pueblo Viejo e Isla de Rosario, según la fotografía Igac de 1953 era la prolongación de la Isla de Salamanca constituida por depósitos de playa. Además, por sus rasgos geomorfológicos correspondería a un paleocauce originado en el proceso de evolución de la barra litoral (Wiedemann, 1973). Los cambios geomorfológicos del sistema al colocar barreras (dique) en el

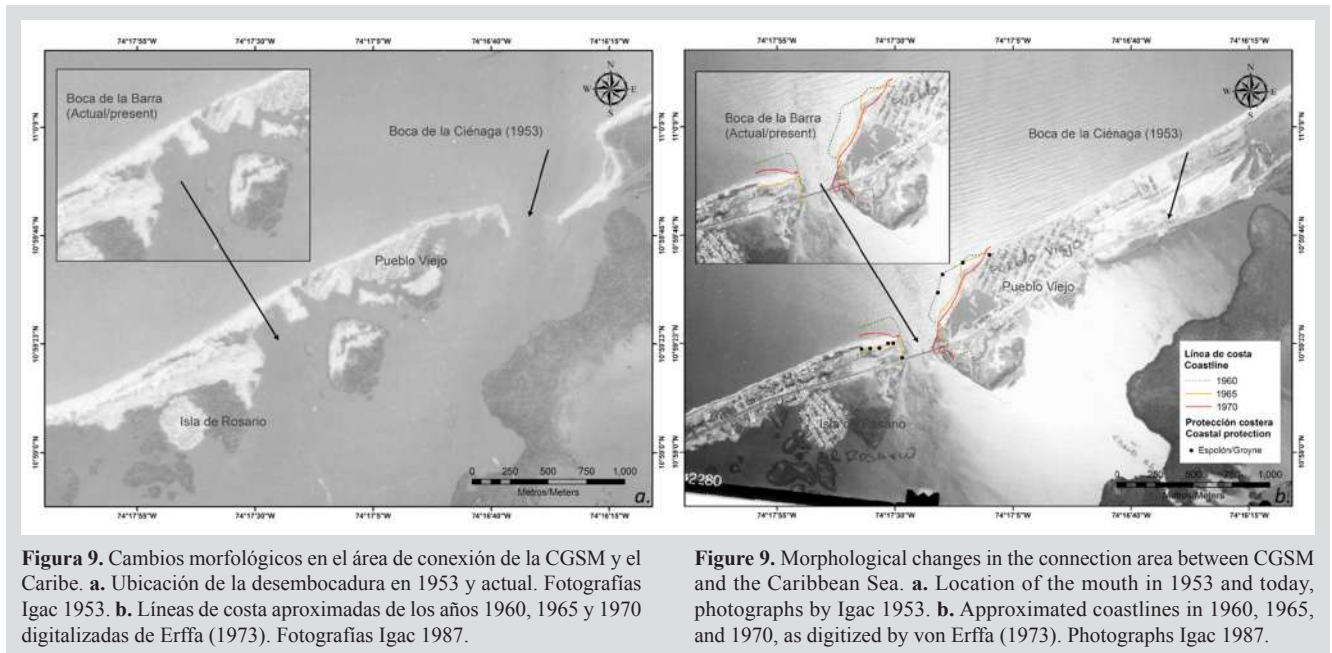
DISCUSSION

To understand the morphological dynamics of this mouth, it is important to review a series of anthropogenic interventions that occurred to the northeast of the CGSM between the 1950s and 1970s. During this period, the recent major changes in the coastal morphology occurred between the sector of the town of Ciénaga and Rosario Island, due to the construction of the Ciénaga-Barranquilla road. Under natural conditions, water exchange flowed from and to the CGSM through the marsh mouth, which covered 800 m between the limits of Ciénaga and Pueblo Viejo (Erffa, 1973), favoring the communication between water flows as well as morpho-sedimentary processes that are typical of the mouth and the sea (Warrick, 2020).

According to the 1953 Igac photograph, the current location of Boca de la Barra between Pueblo Viejo and Rosario Island was the prolongation of Salamanca Island, which was constituted by beach deposits. Moreover, due to its morphological features, it would correspond to a paleochannel originated during the evolution process of the coastal barrier (Wiedemann, 1973). The geo-morphological changes of the system, given the placing of barriers (dyke) in the hydric

intercambio hídrico entre la ciénaga y el mar influyeron entre las décadas de los años 50 y 60 a un acelerado proceso erosivo forzado por las corrientes marinas (Erffa, 1973), que conllevó entre las décadas de los años 60 y 70 a la construcción de espolones en las playas adyacentes para controlar la erosión y mantener la comunicación permanente del cuerpo de agua con el Caribe (Figura 9).

exchange between the marsh and the sea, influenced an accelerated erosion process between the 1950s and 1960s, forced by marine currents (Erffa, 1973). This led, between the 1960s and 1970s, to the building of groynes in beaches, aiming to control erosion and maintain the permanent communication between the water body and the Caribbean Sea (Figure 9).



Esta nueva configuración de la conexión entre la CGSM y el mar Caribe y las intervenciones antropogénicas de la época fueron determinantes en los procesos morfológicos posteriores. En los resultados obtenidos por períodos interanuales desde 1953 a 2020 se observa que la evolución espaciotemporal de la línea de costa ha respondido al control que ejercen los procesos de erosión y de acreción en el área de la desembocadura, los cuales tienen relación con el comportamiento general de la dinámica litoral de la isla de Salamanca (Gómez *et al.*, 2017). Lo anterior ha determinado ciclos de incidencia de estos procesos (erosión/acreción) sobre la costa y el dominio de tendencias en diferentes períodos, que al compararlas con condiciones climáticas regionales y locales sean estas en condiciones normal o media, seca o El Niño, y húmeda o La Niña, reflejarían un mayor o menor forzamiento que puede ser determinante en las variaciones de la línea de costa y la configuración morfológica de la desembocadura.

Durante los períodos 1953-1997 y 2013-2020, que mostraron tendencia a la erosión costera, se puede observar

This new configuration of the CGSM-Caribbean Sea connection and the anthropogenic interventions at the time was decisive in later morphological processes. In the interannual results obtained from 1953 to 2020, it is observed that the spatial-temporal evolution of the coastline has responded to the control exerted by the erosion and accretion processes in the mouth area, which are related to the general behavior of the coastal dynamics of Salamanca Island (Gómez *et al.*, 2017). The above has determined the incidence cycles of these processes (erosion/accretion) on the coast, as well as the dominance of trends in different periods of time, which, when compared to local and regional climatic conditions, be it under normal or medium conditions (dry for El Niño and wet for La Niña), would reflect a higher or lower forcing, which may be decisive in coastline variations and the morphological configuration of the mouth.

The periods 1953-1997 and 2013-2020 showed a coastal erosion trend; in the first case, a correspondence can be observed between the morphological dynamics of

para el primer caso, una correspondencia entre la dinámica morfológica de todo el período y la experimentada en las primeras décadas posterior al cambio de posición de la desembocadura natural y a su vez para ambos casos con los años de déficit de precipitación y sequía severa causada por eventos El Niño fuerte en los últimos 67 años (Figura 5), por ejemplo, los ocurridos en 1972-73, 1982-83, 1997-98, 2015-16 con efectos sobre la región Caribe (Montealegre, 2014; NOAA, 2016). En estos escenarios la erosión costera es forzada por la disminución de los aportes de sedimentos, la intensificación del oleaje y el transporte litoral a lo largo de la isla de Salamanca (Invemar, 2014a; Gómez *et al.*, 2017).

Por el contrario, en el periodo intermedio a los anteriores (1997-2013), cuando se presenta un cambio del ciclo erosivo y la respuesta de la línea de costa a tendencias de acreción, se evidencia una concordancia con los años La Niña fuerte, como por ejemplo, los eventos 1999-00, 2007-08 y 2010-11 en los cuales se presentaron excedentes de precipitación (Montealegre, 2014). Estos eventos tienen también un efecto sobre el régimen hidrológico del entorno de la CGSM, favoreciendo la disponibilidad de los aportes de sedimentos en el sistema y el intercambio a través de la Boca de la Barra (Blanco *et al.*, 2006; Restrepo *et al.*, 2015; Invemar, 2017). Las condiciones anteriores generan acumulación de sedimentos en las playas adyacentes y el frente de depósito hacia la plataforma continental (Invemar, 2015b).

Por otra parte, los resultados de la evolución y tendencia intra-anual en la última década (2010-2019) evidencian que los cambios de la línea de costa se encuentran también modulados por la estacionalidad climática, debido a la influencia que esta tiene sobre factores como la precipitación, la descarga de los ríos, los vientos, el oleaje, entre otros, que intervienen en la dinámica hidro-sedimentológica de la Boca de la Barra (Invemar-Corpamag, 2018). Durante la época seca y de mayor intensidad de los vientos alisios, y el oleaje (Invemar, 2015a, 2017; Restrepo *et al.*, 2015); además por el efecto que ejerce la marea, se genera sobre el área de la desembocadura un mayor proceso de transporte litoral que es observado en los cambios morfológicos de la abertura del canal y la posición de las barras al estrecharse sobre la costa y presentar procesos morfodinámicos al interior en la desembocadura.

Estos procesos que influyen en la dinámica morfológica son forzados por la entrada de los flujos de agua salada a la CGSM debido a los bajos niveles, durante condiciones de baja precipitación y mínimos aportes de

the whole period and that experienced in the first decades after the natural mouth's change of position. Furthermore, in both cases, a correspondence is observed with the years of rainfall deficit and severe drought caused by strong El Niño events over the last 67 years (Figure 5). For example, these events took place in 1972-73, 1982-83, 1997-98, and 2015-16, with effects on the Caribbean region (Montealegre, 2014; NOAA, 2016). In these scenarios, coastal erosion was forced by the decrease in sediment input, swell intensification, and coastal transport along the Salamanca Island (Invemar, 2014a; Gómez *et al.*, 2017).

On the contrary, in the intermediate period (1997-2013), when a change in the erosive cycle and the coastline response to accretion trends occurred, a concordance with strong La Niña years was evident. For instance, in the 1999-00, 2007-08, and 2010-11 events, when there was a rainfall surplus (Montealegre, 2014). These events also have an effect on the hydrologic regime of the CGSM's environment, favoring the availability of sediment inputs in the system as well as the exchange through Boca de la Barra (Blanco *et al.*, 2006; Restrepo *et al.*, 2015; Invemar, 2017). These conditions generate sediment accumulation in the adjacent beaches and a deposition front towards the continental platform (Invemar, 2015b).

On the other hand, the results of the intra-annual evolution and the trends of the last decade (2010-2019) evidence that changes in the coastline are also modulated by climate seasonality, given its influence on factors such as rainfall, river discharges, winds, waves, among others, which intervene in the hydro-sedimentologic dynamics of Boca de la Barra (Invemar-Corpamag, 2018). During the dry and higher-intensity trade winds and wave season (Invemar, 2015a, 2017; Restrepo *et al.*, 2015), and, due to the effect exerted by the tides, a greater process of coastal transport was generated in the mouth area, which can be observed in the morphological changes in the channel opening and the barrier position, becoming narrower along the coast and showing morpho-dynamic processes within the mouth.

These processes that influence morphological dynamics are forced by salty water inflows into the CGSM, due to low freshwater levels during low rainfall and a minimum input of it into the system from tributaries such as the Magdalena, Fundación, Aracataca, and Sevilla Rivers (Invemar-Minambiente, 2018). When these environmental conditions remain constant over time, they favor erosive trends in the coastal area, but cause sedimentation within the channel, such as that identified in the 2010-2016 period,

agua dulce al sistema proveniente de tributarios como los ríos Magdalena, Fundación, Aracataca y Sevilla (Invemar-Minambiente, 2018). Estas condiciones ambientales, al permanecer constantes en el tiempo, favorecen tendencias erosivas en la zona costera, pero provocan al interior del canal sedimentación, como las identificadas dentro del periodo 2010-2016, sobre las cuales incidieron notablemente los meses de fuerte sequía entre finales de 2014 y mediados de 2016 (NOAA, 2016),

La época húmeda de vientos débiles y altas precipitaciones (Invemar, 2015a, 2017; Restrepo *et al.*, 2015), favorece el aumento de los niveles de agua dentro de la ciénaga y los flujos desde la CGSM hacia el mar, lo cual genera el proceso de transporte de los sedimentos depositados en la desembocadura en época seca y los redistribuye hacia las zonas de playa de Isla del Rosario, Pueblo Viejo y el frente de sedimentación de la plataforma continental (Invemar, 2015b). Esta dinámica normalmente reduce la longitud y la amplitud de las barras, aumenta el ancho de la boca, y recupera los flujos de agua hacia el mar (Invemar-Minambiente, 2018). En este caso, cuando dominan los periodos de lluvia y el suministro de sedimentos en la costa se presentan los procesos de acreción como los evidenciados en el análisis de las líneas de costas estacionales entre el periodo 2016-2019.

CONCLUSIONES

El comportamiento morfológico de la desembocadura de la ciénaga define un sistema dinámico que a largo plazo ha mostrado cambios y tendencias temporales asociadas al dominio de los procesos de erosión y/o acreción. La respuesta tendencial o interanual de la línea de costa, analizada de manera intra-anual, en la desembocadura cambia de acuerdo al efecto que tienen las manifestaciones de los eventos ENOS (El Niño/La Niña), los cuales han incidido significativamente en los cambios de la costa y a lo largo de décadas han determinado un comportamiento cíclico de los procesos costeros que actúan en la desembocadura; como los ocurridos en los periodos 1997-2013 y 2013-2020 dentro de los cuales se manifestó algún evento fuerte. Aunque históricamente la Boca de la Ciénaga ha tenido cambios de la línea de costa relacionados con factores antropogénicos, su dinámica morfológica en los últimos 67 años ha tenido una tendencia a buscar condiciones de equilibrio del sistema con respecto a las características de la costa de 1953, no obstante, es posible diferenciar que esta dinámica (equilibrio) es menor hacia la línea de costa occidental intervenida con obras duras y mayor en línea de costa oriental, menos intervenida.

on which the months of strong drought by the end of 2014 and mid-2016 had a significant impact (NOAA, 2016).

A wet time with weak winds and high rainfall (Invemar, 2015a, 2017; Restrepo *et al.*, 2015) favors the increase in water levels inside the marsh and in the flows from the CGSM to the sea, which causes the transport of sediments deposited in the mouth during the dry season, redistributing them towards the Rosario Island and Pueblo Viejo beach areas and the sedimentation front of the continental shelf (Invemar, 2015b). Normally, these dynamics reduce the barrier length and width, increase the mouth breadth, and recover the water flows to the sea (Invemar-Minambiente, 2018). In this case, when rainfall periods and sediment supply to the coast are dominant, accretion processes occur, such as those evidenced in the analysis of the seasonal coastline in 2016-2019.

CONCLUSIONS

The morphological behavior of the lagoon mouth defines a dynamic system that, in the long term, has showed changes and temporal trends associated with the dominance of erosion and/or accretion processes. The tendency or the interannual response of the coastline, as intra-annually analyzed in the mouth, changes according to the effect caused by the manifestation of ENSO events (El Niño/La Niña), which have significantly influenced the coast changes and have determined a cyclic behavior of the coastal processes acting on the mouth for decades, such as those that occurred in the periods 1997-2013 and 2013-2020, in which strong events took place. Although, historically, the Boca de la Ciénaga had changes in the coastline which were related to anthropogenic factors, over the last 67 years, its morphological dynamics have shown a trend towards seeking the system's equilibrium conditions with respect to the coast characteristics in 1953. However, it is possible to identify that these dynamics (equilibrium) are lower towards the west coastline, which was intervened with hard works; and greater in the less intervened east coastline.

The analysis of the intra-annual evolution and trends shows that the morphological response of the mouth is modulated by climate seasonality. The periods with strong ENSO events determine the erosion/accretion trends in the long term, as well as the water flows from and to CGSM. The dominance erosion processes in the last decade indicates a sediment input deficit, which conditions

El análisis de la evolución y tendencia intra-anual está mostrando que la respuesta morfológica de la desembocadura es modulada por la estacionalidad climática. Los periodos donde ocurren eventos fuertes ENOS están determinando las tendencias de erosión y/o acreción a largo plazo y los flujos de agua desde y hacia la CGSM. El dominio de los procesos erosivos en la última década está indicando un déficit de los aportes de sedimentos, el cual condiciona el balance morfológico entre ambas costas de la desembocadura (occidente-oriente). Además, los actuales espolones están afectando los cambios de la línea de costa, la playa adyacente y las dinámicas morfológicas de las barras hacia la desembocadura.

AGRADECIMIENTOS

Los resultados de la investigación se derivan de los proyectos “Dinámica sedimentológica de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano” (Fases I, II y III), desarrollados entre 2015 y 2017 por el programa Geociencias Marinas y Costeras-GEO del Invemar, dentro del proyecto “Investigación básica y aplicada de los recursos naturales renovables y del medio ambiente en los litorales y ecosistemas marinos y oceánicos de interés nacional” Código BPIN: 2014011000405; además del proyecto “Monitoreo hidrosedimentológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta 2018-2030” convenio de cooperación 317 entre Invemar y Corpamag. Los autores agradecen a todos los investigadores del programa GEO que participaron en las fases de los proyectos de la CGSM y al investigador Wilberto Pacheco Paternina por el apoyo gráfico y a los revisores externos por su contribución al documento.

the morphological balance between both coasts of the mouth (west-east). Moreover, current groynes are affecting the changes in the coastline, the adjacent beach, and the morphological dynamics of the barriers towards the mouth.

ACKNOWLEDGMENTS

The results of this research stem from the projects Sedimentological dynamics of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean (Phases I, II and III), conducted between 2015 and 2017 by Invemar’s Marine and Coastal Geosciences (GEO) program, within the framework of project Basic and applied research on natural resources and the environment in the litoral and marine and ocean ecosystems of national interest, BPIN Code: 2014011000405; in addition to the project “Hydrosedimentological Monitoring of the Ciénaga Grande de Santa Marta 2018-2030” cooperation agreement 317 between Invemar and Corpamag. The authors would like to thank all GEO program researchers who participated in the CGSM project stages, as well as researcher Wilberto Pacheco Paternina for his graphical support and the external reviewers for their contributions to this document.



BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Bernal, G. 1996. Caracterización sedimentológica de la llanura deltaica del río Magdalena con énfasis en el sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 25: 19-48.
- Blanco, J.A., E.A. Vilorio and J.C. Narváez. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 66: 157-167.
- Botero, L. and H. Salzwedel. 1999. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean. Coast. Manag.*, 42: 243-256.
- Cardona, A., V. Valencia, A. Garzón, C. Montes, G. Ojeda, J. Ruiz and M. Weber. 2010. Permian to Triassic I to S-type magmatic switch in the northeast Sierra Nevada de Santa Marta and adjacent regions, Colombian Caribbean: Tectonic setting and implications within Pangea paleogeography, *J. SA Earth Sci.* 29(4): 772-783.
- Del Río, L., F. Gracia and J. Benavente. 2013. Shoreline change patterns in sandy coasts. A case study in SW Spain. *Geomor.*, 196(2): 252-266.
- Erffa, V.A.F.v. 1973. Sedimentation, transport und erosion an der Nordküste Kolumbiens swischwen Barranquilla un der Sierra Nevada de Santa Marta. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient.*, 7: 155-209.
- Gómez, J. 2017. Historical coastal evolution and dune vegetation in Isla Salamanca National Park, Colombia. *J. Coast. Res.*, 33: <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-15-00189.1>
- Gónima, L., J. Mancera-Pineda y L. Botero. 1998. Aplicación de imágenes de satélite al diagnóstico ambiental de un complejo lagunar estuarino tropical: Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Ser. Publ. Esp. Invenmar*, 4, 56 p.
- Invenmar. 2014a. Evolución reciente de la línea de costa entre isla de Salamanca y el Parque Nacional Natural Tayrona (departamento del Magdalena). *Inf. Técn. Final. Actividad GEO-BPIN*, Santa Marta. 82 p.
- Invenmar. 2014b. Dispersión de sedimentos mediante el estudio de la dinámica meteo-marina en el sector Isla Salamanca-PNN Tayrona (departamento del Magdalena). *Inf. Técn. Final. Actividad GEO-BPIN*. Santa Marta. 60 p.
- Invenmar. 2015a. Variabilidad oceanográfica y climática en la bahía de Santa Marta, ensenada de Gaira y zona de puertos (Caribe colombiano) y su relación con la dinámica sedimentaria del carbón. *Inf. Técn. Final. Actividad GEO-BPIN*. Santa Marta. 64 p.
- Invenmar. 2015b. Dinámica sedimentológica de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe colombiano). *Inf. Técn. Final. Actividad GEO-BPIN*. Santa Marta. 76 p.
- Invenmar. 2016. Dinámica sedimentológica de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe colombiano). Fase II. *Inf. Técn. Final. Actividad GEO-BPIN*. Santa Marta. 78 p.
- Invenmar. 2017. Conexión de las condiciones hidrosedimentológicas en el Complejo Lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta. *Inf. Técn. Final. Actividad GEO-BPIN*. Santa Marta. 30 p.
- Invenmar-Corpamag. 2018. Estudio integral de la Ciénaga Grande de Santa Marta-fase II (B): modelación hidráulica, hidrosedimentológica y biogeoquímica. *Inf. Técn. Final. Santa Marta*. 85 p.
- Invenmar-Minambiente. 2018. Cuarto Informe Técnico. Convenio Interadministrativo 659 de 2017. Santa Marta. 374 p. + anexos.
- Martínez, J.O. y L.H. Molina. 1992. Geomorfología y aspectos erosivos del litoral Caribe colombiano, sector Bocas de Ceniza-Parque Tayrona. *Inf. Proy. Ingeominas*, Bogotá.
- Moore, L. 2000. Shoreline mapping techniques. *J. Coast. Res.* 16 (1), 111e124
- National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA. 2016. National Weather Service, Climate Prediction Center. [En línea]: <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/MJO/enso.shtml#references>, consultado el 16 de septiembre de 2016
- National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA. 2022. National Weather Service, Climate Prediction Center. [En línea]: <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/MJO/enso.shtml#references>, consultado el 19 de marzo de 2022
- Ojeda, J., M. Díaz, A. Prieto y J. Álvarez. 2013. Línea de costa y Sistemas de Información Geográfica: modelo de datos para la caracterización y cálculo de indicadores en la costa andaluza. *Invest. Geogr.*, 60: 37-52.
- Polanía J., A. Santos, J. Mancera and L. Botero. 2001. The coastal lagoon Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: 33-46. In: Seeliger, U. and B. Kjerfve (Eds). *Coastal marine ecosystems of Latin America*. *Ecol. Stud.* 144, Berlin and New York: Springer Verlag.
- Rangel-Buitrago, N., G. Anfuso and A.T. Williams. 2015. Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: Magnitudes, causes and management. *Oc. Coast. Manag.*, 114: 129-144.
- Restrepo-López, C., J. Ortiz-Royero, L. Otero-Díaz y S. Ospino-Ortiz. 2015. Transporte de sedimentos en suspensión en los principales ríos del Caribe colombiano: magnitud, tendencias y variabilidad. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, 39 (153):527-546.

- Rivera-Monroy, V.H., R.R. Twilley, E. Mancera, A. Alcántara-Eguren, E. Castañeda-Moya, O. Casas, P. Reyes, J. Restrepo, L. Perdomo, E. Campos, G. Cotes y E. Viloria. 2006. Aventuras y desventuras en Macondo: rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Ecotrópicos*, 19: 72–93.
- Rivillas-Ospina, G., M.A. Maza-Chamorro, S. Restrepo, D. Lithgow, R. Silva, A. Sisa, A. Vargas, J.P. Sarmiento, J. Caes, M. Bolívar, R. Del Río, E. Campo, D. Casas and D. Rudas. 2020. Alternatives for recovering the ecosystem services and resilience of the Salamanca Island Natural Park, Colombia. *Water*, 12(5): 1-22.
- Thieler, E.R. and W. Danforth. 1994. Historical shoreline mapping: improving techniques and reducing positioning errors. *J. Coast. Res.*, 10(3): 549-563.
- Thieler, E.R., E.A. Himmelstoss, J.L. Zichichi and T.L. Miller. 2005. Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 3.0: An ArcGIS extension for calculating shoreline change. U.S. Geol. Surv. Open-File Report 2005-1304, 33 p.
- Thieler, E.R., E.A. Himmelstoss, J.L. Zichichi and A. Ergul. 2009. Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 4.0 — An ArcGIS extension for calculating shoreline change: U.S. Geol. Surv. Open-File Report 2008-1278.S.
- Vilardy, S. y J.A. González. (Eds). 2011. Repensando la Ciénaga: Nuevas miradas y estrategias para la sostenibilidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Univ. Magdalena/Univ. Autón. Madrid, Santa Marta. 228 p.
- Warrick, J.A. 2020 Littoral sediment from rivers: Patterns, rates and processes of river mouth morphodynamics. U.S. Geol. Surv., Pacific Coastal and Marine Science Center, Santa Cruz, CA. 8:355. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00355>
- Wiedemann, H.U. 1973. Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: physical parameters and geological history. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient.*, 7: 85-119.

RECIBIDO/RECEIVED: 13/12/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 06/06/2022



Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del golfo de Fonseca, Honduras

Assessment of water quality using multivariate analysis in estuaries of the Gulf of Fonseca, Honduras

Marco Herminio Osorto-Nuñez^{1*}, Delia Martínez Rodríguez² y Vanessa Merlo Rodríguez³

0000-0003-2061-4950

0000-0001-7464-902X

0000-0002-3037-7840

1. Universidad Autónoma Metropolitana, Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud, Ciudad de México, México. marco98osorto@yahoo.com*
 2. Servicio Nacional de Sanidad e Inocuidad Agroalimentaria (SENASA), Laboratorio de Patología Acuática y Calidad de Agua Dr. Gabino Zúñiga, Honduras. dcmartinez70@gmail.com
 3. Universidad Nacional Autónoma de Honduras, Facultad de Biología Marina y Acuicultura, Choluteca, Honduras. vanessa.rodriguez@unah.edu.hn
- * Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

El enriquecimiento excesivo de nutrientes es un factor que contribuye a la degradación de los ecosistemas estuarinos, influenciados por actividades antropogénicas y procesos naturales. El objetivo de este estudio fue describir las variables ambientales desarrolladas en ocho esteros del golfo de Fonseca a lo largo del tiempo y analizarlos mediante técnicas estadísticas multivariadas. Se recopiló datos de calidad de agua de ocho esteros del golfo que incluyó siete variables ambientales entre 2000-2015. Se analizaron mediante criterios de calidad de agua, análisis de componentes principales (ACP) y de conglomerados. El ACP resultó en tres componentes que explicaron 72,6 % de la varianza total. Los análisis indicaron que los esteros San Bernardo, La Jagua, El Garcerero, Perejiles, Pedregales y Berbería tuvieron niveles altos de nitrógeno total, fósforo total, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), sólidos sedimentables y alcalinidad, constituyendo el grupo con mayor concentración de nutrientes. Los esteros Purgatorio y Barrancones tuvieron niveles óptimos de calidad de agua por lo que constituyeron el grupo con menor concentración de nutrientes. Es necesario tomar medidas preventivas que propicien el desarrollo de la vida acuática a través de la orientación de una regulación efectiva y control sistemático de efluentes y afluentes para lograr un servicio costero efectivo en la que se apoyen los esfuerzos de gestión y restauración en el futuro.

PALABRAS CLAVE: calidad de agua, esteros, golfo de Fonseca, Pacífico Honduras, variables fisicoquímicas.

ABSTRACT

Excessive nutrient enrichment is a contributing factor to the degradation of estuarine ecosystems, influenced by anthropogenic activities and natural processes. The objective of this study was to describe each of the environmental variables in eight estuaries of the Gulf of Fonseca over time and to analyze them using multivariate statistical techniques. Water quality data were collected from eight estuaries in the Gulf of Fonseca that included seven environmental variables between 2000-2015. They were analyzed using water quality criteria, principal component analysis (PCA) and cluster analysis. The PCA resulted in three components that explained 72.6 % of the total variance. The analyses indicated that the San Bernardo, La Jagua, El Garcerero, Perejiles, Pedregales and Berbería estuaries had high levels of total nitrogen, total phosphorus, Biochemical Oxygen Demand (BOD₅), settleable solids and alkalinity, constituting the group with the highest concentration of nutrients. The Purgatorio and Barrancones estuaries had optimal water quality levels and therefore constituted the group with the lowest concentration of nutrients. It is necessary to take preventive measures to encourage the development of aquatic life by guiding effective regulation and systematic control of effluents and tributaries to achieve an effective coastal service to support future management and restoration efforts.

KEY WORDS: water quality, estuaries, Gulf of Fonseca, Pacific Honduras, physicochemical variables.

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua es un determinante importante en la salud de los océanos y esteros para mantener redes alimentarias saludables, productivas, sostenibles y puede considerarse un indicador del funcionamiento adecuado de los ecosistemas definida por un conjunto de parámetros abióticos y bióticos (Nichols *et al.*, 1986; Sasa *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2018; Bugica *et al.*, 2020; Cybulski *et al.*, 2020; Duque *et al.*, 2022). Sin embargo, esta se ve influenciada no solo por los procesos naturales como la erosión del suelo, la precipitación y la variación estacional, sino también por las actividades antropogénicas (Lotze *et al.*, 2006; Shin *et al.*, 2013; Sasa *et al.*, 2015; Mitra *et al.*, 2018; Barletta *et al.*, 2019; Carrasco *et al.*, 2019; Bull *et al.*, 2021). La construcción de embalses, desarrollos urbanos, la escorrentía de los sitios de desechos industriales provenientes de acuicultura, la carga de nutrientes y las actividades humanas, han llevado al deterioro de la calidad del agua (Jones *et al.*, 2001; Lotze *et al.*, 2006; Shin *et al.*, 2013; Mitra *et al.*, 2018; Bull *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2022).

El enriquecimiento excesivo de nutrientes es un factor que contribuye a la degradación de los ecosistemas costeros (Páez-Osuna *et al.*, 2003; Rojo *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2022). Los impactos negativos en los esteros se magnifican debido a los niveles altos de contaminación en los ambientes de agua dulce (Hortle, 2009; Cooke *et al.*, 2012; Darwall y Freyhof, 2015; Palmer y Montagna, 2015) y, aunque estos ecosistemas son áreas altamente productivas, las presiones antropogénicas han provocado cambios progresivos en la biodiversidad (Araujo *et al.*, 2017; Osorto *et al.*, 2017), cambios que han sido poco estudiados en el neotrópico. En ese sentido, los ecosistemas costeros de las zonas templadas han sido estudiados con mayor profundidad. Un ejemplo paradigmático es la escasez de información sobre los esteros de América Central. Estas áreas de humedales tienen un alto nivel de biodiversidad; ayudan a controlar las costas ante la subida del nivel del mar, y su fauna acuática son fuente de sustento de una población empobrecida y vulnerable (Benessaiah y Sengupta, 2014; Sasa *et al.*, 2015; IANA, 2019; Rojo *et al.*, 2021).

En el golfo de Fonseca, las costas han experimentado un crecimiento de las actividades antropogénicas. La eutrofización, la contaminación, la sobrepesca, aguas residuales, la producción acuícola y agrícola han impactado de manera continua la sustentabilidad en esta zona (Benessaiah y Sengupta, 2014; Weitnauer *et al.*, 2018; Blair *et al.*, 2019). Según Dewalt *et al.* (1996), la acuicultura en el golfo de

INTRODUCTION

Water quality, defined by a set of abiotic and biotic parameters (Nichols *et al.*, 1986; Sasa *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2018; Bugica *et al.*, 2020; Cybulski *et al.*, 2020; Duque *et al.*, 2022), is an important determining factor in oceans and estuaries' health in order to maintain healthy, productive, and sustainable food networks, and it can be considered to be an indicator of ecosystems' proper functioning. However, it is influenced not only by natural processes such as soil erosion, rainfall, and seasonal variation, but also by anthropogenic activities (Lotze *et al.*, 2006; Shin *et al.*, 2013; Sasa *et al.*, 2015; Mitra *et al.*, 2018; Barletta *et al.*, 2019; Carrasco *et al.*, 2019; Bull *et al.*, 2021). The construction of reservoirs, urban development, runoff from industrial waste sites stemming from aquaculture, nutrient loading, and human activities have led to water quality deterioration (Jones *et al.*, 2001; Lotze *et al.*, 2006; Shin *et al.*, 2013; Mitra *et al.*, 2018; Bull *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2022).

Nutrient over-enrichment is a factor that contributes to the deterioration of coastal ecosystems (Páez-Osuna *et al.*, 2003; Rojo *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2022). The negative impacts on estuaries are magnified due to high levels of pollution in freshwater environments (Hortle, 2009; Cooke *et al.*, 2012; Darwall and Freyhof, 2015; Palmer and Montagna, 2015), and, even though these ecosystems are highly productive areas, anthropogenic pressures have caused progressive changes in biodiversity (Araujo *et al.*, 2017; Osorto *et al.*, 2017), which have been little studied in the Neotropics. In this sense, coastal ecosystems in temperate zones have been studied in more depth. A paradigmatic example is the information shortage about Central America's estuaries. These wetland areas have a high biodiversity level; they help to control the coasts regarding the sea level rise, and their aquatic fauna are a source of livelihood for an impoverished and vulnerable population (Benessaiah and Sengupta, 2014; Sasa *et al.*, 2015; IANA, 2019; Rojo *et al.*, 2021).

In the Gulf of Fonseca, the coasts have experienced increased anthropogenic activity. Eutrophication, pollution, overfishing, wastewater, aquaculture, and agricultural production have continuously impacted the sustainability of this zone (Benessaiah and Sengupta, 2014; Weitnauer *et al.*, 2018; Blair *et al.*, 2019). According to Dewalt *et al.* (1996), aquaculture in the Gulf of Fonseca would expand even more to satisfy the growing world demand for fish

Fonseca se expandiría aún más para satisfacer la creciente demanda mundial de productos de pescado y marisco, la cual tendrá repercusión sobre la calidad de agua de los esteros (Ward, 2000).

La mayor amenaza para el golfo de Fonseca es la contaminación del área por el uso indiscriminado de pesticidas (Dewalt *et al.*, 1996). La materia orgánica, el fósforo, los compuestos de nitrógeno y los metales son las sustancias químicas más significativas que contaminan relacionadas con acuicultura (Carbonell *et al.*, 1998; Hernández-Cornejo y Ruiz-Luna, 2000; Barraza-Guardado *et al.*, 2013; Bull *et al.*, 2021). Sumado a esto, la sustracción de agua y las liberaciones de efluentes agrícolas, domésticos e industriales (Alexakis, 2011; Brockmeyer and Spitzzy, 2011), alteran las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua (Kitsiou and Karydis, 2011; Karydis and Kitsiou, 2013) y consecuentemente disminuyen las concentraciones de oxígeno disuelto (Yin *et al.*, 2004; Mudge *et al.*, 2007; Breitburg *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2018).

El golfo en virtud de su poca profundidad y sus bajas tasas de cambio es muy susceptible a la contaminación (Dewalt *et al.*, 1996; Carbonell *et al.*, 1998). Ante esto, los métodos fisicoquímicos en calidad de agua dan información extensa acerca de la naturaleza y comportamiento del agua frente a diferentes categorías por contaminación (Orozco *et al.*, 2005; Carrasco *et al.*, 2019). El pH, alcalinidad, DBO₅, salinidad, sólidos sedimentables, nitrógeno y fósforo total son indicadores importantes en calidad de agua (Carbonell *et al.*, 1998; Costa *et al.*, 2018) y tienen la ventaja de que sus análisis suelen ser más rápidos y pueden ser desarrollados con mayor frecuencia para resolver diferentes tipos de conflictos como el uso del agua y la integridad ecológica de los sistemas acuáticos (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007). Para evaluarlas se realizan a través de distintos métodos, como el multivariado; ya que este analiza, interpreta y representa los datos que resultan al observar más de una variable estadística sobre una muestra de individuos y los más comunes para la clasificación son el análisis de componentes principales (ACP) y análisis de conglomerados (Carrera *et al.*, 2015).

Considerando que los ambientes costeros del planeta proporcionan 38 % del servicio mundial de ecosistemas, como el ciclo de nutrientes, el tratamiento de residuos, el control biológico y refugio de hábitat (Veríssimo *et al.*, 2013; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016; Wetz *et al.*, 2016), es importante realizar monitoreo continuo de los parámetros físicos, biológicos y químicos para una evaluación adecuada de los esteros. Comprender la variabilidad temporal de un estero en particular es abrumador para los ambientalistas porque muchos

and shellfish products, which will have an effect on water quality in the estuaries (Ward, 2000).

The highest threat for Gulf of Fonseca is the pollution in the area, which is due to the indiscriminate use of pesticides (Dewalt *et al.*, 1996). Organic matter, phosphorus, nitrogen compounds, and metals are the most significant polluting chemical substances related to aquaculture (Carbonell *et al.*, 1998; Hernández-Cornejo and Ruiz-Luna, 2000; Barraza-Guardado *et al.*, 2013; Bull *et al.*, 2021). In addition, water subtraction and release of agricultural, domestic, and industrial effluents (Alexakis, 2011; Brockmeyer and Spitzzy, 2011) disrupt the physical, chemical, and biological characteristics of water (Kitsiou and Karydis, 2011; Karydis and Kitsiou, 2013) and consequently decrease the dissolved oxygen concentrations (Yin *et al.*, 2004; Mudge *et al.*, 2007; Breitburg *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2018).

The gulf is very susceptible to pollution due to its little depth and low exchange rates (Dewalt *et al.*, 1996; Carbonell *et al.*, 1998). In light of the above, physico-chemical methods in water quality provide extensive information about the nature of water and its behavior regarding different pollution categories (Orozco *et al.*, 2005; Carrasco *et al.*, 2019). The pH, alkalinity, BDO₅, salinity, settleable solids, nitrogen, and total phosphorus are important indicators of water quality (Carbonell *et al.*, 1998; Costa *et al.*, 2018) and have the advantage that their analysis is usually faster and can be carried out more frequently to solve different types of conflicts such as water use and the ecological integrity of aquatic ecosystems (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007). To assess them, several methods are used, such as multivariate analysis, as it evaluates, interprets, and represents data resulting from the observation of more than one statistical variable in a sample of individuals. Moreover, the most common classification methods are principal components analysis (PCA) and cluster analysis (Carrera *et al.*, 2015).

Considering that coastal environments in the planet provide 38 % of the world ecosystem services, such as nutrient services, waste treatment, biological control, and habitat shelter (Veríssimo *et al.*, 2013; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016; Wetz *et al.*, 2016), continuous monitoring of the physical, biological, and chemical parameters is important for an adequate assessment of estuaries. Understanding the temporal variability of a particular estero can be overwhelming for environmentalists, as many anthropogenic factors and natural processes bond the affluents. Therefore, long-term research in a location is necessary for finding

factores antropogénicos y procesos naturales vinculan a los afluentes. Por lo tanto, se necesita una investigación a largo plazo de una ubicación para encontrar tendencias que ayuden a rastrear la fuente de contaminantes y ayudar a planificar para el futuro, por esto el objetivo de la investigación fue: 1) describir cada uno de los parámetros considerados en los datos utilizando estadísticas descriptivas adecuadas y; 2) analizar los datos mediante técnicas estadísticas multivariantes con el fin de reducir las dimensiones de los datos para simplificar su interpretación.

ÁREA DE ESTUDIO

Los esteros analizados se localizan en el golfo de Fonseca. Este accidente geográfico se encuentra en el océano Pacífico centroamericano; su territorio se encuentra situado entre 12° 54' y 13° 30' N y entre 87°00' y 88°00' O (Figura 1), se extiende en tres estados costeros, limita al noroccidente con El Salvador; al nororiente y al oriente con Honduras y al sur con Nicaragua. Constituido por una superficie de agua

trends that help to track the pollutant source and aid in planning for the future. Thus, the research objective was: 1) describing each of the parameters considered in data while using adequate descriptive statistics, and 2) analyzing data through multivariate statistical techniques in order to reduce data dimensions and simplify their interpretation.

STUDY AREA

The analyzed estuaries are in Gulf of Fonseca. This system is in the Central America Pacific Ocean, and its territory is located between 12° 54' and 13° 30' N, and between 87°00' and 88°00' W (Figure 1). It extends over three coastal states, limits to the northwest with El Salvador, to the northeast and east with Honduras, and to the south with Nicaragua. It is constituted by a water surface covering an area of 2,210 km², skirted by 439.85 kilometers of coast, which Honduran portion is 253.4 km long (Gonzales-Bermúdez *et al.*, 2016). Its climate conditions are determined by the atmospheric phenomena that are typical of tropics and

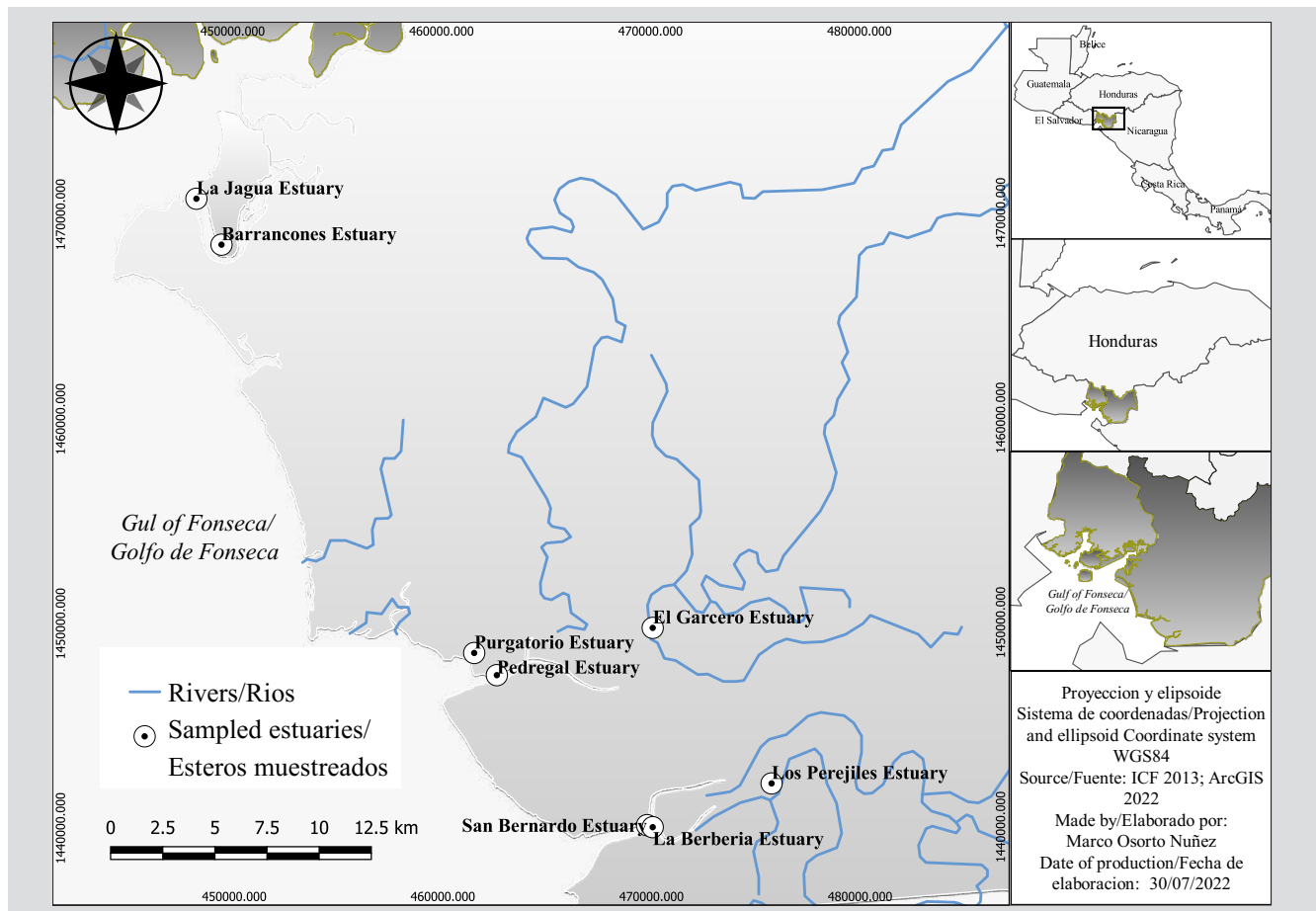


Figura 1. Área de estudio y los sitios de monitoreo de la calidad del agua en el golfo de Fonseca.

Figure 1. Study area and water quality monitoring sites in the Gulf of Fonseca.

que abarca un área de 2210 km², bordeado por 439,85 km de costas; de las cuales la costa hondureña abarca 253,4 km, (Gonzales-Bermúdez *et al.*, 2016). Sus condiciones climáticas están determinadas por los fenómenos atmosféricos propios de los trópicos y subtropicos. La temperatura promedio de la zona baja es de 38 °C y de 21 °C en las más altas. En marzo y abril se registran las temperaturas más altas y las más bajas se presentan en noviembre y diciembre. La precipitación promedio anual varía entre 1500 y 2000 mm (ANDAH, 2020). Reúne una gran diversidad de hábitat marinos, costeros y terrestres, lo cual, brindan un importante aporte al mantenimiento de poblaciones de aves migratorias y locales, especies de invertebrados y otras diversas especies de importancia biológica y socioeconómica (CHM, 2017).

Valle y Choluteca son los dos departamentos de Honduras que tienen costas sobre el golfo; las actividades económicas más importantes en esta región son los servicios, la agroindustria (melón, sandía y caña de azúcar), la acuicultura (camaronicultura), ganadería de bovinos y la pesca (Soto *et al.*, 2012). Sin embargo, los patrones de uso de la tierra en el sur de Honduras han cambiado sustancialmente. Respecto a la camaronicultura, en 1987 65 % de la costa del Pacífico era bosque, 20 % salinas y 12 % estanques de camarones; en 1995 58 % era bosque, 4 % salinas y 34 % de la costa estaba en maricultura. Hasta 2000 las áreas concesionadas para acuicultura fueron 27 000, de las cuales para 2004 se utilizaron 18 132,34 h y en 2008 aumento a 22 688 h (Stanley, 2002; Soto *et al.*, 2012); actualmente 24 500 h están siendo utilizadas en camaronicultura (Véase Figura 2) (ANDAH, 2020).

MATERIALES Y MÉTODOS

Fuente de datos

Para cuantificar las tendencias de la calidad del agua a largo plazo en esteros del golfo de Fonseca, se obtuvieron datos de 12 variables, medidos con diferentes frecuencias temporales y se excluyeron todos aquellos parámetros cuyos valores estuvieran incompletos a lo largo de los años. Con ello se pasó de trabajar de 12 a 7 variables. Los parámetros fisicoquímicos utilizados para el análisis fueron: pH, alcalinidad, nitrógeno total, fósforo total, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), salinidad y sólidos sedimentables en ocho esteros de 2000 hasta 2015.

Los esteros monitoreados con dichas variables fueron El Garcero, San Bernardo, Los Perejiles, Barrancones, La Jagua, Pedregal, Purgatorio y Berbería, donde fue mayor

subtropicos. The mean temperature in the lower zone is 38 °C and 21 °C in the higher zones. The highest temperatures occur in March and April, and the lowest in November and December. The annual mean rainfall varies between 1,500 and 2,000 mm (ANDAH, 2020). This area contains a great diversity of marine, coastal, and terrestrial habitats, which provide an important contribution to the maintenance of migratory bird populations, invertebrate species, and other different species of biological and socioeconomic importance (CHM, 2017).

Valle and Choluteca are the two departments in Honduras with coast along the Gulf. The most important economic activities in these areas are services, agricultural industry (melon, watermelon, and sugarcane), aquaculture (shrimp farming), cattle raising, and fishing (Soto *et al.*, 2012). However, the land use patterns to the south of Honduras have substantially changed. With respect to shrimp farming in 1987, 65 % of the Pacific coast was forest, 20 % salt ponds, and 12 % shrimp ponds; in 1995, 58 % was forest, 4 % was salt ponds, and 34 % of the coast was in mariculture. By 2000, aquaculture concession areas were 27,000, out of which 18,132.34 h were used by 2004, and, by 2008, they increased to 22,688 h (Stanley, 2002; Soto *et al.*, 2012). Currently, 24,500 h are being used in shrimp farming (see Figure 2) (ANDAH, 2020).

MATERIALS AND METHODS

Data source

To quantify long-term water quality trends in Gulf of Fonseca estuaries, data for 12 parameters were obtained and measured with different temporal frequencies. All parameters with incomplete values over the years were excluded. Then, there were 7 out of 12 parameters to work out. The physic-chemical parameters used for the analysis were: pH, alkalinity, total nitrogen, total phosphorus, Biochemical Demand of Oxygen (BDO₅), salinity, and settleable solids in eight estuaries from 2000 to 2015.

The estuaries monitored with those variables were El Garcero, San Bernardo, Los Perejiles, Barrancones, La Jagua, Pedregal, Purgatorio, and Berbería, where the development of shrimp farming in Honduras was higher between 2000 and 2015. Data were obtained from the Laboratory of Aquatic Pathology and Water Quality Dr. Gabino Zúñiga monitoring program, at the Servicio Nacional de Sanidad e Inocuidad Agroalimentaria's (SENASA) regional office. The laboratory collects water samples, and

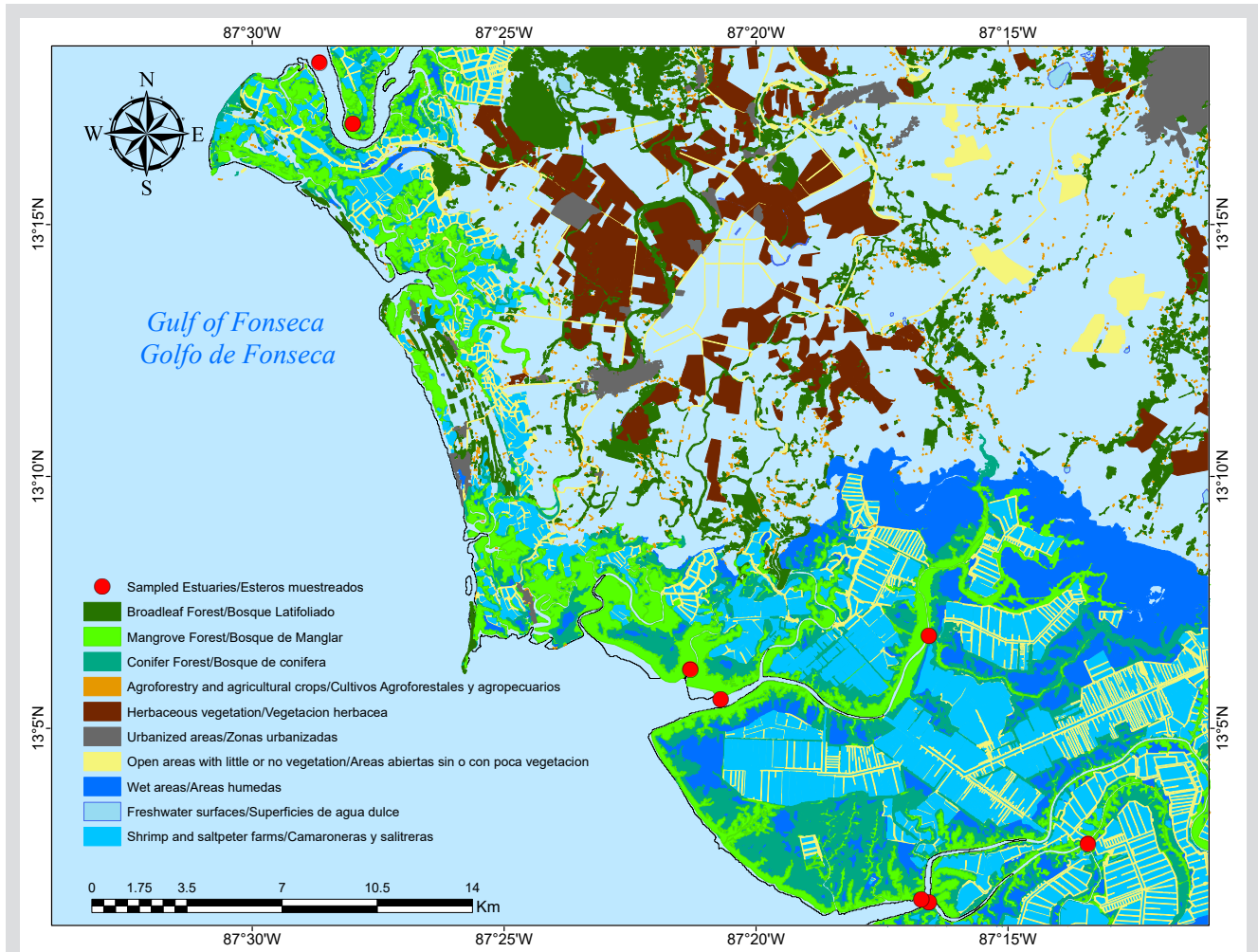


Figura 2. Tipos de bosques y fuentes de contaminación por el uso del suelo en el golfo de Fonseca.

Figure 2. Forest types and pollution sources by soil use in the Gulf of Fonseca

el desarrollo de la camaricultura de Honduras en 2000 -2015. Los datos se obtuvieron del programa de Monitoreo del Laboratorio de Patología Acuática y Calidad de Agua Dr. Gabino Zúñiga de la oficina regional Servicio Nacional de Sanidad e Inocuidad Agroalimentaria (Senasa). El laboratorio recolecta muestras de agua y es el único reconocido oficialmente en Honduras quien monitorea los controles de calidad de agua en los esteros colindantes a las áreas de producción de camarón.

Muestras y mediciones

Las muestras fueron tomadas mensualmente en marea alta 30 minutos después de haber iniciado el bombeo en las fincas. Las muestras fueron tomadas por los acuicultores a una profundidad de 50 cm. Todas las variables ambientales utilizadas en este estudio fueron analizadas mediante método estándar desarrollado por Rice *et al.* (2012).

it is the only one that is officially recognized in Honduras to monitor water quality in the estuaries adjacent to the shrimp production areas.

Samplings and measurements

Samples were taken monthly at high tide 30 minutes after the pumping started in the farms. They were taken by the fish farmers at a 50 cm depth. All the environmental variables used in this study were analyzed with the standard method developed by Rice *et al.* (2012).

Alkalinity was analyzed with an electrometric titrator, which uses the principle that hydroxyl ions in a sample, as a result of dissociation or hydrolysis of solutes, react with additions of standard acid. Alkalinity then depends on the pH of the final point used. For low alkalinity samples (less than 20 mg/l), the extrapolation technique is based on the quasi-proportionality of hydrogen ion concentration to

La alcalinidad fue analizada mediante un titulador electrométrico, el cual utiliza el principio de que los iones hidroxilos presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con adiciones de ácido estándar; la alcalinidad depende así del pH del punto final utilizado. Para las muestras de baja alcalinidad (menos de 20 mg/l) se utilizó la técnica de extrapolación basada en la casi proporcionalidad de la concentración de iones de hidrógeno al exceso de valorante más allá del punto de equivalencia (Rice *et al.*, 2012).

El pH se analizó mediante el método electrométrico utilizando un medidor de pH compuesto por un potenciómetro, un electrodo de vidrio, un electrodo de referencia y un dispositivo de compensación de temperatura (Rice *et al.*, 2012). La DBO₅ se analizó utilizando frascos de incubación de vidrio de 300 ml con boca abocinada y tapón de vidrio esmerilado. Las muestras se ingresaron a una incubadora de aire, controlada termostáticamente a 20 ± 1 °C, excluyendo toda la luz para evitar la posibilidad de producción fotosintética de oxígeno disuelto. Luego, se utilizó un electrodo de membrana sensible al oxígeno para medir el oxígeno disuelto y determinar la DBO₅ (Rice *et al.*, 2012)

El fósforo total se determinó mediante la técnica de oxidación con persulfato. La oxidación del persulfato se acopla a la luz ultravioleta para una digestión más eficiente en un análisis automatizado de digestión/determinación en línea por inyección de flujo. Las mediciones de fósforo total en muestras altamente salinas pueden ser difíciles debido a la precipitación de grandes cantidades de sal como resultado de las técnicas de digestión que reducen drásticamente el volumen de la muestra. Para los análisis de fósforo total en tales muestras, se determinó directamente el fósforo total disuelto y el fósforo total en suspensión y se sumaron los resultados (Rice *et al.*, 2012).

El nitrógeno total se determinó mediante el método del persulfato, el cual funciona por oxidación de todos los compuestos nitrogenados a nitrato. La salinidad se determinó mediante el método de conductividad debido a su alta sensibilidad y precisión. Finalmente, los sólidos sedimentables se analizaron mediante el procedimiento volumétrico utilizando un cono Imhoff; generalmente este procedimiento tiene un límite inferior de medición práctico entre 0,1 y 1,0 ml/l, dependiendo de la composición de la muestra. Para ver los procedimientos completos de todos los análisis véase Rice *et al.* (2012).

the excess of titrant beyond the equivalence point (Rice *et al.*, 2012).

The pH was analyzed by the electrometric method using a pH meter composed of a potentiometer, a glass electrode, a reference electrode, and a temperature-compensating device (Rice *et al.*, 2012). BDO₅ was analyzed using 300 ml glass incubation bottles with flared mouths and ground glass stopper. The samples were entered in a thermostatically controlled air incubator at 20 ± 1 °C, excluding all light to prevent the potential photosynthetic production of dissolved oxygen. Then, an oxygen sensitive membrane electrode was used to measure the dissolved oxygen and determine BDO (Rice *et al.*, 2012).

Total phosphorus was determined through the persulfate oxidation technique. Persulfate oxidation couples with ultraviolet light for a more efficient digestion in an automatized analysis of in-line digestion/determination by flow injection. Measurements of total phosphorus in highly saline samples can be difficult due to the precipitation of large amounts of salt because of digestion techniques that drastically reduce the sample volume. To analyze the total phosphorus in such samples, the total dissolved phosphorus and the total phosphorus in suspension were directly determined, and then the results were added (Rice *et al.*, 2012).

The total nitrogen was determined by the persulfate method, which works by oxidation of all nitrogenous compounds to nitrate. Salinity was determined by the conductivity method, due to its high sensitivity and precision. Finally, settleable solids were analyzed by the volumetric procedure using an Imhoff cone. This procedure generally has a practical measurement lower limit between 0.1 and 1.0 ml/L, depending on the sample composition. To learn about the full analysis procedures, see Rice *et al.* (2012).

Análisis estadístico

Para conocer cuáles variables ambientales poseen mayor incidencia en los esteros del golfo de Fonseca se realizó un análisis descriptivo para conocer el comportamiento de cada una de estas. Fueron realizadas graficas de líneas por variable durante los 16 años, para observar la evolución y los cambios de calidad de agua en los esteros del golfo.

Se obtuvo una matriz de correlaciones y para confirmar la idoneidad de los datos se verificaron adicionalmente su normalidad mediante el análisis de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) y Bartlett (Bartlett, 1951). Bartlett pone a prueba la hipótesis nula de que las variables analizadas no están correlacionadas en la muestra o, dicho de otro modo, las Inter correlaciones entre las variables son cero, con el fin de conocer la factibilidad de la aplicación del análisis de componentes principales (Bartlett, 1951). Además, se aplicó el criterio de Kaise-Meyer-Olkin (KMO) (Kaiser, 1970) que permite valorar el grado en que cada una de las variables es predecible a partir de las demás. EL estadístico KMO varía entre 0 y 1, en el que si $KMO \geq 0,75$ la idea de realizar un ACP es buena; si $0,75 > KMO \geq 0,5$ la idea es aceptable y si $KMO < 0,5$ es inaceptable (Montoya-Suárez, 2007). Todo esto con el objetivo de que los datos puedan usarse de manera confiable y no llegar a conclusiones erradas en la interpretación.

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales se aplicó a los datos validados para evaluar las asociaciones entre variables, ya que este método evidencia la participación de variables individuales en varios factores de influencia. La matriz de correlación transforma las p variables correlacionadas originales en p variables no correlacionadas (ortogonales) llamadas componentes principales (CP), que son combinaciones lineales ponderadas de las variables originales. La correlación de las PC y las variables originales viene dada por las cargas, y las observaciones individuales transformadas se denominan puntuaciones (Vega *et al.*, 1998; Singh *et al.*, 2004). Realizado el análisis se consideraron sólo las variables que explicaron conjuntamente entre 70 y 80 % de la variación original (Clarke *et al.*, 2014).

Análisis de conglomerados

Se aplicó el análisis de conglomerados jerárquicos para detectar y agrupar sitios de muestreo similares (esteros) y variables fisicoquímicas. El conjunto de datos y la clasificación basada en el sitio de muestreo fue tratado por el método de vinculación de Ward con la distancia euclidiana al cuadrado, como una medida de similitud, para determinar la distancia

Statistical analysis

To know which environmental variables have greater incidence in the Gulf of Fonseca's estuaries, a descriptive analysis was carried out to learn about their behavior. Line graphs per variable were made for the 16 years to observe evolution and changes in the water quality of Gulf of Fonseca estuaries.

A correlation matrix was made, and, in order to confirm data suitability, their normality was also verified through the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) and Bartlett (Bartlett, 1951) analyses. Bartlett tests the null hypothesis that the analyzed variables are not correlated to the sample, or, in other words, that the inter-correlations between variables are zero, in order to ascertain the feasibility of applying the principal components analysis (Bartlett, 1951). Furthermore, the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) criterium (Kaiser, 1970) was used, which allows weighing up the extent to which each variable is predictable based on the others. KMO statistic varies between 0 and 1, and, if $KMO \geq 0.75$, making an PCA is a good idea. When $0.75 > KMO \geq 0.5$, this idea is acceptable, and, with $KMO < 0.5$, it is unacceptable (Montoya-Suárez, 2007). All this seeks a reliable use of data, not to arrive at wrong conclusions during interpretation.

Principal components analysis

Principal components analysis was applied to the validated data in order to evaluate the associations between variables, as this method evidences the participation of several individual variables in various incidence factors. The correlation matrix transforms the original p-correlated variables into p-non-correlated variables (orthogonal), which are called principal components (MC), which are weighed linear combinations of the original variables. The correlation of MCs and the original variables is given by loads, and the transformed individual observations are called scores (Vega *et al.*, 1998; Singh *et al.*, 2004). Once the analysis was carried out, only the variables that jointly explained between 70 and 80 % of the original variation (Clarke *et al.*, 2014) were considered.

Cluster analysis

Hierarchical clustering analysis was applied to detect and group similar sampling sites (estuaries) and physic-chemical variables. Data set and classification based on the sampling site were treated via Ward's linkage method with squared Euclidean distance, as a measure of similarity, in order to determine the distance between groups, and data were synthesized in dendrograms (Ward, 1963). Ward's

entre grupos y los datos se sintetizaron en dendrogramas (Ward, 1963). El método de Ward utiliza un enfoque de análisis de varianza para evaluar las distancias entre los conglomerados. Este método minimiza la suma de cuadrados de dos grupos (hipotéticos) cualesquiera derivados en cada paso del análisis (Giridharan *et al.*, 2009). Todos los gráficos y análisis se realizaron utilizando el lenguaje estadístico R Estudio core team versión 4.0.5.

RESULTADOS

Las variaciones sugieren que las variables fisicoquímicas (Tabla 1) se ven afectados por los años y el área de los muestreos. El conjunto de datos incluyó muestreos de agua entre 2000 y 2015. El promedio de las concentraciones de siete parámetros en las ocho ubicaciones de muestreo se presenta en la Tabla 2

Tabla 1. Variables fisicoquímicas analizadas. Se indican los límites máximos permitidos y sus normas de referencias utilizadas en su análisis. 1 Rivera-Castro *et al.* (2020), 2 Mateus *et al.* (2019), 3 MAE (2015), 4 CONAMA (2004), 5 Boyd (2003), 6 Boyd y Green (2002), 7 Boyd y Gautier (2000).

Variables fisicoquímicas / Physical-chemical variables	Unidad / Unit	Límites permitidos / Permitted limits	Norma referencia / Reference norm
pH	Unidad de pH / pH unit	6.00-9.5	1, 3, 4, 5, 6, 7
DBO₅	mg/l	<30	1, 4, 5, 7
Alcalinidad / Alkalinity	mg/l	> 20	1
Nitrógeno total / Total Nitrogen	mg/l	<10	6
Fosforo total / Total Phosphorous	mg/l	0.001-0.5	2, 5, 6, 7
Salinidad / Salinity	ppt	No debe aumentar por encima de 0.5 ppt en agua dulce. No hay límites recomendados para agua marinas o salobres. / Should not increase beyond 0.5 ppt in freshwater. No recommended limits for marine or salty water.	6
Solidos sedimentables / Settleable solids	ml/l	1	1

Los promedios de pH para los esteros oscilan entre 7,29 y 7,66, los cuales, están dentro de los límites permitidos. No obstante, se manifiestan valores mínimos de 5,31 en Perejiles y El Garcero, 4 en La Jagua y 5,98 en Berbería, encontrándose por debajo del límite máximo permitido (Tabla 2). En cuando al DBO₅ los promedios oscilan entre 5,62 mg/l y 21,92 mg/l. Sin embargo, todos los esteros tienen valores máximos que sobrepasan el límite permitido, siendo el valor más alto de 126 mg/l en el Garcero (Tabla 2).

Los promedios más altos para alcalinidad se encuentran en los esteros San Bernardo 145,07 mg/l, El Garcero

method uses an analysis of variance approach to evaluate the distances between clusters. This method minimizes the sum of squares of any two groups (hypothetical) derived in each step of the analysis (Giridharan *et al.*, 2009). All graphs and analyses were made using the statistical language R Studio core team version 4.0.5

RESULTS

Variations suggest that physical-chemical variables (Table 1) are affected by years and sampling areas. The data set included water sampling between 2000 and 2015. The average concentrations of seven parameters in the eight sampling locations is shown in Table 2.

Table 1. Analyzed physical-chemical variables. Maximum permitted limits and their reference norms used in the analyses are indicated. 1 Rivera-Castro *et al.* (2020), 2 Mateus *et al.* (2019), 3 MAE (2015), 4 Conama (2004), 5 Boyd (2003), 6 Boyd and Green (2002), 7 Boyd and Gautier (2000).

The averages for pH in estuaries vary between 7.29 and 7.66, which are within permitted limits. However, minimum values of 5.31 appear in the esteros Perejiles and El Garcero, 4 in La Jagua, and 5.98 Berbería, which are below the minimum permitted limit (Table 2). Regarding BDO₅, averages vary between (5.62) and (21.92) mg/l. However, all estuaries have maximum values above the permitted limit, with the highest at 126 mg/l in estero Garcero (Table 2).

The highest averages for salinity are in estuaries San Bernardo (145.07), El Garcero (145.08), and Perejiles

145,08 mg/l y Perejiles 171,87 mg/l. Los valores máximos oscilan entre 229,44 y 624,25 mg/l, siendo los esteros San Bernardo, Perejiles, Berbería y La Jagua los valores más altos. A su vez se encontraron bajos niveles de alcalinidad en los esteros El Garcero y Berbería con valores menores de 20 mg/l, por debajo del límite máximo permitido (Tabla 2).

Los promedios generales para la variable fósforo total oscilan entre 0,08 y 0,36 mg/l. Todos los esteros presentaron valores altos sobre los límites permitidos excepto Barrancones (0,27 mg/l). Los valores mínimos oscilan entre 0 y 0,13 mg/l, los cuales están dentro de los rangos (Tabla 1 y 2). Para la variable nitrógeno total los promedios variaron entre 0,36 y 1,94 mg/l. A su vez, todos los esteros se encuentran con valores máximos dentro de los rangos permisibles excepto Perejiles con 18,58 mg/l (Tabla 2).

Los promedios referidos a sólidos sedimentables variaron entre 0,06 y 0,87 ml/l. Todos los esteros excepto Barrancones (0,4 ml/l) obtuvieron valores altos sobre los límites permitidos, siendo Perejiles (16 ml/l) el del valor más alto (Tabla 2).

Tabla 2. Valores máximos, mínimos y promedios generales de 16 años para las variables fisicoquímicas analizadas en los esteros del golfo de Fonseca entre 2000 y 2015. M: Máximo, X̄: Promedio, m: mínimo.

Variables fisicoquímicas / Physic-chemical variables	Unidad / Unit	Esteros / Esteros																							
		El Garcero			San Bernardo			Los Perejiles			Barrancones			La Jagua			Pedregal			Purgatorio			Berbería		
		M	X̄	m	M	X̄	m	M	X̄	m	M	X̄	m	M	X̄	m	M	X̄	m	M	X̄	m	M	X̄	m
pH	Unidad de pH / pH unit	8.73	7.31	5.31	8.72	7.56	6.21	8.69	7.66	5.31	8.15	7.59	6.06	8.34	7.29	4	8.78	7.29	6.15	9.21	7.42	6.13	9.05	7.49	5.98
DBO₅	mg/l	126	21.92	1.05	99.2	18.02	0.8	85.2	16.28	0.7	41.2	5.62	0.7	61.6	12.78	0.8	49.4	11.19	0.6	82.8	9.97	0.8	124.2	17.15	0
Alcalinidad / Alkalinity	mg/l	278.46	145.08	7.59	443.48	145.07	47.25	624.25	171.87	44.22	234.35	115.21	27.68	624.25	138.9	54.27	229.44	129.48	60	292.6	136.91	50	431	143.98	0
Nitrógeno total / Total Nitrogen	mg/l	6.92	1.8	0.12	6.04	1.71	0.21	18.57	1.94	0.19	1.07	0.36	0.01	8.54	1.4	0.15	7.28	1.44	0.19	3.8	1.01	0.11	6.43	1.3	0
Fósforo total / Total Phosphorous	mg/l	1.34	0.3	0.13	1.01	0.33	0.03	1.71	0.36	0	0.27	0.08	0.01	1.18	0.27	0.04	1.17	0.28	0.07	0.74	0.19	0.02	1.88	0.26	0
Salinidad / Salinity	ppt	51.7	19.72	0.3	53	22.34	0.4	57	22.8	0.6	37.6	30.02	3	44.3	21.35	0.1	45.1	19.96	0.1	49.7	19.34	0.1	50.8	25.9	0.4
Sólidos sedimentables / Settleable solids	ml/l	10	0.59	0.01	4.5	0.64	0	16	0.9	0	0.4	0.06	0	10	0.87	0.05	5	0.65	0	8.5	0.52	0.05	5.25	0.31	0

(171.87). Maximum values vary between 229.44 and 624.25, with the highest values in estuaries San Bernardo, Perejiles, Berbería, and La Jagua. In turn, low alkalinity levels were found in estuaries El Garcero and Berbería, with values of less than 20 mg/l, below the maximum permitted limit (Table 2).

The general averages for total phosphorus vary between 0.08 and 0.36 mg/l. All estuaries show high values that are above the permitted values, except Estero Barrancones with 0.27 mg/l. Minimum values vary between 0 and 0.13 mg/l, which are within the ranges (Table 1 and 2). For the Total Nitrogen variable, averages vary between 0.36 and 1.94 mg/l. In turn, all estuaries show maximum values that are within the permitted values, except Estero Perejiles with 18.58 mg/l (Table 2).

Averages regarding settleable solids vary between 0.06 and 0.87 ml/l. All estuaries except Estero Barrancones (0.4 ml/l) obtained high values that were above the permitted limits, with the highest value in Estero Perejiles (16 ml/l) (Table 2).

Table 2. Maximum and minimum values, and general averages for 16 years for the physical-chemical variables analyzed in estuaries of Gulf of Fonseca between 2000 and 2016. M: Maximum, X̄: Average, m: minimum.

Las variaciones temporales de las variables fisicoquímicas se muestran en la Figura 3. La alcalinidad muestra variaciones entre esteros con valores entre 129,63 mg/l y 246,44 mg/l. Perejiles (246,44 mg/l) tiene los valores más altos, a su vez, los esteros La Jagua y San Bernardo aumentan sus concentraciones de alcalinidad con los valores más altos en 2015. El nivel más bajo se encontró en Purgatorio con 77,22 mg/l en 2011; no obstante, no se encuentran por debajo de los límites permitidos.

Se manifiestan dos puntos fuera de los rangos permitidos de pH con valores de 5,11 en Pedregal en 2009 y San Bernardo, 10,11 en 2011. En su mayor parte el pH se mantuvo dentro de los límites aceptables. En cuanto al DBO₅, todos los esteros aumentan el DBO₅ desde 2000 hasta 2015. Los niveles más bajos de DBO₅ a lo largo del tiempo se encontraron en los esteros Barrancones, Perejiles y Purgatorio, los cuales no sobrepasan los límites permisibles. En contraste con los esteros San Bernardo, El Garcero, Berbería y La Jagua tienen los valores más altos que sobrepasan los límites permisibles a lo largo del tiempo (Figura 3).

Los promedios de salinidad entre 2000 y 2015 variaron entre 19,34 y 30,02 con valores máximos de 57 en Perejiles y en Berbería; a su vez los valores mínimos estuvieron en esteros La Jagua y Pedregal con niveles de 0,1 (Tabla 2). Los mayores rangos de salinidad a lo largo del tiempo variaron entre 7,71 y 34,30. El nivel más alto se encontró en La Jagua con 34,30 en 2011 y Purgatorio obtuvo el nivel más bajo con 7,71 en 2000 (Figura 3).

Los registros más altos de fosforo total en los esteros se observan en El Garcero (0,56 mg/l), Pedregales (0,60 mg/l), Perejiles (0,52 mg/l en 2013) y San Bernardo (0,54 mg/l en 2008 y 0,55 mg/l en 2013); estos valores están registrados fuera de los límites permisibles. Para nitrógeno total hay un aumento considerable de esta variable desde 2000 a 2015: estero El Garcero (4,45 mg/l), Pedregales (4,15 mg/l), La Jagua (5,04 mg/l), Perejiles (3,61 mg/l) y San Bernardo (3,84 mg/l) fueron los esteros con los valores más altos de nitrógeno total en 2015. Barrancones mantuvo un nivel constante de nitrógeno total donde sus valores no superaron niveles mayores de 1 mg/l durante los 16 años.

Los datos referidos a los sólidos sedimentales muestran valores altos en los primeros años y luego un descenso en los últimos años. Los esteros El Garcero 1,12 ml/l en 2004, 1,50 ml/l en 2007, 1,03 ml/l en 2010, Estero Pedregales 1,28 ml/l en 2001, 1,02 ml/l en 2007, Estero La Jagua 1,95 ml/l en 2000, 2,16 ml/l en 2001, 1,15 ml/l en 2002, 1,93 ml/l en 2003, 1,58 ml/l en 2004, 1,15 ml/l en 2006; Estero Purgatorio: 1,04 ml/l en 2001, 1,22 ml/l en 2004; Estero San Bernardo:

The temporal variation of the physical-chemical variables is shown in Figure 3. Alkalinity shows variations between estuaries, with values between 63 and 246.44 mg/l. Estero Perejiles has the highest values. In turn, estuaries La Jagua and San Bernardo increase their alkalinity concentrations with the highest values in 2015. The lowest level was found in Estero Purgatorio, with 77.22 mg/l in 2011, although it is not below the permitted limits.

Two points are outside the permitted pH limits, with values of 5.11 in Estero Pedregal in 2009 and Estero San Bernardo, with 10.11 in 2011. Most pH levels stayed within acceptable limits. Regarding BDO₅, all estuaries show an increase in BDO₅ from 2000 until 2015. The lowest BDO₅ values over time were found in esteros Barrancones, Perejiles, and Purgatorio, which do not surpass the permitted limits, in contrast with esteros San Bernardo, El Garcero, Berbería, and La Jagua, which have the highest values, surpassing the permitted limits over time (Figure 3).

Salinity averages between 2000 and 2015 varied from 19.24 to 30.02, with maximum values of 57 in Estero Perejiles and 50.8 in Berbería. In turn, the minimum values were in esteros La Jagua and Pedregal, with levels of 0.1 ppt (Table 2). The highest salinity values over time varied between 34.30 and 7.71 ppt. The highest level was found in Estero La Jagua, with 34.40 in 2011, and Estero Purgatorio obtained the lowest value, with 7.71 in 2000 (Figure 3).

The highest total phosphorus values of the estuaries were observed in El Garcero (0.56 mg/l), Pedregales (0.60 mg/l), Perejiles (0.52 mg/l in 2013), and San Bernardo (0.54 mg/l in 2008), and (0.55 mg/l in 2013). These values are outside the permitted limits. As for total nitrogen, there is a considerable increase of this variable from 2000 to 2015. Estero El Garcero (4.45 mg/l), Pedregales (4.15 mg/l), La Jagua (5.04), Perejiles (3.61 mg/l), and San Bernardo (3.84 mg/l) were the estuaries with the highest values of total nitrogen in 2015. Estero Barrancones kept a constant level of total nitrogen, for its values did not exceed levels greater than 1 mg/l for the 16 years.

The data regarding settleable solids show high values in the first years, and then a decrease in the last years: Estero El Garcero: 1.12 ml/l in 2004, 1.50 ml/l in 2007, 1.03 ml/l in 2010; Estero Pedregales: 1.28 ml/l in 2001, 1.02 ml/l in 2007; Estero La Jagua: 1.95 ml/l in 2000, 2.16 ml/l in 2001, 1.15 ml/l in 2002, 1.93 ml/l in 2003, 1.58 ml/l in 2004, 1.15 ml/l in 2006; Estero Purgatorio: 1.04 ml/l in 2001, 1.22 ml/l in 2004; Estero San Bernardo:

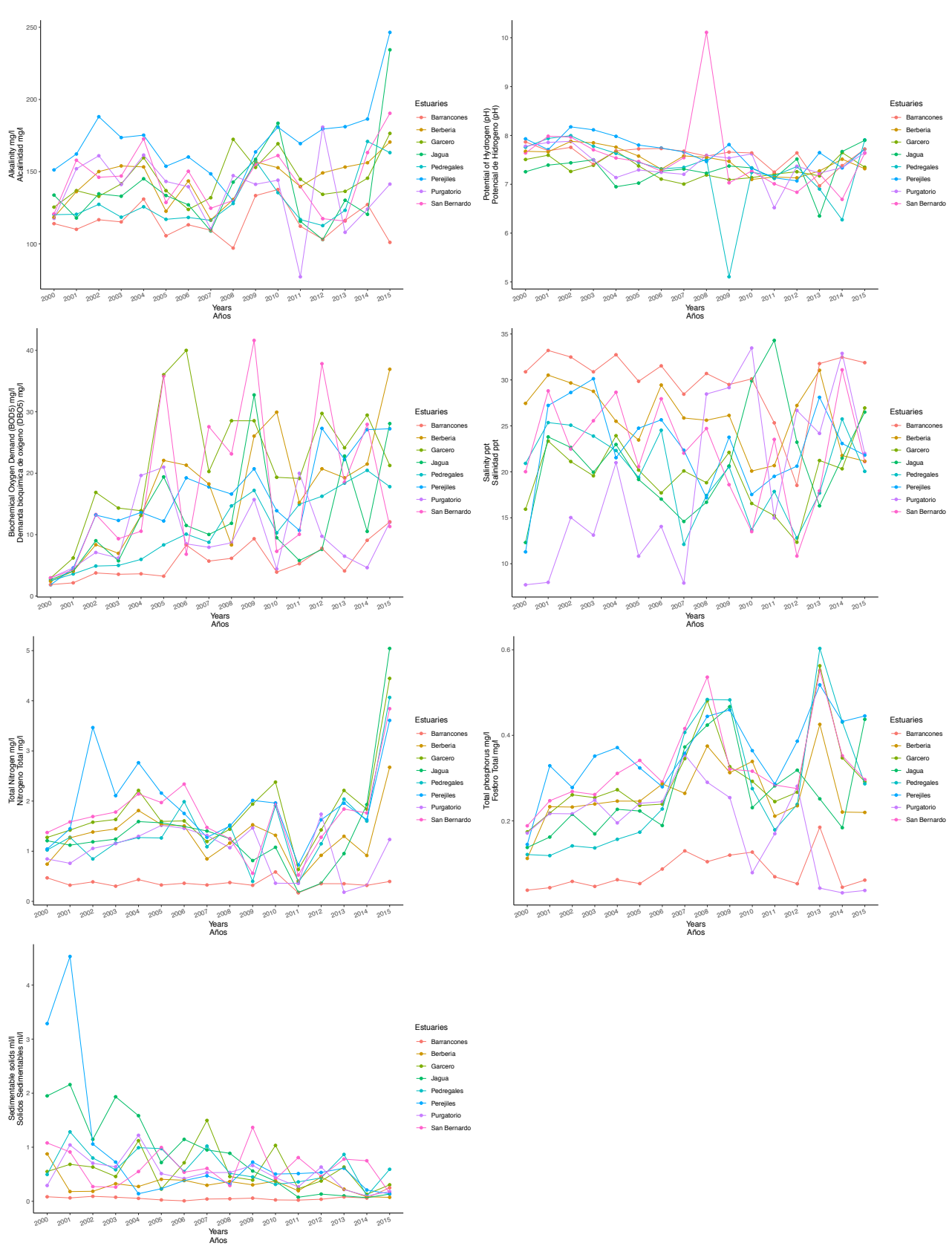


Figura 3. Variaciones anuales de las variables fisicoquímicas de calidad del agua en los esteros del golfo de Fonseca.

Figure 3. Annual variations of the physical-chemical variables of water quality in Gulf of Fonseca estuaries.

2002, 1,93 ml/l en 2003, 1,58 ml/l en 2004, 1,15 ml/l en 2006, Estero Purgatorio 1,04 ml/l en 2001, 1,22 ml/l en 2004, Estero San Bernardo 1,08 ml/l en 2000, 1,37 ml/l en 2009 y Estero Perejiles 3,29 ml/l en 2000, 4,53 ml/l en 2001 y 1,06 ml/l en 2002 fueron los esteros y años con los valores que excedieron los límites máximos permitidos, en contraste, el estero Barrancones fue el único sitio donde no hubo valores fuera de los máximos permisibles (Tabla 1, Figura 3).

En general, los esteros con los valores más altos sobre los límites permisibles de las variables fisicoquímicas fueron Perejiles, El Garcero, San Bernardo y Pedregales. Por otro lado, los esteros muestreados en el golfo de Fonseca colindan con la extensión de fincas camaroneras (Figura 4), sin embargo, en esta zona, aun no se ha establecido un estándar de calidad del agua para aguas superficiales de esteros.

En la matriz de correlación policórica, la variable salinidad y pH presenta valores bajos, lo que indica que no existe una sólida correlación con el resto de los parámetros. Por el contrario, puede observarse algunas posibles instancias de correlación entre los indicadores potenciales. Concretamente, las variables Nitrógeno total-Alcalinidad, Alcalinidad-Fosforo total, Nitrógeno total-Fosforo total, Nitrógeno total-DBO₅ y Fosforo total- DBO₅ tienen correlación con un coeficiente de 0,67, 0,46, 0,49, 0,36 y 0,54 respectivamente.

1.08 ml/l in 2000, 1.37 ml/l in 2009; Estero Perejiles: 3.29 ml/l in 2000, 4.53 ml/l in 2001, and 1.06 ml/l in 2002. These were the estuaries and years with values exceeding the permitted limits. In contrast, Estero Barrancones was the only place without values that were outside the maximum permitted limits (Table 1, Figure 3).

In general, estuaries with the highest values above the permitted limits regarding the physical-chemical variables were Perejiles, El Garcero, San Bernardo, and Pedregales. On the other hand, the samples of estuaries in the Gulf of Fonseca adjoin with the extension of shrimp farms (Figure 4). However, a water quality standard for the superficial water of estuaries has not been established for this area.

Regarding the polychoric correlation, salinity and pH show low values, which indicates that there is no solid correlation with the other parameters. On the contrary, some possible correlation instances between the potential indicators can be observed. In concrete, Total Nitrogen-Alkalinity, Alkalinity-Total Phosphorus, Total Nitrogen-Total Phosphorus, Total Nitrogen-BDO₅, and Total Phosphorus-BDO₅ are correlated with coefficients 0.67, 0.46, 0.49, 0.36, and 0.54, respectively.

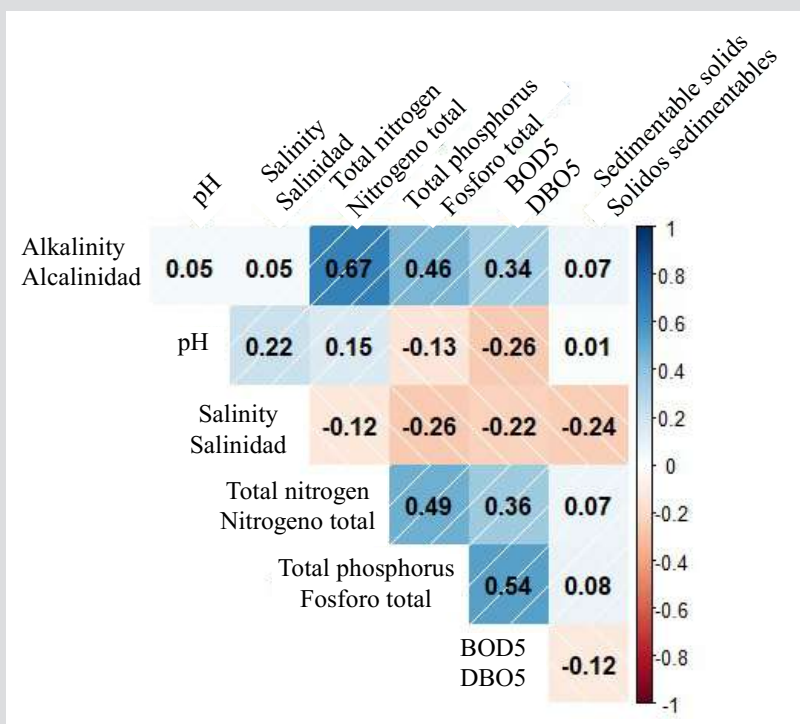


Figura 4. Matriz de correlación y significancia de las variables fisicoquímicas de calidad de agua.

Figure 4. Correlation matrix and significance of the physical-chemical variables of water quality.

A partir de la matriz de correlación, se realizó la prueba de esfericidad de Bartlett que contrasta la hipótesis nula de que la matriz de correlaciones es una matriz identidad, en cuyo caso no existirían correlaciones significativas entre las variables y el ACP no sería pertinente. Consiste en una estimación de Chi-cuadrado a partir de una transformación del determinante de la matriz de correlaciones, si las variables no están inter-correlacionadas, entonces debe presentar un valor (significancia) superior al límite de 0,05 (Montoya-Suárez, 2007). En este estudio (Tabla 3) presentó un valor de 0,00 lo cual nos indica que la matriz de datos es válida para continuar con el proceso de ACP.

A partir de este resultado, se realizó la medida de adecuación muestral KMO, que contrasta si las correlaciones parciales entre las variables son suficientemente pequeñas. Permite comparar la magnitud de los coeficientes de correlación observados con la magnitud de los coeficientes de correlación parcial. En este estudio, los análisis del valor del índice de KMO obtenido es de 0,69 es un indicativo de la validez de la aplicación al caso del ACP.

Tabla 3. Prueba de KMO y test de esfericidad de Bartlett.

Medida Kaiser-Meyer-Olkin para adecuación muestra / Kaiser-Meyer-Olkin measurement for sampling adequation	0.69
Test de esfericidad de Bartlett / Bartlett's Sphericity Test	Aprox. Chi cuadrado / Aprox. Chi squared: 325.1262
	df: 36
Significancia / Significance	0.00

Para el ACP, el estudio de la proporción de varianza explicada muestra que los primeros tres componentes recogen la mayor parte de la información (35,8 %, 20,1 % y 16,7 %), decayendo la varianza en las sucesivas componentes. Sin embargo, estas comprenden 72,6 % de la varianza. Según Clarke *et al.* (2014), un ACP debe explicar 70 % o más de las variaciones iniciales en un conjunto de datos. De acuerdo con esto, las tres primeras componentes se mantienen en su conjunto representando el total de la varianza (Figura 5).

Las cargas de los componentes correspondientes figuran en la Tabla 4. El componente 1, que explica 35,8 % de la varianza total, tiene una carga positiva fuerte en fósforo total, nitrógeno total, alcalinidad y DBO₅, que puede interpretarse como exceso de nutrientes en el agua de los esteros. Por otra parte, el componente 2 explica 20,1 % de la varianza total y tiene carga positiva moderada en salinidad y pH. El componente 3 explica 16,7 % de la varianza total y

From the correlation matrix, Bartlett's Sphericity Test was made, which contrasts the null hypothesis that the correlation matrix is an identity matrix, in which case no significant correlations would exist between variables and PCA would not be relevant. It consists of a Chi-squared estimation from a transformation of the correlation matrix determinant. If the variables are not inter-correlated, then it must show a value (significance) greater than the 0.05 limit (Montoya-Suárez, 2007). In this study (Table 3), it showed a value of 0, which indicates that the data matrix is valid to continue the PCA process.

From this result, a measurement of the KMO sampling adequation was made, which contrasts if the partial correlations between variables are small enough. It allows comparing the magnitude of the observed correlation coefficients to the magnitude of the partial correlation coefficients. In this study, the analysis of the obtained KMO index reports 0.69, which indicates the validity of the application of the PCA.

Table 3. KMO test and Bartlett's Sphericity Test.

For the PCA, the study of the variance proportion explained shows that the first three components get most of the information (35.8, 20.1, and 16.7 %), with a decrease in variance in the successive components. However, they cover 72.6 % of the variance. According to Clarke *et al.* (2014), a PCA must explain more than 70 % of the initial variations in a data set. According to this, the first three components remain together, representing the total variance (Figure 5).

The loads of corresponding components are shown in Table 4. Component 1, which explains 35.8 % of the total variance, has a strong positive load of total phosphorus, total nitrogen, alkalinity, and BDO₅, which can be interpreted as an excess of nutrients in the estuaries' water. On the other hand, component 2 explains 20.1 % of the variance and has moderate positive load in salinity and pH. Component 3 explains 16.7 % of the total variance and is dominated by a strong positive load on settleable solids. Therefore, it

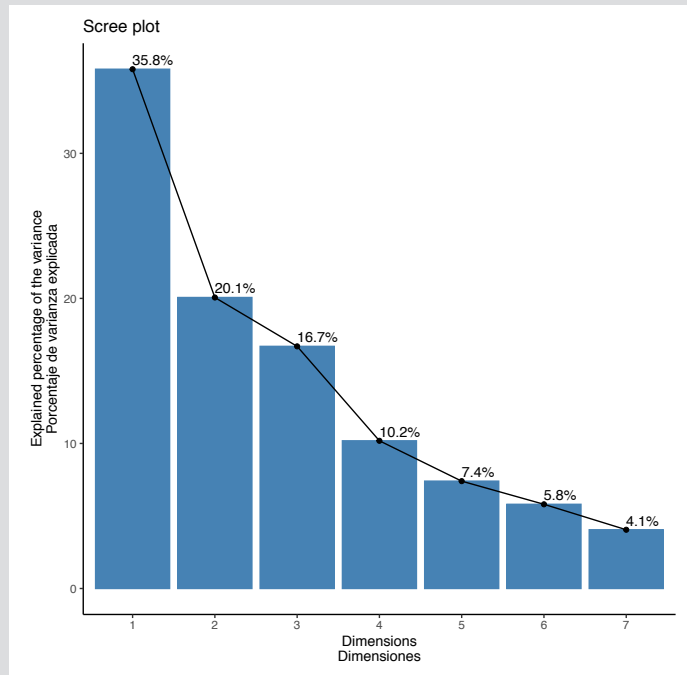


Figura 5. Proporción de varianza explicada por componentes.

Figure 5. Proportion of variance explained by the components

está dominado por una fuerte carga positiva sobre los sólidos sedimentables. Por lo tanto, representa el nivel de materiales orgánicos e inorgánicos en los esteros (Tabla 2).

represents the level of organic and non-organic materials in estuaries (Table 2).

Tabla 4. Cargas de las variables de calidad de agua en los siete componentes principales para el conjunto de datos completo

Table 4. Load of water quality variables in seven principal components for the full data set

Variables	Componente / Component 1	Componente / Component 2	Componente / Component 3
Alcalinidad / Alkalinity	0.477	0.351	0.02
pH	-0.087	0.623	0.307
Salinidad / Salinity	-0.204	0.556	-0.341
Nitrógeno total / Total Nitrogen	0.498	0.317	0.126
Fosforo total / Total Phosphorus	0.515	-0.098	-0.027
DBO ₅	0.453	-0.212	-0.351
Sólidos sedimentables / Settleable solids	0.071	-0.156	0.806

Dentro de la contribución del componente principal 1, se observa que la línea discontinua indica el valor medio de contribución (Figura 6). Para un determinado componente, una variable con una contribución mayor a este límite puede considerarse importante a la hora de contribuir a este componente. En esta representación el fosforo total, el nitrógeno, DBO₅ y la alcalinidad son las que más contribuye a la CP1 y salinidad, pH y solidos sedimentables los que menos contribuyen.

Regarding the contribution of principal component 1, it is seen that the discontinuous line indicates the contribution mean value (Figure 6). For a determined component, a variable with a contribution greater than this limit can be considered important when contributing to this component. In this representation, total phosphorus, nitrogen, BDO₅, and alkalinity are the main contributors to PC1, and salinity, pH, and settleable solids contribute the least.

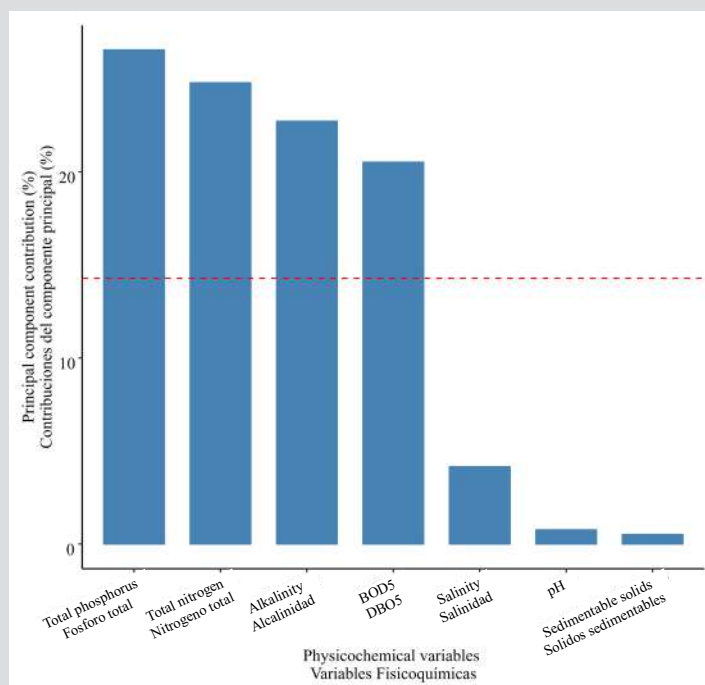


Figura 6. Contribuciones en el primer componente principal.

Figure 6. Contributions of the first principal component.

El círculo de correlación indicado en el eje inferior e izquierdo representan la escala de valores de los *scores* o puntuaciones de las observaciones, mientras que el eje superior y derecho representan la escala de los *loadings* o cargas, comprendidas en un rango (-1, 1). Las variables alcalinidad, fosforo total, DBO₅ y nitrógeno total son las que más contribuyen al componente 1, por lo que son las variables más correlacionadas, mientras que los sólidos sedimentables es la más pobremente representada en el componente 1 y 2. Por otro lado, la salinidad y el pH se correlacionan negativamente con el fósforo total y DBO₅ (Figura 7).

Los biplots del componente principal se muestran en la Figura 8. Las desviaciones estándar de la alcalinidad, nitrógeno y fosforo total son ligeramente mayores que la DBO₅, pH y salinidad, mientras que la desviación estándar de los sólidos sedimentables es cercana a 0. Esto es así porque la carga de los sólidos sedimentables es casi baja en los componentes 1 y 2. Además, la alcalinidad está correlacionada positivamente con el nitrógeno total, sin embargo, el nitrógeno total se encuentra correlacionados negativamente la salinidad. Esto permite interpretar la relación entre las variables, por ejemplo, los puntos 48 en estero La Jagua y 96 en Perejiles que se encuentran hacia el extremo derecho de la ordenación tienen altos niveles de nitrógeno total, mientras que los puntos 102, 98 y 99 en estero Barrancones que se encuentran del lado izquierdo tienen baja concentración de nitrógeno y alcalinidad (Figura 8B).

The indicated correlation circle in the left and inferior axis represents the value scale or *scores* of observations, while, in the upper and right axis, it represents the loadings scale in a range (-1, 1). The variables alkalinity, total phosphorus, BDO₅, and total nitrogen are the main contributors to component 1 because they are the most correlated variables, while settleable solids is the most poorly represented in components 1 and 2. On the other hand, salinity and pH are negatively correlated with total phosphorus and BDO₅ (Figure 7).

Biplots of the principal component are shown in Figure 8. The standard deviation of alkalinity, total nitrogen, and phosphorus is slightly greater than BDO₅, pH, and salinity, while the standard deviation of settleable solids is almost low in components 1 and 2. Besides, alkalinity is positively correlated with total nitrogen. However, total nitrogen is negatively correlated with salinity. This allows interpreting the relationship between variables. For instance, spots 48 in Estero La Jagua and 96 in Perejiles, located towards the right edge of the order, have high levels of total nitrogen, while spots 102, 98, and 99 in Estero Barrancones, located towards the left side, have low concentrations of nitrogen and alkalinity (Figure 8B).

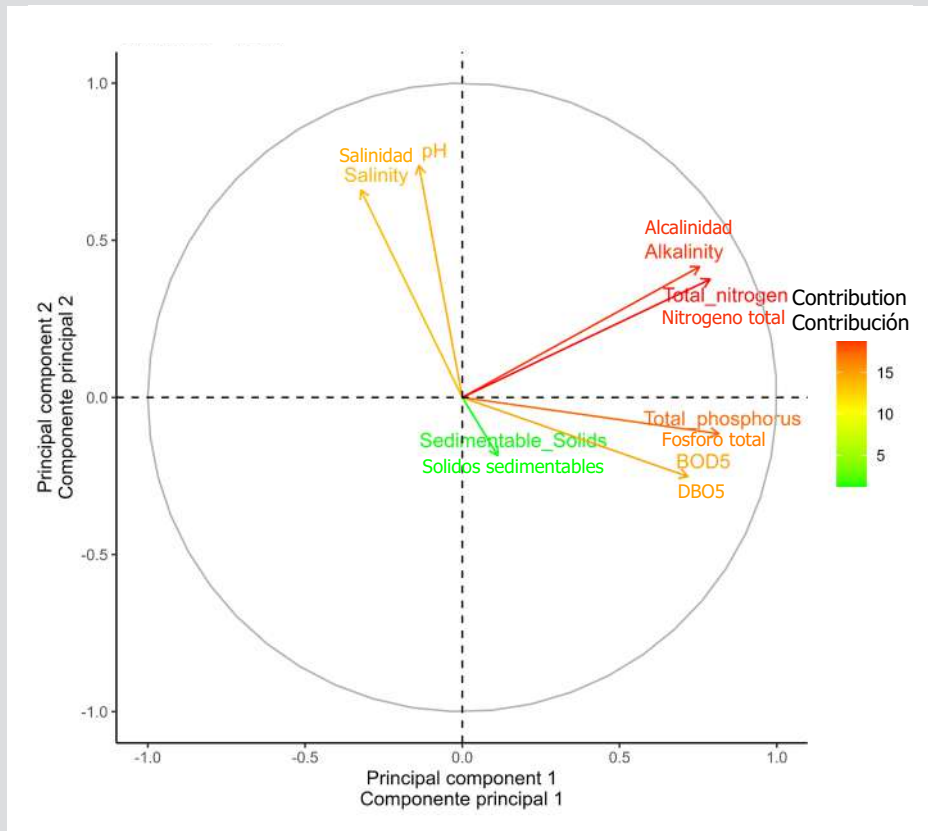


Figura 7. Círculo de correlación unitario aplicado a variables de calidad de agua que muestra la calidad de la representación de las variables.

Figure 7. Unitary correlation circle applied to water quality variables showing the quality of the variables' representation.

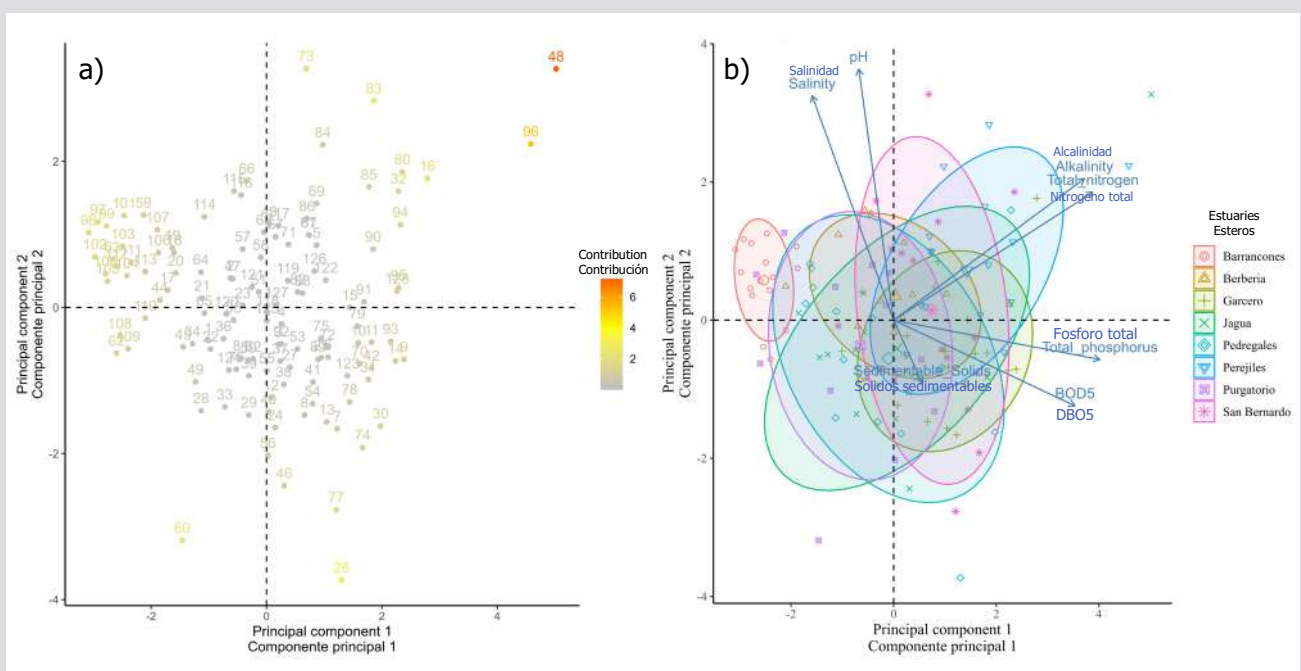
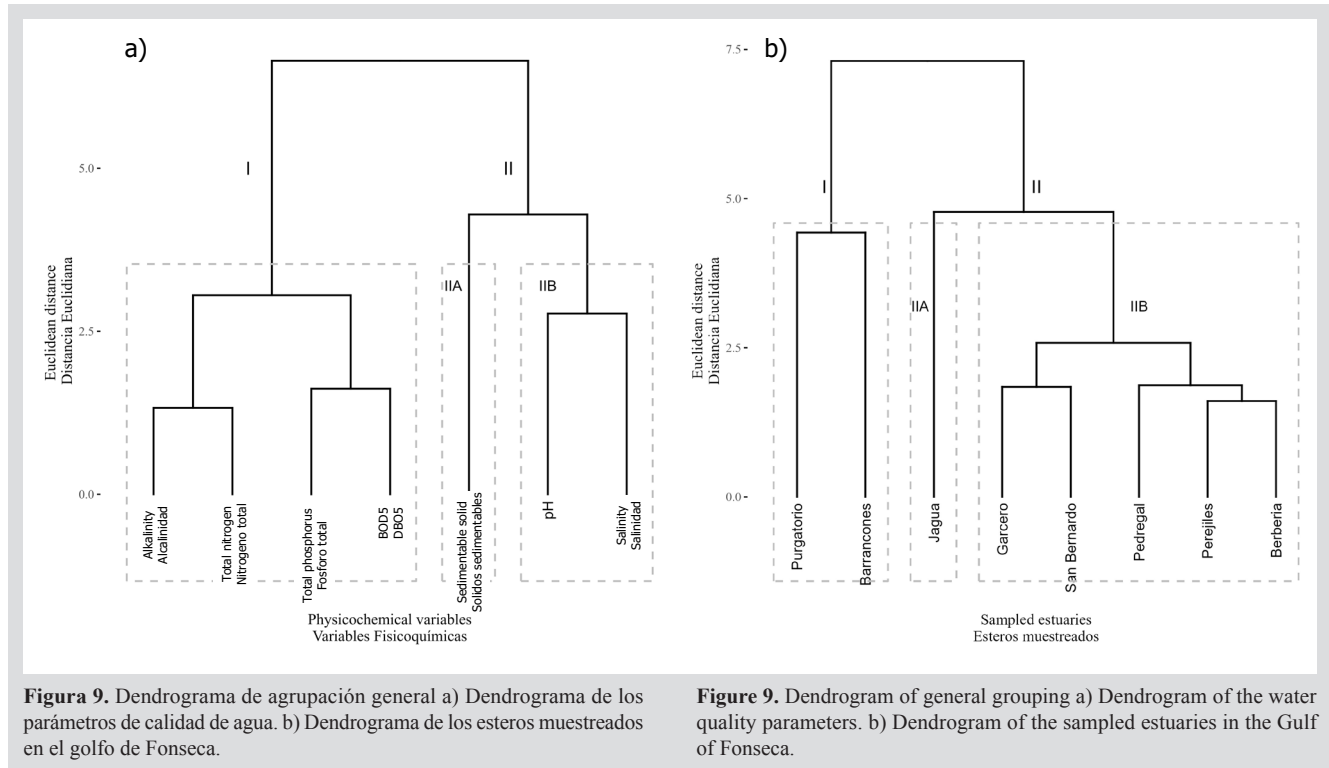


Figura 8. Biplot resultante del componente principal aplicado a las variaciones interanuales de calidad de agua en los esteros del golfo de Fonseca. A. Componente principal individual por puntos. B. Componente principal por esteros agrupados con elipses.

Figure 8. Resulting biplot of the principal component applied to the year-to-year variations of water quality in Gulf of Fonseca estuaries. A. Individual principal component by spots. B. Principal component by estuaries grouped with ellipses.

En el análisis de conglomerados, las observaciones se aglomeraron en dos grupos I y II. El grupo I, se subdividió en IA compuesto por Alcalinidad y Nitrógeno total, que, junto con el fósforo total y la DBO₅, se aglomeran en subgrupo IB. El grupo II se subdividió en dos subgrupos IIA compuesto por sólidos sedimentables y IIB compuesto por pH y salinidad. (Figura 9A).

In the cluster analysis, observations were gathered in two groups: I and II. Group I was subdivided into IA, composed of Alkalinity and Total Nitrogen, which, together with Total Phosphorus and BDO₅, are gathered in group IB. Group II was subdivided into two groups: IIA, composed of settleable solids, and IIB, composed of pH and salinity (Figure 9A).



El dendrograma de las ocho estaciones de muestreo del golfo de Fonseca se muestra en la Figura 9B. En el grupo I comprende los esteros Purgatorio y Barracones, que como se observa en los gráficos de línea (Figura 3) fueron los sitios con niveles más bajos de nitrógeno total, fósforo total, DBO₅ y alcalinidad es decir los sitios con niveles bajos de nutrientes. El grupo II, se subdividió en dos subgrupos, el subgrupo IIA compuesto por el estero La Jagua, el subgrupo IIB compuesto por los esteros El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles y Berberia.

The dendrogram of the eight sampling stations in the Gulf of Fonseca is shown in Figure 9B. Group I includes Esteros Purgatorio and Barracones, which, as seen in line graphs (Figure 3), were the places with the lowest levels of total nitrogen, total phosphorus, BDO₅, and alkalinity, that is, the places with the lowest levels of nutrients. Group II was subdivided into two groups: subgroup IIA, composed of estero La Jagua, and subgroup IIB, composed of Esteros El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles, and Berberia.

Por otro lado, el componente principal individual (Figura 8) muestra la similitud entre cualquier muestra y el conjunto de datos completo, como lo ilustra el dendrograma (Figura 9A). 128 puntos (Figura 8A) se agruparon en dos grupos. Los sitios del Grupo I incluyen ubicaciones de muestreo en los esteros Barracones y Purgatorio. Los sitios del grupo II obtuvieron los puntajes más altos del componente 1 e incluyeron ubicaciones de los Esteros El Garcero, Perejiles, Pedregales, La

On the other hand, the individual principal component (Figure 8) shows the similarity between any sample and the full dataset, as illustrated by the dendrogram (Figure 9A). 128 spots (Figure 8A) were grouped into two groups. Group I sites include sampling locations in Esteros Barracones and Purgatorio. Group II sites obtained the highest scores of components 1 and included locations mostly in Esteros El Garcero, Perejiles, Pedregales, La Jagua, Berberia, and San Bernardo. This analysis of conglomerates helped to

Jagua, Berbería y San Bernardo en su mayoría. Este análisis de conglomerados ayudó a confirmar la disposición de las ubicaciones a lo largo del eje componente principal 1 (Figura 8B).

DISCUSIÓN

El análisis de componentes principales se aplicó al conjunto de datos para los ocho sitios de muestreo diferentes y se demarcaron mediante la técnica de conglomerados para identificar y agrupar las variables con los sitios de muestreo. El análisis revela que existe variabilidad en los esteros, donde el ACP evalúa la asociación entre las variables de la calidad de agua (Kazi *et al.*, 2009) siendo explicada por los variables nitrógeno total, fósforo total, alcalinidad y DBO₅ con 35,8 % de la varianza, como componente principal uno. Esto puede observarse en los gráficos de línea (Figura 3), lo cual, está relacionado con las actividades antropogénicas del área.

Las áreas estuarinas estudiadas han experimentado un crecimiento de lagunas de producción, como San Bernardo y Pedregal, centros de desarrollo de grandes inversiones de producción de camarón (Figura 2) (Ward, 2000; Boyd y Green, 2002; Promangle, 2002; Green y Ward, 2011). Los efluentes de estanques de acuicultura están enriquecidos con nutrientes como nitrógeno, fósforo, materia orgánica y sólidos suspendidos totales, lo que aumenta la cantidad de nutrientes en el agua del ecosistema de destino (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016), por lo que indica que las fluctuaciones de las variables físicoquímicas están influenciadas por estas actividades (Caviedes-Sánchez *et al.*, 2016). No obstante, los esteros están sujetos a fuertes cambios espaciotemporales que interfieren en la capacidad para diferenciar el efecto de los estresores naturales con el de los impactos antropogénicos.

En ese sentido, la calidad del agua en los esteros del golfo de Fonseca está directamente influenciada por la variación estacional de la descarga de los ríos y la escorrentía de las cuencas (Boyd y Green, 2002; Fernandes *et al.*, 2018; Clark *et al.*, 2022). Por ejemplo, el río Choluteca aporta al golfo de Fonseca una cantidad de nutrientes negativamente superior al cultivo de camarones (Carbonell *et al.*, 1998). En este río también se desarrolla una serie de actividades productivas agropecuarias que generan contaminación por el uso excesivo de agroquímicos (Pineda-Portillo, 2001; CATIE, 2008). Esto es crítico, debido a que Choluteca es uno de los departamentos más afectados por variaciones del clima y las bajas precipitaciones o las condiciones de sequía exacerban los problemas de calidad del agua en los esteros del golfo de Fonseca (Boyd y Green, 2002; del Cid Gómez y Cáceres, 2017; Delgado,

confirm the locations dispositions along the axis of principal component 1 (Figure 8B).

DISCUSSION

The analysis of principal components was applied to the data set in the eight different sampling sites, and they were marked by the cluster technique in order to identify and group the variables with the sampling sites. The analysis reveals that there is variability in estuaries, where PCA assesses the association between water quality variables (Kazi *et al.*, 2009), explained by variables total nitrogen, total phosphorus, alkalinity, and BDO₅ with 35.8 % of the variance, as principal component 1. This can be seen in line graphs (Figure 3) and is related to the anthropogenic activities in the area.

The studied estuarine areas have experienced an increase in production lagoons, as is the case of esteros San Bernardo and Pedregal, development centers of large investments on shrimp production (Figure 2) (Ward, 2000; Boyd and Green, 2002; Promangle, 2002; Green and Ward, 2011). Effluents from aquaculture ponds are enriched with nutrients such as nitrogen, phosphorus, organic matter, and total suspended solids, which increases the amount of nutrients in the water of the target ecosystem (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016), thus indicating that the fluctuations in the physical-chemical variables are influenced by these activities (Caviedes-Sánchez *et al.*, 2016). However, estuaries are subject to strong spatial-temporal changes that interfere with the ability to differentiate the effect of natural stressors from that of anthropogenic impacts.

In that sense, water quality in Gulf of Fonseca estuaries is directly influenced by the seasonal variation of river discharges and basin runoff (Boyd and Green, 2002; Fernandes *et al.*, 2018; Clark *et al.*, 2022). For instance, Choluteca River contributes to the Gulf of Fonseca with an amount of nutrients negatively higher than that of shrimp farming (Carbonell *et al.*, 1998). In this river, a series of productive agricultural activities are carried out which generate pollution due to the excessive use of agrochemicals (Pineda-Portillo, 2001; CATIE, 2008). This is critical because Choluteca is one of the departments most affected by weather variations and low rainfall, or drought conditions that exacerbate the water quality problems in Gulf of Fonseca estuaries (Boyd and Green, 2002; del Cid Gómez and Cáceres, 2017; Delgado, 2019; Vásquez *et al.*, 2021), due to the increase in nutrient concentrations

2019; Vásquez *et al.*, 2021). Ya que las concentraciones de nutrientes en los esteros aumentan durante la estación seca a causa de la evaporación y la evapotranspiración, la reducción de la descarga fluvial y la ausencia de afluencia de los ríos y de la descarga de las camaroneras (Boyd y Green, 2002).

Ahora bien, dentro del componente principal uno, se encontró la DBO₅, esta variable se utiliza para cuantificar la carga de contaminación orgánica (Galal-Gorchev *et al.*, 1993) y en los distintos esteros presenta promedios entre 5,62 y 21,92 mg/l, con valores máximos de hasta 368,5 mg/l, lo que indica que la entrada de efluentes de aguas de origen antropogénico contribuye a la DBO₅ en los esteros analizados (Barakat *et al.*, 2016) y en muchos casos con valores sobre los límites permisibles. Valores similares presentó el estudio de Rodríguez-Grimón *et al.* (2021) con promedios de 14,00-19,00 mg/l en el estero Mohajuevos en Ecuador, enfatizando que una DBO alta es común cuando se deriva de fuentes antropogénicas comerciales, ya que las descargas industriales de estos establecimientos suelen reducir la biodegradabilidad o la capacidad natural de purificación del agua.

Green y Ward (2011) estudiaron la demanda bioquímica final de oxígeno en camaroneras manejadas semi intensivas a lo largo de los esteros La Jagua, Pedregales, San Bernardo, Berbería y El Garcero encontrando que 86 % de las muestras de agua de intercambio tenían una DBO₅ inferior a 20 mg/l y 100 % de las muestras de agua de drenaje tenían una DBO₅ inferior a 20 mg/l. En contraste con Ward (2000), este autor corroboró mediante modelos predictivos que las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en Pedregal se deben en parte a las cargas de DBO procedentes de las granjas de camarones, indicando que este estero en 1995 ya se estaba acercando a su capacidad de carga, a diferencia del estero San Bernardo. Stram *et al.* (2005) mencionan que los efluentes de la camaronicultura contienen altas concentraciones de DBO, resultados que coinciden con Barraza-Guardado *et al.* (2013), por lo que los análisis de este estudio coinciden con esta proposición, en vista de que todos los esteros presentaron valores altos sobre los máximos permisibles en contrastes con el estudio de Green y Ward (2011).

El DBO₅ mostro correlación positiva con el fosforo total ($r = 0,54$), esta variable presento concentraciones promedias entre 0,08 y 0,36 mg/l. Al igual que en el DBO₅ los valores más altos se registraron en los esteros Pedregal, San Bernardo, Garcero y Perejiles, valores que sobrepasan los límites permisibles, lo que indica un efecto de actividades antrópicas y escorrentía de tierras agrícolas, así como los efluentes de las industrias camaroneras (Palma *et al.*, 2009).

in estuaries during the dry season because of evaporation and evapotranspiration, the reduction of fluvial discharge, and the absence of river inflow and shrimp farms discharge (Boyd and Green, 2002).

Now then, BDO₅ was found in principal component 1. This variable is used to quantify the organic pollution load (Galal-Gorchev *et al.*, 1993), and it shows averages between 5.62 and 21.92 mg/l, with maximum values of up to 368.5 mg/l in different estuaries, which indicates that the input of anthropogenic effluent waters contributes to BDO₅ in the analyzed estuaries (Barakat *et al.*, 2016), and in many cases with values above the permitted limits. The study by Rodríguez-Grimón *et al.* (2021) showed similar values with averages of 14.00-19.00 mg/l in Estero Mohajuevos in Ecuador, emphasizing that high BDO is common when it derives from commercial anthropogenic sources, as industrial discharges from these facilities often reduce biodegradability or the natural water purification ability.

Green and Ward (2011) studied the final oxygen biochemical demand in semi-intensively managed shrimp farms along esteros La Jagua, Pedregales, San Bernardo, Berbería, and El Garcero, finding that 86 % of the exchange water samples had BDO₅ lower than 20 mg/l. In contrast to Ward (2000), this author confirmed, via predictive models, that the low dissolved oxygen concentrations in Estero Pedregal are due to BDO loads from shrimp farms, indicating that this estero was already getting close to its load capacity in 1995, unlike estero San Bernardo. Stram *et al.* (2005) mentions that shrimp farming effluents contain high concentrations of BDO, results that agree with Barraza-Guardado *et al.* (2013), so the analyses in this study agree with this proposition, in view of the fact that all estuaries showed high values above the maximum permitted limit in contrast with the study by Green and Ward (2011).

BDO₅ showed positive correlation with total phosphorus ($r = 0.54$). This variable showed average concentrations between 0.36 and 0.08 mg/l. Like in BDO₅, the highest values were recorded in Pedregal, San Bernardo, Garcero, and Perejiles, surpassing the permitted limits, which indicates an effect of anthropic activities and agricultural land runoff, as well as effluents from shrimp industries (Palma *et al.*, 2009), agreeing with Mateus *et al.* (2019), who studied the water quality in Santa Cruz Island, Ecuador. These authors suggest that increases in anthropogenic activities strongly influenced the changes in the concentration of environmental variables such as total phosphorus in coastal areas.

Coincidiendo con Mateus *et al.* (2019), quienes estudiaron la calidad de agua de isla Santa Cruz, Ecuador, sugiriendo que los aumentos en las actividades antropogénicas influyeron fuertemente en los cambios en la concentración de variables ambientales como el fósforo total en las áreas costeras.

Las concentraciones de nitrógeno total y de fósforo total son mayores en los esteros que en las bahías del golfo de Fonseca y la cantidad de desechos en las diferentes fases de un sistema acuático natural se refleja en el nivel de dureza, alcalinidad, CO₂ libre y otros variables ambientales (Boyd y Green, 2002; Oketola *et al.*, 2013). En condiciones de exceso de nutrientes como nitrógeno y fósforo, pueden formar poblaciones masivas o florecimientos en ambientes acuáticos, con el potencial de producir toxinas (Metcalf *et al.*, 2021). Las concentraciones de nitrógeno total variaron de 0,36 a 1,94 mg/l en todos los esteros, mostrando una tendencia de concentraciones crecientes y valores atípicos en los estuarios a excepción del estero Barrancones, donde sus valores no superaron niveles mayores de 1 mg/l durante los 16 años. A su vez, todos los esteros se encontraron con valores máximos dentro de los rangos permisibles excepto Perejiles con 18,58 mg/l. Esta variable tuvo una correlación positiva con la alcalinidad ($r = 0,67$), que obtuvo promedios entre 145,08 y 171,87 mg/l. Aunque la alcalinidad y nitrógeno total no presentaron rangos fuera de los límites permisibles, es necesario realizar más investigación para poder explicar los procesos que causan el exceso de nutrientes y la eutrofización de los esteros en el golfo de Fonseca.

El componente principal dos estuvo explicado por el pH y salinidad con 20,1 % de la varianza. En aguas naturales el pH es uno de los parámetros químicos y biológicamente más importantes que puede afectar la toxicidad de algunos compuestos por sus fluctuaciones en el agua (Boyd *et al.*, 2016). Los promedios de pH medidos variaron entre 7,29 y 7,66, encontrándose una correlación positiva con bajo valor predictivo con la salinidad ($r = 0,22$). Generalmente el pH indico concentraciones cercanas a la neutralidad, dentro de los rangos recomendados, excepto por unos pocos niveles fuera de los límites permitidos registrados en los esteros San Bernardo (10,11), El Garcero (5,31), La Jagua (4), Berbería (5,98) y Pedregal (5,11) considerados muy alcalino y ácido (Rovira *et al.*, 2015). Según Pérez-Castillo y Rodríguez (2008), estos valores fuera de los rangos permisibles producen limitaciones al desarrollo y la fisiología de los organismos acuáticos y que sólo en el intervalo de 6,5 a 8,5, el agua es apropiada para la subsistencia de muchos sistemas biológicos. Por ello, es necesario, monitorear los cambios de esta variable, ya que

Concentrations of total nitrogen and total phosphorus are higher in estuaries of Gulf of Fonseca bays, and the amount of waste in the different stages of a natural aquatic system is reflected in the level of hardness, alkalinity, free CO₂, and other environmental variables (Boyd and Green, 2002; Oketola *et al.*, 2013). In conditions of excess nutrients such as nitrogen and phosphorus, they can form massive populations or blooming in aquatic environments, with the potential of producing toxins (Metcalf *et al.*, 2021). Total nitrogen concentrations varied from 0.36 to 1.94 mg/l in all estuaries, showing a trend of increasing concentrations and atypical values in the estuaries except for Estero Barrancones, where the values did not surpass levels greater than 1 mg/l during the 16 years analyzed. In turn, all estuaries showed maximum values within the permitted ranges, except for Estero Perejiles, with 18.58 mg/l. This variable had a positive correlation with alkalinity ($r = 0.67$), which obtained averages between 145.08 and 171.87 mg/l. Although alkalinity and total nitrogen did not show ranges outside the permitted limits, it is necessary to conduct more research to be able to explain the processes causing the excess nutrients and estuaries eutrophication in the Gulf of Fonseca.

Principal component 2 was explained by pH and salinity with 20.1 % of the variance. In natural waters, pH is one of the most important chemical and biological parameters that can affect the toxicity of some compounds due to its fluctuations in water (Boyd *et al.*, 2016). The measured averages of pH varied between 7.29 and 7.66, finding a positive correlation with salinity, with a low predictive value ($r = 0.22$). Generally, pH indicated concentrations close to neutrality within the recommended ranges, except for few levels outside the permitted limits registered in esteros San Bernardo (10.11), El Garcero (5.31), La Jagua (4), Berbería (5.98), and Pedregal (5.11), which are considered as very alkaline and acid (Rovira *et al.*, 2015). According to Pérez-Castillo and Rodríguez (2008), values outside the permitted ranges cause limitations to the development and physiology of aquatic organisms, and only in the interval between 6.5 to 8.5 is water appropriate for the survival of many biological systems. Thus, it is necessary to monitor changes in this variable, as they can affect the rate of energetic metabolism of species, and exposure to a low pH can generate changes in the extra- and intra-cellular acid-base equilibrium of aquatic fauna (Miller *et al.*, 2016; Weisberg *et al.*, 2016).

On the other hand, salinity variations defined the estuarine gradient because most of the salinity averages

pueden afectar la tasa de metabolismo energético de las especies y la exposición a un pH bajo puede crear cambios en el equilibrio ácido-base extra e intracelular en la fauna acuática (Miller *et al.*, 2016; Weisberg *et al.*, 2016).

Por otro lado, las variaciones de salinidad definieron el gradiente estuarino debido a que la mayoría de los promedios de salinidad fluctuaron entre 19,34 y 30,02. Resultados similares presento Rojo *et al.* (2021) para el Estero Padre Ramos, Nicaragua con fluctuaciones de salinidad entre 20 y 36. Barraza-Guardado *et al.* (2013), encontraron que los efluentes de las granjas camaroneras proporcionan una salinidad significativamente alta, resultados similares presentó Cardoso-Mohedano *et al.* (2018). Sin embargo, la salinidad en los esteros es resultado del balance dinámico que varía con relación a procesos y fenómenos atmosféricos que controlan la circulación de las masas de agua (Picado-Barboza, 2015) y a escalas anuales estacionales el agua dulce que llega por los ríos es el principal control de la distribución de la salinidad y la circulación en los esteros (Sarma *et al.*, 2009).

Los esteros Purgatorio, El Garcero, Pedregal y San Bernardo presentaron bajos promedios de salinidad y variaciones bajas a lo largo del tiempo. Ward (2000) menciona que el estero San Bernardo es un sistema más profundo que el Pedregal en su tramo inferior y que por esta razón en 1995, San Bernardo recibió un mayor volumen de flujo de agua dulce, lo cual, explico las bajas concentraciones de salinidades y el corto alcance de la intrusión de salinidad. Aunque, no existe un límite para los niveles de salinidad en esteros, se encontraron niveles de hasta 0,1 en algunas zonas de muestreo, esto se explica por qué en temporadas de lluvia, la salinidad en los esteros puede reducirse a cero debido a la afluencia masiva de agua dulce y se considera como un importante indicador de los procesos hidrodinámicos (Ward, 2000; Boyd y Green, 2002; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2018; Rojo *et al.*, 2021; Clark *et al.*, 2022). En contraste con las concentraciones de nitrógeno y fósforo totales, estas disminuyen sólo en 10-30 % debido a la carga de nutrientes en la afluencia (Boyd y Green, 2002).

El componente principal tres estuvo explicadas por los sólidos sedimentables con una varianza de 16,7 %. Estos son causados por fuentes naturales, desechos de aguas residuales, agua de lluvia superficial, aguas residuales industriales y representan la cantidad de material que sedimenta en un periodo de tiempo (Pérez *et al.*, 2017; OMS, 2019). Los promedios de solidos sedimentables en este estudio variaron entre 0,06 y 0,87 ml/l; no obstante, todos los esteros excepto Barrancones sobrepasaron el límite permisible. En los esteros La Jagua, Pedregal, San Bernardo, El Garcero, Perejiles y Berbería los

fluctuaron entre 19.34 and 30.02. Similar results were presented by Rojo *et al.* (2021) for estero Padre Ramos, Nicaragua, with salinity fluctuations between 20 and 36. Barraza-Guardado *et al.* (2013) found that effluents of shrimp farms provide a significantly high salinity, and Cardoso-Mohedano *et al.* (2018) presented similar results. However, salinity in estuaries is the result of the dynamic balance that varies in relation to atmospheric processes and phenomena that control the circulation of water masses (Picado-Barboza, 2015), and, at seasonal annual scales, freshwater from the rivers is the main control of salinity distribution and circulation in estuaries (Sarma *et al.*, 2009).

Esteros Purgatorio, El Garcero, Pedregal, and San Bernardo showed low averages of salinity and low variations over time. Ward (2000), mentions that Estero San Bernardo is a deeper system than El Pedregal in its inferior section; for this reason, San Bernardo received a greater level of freshwater flow in 1995, which explains the low salinity concentrations and the short range of salinity intrusion. Although there is no limit for the salinity levels in estuaries, values of up to 0.1 ppt were found in some sampling areas. This explains why salinity can decrease to zero in rainy seasons, given the massive inflow of freshwater, and why it is considered an important indicator of hydrodynamic processes (Ward, 2000; Boyd and Green, 2002; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2018; Rojo *et al.*, 2021; Clark *et al.*, 2022). The concentrations of total nitrogen and phosphorus only decrease by 10-30 % due to the nutrient load in inflow (Boyd and Green, 2002).

Principal component 3 was explained by settleable solids with a variance of 16.7 %. They are caused by natural sources, sewage waste, surface rainwater, and industrial wastewater, and they represent the amount of material that sediments within a period of time (Pérez *et al.*, 2017; OMS, 2019). The averages of settleable solids varied between 0.06 and 0.87 ml/l, although all estuaries except Barrancones surpassed the permitted limit. In Esteros La Jagua, Pedregal, San Bernardo, El Garcero, Perejiles, and Berbería, values reached their maximum point in 2000, considerably decreasing in 2015.

Now then, the decrease in settleable solids over time is related to be located close to the sea mouth and water exchanges, which is related to the study by Nasiha *et al.* (2019), who emphasize that the sedimentation velocity of the particles varies broadly according to the origin and nature of the sediments, together with the flow conditions in natural waters.

valores se encuentran en su punto máximo en 2000 hasta disminuir considerablemente en 2015.

Ahora bien, la disminución de sólidos sedimentables a lo largo del tiempo, está relacionado por la ubicación cerca de la boca del mar y los recambios de agua, lo cual tiene relación con el estudio de Nasiha *et al.* (2019) donde enfatiza que la velocidad de sedimentación de las partículas varía ampliamente según el origen y la naturaleza de los sedimentos junto con las condiciones de flujo en las aguas naturales.

Por otro lado, el análisis de conglomerados definió dos grupos de esteros en dos clases de calidad de agua: un grupo con mayor concentración de nutrientes y otro grupo con menor concentración de nutrientes. Es evidente que la técnica de conglomerados es útil para ofrecer una clasificación confiable de las aguas superficiales en los esteros y permite servir adecuadamente para la evaluación de manera óptima (Kazi *et al.*, 2009). Dicho análisis forma el grupo I esteros Barrancones y Purgatorio, los cuales, se caracterizan por una baja concentración de nitrógeno total, fósforo total, alcalinidad y DBO₅, que en su mayor parte no sobrepasan los límites permisibles. Estos esteros tuvieron concentraciones de pH y salinidad en niveles óptimos a lo largo del tiempo considerándose el grupo con menor concentración de nutrientes (Figura 3; Figura 9B).

El grupo II, se subdividió en dos subgrupos, el subgrupo IIA compuesto por el estero La Jagua se caracterizó por tener puntos altos de hasta 10 ml/l de sólidos sedimentables con una media de 0,87 ml/ y el subgrupo IIB compuesto por los esteros El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles y Berbería. Estos esteros se caracterizan por tener altas concentraciones de nitrógeno total, fósforo total, alcalinidad y DBO₅, por lo que estos esteros se consideran dentro del grupo con mayor concentración de nutrientes. Dado por la cantidad de nutrientes que reciben a través de los afluentes y diferentes efluentes de fuentes difusas como se muestra en la Figura 2 (Gladstone, 2002; Promangle, 2002).

En general, los impactos humanos han empujado a los ecosistemas estuarinos lejos de su base histórica de ecosistemas ricos, diversos y productivos, lo cual, la estructura y funcionamiento de estos ha cambiado a través del tiempo (Lotze *et al.*, 2006). La protección del golfo de Fonseca y la mejora de la calidad de agua, deben considerarse en conjunto, ya que, la severidad y sincronía de las tendencias de degradación, los efectos acumulativos de múltiples intervenciones humanas, las causas y consecuencias comunes del cambio brindan puntos de referencia y objetivos cuantitativos que deben incluirse en las estrategias de gestión y restauración basadas en ecosistemas.

On the other hand, the cluster analysis defined two groups of estuaries in two classes of water quality: a group with a higher concentration of nutrients and another group with a lower concentration of nutrients. It is evident that the cluster technique is useful to offer a reliable classification of surface waters in estuaries and allows for an adequate and optimal assessment (Kazi *et al.*, 2009). Such analysis forms the group I: Esteros Barrancones and Purgatorio, which are characterized by low concentration of total nitrogen, total phosphorus, alkalinity, and BDO₅, which mostly do not surpass the permitted limits. These estuaries had pH and salinity concentrations at optimal levels over time, being the group with the lowest concentration of nutrients (Figure 3; Figure 9B).

Group II was subdivided into two subgroups: subgroup IIA, composed of estero La Jagua, was characterized by high points of up to 10 ml/l of settleable solids with a mean of 0.87 ml/l; and subgroup IIB, composed of esteros El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles, and Berbería. These estuaries are characterized by high concentrations of total nitrogen, total phosphorus, alkalinity, and BDO₅, so these estuaries are considered within the group with the highest concentration of nutrients because of the amount of nutrients they receive through inflows and different effluents from diffuse sources, as shown in Figure 2 (Gladstone, 2002; PROMANGLE, 2002).

In general, human impacts have pushed marine ecosystems far away from their historical ground of rich, diverse, and productive ecosystems, which has changed their structure and functioning over time (Lotze *et al.*, 2006). The protection of the Gulf of Fonseca and the improvement of water quality must be considered together because the severity and synchrony of degradation trends, the cumulative effects of multiple human interventions, and the common causes and consequences of change provide reference points and quantitative objectives that must be included in the ecosystems-based management and restoration strategies.

CONCLUSIONES

Purgatorio y Barrancones son los esteros con menor concentración de nutrientes, tomando en cuenta los límites permisibles, por un menor número de actividades urbanas, acuícolas y agrícolas. Además, la descarga de afluentes como el río Choluteca, es menor, en vista de que este río no desemboca directamente en estos esteros, en contraste con los esteros San Bernardo, El Garcero, Perejiles, Pedregales y Berbería que tuvieron mayor concentración de nutrientes.

Por ello, se recomienda, realizar mejores prácticas acuícolas a través de la reducción de los vertidos de los estanques, reduciendo el nivel de intercambio de agua empleado, mejorar la calidad de agua de los estanques de camarones, mediante una reducción adicional de DBO del efluente a través de la sedimentación de esta por un tiempo determinado (6-12 h) antes del vertido final en los afluentes y minimizar la posibilidad de impactos ambientales adversos. Ante esto, es recomendable el establecimiento de programas de monitoreo de la calidad del agua a largo plazo, ya que, es crucial para la preservación y conservación de los recursos hídricos, la flora y fauna de este archipiélago, por lo que, un monitoreo más específico es necesario para comprender el deterioro potencial del agua el golfo de Fonseca.

Es necesario tomar medidas preventivas que propicien el desarrollo de la vida acuática, ya que estos sistemas son susceptibles a la contaminación por nutrientes y pueden desarrollar eutrofización. Se debe prevenir la acumulación de múltiples factores que degraden la calidad del agua en los ambientes costeros mediante prácticas correctas de vigilancia, monitoreo y evaluación de esta, para proporcionar un registro de las condiciones ambientales y proveer información que evalúe la condición del ecosistema. Es prioritario mantener un control sistemático donde se tomen las medidas necesarias para su preservación, a través de la orientación de una regulación efectiva y control sistemático de los afluentes, efluentes acuícolas, agrícolas y de otras actividades antropogénicas para lograr el mejoramiento de un servicio costero efectivo en la que se apoye los esfuerzos de gestión en el futuro.

AGRADECIMIENTOS

A la Asociación Nacional de Acuicultores de Honduras (ANDAH) a través de su colaboración con la Secretaría de Agricultura y Ganadería (SENASA), quienes colaboran en una serie de iniciativas en beneficio de la

CONCLUSIONS

Purgatorio and Barrancones are the estuaries with the lowest concentration of nutrients, taking into account the permitted limits, because of a lower number of urban, aquatic, and agricultural activities. Furthermore, inflow discharges such as River Choluteca are lower because this river does not run into these estuaries, in contrast to esteros San Bernardo, El Garcero, Perejiles, Pedregales, and Berbería, which had the highest concentration of nutrients.

Therefore, it is recommended to perform better aquaculture activities by reducing discharges from ponds, reducing the exchange level of used water, improving the water quality in the shrimp ponds, and additionally reducing the BDO of the inflow through its sedimentation for a determined time (6-12 hours) before the final discharge into the inflows and minimizing the possibility of adverse environmental impacts. In light of the above, it is recommended to establish long-term water quality monitoring programs because it is crucial for the preservation and conservation of hydric resources, flora, and fauna in this archipelago, so a more specific monitoring is necessary to understand the potential deterioration of water in the Gulf of Fonseca.

It is necessary to take preventive actions that foster the development of aquatic life because these systems are susceptible to nutrient pollution and can develop eutrophication. The accumulation of multiple factors that deteriorate water quality in coastal environments must be prevented through correct practices of surveillance, monitoring, and evaluation, in order to provide a record of the environmental conditions, as well as information that assesses the ecosystem's condition. It is priority to keep a systematic control where necessary actions are taken for preservation by orienting an effective regulation and systematic control of inflows, aquatic, and agricultural effluents as well as other anthropogenic activities, in order to achieve the improvement of an effective coastal service that supports future management efforts.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the National Farmers' Association of Honduras (ANDAH) through its cooperation with the Agriculture and Livestock Secretariat (SENASA), who cooperate in a series of initiatives for the benefit of the shrimp industry and the care of estuarine



industria camaronesa y el cuidado de los ecosistemas estuarinos mediante el monitoreo de calidad de agua en los esteros del golfo de Fonseca. A dos revisores anónimos de Colombia y Venezuela por sus excelentes recomendaciones para mejorar el manuscrito. Al Ing. Osiris Carranza del Centro Universitario Regional del Litoral Pacífico por sus aportes profesionales.

environments by monitoring water quality in the estuaries of the Gulf of Fonseca; as well as two Colombian and Venezuelan anonymous reviewers for their excellent recommendations to improve the manuscript and Eng. Osiris Carranza from Centro Universitario Regional del Litoral Pacífico for their professional contributions.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alexakis, D. 2011. Assessment of water quality in the Messolonghi–Etoliko and Neochorio region (West Greece) using hydrochemical and statistical analysis methods. *Environ. Monit. Assess.*, 182: 397–413.
- ANDAH, Asociación Nacional de Acuicultores de Honduras. 2020. Camarón de Honduras. Industria camaronesa. <https://andah.hn/camaron-de-honduras/>
- Araujo, A. V., C.O. Dias and S.L.C. Bonecker. 2017. Effects of environmental and water quality parameters on the functioning of copepod assemblages in tropical estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 194: 150–161.
- Barakat, A., M. El Baghdadi, J. Rais, B. Aghezzaf and M. Slassi. 2016. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. *Int. Soil Water Conserv. Res.*, 4: 284–292.
- Barletta, M., A.R.A. Lima and M.F. Costa. 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Sci. Total. Environ.*, 651: 1199–1218.
- Barraza-Guardado, R.H., J. Arreola-Lizárraga, M. López-Torres, R. Casillas-Hernández, A. Miranda-Baeza, F. Magallón-Barrajas and C. Ibarra-Gámez. 2013. Effluents of shrimp farms and its influence on the coastal ecosystems of Bahía de Kino, Mexico. *Sci. World J.*, 2013.
- Bartlett, M. S. 1951. The effect of standardization on a χ^2 approximation in factor analysis. *Biometrika.*, 38: 337–344.
- Benessaiah, K. and R. Sengupta. 2014. How is shrimp aquaculture transforming coastal livelihoods and lagoons in Estero Real, Nicaragua? The need to integrate social-ecological research and ecosystem-based approaches. *Environ. Manage.*, 54: 162–179.
- Blair, M., P. Ortiz, M. Argueta y L. Romero. 2019. Calidad del agua en Honduras: 394-416. En Roldan. G. et al. (Ed.) *Calidad de agua en las Américas, riesgos y oportunidades*. UNESCO, París.
- Boyd, C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 226: 101–112.
- Boyd, C. and D. Gautier. 2000. Effluent composition and water quality standards—Responsible Seafood Advocate. *Glob. Aquac. Advocate*, 3: 61–66.
- Boyd, C. and B. Green. 2002. Coastal water quality monitoring in shrimp farming areas: An example from Honduras. World Bank, NACA, WWF and FAO Consort. *Progr. Shrimp Farming Environ.* 29 p.
- Boyd, C.E., C.S. Tucker and B. Somridhivej. 2016. Alkalinity and hardness: Critical but elusive concepts in aquaculture. *J. World Aquac. Soc.*, 47: 6–41.
- Breitburg, D.L., D.W. Hondorp, L.A. Davis and R.J. Díaz. 2008. Hypoxia, nitrogen, and fisheries: Integrating effects across local and global landscapes. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, 1: 329–349.
- Brockmeyer, B. and A. Spitzky. 2011. Effects of sugar cane monocultures on origin and characteristics of dissolved organic matter in the Manguaba lagoon in northeast Brazil. *Org. Geochem.*, 42: 74–83.
- Bugica, K., B. Sterba-Boatwright and M.S. Wetz. 2020. Water quality trends in Texas estuaries. *Mar. Pollut. Bull.*, 152: 110903.
- Bull, E. G., C.L.N. de da Cunha and A.C. Scudelari. 2021. Water quality impact from shrimp farming effluents in a tropical estuary. *Water Sci. Technol.*, 83: 123–136.
- Carbonell, G., C. Ramos and J.V. Tarazona. 1998. Metals in shrimp culture areas from the Gulf of Fonseca, Central America. I. Sediments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 60: 252–259.
- Cardoso-Mohedano, J. G., F. Páez-Osuna, F. Amezcua-Martínez, A.C. Ruiz-Fernández, G. Ramírez-Reséndiz and J.A. Sánchez-Cabeza. 2016. Combined environmental stress from shrimp farm and dredging releases in a subtropical coastal lagoon (SE Gulf of California). *Mar. Pollut. Bull.*, 104: 83–91.
- Cardoso-Mohedano, J. G., J. Lima-Rego, J-A. Sánchez-Cabeza, A-C. Ruiz-Fernández, J. Canales-Delgadillo, E.I. Sánchez-Flores and F. Páez-Osuna. 2018. Sub-tropical coastal lagoon salinization associated to shrimp ponds effluents. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 203: 72–79.
- Carrasco, G., J.-S. Molina, M.-C. Patiño-Alonzo, M. Castillo, M.-P. Vicente-Galindo and M.-P. Galindo-Villardón. 2019. Water quality evaluation through a multivariate statistical HJ-Biplot approach. *J. Hydrol.*, 577: 123993.
- Carrera, D., P. Guevara, L. Tamayo y D. Guallichico. 2015. Análisis multivariado de las aguas de la subcuenca del río Ambi en época de estiaje y su relación con la calidad desde el punto de vista agrícola. *Congr. Cienc. Tecnol. Espe*, 10: 123–129.

- CATIE. 2008. Formulación del plan de manejo y acciones estratégicas para el manejo integral y desarrollo territorial de la microcuenca del río Soledad, microcuenca del río Texiguat y cuenca Baja del Río Choluteca, PREVDA-HON/SERV/005-07. Centro Agron. Trop. Invest. Enseñ.
- Caviedes-Sánchez, V., L. Rivera-Peñalva, A. Rodríguez y J. Navas-Parejo. 2016. Estado del manejo integrado de los espacios y recursos marinos y costeros de Honduras. <https://diciht.unah.edu.hn/investigacion-cientifica/becas-i-d-i/proyectos-especiales-de-investigacion-cientifica/manejo-integrado-espacios-recursos-marinos-y-costeros/>
- CHM. 2017. Propuesta de diseño e implementación del corredor biológico del golfo de Fonseca, Nicaragua. <https://docplayer.es/75859382-Propuesta-de-diseño-e-implementación-del-corredor-biológico-del-golfo-de-fonseca-nicaragua.html>
- Clark, K. E., V. Bravo, S. Guiddings, K. Davis, G. Pawlak, M. Torres, A. Adelson, C. Cesar-Ávila, X. Boza and R. Collin. 2022. Land use and land cover shape river water quality at a continental Caribbean land-ocean interface front. *Water*, 4.
- Clarke, K. R., R.N. Gorley, P.J. Somerfield and R.M. Warwick. 2014. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. (PRIMER-E: Plymouth). 262 p.
- CONAMA. 2004. Guía CONAMA para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales y marinas. https://www.u-cursos.cl/forestal/2009/0/PR010-1/1/material_docente/bajar?id=480218&bajar=1
- Cooke, S.J., C. Paukert and Z. Hogan. 2012. Endangered river fish: factors hindering conservation and restoration. *Endanger. Species Res.*, 17: 179–191.
- Costa, C.R., M.F. Costa, D.V. Dantas and M. Barletta. 2018. Interannual and seasonal variations in estuarine water quality. *Front. Mar. Sci.*, 5: 301.
- Cybulski, J.D., S. Husa, N. Duprey, B. Mamo, T. Tsang, M. Yasuhara, J. Xie, J-W. Qiu, Y. Yokoyama and D. Baker. 2020. Coral reef diversity losses in China's greater bay area were driven by regional stressors. *Sci. Adv.*, 6.
- Darwall, W.R. T. and J. Freyhof. 2015. Lost fishes, who is counting? The extent of the threat to freshwater fish biodiversity: 1.36. In Closs, G., M. Krkosek and J. Olden (Eds.) *Conservation of freshwater fishes*. Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139627085.002>
- del Cid Gómez, J.A. y J.D. Cáceres. 2017. Variación de la línea de costa en la aldea de Cedeño, y cartografía de amenaza ante marejadas y ascenso del nivel del mar. *Portal Cienc.*, 87–102. <https://doi.org/10.5377/PC.V13I0.5969>
- Delgado, A.C.P. 2019. Índice de vulnerabilidad ante efectos del cambio climático: Choluteca, Honduras. *Población y Des. Argon. Camin.*, 15: 52–61.
- Dewalt, B.R., P. Vergne and M. Hardin. 1996. Shrimp aquaculture development and the environment: People, mangroves and fisheries on the Gulf of Fonseca, Honduras. *World Dev.*, 24: 1193–1208.
- Duque, G., D.E. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2022. Influence of water quality on the macroinvertebrate community in a tropical estuary (Buenaventura Bay). *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 18: 796–812.
- Fernandes, L.L., V.P. Rao, P.M. Kessarkar and S. Suresh. 2018. Estuarine turbidity maximum in six tropical minor rivers, central west coast of India. *Hydrol. Res.*, 49: 1234–1254.
- Galal-Gorchev, H., G. Ozolins and X. Bonnefoy. 1993. Revision of the WHO guidelines for drinking water quality. *Ann. Inst. Super. Sanit.*, 29: 335–345.
- Giridharan, L., T. Venugopal and M. Jayaprakash. 2009. Assessment of water quality using chemometric tools: A case study of river cooum, South India. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 56: 654–669.
- Gladstone, S. 2002. Contaminación por plaguicidas en las cuencas hidrográficas que desembocan en el golfo de Fonseca y oportunidades para su prevención y mitigación. Informe Final, golfo de Fonseca, Honduras. <http://www.chmhonduras.org/phocadownloadpap/CODDEFFAGOLF/Estudios/Estudio de contaminación por Plaguicidas en las Cuencas del golfo de Fonseca.pdf>
- Gonzales-Bermúdez, G.A., V.E. Jara-Calderón y J.A. Garro-Fallas. 2016. El golfo de Fonseca, más que un conflicto político. La perspectiva desde los actores locales y pobladores costeros. *Pensam. Actual.*, 16: 147–161.
- Green, B. and G.H. Ward. 2011. Ultimate biochemical oxygen demand in semi-intensively managed shrimp pond waters. *Aquaculture*, 319: 253–261.
- Hernández-Cornejo, R. and A. Ruiz-Luna. 2000. Development of shrimp farming in the coastal zone of southern Sinaloa (Mexico): operating characteristics, environmental issues, and perspectives. *Ocean Coast. Manag.*, 43: 597–607.
- Hortle, K. 2009. Fishes of the Mekong-how many species are there? *Taxonomy.*, 15: 4–12.
- IANA. 2019. Calidad de agua en las Américas, riesgos y oportunidades. Inf. final. Red Interam. Acad. Cienc. <http://grupomontevideo.org/ndca/caaguas/wp-content/uploads/2019/03/wb09.pdf>
- Jones, A.B., M.J. O'Donohue, J. Udy and W.C. Dennison. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: Biological indicators with standard water quality analyses. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 52: 91–109.
- Kaiser, H. F. 1970. A second-generation little jiffy. *Psychom.*, 35: 401–415.
- Karydis, M. and D. Kitsiou. 2013. Marine water quality monitoring: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 77: 23–36.
- Kazi, T.G., M.B. Arain, M.K. Jamali, N. Jalbani, H.I. Afridi, R.A. Sarfraz, J.A. Baig and A-Q. Shah. 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72: 301–309.



- Kitsiou, D. and M. Karydis. 2011. Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environ. Int.*, 37: 778–801.
- Lotze, H. K., H. Lenihan, B. Bourque, R. Bradbury, R. Cooke, M. Kay, S. Kidwell, M. Kirby, Ch. Peterson and J. Jackson. 2006. Depletion degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 80-312: 1806–1809.
- Mateus, C., C.A. Guerrero, G. Quezada, D. Lara and V. Ochoa-Herrera. 2019. An integrated approach for evaluating water quality between 2007–2015 in Santa Cruz Island in the Galapagos Archipelago. *Water*, 11: 1–28.
- Metcalf, J.S., S.A. Banack, R.A. Wessel, M. Lester, J.G. Pim, J.R. Cassani and P.A. Cox. 2021. Toxin analysis of freshwater cyanobacterial and marine harmful algal blooms on the west coast of Florida and implications for estuarine environments. *Neurotox. Res.*, 39: 27–35.
- Miller, J.J., M. Maher, E. Bohaboy, C.S. Friedman and P. McElhany. 2016. Exposure to low pH reduces survival and delays development in early life stages of Dungeness crab (*Cancer magister*). *Mar. Biol.*, 163: 1–11.
- Ministerio de Ambiente de Ecuador. 2015. Acuerdo 097-A, Anexo 1 del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente: Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes al Recurso Agua. MAE. https://www.gob.ec/sites/default/files/regulations/2018-09/Documento_Registro-Oficial-No-387-04-noviembre-2015_0.pdf
- Mitra, S., S. Ghosh, K. Satpathy, B. Bhattacharya, S. Sarkar, P. Mishra and P. Raja. 2018. Water quality assessment of the ecologically stressed Hooghly River Estuary, India: A multivariate approach. *Mar. Pollut. Bull.*, 126: 592–599.
- Montoya-Suárez, O. 2007. Aplicación del análisis factorial a la investigación de mercados. *Sci. Tech.*, 13: 281–286.
- Mudge, S.M., J.D. Icely and A. Newton. 2007. Oxygen depletion in relation to water residence times. *J. Environ. Monit.*, 9: 1194–1198.
- Nasiha, H.J., P. Shanmugam and R. Sundaravadivelu. 2019. Estimation of sediment settling velocity in estuarine and coastal waters using optical remote sensing data. *Adv. Sp. Res.*, 63: 3473–3488.
- Nichols, F.H., J.E. Cloern, S.N. Luoma and D.H. Peterson. 1986. The modification of an estuary. *Science*, 231: 567–573.
- Oketola, A.A., S.M. Adekolurejo and O. Osibanjo. 2013. Water quality assessment of River Ogun using multivariate statistical techniques. *J. Environ. Prot.*, 4: 466–479.
- OMS. 2019. Agua potable. Organización Mundial de la Salud. <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Orozco, C., A. Pérez, M. González, F. Rodríguez y J. Alfayate. 2005. Contaminación ambiental. Una visión desde la química. Thomson. 680 p.
- Osorto, M. H., E. Ulloa, F. Álvarez, E. Rodríguez, F. Giménez y V. Merlo. 2017. Comparación de dos comunidades biológicas marinos costeros en Cedeño, Choluteca. *Portal Cienc.*, 51–70. <https://doi.org/10.5377/PC.V12I0.5517>
- Páez-Osuna, F., A. Gracia, F. Flores-Verdugo, L.P. Lyle-Fritch, R. Alonso Rodríguez, A. Roque and A.C. Ruiz-Fernández. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Pollut. Bull.*, 46: 806–815.
- Palma, P., P. Alvarenga, V. Palma, R.M. Fernández, M.V.M Soares and I. Barbosa. 2009. Assessment of anthropogenic sources of water pollution using multivariate statistical techniques: a case study of the Alqueva's reservoir, Portugal. *Environ. Monit. Assess.*, 165: 539–552.
- Palmer, T.A. and P.A. Montagna. 2015. Impacts of droughts and low flows on estuarine water quality and benthic fauna. *Hydrobiology*, 753: 111–129.
- Pérez, R., F. Riveiro, M. Jiménez–Noda, L. Manganiello, C. Vega, R. Covad y J. Moreno. 2017. Evaluación de la calidad del agua en un humedal de agua salada del Caribe. *Rev. Ing. UC.*, 24: 417–427.
- Pérez-Castillo, A.G. y A. Rodríguez. 2008. Índice físicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Rev. Biol. Trop.*, 56: 1905–1918.
- Picado-Barboza, J. 2015. Distribución espacial y temporal de la salinidad en la columna de agua del sector estuarino del Humedal Nacional Térraba Sierpe, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 63: 75–96.
- Pineda-Portillo, N. 2001. Análisis cartográfico de la cuenca del río Choluteca. *Rev. Cartogr.*, 72: 7–24.
- Promangle. 2002. Zonificación de los bosques de mangle del golfo de Fonseca, Honduras, C.A. Informe Final, Manejo y conservación de los manglares del golfo de Fonseca. [https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2271/Technical/pd44-95-2 rev 3 \(F\) s_Zonificacion de los bosques de mangle del golfo de Fonseca_S.pdf](https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2271/Technical/pd44-95-2 rev 3 (F) s_Zonificacion de los bosques de mangle del golfo de Fonseca_S.pdf)
- Rice, E., R. Baird, A. Eaton and L. Clesceri. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. 724 p.
- Rivera-Castro, A.C., J. Letelier-Pino, B. Acevedo-Pizarro, T. Tobar-Correa, C. Torres-Lepe, A. Cataldo-Figueroa, A. Rudolph-Geisse y M. Rivera-Castro. 2020. Calidad de agua del estero El Sauce, Chile Central. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 36: 261–273.
- Rodríguez-Grimón, R.O., J. Valenzuela-Cobos, J. Erazo-Delgado, I. Terán-Narváez, M.F. Garces-Moncayo, A. Grijalva-Endara and J.M. Tierra-Arévalo. 2021. First study of water quality in the San Camilo and Mojahuevo estuaries located in Guayas for being used in aquaculture. *Acta Period. Technol.*, 55–62. <https://doi.org/10.2298/APT2152055R>
- Rojo, C., D. Lumbi, A. Aguilar, K. Palacios, K. Osorio and P. Ruiz. 2021. The river influence controls water quality and spatio-temporal microalgal distribution in Pacific estuaries (Padre Ramos and Salinas Grandes) of Nicaragua. *Water*, 13: 1712.

- Rovira, D., R. Castillo y V. Espinosa. 2015. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos como indicadores de la calidad de las aguas de la subcuenca baja del Río David, Provincia de Chiriquí, Panamá. David, Panamá. [http://www.oteima.ac.pa/nueva/investigaciones/Parámetros Físico-químico listo.pdf](http://www.oteima.ac.pa/nueva/investigaciones/Parámetros_Físico-químico_listo.pdf)
- Samboni-Ruiz, N.E., Y. Carvajal-Escobar y J.C. Escobar. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Rev. Ing. Invest.*, 27: 172–181.
- Sarma, V.V.S.S., S.N.M. Gupta, P.V.R. Babu, T. Acharya, N. Harikrishnachari, K. Vishnuvardhan, N.S. Rao, N.P.C. Reddy, V.V. Sarma, Y. Sadhuram, T.V.R. Murty and M.D. Kumar. 2009. Influence of river discharge on plankton metabolic rates in the tropical monsoon driven Godavari estuary, India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 85: 515–524.
- Sasa, M., X. Armengol, F. Bonilla, F. Mesquita-Joanes, R. Piculo, C. Rojo, R. Rueda and J. Monroe. 2015. Seasonal wetlands in the Pacific coast of Costa Rica and Nicaragua: environmental characterisation and conservation state. *Limnetica*, 29: 1–16.
- Shin, J. Y., F. Artigas, C. Hobble and Y.S. Lee. 2013. Assessment of anthropogenic influences on surface water quality in urban estuary, northern New Jersey: Multivariate approach. *Environ. Monit. Assess.*, 18: 2777–2794.
- Singh, K.P., A. Malik, D. Mohan and S. Sinha. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) a case study. *Water Res.*, 38: 3980–3992.
- Soto, L., C. Andara y E. Sánchez. 2012. Informe de evaluación de la actividad pesquera en el golfo de Fonseca, Honduras en los periodos del 2004-2010. Informe final, golfo de Fonseca, Honduras. <https://docplayer.es/24700929-Informe-de-evaluacion-de-la-actividad-pesquera-en-el-golfo-de-fonseca-honduras.html>
- Stanley, D. 2002. Science and society in the Gulf of Fonseca the changing history of mariculture in Honduras. World Bank, NACA, WWF, FAO Consort. Progr. Shrimp Farm. *Environ.* 39 p.
- Stram, D.L., C.R. Kincaid and D.E. Campbell. 2005. Water quality modeling in the Rio Chone estuary. *J. Coast. Res.*, 21: 797–810.
- Vásquez, Y., O. Martínez y D. Obando. 2021. Plan comunitario de resiliencia al cambio climático: CASERÍOS: Cayanini, La Anona, El Nancital El Corpus, Choluteca Honduras. Informe final, Honduras. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/115917>
- Vega, M., R. Pardo, E. Barrado and L. Debán. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Res.*, 32: 3581–3592.
- Veríssimo, H., M. Lane, J. Patricio, S. Gamito and J.C. Marques. 2013. Trends in water quality and subtidal benthic communities in a temperate estuary: Is the response to restoration efforts hidden by climate variability and the Estuarine Quality Paradox? *Ecol. Indic.*, 24: 56–67.
- Ward, G.H. 2000. Effects of shrimp farming on the hydrography and water quality of El Pedregal and San Bernardo estuaries, Gulf of Fonseca, Honduras. *Res. Rep.*, 1–32.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Am. Stat. Assoc.*, 58: 236–244.
- Weisberg, S.B., N. Bednaršek, R. Feely, F. Chan, A. Boehm, M. Sutula, J. Ruesink, B. Hales, J. Largier and J. Newton. 2016. Water quality criteria for an acidifying ocean: Challenges and opportunities for improvement. *Ocean Coast. Manag.*, 126: 31–41.
- Weitnauer, E., M. Berrocal, J.A. Leiva y J. Segovia. 2018. Informe de calidad de agua superficial de la bahía de La Unión en El Salvador y la bahía de Chismuyo. Informe Final, golfo de Fonseca. https://issuu.com/delacuencaalacostaicwl/docs/informe_calidad_de_agua_bahias_de_l
- Wetz, M.S., K.C. Hayes, K.V.B. Fisher, L. Price and B. Sterba-Boatwright. 2016. Water quality dynamics in an urbanizing subtropical estuary (Oso Bay, Texas). *Mar. Pollut. Bull.*, 104: 44–53.
- Yin, K., Z. Lin and Z. Ke. 2007. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Pearl River Estuary and adjacent coastal waters. *Cont. Shelf Res.*, 24: 1935–1948.

RECIBIDO/RECEIVED: 14/06/2021

ACEPTADO/ACCEPTED: 05/08/2022



Metodología para control de calidad de datos de temperatura del mar, Pacífico colombiano

Quality control methodology for sea temperature data, Colombian Pacific

Diana Paulina Castañeda Rodríguez^{1*}, Néstor Ricardo Bernal Suárez¹, Ruby Viviana Ortiz Martínez²,

0000-0002-8848-2600

0000-0003-0926-7935

0000-0003-0264-6254

Martha Cecilia Gutiérrez Sarmiento¹ y Leonardo Marriaga Rocha²

0000-0001-8077-4329

0000-0001-5413-6163

1. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia. dpcastanedar@correo.udistrital.edu.co*, nrbernal@udistrital.edu.co, mcgutierrez@udistrital.edu.co

2. Dirección General Marítima, Subdirección de Desarrollo Marítimo, Bogotá, Colombia. rubbyortiz@gmail.com, leomarriaga@gmail.com

* Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

Se describe una propuesta metodológica para el control de calidad de datos de Temperatura Superficial del Mar (TSM), compuesta por tres etapas conducentes a la asignación de banderas de calidad recomendadas por el programa para el Intercambio Internacional de Datos e Información Oceanográfica (IODE); en estas etapas se adoptaron buenas prácticas de referentes nacionales e internacionales, así como criterios estadísticos, oceanográficos y climatológicos. Durante la aplicación de la metodología en datos de TSM recopilados por la Dirección General Marítima en cruceros oceanográficos del Pacífico colombiano en el marco del programa del Estudio Regional del Fenómeno El Niño (ERFEN), se evaluó la coherencia temporal y espacial de los datos y se identificaron comportamientos atípicos teniendo en cuenta la influencia de El Niño/La Niña sobre los rangos de variabilidad de la TSM, obteniendo como resultado que bajo este esquema 74,09 % de los datos se le asignó la bandera de calidad clasificada como "buena".

PALABRAS CLAVE: datos oceanográficos, procesamiento de datos, análisis de datos, método estadístico, gestión de datos

ABSTRACT

This paper describes a methodological proposal for quality control of Sea Surface Temperature (SST) data consisting of four stages to the assignment of quality flags recommended by the program for the International Oceanographic Data and Information Exchange (IODE); good practices of national and international references were adopted in these stages, as well as statistical, oceanographic, and climatological criteria. During the application of the methodology in SST data collected by the General Maritime Directorate in oceanographic cruises in Colombian Pacific within the framework of the programme for the Regional Study On The El Niño Phenomenon (ERFEN), were evaluated the temporal and spatial coherence of data, and outlier data were detected taking into account the influence of the El Niño / La Niña on the variability ranges of the SST, obtaining as a result that 74.09 % of the data in the study area are classified with the quality flag "good".

KEYWORDS: oceanographic data, data processing, data analysis, statistical method, data management

INTRODUCCIÓN

La gestión de datos abarca todo el ciclo de vida del dato, desde la planeación, pasando por la adquisición, procesamiento, archivo, acceso y finalmente su uso (CTN Diocean, 2018); específicamente la gestión de datos oceanográficos constituye “un reto que requiere la colaboración de los países que comparten el recurso oceánico” (Castañeda, 2017); en este sentido, la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI) de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Unesco) a través de su programa IODE y con la participación de expertos nacionales, acuerdan directrices basadas en mejores prácticas que propenden por la calidad de datos oceanográficos, estos últimos considerados insumo fundamental para la investigación, explotación y desarrollo del mar y de los océanos. La calidad de los datos oceanográficos se aborda en diferentes etapas del ciclo de vida del dato; el aseguramiento de la calidad (QA, por sus siglas en inglés), se da en la planeación y adquisición de los datos; una vez obtenidos se efectúa el control de calidad (QC, por sus siglas en inglés), de manera que los “productos y servicios cumplan los requisitos y/o estándares acordados” (IOC, 2013a), y que los errores de los datos sean de conocimiento de los usuarios, quienes podrán contar con la información suficiente para evaluar su idoneidad para un uso específico (IOC, 2013b).

En la actualidad, se cuenta con una amplia variedad de metodologías, guías y protocolos sobre control de calidad de datos oceanográficos; cada una de ellas responde a las necesidades de la organización, iniciativa o programa que los emite y aborda la calidad de datos desde perspectivas muy particulares, como, por ejemplo, área geográfica, disciplina de los datos, instrumentación o plataforma empleada para la medición. Es así, que, al intentar implementarlas en el caso colombiano, algunos elementos se pueden tornar inaplicables debido a las condiciones propias de la región, mientras que otros requieren la definición de criterios específicos que resultan de especial relevancia para cada caso de estudio.

En este marco y como un aporte a la gestión de datos oceánicos colombianos que viene liderando el Comité Técnico Nacional de Coordinación de Datos Oceánicos (CTN Diocean) de la Comisión Colombiana del Océano (CCO), el objetivo del presente estudio se centró en proponer una metodología adaptada de buenas prácticas nacionales e internacionales desarrolladas por Bernal *et al.* (2011, 2012) y Barrios (2013) con un respaldo estadístico que permita evaluar la calidad de datos de oceanografía física de manera integral en los niveles

INTRODUCTION

Data management encompasses the whole life cycle of the data, from planning, to acquisition, processing, archiving, access, and, finally, its use (CTN Diocean, 2018). Specifically, oceanographic data management poses “a challenge that requires the collaboration of all countries sharing the oceanic resource” (Castañeda, 2017). In this sense, the Intergovernmental Oceanographic Commission (COI) of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), by means of its IODE program, and with the participation of national experts, have agreed upon a set of guidelines based on better practices aimed at oceanographic data quality. These data are regarded as a fundamental input for sea and ocean research, exploitation, and development. Oceanographic data quality is addressed at different stages of the data life cycle. Quality assurance (QA) takes place in data planning and acquisition. Once they have been obtained, quality control (QC) is carried out, so that “the products and services meet the requirements and/or standards that have been agreed” (IOC, 2013a) and the errors in the data are known to the users, who will have access to sufficient information in order to evaluate their suitability for a specific use (IOC, 2013b).

Currently, there is a wide variety of methodologies, guidelines, and protocols regarding the quality control of oceanographic data. Each one of them responds to the needs of the organization, initiative, or program that issues them, and it addresses data quality from very specific perspectives, such as, for example, geographic area, data discipline, and the instruments or platform used for measuring. Thus, when attempting to implement them in the Colombian case, some elements may turn out to be inapplicable due to the region’s particular conditions, while others require the definition of specific criteria that become especially relevant for each study case.

Within this framework, and as a contribution to the management of Colombian ocean data led by the National Technical Committee for the Coordination of Ocean Data (CTN Diocean) of the Colombian Ocean Commission (CCO), the objective of this study focuses on proposing a methodology adapted from national and international good practices developed by Bernal *et al.* (2011, 2012), and Barrios (2013), with a statistical support that allows integrally evaluating data quality regarding physical oceanography at the thematic, spatial, and temporal levels (specifically regarding SST data collected in oceanographic

temático, espacial y temporal (específicamente de datos de TSM recopilados en cruceros oceanográficos desarrollados por Dimar en el Pacífico colombiano, durante un período de 36 años), así como también asignar las banderas de calidad recomendadas por el programa internacional IODE, teniendo en cuenta la variabilidad de la TSM en la zona de estudio. La metodología propuesta se divide en tres etapas presentes en el proceso global de homogenización de datos, a saber: identificación de valores improbables; identificación de datos atípicos; y juicio de expertos.

ÁREA DE ESTUDIO

La metodología propuesta se aplicó a conjuntos de datos de TSM suministrados por el Centro Colombiano de Datos Oceanográficos (Cecoldo) de Dimar, recopilados entre 1970 y 2016 correspondiente a 57 cruceros oceanográficos efectuados en la Cuenca Pacífica Colombiana (CPC), ubicada entre 0° a 7° N y 77° a 84° O como se observa en la figura 1.

crucises carried out by the Dirección General Marítima (Dimar) in the Colombian Pacific), as well as assigning the quality flags recommended by the IODE international program, considering the variability of SST in the study area. The proposed methodology is divided into the three stages present in the global data homogenization process, namely the identification of improbable values, the identification of outlier data, and expert judgment.

STUDY AREA

The proposed methodology was applied to SST datasets provided by the Colombian Oceanographic Data Center (Cecoldo) of Dimar, which were collected between 1970 and 2016 and correspond to 57 oceanographic cruises carried out in the Colombian Pacific Basin (CPC), located between 0° and 7° N and between 77° and 84° W, as shown in Figure 1.

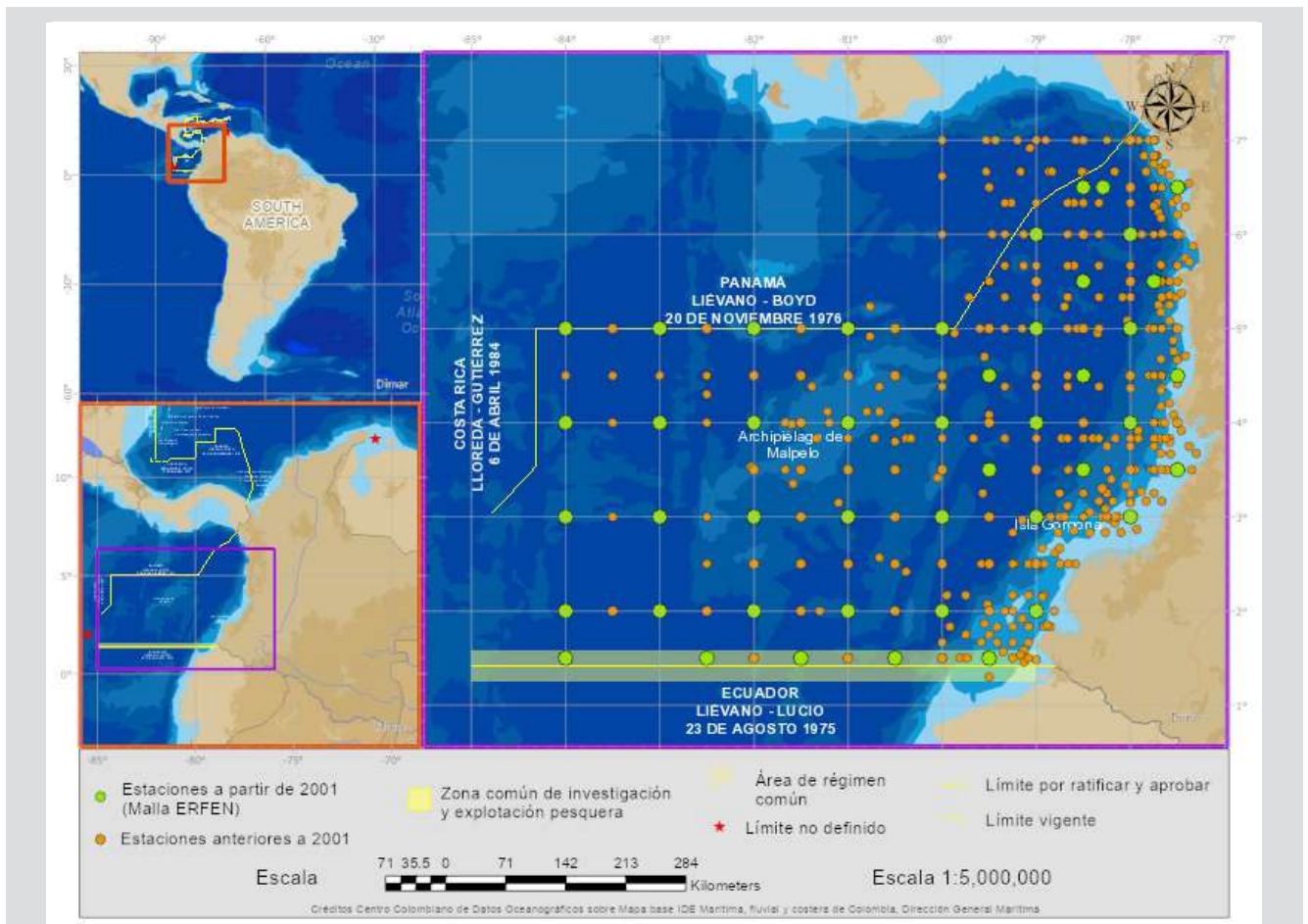


Figura 1. Área de estudio. Cruceros oceanográficos del Pacífico colombiano 1970-2016. Fuente de la información: Dimar.

Figure 1. Study area. Colombian Pacific oceanographic cruises ,1970-2016. Information source: Dimar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos utilizados para el caso de estudio corresponden a mediciones de TSM obtenidas en cruceros oceanográficos desarrollados en el marco del programa ERFEN de la Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS) conformada por Chile, Colombia, Ecuador y Perú. Se procedió con la consulta de guías, manuales y en general, buenas prácticas internacionales sobre gestión de datos oceanográficos, control de calidad de datos oceanográficos (y en especial de datos de TSM), estadística espacial, y climatología, así como estudios de caso de nivel local que incluyen técnicas estadísticas y de homogenización de datos aplicadas a diversas variables del océano. Para ello, se consultaron bases de datos bibliográficas de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, el Repositorio Digital Marítimo de Colombia (a cargo de Dimar-Cecoldo), el sistema de revistas científicas de los Centros de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe y el Pacífico (Cioh y Cccp) y buscadores académicos. En la Tabla 1 se aprecian referencias de documentos aplicadas o adoptadas en la metodología propuesta, reconociendo de esta manera puntos en común con procesos de estandarización y control de calidad de datos desarrollados en el orden nacional e internacional.

MATERIALS AND METHODS

The data utilized for the study case correspond to SST measurements obtained in oceanographic cruises carried out within the framework of the ERFEN program of the Permanent South Pacific Commission (CCPS), which comprises Chile, Colombia, Ecuador, and Perú. This work inquired into guidelines, manuals, and, in general, good international practices regarding oceanographic data, quality control of oceanographic data (especially SST data), spatial statistics, and climatology, as well as into local study cases including statistical and data homogenization techniques applied to diverse ocean variables. To this effect, we consulted the bibliographic databases of Universidad Distrital Francisco José de Caldas, the Digital Maritime Repository of Colombia (led by Dimar-Cecoldo), the scientific journals system of the Centers for Oceanographic and Hydrographic Research in the Caribbean and the Pacific (Cioh and Cccp), and academic search engines. Table 1 shows the references of the documents applied or adopted in the proposed methodology, which allows recognizing common features with standardization and quality control processes carried out in national and international contexts.

Tabla 1. Buenas prácticas aplicadas o adoptadas en la metodología propuesta.

Table 1. Good practices applied or adopted in the proposed methodology.

Autor / Author	Sección aplicada o adoptada / Applied or adopted section
IOOS (2020)	Agregación temporal / Posición geográfica / Rango (máximo y mínimo) / Prueba climatológica / Prueba de estación vecina / Temporal aggregation / Geographic position / Range (maximum and minimum) / Climatological test / Neighboring station test
IOC (2013b)	Indicador de calidad de datos / Esquema de banderas de calidad / Data quality indicator / Quality flag scheme
OMM (2011)	Gestión de datos climáticos / Caracterización del clima a partir de conjuntos de datos / Métodos estadísticos para analizar conjuntos de datos / Climatic data management / Dataset-based climate characterization / Statistical methods to analyze datasets
IOC (2010)	Pruebas de ubicación geográfica / Identificación de valores globales y regionales improbables / Pruebas de climatología / Inspección visual / Geographic location tests / Identification of improbable global and regional values / Climatology tests / Visual inspection
Kent <i>et al.</i> (2019)	Calidad de metadatos / Homogenización de datos / Data quality / Data homogenization
Locarnini <i>et al.</i> (2019)	Eliminación de datos duplicados / Comprobaciones estadísticas / Marcado subjetivo de datos / Elimination of duplicate data / Statistical verifications / Subjective data labeling
Wang <i>et al.</i> (2017)	Identificación de datos improbables y atípicos / Identification of improbable and outlier data

Autor / Author	Sección aplicada o adoptada / Applied or adopted section
Smith <i>et al.</i> (2019)	Inspección visual / Revisión de datos dentro de rangos, tiempo y ubicación / Prueba climatológica / Visual inspection / Reviewing data within ranges, time, and location / Climatological test
Gronell y Wijffels (2008)	Eliminación de datos duplicados / Verificación de gradientes / Método estadístico para descartar perfiles / Elimination of duplicate data / Gradient verification / Statistical method for discarding profiles
CTN Diocean (2016)	Formatos y estándares / Formats and standards
Dimar (2018)	Estandarización de formato de archivo / File format standardization
Lombana <i>et al.</i> (2018)	Homogenización de datos de precipitación (climatología) / Precipitation data homogenization (climatology)
Romero <i>et al.</i> (2007)	Inspección visual de las estaciones / Verificación de duplicidad de estaciones / Verificación de rangos de temperatura Station visual inspection / Station duplicity verification / Temperature range verification
Sánchez (2006)	Método de asignación de banderas de calidad por etapas / Identificación de valores globales y regionales improbables / Juicio de expertos / Staged quality flag assignment method / Identification of improbable global and regional values / Expert judgement

Se aplicaron dos tipos de banderas de calidad (QF por sus siglas en inglés): las primeras, también llamadas QF de segundo nivel (IOC, 2013b) o QF intermedias (Sánchez, 2006), que corresponden al esquema de *Global Temperature-Salinity Profile Programme* (GTSP). Las segundas, las banderas de calidad recomendadas por el programa internacional IODE y son aquellas con las que finalmente se da a conocer el identificador de calidad de los datos. En la Tabla 2 se aprecian las equivalencias entre los esquemas en mención.

Two types of quality flags (QF) were applied. The first of them, also called second-level QF (IOC, 2013b) or intermediate QF (Sánchez, 2006), correspond to the *Global Temperature-Salinity Profile Programme's* (GTSP) scheme. The second ones, the quality flags recommended by the IODE international program, are those with which the data quality indicator is finally made known. Table 2 shows the equivalences between the schemes.

Tabla 2. Esquemas de banderas de calidad oceanográficas y equivalencias entre GTSP-IODE (Reiner, 2013).

Tabla 2. Oceanographic quality flag schemes and mappings between GTSP and IODE (Reiner, 2013).

Descripción de la bandera / Flag description	QF GTSP	QF IODE
Sin control de calidad aplicado / No quality control (QC) was performed	0	2
Control de calidad aplicado: dato bueno / QC was performed; good data 1 1	1	1
Control de calidad aplicado; dato probablemente bueno / QC was performed; probably good data	2	1
Control de calidad aplicado; dato probablemente malo / QC was performed; probably bad data	3	3
Control de calidad aplicado; dato malo / QC was performed; bad data	4	4
El valor fue cambiado como resultado del control de calidad / The value was changed as a result of QC	5	2
Valor ausente / The value is missing	9	9

Con el propósito de obtener una visión general de los datos a utilizar en el estudio de caso, se adelantó un diagnóstico de los mismos, el cual incluyó el inventario y la normalización de los datos disponibles. El inventario abordó tres aspectos principales, provenientes de los metadatos de los conjuntos de datos:

With the purpose of obtaining a general landscape of the data to be used in the study case, a data diagnosis was conducted, which included the inventory and normalization of the available data, as follows: The inventory addressed three main aspects from the metadata of the datasets:

Temático: Se identificaron los parámetros medidos, método de muestreo, instrumentos y plataformas, y se omiten datos duplicados según lo recomendado por Romero *et al.* (2007), Gronell y Wijffels (2008) y Locarnini *et al.* (2019). Para el caso de estudio los datos fueron filtrados por el Cecoldo, evitando así la presencia de datos duplicados.

Temporal: Se identificaron fechas y periodicidad de los muestreos.

Espacial: Se identificaron cantidad, distribución y características de las estaciones de muestreo; así como frecuencia de agregación de las mediciones en la vertical (profundidades). La normalización de datos se desarrolló teniendo en cuenta que los archivos de datos primarios pueden encontrarse en diferente formatos y resoluciones. Esta normalización se llevó a cabo siguiendo el método de Lombana *et al.* (2018) y aceptado por la OMM (2011), en el cual se adaptan los datos originalmente organizados a nivel temporal y por cruceros oceanográficos, a un manejo espacial por estaciones de muestreo; adicionalmente, se aplicaron las pautas de normalización recomendados por Dimar (2018), así:

Estandarización de formato: Si los datos se encuentran en un formato de archivo nativo, es decir, propio del instrumento de medición, se procedió con la extracción de los parámetros de interés a un formato estándar (p. ej. TXT, CSV). El formato utilizado facilitó la manipulación de los archivos de datos para la posterior aplicación del control de calidad.

Aplicación de estándares: Se aplicaron estándares ISO para fecha y hora y para coordenadas geográficas. A continuación, se validaron tanto la consistencia temporal como geográfica de los datos para identificar valores improbables con referencia a la información de muestreo.

Manejo de datos ausentes: Se asignó el valor -99999 para los datos ausentes, de manera que no afectara la consistencia de los datos.

A continuación, la aplicación de la literatura de referencia y la adaptación de técnicas estadísticas y de procesamiento de datos, permitió la consolidación de una propuesta metodológica para el control de calidad de datos de TSM conducentes a la asignación de banderas de calidad, la cual consta de tres etapas (Figura 2).

Thematic: The measured parameters, sampling method, instruments, and platforms were identified, and duplicate data were omitted as per the recommendations made by Romero *et al.* (2007), Gronell and Wijffels (2008) and Locarnini *et al.* (2019). For the study case, the data were filtered by Cecoldo, thus avoiding the presence of duplicate data.

Temporal: The dates and periodicity of the samplings were identified.

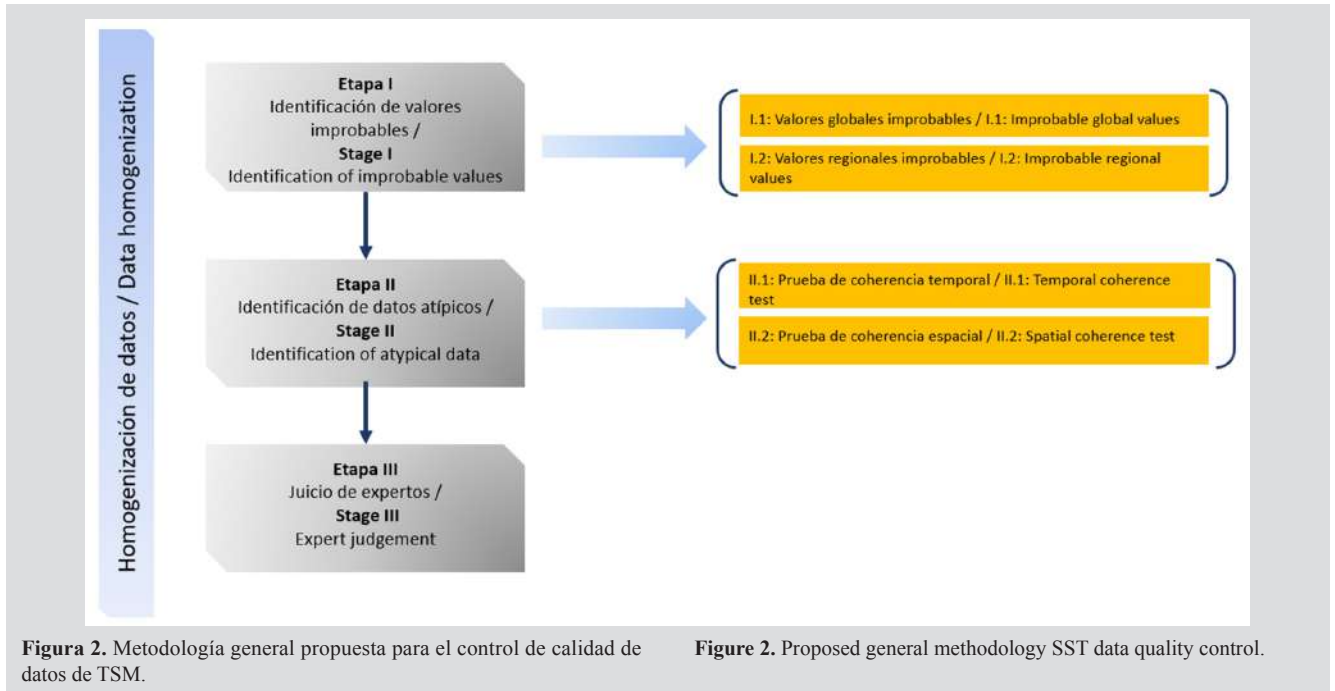
Spatial: The amount, distribution, and characteristics of the sampling stations were identified, as well as the vertical measurements' aggregation frequency (depths). Data normalization was carried out considering that the primary data files can have different formats and resolutions. This normalization was performed by following the method presented by Lombana *et al.* (2018) and accepted by the OMM (2011), where the data, which were originally organized at the temporal level and by oceanographic cruises, were adapted to a per-sampling station spatial management. In addition, the normalization guidelines recommended by Dimar (2019) were applied as follows:

Format standardization: If the data were in a native file format, that is, belonging to the measurement instrument, the parameters of interest were extracted to a standard format (*e.g.*, TXT, CSV). The employed format facilitated the handling of the data files for the subsequent quality control.

Application of standards: ISO standards for date and time were applied, as well as for geographic coordinates. Next, both the temporal and geographic consistency of the data were validated in order to identify improbable values regarding the sampling information.

Absent data management: A value of -99999 was assigned to the absent data, so that they did not affect data consistency.

Next, the application of the reference literature and the adaptation of statistical and data processing techniques allowed consolidating a methodological proposal for SST data quality control leading to the assignment of quality flags. This methodology has three stages (Figure 2).



Si bien la homogenización comprende un conjunto de acciones y métodos estadísticos que se pueden aplicar a los datos; en el presente caso de estudio con esta etapa se buscó aplicar criterios específicos para obtener un subconjunto de datos homogéneo (Lombana *et al.*, 2018). Dichos criterios se definieron desde el punto de vista temático, temporal y espacial. El objetivo principal de la homogenización es lograr obtener datos que sean coherentes desde el punto temático, en este caso, que los datos de TSM permitan describirse desde el punto de vista físico, y guarden una coherencia temporal analizando las series de tiempo de TSM logradas con la medición *in situ* de los cruceros, al igual, que garantizar una coherencia espacial, cuando los datos de TSM de una estación se contrastan con una estación vecina. Acorde a lo anterior, el enfoque metodológico de las etapas I a III se desarrollan en búsqueda de este objetivo de la homogenización, garantizando así una metodología que incluye el control de calidad de los datos y es por ello que el resultado es la asignación de las banderas de calidad, hasta obtener un subconjunto de datos con una bandera de calidad “buena” (en un porcentaje alto) y detectando un subconjunto de datos que posteriormente necesitarían ajustarse (en un porcentaje bajo).

Etapa I. Identificación de valores improbables

Teniendo en cuenta la metodología aplicada por Sánchez (2006) y las recomendaciones de IOC (2010) e IOOS (2020), esta etapa se divide en dos y en general, busca identificar valores improbables para las variables de estudio, ya

Even though homogenization encompasses a set of actions and statistical methods that can be applied to the data, in this study case, each stage aimed to apply specific criteria in order to obtain a homogenous data subset (Lombana *et al.*, 2018). Said criteria were defined from a thematic, temporal, and spatial perspective. The main objective of homogenization is to obtain data that are coherent from a thematic point of view. In this case, this means that the SST data should be able to be described from a physical perspective and should be temporally coherent when analyzing the SST time series yielded by the *in situ* measuring of the cruises, as well as guaranteeing a spatial coherence when contrasting the SST data with those of a neighboring station. According to the above, the methodological approach of stages I to III was developed in the search for this homogenization objective, this ensuring a methodology that includes data quality control. This is why the result is the assignment of quality flags, until a data subset is obtained which has a “good” quality flag (with a high percentage) while detecting a data subset that will later need adjustment (with a low percentage).

Stage I. Identification of improbable values

Considering the methodology implemented by Sánchez (2006) and the recommendations of IOC (2010) and IOOS (2020) this stage is divided into two and, in general, it aims to identify improbable values for the studied variables, be it by examining the coherence of the data with

sea examinando las coherencia de los datos con climatologías de referencia o la consistencia dentro del conjunto de datos (IOC, 1993), en función de la escala geográfica y el nivel de detalle en el que se analizan los datos.

I.1. Identificación de valores globales improbables

I.2. Identificación de valores regionales improbables

Etapa II. Identificación de datos atípicos

En general la identificación de datos atípicos se puede efectuar revisando los datos dentro de determinados rangos de valor, los cuales pueden ser, de acuerdo con el comportamiento en el tiempo o con relación a su posición geográfica (Wang *et al.*, 2017; Smith *et al.*, 2019). Por tanto, esta prueba se puede llevar a cabo en dos pasos:

II.1. Prueba de coherencia temporal

Consiste en establecer límites superiores e inferiores sobre los posibles valores de un determinado parámetro, en otras palabras, se establecen intervalos de confianza. Lo anterior teniendo en cuenta que los conjuntos de datos climatológicos muestran una importante correlación en serie al comparar las observaciones en cuestión con la anterior y la posterior en la secuencia (OMM, 2011), denominada también autocorrelación temporal.

II. 2. Prueba de coherencia espacial

Esta prueba responde a la necesidad de comparar cada observación con observaciones efectuadas en otras estaciones de la zona, en donde cada observación puede compararse con las que cabría esperar en el emplazamiento, teniendo en cuenta las mediciones de las denominadas estaciones vecinas (OMM, 2011; IOOS, 2020).

Etapa III. Juicio de expertos

Corresponde a la última prueba de control de calidad y es muy recomendada por diferentes autores (Sánchez, 2006; Romero *et al.*, 2007; IOC, 2010; Smith *et al.*, 2019) para garantizar que datos malos o cuestionables no pasen por el conjunto de pruebas sin ser detectados. El procedimiento de prueba y marcado de esta etapa se basa en la experiencia y el conocimiento de la persona que realiza la prueba. Aunque se trata de una prueba subjetiva, siempre será necesario realizar esta inspección visual como juicio final de la validez de los datos calificados (IOC, 2010).

Para finalizar, cabe mencionar que el procesamiento de los datos se apoyó en herramientas informáticas, tales como: hojas de cálculo para la estandarización de archivos de datos; la herramienta ArcGIS 10.1 para la georreferenciación de datos;

reference climatology or its consistence within the dataset (IOC, 1993), as a function of the geographical scale and the level of detail with which the data are analyzed.

I.1. Identification of improbable global values

I.2. Identification of improbable regional values

Stage II. Identification of outlier data

In general, the identification of outlier data can be performed by reviewing the data within specific value ranges, which may be in accordance with their behavior over time or related to their geographic position (Wang *et al.*, 2017; Smith *et al.*, 2019). Therefore, this test can be conducted in two steps:

II.1. Temporal coherence test

This test consists of establishing upper and lower limits regarding the possible values of a particular parameter. In other words, confidence intervals are established. The above, considering that the climatological datasets show an important serial correlation when comparing the observations under study with the sequence's previous and subsequent ones (OMM, 2011), which is also called temporal autocorrelation.

II.2. Spatial coherence test

This test responds to the need for comparing each observation with those carried out at other stations in the area, where each observation can be compared with those expected at the site, considering the measurements of the so-called neighboring stations (OMM, 2011; IOOS, 2020).

Stage III. Expert judgement

This stage corresponds to the last quality control test and is highly recommended by different authors (Sánchez, 2006; Romero *et al.*, 2007; IOC, 2010; Smith *et al.*, 2019), in order to ensure that bad or questionable data do not go through the test set without being detected. The testing and labeling procedure of this stage is based on the on the experience and knowledge of the person conducting the test. Although this is a subjective test, it will always be necessary to carry out this visual inspection as a final assessment of the validity of the rated data (IOC, 2010).

Finally, it is worth mentioning that data processing was supported by computer tools, such as spreadsheets for the standardization of the data files; the ArcGIS 10.1 tool for data geo-referencing; the Passage software, version 2.0.11.6, for estimating the spatial correlation of the data (Rosenberg and Corey, 2011); the R software, version 3.3.1, RCMR

el software *Passage* versión 2.0.11.6 para la estimación de la correlación espacial de los datos (Rosenberg y Corey, 2011); el software R versión 3.3.1 paquete RCMDR para la evaluar intervalos de confianza (Fox *et al.*, 2017) y asignar banderas de calidad; y el Atlas de los Datos Oceanográficos de Colombia 1922-2013 (Andrade *et al.*, 2015) como referente para validar la coherencia temporal de los valores de TSM.

RESULTADOS

Antes del desarrollo de la metodología propuesta para el control de calidad de datos de TSM conducentes a la asignación de banderas de calidad IODE, y acorde a la descripción realizada en el numeral de materiales y métodos, se procedió a realizar un diagnóstico de los datos mediante un inventario y una normalización de los datos disponibles. El inventario reveló un total de 36 años no consecutivos de mediciones de 57 cruceros realizados entre 1970 y 2016 en diferentes épocas del año y 74 archivos de datos de diferentes parámetros oceanográficos. La variable de interés (TSM) se encontró en 85 % de dichos archivos, en muestreos con una periodicidad anual de 41,66 % y semestral de 58,33 %, con una duración aproximada de entre 15 y 25 días, y en promedio en 49 estaciones de muestreo a lo largo de la CPC para cada crucero oceanográfico. A partir de 2001 con la adopción de la malla ERFEN las estaciones de muestreo se ubican en posiciones de cuadrícula equidistantemente separadas a aproximadamente un grado de latitud y longitud entre ellas. Anterior a eso la distribución de las estaciones era más heterogénea y respondía a las necesidades de investigación de cada expedición oceanográfica.

En los tres aspectos abordados en el inventario se obtuvieron los siguientes resultados:

Temático y temporal: Buscó identificar las mediciones de la variable que se presentan con mayor frecuencia y en el más amplio periodo de tiempo dentro del conjunto de datos. Para el caso de estudio, hace referencia a la presencia de TSM en la mayor cantidad de cruceros oceanográficos.

Espacial: Buscó contar con una cobertura espacial homogénea de los datos. Para el caso de estudio, dado que en la normalización de los datos se evidenció que las posiciones geográficas de las estaciones de muestreo de la TSM de 15 años de cruceros oceanográficos (2001-2016), coinciden entre 85 % y 93 % con las 44 estaciones físicas de la Malla ERFEN, se tomó esta última como una cobertura espacial de referencia para homogenizar las posiciones geográficas de la TSM y no se tuvieron en cuenta datos de estaciones vecinas.

package, for evaluating the confidence intervals (Fox *et al.*, 2017) and assigning quality flags; and the Colombian Atlas of Oceanographic Data 1922-2013 (Andrade *et al.*, 2015) as a reference to validate the temporal coherence of the SST values.

RESULTS

Before developing the proposed methodology for SST data quality control leading to the assignment of IODE quality flags, and in accordance with the description presented in the methods section, a data diagnosis was carried out via an inventory and a normalization of the available data. The inventory revealed a total of 36 non-consecutive years of measurements by 57 cruises undertaken between 1970 and 2016 at different times of the year, as well as 74 data files regarding different oceanographic parameters. The variable of interest (SST) was found in 85 % of said files, in samplings with an annual periodicity of 41.66 % and a biannual one of 58.33 %, with an approximate duration between 15 and 25 days, as well as in an average of 49 sampling stations along the CPC for each oceanographic cruise. As early as 2001, with the adoption of the ERFEN mesh, sampling stations started to be located in grid positions, at equal distances of approximately one latitude and longitude degree from each other. Before that, the distribution of the stations was more heterogenous and responded to the research needs of each oceanographic expedition.

For the three aspects addressed by the inventory, the following results were obtained:

Thematic and temporal: These aspects sought to identify the variable measurement that occur with the highest frequency and over the longest period within the dataset. For the case study, this refers to the presence of SST in the largest number of oceanographic cruises.

Spatial: These aspects sought to have a homogenous spatial coverage of the data. For the study case, given that the data normalization evidenced that the geographic positions of the SST sampling stations for 15 years' worth of oceanographic cruises (2001-2016) show an 85 to 93 % match with the 44 physical stations of the ERFEN mesh, the latter was taken as a reference spatial coverage to homogenize the geographic positions of the SST, and no data from neighboring stations were considered.

Por su parte, una vez aplicada la normalización de datos para concluir con el inventario se obtuvieron 21 nuevos archivos de datos normalizados. La distribución geográfica de los datos mostró que para los años 1970, 1972, 1986 y 1987 los puntos de muestreo se encuentran más cercanos a la costa; mientras que los cruceros oceanográficos realizados entre 1975 y 1978, en 1982 y desde 1988 hasta 2000 describen estaciones oceánicas, en forma de cuadrícula o retícula que año a año se van ajustando con las estaciones de muestreo de la malla de los Cruceros Pacífico-ERFEN. Hasta 2000 todavía se observa un gran número de estaciones adicionales muy cercanas entre ellas y próximas a la costa, que en la mayoría de los cruceros no superan el meridiano 82° W. Finalmente, desde 2001 y hasta 2016 las posiciones geográficas de las estaciones coinciden entre 85 % y 93 % con las estaciones de muestreo de la malla ERFEN (Figura 3).

On the other hand, once the data normalization was applied to conclude the data inventory, 21 new files of normalized data were obtained. The geographic distribution of the data showed that, for 1970, 1972, 1986, and 1987, the sampling points are closer to the coast; whereas the oceanographic cruises undertaken between 1975 and 1978, 1982, and from 1988 until 2000 describe ocean stations in the shape of a grid or lattice that are adjusted year by year with the sampling stations of the Pacific-ERFEN cruises' mesh. Until 2001, a large number of additional stations that are close to each other and close to the coast is still observed, which do not surpass the 82° W longitude meridian (W). Finally, as early as 2001 and until 2016, the geographic positions of the stations show an 85 to 93 % accordance with the sampling stations of the ERFEN mesh (Figure 3).

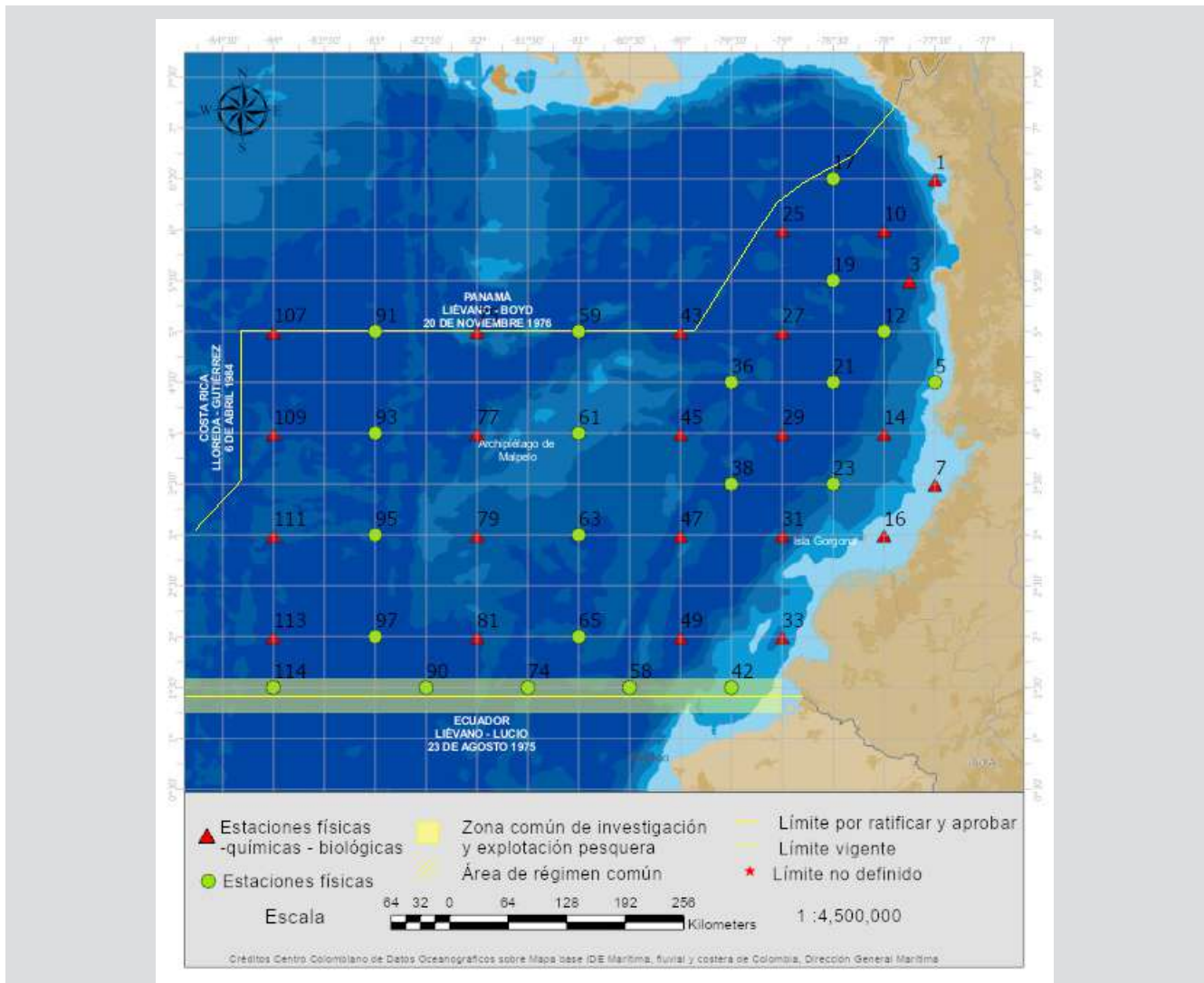


Figura 3. Malla ERFEN de la CPC. Fuente de los datos: Dimar.

Figure 3. ERFEN Mesh of the CPC. Data source: Dimar.

Lo anterior, condujo a seleccionar 21 de las 44 estaciones físicas de la malla ERFEN para obtener el subconjunto de datos más completo y homogéneo para la aplicación de las pruebas estadísticas que se describen en las siguientes etapas. Así, de los 57 conjuntos de datos revisados se priorizaron las mediciones cuya posición geográfica coincidió con las 21 estaciones que cumplieron los criterios de selección, tal como se observa en la Figura 4. En esta etapa se mantiene bandera de calidad “2” (desconocido) asignada de forma predeterminada a los datos durante el inventario y normalización descritos previamente.

The above led to selecting 21 out of the 44 physical stations of the ERFEN mesh to obtain the most complete and homogenous data subset in order to conduct the statistical tests described in the following stages. Thus, out of the 57 datasets reviewed, the measurements whose geographical position matched the 21 stations that fulfilled the selection criteria were prioritized, as shown in Figure 4. In this stage, the quality flag “2” (unknown) is maintained, which was previously assigned to the data during the above-described inventory and normalization.

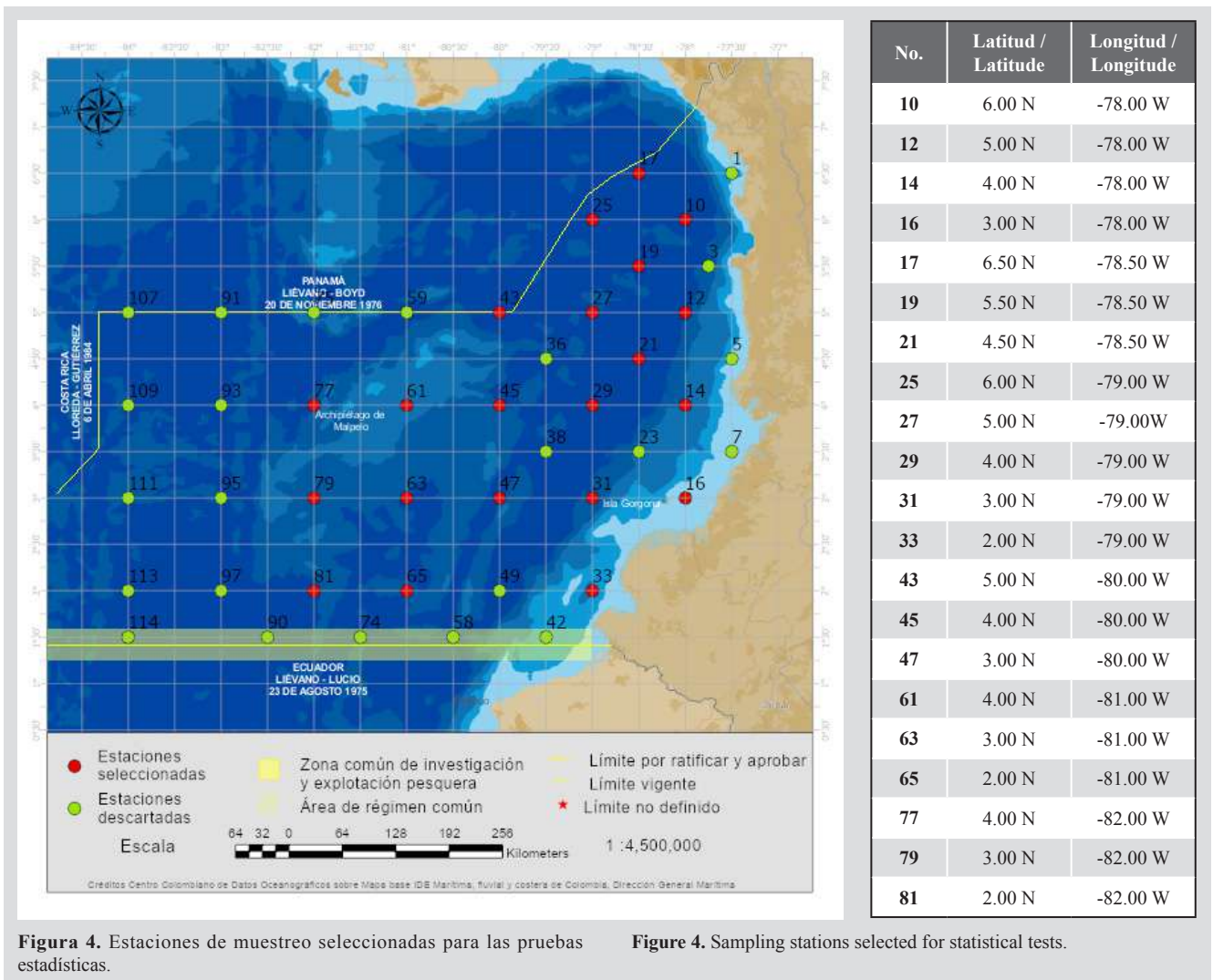


Figura 4. Estaciones de muestreo seleccionadas para las pruebas estadísticas.

Figure 4. Sampling stations selected for statistical tests.

A continuación, se procedió con la aplicación de la metodología para el control de calidad de datos de TSM conducentes a la asignación de banderas de calidad IODE, desarrollando las tres etapas propuestas, obteniendo los siguientes resultados:

Next, we applied the SST data quality control methodology leading to the assignment of IODE quality flags, implementing the three proposed stages and obtaining the following results:

Etapa I. Identificación de valores improbables

II.1. Identificación de valores globales improbables

II.2. Identificación de valores regionales improbables

Para la identificación de valores globales improbables (subetapa II.1), se tuvo en cuenta para el caso de estudio un rango de valores, que para la TSM están comprendido entre $-3\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $35\text{ }^{\circ}\text{C}$ a nivel global (IOC, 1993); y un rango de variabilidad regional para la identificación de valores regionales improbables (subetapa II.2) de acuerdo al Climatological Atlas of the World Ocean (Levitus, 1982), que para el Pacífico norte establece un promedio de temperatura de $27,43 - 27,84\text{ }^{\circ}\text{C}$ con un rango de variabilidad de $\pm 1,15\text{ }^{\circ}\text{C}$. Cabe aclarar que en esta etapa se puede seleccionar una referencia climática diferente al aplicado en el presente estudio de caso.

La comparación de los datos de TSM con los rangos de valores establecidos se realizó a través de la construcción de un rango intercuartílico a partir de las mediciones de cada conjunto de datos por estación. Una vez comparados los datos con los respectivos valores de referencia, se asignó la bandera de calidad de la GTSP correspondiente en función de la coincidencia de las mediciones con el rango de valores globales y regionales improbables, de acuerdo con los siguientes criterios:

- Datos identificados con -9999 se calificaron con “9” (dato ausente).
- Datos fuera del intervalo establecido para cada subconjunto se calificaron con “4” (dato malo).
- Datos dentro del intervalo establecido para cada subconjunto se calificaron con “1” (dato bueno).
- Al final de esta etapa 92 % de los datos fue calificado con QF “1” (dato bueno), 7 % con QF “4” (dato malo) y 0,13 % con QF “9” (dato ausente).

Etapa II. Identificación de datos atípicos

La identificación de datos atípicos se efectuó en dos pasos:

II.1. Prueba de coherencia temporal

Para la ejecución de las pruebas de coherencia temporal del caso de estudio se tuvieron en cuenta:

En primer lugar, la variabilidad de la TSM en el Pacífico colombiano con referencia al fenómeno El Niño o La Niña: para ello se tomó como referencia el valor del *Oceanographic Niño Index* (ONI) aplicando la siguiente

Stage I. Identification of improbable values

II.1. Identification of improbable global values

II.2. Identification of improbable regional values

To identify the improbable global values (substage II.1), a value range was considered for the study case which, regarding SST, is between $-3\text{ }^{\circ}\text{C}$ and $35\text{ }^{\circ}\text{C}$ at a global level (IOC, 1993); as well as a regional variability range for identifying improbable regional values (substage II.2) in accordance with the Climatological Atlas of the World Ocean (Levitus, 1982), which, for the North Pacific Area, establishes a temperature average of $27.43-27.84\text{ }^{\circ}\text{C}$, with a variability range of $\pm 1.15\text{ }^{\circ}\text{C}$. It is worth clarifying that, at this stage, a climate reference can be selected which is different from that applied in this study case.

The comparison of SST data with the established value ranges was carried out by constructing an interquartile range based on the measurements of each dataset per station. Once the data had been compared to their corresponding reference values, the respective GTSP quality flag was assigned, as a function of the match between the measurements and the improbable global and regional value range, according to the following criteria:

- The data identified with -9999 were rated with “9” (absent data).
- The data outside the interval established for each subset were rated with “4” (bad data).
- The data within the interval established for each subset were rated with “1” (good data).
- At the end of this stage, 92 % of the data were rated with a QF “1” (good data), 7 % with QF “4” (bad data), and 0.13 % with QF “9” (absent data).

Stage II. Identification of outlier data

The identification of outlier data was carried out in two steps:

II.1. Temporal coherence test

To conduct the temporal coherence tests in the study case, the following considerations were made:

First, the SST variability in the Colombian Pacific regarding the El Niño or La Niña phenomena. To this effect, the value of the Oceanographic Niño Index (ONI) was taken as reference, applying the following convention: 0 if the measurement date was within a normal period; 1 for El



convención: 0 si la fecha de medición se encuentra dentro de un periodo normal, 1 para época El Niño y 2 para La Niña (colores negro, rojo y azul, respectivamente en la Tabla 3).

Niño time; and 2 for La Niña (black, red, and blue in Table 3, respectively).

Tabla 3. Valores del ONI por meses y años (Fuente NOAA, 2015b).

Año / Year	DJF	JFM	FMA	MAM	AMJ	MJJ	JJA	JAS	ASO	SON	AND	NDJ
1980	0.6	0.5	0.3	0.4	0.5	0.5	0.3	0.2	0	0.1	0.1	0
1981	-0.2	-0.4	-0.4	-0.3	-0.2	-0.3	-0.3	-0.3	-0.2	-0.1	-0.1	0
1982	0.0	0.1	0.2	0.5	0.6	0.7	0.8	1.0	1.5	1.9	2.1	2.1
1983	2.1	1.8	1.5	1.2	1.0	0.7	0.3	0	-0.3	-0.6	-0.8	-0.8
1984	-0.5	-0.3	-0.3	-0.4	-0.4	-0.4	-0.3	-0.2	-0.3	-0.6	-0.9	-1.1
1985	-0.9	-0.7	-0.7	-0.7	-0.7	-0.6	-0.4	-0.4	-0.4	-0.3	-0.2	-0.3
1986	-0.4	-0.4	-0.3	-0.2	-0.1	0	0.2	0.4	0.7	-0.9	1.0	1.1
1987	1.1	1.2	1.1	1.0	-0.9	1.1	1.4	1.6	1.6	1.4	1.2	1.1
1988	0.8	0.5	0.1	-0.3	-0.8	-1.2	-1.2	-1.2	-1.2	-1.4	-1.7	-1.8
1989	-1.6	-1.4	-1.1	-0.9	-0.6	-0.4	-0.3	-0.3	-0.3	-0.3	-0.2	-0.1

Table 3. ONI values by months and years (Source: NOAA, 2015b).

A continuación, se estableció el rango intercuartílico para cada subconjunto de datos mediante el cálculo de percentiles 25 (P25) y 75 (P75) a partir de las ecuaciones (1) y (2).

$$\text{Límite de detección atípico inferior} = P_{25} - 1,5 (P_{75} - P_{25}) \quad (1)$$

$$\text{Límite de detección atípico superior} = P_{75} + 1,5 (P_{75} - P_{25}) \quad (2)$$

Finalmente se comparó cada dato con el intervalo de confianza calculado a partir de las ecuaciones (1) y (2). Teniendo en cuenta su posición geográfica y fecha, se evaluó la calidad de los datos, en función de la coincidencia de los valores de cada medición dentro de los límites superior e inferior del rango intercuartílico construido. De esta manera, del total de datos procesados: 51,04 % correspondiente a época Normal, 28,51 % se midieron en un evento El Niño, y 20,44 % en un evento La Niña.

En la Figura 5 se aprecian los gráficos de caja implementados mediante el software R a través del paquete RCMDR. La construcción de las gráficas deriva de los resultados de la Etapa I y II además de la agrupación de los datos por subgrupos de acuerdo a la clasificación climatológica del ERFEN. A continuación, se muestran los datos de TSM de la estación N° 65 de cruceros oceanográficos desarrollados entre 1992 y 2013: a) todos los datos; y b) los datos calificados con la bandera "1" (dato bueno), excluyendo tanto los datos calificados con banderas "9" (dato ausente) y "4" (dato malo).

Next, the interquartile range for each data subset was established by calculating the 25 (P25) and 75 (P75) percentiles based on equations (1) and (2).

$$\text{Lower atypical detection limit} = P_{25} - 1,5 (P_{75} - P_{25}) \quad (1)$$

$$\text{Upper atypical detection limit} = P_{75} + 1,5 (P_{75} - P_{25}) \quad (2)$$

Finally, each data was compared with the confidence interval calculated based on equations (1) and (2). Considering their geographic position and date, data quality was evaluated as a function of the match between the values of each measurement within the upper and lower limits of the constructed interquartile range. Thus, out of the total data processed, 51.04 % corresponded to normal times, 28.51 % were taken during an El Niño event, and 20.44 % were taken during a La Niña event.

Figure 5 shows the boxplot graphs elaborated via the R software and the RCMDR package. The construction of the graphs is derived from the results of Stages I and II, as well as from the grouping of the data into subgroups according to the ERFEN's climatological classification. Next, the SST data from station N° 65 of the oceanographic cruises undertaken between 1992 and 2013 are shown: a) all data and b) the data rated with the "1" flag (good data), excluding the data rated with the "9" (absent data) and "4" (bad data) flags.

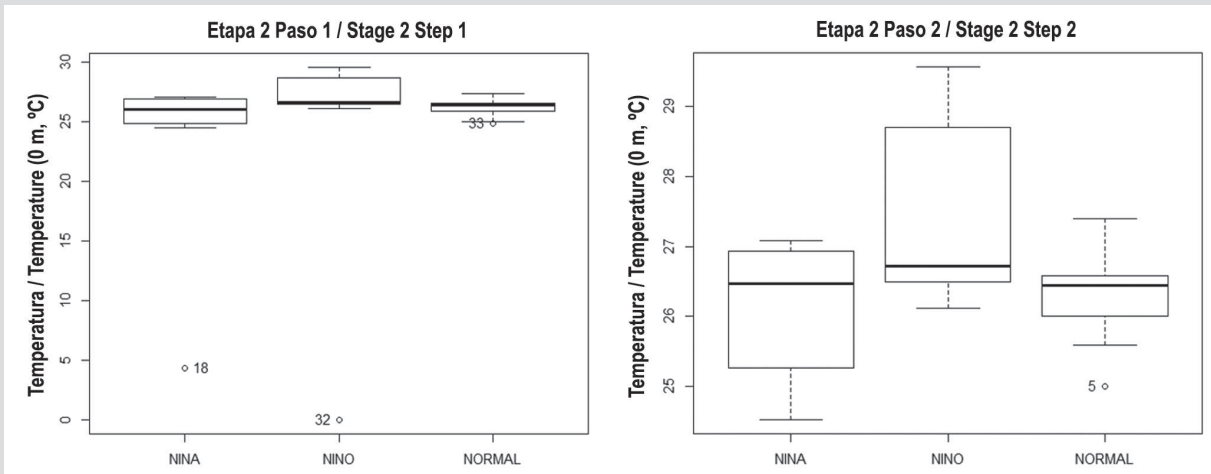


Figura 5. Gráficos de caja para datos de TSM de la estación No. 65 (1992-2013).

Figure 5. Boxplot graphs for the SST data from station N° 65 (1992-2013).

En segundo lugar, la coherencia temporal con un referente climatológico, es decir, probar en qué punto los datos caen dentro de las expectativas estacionales (IOC, 2010; Smith *et al.*, 2019; IOOS, 2020). Para evaluar la coherencia temporal con un referente climatológico, se seleccionaron los estadísticos calculados del “Atlas de los Datos Oceanográficos de Colombia 1922-2013” (Andrade *et al.*, 2015), el cual contiene información estadística a nivel mensual del comportamiento estacional de TSM en la CPC.

La climatología del Atlas presenta la información a partir de una malla de estaciones distribuidas equidistantemente a 1° de latitud-longitud en la CPC y el Caribe. Para la comparación de la climatología regional se seleccionaron los estadísticos de las estaciones del Atlas más cercanas a las estaciones de muestreo de crucero.

A continuación, se extrajo la media mensual de la TSM del Atlas correspondiente al grupo de coordenadas de cada estación de muestreo seleccionada. Posteriormente, se aplicó el intervalo de confianza clásico para el promedio t-Student como expresa la ecuación (3) y (4) (Ospina, 2001), con 96 % de nivel de confianza (t) para cada estación.

$$\bar{x} \pm t_{n-1} ee(\bar{x}) \quad (3)$$

$$ee(\bar{x}) = s / \sqrt{n} \quad (4)$$

Donde \bar{x} representa la media aritmética del conjunto de datos, $ee(\bar{x})$ el error estándar, t el valor del nivel de confianza asociado al tamaño de la muestra n establecido en la tabla t de Student, y s la desviación estándar del conjunto de datos.

Secondly, the temporal coherence was evaluated with a climatological reference, *i.e.*, the data were tested in order to determine at which point do the data fall within the seasonal expectations (IOC, 2010; Smith *et al.*, 2019; IOOS, 2020). In order to evaluate temporal coherence with a climatological reference, the statistics calculated in the Atlas of Oceanographic Data of Colombia 1922-2013 (Andrade *et al.*, 2015), were selected, which contains statistical information on the seasonal behavior of SST in the CPC on a monthly basis.

The climatology of the Atlas presents the information based on a mesh of stations equidistantly distributed at 1° of latitude-longitude in the CPC and the Caribbean. To compare the regional climatology, the statistics of the Atlas stations that were the closest to the cruise sampling stations were selected.

Next, the monthly mean of the Atlas SST data corresponding to the coordinate group of each selected sampling stations was extracted. Then, the classical confidence interval for the t-Student average was applied, as expressed by equations (3) and (4) (Ospina, 2001), with a 96 % level of confidence (t) for each station.

$$\bar{x} \pm t_{n-1} ee(\bar{x}) \quad (3)$$

$$ee(\bar{x}) = s / \sqrt{n} \quad (4)$$

Where \bar{x} represents the arithmetic mean of the dataset, $ee(\bar{x})$ is the standard error, t is the value of the confidence level associated with the size of the sample n as established in the student t-table, and s is the standard deviation of the dataset.

Finalmente se comparó cada dato con el intervalo de confianza calculado, teniendo en cuenta su posición geográfica y fecha, y se asignó la bandera de calidad GTSSP correspondiente, obteniendo los siguientes resultados: 56,90 % de los datos fue calificado con las banderas GTSSP, así: “2” (dato probablemente bueno), 36,85 % con “3” (dato probablemente malo) y 6,25 % con “0” (prueba de calidad no aplicada).

II. 2. Prueba de coherencia espacial

De acuerdo con lo recomendado por Bernal *et al.* (2011, 2012) y referido por Barrios (2013), aplicando el principio de las estaciones vecinas desde el punto de vista espacial y climatológico, se escogen pares de estaciones vecinas como forma de comparar los datos. Para el caso de estudio, se construyó un correlograma espacial (Barrios, 2013) para establecer un rango de distancia dentro del cual se ubican las estaciones vecinas de cada punto de muestreo, y a la vez revela el índice de correlación espacial o índice de Moran a nivel mensual.

El correlograma espacial para la estimación del rango de correlación de datos mensuales de TSM se hizo a través del software *Passage* (Bernal *et al.*, 2011). El correlograma se construye a partir de promedios mensuales de las 21 estaciones seleccionadas en la Etapa I, se calcula un promedio con los registros disponibles del mismo mes y de las mismas coordenadas a lo largo de los años, sin tener en cuenta valores atípicos identificados en la prueba anterior. La gráfica posee 12 líneas correspondientes a cada mes del año. El eje “x” representa la distancia en kilómetros, mientras que el eje “y” indica la correlación espacial con el índice de Moran de cuyos valores varían entre -1 a 1. Cada línea simboliza la correlación espacial entre las 21 estaciones a nivel mensual, el punto más alto de cada línea identifica el mayor índice de Moran posible para los datos introducidos y la distancia donde la correlación espacial entre estos es mayor. Como resultado se obtuvo una distancia común para todas las estaciones y todos los meses, en la que marca la mayor correlación espacial posible para todos los puntos, definida en un rango de vecindad en de 133 Km que equivalen 71,81 mn (millas náuticas) para TSM, como se aprecia en el correlograma de la Figura 6.

Finally, each data was compared with the calculated confidence interval, considering its geographic position and date, and the corresponding GTSSP was assigned, obtaining the following results: 56.90 % of the data were rated with these GTSSP flags: “2” (probably good data), 36.85 % with “3” (probably bad data), and 6.25 % with “0” (quality test not applied).

II.2. Spatial coherence test

According to the recommendations made by Bernal *et al.* (2011, 2012) and cited by Barrios (2013), by applying the principle of neighboring stations from a spatial and climatological perspective, three pairs of neighboring stations were selected as a way to compare the data. For the study case, a spatial correlogram was elaborated (Barrios, 2013), in order to establish a distance range within which the neighboring stations of each sampling point are located, as well as to reveal the spatial correlation index, or Moran index, on a monthly basis.

The spatial correlogram to estimate the correlation range of the monthly SST data was elaborated using the *Passage* software (Bernal *et al.*, 2011). The correlogram was elaborated based on the monthly averages of the 21 stations selected in Stage I. An average was calculated with the available records of the same month and the same coordinates over the years, without considering the outlier values identified in the previous test. The “x” axis represents the distance in kilometers, while the “y” axis indicates the spatial correlation with the Moran index, whose values vary between -1 and 1. Each line denotes the spatial correlation between the 21 stations on a monthly basis. The highest point of each line identifies the highest possible Moran index for the data entered, as well as the distance at which the spatial correlation between them is the highest. As a result, a common distance was obtained for all stations and months which indicates the highest possible spatial correlation for all points, defined as a neighborhood range in which 133 km are equivalent to 71.81 nautical miles for SST, as can be seen in the correlogram in Figure 6.

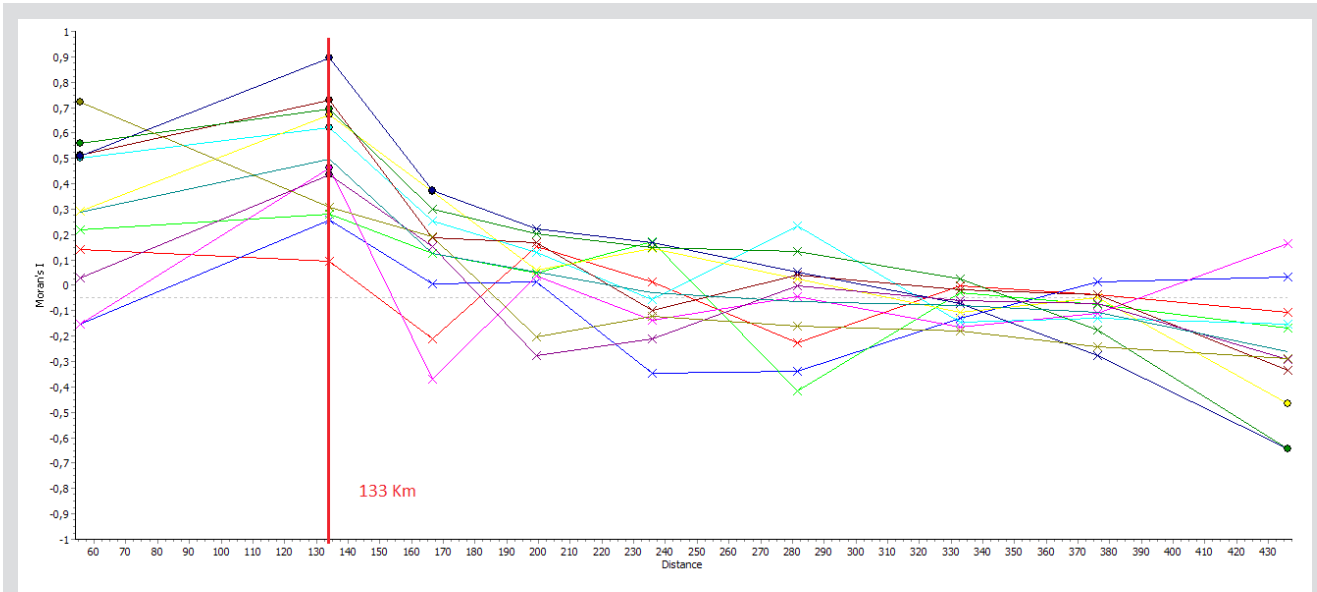


Figura 6. Correlograma espacial para la estimación de rango de distancia de datos mensuales de TSM.

Figure 6. Spatial correlogram for estimating the distance range of monthly SST data.

Para la construcción de los intervalos de confianza para el promedio, en lugar de la expresión clásica (ecuación 5) se utilizó el intervalo descrito por Cressie (1993) citado por Li (2009) como lo muestra la ecuación (6) que tiene en cuenta la correlación espacial (ρ) entre puntos de muestreo en diferentes ubicaciones geográficas.

$$\bar{x} \pm t_{n-1}s/\sqrt{n} \quad (5)$$

Así

$$\bar{x} - 3.921 * ee(\bar{x}), \quad \bar{x} + 3.921 * ee(\bar{x}) \quad (6)$$

Donde \bar{x} representa la media del conjunto de datos, $ee(\bar{x})$ el error estándar de la media de ese mismo conjunto de datos, n el tamaño de muestra y 3,921 es el valor del cuartil de una normal estándar, asociado a un nivel de confianza del 99,9%.

En la expresión clásica que se observa en la ecuación (7) el error estándar se obtiene como la raíz de la varianza; y en la ecuación (8) expresa el error estándar, en función de la varianza, que en este caso se ve modificada para introducir un factor asociado a la correlación espacial existente entre los datos, representada por ρ .

$$ee(\bar{x}) = \sqrt{var(\bar{x})} \quad (7)$$

$$var(\bar{x}) = \frac{\sigma^2}{n} \left[1 + 2 \left\{ \frac{\rho}{1-\rho} \right\} \left(1 - \frac{1}{n} \right) - 2 \left\{ \frac{\rho}{1-\rho} \right\}^2 \frac{(1-\rho^{n-1})}{n} \right] \quad (8)$$

To construct the confidence intervals for the average, instead of the classical expression (equation 5), the interval described by Cressie (1993) and cited by Li (2009) was employed, as shown by equation (6), which considers the spatial correlation between (ρ) sampling points in different geographical locations.

$$\bar{x} \pm t_{n-1}s/\sqrt{n} \quad (5)$$

Thus,

$$\bar{x} - 3.921 * ee(\bar{x}), \quad \bar{x} + 3.921 * ee(\bar{x}) \quad (6)$$

Where \bar{x} represents the mean of the dataset, $ee(\bar{x})$ is the standard error of said dataset's mean, n is the sample size, and 3.921 is the quartile value of a standard normal, associated with a confidence level of 99.9 %.

In the classical expression shown in equation (7), the standard error is obtained as the root of the variance; and equation (8) expresses the standard error as a function of the variance, which, in this case, is modified in order to introduce a factor associated with the spatial correlation between the data, as represented by ρ .

$$ee(\bar{x}) = \sqrt{var(\bar{x})} \quad (7)$$

$$var(\bar{x}) = \frac{\sigma^2}{n} \left[1 + 2 \left\{ \frac{\rho}{1-\rho} \right\} \left(1 - \frac{1}{n} \right) - 2 \left\{ \frac{\rho}{1-\rho} \right\}^2 \frac{(1-\rho^{n-1})}{n} \right] \quad (8)$$

Una vez identificado el rango de correlación para las estaciones y el índice de Moran (ρ) mensual, con la ayuda del software ArcGIS se identificó el área de influencia de las estaciones vecinas para cada punto de muestreo, como muestra la Figura 7.

Once the correlation range for the stations and the monthly Moran (ρ) index had been identified, with the help of the ArcGIS software, the area of influence of the neighboring stations was identified for each sampling point, as shown in Figure 7.

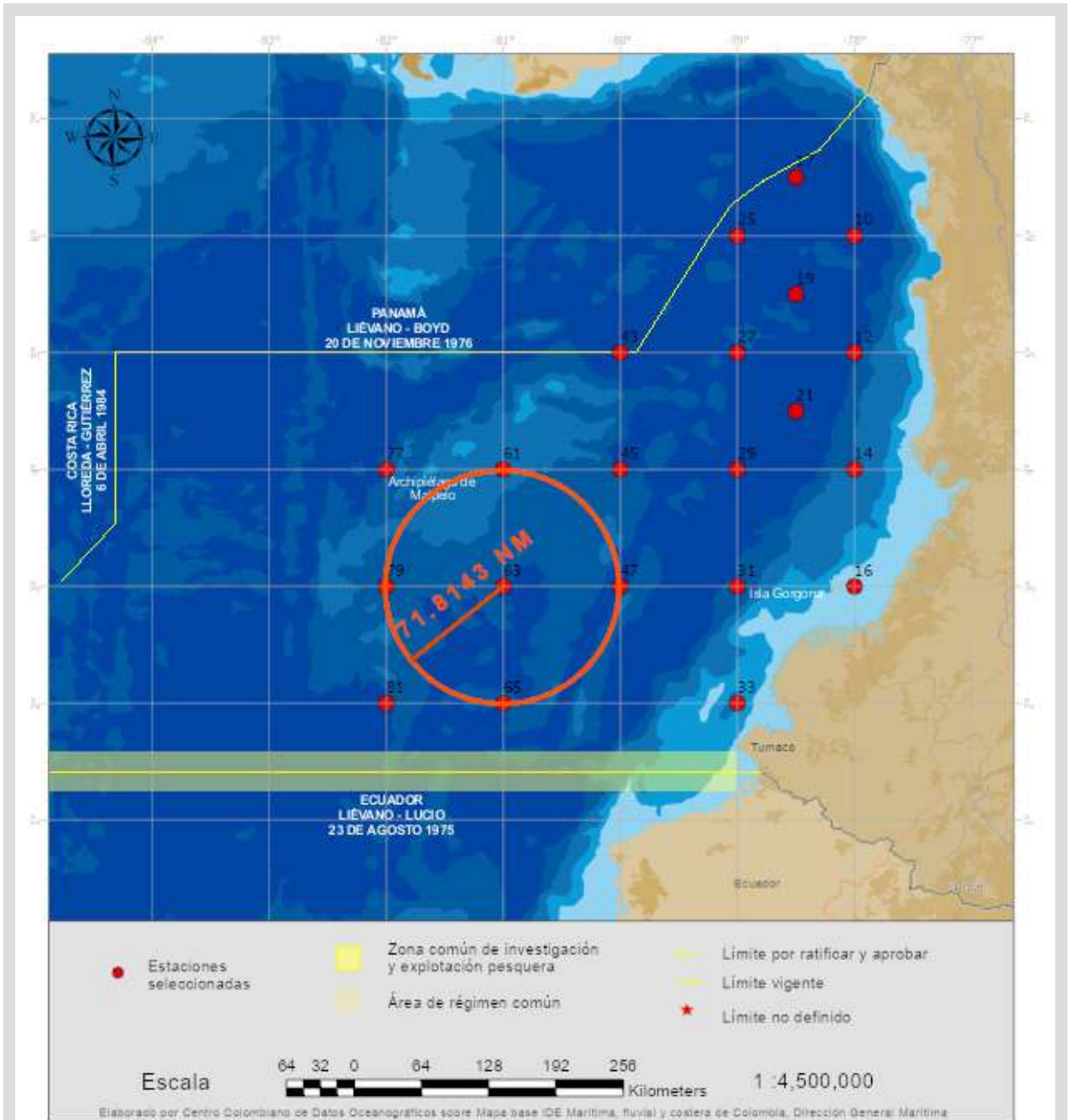


Figura 7. Área de influencia de estaciones vecinas para TSM mensual de una estación.

Figure 7. Area of influence of the neighboring stations for the monthly SST of a station.

Para finalizar, se comparó cada dato con el intervalo mensual regional al que corresponde, y se asignó la bandera de calidad GTSPP así: “3” para datos fuera del intervalo establecido para cada subconjunto (dato probablemente malo); “2” para datos dentro del intervalo establecido para cada subconjunto (dato probablemente bueno); y “0” (prueba de calidad no aplicada).

Etapa III. Juicio de expertos

Corresponde a la última prueba de control de calidad y es muy recomendada por diferentes autores (Sánchez, 2006; Romero *et al.*, 2007; IOC, 2010; Smith *et al.*, 2019), para garantizar que datos malos o cuestionables no pasen por el conjunto de pruebas sin ser detectados. El procedimiento de prueba y marcado de esta etapa se basa en la experiencia y el conocimiento de la persona que realiza la prueba. Aunque se trata de una prueba subjetiva, siempre será necesario realizar esta inspección visual como juicio final de la validez de los datos calificados (IOC, 2010). Una vez efectuada la inspección visual de los datos calificados, a juicio del experto no se requirieron cambios en la asignación de banderas GTPSS, y se procedió a efectuar la equivalencia de banderas al esquema QF IODE, que para el estudio de caso dio como resultado que bajo la metodología propuesta 74,09 % de los datos son buenos, 18,75 % son cuestionables y 7,03 % son datos malos (Figura 8).

Finally, each data was compared to its corresponding monthly regional interval, and a GTSPP quality flag was assigned as follows: “3” for data outside the interval established for each subset (probably bad data); “2” for data within the interval established for each subset (probably good data); and “0” (quality test not applied).

Stage III. Expert judgement

This is the last quality control test and is highly recommended by different authors (Sánchez, 2006; Romero *et al.*, 2007; IOC, 2010; Smith *et al.*, 2019) to ensure that bad or questionable data do not go through the test set without being detected. The testing and labeling procedure of this stage is based on the experience and knowledge of the person performing the test. Even though it is a subjective test, it will always be necessary to carry out this visual inspection as a final assessment of the validity of the rated data (IOC, 2010). Once the visual inspection of the rated data had been performed, to the expert’s judgement, no changes were required with regard to the assignment of GTPSS flags, and the flag equivalence with the QF IODE scheme was established, which, for this study case, showed that, via the proposed methodology, 74.09 % of the data are good, 18.75 % are questionable, and 7.03 % are bad (Figure 8).

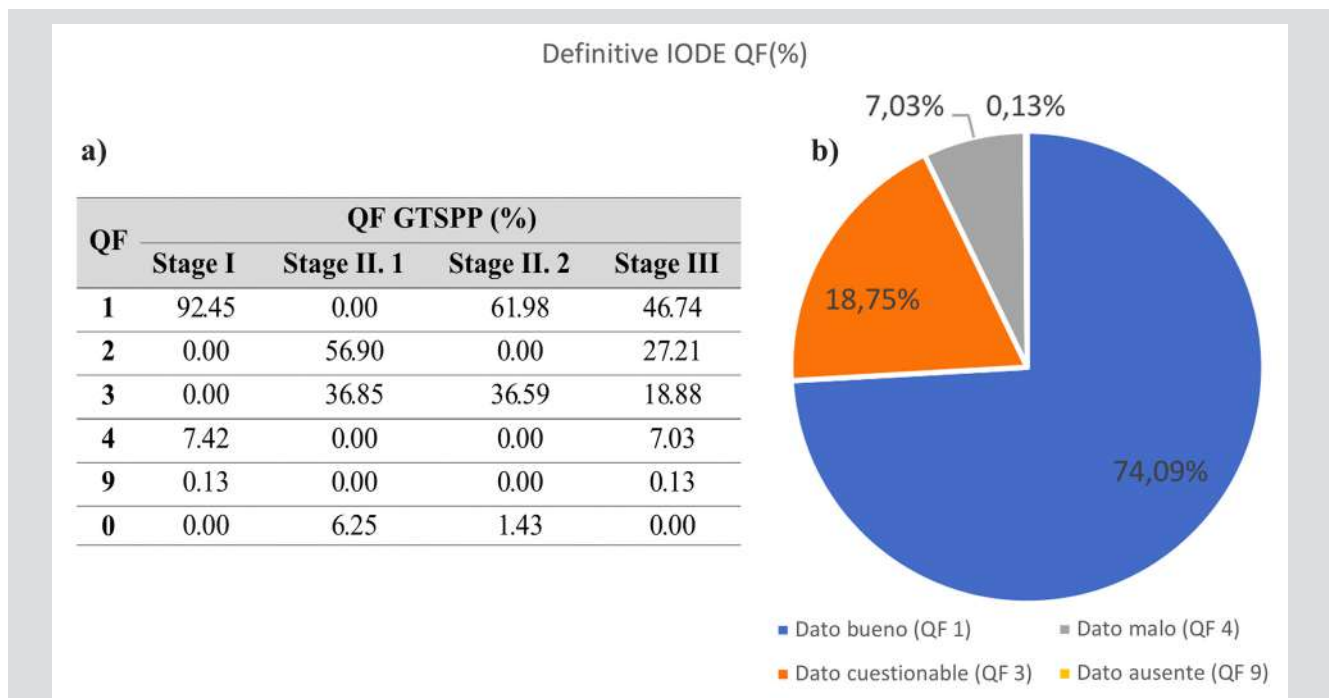


Figura 8. (a) Resultado del control de calidad bajo el esquema GTSPP (b) Resultados del control de calidad bajo el esquema IODE.

Figure 8. (a) Results of quality control performed under the GTSPP scheme, (b) results of quality control performed under the IODE scheme.

DISCUSIÓN

El estudio mostró que en la prueba de coherencia espacial fue posible definir un único rango de vecindad para todas las estaciones, debido a la distribución equidistante de las estaciones de muestreo de oceanografía física propias de la malla ERFEN; de lo contrario, habría sido necesario calcular un rango de vecindad para cada estación en particular, como ocurre para el caso de las estaciones meteorológicas del estudio de Bernal *et al.* (2011). Para el caso de la TSM, los datos disponibles permitieron asignar un coeficiente de correlación (índice de Moran) para cada mes del año, lo cual refuerza los ensayos hechos en la prueba de coherencia temporal y muestra cómo la correlación espacial entre las estaciones puede cambiar mes a mes debido a la variabilidad espacial del campo de temperatura. Adicionalmente, incluir una función que considera la correlación espacial para construir un intervalo de confianza como lo propone Cressie (1993) citado por Li (2009) y a la vez tomar datos de las estaciones vecinas dentro del rango establecido en el software Passage, demostró una coincidencia espacial entre los datos de TSM de 61,98 %, es decir, que del total de datos procesados 61,98 % presentaron una correlación espacial suficiente para que los valores de las mediciones por estación coincidieran con el rango definido por sus vecinas.

Así, tanto la prueba de coherencia temporal como espacial aportaron al análisis de la variabilidad de los parámetros oceanográficos por efecto de eventos El Niño y La Niña en aguas del Pacífico colombiano, revelando que a nivel oceánico el fenómeno El Niño se comporta típicamente con un significativo calentamiento de la capa superficial de agua (Poveda y Mesa, 1996; Pabón y Montealegre, 2017; IDEAM-UNAL, 2018). Mientras que La Niña se manifestó también como un ligero calentamiento más de tipo local en el promedio de las series comparado con las condiciones normales (como se muestra en la Tabla 4). Observándose que el comportamiento de las masas de agua para la Cuenca Pacífica Colombiana obedece a dinámicas propias diferentes a las que ya se han estudiado en el Pacífico oriental.

DISCUSSION

This study showed that, in the spatial coherence test, it was possible to define a single neighborhood range for all stations, given the equidistant distribution of the physical oceanography sampling stations belonging to the ERFEN mesh. Otherwise, it would have been necessary to calculate a neighborhood range for each particular station, as is the case of the meteorological stations in the study by Bernal *et al.* (2011). Regarding SST, the available data allowed assigning a correlation coefficient (Moran index) for each month of the year, which supports the tests conducted in the temporal coherence test and shows the way in which the spatial correlation between stations may change on a monthly basis due to the spatial variability of the temperature field. In addition, including a function that considers the spatial correlation to elaborate a confidence interval as proposed by Cressie (1993) and cited by Li (2009), while taking data from the neighboring stations within the range established with the Passage software, demonstrated a 61.98 % spatial match between the SST data, that is, out of the total processed data, 61.98 % reported a sufficient spatial correlation for the values of the measurements per station to match the range defined by their neighbors.

Thus, both the temporal and spatial coherence tests contributed to the analysis of the variability in oceanographic parameters derived from El Niño and La Niña events in waters of the Colombian Pacific, indicating that, at the ocean level, the El Niño phenomenon typically behaves with a significant heating of the surface water layer (Poveda and Mesa, 1996; Pabón and Montealegre, 2017; IDEAM-UNAL, 2018), while La Niña also manifested itself as a slight, more local heating in the average of the series, *i.e.*, in comparison with normal conditions (as shown in Table 4). It was observed that the behavior of the body masses in the Colombian Pacific Basin obey their own dynamics, different from those already studied in the Eastern Pacific.

Tabla 4. Promedio TSM datos calificados por estación por épocas Pacífico colombiano (Fuente Castañeda, 2017).

Table 4. Average SST data rated per station, per period – Colombian Pacific (Source: Castañeda, 2010).

Estación / Station	Promedio TSM °C por épocas Pacífico colombiano / Average SST °C per period, Colombian Pacific		
	Tiempo normal / Normal times	El Niño	La Niña
10	27.4151	27.8796	27.2146
12	26.9992	27.7633	27.1492
14	27.1013	27.7947	27.6357
16	26.8421	27.9238	27.4011
17	27.3622	27.8777	27.2735
19	26.9669	27.4486	26.9673
21	27.2750	27.3592	27.3409
25	26.512	27.7038	26.7802
27	27.1593	27.5573	26.8910
29	26.8957	27.6957	26.8463
31	26.7730	27.5979	26.6606
33	27.1798	27.0982	27.0860
43	26.1704	27.6088	26.7472
45	27.3191	27.1997	24.2245
47	26.7663	27.7198	26.8296
61	27.0202	27.6661	26.5243
63	26.6748	27.8408	26.7561
65	26.2681	27.5486	26.1250
77	26.8688	27.4582	27.3158
79	26.5661	27.5882	26.7294
81	26.2050	27.4530	25.9102

En cuanto a la comparación de los resultados obtenidos tras la aplicación de la metodología propuesta (es decir, 74,09 % de los datos de TSM son buenos, 18,75 % son cuestionables y 7,03 % son malos), frente a casos similares realizados en Colombia, como por ejemplo el estudio de Sánchez (2006) que incluye pruebas climatológicas, rangos de valores y juicio de expertos, sobre datos de temperatura de la columna de agua recopilados durante el Crucero Oceanográfico ERFEN XL 2005 en el Pacífico colombiano, el cual obtuvo que 50,31 % de los datos son buenos, 1,05 % son datos dudosos y 51,61 % son datos de calidad desconocida. Cabe anotar que dicho estudio aplicó pruebas adicionales al tratarse de datos de perfil del cuerpo de agua; asimismo, las pruebas solo fueron practicadas a un crucero oceanográfico y para más de la mitad de las mediciones evaluadas, no pudo concluir si eran datos buenos, malos o cuestionables.

The results obtained after implementing the proposed methodology (*i.e.*, 74.09 % good SST data, 18.75 % questionable, and 7.03 % bad) were compared to similar cases studied in Colombia, such as the study by Sánchez (2006), which includes climatological tests, value ranges, and expert judgment on water column temperature data taken during the 2005 ERFEN XL Oceanographic Cruise in the Colombian Pacific, obtaining 50.31 % good data, 1.05 % questionable, and 51.61 % data of unknown quality. It is worth noting that said study conducted additional tests, as it dealt with data on water body profiles. In the same way, the tests were only performed for one oceanographic cruise, and, for more than half the measurements evaluated, no conclusion was reached on whether the data were good, bad, or questionable.



Al comparar con el estudio de Romero *et al.* (2007), el cual describe una metodología de control de calidad que incluye, entre otras, la verificación de duplicidad de estaciones, verificación de rangos e inspección visual de las estaciones, en datos de temperatura de la columna de agua del Crucero Caribe 2002. De igual manera dicho estudio aplicó pruebas adicionales al tratarse de datos de perfil, asimismo, las pruebas solo fueron practicadas a un crucero oceanográfico y la evaluación efectuada no condujo a la asignación de banderas de calidad. Es así como la comparación entre otras propuestas metodológicas desarrolladas para el control de calidad de datos de temperatura del agua en Colombia permitió identificar pruebas de calidad en común que se aplican para este tipo de datos, pero no fue posible efectuar una comparación entre los resultados obtenidos con la calificación de los datos (banderas de calidad) propiamente dicha.

CONCLUSIONES

Se observó que cada estudio de caso consultado resalta y aporta en diferentes fases del proceso de control de calidad de acuerdo con sus necesidades, y evidencian métodos que se nutren de los aportes de estudios y de buenas prácticas internacionales en la materia; con lo cual se refuerza el hecho que los procedimientos de control de calidad pueden adaptarse y aplicarse conforme a la necesidad de procesamiento de los datos, de las características del área de estudio y que las pruebas pueden ser tan rigurosas como se requiera.

La composición y distribución de los datos oceanográficos analizados presentó retos a la hora de plantear metodologías de control de calidad basadas en técnicas estadísticas. Sin embargo, los elementos derivados de algunas metodologías utilizadas en climatología pudieron ser adaptadas para la interpretación de la variabilidad del parámetro en el tiempo y en el espacio.

Para la TSM se encontró que la cantidad y distribución de los datos disponibles permitió establecer un coeficiente de correlación (índice de Moran) entre estaciones, sin embargo, es importante tener en cuenta que la afinidad espacial también experimenta fluctuaciones a nivel temporal en función del comportamiento de la variable objeto de estudio, por tanto, se puede señalar una correlación espaciotemporal. La relación existente entre datos de un mismo parámetro, recolectados en determinadas posiciones geográficas también se ve influenciada por la época del año en que se realizaron los muestreos. Así, para el control de

The study by Romero *et al.* (2007), which was used for comparison, describes a quality control methodology that includes, among others, the verification of station duplicity and ranges, as well as their visual inspection, regarding water column temperature data in the 2002 Caribe Cruise. Similarly, said study performed additional tests, as it involved profile data. The tests were only performed for one oceanographic cruise, and the assessment did not lead to assign quality flags. Thus, the comparison between other methodological proposals developed for water temperature data quality control in Colombian waters allowed identifying common quality tests applied to this type of data, but it was not possible to make comparisons between the results obtained from the data rating (quality flags) themselves.

CONCLUSIONS

It was observed that each study case stands out and makes contributions in different phases of the quality control process, according to its needs, and methods are evidenced which are supported by the contributions of international studies and good practices in the field. This confirms the fact that quality control procedures can be adapted and applied according to data processing needs and the characteristics of the study area, as well as the fact that these tests can be as rigorous as required.

The composition and distribution of the analyzed oceanographic data posed challenges related to proposing quality control methodologies based on statistical techniques. However, the elements derived from some methodologies employed in climatology could be adapted to interpret the variability of certain parameters over time and in space.

For SST, it was found that the amount and distribution of the available data allowed establishing a correlation coefficient (Moran index) between stations. However, it is important to consider that spatial affinity also undergoes fluctuations at the temporal level, as a function of the studied variable's behavior. Therefore, a spatial-temporal correlation can be pointed out. The relationship between data on a parameter, collected in specific geographic positions, is also influenced by the time of year in which the sampling was conducted. Thus, regarding SST data quality, the fact that both the temporal and spatial aspects of the records were considered offered a more complete verification, which was coherent with the historical behavior of the parameter in the study area.

calidad de datos de TSM el tener en cuenta tanto el aspecto temporal como espacial de los registros, permitió ofrecer una verificación más completa, coherente con el comportamiento histórico del parámetro en la zona objeto de estudio.

Comparativamente con la bibliografía revisada, la metodología propuesta aporta en la incorporación de un procedimiento para la validación de la coherencia espacial de los datos, que tiene en cuenta la correlación espacial de las mediciones con respecto a mediciones efectuadas al mismo tiempo en diferentes ubicaciones. Si bien existen diferentes métodos para verificar de la coherencia espacial, este describe un procedimiento ágil que se soporta en el mismo conjunto de datos que se desea evaluar sin tener que recurrir a fuentes externas, e incorpora el aspecto temático para validar la veracidad de los registros.

La metodología desarrollada permitió plantear un protocolo general para la evaluación de datos oceanográficos aplicado a TSM y su posterior asignación de banderas de calidad. La eficacia de la metodología propuesta se manifiesta en el promedio y los estadísticos de TSM calculados para la época Normal a partir de las mediciones aprobadas por el control de calidad, que se encuentran en los rangos citados en la literatura para la CPC.

El factor diferencial de la presente propuesta metodológica frente a otras desarrolladas para el mismo tipo de variable, es tener en cuenta la influencia que el fenómeno de El Niño/ La Niña puede ejercer en las mediciones oceanográficas, contribuyendo con la integración de la variabilidad climática en el proceso de validación de este tipo de datos; avance que se sintetiza, aunando aportes heredados desde la climatología y que se agregan para consolidar la metodología de calidad de datos de la TSM. Lo anterior, teniendo en cuenta que la naturaleza de este fenómeno puede influir de forma particular para cualquier región y responder a las características propias de la zona objeto de estudio en el Pacífico colombiano. Existe el reto de adaptar este procedimiento según la zona geográfica para aplicar el control de calidad de los datos.

AGRADECIMIENTOS

La presente investigación se elaboró en el marco del desarrollo del proyecto de investigación titulado “Aplicación de técnicas de homogenización de series de tiempo de variables oceanográficas, estudio de caso subregión del Pacífico colombiano, como aporte al tema de monitoreo ambiental” en colaboración entre la Universidad Distrital

In comparison with the reviewed literature, the proposed methodology contributes with the incorporation of a procedure for validating the spatial coherence of the data, which considers the spatial correlation of the measurements with regard to those performed at the same time in different locations. Even though there are different methods to verify spatial coherence, this one describes an agile procedure founded upon the same dataset to be evaluated, without the need to resort to external sources, and it incorporates a thematic aspect to validate the truthfulness of the records.

The developed methodology allowed proposing a general protocol for the assessment of SST oceanographic data and the subsequent assignment of quality flags. The effectiveness of the proposed methodology is indicated by the average and statistics of SST values calculated normal times, based on measurements approved by the quality control process, which are within the ranges cited in the literature for the CPC.

The differentiating factor of this methodological proposal when compared to others developed for the same type of variable is the fact that it considers the influence of El Niño/La Niña on oceanographic measurements, thus contributing with the incorporation of climate variability into the validation process of this type of data. This advancement materializes by adding contributions from climatology in order to consolidate the methodology for SST data quality. The above, considering that the nature of this phenomenon may influence any region in a particular way, and it may respond to the characteristics of the area under study within the Colombian Pacific. This involves the challenge of adapting this procedure to a specific geographic area in order to perform data quality control.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was conducted within the framework of the research project titled Application of time series homogenization techniques to oceanographic variables, study case, Colombian Pacific subregion, as a contribution to the field of environmental monitoring, conducted in collaboration between Universidad Distrital Francisco José de Caldas, represented by the GIIAUD research group and the GAIA research seedbed, attached to the Department of the Environment and Natural Resources, and the General Maritime Directorate (Dimar), within the framework of the National Technical Committee for Data and Ocean Information Coordination (CTN DIOCEAN).



Francisco José de Caldas por parte del grupo de investigación GIIAUD y el semillero GAIA adscrito a la Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, y a la Dirección General Marítima (Dimar) en el marco del Comité Técnico Nacional de Coordinación de Datos e Información Oceánica (CTN DIOCEAN).

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Andrade Amaya, C.A., O.E. Rangel Parra y E. Herrera Vásquez. 2015. Atlas de los datos oceanográficos de Colombia 1922-2013. Temperatura, salinidad, densidad, velocidad geostrofica. Dirección General Marítima, Bogotá.
- Barrios Moreno, J. S. 2013. Aporte al proceso de toma de decisiones en la planificación ambiental de la región climática del Bajo Magdalena con base en análisis estadístico empleando una metodología para la homogenización de series mensuales de precipitación. Tesis Univ. Distr. Francisco José de Caldas.
- Bernal S., N.R., R.L. Correa y M.E. Rangel. 2011. Homogenización de series de tiempo mensuales de precipitación: 5. IX Congr. Meteorol., 26 p.
- Bernal, N., J. Barrios, M. Ramos, C. Velásquez e Y. Ibarra. 2012. Propuesta metodológica para la homogenización de series de tiempo de precipitación mensual y su utilidad en procesos de toma de decisiones, estudio de caso Región Climatológica del Bajo Magdalena. XXII Simp. Internal. Estad., Bucaramanga, Colombia.
- Castañeda, D. 2017. Aplicación de técnicas de homogenización de series de tiempo de variables oceanográficas, estudio de caso subregión del Pacífico colombiano, como aporte a tema de monitoreo ambiental. Tesis Univ. Distr. Francisco José de Caldas, Bogotá.
- CTN Diocean. 2018. Manual de referencia en mejores prácticas de gestión de datos oceánicos. Dimar 3/2018, Bogotá. <http://10.26640/25392212.3.2018>
- Dimar. 2018. Guía para la normalización de conjuntos de datos oceanográficos. Centro Colombiano de Datos Oceanográficos.
- Fox, J., M. Bouchet-Valat, L. Andronic, M. Ash, T. Boye, S. Calza and K. Wright. 2017. R CMDR R Commander. (versión 3.3.1) <https://cran.r-project.org/web/packages/Rcmdr/index.html>
- Gronell, A. and S.E. Wijffels. 2008. A semiautomated approach for quality controlling large historical ocean temperature archives. *J. Atmos. Ocean. Technol.*, 25(6): 990-1003.
- IDEAM – UNAL. 2018. Variabilidad climática y cambio climático en Colombia, Bogotá. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023778/variabilidad.pdf>
- IOC. 1993. Manual of quality control procedures for validation of oceanographic data. <http://www.oceandocs.org/handle/1834/2849>
- IOC. 2010. GTSPP real-time quality control manual. <https://www.oceandocs.org/handle/1834/5589>
- IOC. 2013a. IODE quality management framework for National Oceanographic Data Centres. https://www.iode.org/index.php?option=com_oe&task=viewDocumentRecord&docID=12661
- IOC. 2013b. Ocean data standards vol. 3. Recommendation for a quality flag scheme for the exchange of oceanographic and marine meteorological data. Version 1. <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/413>
- IOOS. 2020. Manual for real-time quality control of in-situ temperature and salinity. data. U.S. Integrated Ocean Observing System. https://cdn.ioos.noaa.gov/media/2020/03/QARTOD_TS_Manual_Update2_200324_final.pdf
- Kent, E.C., N.A. Rayner, D.I. Berry, R. Eastman, V. Grigorieva, B. Huang and K.M. Willett. 2019. Observing requirements for long-term climate records at the ocean surface. *Front. Mar. Sci.*, 6: 441.
- Levitus, S. 1982. Climatological atlas of the world ocean. <https://babel.hathitrust.org/cgi/pt?id=uc1.31822007471964;view=1up;seq=1>
- Li, Y. 2009. Modeling and analysis of spatially correlated data. https://doi.org/10.1142/9789812837448_0004
- Locarnini, R.A., A.V. Mishonov, O.K. Baranova, T.P. Boyer, M.M. Zweng, H.E. Garcia, J.R. Reagan, D. Seidov, K.W. Weathers, C.R. Paver and I.V. Smolyar. 2019. World Ocean Atlas 2018, Volume 1: Temperature. NOAA Atlas NESDIS 81. https://data.nodc.noaa.gov/woa/WOA18/DOC/woa18_vol1.pdf
- Lombana, L., N. Bernal y J. Barrios. 2018. Guía para el procesamiento de series de tiempo de precipitación y temperatura: estimación de datos faltantes, detección de cambios y homogenización. Univ. Distr. Francisco José de Caldas, Bogotá.
- NOAA. 2015a. About global temperature and salinity profile program. <https://www.nodc.noaa.gov/GTSPP/overview/index.html>
- NOAA. 2015b. Climate prediction center—monitoring & data ENSO impacts. http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml
- OMM. 2011. Guía de prácticas climatológicas. https://library.wmo.int/pmb_ged/wmo_100_es.pdf

- Ospina, D. 2001. Introducción al muestreo. Univ. Nal. Col., Bogotá.
- Pabón-Caicedo, J.D. y J.E. Montealegre-Bocanegra. 2017. Los fenómenos de El Niño y de La Niña, su efecto climático e impactos socioeconómicos. Acad. Col. Cienc. Ex., Fis. Nat., Col. Jorge Álvarez Lleras 43.
- Póveda, G. and O. Mesa. 1996. Feedbacks between hydrological processes in tropical South America and large-scale ocean-atmospheric phenomena. *J. Clim.*, 10: 2690-2702. <https://journals.ametsoc.org/doi/pdf/10.1175/1520-0442%281997%29010%3C2690%3AFBHPIT%3E2.0.CO%3B2>
- Reiner, S. and W. Alfred. 2013. Oceanographic quality flag schemes and mappings between them. Version: 1.4. Inst. Polar Mar. Res. Bremerhaven, Germany. https://odv.awi.de/fileadmin/user_upload/odv/misc/ODV4_QualityFlagSets.pdf
- Romero, C., L. Marriaga y R. Torres. 2007. Metodología para la calificación y control de calidad de datos oceanográficos aplicada al Crucero Caribe 2002. *Bol. Cient. CIOH*. 25: 78-93. https://doi.org/10.26640/01200542.25.78_93
- Rosenberg, M. and D. Corey. 2011. Passage: Pattern Analysis Spatial Statistics and Geographic Exegesis. Version 2. Meth. Ecol. Evol. Arizona State Univ. <http://www.passagesoftware.net/index.php>
- Sánchez, R. 2006. Diseño e implementación de una herramienta computacional para el control de la calidad y validación de datos oceanográficos. Tesis Univ. Cauca, Popayán, Colombia.
- Smith, S.R., G. Alory, A. Andersson, W. Asher, A., Baker, D.I. Berry, K. Drushka, D. Figurskey, E. Freeman, P. Holthus, T. Jickells, H. Kleta, E.C. Kent, N. Kolodziejczyk, M. Kramp, Z. Loh, P. Poli, U. Schuster, E. Steventon, S. Swart, O. Tarasova, L.P. De La Villéon and N. Vinogradova-Shiffer. 2019. Ship-based contributions to global ocean, weather, and climate observing systems. *Front. Mar. Sci.*, 6.
- Wang, Q., C. Chen, F. Liao, Y. Liu and Z. Wang. 2017. Data quality control of sea surface temperature retrieved by spaceborne microwave radiometer: 1981-1984. 2017 July-IEEE Internat. Geosci. Rem. Sens. Symp. (IGARSS).

RECIBIDO/RECEIVED: 04/04/2021


ACEPTADO/ACCEPTED: 10/08/2022



Estimación del área de playa a través de información satelital de libre acceso: calibración para la costa de Montevideo, Uruguay

Sandy beach area estimation through open access satellite information: A calibration for the coast of Montevideo, Uruguay

Luis Orlando

 0000-0002-8528-9047

UNDECIMAR, Facultad de Ciencias, Iguá 4225, Montevideo 11400, Uruguay. lorlando@fcien.edu.uy

RESUMEN

Las playas arenosas brindan gran variedad de servicios ecosistémicos sosteniendo el bienestar humano en áreas costeras. Estos ecosistemas dinámicos dependen de la interacción entre: el oleaje, las mareas y los regímenes de viento. Su alta variabilidad los hace vulnerables a las modificaciones físicas y el cambio climático, amenazando la estabilidad de las funciones ecosistémicas. El análisis de la dinámica costera requiere una gran cantidad de información, este estudio utiliza una metodología de acceso libre para estimar el área de playa a través de imágenes satelitales de la colección Landsat. El área de las playas es una variable relevante para dilucidar la dinámica costera, los atributos ecosistémicos y el potencial turístico. La arena (mediante *Random Forest*) y la cobertura vegetal (mediante el índice de diferencias normalizadas de vegetación) se consideraron como componentes del ecosistema de playa. Se validó el método para la costa de Montevideo, comparando los resultados con medidas independientes, y se estimó el área de 20 playas de para un período de 35 años. Esta metodología está disponible para su aplicación a un costo operativo bajo, representado una oportunidad para aumentar la información disponible y mejorar el manejo en materia de dinámica costera y uso de las playas arenosas.

PALABRAS CLAVE: erosión costera, manejo ecosistémico, Landsat, acceso libre, playas arenosas.

ABSTRACT

Sandy beaches provide a variety of ecosystem services that support human well-being at coastal areas. These ecosystems are highly dynamic and primarily defined by the interaction between waves, tides and wind regimes. High variability makes beaches vulnerable to physical modifications and climate change, jeopardizing ecosystems functions. This has resulted in accelerated erosion rates and ecological degradation with widespread socioeconomic implications. Coastal dynamic analysis is a data demanding process that requires long term monitoring programs; this study applies an open access methodology to the Landsat collection in order to estimate beach area. This informative variable can help elucidate coastal dynamics, ecosystem attributes and touristic potential. Sand (through Random forest classification) and vegetation (through a threshold of the normalized difference vegetation index) were considered as components of the beach ecosystem. The method was calibrated for the Montevideo coast by testing results against independent estimations of beach area, the area of 20 beaches of the Montevideo coast was estimated for a 35 years' period. This methodology can be applied anywhere at a very low operational cost, potentially multiplying the available information and allowing better management on the pressing matters of coastal dynamics and sandy beach use.

KEY WORDS: coastal erosion, ecosystem management, Landsat, open access, sandy beach.

INTRODUCCIÓN

Las playas arenosas abarcan más de dos tercios de las costas libres de hielo del mundo y proveen una amplia variedad de servicios ecosistémicos que sustentan el bienestar humano en las áreas costeras (McLachlan y Defeo, 2018). Las playas son muy dinámicas y están definidas ante todo por la interacción entre la energía de las olas, las mareas y los regímenes de viento (Barnard *et al.*, 2015; McLachlan *et al.*, 2018), lo cual se traduce en patrones marcados de variación en el área del ecosistema (Short, 1999). La alta variabilidad hace que los ecosistemas playeros sean particularmente vulnerables a modificaciones físicas, estructuras de acorazamiento y otras alteraciones asociadas a la urbanización, lo que pone en riesgo el área de los ecosistemas, reduce la biodiversidad y altera los ciclos del balance sedimentario, acelerando las tasas de erosión (Short, 1999; Defeo *et al.*, 2009). Los ecosistemas costeros alrededor del mundo enfrentan un “triple impacto” debido al aumento en el desarrollo urbano e industrial, el uso de recursos y los efectos del cambio climático (Defeo y Elliot, 2020). Los factores estresantes naturales y antropogénicos que afectan a las playas arenosas han llevado a una erosión generalizada y a la degradación de estos complejos ecosistemas, con consecuencias para los componentes tanto social como ecológico (Amyot y Grant, 2014; Luijendijk *et al.*, 2018).

Mitigar la degradación de los ecosistemas playeros es una tarea compleja que requiere estimaciones morfológicas para evaluar factores clave y tendencias (Barnard *et al.*, 2012). Los programas de monitoreo *in situ* son costosos y con frecuencia escasos (Splinter *et al.*, 2013; Vos *et al.*, 2019). Esto resulta en especial problemático, pues se requieren conjuntos robustos de datos a largo plazo antes de que emerjan tendencias significativas (Short y Jackson, 2013). Los análisis multidecenales de la vulnerabilidad costera han mostrado patrones de oscilación y correlaciones con índices climáticos globales y regionales, combinados con el clima de las olas y nivel del mar predominantes (Barnard *et al.*, 2015; Orlando *et al.*, 2019). Esta dinámica causada por el clima es la base de la preocupación compartida sobre los efectos potencialmente críticos del cambio climático en las áreas costeras, reforzando la necesidad de bases de datos costeras a largo plazo.

Las imágenes satelitales suministran datos útiles para estudiar la morfodinámica costera (Harris *et al.*, 2011; Short y Jackson, 2013) y se han utilizado para monitorear las orillas y costas a escala global (Luijendijk *et al.*, 2018; Vos *et al.*, 2019) y local (Cifuentes *et al.*, 2017). La colección satelital Landsat tiene resoluciones espaciales, espectrales y radiométricas que,

INTRODUCTION

Sandy beaches comprise more than two thirds of the ice-free coasts of the world, providing a wide variety of ecosystem services that support human well-being at coastal areas (McLachlan and Defeo, 2018). Beaches are highly dynamic and primarily defined by the interaction between wave energy, tides and wind regimes (Barnard *et al.*, 2015; McLachlan *et al.*, 2018), which translates into strong variation patterns of ecosystem area (Short, 1999). High variability makes beach ecosystems particularly vulnerable to physical modifications, armoring structures and other urban-associated alterations, which jeopardize ecosystems area, reduce biodiversity and alter sediment budget cycles, accelerating erosion rates (Short, 1999; Defeo *et al.*, 2009). Coastal ecosystems worldwide face a “triple whammy” given by increases in urban and industrial development, use of resources, and the effects of climate change (Defeo and Elliot, 2020). Natural and anthropogenic stressors imposed on sandy beaches have led to widespread erosion and degradation of these complex ecosystems with consequences for both social and ecological components (Amyot and Grant, 2014; Luijendijk *et al.*, 2018).

The mitigation of beach ecosystem degradation is a complex task that requires morphological estimations to assess drivers and trends (Barnard *et al.*, 2012). On-site coastal monitoring programs are expensive and often sparse (Splinter *et al.*, 2013; Vos *et al.*, 2019). This is especially problematic, as robust long-term data sets are required before meaningful trends emerge (Short and Jackson, 2013). Multi-decadal analysis of coastal vulnerability has shown oscillation patterns and correlations to global and regional climatic indices, in combination with predominant wave climate and sea level (Barnard *et al.*, 2015; Orlando *et al.*, 2019). This climate-driven dynamic supports the shared concern about the potentially critical effects of climate change at coastal areas, reinforcing the need for long-term coastal databases.

Satellite imagery provides useful data for studies of nearshore morphodynamics (Harris *et al.*, 2011; Short and Jackson, 2013) and has been used for shoreline and coastal monitoring at global (Luijendijk *et al.*, 2018; Vos *et al.*, 2019) and local (Cifuentes *et al.*, 2017) scales. The Landsat satellite collection has spatial, spectral, and radiometric resolution that, along with their temporal continuity, have proven well suited for beach erosion monitoring (Luijendijk *et al.*, 2018, Orlando *et al.*, 2019; Vos *et al.*, 2019). The

junto con su continuidad temporal, han resultado ser aptas para monitorear la erosión playera (Luijendijk *et al.*, 2018; Orlando *et al.*, 2019; Vos *et al.*, 2019). La aplicación de un método automatizado para detectar orillas en la colección Landsat ha producido un conjunto global de datos de tasas de cambio en la línea costera para un periodo de 33 años, que indica que 24 % de las playas arenosas del mundo se están erosionando a tasas superiores a 0.5 m/a, mientras que 28 % se está acreciendo (Luijendijk *et al.*, 2018). La clasificación mediante Random Forest aplicada a las imágenes Landsat en la costa de Montevideo permitió estimar el área de la playa y determinar tendencias a largo plazo que describen un ciclo de 27 años con fases de erosión y acreción cuasidecenales bien delimitadas relacionadas con las configuraciones climáticas (Orlando *et al.*, 2019).

Este estudio presenta una metodología de libre acceso para estimar el área de la playa con el objetivo de fortalecer las capacidades de gestión costera mediante un procedimiento de muestreo remoto de bajo costo. A diferencia de estudios que miden la posición de la orilla (Harley *et al.*, 2010; Luijendijk *et al.*, 2018; Vos *et al.*, 2019), este enfoque se centra en la determinación del área de la playa, una variable informativa que puede ayudar a explicar las dinámicas costeras (Short y Jackson, 2013; Orlando *et al.*, 2019), los atributos ecosistémicos (Takimoto y Post, 2013) y el potencial turístico (McLachlan *et al.*, 2013). Se consideran las coberturas de arena y vegetación; se logra la detección de arena a través de una clasificación Random Forest semi automatizada, mientras que el área de la vegetación se estima aplicando un umbral al índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). Como caso de estudio, se realiza la calibración de parámetros de estimación para la costa de Montevideo, probando los resultados con respecto a estimaciones independientes del área de la playa con base en imágenes aéreas y satelitales (Gutiérrez *et al.*, 2016). Luego, utilizando los parámetros con mejor desempeño, se estima el área de 20 playas en la costa de Montevideo para el periodo 1984-2019. Para garantizar la replicabilidad y fomentar el uso de esta metodología, se comparte toda la información producida en repositorios *online*, así como los códigos generados.

ÁREA DE ESTUDIO

Uruguay está ubicado en la costa suroriental de Sudamérica y tiene un área total de 176,000 km² (Fig. 1). Montevideo es el departamento administrativo que alberga la ciudad capital y el puerto principal. Su costa se caracteriza por playas arenosas interrumpidas por puntas rocosas, con

application of an automated shoreline detection method to the Landsat collection has produced a global dataset of shoreline change rates for a 33-year period, indicating that 24% of the world's sandy beaches are eroding at rates exceeding 0.5 m/yr, while 28% are accreting (Luijendijk *et al.*, 2018). Random forest classification, applied to Landsat images at the Montevideo coast, allowed to estimate beach area and establish long-term trends describing a 27-year cycle with well-delimited quasi-decadal erosion and accretion phases related to climatic configurations (Orlando *et al.*, 2019).

This study presents an open access methodology to estimate beach area with the objective of strengthening coastal management capacities by providing a low cost remote sampling procedure. Unlike studies that measure the shoreline position (Harley *et al.*, 2010; Luijendijk *et al.*, 2018; Vos *et al.*, 2019) this approach focuses on beach area determination, an informative variable that can help explain coastal dynamics (Short and Jackson, 2013; Orlando *et al.*, 2019), ecosystem attributes (Takimoto and Post, 2013) and touristic potential (McLachlan *et al.*, 2013). Sand and vegetation cover are considered, sand detection is achieved through a Random Forest semi-automated classification, while vegetation area is estimated by applying a threshold to the normalized difference vegetation index (NDVI). As a case study, calibration of the estimation parameters is performed for the Montevideo coast by testing results against independent estimations of beach area based on aerial and satellite imagery (Gutiérrez *et al.*, 2016). Then, using the best performing parameters, beach area is estimated for 20 beaches of the coast of Montevideo for the 1984-2019 period. To ensure replicability and encourage the use of this methodology all information produced as well as the scripts are shared through on-line repositories.

STUDY AREA

Uruguay is located in the southeastern coast of South America, with a total area of approximately 176,000 km² (Fig. 1). Montevideo is the administrative department that holds the capital city and main port, its coast is characterized by sandy beaches interrupted by rocky heads, with a semidiurnal tidal regime of microtidal amplitude (ca. 0.5 m) (Lercari and Defeo, 2015). The Rio de la Plata system has a major freshwater input from Parana and Uruguay rivers, from the west, forming a shallow (up to 15 m) coastal-plain estuary (Lercari and Defeo, 2015). A strong turbidity front is located around Montevideo city,

un régimen mareal semidiurno de amplitud micromareal (ca. 0.5 m) (Lercari y Defeo, 2015). El sistema del Río de la Plata tiene una entrada significativa de agua dulce de los ríos Paraná y Uruguay, provenientes de occidente, que forman un estuario somero (hasta 15 m) de llanura costera (Lercari y Defeo, 2015). Hay un frente de turbidez fuerte en torno a la ciudad de Montevideo, que constituye la indicación superficial de la transición entre aguas dulces y saladas (Sepúlveda *et al.*, 2004).

En este estuario, los vientos son los que fuerzan, ante todo, la variabilidad de las características del agua (salinidad, temperatura y turbidez) (Simionato *et al.*, 2010). Los vientos fuertes también producen aumentos a corto plazo en el nivel del mar. La frecuencia de marejadas ciclónicas mayores a 200, 250 y 280 cm sobre el nivel del mar ha aumentado y se atribuye a cambios en los regímenes de viento (Verocai *et al.*, 2015). Las playas arenosas a lo largo de esta costa tienen un comportamiento intermedio a disipativo, con un predominio de sedimentos finos (García-Alonso *et al.*, 2016). El rango de variaciones en la salinidad y la urbanización son los principales factores que explican la riqueza de especies en

which constitutes the surface indication of the transition between fresh and saline waters (Sepúlveda *et al.*, 2004). In this estuary, variability of water characteristics (salinity, temperature and turbidity) are mainly forced by winds (Simionato *et al.*, 2010), strong winds also produce short-term increases in sea level. The frequency of storm surges greater than 200, 250 and 280 cm above mean sea level has increased and is attributed to changes on wind regimes (Verocai *et al.*, 2015). Sandy beaches along this coast behave as intermediate to dissipative, with a dominance of fine sediment fraction (García-Alonso *et al.*, 2016). The range of salinity variations and urbanization are the principal drivers explaining sandy beach species richness at this coast (Orlando *et al.*, 2020). Numerous alterations related to hardening and urbanization are present at Montevideo, such as: coastal squeezing, modification of sediment and water flows by infrastructure and introduction of exotic species (Gutiérrez *et al.*, 2015; Delfino *et al.*, 2011).

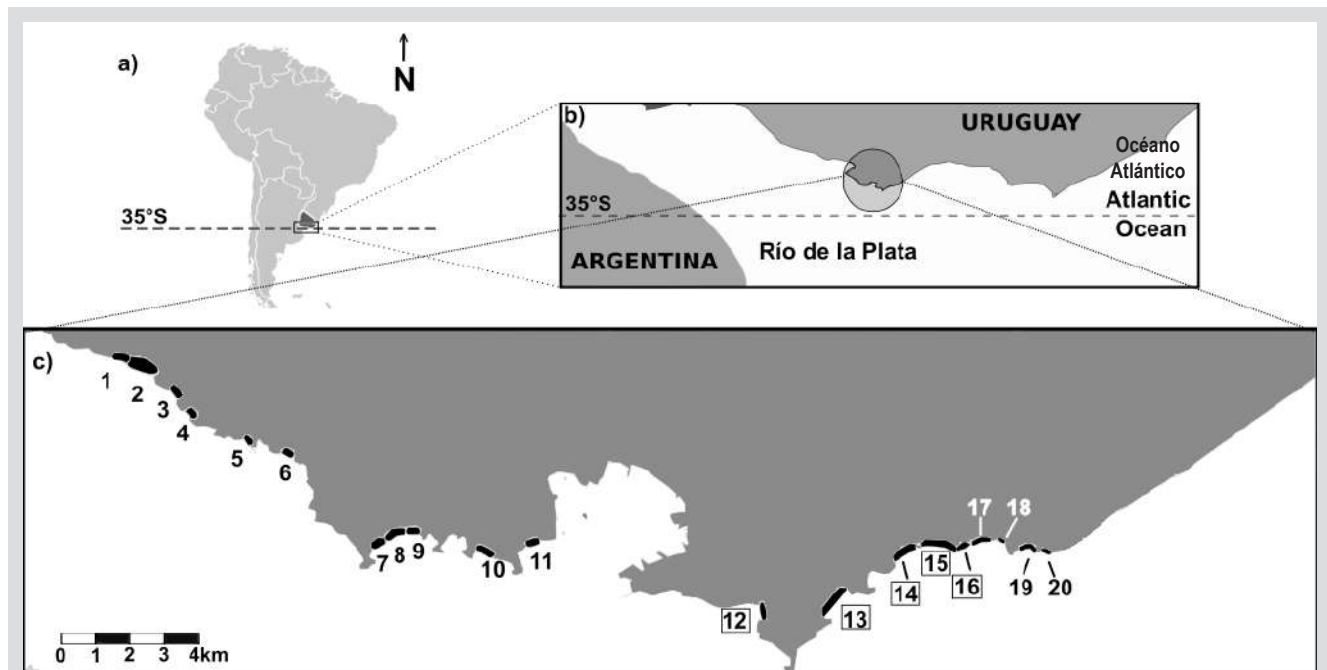


Figura 1. a) Ubicación del sitio de estudio en Sudamérica. b) Río de la Plata, el círculo indica la ubicación de Montevideo. c) Las 20 playas seleccionadas como sitios de estudio; de izquierda (oeste) a derecha (este): 1) Punta Espinillos, 2) Mailhos, 3) Rocha, 4) La Colorada, 5) Juan Torora, 6) Pajas Blancas, 7) Punta Yeguas chica, 8) Punta Yeguas grande, 9) Santa Catalina, 10) Del Nacional, 11) Cerro, 12) Ramírez, 13) Pocitos, 14) Buceo, 15) Malvín, 16) Brava, 17) Honda, 18) Ingleses, 19) Verde, 20) La Mulata. Los cuadrados que encierran los números de playa indican las ubicaciones que se utilizaron para el proceso de calibración.

Figure 1. a) Location of study site on South America. b) Río de la Plata, the circle indicates the location of Montevideo. c) The 20 beaches selected as study sites. From left (west) to right (east): 1) Punta Espinillos, 2) Mailhos, 3) Rocha, 4) La Colorada, 5) Juan Torora, 6) Pajas Blancas, 7) Punta Yeguas chica, 8) Punta Yeguas grande, 9) Santa Catalina, 10) Del Nacional, 11) Cerro, 12) Ramírez, 13) Pocitos, 14) Buceo, 15) Malvín, 16) Brava, 17) Honda, 18) Ingleses, 19) Verde, 20) La Mulata. Squares enclosing beach numbers indicate locations that were used for the calibration procedure.

playas arenosas de esta costa (Orlando *et al.*, 2020). Existen numerosas alteraciones relacionadas con el endurecimiento y la urbanización en Montevideo, tales como la compresión costera, la modificación de los flujos de sedimento y agua por la infraestructura y la introducción de especies exóticas (Delfino *et al.*, 2011; Gutiérrez *et al.*, 2015).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de la fracción emergida de ecosistemas playeros (área de la playa) se estimó anualmente entre 1984 y 2019 para 20 playas de la costa de Montevideo (Fig. 1c). Las playas recibieron su denominación común y se seleccionaron no como parte de una lista exhaustiva, sino para cubrir el rango geográfico de esta costa. Se analizaron las colecciones de imágenes Landsat 5 y 7 mediante *Google Earth Engine* (GEE) (Gorelick *et al.*, 2017). Esta plataforma de análisis geoespacial que se basa en la nube utiliza una proyección WGS84 y permite acceder a una extensa colección de datos, incluido el proyecto Landsat. La plataforma incluye una consola JavaScript, donde pueden analizarse datos de manera remota utilizando la infraestructura de computación de Google, reduciendo así los requerimientos de hardware para el análisis y evitando almacenar imágenes (Gorelick *et al.*, 2017).

La serie satelital Landsat tiene una granularidad temporal de 16 días. Landsat 5 estuvo activo entre 1984 y 2012 y abarca siete bandas espectrales con una resolución espacial máxima de 30 m, que cubre distintos anchos de banda desde el rango azul (0.45–0.52 μm) hasta el infrarrojo de onda corta (2.08–2.35 μm) (Ozturk y Sesli, 2015). Landsat 7 abarca ocho bandas espectrales entre el azul (0.45–0.52 μm) y el infrarrojo de onda corta (2.08–2.35 μm), con una banda pancromática (0.52–0.90 μm) y una resolución espacial máxima de 15 m (Gorelick *et al.*, 2017).

La metodología propuesta combina la fotointerpretación con algoritmos de aprendizaje automático que clasifican la cobertura terrestre. La Figura 2 presenta una explicación detallada de la metodología que se utiliza. Cada párrafo numerado se refiere a un cuadro que representa una etapa del proceso. Cuando sea pertinente, debajo de los párrafos numerados habrá información sobre el caso particular de la costa de Montevideo.

1. Polígono de playa. Se construyó un polígono que contiene cada una de las playas con base en imágenes satelitales Quickbird de Google Earth (que datan de julio 9 de 2009, con 2.5 de resolución espacial) y se utilizó para obtener medidas de cada playa. El límite hacia el mar del polígono debería poder capturar variaciones en el área y distintos perfiles de playa sin

MATERIALS AND METHODS

The area of the emerged fraction of beach ecosystems (Beach area) was estimated yearly from 1984 to 2019 for 20 beaches of the Montevideo coast (Fig. 1c), beaches are referred by common name and were selected, not as an exhaustive list but, to cover the geographical range of this coast. The Landsat 5 and 7 satellite imagery collections were analyzed through Google Earth Engine (GEE) (Gorelick *et al.*, 2017), this cloud-based platform for geospatial analysis uses a WGS84 projection and allows accessing an extensive data collection, including the Landsat project. The platform includes a JavaScript console where data can be analyzed remotely using Google's computation infrastructure, thus reducing the hardware requirements for the analysis and avoiding the storage of images (Gorelick *et al.*, 2017).

The Landsat satellite series has a temporal granularity of 16 days, Landsat 5 has been active from 1984 to 2012, comprises 7 spectral bands with a maximum spatial resolution of 30m, covering different wavelengths from the blue range (0.45–0.52 μm) to the shortwave infrared (2.08–2.35 μm) (Ozturk and Sesli, 2015). The Landsat 7, comprises 8 spectral bands ranging to blue (0.45–0.52 μm) to shortwave infrared (2.08–2.35 μm) with a panchromatic band (0.52–0.90 μm) and a maximum spatial resolution of 15m (Gorelick *et al.*, 2017).

The methodology proposed combines photo interpretation with machine learning algorithms which classify land cover. The detailed explanation of the methodology applied is referred to Figure 2. Each numbered paragraph refers to a box representing a stage of the process. When applies, below the numbered paragraphs there is information on the particular case for the Montevideo coast.

1. Beach polygon. A polygon enclosing each of the beaches was constructed based on Quickbird satellite images from Google Earth (dated 9 July 2009, 2.5 m spatial resolution), and used to obtain measures for each beach. The seaward limit of the polygon should be able to capture area variations and different beach profiles without having to be modified (Fig. 3). The landwards limit in urban beaches is set by hard structures and seldom changes. On beaches with no consolidated supralittoral, the limit was set where vegetation fully covered the sand. This polygon establishes the maximum landward limit of the beach, therefore has to be adjusted to the oldest reference

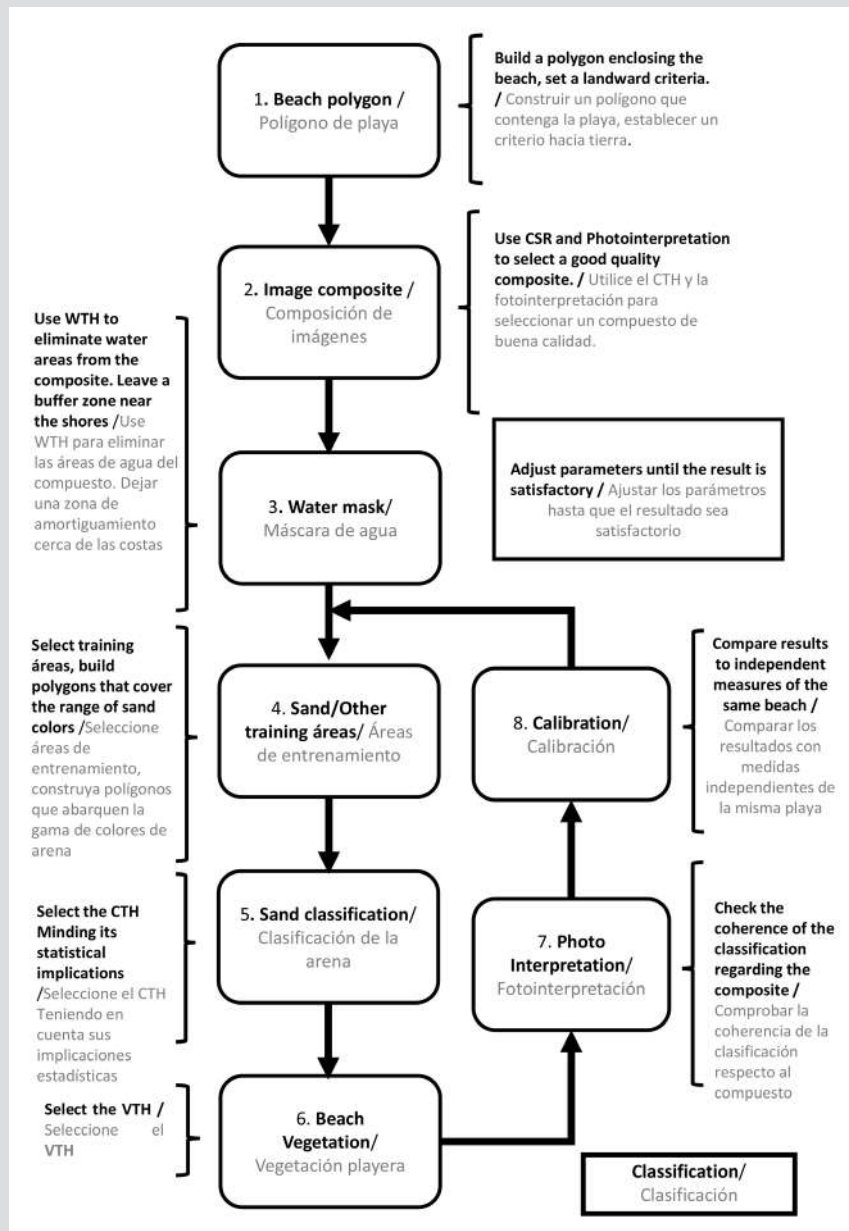


Figura 2. Diagrama de flujo del enfoque metodológico aplicado para medir el área de las playas arenosas. Cada cuadro representa un paso con información adicional referenciada. CSR es el rango del puntaje de nubosidad, WTH es el umbral de agua, CTH es el umbral de clasificación y VTH es el umbral de vegetación.

Figure 2. Workflow of the methodological approach applied to measure the area of sandy beaches. Each box represents a step with referenced additional information. CSR is the cloud score range, WTH is the water threshold, CTH is the classification threshold and VTH the vegetation threshold.

que se requieran modificaciones (Fig. 3). El límite terrestre en las playas urbanas está determinado por estructuras duras y rara vez cambia. En playas sin un supralitoral consolidado, se estableció el límite donde la vegetación cubría por completo la arena. Este polígono establece el límite terrestre máximo de la playa y, por lo tanto, tiene que ajustarse a la referencia más antigua en la base de datos; debe modificarse si ocurren alteraciones en el límite terrestre, tales como aquellas generadas por construcciones (Fig. 3).

in the database, and should be modified if alterations of the landward limit happen, such as those generated by constructions (Fig 3).

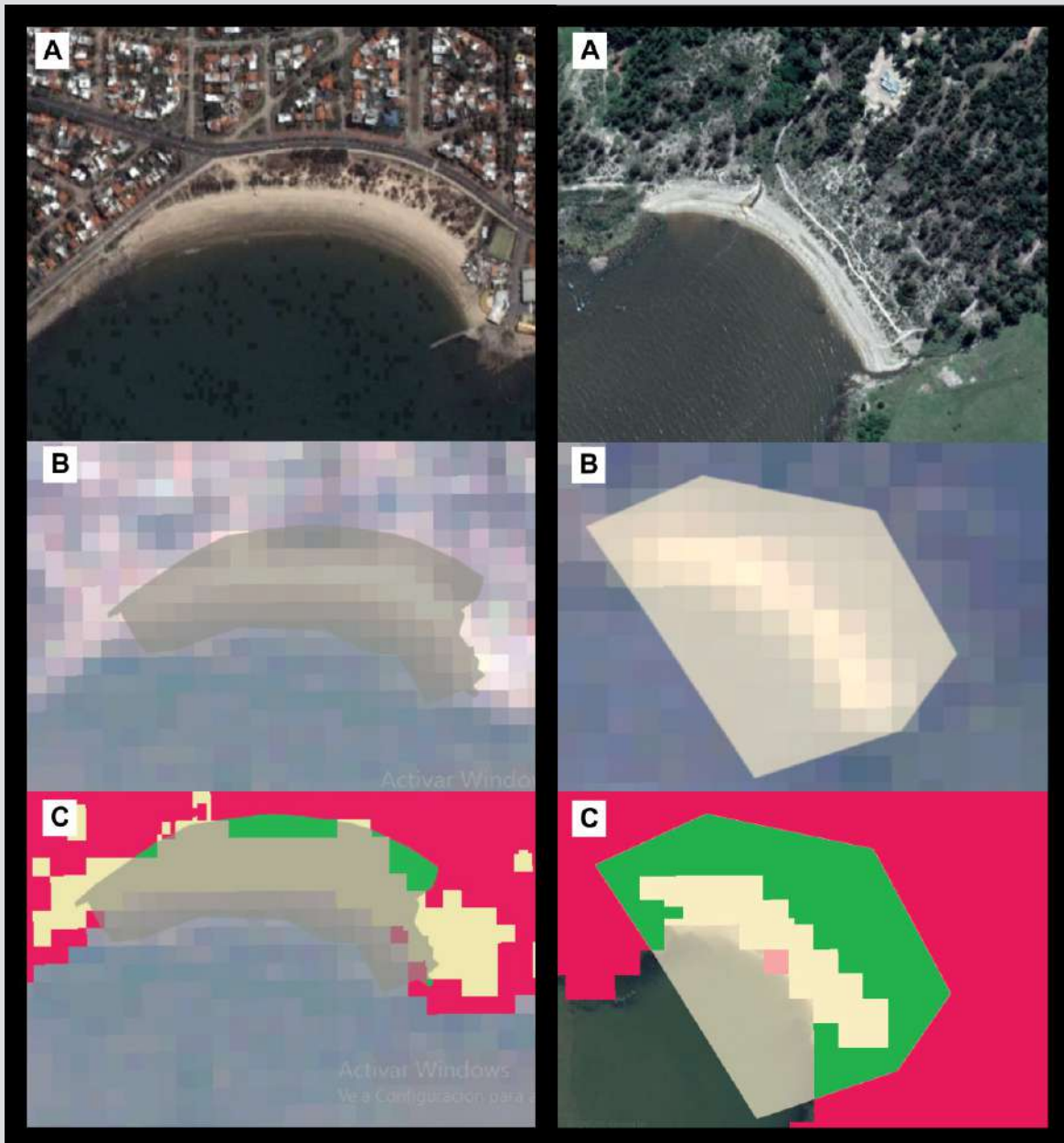


Figura 3. Diagrama que muestra ejemplos del procedimiento de clasificación para una playa urbana (Verde) a la izquierda y una playa sin un supralitoral consolidado (Rocha) a la derecha. **A)** muestra la imagen de alta resolución de Google Earth (julio 9 de 2009) que se utilizó como referencia para construir los polígonos. **B)** muestra dos entradas para el procedimiento de clasificación: un compuesto Landsat 7 con resolución de 30 m que data de 2009 con el polígono de playa geolocalizado en superposición. **C)** muestra la salida de clasificación –los píxeles amarillos indican arena, los rojos “otros” y los verdes vegetación playera. El área total de la playa es igual a las áreas en amarillo y verde bajo el polígono.

Figure 3. Diagram showing examples of the classification procedure for an urban beach (Verde) on the left and a beach with no consolidated supralittoral (Rocha). **A)** Shows the Google Earth high-resolution imagery (July 9 of 2009), which was used as reference to construct beach polygons. **B)** Shows two inputs for the classification procedure, a 30m resolution Landsat 7 composite of the year 2009 with the geo-located Beach-polygon superimposed. **C)** Shows the classification output with yellow pixels indicating sand, red indicating “other” and green, beach-vegetation. The total area of the beach is equal to the areas in yellow and green under the polygon.

2. Composición de imágenes. Se convirtieron las imágenes Landsat a la reflectancia del tope de atmósfera (TOA), y se construyó un compuesto con base en la mediana a partir de píxeles no nublados mediante la aplicación de la función Landsat Simple Composite incorporada en el GEE

2. Image composite. Landsat images were converted to top of the atmosphere (TOA) reflectance and a median based composite was constructed from non-cloudy pixels applying the Landsat Simple Composite built-in function of GEE using all available bands. This function

utilizando todas las bandas disponibles. Esta función genera un mosaico a partir de una colección de escenas Landsat sin procesar, aplica una calibración TOA estándar y asigna un porcentaje de nubosidad a todos los píxeles de cada imagen. Luego, se calculó un valor por banda basado en la mediana para cada píxel con un rango de nubosidad más bajo que el rango del puntaje de nubosidad (CSR) seleccionado, generando así el compuesto. Se utilizó el CSR para controlar el porcentaje de nubosidad por píxel, adaptando el valor hasta obtener una visualización clara a color real con base en rojo, verde y azul (Fig. 3).

Para la costa de Montevideo, se estimó el área anual de la playa utilizando todas las imágenes ortorrectificadas estándar con corrección de terreno de Nivel 1 de Landsat 5 (L5) (1984-2011) y Landsat 7 (L7) (2004-2019). L5 presentó un promedio de 15 imágenes por año, con un mínimo de 6 (1989) y un máximo de 31 (2004), mientras que L7 presentó un promedio de 33 imágenes por año, con un mínimo de 28 (2010) y un máximo de 41 (2019) (Tabla 1). Para los años superpuestos (2004-2011), se midieron las áreas mediante ambas colecciones Landsat y se calculó el promedio.

3. Máscara de agua. Para reducir el área de clasificación y limitar el número de categorías, se removió la capa de agua aplicando una máscara con base en el índice de diferencias normalizadas de agua (NDWI) (Gao, 1996) con diferentes umbrales de clasificación de agua (WTH), combinada con fotointerpretación. Este paso no busca establecer la línea de la costa, por lo que debe dejarse una zona intermedia de interfaz agua-arena para que el algoritmo clasifique la cobertura.

4. Arena/Otras áreas de entrenamiento. La señal espectral de las áreas de entrenamiento actúa como información semilla para el desarrollo del algoritmo de clasificación Random Forest. Para la categoría de arena, se distribuyeron polígonos de entrenamiento a lo largo de la costa, cubriendo el rango de colores de arena presentes en cada compuesto. La categoría “otros” se formó por polígonos que contenían todas las coberturas no arenosas, incluyendo las urbanas, rocosas y rurales. Se implementó la selección aleatoria de los puntos de muestreo dentro de las áreas de entrenamiento para reducir la auto correlación espacial y los errores de clasificación (Millard y Richardson, 2015), teniendo en cuenta que el número de puntos de entrenamiento debe ser por lo menos 10 veces el número de variables utilizadas en la clasificación (Jensen, 2005).

computes a Landsat composite from a collection of raw Landsat scenes; it applies a standard TOA calibration and assigns a cloud percentage to all pixels on each image. Then, a median-based value per band is computed for every pixel with a range of clouds lower than the selected cloud score range (CSR), generating the composite. The CSR was used to control the percentage of clouds per pixel, adapting the value until a clear true color visualization based on red, green and blue, was obtained (Fig 3).

For the Montevideo coast, beach area was estimated yearly using all the available standard Level 1 Terrain-corrected orthorectified images from Landsat 5 (L5) (1984–2011) and Landsat 7 (L7) (2004–2019). L5 had an average of 15 images per year with a minimum of 6 (1985 and 1985) and a maximum of 31 (2004), while L7 had an average of 33 images per year with a minimum of 28 (2010) and a maximum of 41 (2019) (Table 1). For overlapping years (2004-2011), areas were measured through both Landsat collections and averaged.

3. Water mask. In order to reduce the area of classification and limit the number of categories, the water layer was removed by applying a normalized difference water index (NDWI) (Gao, 1996) mask with different water thresholds (WTH), combined with photo interpretation. This step does not seek to set the coastline, so a buffer zone of water-sand interface must remain for the algorithm to classify the cover.

4. Sand/Other training areas. The spectral signal at training areas acts as seed information for the developing of the Random Forest classification algorithm. For the sand category, training polygons were distributed along the coast covering the range of sand colors present on each composite. The category “other” was formed by polygons that comprised all non-sand cover, including urban, rocky and rural cover. Random selection of sampling points within training areas was implemented to reduce spatial autocorrelation and classification errors (Millard and Richardson, 2015), considering that the number of training points should be at least 10 times the number of variables used in the classification (Jensen, 2005).



Tabla 1. Características de las colecciones de imágenes utilizadas para construir los compuestos Landsat 5 y 7 con el propósito de estimar el área de la playa en la costa de Montevideo. Se informa el número de imágenes (n) y se suministran las fechas mínima y máxima como día/mes para cada año.

Table 1. Characteristics of the image collections used for the construction of the Landsat 5 and 7 composites to estimate beach area on the Montevideo coast, the number of images (n) is informed and the minimum and maximum date are provided, as day/month, for each year.

Año / Year	Landsat 5			Landsat 7		
	n	Fecha mín. / Min. date	Fecha max. / Max. date	n	Fecha mín. / Min. date	Fecha max. / Max. date
1984	9	28/8	25/12	0	—	—
1985	6	10/1	5/12	0	—	—
1986	17	6/1	24/12	0	—	—
1987	13	9/1	18/12	0	—	—
1988	16	3/1	29/12	0	—	—
1989	6	14/1	22/5	0	—	—
1990	19	1/1	19/12	0	—	—
1991	12	4/1	6/12	0	—	—
1992	10	11/3	8/12	0	—	—
1993	17	9/1	27/12	0	—	—
1994	16	3/1	5/12	0	—	—
1995	16	15/1	17/12	0	—	—
1996	18	2/1	19/12	0	—	—
1997	8	4/1	20/11	0	—	—
1998	15	28/3	25/12	0	—	—
1999	13	1/1	12/12	0	—	—
2000	10	29/1	28/11	0	—	—
2001	14	31/1	17/12	0	—	—
2002	10	2/1	21/8	0	—	—
2003	13	16/7	23/12	0	—	—
2004	31	8/1	25/12	31	7/1	24/12
2005	27	1/1	26/11	32	2/1	27/12
2006	30	29/1	15/12	31	5/1	30/12
2007	19	16/1	29/9	32	8/1	17/12
2008	15	19/1	27/12	34	2/1	28/12
2009	23	5/1	7/12	29	4/1	22/12
2010	15	15/1	26/12	28	7/1	25/12
2011	16	18/1	2/11	38	3/1	28/12
2012	0	—	—	31	6/1	30/12
2013	0	—	—	33	15/1	24/11
2014	0	—	—	35	11/1	29/12
2015	0	—	—	36	5/1	16/12
2016	0	—	—	28	17/1	18/12
2017	0	—	—	38	10/1	28/12
2018	0	—	—	32	6/1	24/12
2019	0	—	—	41	16/1	27/12

Para la costa de Montevideo, se consideraron las siete (ocho) bandas espectrales de Landsat 5(7) como variables de clasificación. Se extrajeron en forma aleatoria 100 puntos de entrenamiento de las áreas de entrenamiento de cada categoría.

5. Clasificación de la arena. Se aplicó el procedimiento Random Forest (Breiman, 2001) debido a su alta exactitud de clasificación (Briec *et al.*, 2018). Este algoritmo construye varios árboles de clasificación y luego decide cada clase de píxel por el voto mayoritario de todos los árboles (Breiman, 2001). Para ajustar la clasificación de la arena, se probaron umbrales diferentes del voto mayoritario (CTH). Todos los píxeles que estuvieran dentro de los polígonos de playa con un voto mayor al CTH se consideraron como arena. Siguiendo este procedimiento, se construyeron 1000 árboles de decisión para cada año. Para la costa de Montevideo, se realizaron estimaciones del área de la arena con CTH de 0.35, 0.50 y 0.65 para probar diferentes umbrales de decisión.

6. Vegetación playera. Para dar cuenta de la vegetación que crece en las playas, todos los píxeles que estuvieran dentro de los polígonos de playa, que hubieran sido clasificados como “otros” y que tuvieran un índice de diferencias normalizadas de vegetación (NDVI) mayor que el umbral de vegetación (VTH) se consideraron como vegetación playera. Se estimó el área de la playa sumando las áreas de arena y vegetación dentro de cada polígono de playa.

Las estimaciones de vegetación playera se tomaron con VTH de 0.15, 0.25 y 0.35 para probar el comportamiento de diferentes umbrales de vegetación.

7. Fotointerpretación. La coherencia de la clasificación y la idoneidad del polígono de la playa se analizaron visualmente, comparando los resultados espacialmente explícitos con el compuesto original (Fig. 3).

8. Calibración. Para aproximar los mejores parámetros del modelo (CTH y VTH), se comparó el área de la playa estimada con mediciones independientes, considerando las posibles fuentes de error debido al uso de enfoques diferentes.

Gutiérrez (2010) y Gutiérrez *et al.* (2016) presentan mediciones de área para 5 de las 20 playas cubiertas por este estudio (Ramírez, Pocitos, Buceo, Malvín, Brava). Esta información independiente se obtuvo mediante la medición manual de imágenes aéreas y satelitales que cubrían un periodo de tiempo mayor al analizado en esta investigación,

For the Montevideo coast the 7(8) spectral bands of Landsat 5(7) were considered as classification variables, 100 training points were randomly extracted from the training areas of each category.

5. Sand classification. Random Forest procedure (Breiman, 2001) was applied due to its high classification accuracy (Briec *et al.*, 2018). This algorithm builds several classification trees and then decides each pixel class by the majority vote of all trees (Breiman, 2001). To provide an adjustment for the sand classification, different threshold of the majority vote (CTH) were tested. All pixels within the beach polygons with a vote greater than the CTH were considered as sand. Following this procedure, 1000 decision trees were constructed for each year. For the Montevideo coast, sand area estimations were made with CTH of 0.35, 0.50 and 0.65 in order to try different decision thresholds.

6. Beach vegetation. To account for vegetation growing at the beach, all pixels within the beach polygons classified as “other” and with a normalized difference vegetation index (NDVI) greater than the vegetation threshold (VTH) were considered as beach vegetation. Beach area was estimated adding sand area and vegetation area within each beach polygon.

Estimations of beach vegetation area were taken with VTH of 0.15, 0.25, and 0.35 to test the behavior of different vegetation thresholds.

7. Photo interpretation. The coherence of the classification and the adequacy of the beach polygon were visually analyzed comparing the spatially explicit results to the original composite (Fig. 3).

8. Calibration. To approximate the best model parameters (CTH and VTH), estimated beach area was compared to independent measures, considering the possible sources of error due to the different approaches.

Gutiérrez (2010) and Gutiérrez *et al.* (2016) present area measurements for 5 of the 20 beaches covered in this study (Ramírez, Pocitos, Buceo, Malvín, Brava). This independent information was obtained through manual measuring of satellite and aerial imagery covering a larger time period than the analyzed here, including two different methodologies for beach measuring, the previous high tide high water level (PHTH) (Buceo, Malvín and Brava) and the wet/dry line or run-up maxima (WDL) (Ramírez and Pocitos) (Boak and Turner, 2005). A total of 39 independent measures overlap with the period and sites covered in this

incluyendo dos metodologías diferentes para la medición de las playas: la línea de previa (PHTH) (Buceo, Malvín y Brava) y la línea húmeda/seca o los máximos de penetración (WDL) (Ramírez y Pocitos) (Boak y Turner, 2005). Un total de 39 mediciones independientes se superponen con el período y los sitios cubiertos en este estudio, las cuales se compararon con el estimado anual del área total que se obtuvo mediante esta metodología. A pesar de las diferencias en los procesos de adquisición, la información independiente sirvió como referencia para calibrar los parámetros del método para la costa de Montevideo.

El análisis de datos y la visualización de resultados se llevaron a cabo utilizando el software R (R Development Core Team, 2012). Se aplicaron la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon y el coeficiente de correlación de Pearson para analizar las diferencias entre los datos independientes y los estimados sin asumir normalidad. Se compararon las estimaciones con y sin discriminación mediante la metodología de la información independiente. Se utilizaron los parámetros de clasificación de mejor desempeño (CTH y VTH) para estimar el área total de 20 playas de la costa de Montevideo. Se estandarizaron los resultados para facilitar la visualización y poder comparar las variaciones de área entre playas de diferente tamaño, así como para realizar evaluaciones a nivel costero. El puntaje estándar para una playa determinada se obtuvo sustrayendo el área media de la playa en todo el periodo del área de un año y dividiendo entre la desviación estándar para todo el periodo (puntaje estándar de la playa_(Y) = (área_(Y) – área media) / desviación estándar, donde Y es el año).

RESULTADOS

La prueba de los rangos con signo de Wilcoxon no rechazó la equivalencia de las medianas estimadas e independientes del área de playa arenosa cuando se realizó con CTH=0.50 (Fig. 4). La correlación entre las dos aproximaciones fue alta, con un puntaje máximo de Pearson de 0.80, correspondiente a CTH=0.50 VTH=0.15 (Fig. 4).

Cuando se discriminaron las mediciones independientes por metodología, surgió un patrón interesante: las estimaciones PHTH tuvieron una mejor correlación con las mediciones obtenidas mediante CTH=0.65 (Tabla 2), mientras que WDL no fue discriminado de las mediciones realizadas con CTH=0.35 (Tabla 3). No se registraron grandes diferencias asociadas con los distintos VTH en esta etapa del análisis.

study and were compared to the corresponding yearly total area estimate obtained using this methodology. Despite the differences in the acquisition procedures the independent information served as reference to calibrate the method parameters for the Montevideo coast.

Data analysis and results plot were performed using R software (R Development Core Team, 2012). Wilcoxon's Signed-Rank Test and Pearson's correlation coefficient were applied to analyze differences between independent and estimated data without assuming normality; estimations were compared with and without discriminating by the methodology of the independent information. Using the best performing classification parameters (CTH and VTH) total beach area was estimated for 20 beaches on the Montevideo coast. Results were standardized to facilitate visualization and allow comparisons of area variations between beaches of different size and make evaluations at coastal level. The standard score for a given beach was obtained by subtracting the mean beach area in the entire period to the area on a year and dividing by the standard deviation for the whole period (standard score beach_(Y) = (area_(Y) – mean area) / standard deviation, where Y is the year).

RESULTS

Wilcoxon's paired test did not reject the equivalence of the estimated and independent medians of sandy beach area when it was performed with CTH=0.50 (Fig. 4). Correlation between the two approximations was high, with a maximum Pearson's score of 0.80, corresponding to CTH=0.50 and VTH=0.15 (Fig. 4).

When independent measures were discriminated by methodology an interesting pattern emerged, PHTH estimations were better correlated to measures obtained with CTH = 0.65 (Table 2). While WDL was non-discriminated from measures with CTH = 0.35 (Table 3). No major differences associated to the different VTH were registered at this stage of the analysis.

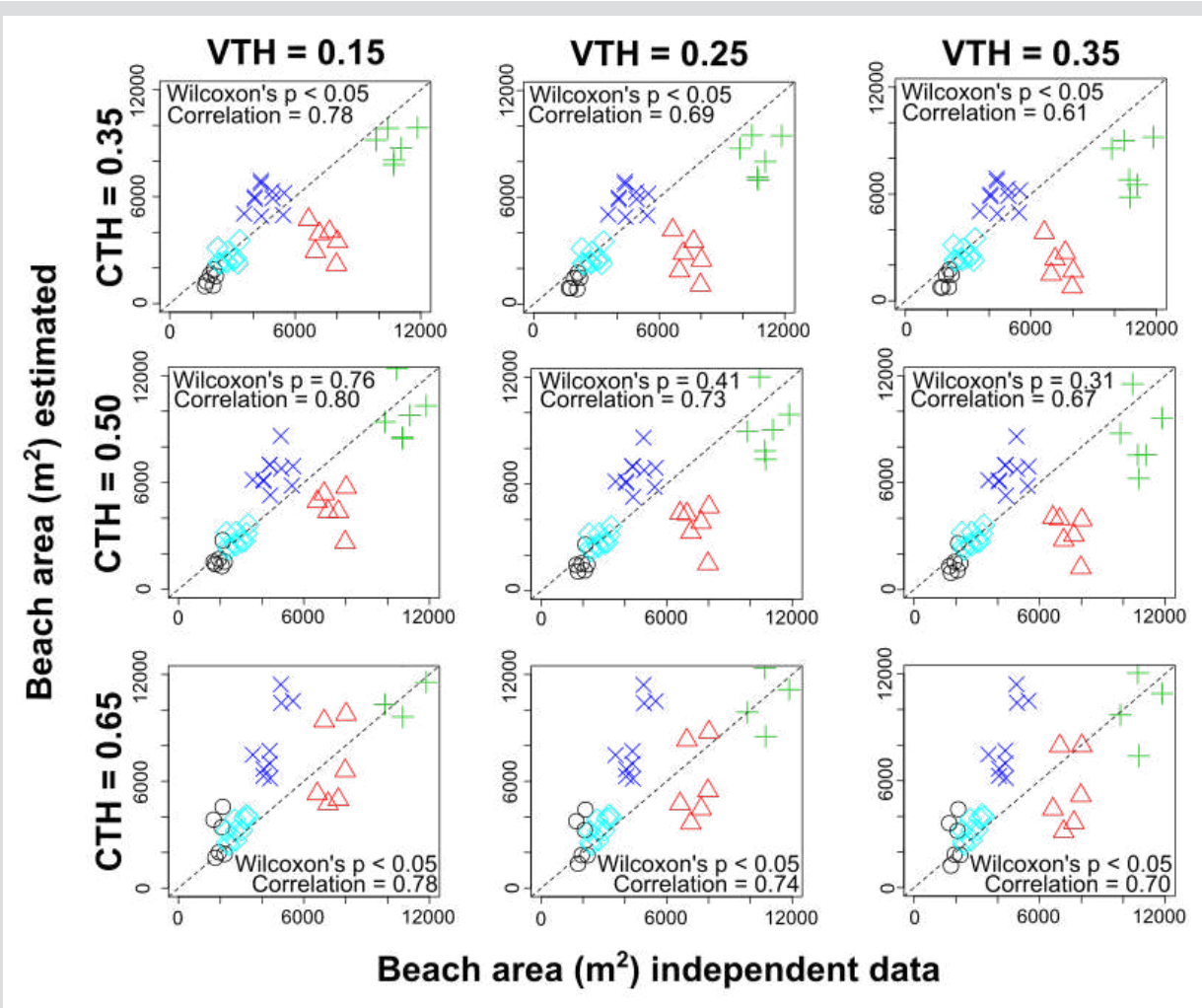


Figura 4. Gráficos de dispersión para la calibración del área de la playa, que se estimó considerando distintos umbrales de clasificación (CTH) y vegetación (VTH). En cada gráfico de dispersión se muestra el valor p de la prueba de rangos con signo de Wilcoxon y el coeficiente de correlación de Pearson con muestras pareadas. Cada una de las playas comparadas se muestra con una forma distinta: los círculos (negro) corresponden a Brava, los cuadrados rotados (azul celeste) a Ramírez, las equis (azul) a Pocitos, los triángulos (rojo) a Buceo y las cruces (verde) a Malvín.

Figure 4. Scatter plots of the calibration for beach area estimated considering different classification thresholds (CTH) and vegetation thresholds (VTH). At each scatterplot, the p-value of the Wilcoxon's Signed-Rank Test and the Pearson's coefficient of correlation with paired samples are shown. Each of the compared beaches is shown with a different shape: circles (black) correspond to Brava, rotated squares (sky-blue) to Ramírez, exes (blue) to Pocitos, triangles (red) to Buceo, crosses (green) to Malvín.

Tabla 2. Comparación de áreas estimadas con medidas independientes tomadas con la metodología de línea de marea alta previa (PHTH). Se suministran el valor p de Wilcoxon y el índice de correlación de Pearson para las comparaciones con combinaciones de valores del umbral de vegetación (VTH) y el umbral de clasificación (CTH).

Table 2. Comparison of estimated areas with independent measures taken with the previous high tide high water level (PHTH) methodology. Wilcoxon's p-value and Pearson's correlation index are given for the comparisons with combinations of vegetation threshold (VTH) and classification threshold (CTH) values.

PHTH	VTH = 0.15	VTH = 0.25	VTH = 0.35
CTH = 0.35	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 7.63e-06	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 7.63e-06	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 7.63e-06
	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.90	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.85	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.81
CTH = 0.50	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 1.6e-03	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 4.2e-04	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 3.3e-04
	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.90	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.87	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.83
CTH = 0.65	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 0.30	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 0.87	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 0.64
	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.88	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.86	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.84

Tabla 3. Comparación de áreas estimadas con medidas independientes tomadas con la metodología de línea húmedo/seco (WDL). Se muestran el valor p de Wilcoxon y el índice de correlación de Pearson para las comparaciones con diferentes combinaciones de valores del umbral de vegetación (VTH) y el umbral de clasificación (CTH).

Table 3. Comparison of estimated areas with independent measures taken with the wet/dry line (WDL) methodology. Wilcoxon's p-value and Pearson's correlation index are given for the comparisons with different combinations of vegetation threshold (VTH) and classification threshold (CTH) values.

WDL	VTH = 0.15	VTH = 0.25	VTH = 0.35
CTH = 0.35	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 0.058	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 0.064	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 0.064
	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.84	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.84	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.84
CTH = 0.50	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 3.2e-03	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 3.2e-03	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 3.1e-03
	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.87	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.87	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.87
CTH = 0.65	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 5.7e-06	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 5.7e-06	Valor p / p value (Wilcoxon's) = 5.7e-06
	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.93	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.93	Correlación / Correlation (Pearson's) = 0.93

El mejor ajuste en datos independiente agrupados se obtuvo con CTH=0.50 y VTH=0.15. Las mediciones obtenidas con estos parámetros mostraron un alto valor p y la mejor correlación con la información independiente. La estimación anual de arena y vegetación para 20 playas de la costa de Montevideo en el periodo 1984-2019 se obtuvo aplicando estos valores (Fig. 5), la base de datos resultante y los códigos GEE están disponibles de manera abierta en <http://doi.org/10.5281/zenodo.4327667> (Orlando, 2020). El patrón que surgió en el área estandarizada de la playa (Fig. 5A.2 y 5B.2) muestra un comportamiento similar en las variaciones del área de la playa para la costa de Montevideo, lo que sugiere la existencia de factores comunes.

DISCUSIÓN

Este estudio describe y pone a prueba una metodología para estimar el área de la playa, que admite estudios en sitios individuales, monitoreo costero a gran escala y la reconstrucción de información antigua con bajos costos de operación. La mitigación de los efectos del cambio climático y el uso sostenible de ecosistemas de playa arenosa están limitados por la información disponible (Harley *et al.*, 2010). Las estimaciones que se obtienen mediante la metodología propuesta permitirían una gestión costera mejor y más informada al: 1) detectar patrones o puntos críticos de erosión, 2) fomentar una mejor comprensión de la relación entre factores climáticos y el cambio en las costas, 3) permitir estimaciones cuantificadas de atributos del paisaje, como es el caso de la vegetación, y 4) estimar la capacidad de carga recreacional.

Esta metodología produce mediciones anuales, las cuales reducen la variabilidad debido al momento del año o a condiciones climáticas a corto plazo al integrar variaciones

The best adjustment on pooled independent data were obtained with CTH = 0.50 and VTH = 0.15. The measurements obtained with these parameters showed high p-value and the best correlation with the independent information. Yearly sand and vegetation estimation for 20 beaches on the Montevideo coast for the period 1984-2019 were obtained applying these values (Fig. 5), the resulting database and the GEE scripts are openly available at: <http://doi.org/10.5281/zenodo.4327667> (Orlando, 2020). The pattern arising on standardized beach area (Fig. 5A.2 and 5B.2) shows a similar behavior of beach area variations for the Montevideo coast suggesting the existence of common drivers.

DISCUSSION

This study describes and test a methodology for estimating beach area, allowing single site studies as well as large scale coastal monitoring and the reconstruction of past information at a low operative cost. Mitigation of climate change effects and the sustainable use of sandy beach ecosystems is constrained by the available information (Harley *et al.*, 2010). The estimations obtained through the methodology proposed here would allow a better, more informed, coastal management by: 1) detecting erosive patterns or hotspots, 2) fostering an improved understanding of the relationship between climate drivers and coastal change, 3) allowing quantified estimations of landscape attributes, such as vegetation, and 4) estimating recreational carrying capacity.

The methodology produces yearly measures, which reduce variability due to the time of the year or short-term climatic conditions by integrating year-round variations into a single image. This, together with the time span of

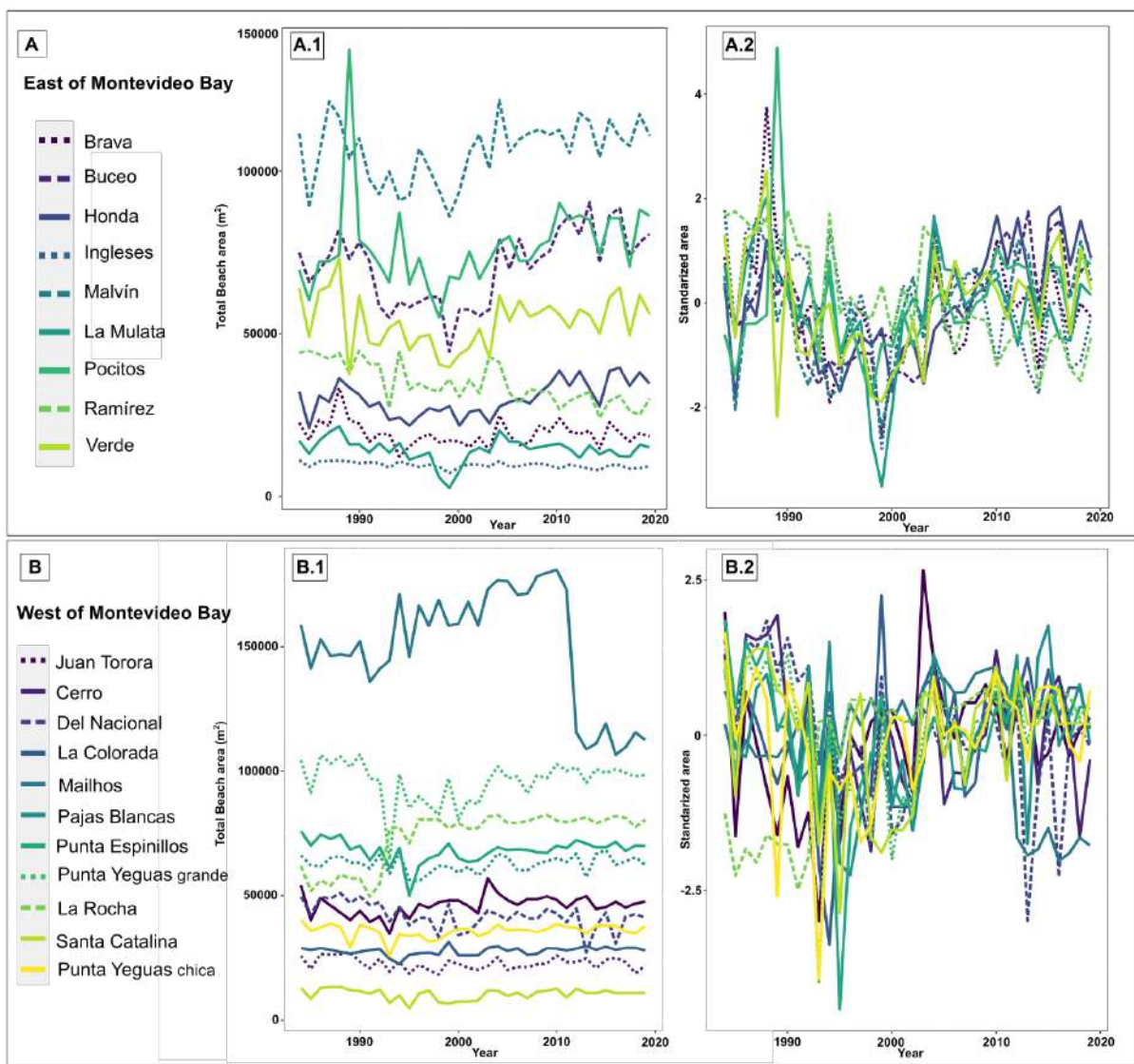


Figura 5. Estimaciones del área de la playa para 20 sitios analizados con respecto al periodo 1984-2019. Para efectos de visualización, se dividieron geográficamente las playas: el panel A muestra información para las playas 12-20, ubicadas al este de la bahía de Montevideo; el panel B muestra las playas 1-11, ubicadas al oeste de la bahía de Montevideo. En A.1 y B.1 se muestra el área total en metros cuadrados. A.2 y B.2 muestran la variación en el área estandarizada de la playa para cada porción de la costa.

Figure 5. Beach area estimations for 20 sites analyzed in the 1984-2019 period. For visualization purposes beaches were divided geographically: Panel A shows information for beaches 12 to 20, located at the east of Montevideo Bay; Panel B shows beaches 1 to 11, located west of Montevideo Bay. In A.1 and B.1 the total beach area in square meters is shown, A.2 and B.2 show the standardized beach area variation for each portion of the coast.

de todo el año dentro de una única imagen. Esto, junto con el margen de tiempo de la colección Landsat, hace que este enfoque sea apto como fuente estandarizada de información para detectar tendencias erosivas. Sin embargo, la escala temporal solo está limitada por la calidad y cantidad de imágenes satelitales disponibles y puede seleccionarse de acuerdo con los objetivos –por ejemplo, estudios a escala estacional podrían analizar los ciclos de acreción/erosión intra-anales comparando el área de la playa en verano e invierno.

the Landsat collection, makes this approach suitable as a standardized source of information for detecting erosive tendencies. However, the temporal scale is only constrained by the quality and quantity of available satellite images and can be selected depending on the objectives, for example, studies on a seasonal scale could analyze intra annual accretion/erosion cycles by comparing beach area on summer and winter.

Un análisis sistemático de las relaciones entre el área de la playa y variables climáticas puede ayudar a elucidar los factores detrás del área de la playa y su sensibilidad al cambio climático. Por ejemplo, la información estandarizada sobre el área de la playa en la costa de Montevideo se ha relacionado con variaciones en la configuración climática (Orlando *et al.*, 2019), con fases de erosión y acreción cuasi-decenenal bien delimitadas. El área de la playa en Montevideo se vio afectada en forma negativa por el aumento en el nivel del mar y correlacionada en forma positiva con anomalías en la temperatura de la superficie del mar y con vientos de tierra (que empujan el agua lejos de la costa, disminuyendo la energía de las olas y favoreciendo la acreción). La erosión estuvo correlacionada con los vientos hacia la tierra (que aumentan la pérdida aérea de sedimentos, así como la energía de las olas) y eventos intensos del Niño-Oscilación del Sur (Orlando *et al.* 2019). Estudios adicionales y más detallados sobre este tema podrían analizar las relaciones entre las características morfológicas y la resiliencia al clima o al forzamiento urbano.

El área de la vegetación es una variable informativa del paisaje que complementa el área de la arena. Es esencial para el reconocimiento de playas arenosas como ecosistemas y no solo como espacios de arena y mar. El análisis de las relaciones entre los atributos del paisaje playero y las opiniones expertas sobre los valores de conservación y recreacional ha encontrado que la vegetación playera está relacionada de manera positiva con el valor de conservación asignado por expertos y de manera negativa con el valor recreacional (Orlando *et al.*, 2021). Uno de los problemas principales relacionados con la vegetación playera es la introducción de especies invasoras (César de Sá *et al.*, 2017). Si bien esta metodología no puede discriminar entre vegetación exótica y nativa, la evolución del área de la vegetación puede utilizarse para detectar patrones de crecimiento asociados con especies exóticas invasoras.

La capacidad de carga de las playas arenosas está relacionada con el largo y ancho de la playa, y en especial con la extensión de la playa por encima de la máxima marca de agua, una zona que está disponible en todo momento para todos los usuarios de la playa (McLachlan *et al.*, 2013). Las estimaciones del área de la arena son representativas de esta característica relevante para la gestión y podrían ayudar a seleccionar diferentes usos para encontrar un balance entre los objetivos de conservación y recreación en una región o red de reservas.

No se encontraron diferencias significativas entre las mediciones independientes del área y las estimaciones con

A systematic analysis of the relationships between beach area and climatic variables can help elucidate the drivers behind beach area, and their sensitivity to climate change. For example, standardized information of beach area on the Montevideo coast has been related to variations on the climatic configuration (Orlando *et al.*, 2019) with well-delimited quasi-decadal erosion and accretion phases. Beach area, at Montevideo, was negatively affected by sea level increase and positively correlated with sea surface temperature anomalies and offshore winds (which push the water away from the coast, decreasing wave energy and favoring accretion). Erosion was correlated with onshore winds (which increase aerial loss of sediment to the land and wave energy) and intense El Niño Southern Oscillation events (Orlando *et al.* 2019). Further, and more detailed, studies on this subject could analyze relationships between morphological characteristics and resilience to climate or urban forcing.

Vegetation area is an informative landscape variable complementary to sand area, essential for the acknowledgment of sandy beaches as ecosystem and not only sand and sea spaces. Analysis of the relationships between beach landscape attributes and expert opinion on conservation and recreational value have found beach vegetation to be positively related to expert-based conservational value and negatively to the recreational value (Orlando *et al.*, 2021). A main issue related to beach vegetation is the introduction of invasive alien species (César de Sá *et al.*, 2017), although this methodology is unable to discriminate exotic and native vegetation, the evolution of vegetation area can be used to detect growth patterns associated with invasive exotic species.

Sandy beach recreational carrying capacity relates to the length and width of the beach and especially the extent of the subaerial beach above the high water mark, a zone that is available for beach-users at all times (McLachlan *et al.* 2013). Sand area estimations are a proxy for this feature relevant to management that could help select different uses that balance conservation and recreation objectives in a region or a reserve network.

No significant differences were found between independent area measurements and estimations with $CTH=0.5$, even though the independent information (Gutiérrez *et al.*, 2016) was based on snapshots taken on different times of the year and associated with good weather conditions (aerial photography or single satellite pictures). Regarding water and sand boundaries the results suggest

CTH=0.5, si bien la información independiente (Gutiérrez *et al.*, 2016) se basa en capturas tomadas en diferentes momentos del año y asociadas con buenas condiciones climáticas (fotografía aérea o imágenes satelitales individuales). Con respecto a los límites entre agua y arena, los resultados sugieren que el método automatizado suministra una medición intermedia entre las técnicas WDL y PHTH. WDL estima una mayor área de la playa, pues depende de la interfaz entre agua y arena en el momento actual, mientras que PHTH depende de la marea alta anterior. En la Figura 3, las mediciones independientes WDL de las playas están por encima de la línea 1:1, mientras que las mediciones PHTH están por debajo, un patrón apoyado por los resultados del valor *p* de Wilcoxon y la correlación de Pearson. Sin embargo, debido a la resolución espacial de la serie Landsat, deben abordarse con cuidado los detalles como estos. El patrón que aquí se encontró podría estar bajo la influencia del rango mareal y otras condiciones locales.

El análisis exploratorio realizado en este trabajo indica que la metodología suministra la base necesaria para cuantificar el área de las playas arenosas, una variable de gran importancia para su gestión y ecología. Además, el margen temporal de la colección Landsat permite reconstruir el área de la playa para un período de más de 30 años. Esta cantidad de información, que antes no estaba disponible, tiene potencial para mejorar el conocimiento sobre las dinámicas y la planeación costeras. Los códigos están disponibles en <http://doi.org/10.5281/zenodo.4327667>, la plataforma GEE es de acceso abierto y la colección Landsat tiene cobertura global, lo cual significa que esta metodología puede aplicarse en cualquier lugar, permitiendo así incrementar, con bajos costos de operación, la calidad y la cantidad de la información críticamente necesaria para la gestión costera.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo hace parte de la tesis doctoral del autor y ha contado con el apoyo generoso de la Comisión Académica de Posgrados (CAP) y la Universidad de la República (UdelaR) a través de una beca de finalización doctoral y una beca de investigación (CRN3070) del proyecto Variabilidad de ecosistemas oceánicos alrededor de Sudamérica del Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global. Los grupos Pedeciba y CISC (32) también han brindado su apoyo. Se agradece a la Dr. Eleonora Celentano, a Lucía Rodríguez-Tricot y a Matias Zarucki por su generosa revisión del manuscrito; a los Drs. O. Defeo y L. Ortega por su orientación; y a los dos pares anónimos por sus comentarios constructivos.

that the automated method gives an intermediate measure between WDL and PHTH techniques, WDL estimates a higher beach area as it depends on the water sand interface at the current time, while PHTH relies on the previous high tide. In Figure 3, the independent WDL measures of beaches are above the 1:1 line, while PHTH measures are below, a pattern supported by the results of Wilcoxon's *p*-value and Pearson's correlation. However, due to the spatial resolution of the Landsat series fine scale features such as this should be addressed carefully, the pattern found here could be influenced by tide range and other local conditions.

The exploratory analysis conducted in this work indicates that the methodology provides the necessary basis for quantifying sandy beach area, a major variable of sandy beach management and ecology. Furthermore, the temporal span of the Landsat collection allows to reconstruct beach area for over 30 years, this amount of previously unavailable information has the potential of improving knowledge on coastal dynamics and planning. The scripts are available (<http://doi.org/10.5281/zenodo.4327667>), the GEE platform is open and the Landsat collection has worldwide coverage, meaning that this methodology can be applied anywhere, allowing an increase on quality and quantity of the information critically needed for coastal management at a low operational cost.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work is part of the author's Ph.D, thesis and has been kindly supported by: the Academic Commission of Postgraduate Studies of the University of the Republic through a PhD finalization grant, and a research grant (CRN3070) of project Variability of Ocean Ecosystems Around South America from the Inter American Institute for Global Change Research. PEDECIBA and CSIC Grupos (32) have also provided support. The author would like to thank Dr. Eleonora Celentano, Lucía Rodríguez-Tricot and Matias Zarucki for the kind revision of the manuscript, Drs. O. Defeo and L. Ortega for their guidance, and the two anonymous referee for their constructive comments.



BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Amyot, J. and J. Grant. 2014. Environmental function analysis: A decision support tool for integrated sandy beach planning. *Ocean Coast Manag.* 102: 317–327. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.10.009>
- Barnard, P.L., D.M. Hubbard and J.E. Dugan. 2012. Beach response dynamics of a littoral cell using a 17-year single-point time series of sand thickness. *Geomorphology* 140: 588–598. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.12.023>
- Barnard, P.L., A.D. Short, M.D. Harley, K.D. Splinter, S. Vitousek, I.L. Turner, J. Allan, M. Banno, K.R. Bryan, A. Doria, J.E. Hansen, S. Kato, Y. Kuriyama, P. Randall-Goodwin, P. Ruggiero, I.J. Walker and D.K. Heathfield. 2015. Coastal vulnerability across the Pacific dominated by El Niño/Southern Oscillation. *Nat. Geosci.*, 8: 801.
- Boak, E. and I. Turner. 2005. Shoreline definition and detection: A review. *J. Coast. Res.*, 21: 688–703. <https://doi.org/10.2112/03-0071.1>
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Mach Learn*, 45: 5–32.
- Brieuc, M.S.O., C.D. Waters, D.P. Drinan and K.A. Naish. 2018. A practical introduction to Random Forest for genetic association studies in ecology and evolution. *Mol. Ecol. Resour.*, 18(4): 755–766. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12773>
- César de Sá, N., S. Carvalho, P. Castro, E., Marchante and H. Marchante. 2017. Using Landsat time series to understand how management and disturbances influence the expansion of an invasive tree. *IEEE J. Sel. Topics App. Earth Obs. Rem. Sens.*, 10(7): 3243–3253.
- Cifuentes Ossa, M.A., L.V. Rosero Henao y J.J. Selvaraj. 2017. Detección de cambios de la línea costera al norte del distrito de Buenaventura mediante el uso de sensores remotos. *Bol. Invest. Mar. Costeras*, 46. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2017.46.1.719>
- Defeo, O. and M. Elliott. 2020. The ‘triple whammy’ of coasts under threat – Why we should be worried! *Mar. Pollut. Bull.*, 111832. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111832>
- Defeo, O., A. McLachlan, D.S. Schoeman, T.A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, M. Lastra and F. Scapini. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 81: 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>
- García-Alonso, J., D. Lercari, B.F. Araujo, M.G. Almeida and C.E. Rezende. 2017. Total and extractable elemental composition of the intertidal estuarine biofilm of the Río de la Plata: Disentangling natural and anthropogenic influences. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 187: 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.12.018>
- Gao, B. 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Rem. Sens. Environ.*, 58: 257–266. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
- Gorelick, N., M. Hancher, M. Dixon, S. Ilyushchenko, D. Thau and R. Moore. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Rem. Sens. Environ.*, 202: 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Gutiérrez, O. 2010. Dinámica sedimentaria en la costa uruguaya: evolución y tendencias de playas urbanas en el marco del Cambio Global. Tesis Magister Ciencias Ambientales, UdelaR, Montevideo. 98 p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1904.4568>
- Gutiérrez, O., D. Panario, G.J. Nagy, G. Piñeiro and C. Montes. 2015. Long-term morphological evolution of urban pocket beaches in Montevideo (Uruguay): Impacts of coastal interventions and links to climate forcing. *J. Integr. Coast. Zone Manag.*, 15: 467–484. <https://doi.org/10.5894/rgci553>
- Gutiérrez, O., D. Panario, G.J. Nagy, M. Bidegain and C. Montes. 2016. Climate teleconnections and indicators of coastal systems response. *Ocean Coast. Manag.*, 122: 64–76. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.01.009>
- Harley, M.D., I.L. Turner, A.D. Short and R. Ranasinghe. 2010. Assessment and integration of conventional, RTK-GPS and image-derived beach survey methods for daily to decadal coastal monitoring. *Coast. Eng.*, 58: 194–205. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2010.09.006>
- Harris, L., R. Nel and D. Schoeman. 2011. Mapping beach morphodynamics remotely: A novel application tested on South African sandy shores. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 92: 78–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.013>
- Jensen, J.R. 2005. *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*. Prentice Hall, Upper Saddle River. 512 p.
- Lercari, D. and O. Defeo. 2015. Large-scale dynamics of sandy beach ecosystems in transitional waters of the southwestern Atlantic Ocean: Species turnover, stability and spatial synchrony. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 154: 184–193. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.01.011>
- Luijendijk, A., G. Hagenaars, R. Ranasinghe, F. Baart, G. Donchyts and S. Aarninkhof. 2018. The state of the world’s beaches. *Sci. Rep.*, 8: 6641. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-24630-6>
- McLachlan, A. and O. Defeo. 2018. *The ecology of sandy shores*. Academic Press, London. 542 p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809467-9.00001-1>
- McLachlan, A., O. Defeo, E. Jaramillo and A.D. Short. 2013. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimizing management strategies for multi-purpose use. *Ocean Coast. Manag.*, 71: 256–268. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.10.005>
- McLachlan, A., O. Defeo and A.D. Short. 2018. Characterizing sandy beaches into major types and states: Implications for ecologists and managers. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 215: 152–160. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.027>

- Millard, K. and M. Richardson. 2015. On the importance of training data sample selection in Random Forest image classification: A case study in peatland ecosystem mapping. *Rem. Sens.*, 7: 8489–8515.
- Orlando, L. 2020. BeachAreaMontevideo1984_2019 [Data set]. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4327667>
- Orlando, L., L. Ortega and O. Defeo. 2019. Multi-decadal variability in sandy beach area and the role of climate forcing. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 218: 197–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.12.015>
- Orlando, L., L. Ortega and O. Defeo. 2020. Urbanization effects on sandy beach macrofauna along an estuarine gradient. *Ecol. Ind.*, 111: 106036. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106036>
- Orlando, L., L. Ortega and O. Defeo. 2021. Perspectives for sandy beach management in the Anthropocene: Satellite information, tourism seasonality, and expert recommendations. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 107597. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107597>
- Ozturk, D. and F. Sesli. 2015. Shoreline change analysis of the Kizilirmak Lagoon series. *Ocean Coast. Manag.*, 118: 290–308. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.03.009>
- R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://cran.r-project.org/> 8/09/2020.
- Sepúlveda, H.H., A. Valle-Levinson and M.B. Framiñán. 2004. Observations of subtidal and tidal flow in the Río de la Plata Estuary. *Cont. Shelf Res.*, 24: 509–525. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2003.12.002>
- Short, A.D. 1999. Beach and shoreface morphodynamics. Wiley, Chichester. 379 p.
- Short, A.D. and D.W.T. Jackson. 2013. Beach morphodynamics: 106-129. In: *Treatise on Geomorphology*. Academic Press, San Diego.
- Simionato, C.G., M.L. Clara Tejedor, C. Campetella, R. Guerrero and D. Moreira. 2010. Patterns of sea surface temperature variability on seasonal to sub-annual scales at and offshore the Río de la Plata estuary. *Cont. Shelf Res.*, 30: 1983–1997. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2010.09.012>
- Splinter, K.D., I.L. Turner and M.A. Davidson. 2013. How much data is enough? The importance of morphological sampling interval and duration for calibration of empirical shoreline models. *Coast. Eng.*, 77: 14–27. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.02.009>
- Takimoto, G. and D.M. Post. 2013. Environmental determinants of food-chain length: a meta-analysis. *Ecol. Res.*, 28: 675–681. <https://doi.org/10.1007/s11284-012-0943-7>
- Verocai, J.E., M. Gómez-Erache, G.J. Nagy and M. Bidegain. 2015. Addressing climate extremes in Coastal Management: The case of the Uruguayan coast of the Río de la Plata System. *J. Integr. Coast. Zone Manag.*, 15:91-107. <https://doi.org/10.5894/rgci555>
- Vos, K., M.D. Harley, K.D. Splinter, J.A. Simmons and I.L. Turner. 2019. Sub-annual to multi-decadal shoreline variability from publicly available satellite imagery. *Coast. Eng.*, 150: 160–174. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2019.04.004>

RECIBIDO/RECEIVED: 21/12/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 13/09/2022



Sobrevivencia y respuestas fisiológicas de corales expuestos a elevada turbidez en el arrecife Varadero, Caribe colombiano

Survival and physiological responses of corals exposed to elevated turbidity in the Varadero reef, Colombian Caribbean

Tomás López-Londoño^{1*}, Kelly Gómez-Campo¹, Claudia T. Galindo-Martínez¹, Luis A. González-Guerrero¹, Sofía Roitman¹,

0000-0001-9486-7809

0000-0003-4560-111X

0000-0001-5238-3099

F. Joseph Pollock^{1,2}, Valeria Pizarro^{3,4}, Mateo López-Victoria⁵, Mónica Medina¹ y Roberto Iglesias-Prieto¹

0000-0001-5467-8499

0000-0002-0161-3074

0000-0002-7307-8680

0000-0001-8367-0293

1. Universidad Estatal de Pensilvania, Departamento de Biología, University Park, USA. txl40@psu.edu*, kjg27@psu.edu, czg30@psu.edu, lag37@psu.edu, sxr410@psu.edu, mum55@psu.edu, rzi3@psu.edu
 2. The Nature Conservancy, Hawai'i and Palmyra Programs, Honolulu, USA. joseph.pollock@tnc.org
 3. Fundación para la Investigación y Conservación Biológica Marina, Ecomares, Cali, Colombia
 4. Perry Institute for Marine Science, Waitsfield, USA. vpizarro@perryinstitute.org
 5. Pontificia Universidad Javeriana, Departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas, Cali, Colombia. malov@javerianacali.edu.co
- * Autor de correspondencia / Corresponding author.

RESUMEN

El deterioro de las propiedades ópticas del agua, o aumento de turbidez, debido a perturbaciones antropogénicas es un fenómeno generalizado en zonas costeras. Los efectos sobre el ambiente lumínico submarino y la fisiología de corales simbióticos, que dependen principalmente de la luz para sobrevivir y mantener elevada calcificación, han sido poco explorados. En este estudio se describen los efectos de la pluma del Canal del Dique sobre el ambiente lumínico, sobrevivencia y fisiología de corales en el arrecife Varadero. Se realizó un trasplante recíproco con fragmentos de *Orbicella faveolata* entre una zona somera en Varadero (3.5 m) y un sitio contrastante con aguas más claras a mayor profundidad (12 m) con intensidad de luz comparable. La columna de agua en Varadero se encontró fuertemente estratificada, favoreciendo el aislamiento del arrecife de la pluma. Corales trasplantados a Varadero mostraron mayor sobrevivencia posiblemente debido a reducción de estrés lumínico y mayor heterotrofia. Su fisiología indicó aclimatación a poca luz y limitado potencial autotrófico, evidenciando un riesgo para la sobrevivencia de corales a mayor profundidad. Los resultados indican que un mayor deterioro de las propiedades ópticas del agua en la bahía de Cartagena por perturbaciones antropogénicas en la cuenca del río Magdalena y en la zona costera pone en riesgo la prevalencia del arrecife Varadero.

PALABRAS CLAVE: Varadero, Canal del Dique, corales simbióticos, propiedades ópticas, trasplante recíproco.

ABSTRACT

The degradation of water optical properties, or increased turbidity, due to anthropogenic disturbances is a common phenomenon in coastal waters. The effects on the underwater light climate and the physiology of symbiotic corals, who largely depend on light to survive and maintain high calcification, have been relatively unexplored. This research describes the effects of the turbid plume of water from the Canal del Dique on the light climate, coral physiology and survival in Varadero reef. A reciprocal transplant experiment was conducted with fragments of *Orbicella faveolata* between a shallow area in Varadero (3.5 m) and a deeper reef area (12 m) with clear-water conditions, where total light exposure was comparable. The water column was strongly stratified in Varadero, which favors the isolation of the reef from the influence of the plume. Corals transplanted to Varadero had higher survivorship, potentially as a result of reduced light stress and increased heterotrophic nutrition. Their physiological traits suggest acclimation to low-light and limited autotrophic potential, which represents a risk for coral survival at greater depths. The results indicate that a further degradation of the water optical properties of the Cartagena Bay due to human disturbances in the Magdalena River basin and the coastal zone represents a threat to Varadero reef maintenance.

KEYWORDS: Varadero, Dique Channel, symbiotic corals, optical properties, reciprocal transplant.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1192>

Publicado por Invemar

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

Published by Invemar

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

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos afrontan un agudo proceso de degradación en todo el mundo como resultado de la interacción entre factores de estrés globales asociados al cambio climático (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Ainsworth *et al.*, 2016) y factores locales y regionales (Zaneveld *et al.*, 2016). Este proceso de degradación amenaza los numerosos bienes y servicios que el ecosistema brinda a las comunidades costeras derivados del turismo, pesca y protección costera (Spalding *et al.*, 2017). La degradación arrecifal es particularmente crítica en el Caribe, donde actualmente se ha perdido cerca de la mitad de la cobertura coralina viva y muchos arrecifes exhiben un cambio de dominancia de corales a macroalgas (Mumby *et al.*, 2007; Jackson *et al.*, 2014).

La degradación de la calidad del agua debido a perturbaciones antropogénicas puede tener graves consecuencias sobre los arrecifes coralinos, afectando negativamente las interacciones tróficas, la cobertura coralina y la susceptibilidad de corales a enfermedades y a eventos masivos de blanqueamiento (Rogers, 1990; Koop *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2010; Wagner *et al.*, 2010; Fabricius, 2011; Junjie *et al.*, 2014; Pollock *et al.*, 2014; Shantz y Burkepille, 2014; Vega Thurber *et al.*, 2014). La mayor parte de estudios realizados para comprender las consecuencias de la degradación de la calidad del agua sobre corales se han enfocado en los efectos del enriquecimiento de nutrientes, la sedimentación y la abrasión de partículas. Los efectos sobre el ambiente lumínico submarino y la relación de este último con la fisiología y ecología de corales han sido comparativamente menos explorados (Yentsch *et al.*, 2002; Anthony *et al.*, 2004; Canto *et al.*, 2021; López-Londoño *et al.*, 2021). Considerando el rol esencial de la luz como principal recurso energético para corales simbióticos, subsanar este vacío de conocimiento resulta fundamental para entender cómo los arrecifes coralinos responderán a futuras condiciones asociadas al cambio climático y al desarrollo costero.

Los corales en arrecifes coralinos están expuestos a un amplio rango de condiciones de luz, desde intensidades muy altas cerca de la superficie ($\sim 40 \text{ mol quanta m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ con picos máximos cercanos a $1500 \text{ } \mu\text{mol quanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a medio día) hasta condiciones de poca luz con el incremento de profundidad ($\sim 1 \text{ mol quanta m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ con picos máximos cercanos a $50 \text{ } \mu\text{mol quanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). A medida que la luz penetra en la columna de agua es absorbida y dispersada por el agua en sí misma y por material orgánico disuelto y partículas en suspensión, reduciendo su intensidad y cambiando su composición espectral (Kirk, 2011). La luz que llega al lecho marino determina las

INTRODUCTION

Coral reefs face acute deterioration worldwide as a result of the interaction between global stress factors associated to climate change (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Ainsworth *et al.*, 2016) and local and regional factors (Zaneveld *et al.*, 2016). This deterioration process threatens the many goods and services derived from tourism, fishing, and coastal protection provided by this ecosystem to coastal communities (Spalding *et al.*, 2017). Reef degradation is particularly critical in the Caribbean, where about half of the live coral cover has already been lost and there is a shift from coral to algae dominance in several reefs (Mumby *et al.*, 2007; Jackson *et al.*, 2014).

Water quality degradation due to anthropogenic perturbations can have severe consequences on coral reefs, negatively affecting trophic interactions, coral cover, and the susceptibility of corals to diseases and massive bleaching events (Rogers, 1990; Koop *et al.*, 2001; Sutherland *et al.*, 2010; Wagner *et al.*, 2010; Fabricius, 2011; Junjie *et al.*, 2014; Pollock *et al.*, 2014; Shantz and Burkepille, 2014; Vega Thurber *et al.*, 2014). Most studies aimed at better understanding the consequences of water quality degradation on corals have focused on the effects of nutrient enrichment, sedimentation, and particle abrasion. The effects on the underwater light environment and its relationship with coral physiology and ecology have been less explored in comparison (Yentsch *et al.*, 2002; Anthony *et al.*, 2004; Canto *et al.*, 2021; López-Londoño *et al.*, 2021). Considering the essential role of light as the main energetic resource for symbiotic corals, offsetting this knowledge gap is fundamental to better understand and predict how coral reefs will respond to future conditions associated to climate change and coastal development.

Coral reefs are exposed to a broad range of light conditions, from very high intensities close to the water surface ($\sim 40 \text{ mol quanta m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, with irradiance peaks close to $1500 \text{ } \mu\text{mol quanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ at noon) to low-light conditions with increasing depth ($\sim 1 \text{ mol quanta m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, with irradiance peaks close to $50 \text{ } \mu\text{mol quanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). As light penetrates into the water column, it is absorbed and dispersed by the water itself and by dissolved organic material and suspended particles, thereby reducing its intensity and changing its spectral composition (Kirk, 2011). The light that reaches the sea floor determines the primary productivity rates of benthic communities, as well as coral growth and calcification, playing an essential role in the energy balance of such communities (Falkowski *et al.*,

tasas de productividad primaria de comunidades bentónicas, así como el crecimiento y calcificación de corales, jugando un papel esencial en el balance energético de dichas comunidades (Falkowski *et al.*, 1984; Gattuso *et al.*, 2006; Colombo-Pallotta *et al.*, 2010). Adicionalmente, la disponibilidad de luz, junto con la temperatura y condiciones hidrodinámicas locales, es un factor determinante en los patrones de biodiversidad y estructura de comunidades coralinas (Kahng *et al.*, 2019; López-Londoño *et al.*, 2022). De esta forma, la cantidad de luz disponible, mediada por las propiedades ópticas del agua y la profundidad, es un factor fundamental en la ecología y fisiología de corales simbióticos.

El arrecife Varadero está ubicado hacia el sur del mar Caribe, cerca de la boca ubicada en el extremo sur de la bahía de Cartagena en Colombia. Este arrecife está expuesto a la pluma turbia del Canal del Dique, el cual es un brazo artificial del río Magdalena que descarga grandes cantidades de agua dulce con elevado contenido de sedimentos en la bahía de Cartagena (Restrepo *et al.*, 2018; Tasic *et al.*, 2019). La elevada turbidez asociada a la pluma limita la penetración de luz en la columna de agua, condicionando el arrecife a un ambiente de poca luz (López-Londoño *et al.*, 2021). A pesar de su proximidad a la ciudad de Cartagena y la exposición a la pluma turbia del Dique, partes del arrecife se encuentran en buena condición de salud en términos de cobertura coralina, principalmente hacia zonas someras (Pizarro *et al.*, 2017).

Por medio del presente estudio se buscó responder a las siguientes preguntas de investigación: 1) ¿Son las tasas de sobrevivencia de corales provenientes de Varadero diferentes a las de corales provenientes de sitios con aguas claras?, 2) ¿Pueden los corales de Varadero aclimatarse a condiciones de aguas claras, así como corales de aguas claras aclimatarse a las condiciones turbias de Varadero?, y 3) ¿Cómo es la variabilidad temporal en respuestas fisiológicas de corales de Varadero, relativa a la de corales de arrecifes con agua predominantemente clara? En publicaciones previas, se ha descrito la estructura y composición de la comunidad coralina en Varadero (Pizarro *et al.*, 2017), así como los efectos de las condiciones locales asociadas a las descargas continentales del Canal del Dique sobre la comunidad microbiana asociada a corales (Roitman *et al.*, 2020) y la fisiología y ecología de corales constructores de arrecife (López-Londoño *et al.*, 2021). Respondiendo a las preguntas anteriormente planteadas, se busca complementar y profundizar el conocimiento que se tiene de la comunidad arrecifal en el arrecife Varadero como insumo fundamental para priorizar estrategias de manejo y conservación de este arrecife y de otros arrecifes marginales expuestos a condiciones similares.

1984; Gattuso *et al.*, 2006; Colombo-Pallotta *et al.*, 2010). In addition, light availability, together with local temperature and hydrodynamic conditions, is a major driving force of biodiversity patterns and the structure of coral communities (Kahng *et al.*, 2019; López-Londoño *et al.*, 2022). In this way, the amount of available light, mediated by the water optical properties and depth, is a fundamental factor in symbiotic coral ecology and physiology.

The Varadero Reef is located in the southern end of the Caribbean Sea, close to the southern mouth of the Cartagena Bay in Colombia. This reef is exposed to the turbid plume of Canal del Dique, an artificial arm of the Magdalena River that discharges large amounts of freshwater with high sediment load into the Cartagena Bay (Restrepo *et al.*, 2018; Tasic *et al.*, 2019). The canal-caused turbidity limits light penetration into the water column, conditioning the reef to a low-light environment (López-Londoño *et al.*, 2021). Despite their proximity to the city of Cartagena and the Dique plume influence, some portions of the reef are in good condition in terms of coral cover, mostly toward shallow areas (Pizarro *et al.*, 2017). This study sought to answer the following research questions: 1) Are the survival rates of corals from Varadero different from those of corals from clear water sites? 2) Can corals originating in Varadero acclimate to clear-water conditions, and can corals originating in clear-water sites acclimate to the turbid conditions of Varadero? and 3) How is the temporal variation in physiological responses of corals from Varadero relative to that of corals from clear-water reefs? In previous studies, the structure and composition of the coral community in Varadero has been described (Pizarro *et al.*, 2017), as well as the effects of local conditions associated with the Canal del Dique continental discharges on coral microbiomes (Roitman *et al.*, 2020) and coral physiology and ecology (López-Londoño *et al.*, 2021). By answering the questions raised above, this study seeks to complement and deepen the current knowledge on the Varadero Reef coral community as an input for prioritizing management and conservation strategies for this reef and other marginal reefs exposed to similar conditions.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Para evaluar el efecto de la pluma turbia del Canal del Dique en la sobrevivencia y respuestas fisiológicas de corales hermatípicos (*i.e.*, constructores de arrecife), se realizó un trasplante recíproco con fragmentos de la especie *Orbicella faveolata* entre dos sitios con diferente grado de exposición a la pluma del Dique. El Canal del Dique es un brazo artificial del río Magdalena que descarga copiosas cantidades de agua dulce ($\sim 500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) con elevada carga de sedimentos ($\sim 24\,000 \text{ t d}^{-1}$) en la bahía de Cartagena, los cuales han aumentado respectivamente cerca de 30 % y 50 % durante las últimas décadas (Restrepo *et al.*, 2016). Se escogió a *O. faveolata* como indicadora del efecto de la pluma turbia del Dique sobre los corales del arrecife Varadero debido al amplio conocimiento que se tiene sobre las respuestas fisiológicas de esta especie (Rowan *et al.*, 1997; Warner *et al.*, 2006; Colombo-Pallotta *et al.*, 2010; Kemp *et al.*, 2015; Scheufen *et al.*, 2017a, 2017b), su amplia distribución y dominancia en los arrecifes del Caribe siguiendo un patrón más o menos constante en el perfil vertical (Weil y Knowlton, 1994; Pandolfi y Budd, 2008), y la posibilidad de medir respuestas precisas de fotoaclimatación debido a su morfología plana a meso escala que evita la formación de gradientes lumínicos internos.

El sitio Varadero (VAR) se encuentra dentro del arrecife con el mismo nombre, el cual tiene una extensión aproximada de 1 km^2 (Lopez-Victoria *et al.*, 2015; Pizarro *et al.*, 2017) y está ubicado cerca del estrecho de Bocachica, hacia el sur de la bahía de Cartagena ($10^\circ 18' 23.3'' \text{ N}$, $75^\circ 35' 08.0'' \text{ W}$) (Figura 1). El arrecife en general es altamente turbio debido a su cercanía (6 km al oriente) a la desembocadura del Canal del Dique en la bahía de Cartagena y a la influencia directa de su pluma, cuyos sólidos en suspensión están compuestos principalmente por limos y arcillas (Lonin *et al.*, 2004). La cobertura coralina en Varadero es baja por debajo de los 12 m (1-5 %). Por encima de esta profundidad, colonias masivas de algunas especies (*e.g.*, *Orbicella faveolata*) se vuelven gradualmente más abundantes, alcanzando la máxima cobertura coralina entre 3 y 8 m. La porción más somera del arrecife se encuentra en buenas condiciones en términos de cobertura de coral vivo (50-60 % a 6 m de profundidad) (Pizarro *et al.*, 2017).

El sitio Isla Grande norte (IGN) está ubicado 21 km al suroccidente de Varadero en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (NNPCRSB) ($10^\circ 11' 12.1'' \text{ N}$, $75^\circ 44' 43.0'' \text{ W}$) sobre una red de arrecifes reticulados que en

MATERIALS AND METHODS

Experimental design

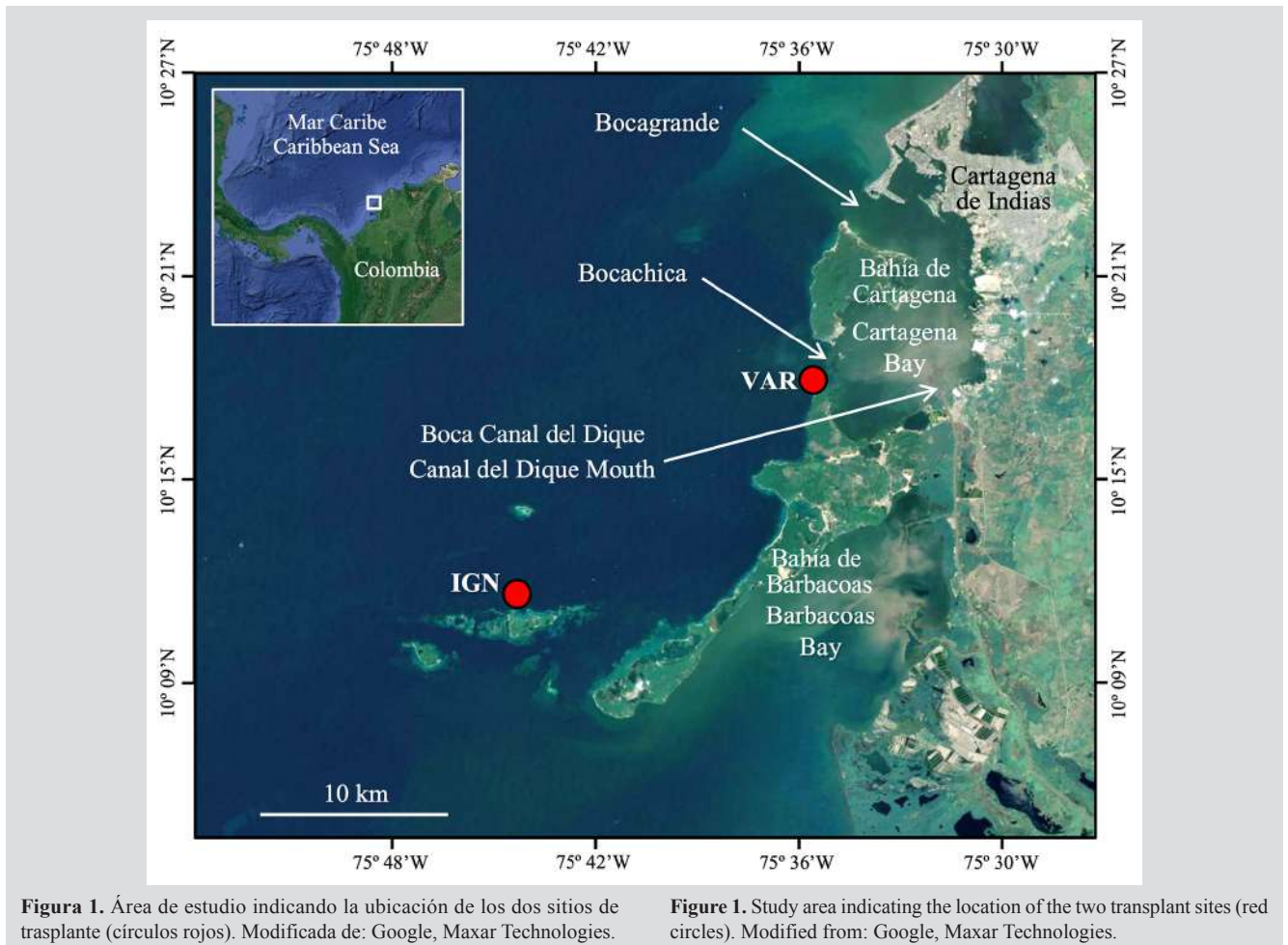
To assess the effect of the Canal del Dique turbid plume on the survival and physiological responses of hermatypic corals (*i.e.*, reef-builders), a reciprocal transplant with fragments of the species *Orbicella faveolata* was conducted between two sites with different levels of exposure to the Dique plume. The Canal del Dique is a man-made distributary channel of the Magdalena River that discharges copious amounts of freshwater ($\sim 500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) with high sediment load ($\sim 24,000 \text{ t d}^{-1}$) into the Cartagena Bay, which have respectively increased by 30 and 50 % over the last decades (Restrepo *et al.*, 2016). The species *O. faveolata* was selected as indicator of the effect of perturbations produced by the plume on Varadero Reef corals due to the broad knowledge of physiological responses in this species (Rowan *et al.*, 1997; Warner *et al.*, 2006; Colombo-Pallotta *et al.*, 2010; Kemp *et al.*, 2015; Scheufen *et al.*, 2017a, 2017b), its wide distribution and dominance in Caribbean reefs following consistent vertical zonation patterns (Weil and Knowlton, 1994; Pandolfi and Budd, 2008), and the possibility of measuring reliable photoacclimation responses due to its flat morphology at meso-scale, which prevents the formation of internal light gradients.

The Varadero (VAR) site is within the reef of the same name, which has an approximate area of 1 km^2 (López-Victoria *et al.*, 2015; Pizarro *et al.*, 2017) and is located close to the Bocachica Strait toward the south of Cartagena Bay ($10^\circ 18' 23.3'' \text{ N}$, $75^\circ 35' 08.0'' \text{ W}$) (Figure 1). In general, the reef is highly turbid due to its closeness (6 km to the east) to the Canal del Dique mouth in the Cartagena Bay and the direct influence of its plume, whose suspended solids are mainly composed of silts and clays (Lonin *et al.*, 2004). Coral cover in Varadero Reef is low below 12 m (1-5 %). Above this depth, massive colonies of some species (*e.g.*, *Orbicella faveolata*) gradually become more abundant, reaching maximum coral cover between 3 and 8 m. The shallowest portion of the reef is in good conditions in terms of live coral cover (50-60 % at 6 m depth) (Pizarro *et al.*, 2017).

The site Isla Grande Norte (IGN) is located 21 km southwest of Varadero in the National Natural Park Corales del Rosario y San Bernardo (NNPCRSB) ($10^\circ 11' 12.1'' \text{ N}$, $75^\circ 44' 43.0'' \text{ W}$), within a network of reticulated reefs that encompasses one of the most developed coral reef areas in Colombia (Díaz *et al.*, 2000). The water in the vicinity

conjunto conforma una de las áreas coralinas más desarrolladas en Colombia (Díaz *et al.*, 2000). El agua alrededor de IGN es predominantemente clara debido a una menor influencia de la pluma del Dique comparado con VAR (Figura 1). Sin embargo, IGN así como el resto de los arrecifes en el PNNCRSB son ocasionalmente sometidos a estrés crónico por la pluma del Dique con una concentración de partículas en suspensión que excede $10 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (valor de referencia o umbral para aguas arrecifales saludables) (Rogers, 1990; Henao-Castro, 2013; Restrepo *et al.*, 2016). El área coralina de la que hace parte IGN contiene terrazas de origen kárstico con porciones parcialmente emergidas y exuberante crecimiento coralino con colonias masivas que dominan en aguas poco profundas y morfologías incrustantes o costrosas dominando por debajo de los 12 m. Cabe resaltar que la cobertura de coral vivo en esta área coralina ha disminuido drásticamente durante las últimas décadas debido a perturbaciones de origen natural y antrópico, incluyendo la reducción de la calidad del agua asociada a las descargas continentales del Canal del Dique (Díaz *et al.*, 2000; Restrepo y Alvarado, 2011; Restrepo *et al.*, 2016).

of IGN is predominantly clear due to a lower influence of the Dique plume when compared to VAR (Figure 1). However, IGN, as the rest of the reefs within the NNPCRSB, is occasionally subjected to chronic stress by the Dique plume, with a concentration of suspended particles that can exceed $10 \text{ mg cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (reference or threshold value for healthy reef waters) (Rogers, 1990; Henao-Castro, 2013; Restrepo *et al.*, 2016). The coral reef area where IGN is located contains terraces of karstic origin with partially emerged portions and exuberant coral growth, with massive colonies dominating in shallow waters and encrusting or crustose morphologies dominating below 12 m. It is worth mentioning that live coral cover in this coral reef area has drastically decreased over the last decades due to natural and anthropic disturbances, including the reduction of water quality associated to the Canal del Dique continental discharges (Díaz *et al.*, 2000; Restrepo and Alvarado, 2011; Restrepo *et al.*, 2016).



La profundidad elegida para los trasplantes recíprocos fue 3.5 m en VAR y 12 m en IGN; ambas localidades expuestas a una irradiancia total similar como resultado de las propiedades ópticas locales del agua. Las profundidades se escogieron a partir de análisis preliminares del coeficiente de atenuación vertical de luz difusa en cada sitio (K_d), obtenidos luego de medir la variación en intensidad de luz en el gradiente de profundidad utilizando el sensor de luz corregido por coseno de un fluorómetro sumergible (Diving PAM, Walz). El K_d resulta de los efectos combinados de absorción y dispersión de luz asociados a la concentración de material orgánico disuelto y partículas en suspensión, siendo un buen indicador de las propiedades ópticas del agua en cada sitio (Kirk, 2011).

En octubre de 2016 se recolectaron en cada localidad tres fragmentos de aproximadamente 10 cm² de los bordes libres de 15 colonias saludables de la especie *O. faveolata* (N = 45). Las colonias donantes se escogieron aleatoriamente a una profundidad constante en cada sitio (3.5 m en VAR y 12 m en IGN). Los fragmentos se pegaron con masilla epóxica no-tóxica (Z-Spar A-788 epoxy) a acoples removibles de PVC (Figura 2a), los cuales fueron insertados en tubos de PVC anclados a un bloque de cemento ubicado a la misma profundidad que las colonias donantes (Figura 2b). Luego de un período de recuperación y aclimatación a las condiciones locales de dos semanas, un igual número de fragmentos ($n = 15$) fue trasplantado desde su sitio de

The depths selected for the reciprocal transplantation were 3.5 m in VAR and 12 m in IGN. Both sites were exposed to similar total irradiance as a result of the local optical properties of the water column. Depths were selected from preliminary analyses of the vertical attenuation coefficient for diffuse downwelling irradiance (K_d) at each site, which were obtained after measuring the light intensity variation across the depth gradient using the cosine-corrected PAR sensor of a submersible fluorometer (Diving PAM, Walz). The K_d results of the combined effects of light absorption and dispersion associated with the concentration of dissolved organic material and suspended particles, being a good indicator of the water optical properties at each site (Kirk, 2011).

In October 2016, three fragments of approximately 10 cm² were collected from the free edges of 15 healthy colonies of the species *O. faveolata* (N = 45) at each site. The donating colonies were randomly selected at a constant depth in each site (3.5 m in VAR and 12 m in IGN). Fragments were glued with non-toxic epoxy (Z-Spar A-788 epoxy) to removable PVC couplings (Figure 2a), which were inserted in PVC pipes anchored to a cement block located at the same depth of the donating colonies (Figure 2b). After a two-week recovery and acclimating period with regard to the local conditions, an even number of fragments ($n = 15$) was transplanted from its site of origin to the turbid (VAR) and clear-water (IGN) site (*i.e.*,

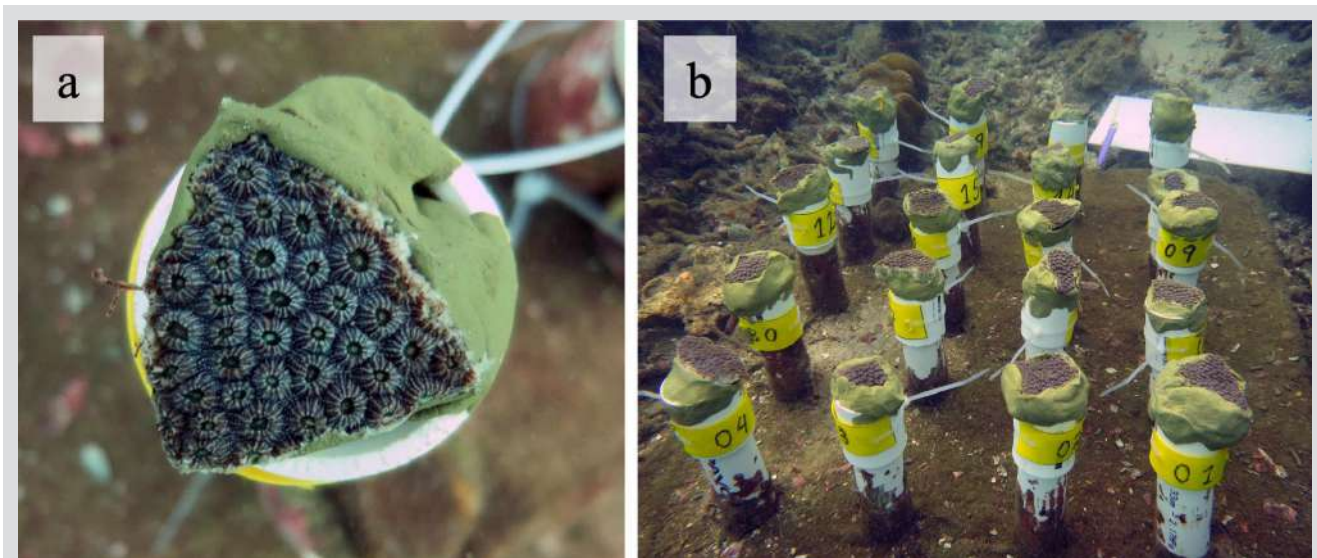


Figura 2. Fragmentos de corales utilizados en el experimento de trasplante. a) Fragmento pegado a un acople removible de PVC. b) Bloque de cemento donde se anclaron los acoples con corales (se utilizaron varios bloques similares para acomodar los 45 fragmentos obtenidos inicialmente en cada sitio).

Figure 2. Coral fragments used in the transplant experiment. a) Fragment attached to a removable PVC coupling. b) Cement block where couplings with coral fragments were anchored (several blocks were used to place the 45 fragments initially obtained at each site).

origen al sitio turbio (VAR) y claro (IGN) (*i.e.*, VAR→VAR, VAR→IGN, IGN→IGN, IGN→VAR). Una serie de análisis fisiológicos se realizaron antes (T_1) y siete meses después del trasplante, en mayo de 2017 (T_2). Números variables de muestras para realizar dichos análisis fueron obtenidas a partir de 15 fragmentos en el T_1 y a partir de los fragmentos sobrevivientes en el T_2 en cada sitio (Tabla 1). Se cuantificó la tasa de sobrevivencia de corales en cada sitio en el T_2 a partir de inspecciones visuales de los fragmentos.

VAR→VAR, VAR→IGN, IGN→IGN, IGN→VAR). A series of physiological analyses were conducted before (T_1), and seven months after transplantation, in May 2017 (T_2). To conduct these analyses, a variable number of samples was obtained from 15 fragments in T_1 and from the surviving fragments in T_2 at each site (Table 1). The fragments were visually inspected in T_2 to quantify the survival rate of corals at each site.

Tabla 1. Parámetros fisiológicos evaluados en los fragmentos de corales de cada sitio de trasplante y tiempo de muestreo.

Table 1. Physiological parameters evaluated in coral fragments at each transplant site and sampling time.

Tiempo / Time	Origen / Origin	Parámetro / Parameter	Unidades / Units	VAR (3.5 m)			IGN (12 m)		
				Media / Mean	S.D.	n	Media / Mean	S.D.	n
T_1	VAR	Clorofila <i>a</i> / Chlorophyll <i>a</i>	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$	109.33	26.96	7	-	-	-
T_1	VAR	Absorptancia, <i>A</i> / Absorptance, <i>A</i>	Adimensional / Dimensionless (%)	0.81	0.04	5	-	-	-
T_1	VAR	Eficiencia absorción luz, a^* / Light absorption efficiency, a^*	$\text{m}^2 \cdot \text{mg Chla}^{-1}$	0.020	0.002	4	-	-	-
T_1	VAR	Eficiencia fotosintética, α / Photosynthetic efficiency, α	$\mu\text{mol O}_2 \cdot \mu\text{mol quanta}^{-1}$	0.029	0.009	5	-	-	-
T_1	VAR	Punto de compensación, E_c / Compensation point, E_c	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	95.01	14.95	5	-	-	-
T_1	VAR	Punto de saturación, E_k / Saturation point, E_k	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	323.93	39.29	5	-	-	-
T_1	VAR	Respiración, R_d / Respiration, R_d	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	2.32	0.71	8	-	-	-
T_1	VAR	Fotosíntesis máxima, P_{max} / Maximum Photosynthesis, P_{max}	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	5.60	1.58	8	-	-	-
T_1	IGN	Clorofila <i>a</i> / Chlorophyll <i>a</i>	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$	-	-	-	91.36	44.15	7
T_1	IGN	Absorptancia, <i>A</i> / Absorptance, <i>A</i>	Adimensional / Dimensionless (%)	-	-	-	0.91	0.03	5
T_1	IGN	Eficiencia absorción luz, a^* / Light absorption efficiency, a^*	$\text{m}^2 \cdot \text{mg Chla}^{-1}$	-	-	-	0.041	0.016	4
T_1	IGN	Eficiencia fotosintética, α / Photosynthetic efficiency, α	$\mu\text{mol O}_2 \cdot \mu\text{mol quanta}^{-1}$	-	-	-	0.032	0.007	5
T_1	IGN	Punto de compensación, E_c / Compensation point, E_c	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	-	-	-	83.56	16.13	5
T_1	IGN	Punto de saturación, E_k / Saturation point, E_k	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	-	-	-	296.71	38.69	5
T_1	IGN	Respiración, R_d / Respiration, R_d	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	-	-	-	2.65	0.60	8
T_1	IGN	Fotosíntesis máxima, P_{max} / Maximum Photosynthesis, P_{max}	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	-	-	-	6.79	1.33	8
T_2	VAR	Clorofila <i>a</i> / Chlorophyll <i>a</i>	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$	195.27	37.61	7	135.78	51.04	8
T_2	VAR	Absorptancia, <i>A</i> / Absorptance, <i>A</i>	Adimensional / Dimensionless (%)	0.87	0.02	8	0.85	0.05	8
T_2	VAR	Eficiencia absorción luz, a^* / Light absorption efficiency, a^*	$\text{m}^2 \cdot \text{mg Chla}^{-1}$	0.013	0.002	7	0.019	0.007	8
T_2	VAR	Eficiencia fotosintética, α / Photosynthetic efficiency, α	$\mu\text{mol O}_2 \cdot \mu\text{mol quanta}^{-1}$	0.039	0.006	8	0.044	0.007	5

Tiempo / Time	Origen / Origin	Parámetro / Parameter	Unidades / Units	VAR (3.5 m)			IGN (12 m)		
				Media / Mean	S.D.	n	Media / Mean	S.D.	n
T ₂	VAR	Punto de compensación, E_c / Compensation point, E_c	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	88.84	17.60	8	79.39	8.74	5
T ₂	VAR	Punto de saturación, E_k / Saturation point, E_k	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	217.88	26.60	8	214.79	32.85	5
T ₂	VAR	Respiración, R_d / Respiration, R_d	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	3.40	0.30	8	3.49	0.29	5
T ₂	VAR	Fotosíntesis máxima, P_{max} / Maximum Photosynthesis, P_{max}	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	5.04	1.16	8	5.99	1.11	5
T ₂	VAR	Máxima eficiencia fotoquímica, F_v / F_m / Maximum photochemical efficiency, F_v / F_m	Adimensional / Dimensionless (%)	0.622	0.013	15	0.638	0.006	9
T ₂	VAR	Eficiencia fotoquímica efectiva, $\Delta F / F_m$ / Effective photochemical efficiency, $\Delta F / F_m$	Adimensional / Dimensionless (%)	0.579	0.025	15	0.594	0.010	9
T ₂	VAR	Máxima presión excitación PSII, Q_m / Maximum excitation pressure PSII, Q_m	Adimensional / Dimensionless (%)	0.070	0.030	15	0.069	0.021	9
T ₂	IGN	Clorofila <i>a</i> / Chlorophyll <i>a</i>	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$	175.58	77.84	7	95.07	25.54	8
T ₂	IGN	Absorptancia, <i>A</i> / Absorptance, <i>A</i>	Adimensional / Dimensionless (%)	0.88	0.03	8	0.88	0.04	8
T ₂	IGN	Eficiencia absorción luz, a^* / Light absorption efficiency, a^*	$\text{m}^2 \cdot \text{mg Chla}^{-1}$	0.018	0.008	7	0.031	0.012	8
T ₂	IGN	Eficiencia fotosintética, α / Photosynthetic efficiency, α	$\mu\text{mol O}_2 \cdot \mu\text{mol quanta}^{-1}$	0.044	0.011	6	0.041	0.014	6
T ₂	IGN	Punto de compensación, E_c / Compensation point, E_c	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	83.79	12.50	6	88.11	15.20	6
T ₂	IGN	Punto de saturación, E_k / Saturation point, E_k	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	215.61	17.23	6	210.18	41.28	6
T ₂	IGN	Respiración, R_d / Respiration, R_d	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	3.65	0.97	6	3.43	0.62	6
T ₂	IGN	Fotosíntesis máxima, P_{max} / Maximum Photosynthesis, P_{max}	$\mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	5.71	1.31	6	4.76	1.31	6
T ₂	IGN	Máxima eficiencia fotoquímica, F_v / F_m / Maximum photochemical efficiency, F_v / F_m	Adimensional / Dimensionless (%)	0.609	0.024	15	0.642	0.010	12
T ₂	IGN	Eficiencia fotoquímica efectiva, $\Delta F / F_m$ / Effective photochemical efficiency, $\Delta F / F_m$	Adimensional / Dimensionless (%)	0.564	0.043	15	0.589	0.024	12
T ₂	IGN	Máxima presión excitación PSII, Q_m / Maximum excitation pressure PSII, Q_m	Adimensional / Dimensionless (%)	0.074	0.041	15	0.083	0.030	12

Variables ambientales

Durante el experimento de trasplante se monitoreó la temperatura cada 30 min con registradores de temperatura automáticos (Hobo UA-002–64, Onset Computer Corporation) y la intensidad lumínica cada 10 min con sensores de luz corregidos por coseno (Odyssey PAR, Dataflow Systems). Los sensores de luz fueron previamente calibrados contra un sensor de luz corregido por coseno de referencia (LI-1400, Li-COR). Una serie de réplicas del K_d se tomaron en el T₁ y en el T₂ en VAR ($n = 26$ y $n = 23$) y en IGN ($n = 13$ y $n = 14$, respectivamente).

Environmental variables

During the transplant experiment, the temperature was monitored every 30 min with automatic temperature loggers (Hobo UA-002–64, Onset Computer Corporation), and the light intensity every 10 min with cosine-corrected light sensors (Odyssey PAR, Dataflow Systems). Light sensors were previously calibrated against a reference cosine-corrected light sensor (LI-1400, Li-COR). Replicates of K_d were obtained both in T₁ and T₂ at VAR ($n = 26$ and $n = 23$) and at IGN ($n = 13$ and $n = 14$, respectively).

Propiedades ópticas y estructurales del tejido coralino

El contenido de clorofila *a* (Chla) en corales se midió espectrofotométricamente con un espectrómetro modular (Flame-T-UV-VIS, Ocean Optics Inc.), utilizando las ecuaciones de Jeffrey y Humphrey (1975). Los pigmentos se extrajeron utilizando una mezcla de acetona / dimetilsulfóxido (95:5 vol / vol) (Iglesias-Prieto y Trench, 1994), a partir de muestras de tejido coralino previamente extraídas con una pistola de aire conectada a un tanque de buceo y homogeneizadas con un homogeneizador de tejido (Tissue-tearor, BioSpec Inc.).

La capacidad de absorción de luz del tejido coralino *in vivo* se estimó espectrofotométricamente utilizando un equipo modular (Flame-T-UV-VIS, Ocean Optics Inc.), siguiendo la metodología de Enríquez *et al.* (2005) y Vásquez-Elizondo *et al.* (2017). La porción del espectro lumínico reflejado, Reflectancia (*R*), se utilizó para calcular la fracción de luz incidente absorbida por el tejido coralino, Absorptancia (*A*), según la ecuación $A = 1 - R$; asumiendo que la transmisión de luz en el esqueleto coralino tiende a cero. El coeficiente específico de absorción de la Chla (a_{Chla}^*) se utilizó como descriptor de la eficiencia de absorción de luz de pigmentos fotosintéticos *in vivo*. Este parámetro se calculó siguiendo la metodología de Enríquez *et al.* (2005) a partir de la ecuación $a_{\text{Chla}}^* = (D_{675} / \rho) * \ln 10$; donde D_{675} es el valor de absorbancia estimada del tejido coralino a 675 nm, correspondiente al pico de absorción de la Chla, y ρ es el contenido de pigmento por área de tejido coralino proyectada (mg Chla m^{-2}).

Propiedades fotosintéticas de los corales

Se estimaron parámetros fotosintéticos a partir de curvas de fotosíntesis vs irradiancia (curvas PE). Las curvas PE se realizaron en condiciones controladas de laboratorio utilizando una cámara acrílica con cuatro compartimientos herméticos de ~600 ml cada uno, equipados con sensores ópticos de O₂ de alta sensibilidad (FireSting, Pyroscience GmbH). Las colonias de *O. faveolata* provenientes de cada sitio y tiempo de muestreo se expusieron de forma incremental a diez niveles de luz comprendidos entre 0 y ~1400 $\mu\text{mol quanta m}^{-2} \text{s}^{-1}$, con intervalos de 10 min, medidos previamente con el sensor de luz del Diving-PAM. La luz fue suministrada con cuatro lámparas LED regulables de 16W (UL PAR38, LED Wholesalers Inc) controladas en modo continuo con un software personalizado que permitía modular intensidad y tiempo de iluminación. El agua previamente filtrada (0.45 μm) utilizada en las incubaciones se mantuvo en agitación con agitadores magnéticos, a una temperatura constante de 28 °C con un termocirculador (Isotemp, Fisher Scientific) conectado

Optical and structural properties of the coral tissue

The chlorophyll *a* (Chla) content in corals was spectrophotometrically measured with a modular spectrometer (Flame-T-UV-VIS, Ocean Optics Inc.), using Jeffrey and Humphrey (1975) equations. Pigments were extracted using a mixture of acetone / dimethyl sulfoxide (95:5 vol / vol) (Iglesias-Prieto and Trench, 1994), from samples of coral tissue previously extracted with an air gun connected to a scuba tank and homogenized with a tissue homogenizer (Tissue-tearor, BioSpec Inc.).

The *in vivo* light absorption capacity of the coral tissue was measured using a modular spectrophotometer (Flame-T-UV-VIS, Ocean Optics Inc.), following Enríquez *et al.* (2005) and Vásquez-Elizondo *et al.* (2017). The portion of the light spectrum that was reflected (Reflectance, *R*), was used to calculate the fraction of incident light absorbed by the coral tissue (Absorptance, *A*), according to the equation $A = 1 - R$. This, while assuming that the light transmitted through the coral skeleton tends to zero. The Chla specific absorption coefficient (a_{Chla}^*) was used to characterize the light-absorption efficiency of *in vivo* photosynthetic pigments. This parameter was calculated according to Enríquez *et al.* (2005), using the equation $a_{\text{Chla}}^* = (D_{675} / \rho) * \ln 10$, where D_{675} is the estimated absorbance value of the coral tissue at 675 nm, corresponding to the absorption peak of Chla; and ρ is the pigment content per projected coral tissue area (mg Chla m^{-2}).

Coral photosynthetic properties

Photosynthetic parameters were obtained from photosynthesis vs. irradiance curves (PE curves). PE curves were determined in laboratory-controlled conditions using an acrylic chamber with four hermetic compartments of ~600 ml each, equipped with highly sensitive fiber-optical oxygen sensors (FireSting, Pyroscience GmbH). *Orbicella faveolata* corals from each site and sampling time were incrementally exposed to ten levels of irradiance between 0 and ~1400 $\mu\text{mol quanta m}^{-2} \text{s}^{-1}$ at 10 min intervals, previously measured with a Diving-PAM light sensor. Light was provided with four 16 W dimmable LED lamps (UL PAR38, LED Wholesalers Inc.) controlled in continuous mode with a custom-made software that allowed to modulate time and intensity of light exposure. Previously filtered sea water (0.45 μm) used in the incubations was maintained under constant agitation with magnetic stirrers and at a constant temperature of 28 °C with a thermocirculator (Isotemp, Fisher Scientific) connected to the acrylic chamber.

a la cámara de acrílico. La tasa de respiración (R_d) se calculó en oscuridad, a partir del consumo promedio de oxígeno antes y después de la exposición a los niveles de luz. La fotosíntesis máxima (P_{max}) se calculó a partir del promedio de producción de O_2 en intensidades de luz excediendo el punto de saturación (E_k). La eficiencia fotosintética (α) se calculó a partir de la pendiente de la fase lineal de la fotosíntesis a intensidades de luz sub-saturantes. El punto de compensación (E_c) correspondió a la intensidad de luz donde la tasa de fotosíntesis bruta igualó la respiración (Osinga *et al.*, 2012). Los parámetros fotosintéticos se normalizaron por unidad de área, calculada con la técnica del papel de aluminio (Marsh, 1970).

Se realizaron mediciones de fluorescencia de Chla *in situ*, en días con poca nubosidad, utilizando un fluorómetro sumergible con pulso de amplitud modulada (Diving-PAM). La eficiencia fotoquímica efectiva del fotosistema II (PSII) ($\Delta F / F_m'$) se midió a mediodía, durante el pico de máxima intensidad lumínica, y la eficiencia fotoquímica máxima del PSII (F_v / F_m) se registró al atardecer. La máxima presión de excitación sobre el PSII (Q_m) se calculó según la ecuación: $Q_m = 1 - [(\Delta F / F_m') / (F_v / F_m)]$ (Iglesias-Prieto *et al.*, 2004). Los datos de fluorescencia de Chla sólo se estimaron al final del experimento de trasplante en los corales de *O. faveolata* sobrevivientes de cada sitio (T_2).

Análisis estadístico

Para responder a la pregunta: ¿son las tasas de sobrevivencia de corales de Varadero diferentes a las de corales de sitios con aguas claras?, se evaluaron las tasas de sobrevivencia de *O. faveolata* al final del experimento en cada sitio de trasplante, considerando el origen de los fragmentos coralinos. Adicionalmente, para estandarizar la ventaja de sobrevivencia de corales nativos de un sitio específico sobre corales provenientes del sitio opuesto, las diferencias en sobrevivencia se dividieron sobre el promedio en cada sitio de trasplante (Hereford, 2009). Por ejemplo, para comparar la sobrevivencia de corales nativos de VAR sobre los corales nativos de IGN trasplantados a IGN, se substrajo la proporción de corales sobrevivientes nativos de VAR de la proporción de corales sobrevivientes nativos de IGN y se dividió el producto por el promedio de sobrevivencia de sobrevivencia de corales provenientes de ambos sitios trasplantados a IGN.

Para responder a la pregunta: ¿pueden corales de Varadero aclimatarse a condiciones de aguas claras, así como corales de aguas claras aclimatarse a las condiciones turbias de Varadero?, se utilizaron únicamente los datos fisiológicos obtenidos al final del experimento de trasplante (T_2), teniendo en cuenta el lugar de procedencia de los fragmentos en cada

The respiration rate (R_d) was calculated in darkness from the mean oxygen consumption before and after light exposure during the PE curves. The maximum photosynthesis (P_{max}) was calculated from the average O_2 production at light intensities exceeding the saturation point (E_k). The photosynthetic efficiency (α) was calculated from the slope of the linear increase in photosynthesis at sub-saturating light intensities. The compensation point (E_c) was the light intensity where gross photosynthesis matched respiration (Osinga *et al.*, 2012). The photosynthetic parameters were normalized per unit area, which was calculated with the aluminium foil technique (Marsh, 1970).

Chla fluorescence measurements were performed *in situ* on low-cloudiness days, using an underwater pulse amplitude modulated fluorometer (diving-PAM). The photosystem II (PSII) effective photochemical efficiency ($\Delta F / F_m'$) was measured at noon during the time of peak irradiance, and the maximum photochemical efficiency of PSII (F_v / F_m) was recorded at dusk. The maximum excitation pressure over PSII (Q_m) was calculated as $Q_m = 1 - [(\Delta F / F_m') / (F_v / F_m)]$ (Iglesias-Prieto *et al.*, 2004). Chla fluorescence measurements were performed only at the end of the transplant experiment on surviving *O. faveolata* corals at each site (T_2).

Statistical analysis

To answer the question: Are the survival rates of corals from Varadero different from those of corals from clear-water sites?, the survival rates of *O. faveolata* were evaluated at the end of the experiment at each transplant site, considering the place of origin of the coral fragments. In addition, to standardize the survival advantage of native corals at a specific site over corals from the opposite site, the differences in survival were divided by the average survival at each transplant site (Hereford, 2009). For example, to compare the survival of native corals of VAR against native corals of IGN transplanted to IGN, the proportion of survivors native to VAR was subtracted from the proportion of survivors native to IGN, and the result was divided by the average survival of survival of corals originating from both sites transplanted to IGN.

To answer the question: Can corals originating in Varadero acclimate to clear-water conditions, and can corals originating in clear-water sites acclimate to the turbid conditions of Varadero?, only physiological data obtained at the end of the transplant experiment (T_2) were used, considering the site of origin of coral fragments at each transplant site. All data were tested for normality (Shapiro-

sitio de trasplante. Se examinó la normalidad (test de Shapiro-Wilks) y homogeneidad de varianza (test de Levene) con nivel de significancia (alfa) de 0.05 para determinar el tipo de estadística inferencial en cada una de las variables (Sheskin, 2003). En las variables cuyos sets de datos no cumplieron con los supuestos de estadística paramétrica ($Chla$, a_{Chla}^* , P_{max} , F_v / F_m , $\Delta F / F_m$, Q_m) se utilizó la prueba no-paramétrica de Kruskal-Wallis para evaluar el efecto del sitio de origen y de destino. En los sets de datos que cumplieron con los supuestos de estadística paramétrica (A , α , E_c , E_k , R_d) se utilizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA²) (Sheskin, 2003).

Con el fin de responder a la pregunta: ¿cómo es la variabilidad fisiológica temporal de corales en Varadero, relativa a la de corales provenientes de arrecifes con aguas claras?, se utilizaron los datos fisiológicos medidos en corales nativos de cada sitio al inicio (T_1) y al final del experimento de trasplante (T_2). Similar al análisis estadístico realizado para responder a la pregunta anterior, se utilizó la prueba no-paramétrica de Kruskal-Wallis en sets de datos que no cumplieron los supuestos ($Chla$ y a_{Chla}^*) y un ANOVA² en sets de datos que cumplieron los supuestos de estadística paramétrica (A , α , E_c , E_k , R_d , P_{max}).

Los K_d 's obtenidos en cada sitio y tiempo de muestreo se compararon utilizando la prueba no-paramétrica de Kruskal-Wallis. La temperatura media diaria y la cantidad de luz diaria integrada se compararon entre sitios utilizando la prueba no-paramétrica de Mann-Whitney, teniendo en cuenta que estas variables no cumplieron con los supuestos de estadística paramétrica (Sheskin, 2003). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el entorno de programación R versión 3.6.1 (R Core Team, 2015).

RESULTADOS

Variabales ambientales

El coeficiente de atenuación vertical de luz difusa (K_d) osciló entre 0.26 y 0.80 m^{-1} en VAR y entre 0.15 y 0.20 m^{-1} en IGN. Los K_d estimados fueron significativamente superiores en VAR ($H_{(1)} = 51.55$, $p < 0.001$), donde además se registró un incremento significativo de K_d en T_2 ($0.51 \pm 0.13 m^{-1}$, promedio \pm D.E.) respecto al T_1 ($0.35 \pm 0.08 m^{-1}$) ($H_{(1)} = 5.59$, $p = 0.02$). En IGN los K_d fueron constantes en ambos tiempos de muestreo ($0.17 \pm 0.01 m^{-1}$ en T_1 y T_2) ($H_{(1)} = 1.85$, $p = 0.174$). Durante los dos tiempos de muestreo se detectó una fuerte estratificación de la columna de agua en VAR, caracterizada por una mayor atenuación de luz incidente producida por una capa de agua superficial de ~1m

Wilks test) and homogeneity of variance (Levene test) with a significance level (alpha) of 0.05 in order to determine the type of inferential statistics of each variable (Sheskin, 2003). For data sets that did not meet the assumptions of parametric statistics ($Chla$, a_{Chla}^* , P_{max} , F_v / F_m , $\Delta F / F_m$, Q_m), the non-parametric Kruskal-Wallis was used to evaluate the effect of the site of origin and destination. For data sets that meet the assumptions of parametric statistics (A , α , E_c , E_k , R_d), a two-way analysis of variance (ANOVA²) was used (Sheskin, 2003).

To answer the question How is the temporal variation in physiological responses of corals from Varadero relative to that of corals from clear-water reefs?, the physiological data obtained from native corals of each site at the beginning (T_1) and at the end (T_2) of the transplant experiment were used. Similar to the statistical procedure to answer the previous question, a non-parametric Kruskal-Wallis test was used in datasets that did not meet the assumptions ($Chla$ and a_{Chla}^*), as well as an ANOVA² in datasets that met the assumptions of parametric statistics (A , α , E_c , E_k , R_d , P_{max}).

K_d s obtained at each site and sampling time were compared using the non-parametric Kruskal-Wallis test. Between-sites differences in mean daily temperature and daily integrated irradiance were analysed using the Mann-Whitney non-parametric test, considering that these variables did not meet the assumptions of parametric statistics (Sheskin, 2003). Statistical analyses were conducted using the R programming environment, version 3.6.1 (R Core Team, 2015).

RESULTS

Environmental variables

The vertical attenuation coefficient for diffuse downwelling irradiance (K_d) varied between 0.26 and 0.80 m^{-1} in VAR and between 0.15 and 0.20 m^{-1} in IGN. The estimated K_d s were significantly higher in VAR ($H_{(1)} = 51.55$, $p < 0.001$), where a significant K_d increase was also registered in T_2 ($0.51 \pm 0.13 m^{-1}$, average \pm SD) relative to T_1 ($0.35 \pm 0.08 m^{-1}$) ($H_{(1)} = 5.59$, $p = 0.02$). In IGN, the K_d s were constant between sampling times ($0.17 \pm 0.01 m^{-1}$ in T_1 and T_2) ($H_{(1)} = 1.85$, $p = 0.174$). A strong stratification of the water column was detected in the two sampling times at VAR, characterized by an increased attenuation of incident light produced by a highly turbid surface water layer of ~1m. It was estimated that this surface layer attenuates up

de profundidad altamente turbia. Se estimó que la capa turbia superficial podía atenuar hasta el 90 % de luz incidente (Figura 3a). La irradiancia diaria integrada fue levemente inferior y más variable temporalmente en VAR (2.03 ± 1.32 mol quanta $m^{-2} d^{-1}$) que en IGN (2.17 ± 0.91 mol quanta $m^{-2} d^{-1}$) ($U = 40976$, $p < 0.001$) (Figura 3b). La temperatura promedio diaria fue similar en VAR e IGN (28.77 ± 1.06 °C y 28.62 ± 0.79 °C, respectivamente) ($U = 13244$, $p = 0.487$).

to 90 % of the incident light (Figure 3). The daily integrated irradiance was slightly lower and more temporally variable in VAR (2.03 ± 1.32 mol quanta $m^{-2} d^{-1}$) than in IGN (2.17 ± 0.91 mol quanta $m^{-2} d^{-1}$) ($U = 40976$, $p < 0.001$) (Figure 3b). The mean daily temperature was similar in VAR and IGN (28.77 ± 1.06 °C and 28.62 ± 0.79 °C, respectively) ($U = 13244$, $p = 0.487$).

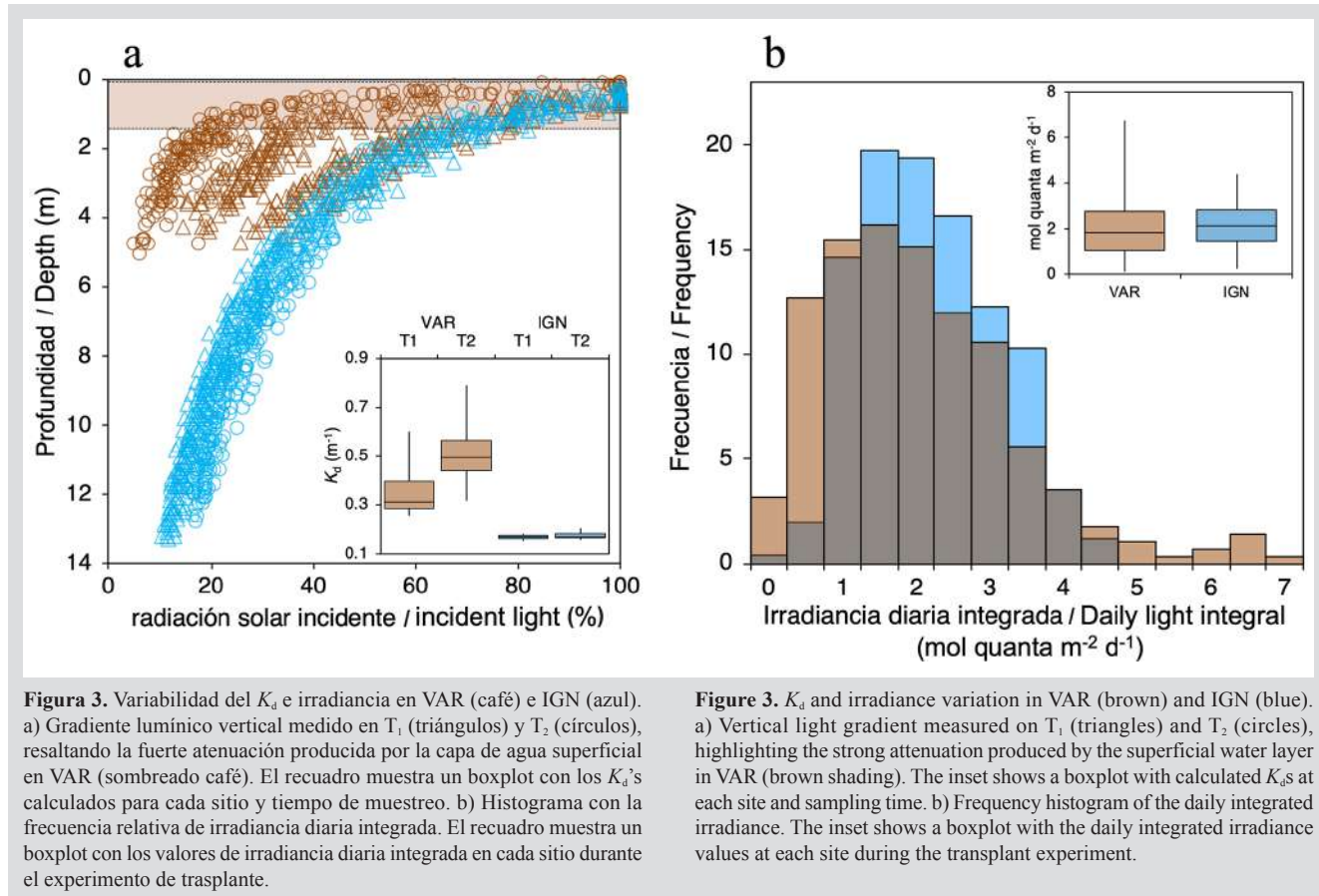


Figure 3. K_d and irradiance variation in VAR (brown) and IGN (blue). a) Vertical light gradient measured on T₁ (triangles) and T₂ (circles), highlighting the strong attenuation produced by the superficial water layer in VAR (brown shading). The inset shows a boxplot with calculated K_d 's at each site and sampling time. b) Frequency histogram of the daily integrated irradiance. The inset shows a boxplot with the daily integrated irradiance values at each site during the transplant experiment.

Sobrevivencia de corales

Tanto los corales nativos como los provenientes de IGN presentaron una sobrevivencia de 100 % en VAR. Lo anterior sugiere que los corales nativos de VAR no tuvieron ninguna ventaja de sobrevivencia respecto a los corales provenientes de IGN. En IGN, los corales nativos presentaron una sobrevivencia de 80 % mientras que los corales provenientes de VAR mostraron una sobrevivencia de 60 % (Figura 4). Se estimó que en IGN los corales nativos tuvieron una ventaja de sobrevivencia de 29 %, respecto a los provenientes de VAR.

Coral survival

Survival rates of both native corals and those originating from IGN were 100 % in VAR. The above suggests that native corals of VAR had no survival advantage with respect to corals originating from IGN. In IGN, the survival rate of native corals was 80 %, while the survival rate of corals originating from VAR was 60 % (Figure 4). It was estimated that, in IGN, native corals had a 29 % survival advantage with respect to corals originating in VAR.

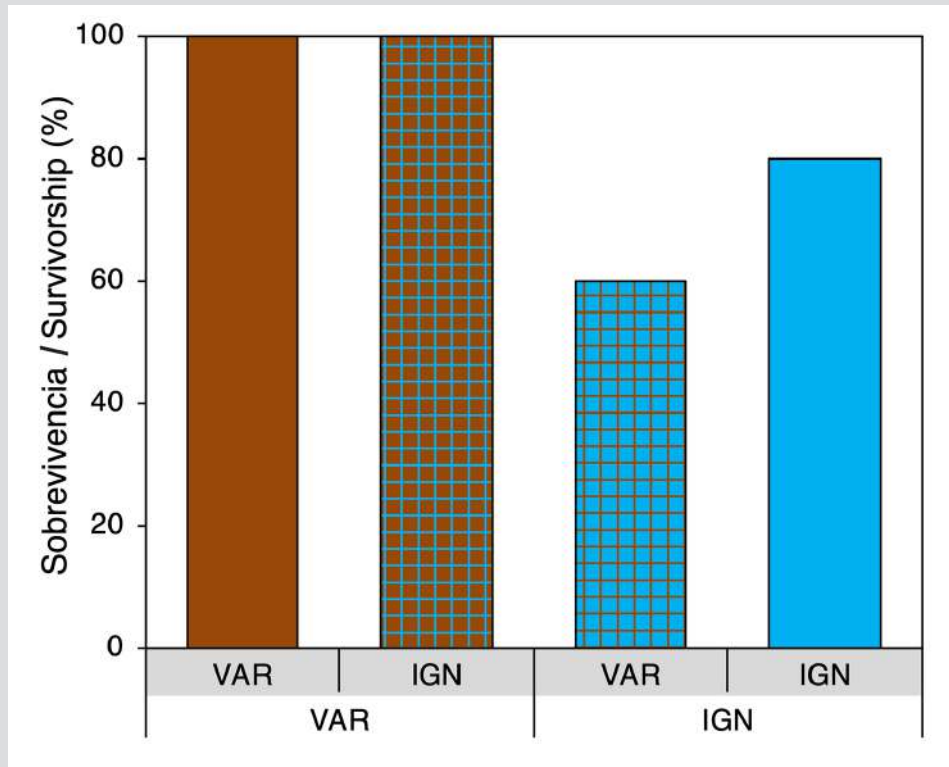


Figura 4. Sobrevivencia de corales en cada sitio de trasplante de acuerdo con su lugar de procedencia. Colores sólidos indican corales nativos y colores con cuadrícula indican corales provenientes del sitio opuesto. El texto sombreado indica el lugar de procedencia de los fragmentos sobrevivientes.

Figure 4. Coral survival at each transplant site according to the site of origin. Solid colors indicate native corals and colors with grids indicated corals originating from the opposite site. Shaded text indicates the site of origin of surviving fragments.

Propiedades ópticas y estructurales del tejido coralino

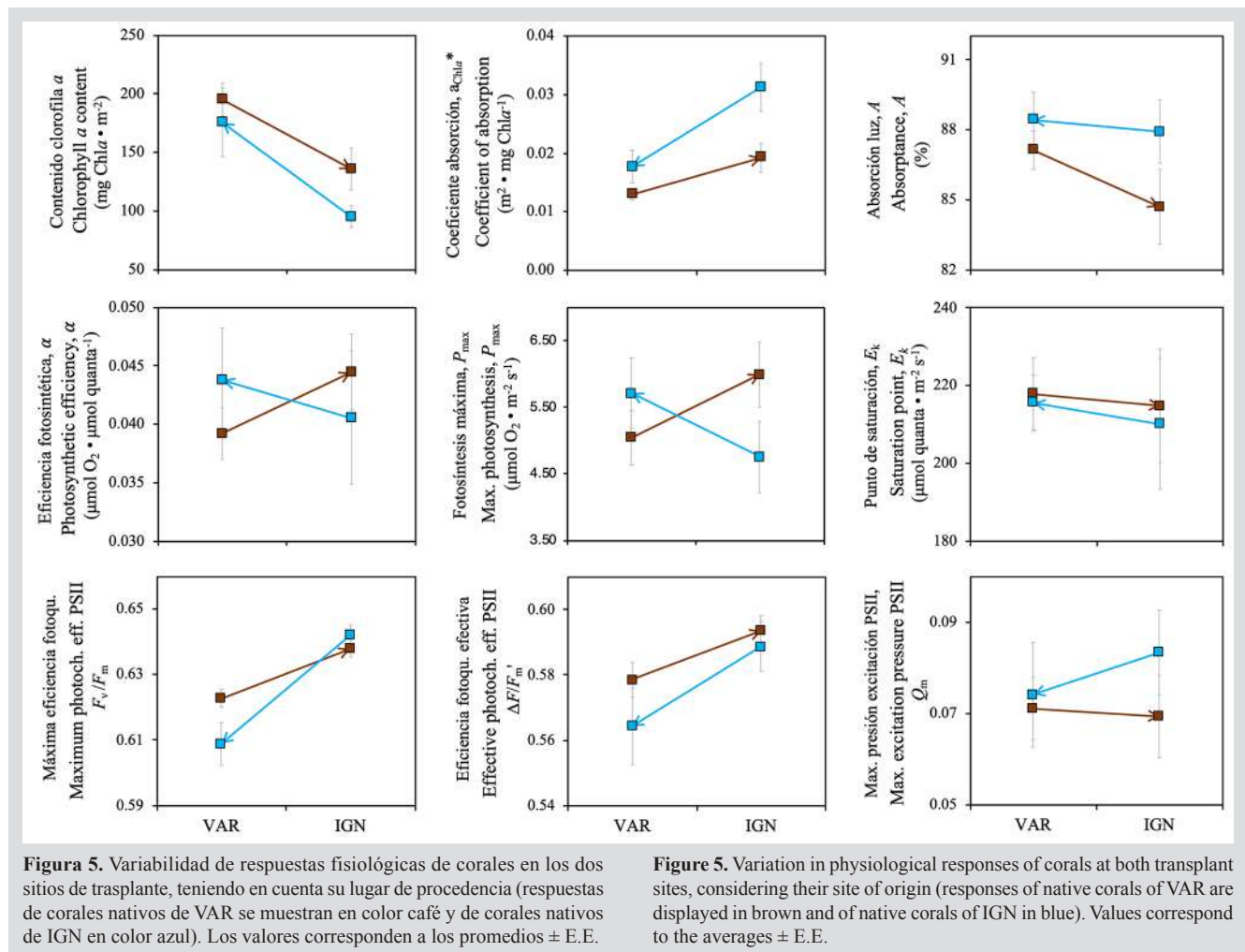
El contenido de clorofila varió entre 109.33 ± 26.96 y 195.27 ± 37.61 mg Chla m^{-2} en corales trasplantados a VAR y entre 91.36 ± 44.15 y 135.78 ± 51.04 mg Chla m^{-2} en corales trasplantados a IGN (Tabla 1). Los corales trasplantados a VAR tuvieron mayor contenido de clorofila que los corales trasplantados a IGN ($H_{(1)} = 8.23$, $p = 0.004$) (Figura 5), diferencia que incluso aumentó en el T_2 de muestreo ($H_{(1)} = 5.29$, $p = 0.021$) (Figura 6). No se observó un efecto significativo del sitio de origen sobre el contenido de clorofila en corales trasplantados a cada sitio ($H_{(1)} = 2.96$, $p = 0.085$). El coeficiente específico de absorción de la Chla (a_{Chla}^*) varió entre 0.013 ± 0.002 y 0.020 ± 0.002 m^2 mg Chla $^{-1}$, y entre 0.019 ± 0.007 y 0.041 ± 0.016 m^2 mg Chla $^{-1}$ en corales trasplantados a VAR e IGN, respectivamente (Tabla 1). Las diferencias en a_{Chla}^* indican que los corales trasplantados a IGN fueron más eficientes en absorción de luz por unidad de pigmento que los trasplantados a VAR ($H_{(1)} = 8.22$, $p = 0.004$) y que esta diferencia pudo estar relacionada con el lugar de procedencia de los trasplantes ($H_{(1)} = 4.05$, $p = 0.044$) (Figura 5). Adicionalmente, la reducción de a_{Chla}^* en el T_2 de

Optical and structural properties of coral tissue

The chlorophyll content varied between 109.33 ± 26.96 and 195.27 ± 37.61 mg Chla m^{-2} in corals transplanted to VAR and between 91.36 ± 44.15 and 135.78 ± 51.04 mg Chla m^{-2} in corals transplanted to IGN ($H_{(1)} = 8.23$, $p = 0.004$) (Table 1). Corals transplanted to VAR had higher chlorophyll content than corals transplanted to IGN ($H_{(1)} = 8.23$, $p = 0.004$) (Figure 5). This difference even increased in T_2 ($H_{(1)} = 5.29$, $p = 0.021$) (Figure 6). No significant effect of the site of origin was observed on the chlorophyll content of corals at each transplant site ($H_{(1)} = 2.96$, $p = 0.085$). The Chla specific absorption coefficient (a_{Chla}^*) varied between 0.013 ± 0.002 and 0.020 ± 0.002 m^2 mg Chla $^{-1}$, and between 0.019 ± 0.007 and 0.041 ± 0.016 m^2 mg Chla $^{-1}$ in corals transplanted to VAR and IGN, respectively (Table 1). Differences in a_{Chla}^* indicate that corals transplanted to IGN were more efficient at collecting light per unit of pigment than corals transplanted to VAR ($H_{(1)} = 8.22$, $p = 0.004$) and that this difference was related to the site of origin of transplants ($H_{(1)} = 4.05$, $p = 0.044$) (Figure 5). Additionally, the reduction of a_{Chla}^* in

muestreo en corales de ambos sitios ($H_{(1)} = 4.00$, $p = 0.045$) (Figura 6), indica que la eficiencia de absorción de luz fue variable temporalmente. La absorción de luz del tejido coralino *in vivo*, Absorptancia (A), varió entre 81 y 88 % en VAR y entre 85 y 91 % en IGN (Tabla 1). No se observaron diferencias significativas en A entre sitios de muestreo al final del experimento de trasplante ($F_{(1,29)} = 1.34$, $p = 0.256$) (Figura 5), ni entre tiempos de muestreo en cada sitio ($F_{(1,26)} = 0.14$, $p = 0.706$).

corals from both transplant sites detected in T_2 ($H_{(1)} = 4.00$, $p = 0.045$) (Figure 6) indicates that the light absorption efficiency was temporally variable. Light absorption in *in vivo* coral tissue, Absorptance (A), varied between 81 and 88 % in VAR and between 85 and 91 % in IGN (Table 1). No significant differences were observed in A between sites at the end of the transplant experiment ($F_{(1,29)} = 1.34$, $p = 0.256$) (Figure 5), nor between sampling times at each site ($F_{(1,26)} = 0.14$, $p = 0.706$).



Propiedades fotosintéticas de los corales trasplantados

Los parámetros fotosintéticos derivados de las curvas PE tuvieron similares rangos de variación en los corales trasplantados a ambos sitios (Figura 5) y no se detectaron diferencias significativas en la eficiencia fotosintética, α ($F_{(1,22)} = 0.08$, $p = 0.773$), punto de compensación, E_c ($F_{(1,22)} = 0.18$, $p = 0.672$), punto de saturación, E_k ($F_{(1,22)} = 0.15$, $p = 0.701$), fotosíntesis máxima, P_{max} ($H_{(1)} = 0.002$, $p = 0.956$)

Photosynthetic properties of transplanted corals

Photosynthetic parameters derived from PE curves showed similar variation among corals at both transplant sites (Figure 5), and no significant differences were detected in the photosynthetic efficiency, α ($F_{(1,22)} = 0.08$, $p = 0.773$), compensation point E_c ($F_{(1,22)} = 0.18$, $p = 0.672$), saturation point E_k ($F_{(1,22)} = 0.15$, $p = 0.701$), maximum photosynthesis P_{max} ($H_{(1)} = 0.002$, $p = 0.956$), and respiration

y tasas de respiración, R_d ($F_{(1,22)} = 0.04$, $p = 0.833$). En el T_2 de muestreo, se observó un aumento significativo en α ($F_{(1,24)} = 7.38$, $p = 0.012$) y R_d ($F_{(1,27)} = 20.59$, $p < 0.001$) respecto a T_1 , así como una reducción en E_k ($F_{(1,24)} = 46.58$, $p < 0.001$) y P_{max} ($F_{(1,27)} = 5.94$, $p = 0.022$) en ambos sitios de trasplante (Figura 6). Algunos de los parámetros derivados de la fluorescencia de Chla, evaluados únicamente al final del experimento de trasplante, evidenciaron claras diferencias entre sitios (Figura 5). La máxima eficiencia fotoquímica del PSII registrada al atardecer (F_v / F_m) ($H_{(1)} = 24.15$, $p < 0.001$) y la eficiencia fotoquímica efectiva del PSII registrada a mediodía ($\Delta F / F_m'$) ($H_{(1)} = 5.91$, $p = 0.015$) fueron significativamente mayores en corales trasplantados a IGN. El rango de variación de Q_m fue similar en ambos sitios ($H_{(1)} = 1.27$, $p = 0.259$) (Figura 5, Tabla 1).

rates R_d ($F_{(1,22)} = 0.04$, $p = 0.833$). A significant increase in α ($F_{(1,24)} = 7.38$, $p = 0.012$) and R_d ($F_{(1,27)} = 20.59$, $p < 0.001$) was observed in T_2 relative to T_1 , as well as a decrease in E_k ($F_{(1,24)} = 46.58$, $p < 0.001$) and P_{max} ($F_{(1,27)} = 5.94$, $p = 0.022$) at both transplant sites (Figure 6). Some parameters derived from Chla fluorescence, which were only evaluated at the end of the transplant experiment, evidenced clear differences between sites (Figure 5). The maximum photochemical efficiency of PSII recorded at dusk (F_v / F_m) ($H_{(1)} = 24.15$, $p < 0.001$) and the effective photochemical efficiency recorded at noon ($\Delta F / F_m'$) ($H_{(1)} = 5.91$, $p = 0.015$) were significantly higher in corals transplanted to IGN. The range of Q_m variation was similar at both sites ($H_{(1)} = 1.27$, $p = 0.259$) (Figure 5, Table 1).

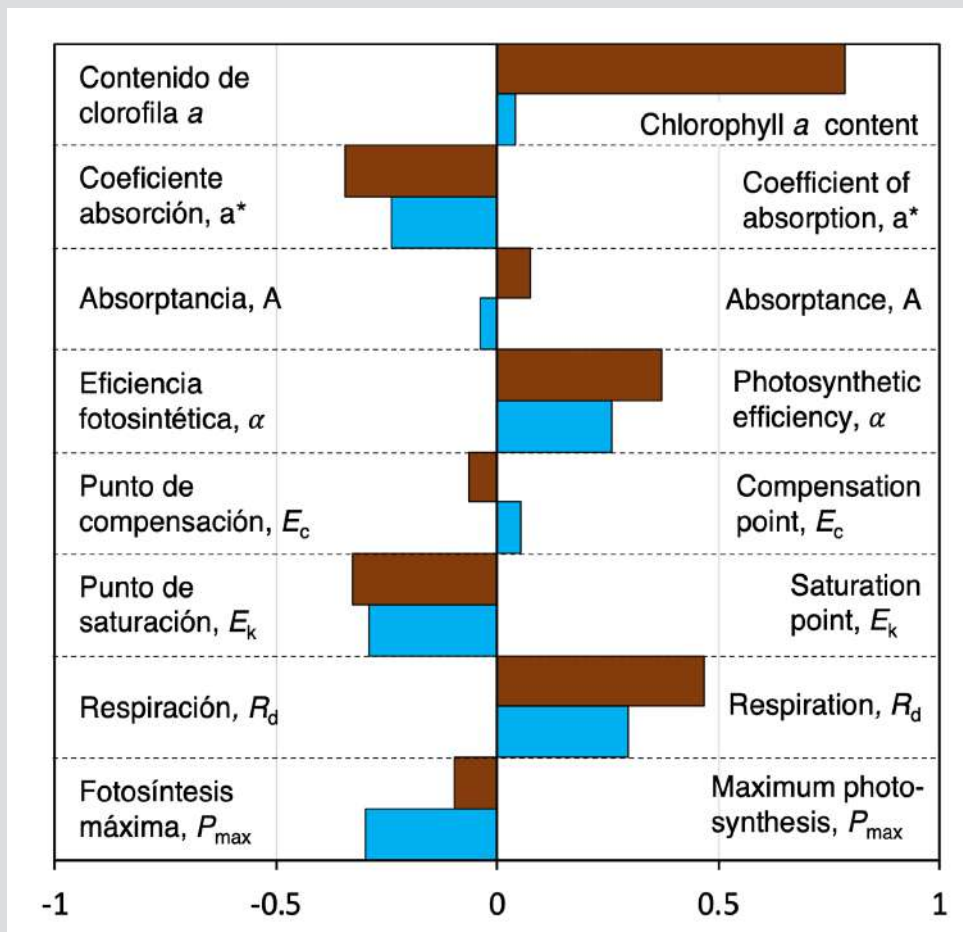


Figura 6. Variación temporal de respuestas fisiológicas de corales en los dos sitios de trasplante (VAR en café e IGN en azul). Los cambios son relativos a los valores obtenidos en el T_1 .

Figure 6. Temporal variation of physiological responses in corals from both transplant sites (VAR in brown and IGN in blue). Changes are relative to the values obtained in T_1 .

DISCUSIÓN

Atenuación de luz por la pluma turbia del Dique

La fuerte estratificación de la columna de agua observada en Varadero, también registrada en estudios previos (Pizarro *et al.*, 2017; López-Londoño *et al.*, 2021), resulta de la presencia de dos capas de agua con diferentes propiedades (*e.g.*, salinidad y temperatura), asociadas al flujo continuo de aguas dulces del Canal del Dique en la superficie y a una capa de agua oceánica subsuperficial más densa (Lonin *et al.*, 2004). Los sedimentos provenientes de la pluma turbia del Dique, principalmente limos y arcillas, tienden a quedar atrapados en la capa de agua superficial, menos densa que las aguas oceánicas subsuperficiales, donde hay suficiente turbulencia para mantenerlos suspendidos (Lonin *et al.*, 2004). Adicionalmente, la presencia de La Escollera (rompeolas sumergido) en la boca norte de la bahía de Cartagena (Bocagrande), actúa como pared que limita el flujo de aguas oceánicas densas hacia el interior de la bahía, favoreciendo el empuje continuo del agua turbia superficial hacia fuera de la bahía (Molares y Mestres, 2012). La estratificación vertical, junto con el flujo continuo de la capa turbia superficial parecen favorecer el aislamiento del arrecife Varadero de la influencia directa de las aguas dulces del Canal del Dique. Sin embargo, tal estratificación tiene un impacto crítico en la disponibilidad de energía lumínica para los corales ya que sólo la capa turbia superficial puede atenuar cerca del 90 % de la radiación solar incidente. El K_d de IGN, aunque no mostró una importante variación temporal, si fue notablemente superior al registrado en otros arrecifes de aguas claras (*e.g.*, 0.06 en Curacao: Vermeij y Bak, 2002), indicando mayor atenuación vertical de luz potencialmente asociada con las descargas de agua del Canal. Lo anterior destaca la influencia de la pluma turbia del Dique a una distancia considerable de su desembocadura, condición que puede estar relacionada con el deterioro generalizado de los arrecifes coralinos en el PNNCRSB (Restrepo *et al.*, 2006; Restrepo y Alvarado, 2011).

Las condiciones en Varadero favorecen la sobrevivencia de corales en áreas someras

Aunque las condiciones en Varadero son típicamente consideradas sub-óptimas para el desarrollo coralino (*e.g.*, elevada turbidez, poca disponibilidad de luz y alta sedimentación) (Kleypas *et al.*, 1999; Weber *et al.*, 2012), los fragmentos de coral de la especie indicadora *O. faveolata* trasplantados a este sitio evidenciaron las menores tasas de mortalidad (0 %), independiente de su lugar de procedencia. Este resultado sugiere que la elevada sobrevivencia de corales

DISCUSSION

Light attenuation by the Dique's turbid plume

The strong stratification of the water column observed in Varadero, also recorded in previous studies (Pizarro *et al.*, 2017; López-Londoño *et al.*, 2021), results from the presence of two water masses with different properties (*e.g.*, salinity and temperature), associated with the continuous flow of the freshwater plume from the Canal del Dique at the surface and a subsurface layer of denser oceanic waters (Lonin *et al.*, 2004). Sediments from the Dique turbid plume, mainly silts and clays, tend to remain in the surface layer where turbulence is enough to keep them suspended (Lonin *et al.*, 2004). Moreover, the presence of La Escollera (submerged breakwater) in the northern mouth of the Cartagena Bay (Bocagrande) acts as a wall that prevents the inflow of denser oceanic waters into the bay, favoring the continuous push of turbid surface water out of the bay (Molares y Mestres, 2012). The vertical stratification, together with continuous flow of the turbid surface layer, seems to favor the isolation of the Varadero Reef from the direct influence of Canal del Dique freshwater discharges. However, such stratification has a critical impact on light energy availability for corals, as only the turbid surface layer attenuates up to 90 % of the incident solar radiation. Although the K_d in IGN did not show an important temporal variation, it was remarkably superior to the K_d 's recorded in other clear-water reefs (*e.g.*, 0.06 in Curaçao: Vermeij and Bak, 2002), indicating a greater degree of light attenuation in the water column, potentially associated with the Canal del Dique freshwater discharges. The above highlights the potential influence of the Dique turbid plume extending to a considerable distance from its mouth, a condition that can be related to the generalized degradation of coral reefs within the NNPCRSB (Restrepo *et al.*, 2006; Restrepo and Alvarado, 2011).

Varadero Reef conditions favor coral survival in shallow waters

Although environmental conditions in Varadero are typically considered sub-optimal for coral development (*e.g.*, high turbidity, little light availability, and high sedimentation) (Kleypas *et al.*, 1999; Weber *et al.*, 2012), coral fragments of the indicator species *O. faveolata* transplanted to this site evidenced the lowest mortality (0 %), regardless of the site of origin. This result suggests that the higher survival of corals in VAR relative to that of corals transplanted to IGN does not appear to be related

en VAR comparada con la de los trasplantados a IGN, parece no estar relacionada con algún rasgo adaptativo de corales nativos de Varadero y que son las condiciones ambientales locales las que determinan diferencias en las tasas de sobrevivencia. La elevada sobrevivencia de corales en VAR puede obedecer a la interacción de dos factores: 1) reducción del estrés lumínico sobre la maquinaria fotosintética de las algas simbiotas (zooxantelas) como resultado del efecto atenuador de luz de la pluma turbia del Dique, lo cual puede conducir a un aumento en la cantidad de energía derivada de la fotosíntesis disponible para el coral en zonas someras del arrecife (Fisher *et al.*, 2019; López-Londoño *et al.*, 2022); y 2) acceso a nutrientes y energía por heterotrofia, compensando la poca disponibilidad de luz y el limitado potencial autotrófico (Anthony y Fabricius, 2000; Hoogenboom *et al.*, 2010; Fabricius, 2011).

Es probable que la mayor mortalidad de corales en IGN, la cual es consistente con el deterioro generalizado de los arrecifes coralinos en todo el PNNCRSB (Díaz *et al.*, 2000; Restrepo y Alvarado, 2011; Restrepo *et al.*, 2016), esté relacionada con una limitada disponibilidad de material orgánico que pueda ser utilizado por los corales como fuente nutritiva para compensar la baja fotosíntesis (Anthony y Fabricius, 2000; Hoogenboom *et al.*, 2010), haciéndolos más sensibles a perturbaciones de origen natural y antrópico prevalentes en el área (Restrepo y Alvarado, 2011). Diferencias en procesos hidrodinámicos asociados a la pluma del Dique entre los dos sitios de trasplante también pudieron influenciar las tasas de mortalidad observadas. A medida que la pluma se aleja de la boca del Canal esta pierde velocidad, lo cual puede favorecer la deposición de sedimentos y flóculos en corales de IGN. El requerimiento energético para la remoción activa de dichos sedimentos pudo ser un factor de estrés adicional asociado a la mortalidad de corales observada en este sitio (Anthony y Fabricius, 2000; Junjie *et al.*, 2014).

Se ha propuesto que el beneficio potencial de la reducción del estrés lumínico puede ser responsable de una menor incidencia de blanqueamiento coralino en arrecifes turbios durante eventos de estrés térmico (van Woesik *et al.*, 2012; Morgan *et al.*, 2017). Sin embargo, es necesario destacar que este potencial beneficio está limitado a la zona más somera del arrecife y que, con el incremento de la profundidad, la carencia de energía derivada de la fotosíntesis, sumada a las demandas energéticas para la remoción activa de sedimentos (Anthony y Fabricius, 2000; Junjie *et al.*, 2014), pueden afectar negativamente el balance energético y la sobrevivencia de corales. Aunque el presente estudio no evaluó las tasas de

with any adaptive traits of Varadero-native corals, but to local environmental conditions. The high survival of corals in VAR may result from the interaction of two factors: 1) reduction of light stress over the photosynthetic machinery of the symbiotic algae (zooxanthellae) as a result of the light attenuating effect of the Dique turbid plume, which can lead to an increase in the amount of photosynthetic usable energy available for coral hosts in shallow environments (Fisher *et al.*, 2019; López-Londoño *et al.*, 2022); and 2) access to nutrients and energy through heterotrophy, compensating the reduced light availability and autotrophic potential (Anthony and Fabricius, 2000; Hoogenboom *et al.*, 2010; Fabricius, 2011).

The higher coral mortality rates at IGN, which is consistent with the generalized degradation of coral reefs in the NNPCRSB (Díaz *et al.*, 2000; Restrepo and Alvarado, 2011; Restrepo *et al.*, 2016), may be related to a reduced availability of organic material that could be used by the corals as a source of nutrition in order to compensate for the low photosynthesis (Anthony and Fabricius, 2000; Hoogenboom *et al.*, 2010), making them more susceptible to natural and anthropogenic disturbances prevalent in this area (Restrepo and Alvarado, 2011). Differences in hydrodynamic processes linked to the Dique plume between transplant sites could have also influenced the observed mortality rates. As the plume moves away from the Canal mouth, it reduces its speed, which may favor the deposition of sediments and flocs on corals from IGN. The energy required for actively removing such sediments may have been an additional stress factor associated with the coral mortality observed at this site (Anthony and Fabricius, 2000; Junjie *et al.*, 2014).

It has been proposed that the potential benefit of light stress reduction may be responsible for a lower incidence in coral bleaching in turbid reefs during thermal-stress events (van Woesik *et al.*, 2012; Morgan *et al.*, 2017). However, it is necessary to highlight that this potential benefit is limited to the shallower portion of the reef and that, with increasing depth, the lack of energy derived from photosynthesis, added to the energy demands for active sediment rejection (Anthony and Fabricius, 2000; Junjie *et al.*, 2014), may negatively affect the energy balance and survival of corals. Although this study did not assess coral survival rates across depths, previous studies have demonstrated an increase in the partial mortality of coral colonies with increasing depth in Varadero, potentially associated with the acute limitation of light

sobrevivencia coralina a diferentes profundidades, estudios previos han demostrado un aumento en la mortalidad parcial de colonias coralinas con el incremento de la profundidad en Varadero, potencialmente asociado con la limitación aguda de luz y energía fotosintética (López-Londoño *et al.*, 2021). La evidencia disponible indica que un potencial efecto benéfico de la pluma turbia del Dique sobre los corales de Varadero está limitado únicamente a la zona más somera del arrecife. Adicionalmente, dada la relación intrínseca entre la cantidad de luz disponible y el proceso de calcificación en corales (Colombo-Pallotta *et al.*, 2010), la carencia de luz por el efecto atenuador de la pluma turbia del Dique compromete potencialmente la capacidad de las especies de coral constructoras de arrecife, como *O. faveolata*, para secretar carbonato de calcio a una tasa suficiente para mantener el crecimiento y la complejidad estructural del arrecife a largo plazo.

Corales nativos y foráneos se aclimatan de forma similar a las condiciones locales en Varadero

Los parámetros fisiológicos evaluados indicaron que los corales desarrollan fenotipos aclimatados a poca luz, similares en ambos sitios a pesar de las diferencias de profundidad. Lo anterior destaca la importancia de considerar las propiedades ópticas del agua a nivel local y no sólo la profundidad en estudios de aclimatación y fisiología de corales. Análisis comparativos de los parámetros fotosintéticos derivados de las curvas PE, los cuales son fuertemente afectados por factores ambientales locales (principalmente luz y temperatura), indicaron que los parámetros tienen un comportamiento similar en ambos sitios y, por ende, que los corales tenían un potencial fotosintético similar. La máxima presión de excitación sobre el PSII (Q_m) indicó que en ambos sitios la mayoría de los centros de reacción del PSII de las algas simbiotas permanecen abiertos (*i.e.*, valores cercanos a 0), incluso a mediodía, cuando los corales están expuestos a máxima irradiancia (Iglesias-Prieto *et al.*, 2004).

Estos valores sugieren que las tasas fotosintéticas de los simbiotas están limitadas por luz y que la contribución energética derivada de la fotosíntesis al metabolismo de los corales es mínima en los dos sitios de trasplante. Los valores de F_v / F_m , sin embargo, indicaron que los simbiotas de corales en IGN tienen mayor eficiencia para convertir energía lumínica en energía química y que los corales de VAR tienen una mayor proporción de PSII inactivos y mayor capacidad para disipar el exceso de energía absorbida por el aparato fotosintético (Hoegh-Guldberg y Jones, 1999; Warner *et al.*, 2002). Tal diferencia puede ser el resultado de la exposición ocasional a mayores niveles de luz en VAR, aunque estudios

and photosynthetically-derived energy (López-Londoño *et al.*, 2021). Available evidence indicates that a potential beneficial effect of the turbid plume of Dique on Varadero Reef corals is limited only to the shallowest portion of the reef. Moreover, given the intrinsic relationship between light intensity and coral calcification (Colombo-Pallotta *et al.*, 2010), the decreased light availability due to the attenuation effect of the Dique turbid plume potentially impairs the ability of reef-building corals such as *O. faveolata* to secrete calcium carbonate at a rate sufficient to maintain reef growth and structural complexity in the long term.

Native and foreign corals acclimate in a similar way to local conditions in Varadero

The physiological assessments indicated that corals develop phenotypes acclimated to low light, similar in both sites despite the differences in depth. This highlights the importance of considering the local optical properties of the water column –not only depth– in acclimation and physiological studies involving corals. Comparative analyses of photosynthetic parameters derived from PE curves, which are strongly affected by local environmental factors (mainly light and temperature), showed that these parameters behave similarly at both sites, thereby indicating that corals had similar photosynthetic potential. The maximum excitation pressure over PSII (Q_m) indicated that most of PSII reaction centers of symbiont algae in corals at both sites remain open (*i.e.*, values close to 0), even at noon, when corals are exposed to daily peaks in irradiance (Iglesias-Prieto *et al.*, 2004).

This suggests that the photosynthetic rates of algal symbionts are light-limited, and that the energetic contribution derived from photosynthesis to coral metabolism is low at both transplant sites. The values of F_v / F_m , however, indicated that coral symbionts at IGN have a higher efficiency to convert sunlight into chemical energy, and that corals from VAR have an increased fraction of photo-inactive PSII reaction centers and greater capacity to dissipate the excessive energy absorbed by the photosynthetic apparatus (Hoegh-Guldberg and Jones, 1999; Warner *et al.*, 2002). Such differences can be the result of the occasional exposure to high irradiance in VAR, although previous studies have also suggested that such events are not long enough to induce important changes in the PSII activity (López-Londoño *et al.*, 2021).

Coral chlorophyll content was one of the physiological parameters that had higher variation

previos también han sugerido que tales eventos no son suficientemente prolongados para inducir cambios drásticos en la actividad del PSII (López-Londoño *et al.*, 2021).

La concentración de clorofila fue uno de los parámetros fisiológicos que mostró mayor variación entre sitios. Los corales en VAR llegaron a tener más del doble de contenido de pigmentos fotosintéticos que los corales en IGN, lo que conllevó a una reducción importante en la eficiencia de absorción de luz (a_{Chla^*}) debido al efecto de auto-sombreado de los pigmentos (Scheufen *et al.*, 2017a). Estos resultados indican que los corales de VAR son menos eficientes en absorción de luz por unidad de pigmento que los corales de IGN. Es posible especular que el enriquecimiento de nutrientes que existe en la bahía de Cartagena debido a las descargas del Dique (Tosic *et al.*, 2019), se extiende hasta Varadero, afectando el metabolismo de los corales en este arrecife. Es bien sabido que el enriquecimiento de nutrientes puede afectar el metabolismo de corales simbióticos, lo cual puede resultar en aumento de la densidad de algas simbióticas y/o en el contenido celular de pigmentos fotosintéticos (Dubinsky *et al.*, 1990; Shantz y Burkepile, 2014), condiciones que, a su vez, pueden afectar el desempeño fotosintético del coral.

La ausencia de diferencias importantes en los parámetros fotosintéticos derivados de las curvas PE indican que los corales en ambos sitios tienen un potencial fotosintético similar y que la energía solar absorbida es utilizada con una eficiencia similar en la fotosíntesis de las algas. Lo anterior sugiere que tanto los corales de VAR como los de IGN tienen un potencial de aclimatación similar a las condiciones ambientales prevalentes de cada sitio, y que el potencial enriquecimiento de nutrientes asociado a las descargas del Dique en Varadero parece no tener un impacto negativo en la fisiología de corales. Es importante resaltar que el presente estudio se realizó comparando corales de dos profundidades diferentes en VAR e IGN, donde la exposición a luz solar era similar debido a las propiedades ópticas locales del agua. Se espera que el potencial de aclimatación y sobrevivencia de corales cambien si se comparan sitios con diferente exposición a la luz solar. Por ejemplo, un trasplante de corales de VAR hacia IGN a una misma profundidad de 3 m, podría exponer los corales a un estrés lumínico agudo considerando que la intensidad de luz en IGN es cerca de tres veces superior a la de VAR a esta profundidad, afectando potencialmente la capacidad de aclimatación y sobrevivencia de corales trasplantados. Lo anterior resalta la importancia de considerar las propiedades ópticas del agua y el ambiente lumínico locales en experimentos y proyectos que involucren trasplantes de corales.

between sites. Corals from VAR had more than twice the photosynthetic pigment content than corals from IGN, which inevitably led to important reductions in light absorption efficiency (a_{Chla^*}) due to pigment self-shading (Scheufen *et al.*, 2017a). These results indicate that corals from VAR are less efficient at absorbing light per unit of pigment than corals from IGN. It can be speculated that the ample nutrient in the Cartagena Bay, as a result of Dique discharges (Tosic *et al.*, 2019), extends into Varadero and affects the metabolism of corals within this reef. It is well known that nutrient enrichment can affect symbiotic coral metabolism, leading to an increase in symbiotic algae density and/or cellular pigment content (Dubinsky *et al.*, 1990; Shantz y Burkepile, 2014), conditions that, in turn, can affect the coral holobiont photosynthetic performance.

The absence of important differences in the photosynthetic parameters derived from PE curves indicate that corals at both sites have similar photosynthetic potential, and that the solar energy absorbed is used with similar efficiency in algal photosynthesis. The above suggests that corals from both VAR and IGN have a similar acclimation potential to prevailing environmental conditions at each site, and that the potential nutrient enrichment associated with Dique discharges in Varadero does not appear to have a negative impact on coral physiology. It is important to highlight that this study was conducted by comparing corals from two different depths at VAR and IGN, where total light exposure was similar due to the local optical properties of the water. Coral acclimation potential and survival are expected to change when comparing sites with contrasting sunlight exposure. For example, a transplant from VAR to IGN at a same depth of 3 m, could expose corals to acute light stress, considering that light intensity in IGN is expected to be about three times that of VAR at this depth, potentially affecting the acclimation capacity and survival of coral transplants. The above highlights the importance of considering local water optical properties and light climate in experiments and projects involving coral transplantation.

The Dique plume's influence on coral physiology is temporally variable

The results of this research indicate that the effect of the Dique turbid plume on the water optical properties in VAR is temporally variable, being stronger towards the end of the transplant experiment (May of 2017), when the highest K_d values were recorded. In IGN, the K_d s were consistently low during the two sampling periods, suggesting a reduced effect, although constant, of the Dique plume on local water

El efecto de la pluma del Dique en la fisiología de corales es variable temporalmente

Resultados de esta investigación indican que el efecto de la pluma turbia del Dique en las propiedades ópticas del agua en VAR es variable temporalmente, siendo más drástico hacia el final del experimento de trasplante (mayo de 2017) cuando se presentaron los mayores valores de K_d . En IGN, el K_d fue consistentemente bajo en los dos momentos de muestreo, lo cual sugiere un efecto reducido, aunque constante, de la pluma del Dique sobre las propiedades ópticas del agua. La variación temporal del efecto de la pluma sobre las propiedades ópticas del agua en VAR puede resultar de cambios en la hidrodinámica local y en la cantidad de descargas del Dique, determinadas principalmente por patrones estacionales locales y regionales (Lonin *et al.*, 2004; Restrepo *et al.*, 2006; Tosic *et al.*, 2019). Los resultados obtenidos indican que la variación temporal del contenido de clorofila eficiencia de absorción de luz en corales de Varadero, puede ser principalmente atribuida a la dinámica estacional de la pluma del Dique, considerando el efecto significativo del sitio de trasplante en los modelos estadísticos. Estos efectos fisiológicos asociados a la dinámica temporal de la pluma parecen resultar de cambios en la concentración de nutrientes en la columna de agua. Por su parte, la variabilidad temporal de parámetros fotosintéticos de los corales puede ser principalmente atribuida a la variación climática estacional prevalente en toda el área de estudio, considerando que el patrón de variación fue similar en ambos sitios de trasplante (efecto significativo de la variable tiempo en los modelos).

CONCLUSIONES

La fuerte estratificación de la columna de agua en Varadero ayuda a aislar el arrecife de la influencia directa de las aguas turbias asociadas a las descargas del Canal del Dique. La capa turbia superficial tiene un efecto atenuador extraordinario sobre la luz solar incidente, limitando la cantidad de energía fotosintética disponible para corales constructores de arrecife, como *O. faveolata*. La elevada sobrevivencia de corales en Varadero puede estar relacionada con el efecto sinérgico de reducción de estrés lumínico y nutrición complementaria por heterotrofia; sin embargo, tal efecto está restringido a las zonas someras del arrecife. Diferencias en los patrones de circulación de las aguas del Dique pueden estar relacionadas con mayores tasas de mortalidad coralina en áreas arrecifales aledañas a Varadero. Los corales en zonas someras de Varadero desarrollan fenotipos aclimatados a poca luz similares a los de corales

optical properties. The temporal variation of the plume effect on the water properties in VAR may arise from changes in the plume hydrodynamics and the amount of Dique freshwater discharges into the Cartagena Bay, conditions that are mostly shaped by local and regional seasonal patterns (Lonin *et al.*, 2004; Restrepo *et al.*, 2006; Tosic *et al.*, 2019). Our findings indicate that the temporal variation of chlorophyll content and light absorption efficiency in corals from Varadero, can be mostly attributed to the seasonal dynamics of the Dique plume, considering the significant effect of the transplant site in the statistical models. These physiological effects associated with the temporal dynamics of the plume seem to be driven by changes in the concentration of nutrients in the water column. The temporal variation of photosynthetic parameters in corals, on the other hand, can be mostly attributed to the seasonal variation of environmental conditions prevalent in the whole study area, considering that the pattern of variation of these parameters was similar at both transplant sites (there was a significant effect of the time variable on the statistical models).

CONCLUSIONS

The strong stratification of the water column in Varadero helps to isolate the reef from the direct influence of the turbid freshwater discharges from the Canal del Dique. The turbid surface layer has an extraordinary attenuating effect on the incident sunlight, limiting the amount of photosynthetic usable energy for reef-building corals such as *O. faveolata*. The high survival of corals in Varadero is likely to be related to the synergistic effect of light stress reduction and complementary nutrition through heterotrophy. However, such effect is restricted to the shallower portions of the reef. Differences in the Dique plume circulation patterns may be related to higher coral mortality in reef areas adjacent to Varadero. Corals in shallow areas in Varadero develop phenotypes acclimated to low light comparable to those of corals found at greater depths in clear-water reefs. Physiological parameters indicate strong light limitation and limited autotrophic potential, which represents a risk for coral survival with increasing depth and decreasing light availability. Chlorophyll content was the most sensitive coral structural trait influenced by the Dique discharges. The increase in the Dique freshwater discharges into the Cartagena Bay, together with maritime infrastructure works involving dredging operations, can further compromise the water quality, as well as the light energy availability for reef-building corals, and, ultimately, their capacity to maintain



que se encuentran a mayor profundidad en arrecifes de aguas claras. Los parámetros fisiológicos indican fuerte limitación por luz y escaso potencial autotrófico, lo que representa un riesgo para la sobrevivencia de corales a medida que aumenta la profundidad y se reduce la disponibilidad de luz. El contenido de clorofila fue el rasgo estructural del tejido coralino más sensible a las aguas del Dique. El incremento de descargas del Dique y obras de infraestructura marítima que involucren operaciones de dragado comprometen aún más la calidad del agua, así como la disponibilidad de luz para corales constructores de arrecife y su capacidad para mantener el arrecife Varadero. Políticas efectivas que busquen mejorar las propiedades ópticas del agua deben ser un objetivo prioritario para la conservación de Varadero, así como de los bienes y servicios que el ecosistema brinda a comunidades costeras.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por becas NSF OCE 1642311 y NSF OCE 1442206 y becas SSRI e IEE de la Universidad Estatal de Pennsylvania (PSU). Se agradece a Gabriel Navas, Adriana Bermúdez y Darío Méndez de la Universidad de Cartagena, así como a Jaime Rojas y Rafael Vieira del Oceanario-CEINER por el apoyo logístico y técnico. Al personal del PNNCSB, en particular a Esteban Zarza, por el constante apoyo a proyectos de investigación realizados en el parque. A Andrew Shantz de la Universidad Estatal de Florida, las tiendas de buceo Cartagena Divers y Scuba Cartagena, y la familia Avendaño de la isla Barú por el apoyo en campo. A Miguel A. Gómez-Reali de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por el diseño del sistema de luces utilizado en las curvas PE. A Mitzy Porras de PSU por las recomendaciones en el análisis de datos. La investigación se realizó bajo el Permiso Marco de Recolecta otorgado por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) mediante resolución No. 0546 del 29 de mayo 2014 en el marco del proyecto “Evaluación integral del efecto histórico del Canal del Dique sobre las formaciones coralinas someras de la plataforma continental del Caribe colombiano”, ID 7426 del sistema de información de proyectos de investigación (SIAP) de la Pontificia Universidad Javeriana.

the Varadero reef. Effective policies seeking to improve the water optical properties should be a priority objective to preserve Varadero, as well as the ecosystem goods and services that benefit coastal communities.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded by scholarships NSF OCE 1642311 and NSF OCE 1442206 and SSRI and IEE from the Pennsylvania State University (PSU). We would like to extend our gratitude to Gabriel Navas, Adriana Bermúdez, and Darío Méndez from Universidad de Cartagena, and Jaime Rojas and Rafael Vieira from Oceanario-CEINER for their logistical and technical support. To the NNPCRSB staff, in particular to Esteban Zarza, for his constant support to research projects within the park. To Andrew Shantz from Florida State University, the dive shops Cartagena Divers and Scuba Cartagena, and the Avendaño family in Barú Island for their support during field work. To Miguel A. Gómez-Reali from National Autonomous University of México (UNAM) for the design of the light system used in the PE curves. To Mitzy Porras from PSU for her recommendations on data analysis. The research was carried out under permit Marco de Recolecta, granted by the National Authority of Environmental Licenses (ANLA) resolution No. 0546, dated 29 May 2014, within the framework of project Integral evaluation of the historical effect of Canal del Dique on the shallow coral formations of the Colombian Caribbean’s continental shelf, ID 7426 of the research projects information system (SIAP) of Pontificia Universidad Javeriana.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Ainsworth, T.D., S.F. Heron, J.C. Ortiz, P.J. Mumby, A. Grech, D. Ogawa, C.M. Eakin and W. Leggat. 2016. Climate change disables coral bleaching protection on the Great Barrier Reef. *Science*, 352: 338-342.
- Anthony, K.R.N. and K.E. Fabricius. 2000. Shifting roles of heterotrophy and autotrophy in coral energetics under varying turbidity. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 252: 221-253.
- Anthony, K.R.N., P.V. Ridd, A.R. Orpin, P. Larcombe and J. Lough. 2004. Temporal variation of light availability in coastal benthic habitats: effects of clouds, turbidity, and tides. *Limnol. Oceanogr.*, 49: 2201-2211. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.6.2201>
- Canto, M.M., K.E. Fabricius, M. Logan, S. Lewis, L.I.W. McKinna and B.J. Robson. 2021. A benthic light index of water quality in the Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Pollut. Bull.*, 169: 112539. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112539>
- Colombo-Pallotta, M.F., A. Rodríguez-Román and R. Iglesias-Prieto. 2010. Calcification in bleached and unbleached *Montastraea faveolata*: evaluating the role of oxygen and glycerol. *Coral Reefs*, 29: 899-907.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G.H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F.A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras. Santa Marta. 175 p.
- Dubinsky, Z., N. Stambler, M. Benzion, L.R. McCloskey, L. Muscatine and P.G. Falkowski. 1990. The effect of external nutrient resources on the optical-properties and photosynthetic efficiency of *Stylophora-Pistillata*. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 239: 231-246. <https://doi.org/10.1098/rspb.1990.0015>
- Enríquez, S., E.R. Méndez and R. Iglesias-Prieto. 2005. Multiple scattering on coral skeletons enhances light absorption by symbiotic algae. *Limnol. Oceanogr.*, 50: 1025-1032. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.4.1025>
- Fabricius, K.E. 2011. Factors determining the resilience of coral reefs to eutrophication: a review and conceptual model. 493-505. En: Dubinsky, Z. and N. Stambler (Eds.). *Coral Reefs: An ecosystem in transition*. Springer Netherlands. Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_28
- Falkowski, P.G., Z. Dubinsky, L. Muscatine and J.W. Porter. 1984. Light and the bioenergetics of a symbiotic coral. *Bioscience*, 34: 705-709. <https://doi.org/10.2307/1309663>
- Fisher, R., P. Bessell-Browne and R. Jones. 2019. Synergistic and antagonistic impacts of suspended sediments and thermal stress on corals. *Nat. Comm.*, 10: 2346.
- Gattuso, J.P., B. Gentili, C.M. Duarte, J.A. Kleypas, J.J. Middelburg and D. Antoine. 2006. Light availability in the coastal ocean: impact on the distribution of benthic photosynthetic organisms and their contribution to primary production. *Biogeosciences*, 3: 489-513. <https://doi.org/10.5194/bg-3-489-2006>
- Henao-Castro, A. 2013. Efectos de los aportes del Canal del Dique sobre el reclutamiento de especies de coral en los arrecifes del archipiélago Nuestra Señora del Rosario, área marina protegida. Tesis Magister Ciencias Marinas, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá D.C. 125 p.
- Hereford, J. 2009. A quantitative survey of local adaptation and fitness trade-offs. *Am. Nat.*, 173: 579-588.
- Hoegh-Guldberg, O. and R.J. Jones. 1999. Photoinhibition and photoprotection in symbiotic dinoflagellates from reef-building corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 183: 73-86. <https://doi.org/10.3354/meps183073>
- Hoegh-Guldberg, O., P.J. Mumby, A.J. Hooten, R.S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C.D. Harvell, P.F. Sale, A.J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C.M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R.H. Bradbury, A. Dubi and M.E. Hatzitolos. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318: 1737-1742.
- Hoogenboom, M., R. Rodolfo-Metalpa and C. Ferrier-Pagès. 2010. Co-variation between autotrophy and heterotrophy in the Mediterranean coral *Cladocora caespitosa*. *J. Exp. Biol.*, 213: 2399-2409.
- Iglesias-Prieto, R. and R.K. Trench. 1994. Acclimation and adaptation to irradiance in symbiotic dinoflagellates .1. Responses of the photosynthetic unit to changes in photon flux-density. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 113: 163-175. <https://doi.org/10.3354/meps113163>
- Iglesias-Prieto, R., V.H. Beltrán, T.C. LaJeunesse, H. Reyes-Bonilla and P.E. Thomé. 2004. Different algal symbionts explain the vertical distribution of dominant reef corals in the eastern Pacific. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 271: 1757-1763. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2757>
- Jackson, J., M. Donovan, K. Cramer and V. Lam. 2014. Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. *Global Coral Reef Monitoring Network*, IUCN. Switzerland. 304 p.
- Jeffrey, S.W. and G.F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher-plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 167: 191-194.
- Junjie, R.K., N.K. Browne, P.L.A. Erfemeijer and P.A. Todd. 2014. Impacts of sediments on coral energetics: partitioning the effects of turbidity and settling particles. *PLoS ONE*, 9: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107195>
- Kahng, S.E., D. Akkaynak, T. Shlesinger, E.J. Hochberg, J. Wiedenmann, R. Tamir and D. Tchernov. 2019. Light, temperature, photosynthesis, heterotrophy, and the lower depth limits of mesophotic coral ecosystems: 801-828. In: Loya, Y., K.A. Puglise and T.C.L. Bridge (Eds.) *Mesophotic coral ecosystems*. Springer. Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92735-0_42



- Kemp, D.W., D.J. Thornhill, R.D. Rotjan, R. Iglesias-Prieto, W.K. Fitt and G.W. Schmidt. 2015. Spatially distinct and regionally endemic *Symbiodinium* assemblages in the threatened Caribbean reef-building coral *Orbicella faveolata*. *Coral Reefs*, 34: 535-547. <https://doi.org/10.1007/s00338-015-1277-z>
- Kirk, J.T.O. 2011. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press. New York. 649 p.
- Kleypas, J.A., J.W. McManus and L.A.B. Meñez. 1999. Environmental limits to coral reef development: where do we draw the line? *Amer. Zool.*, 39: 146-159. <https://doi.org/10.1093/icb/39.1.146>
- Koop, K., D. Booth, A. Broadbent, J. Brodie, D. Bucher, D. Capone, J. Coll, W. Dennison, M. Erdmann, P. Harrison, O. Hoegh-Guldberg, P. Hutchings, G.B. Jones, A.W.D. Larkum, J. O'Neil, A. Steven, E. Tentori, S. Ward, J. Williamson and D. Yellowlees. 2001. ENCORE: The effect of nutrient enrichment on coral reefs. Synthesis of results and conclusions. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 91-120.
- Lonin, S., C. Parra, C. Andrade e Y. Thomas. 2004. Patrones de la pluma turbia del canal del Dique en la bahía de Cartagena. *Bol. Cient. CIOH*, 22: 77-89.
- López-Londoño, T., C.T. Galindo-Martínez, K. Gómez-Campo, L.A. González-Guerrero, S. Roitman, F.J. Pollock, V. Pizarro, M. López-Victoria, M. Medina and R. Iglesias-Prieto. 2021. Physiological and ecological consequences of the water optical properties degradation on reef corals. *Coral Reefs*, 40: 1243-1256. <https://doi.org/10.1007/s00338-021-02133-7>
- López-Londoño, T., K. Gómez-Campo, X. Hernández-Pech, S. Enríquez and R. Iglesias-Prieto. 2022. Photosynthetic usable energy explains vertical patterns of biodiversity in zooxanthellate corals. *Sci. Rep.*, 12: 20821. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25094-5>
- Lopez-Victoria, M., M. Rodríguez-Moreno and F.A. Zapata. 2015. A paradoxical reef from Varadero, Cartagena Bay, Colombia. *Coral Reefs*, 34: 231.
- Marsh, J.A. 1970. Primary productivity of reef-building calcareous red algae. *Ecology*, 51: 255-263. <https://doi.org/10.2307/1933661>
- Molares, R. and M. Mestres. 2012. Effects of fluctuating river discharge on the water exchange mechanism of a semi-enclosed micro-tidal bay: Cartagena Bay, Colombia. *Bol. Cient. CIOH*, 30: 53-74.
- Morgan, K.M., C.T. Perry, J.A. Johnson and S.G. Smithers. 2017. Nearshore turbid-zone corals exhibit high bleaching tolerance on the Great Barrier Reef following the 2016 ocean warming event. *Front. Mar. Sci.*, 4: 224.
- Mumby, P.J., A. Hastings and H.J. Edwards. 2007. Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature*, 450: 98-101. <https://doi.org/10.1038/nature06252>
- Osinga, R., R. Iglesias-Prieto and S. Enríquez. 2012. Measuring photosynthesis in symbiotic invertebrates: a review of methodologies, rates and processes: 229-256. In: Najafpour, M. (Ed.). *Applied photosynthesis*. InTech.
- Pandolfi, J.M. and A.F. Budd. 2008. Morphology and ecological zonation of Caribbean reef corals: the *Montastraea 'annularis'* species complex. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 369: 89-102.
- Pizarro, V., S.C. Rodríguez, M. López-Victoria, F.A. Zapata, S. Zea, C.T. Galindo-Martínez, R. Iglesias-Prieto, J. Pollock and M. Medina. 2017. Unraveling the structure and composition of Varadero Reef, an improbable and imperiled coral reef in the Colombian Caribbean. *PeerJ*, 5: <https://doi.org/10.7717/peerj.4119>
- Pollock, F.J., J.B. Lamb, S.N. Field, S.F. Heron, B. Schaffelke, G. Shedrawi, D.G. Bourne and B.L. Willis. 2014. Sediment and turbidity associated with offshore dredging increase coral disease prevalence on nearby reefs. *PLoS ONE*, 9: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102498>
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Restrepo, J.D. and E.M. Alvarado. 2011. Assessing major environmental issues in the Caribbean and Pacific coasts of Colombia, South America: an overview of fluvial fluxes, coral reef degradation, and mangrove ecosystems impacted by river diversion: 289-314. In: Wolanski, E. and D.S. McLusky (Eds.) *Treatise on estuarine and coastal science*. Elsevier
- Restrepo, J.D., P. Zapata, J.A. Díaz, J. Garzón-Ferreira and C.B. García. 2006. Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: The Magdalena River, Colombia. *Glob. Planet. Change*, 50: 33-49.
- Restrepo, J.D., E. Park, S. Aquino and E.M. Latrubesse. 2016. Coral reefs chronically exposed to river sediment plumes in the southwestern Caribbean: Rosario Islands, Colombia. *Sci. Total Environ.*, 553: 316-329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.140>
- Restrepo, J.D., R. Escobar and M. Tosic. 2018. Fluvial fluxes from the Magdalena River into Cartagena Bay, Caribbean Colombia: Trends, future scenarios, and connections with upstream human impacts. *Geomorphology*, 302: 92-105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.11.007>
- Rogers, C.S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 62: 185-202.
- Roitman, S., T. López-Londoño, F.J. Pollock, K.B. Ritchie, C.T. Galindo-Martínez, K. Gómez-Campo, L.A. González-Guerrero, V. Pizarro, M. López-Victoria, R. Iglesias-Prieto and M. Medina. 2020. Surviving marginalized reefs: assessing the implications of the microbiome on coral physiology and survivorship. *Coral Reefs*, 39: 795-807. <https://doi.org/10.1007/s00338-020-01951-5>
- Rowan, R., N. Knowlton, A. Baker and J. Jara. 1997. Landscape ecology of algal symbionts creates variation in episodes of coral bleaching. *Nature*, 388: 265-269. <https://doi.org/10.1038/40843>
- Scheufen, T., R. Iglesias-Prieto and S. Enríquez. 2017a. Changes in the number of symbionts and *Symbiodinium* cell pigmentation modulate differentially coral light absorption and photosynthetic performance. *Front Mar Sci*, 4: 309. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00309>

- Scheufen, T., W.E. Kramer, R. Iglesias-Prieto and S. Enríquez. 2017b. Seasonal variation modulates coral sensibility to heat-stress and explains annual changes in coral productivity. *Sci. Rep.*, 7: 4937. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04927-8>
- Shantz, A.A. and D.E. Burkepille. 2014. Context-dependent effects of nutrient loading on the coral-algal mutualism. *Ecology*, 95: 1995-2005. <https://doi.org/10.1890/13-1407.1>
- Sheskin, D.J. 2003. Handbook of parametric and nonparametric statistical procedures. Chapman and Hall/CRC.
- Spalding, M., L. Burke, S.A. Wood, J. Ashpole, J. Hutchison and P. Ermgassen. 2017. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Mar. Pol.*, 82: 104-113. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.014>
- Sutherland, K.P., J.W. Porter, J.W. Turner, B.J. Thomas, E.E. Looney, T.P. Luna, M.K. Meyers, J.C. Futch and E.K. Lipp. 2010. Human sewage identified as likely source of white pox disease of the threatened Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Environ. Microbiol.*, 12: 1122-1131. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2010.02152.x>
- Tosic, M., J.D. Restrepo, S. Lonin, A. Izquierdo and F. Martins. 2019. Water and sediment quality in Cartagena Bay, Colombia: seasonal variability and potential impacts of pollution. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 216: 187-203.
- van Woesik, R., P. Houk, A.L. Isechal, J.W. Idechong, S. Victor and Y. Golbuu. 2012. Climate-change refugia in the sheltered bays of Palau: analogs of future reefs. *Ecol. Evol.*, 2: 2474-2484.
- Vásquez-Elizondo, R.M., L. Legaria-Moreno, M.A. Pérez-Castro, W.E. Kramer, T. Scheufen, R. Iglesias-Prieto and S. Enríquez. 2017. Absorbance determinations on multicellular tissues. *Photosynth. Res.*, 132: 311-324. <https://doi.org/10.1007/s11120-017-0395-6>
- Vega Thurber, R.L., D.E. Burkepille, C. Fuchs, A.A. Shantz, R. McMinds and J.R. Zaneveld. 2014. Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. *Glob. Chang. Biol.*, 20: 544-554.
- Vermeij, M.J.A. and R.P.M. Bak. 2002. How are coral populations structured by light? Marine light regimes and the distribution of *Madracis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 233: 105-116. <https://doi.org/10.3354/meps233105>
- Wagner, D.E., P. Kramer and R. van Woesik. 2010. Species composition, habitat, and water quality influence coral bleaching in southern Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 408: 65-78.
- Warner, M.E., G.C. Chilcoat, F.K. McFarland and W.K. Fitt. 2002. Seasonal fluctuations in the photosynthetic capacity of photosystem II in symbiotic dinoflagellates in the Caribbean reef-building coral *Montastraea*. *Mar. Biol.*, 141: 31-38. <https://doi.org/10.1007/s00227-002-0807-8>
- Warner, M.E., T.C. LaJeunesse, J.D. Robison and R.M. Thur. 2006. The ecological distribution and comparative photobiology of symbiotic dinoflagellates from reef corals in Belize: potential implications for coral bleaching. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 1887-1897. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.4.1887>
- Weber, M., D. de Beer, C. Lott, L. Polerecky, K. Kohls, R.M.M. Abed, T.G. Ferdelman and K.E. Fabricius. 2012. Mechanisms of damage to corals exposed to sedimentation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 109: <https://doi.org/10.1073/pnas.1100715109>
- Weil, E. and N. Knowlton. 1994. A multi-character analysis of the Caribbean coral *Montastraea annularis* (Ellis and Solander, 1786) and its two sibling species, *M. faveolata* (Ellis and Solander, 1786) and *M. franksi* (Gregory, 1895). *Bull. Mar. Sci.*, 55: 151-175.
- Yentsch, C.S., C.M. Yentsch, J.J. Cullen, B. Lapointe, D.A. Phinney and S.W. Yentsch. 2002. Sunlight and water transparency: cornerstones in coral research. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 268: 171-183.
- Zaneveld, J.R., D.E. Burkepille, A.A. Shantz, C.E. Pritchard, R. McMinds, J.P. Payet, R. Welsh, A.M.S. Correa, N.P. Lemoine, S. Rosales, C. Fuchs, J.A. Maynard and R.V. Thurber. 2016. Overfishing and nutrient pollution interact with temperature to disrupt coral reefs down to microbial scales. *Nat. Commun.*, 7: 11833. <https://doi.org/10.1038/ncomms11833>

RECIBIDO / RECEIVED: 13/10/2021

ACEPTADO / ACCEPTED: 22/09/2022



Composición florística de macroalgas asociadas a *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en dos ensenadas del Caribe venezolano

Floristic composition of macroalgae associated with *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) in two inlets of the Venezuelan Caribbean

Vanessa Acosta-Balbás^{1,2*}, Belice Gotera¹, Jorge Barrios-Montilla³ y Erickxander Jiménez-Ramos^{1,4}

0000-0002-1631-7462

0000-0001-6352-0343

0000-0001-6697-5140

0000-0002-3706-0483

1. Grupo de Investigación en Biodiversidad y Ecología de Ecosistemas Acuáticos, Departamento de Acuicultura Pesca y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Técnica de Manabí (UTM), Bahía de Caráquez, Manabí, Ecuador. vanessaacosta@yahoo.com*
2. Laboratorio de Ecología, Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Estado Sucre 6101, Venezuela. beligotq@gmail.com
3. Departamento de Biología Marina. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, estado Sucre, 6101, Venezuela. jebarster@gmail.com
4. Coordinación de Proyectos de Investigación, Universidad Politécnica Territorial de Oeste de Sucre Clodosbaldo Russian, Sede Araya, Venezuela. erickxander1994bio@gmail.com

* Autor para correspondencia / Corresponding author.

RESUMEN

Se realizó un inventario de la ficoflora asociada a raíces de *Rhizophora mangle* en las ensenadas Carenero y Turpialito, ubicadas en el Caribe suroriental de Venezuela. Se efectuaron muestreos bimestrales en cuatro estaciones por ensenada (noviembre 2012-septiembre 2013), en las cuales se tomaron datos de temperatura y salinidad superficial del agua y se recolectaron las macroalgas asociadas a cinco raíces por estación. Se identificaron 23 especies en total, correspondientes a tres phyla: 11 Chlorophyta, 7 Ochrophyta y 5 Rhodophyta, con 14 especies comunes para ambas ensenadas, distribuyéndose según sus morfotipos funcionales en 7 foliáceas, 7 sifonales, 4 corticadas, 3 filamentosas y 2 calcáreas articuladas. Los valores promedios de temperatura y salinidad, presentaron diferencias temporales en ambas ensenadas. La riqueza específica osciló entre 17 (Carenero) y 20 (Turpialito), con cambios espacio-temporales apreciables solo en Carenero. Siete son nuevos registros para el golfo de Cariaco, *Anadyomene* sp., *C. verticillata*, *H. tuna*, *U. rigida*, *H. spinella*, *D. implexa* y *D. delicatula*. La topografía y diversidad de ambientes, influyeron directamente en la composición y ensamble de la ficoflora asociada a las raíces de *Rhizophora mangle*, dando como resultado una diferencia en la variabilidad en la distribución y presencia de las especies algales en cada ensenada.

PALABRAS CLAVE: mangle rojo, ficoflora, morfotipos, Chlorophyta, riqueza.

ABSTRACT

An inventory of the phycoflora associated with *Rhizophora mangle* roots was carried out in the Carenero and Turpialito coves, located in the southeastern Caribbean of Venezuela. Bimonthly samplings were carried out at four stations (November 2012-September 2013), in which data on temperature and surface salinity of the water were taken and the macroalgae associated with five roots per station were collected. A total of 23 species were identified, corresponding to three phyla: 11 Chlorophyta, 7 Ochrophyta and 5 Rhodophyta, with 14 species common to both coves, distributed according to their functional morphotypes in 7 foliaceous, 7 siphonal, 4 corticate, 3 filamentous and 2 calcareous. articulated. The average values of temperature and salinity showed temporal differences in both coves. Specific richness ranged between 17 (Carenero) and 20 (Turpialito), with appreciable space-time changes only in Carenero. Seven are new records for the Gulf of Cariaco, *Anadyomene* sp., *C. verticillata*, *H. tuna*, *U. rigida*, *H. spinella*, *D. implexa* and *D. delicatula*. The topography and diversity of environments directly influenced the composition and assembly of the phycoflora associated with the roots of *Rhizophora mangle*, resulting in a difference in variability in the distribution and presence of algal species in each cove.

KEYWORDS: red mangrove, phycoflora, algal morphotypes, Chlorophyta, richness.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1153>

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 ecosistema manglar es complejo y dinámico, particularmente el sistema radical sumergido de *Rhizophora mangle*, que forma una intrincada red que va desde el nivel superior de la marea hasta el sublitoral. La forma casi cilíndrica de la raíz constituye un sustrato con una amplia superficie de contacto disponible para la colonización de organismos sésiles, entre los cuales destaca la flora algal, que puede llegar a conformar junto a diversos grupos de invertebrados, comunidades con una alta riqueza de especies (Ellison y Farnsworth, 1992; Hogarth, 2007).

Dentro de los manglares, las macroalgas juegan un papel importante al actuar como productores primarios de la compleja cadena trófica de este ecosistema; además poseen un importante valor ecológico, constituyendo filtros naturales que retienen sedimentos y aportan grandes cantidades de materia orgánica en forma de detritus enriquecido desde el manglar a los ecosistemas vecinos, representando su biomasa, una contribución importante en la producción de carbono orgánico; así mismo las macroalgas también son indicadoras ambientales de cambios fisicoquímicos, generados por eventos naturales o antropogénicos (Steinke y Naidoo, 1990; Laursen y King, 2000).

En el Caribe se han realizado numerosos estudios de macroalgas asociadas a ambientes de manglar, la mayoría son inventarios o trabajos taxonómicos, registrándose en esta región 109 especies (Cordeiro-Marino *et al.*, 1992). Para el Caribe mexicano Collado-Vides *et al.* (1995) identificaron 52 especies de macroalgas asociadas a manglares en el sistema lagunar de Nichuptè. En Cuba se totalizan 163 macroalgas asociadas a esta comunidad, donde predominan especies pantropicales y en ocasiones, cosmopolitas (Martínez-Daranas, 2005).

En el Caribe de Panamá se describió la zonación vertical de macroalgas en las raíces de *R. mangle*, identificándose once especies del phylum Rhodophyta, de las cuales *Bostrychia montagnei*, *B. moritziana*, *B. tenella*, *Polysiphonia howei*, *P. scopulorum*, *A. spicifera* y *C. caespitosa*, fueron las más abundantes (Ríos *et al.*, 2019), mientras que en el Caribe suroccidental colombiano, se registra la mayor diversidad de macroalgas epibentónicas asociadas al sistema de raíces de *R. mangle* (Salazar-Forero *et al.*, 2021) constituida por 36 especies de macroalgas (21 Rhodophyta, once Chlorophyta y cuatro Phaeophyceae). No obstante, estos últimos estudios destacan la necesidad de incrementar el conocimiento de la biodiversidad, distribución

INTRODUCTION

Mangrove ecosystems are complex and dynamic, particularly the radical submerged system of *Rhizophora mangle*, which forms an intricate network spanning from the upper level to the sublittoral. The almost cylindrical shape of the root constitutes a substrate with a wide contact surface that is available for the colonization of sessile organisms, among which floral algae stand out. These organisms, along with diverse groups of invertebrates, can establish communities with high species richness (Ellison and Farnsworth, 1992; Hogarth, 2007).

Within mangroves, macroalgae play an important role since they act as primary producers of these ecosystems' complex trophic chain. They also have great ecological value, as they build natural filters that retain sediments and contribute with large amounts of organic matter in the form of enriched detritus, which is transported from the mangrove to the neighboring ecosystems, representing its biomass. This constitutes a significant contribution in the production of organic carbon. In the same way, macroalgae are also environmental indicators of physicochemical changes caused by natural or anthropogenic events (Steinke and Naidoo, 1990; Laursen and King, 2000).

In the Caribbean, numerous studies on macroalgae associated with mangrove environments have been carried out, most of them focusing on taxonomic or inventories works. Cordeiro-Marino *et al.* (1992) elaborated the first compilation for the region, reporting 109 macroalgae species. Later, in the Mexican Caribbean, Collado-Vides *et al.* (1995) identified 52 macrophyte species associated with mangroves in a lagoon system, In Cuba, Martínez-Daranas (2005) elaborated an inventory, reporting 163 macroalgae associated to *R. mangle* roots and indicating the predominance of pantropical and cosmopolitan species.

In the Panama Caribbean, Ríos *et al.* (2019) described the vertical zoning of macroalgae in the roots of *R. mangle*, identifying 11 species of the phylum Rhodophyta, out of which *Bostrychia montagnei*, *B. moritziana*, *B. tenella*, *Polysiphonia howei*, *P. scopulorum*, *Acanthophora spicifera*, and *Caulerpa caespitosa* were the most abundant; while, in the Colombian southwestern Caribbean, 36 species have been reported which are associated to the *R. mangle* root system (Salazar-Forero *et al.*, 2021), constituted by 21 Rhodophyta, 11 Chlorophyta, and four Phaeophyceae. Nevertheless, these last studies highlight the need to generate more knowledge on the biodiversity, distribution, and seasonality of the phycofloristic

y estacionalidad de la comunidad ficoflorística asociada al mangle rojo, para comprender mejor la dinámica y servicio ecológico que éstas brindan en los manglares en el Caribe.

En Venezuela los primeros trabajos sobre macroalgas en manglares fueron realizados por Post (1936, 1963), quien estudió la asociación de las algas rojas *Bostrychia* y *Caloglossa*. Hammer y Gessner (1967) identificaron macroalgas presentes en manglares de las costas orientales de Venezuela. Díaz-Piferrer (1970) generó un inventario donde menciona algunas especies asociadas a raíces de mangle rojo en el golfo de Venezuela, lago de Maracaibo, costas de los estados Anzoátegui, Sucre y Nueva Esparta. González (1977), Lobo y Ríos (1985), Albornoz (1988), González y Vera (1994) y Vera (2004) aportaron listados de macroalgas para Falcón y en particular el Parque Nacional Morrocoy.

López *et al.* (2009) identificaron 40 especies de macroalgas en raíces de *R. mangle* en la península de Paraguaná (Falcón), siendo este trabajo el que menciona la mayor cantidad de especies para este sustrato en el país. En el oriente de Venezuela, resaltan los estudios de Barrios *et al.* (2004) en golfo de Santa Fe y en Caño Mánamo-Delta Amacuro (Barrios y García, 2013), registrando la asociación *Bostrychietum* típica de manglares, en la que predominan las rodofitas que presentan numerosos mecanismos de adaptación a la desecación y a las fluctuaciones de salinidad y temperatura. A pesar de los estudios realizados, aún existe poco conocimiento sobre las macroalgas asociadas a las raíces del mangle rojo, por lo que se realizó un levantamiento ficoflorístico, con la finalidad de conocer la composición de macroalgas asociadas a raíces de *R. mangle* en dos ensenadas del Caribe suroriental de Venezuela.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las ensenadas de Turpialito (10° 26' 5" N, 64° 02' 56" O) y Carenero (10 ° 26' 42" N, 64 ° 2' 16" O), se sitúan en la costa sur del golfo de Cariaco, ubicada en el Caribe suroriental de Venezuela. Los manglares que bordean la ensenada de Carenero están conformados por: *R. mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* y *Avicennia germinans*, la composición de los manglares es similar en Turpialito, a excepción de esta última especie. *Rhizophora mangle* es el mangle dominante en ambas ensenadas, ocupando un área de 5368,70 m² en Carenero y 4001,43 m² en Turpialito. La longitud de la boca de estas ensenadas varía entre 118,54 y 175,97 m, siendo mayor en Turpialito (Figura 1).

community associated with red mangrove, in order to better understand the dynamics and ecological services that it provides to mangroves in the Caribbean.

In Venezuela, the first works on macroalgae in mangroves were carried out by Post (1936; 1963), who studied the association of red algae of the genera *Bostrychia* and *Caloglossa*. Hammer and Gessner (1967) identified macroalgae present in mangroves of the eastern coasts of Venezuela. Díaz-Piferrer (1970) elaborated an inventory that mentions some species associated with red mangrove roots in the Gulf of Venezuela, the Maracaibo Lake, and the coasts of the states of Anzoátegui, Sucre, and Nueva Esparta. González (1977), Lobo and Ríos (1985), Albornoz (1988), González and Vera (1994), and Vera (2004) contributed with lists of macroalgae for Falcón and particularly the Morrocoy National Park.

López *et al.* (2009) identified 40 macroalgae species in *R. mangle* roots in the Paraguaná Peninsula (Falcón), being this work the one that mentions the largest number of species for this substrate in the country. In eastern Venezuela, two papers stand out: Barrios *et al.* (2004) in the Gulf of Santa Fe and Barrios and García (2013) in Caño Mánamo-Delta Amacuro. These works report the association of *Bostrychietum* that is typical in mangroves, where there is a predominance of rhodophytes with numerous adaptation mechanisms for desiccation and fluctuations in salinity and temperatures. In light of the need to generate more knowledge on macroalgae in *R. mangle* roots and considering their importance as a basis for supporting the primary and secondary productivity of these environments, a phycofloristic survey was conducted with the purpose of assessing the spatial-temporal composition of macroalgae associated with *R. mangle* roots in two coves of the southeastern Caribbean of Venezuela.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The coves of Turpialito (10° 26' 5" N, 64° 02' 56" W) and Carenero (10 ° 26' 42" N, 64 ° 2' 16" W) are located in the southern coast of the Gulf of Cariaco, in the southeastern Caribbean of Venezuela. The mangroves that surround Carenero cove are constituted by *R. mangle*, *Laguncularia racemosa* C.F. Gaertn, *Conocarpus erectus*, and *Avicennia germinans*. The mangrove composition of Turpialito is similar, except for the latter. *R. mangle* is the dominant mangrove in both coves, occupying an area of 5368.70 m² in Carenero and 4001.43 m² in Turpialito. The mouth length of these coves varies between 118.54 and 175.97 m, and it is greater in Turpialito (Figure 1).

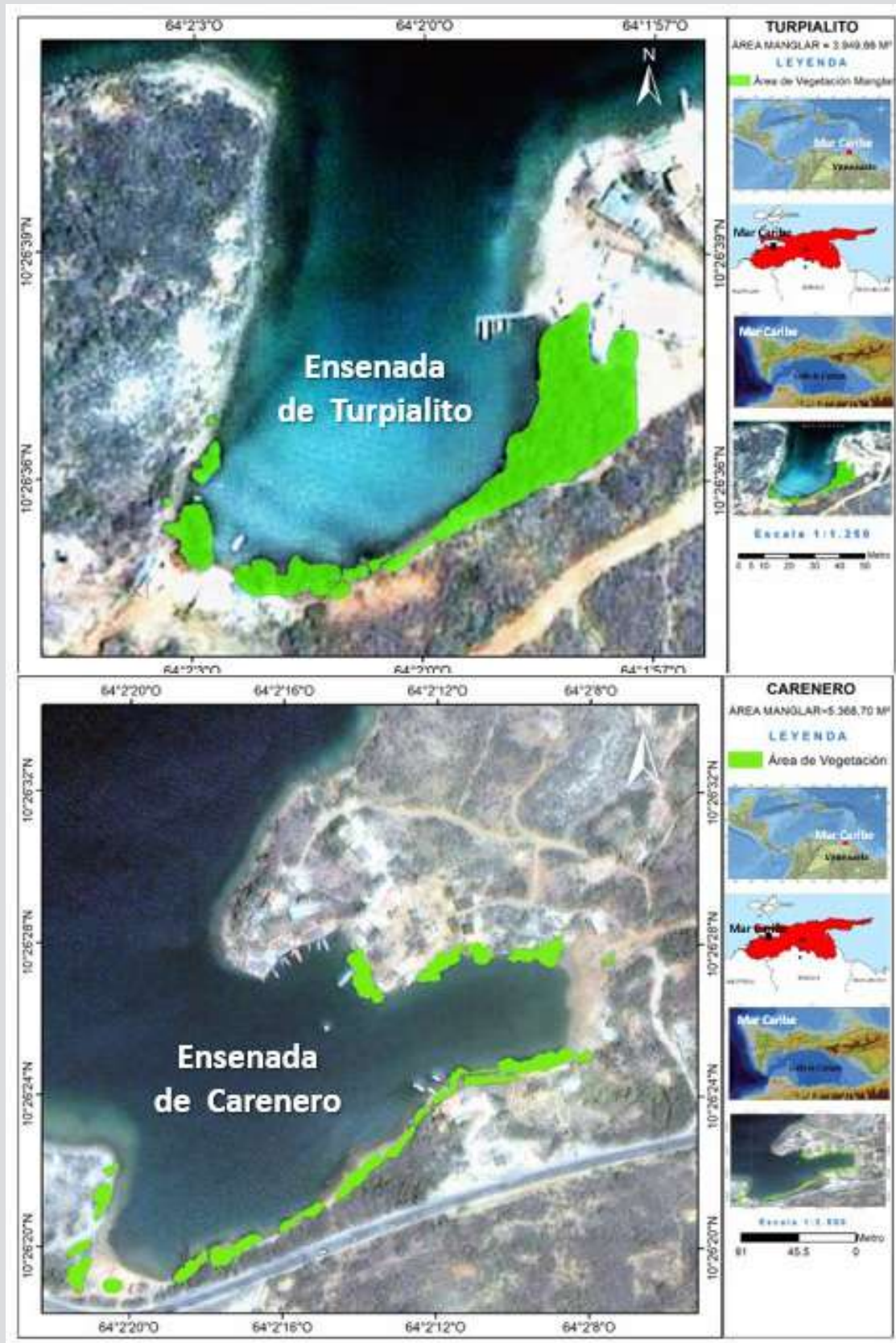


Figura 1. Ubicación geográfica y estaciones de muestreo en las ensenadas de Carenero y Turpialito (golfo de Cariaco), Caribe suroriental de Venezuela.

Figure 1. Geographical location and sampling stations in the Carenero and Turpialito coves (Gulf of Cariaco), Venezuelan southeastern Caribbean.



Diseño de muestreo

Las ensenadas evaluadas presentan ambientes marinos similares, con parches de coral y *Thalassia testudinum*, así como sustratos carentes de vegetación y áreas rocosas asociadas a los manglares. Con base a estos diferentes ambientes y a la cobertura del mangle rojo, se establecieron cuatro estaciones en cada ensenada, distribuidas de la siguiente manera:

Ensenada de Carenero

Estaciones 1 y 2: presentan raíces bien desarrolladas, sumergidas en su totalidad hasta profundidades de 1,0 a 1,2 m respectivamente, con parches de *T. testudinum* y corales. Estación 3: el manglar es menos desarrollado, sus raíces están sumergidas a una profundidad promedio de 0,50 m, sujetas a cambios de marea y poca presencia de *T. testudinum*. Estación 4: ubicada frente a la boca de la ensenada, adyacente a una zona rocosa y expuesta a corrientes moderadas durante todo el año, con raíces menos desarrolladas a una profundidad promedio de 0,45 m.

Ensenada de Turpialito

Estaciones 1 y 2: cercanas a parches de *T. testudinum*, con una profundidad promedio entre 0,7 a 1,0 m. Estación 3: el mangle rojo se encuentra poco desarrollado, adyacente a un banco de arena muy fina, por lo cual, las raíces se encuentran poco sumergidas (0,55 m). Estación 4: el manglar está ubicado frente a la boca de la ensenada, en una zona rocosa, expuesto a corrientes moderadas con una profundidad de unos 0,5 m.

Factores ambientales

Con la finalidad de conocer si existen cambios espaciotemporales, se obtuvieron por triplicado, en cada ensenada registros de temperatura y salinidad, con una sonda multiparamétrica modelo YSI6600.

Obtención de la ficoflora

Las macroalgas se recolectaron bimestralmente, desde noviembre de 2012 hasta septiembre de 2013. En cada ensenada se escogieron al azar tres raíces de *R. mangle* por estación, las algas presentes se recolectaron manualmente mediante raspado de la raíz, con la finalidad de extraerlas con sus estructuras de fijación. Las muestras fueron colocadas en bolsas de polietileno previamente etiquetadas y envueltas en papel, para que mantuvieran suficiente humedad y permanecieran en buen estado por más tiempo. En el laboratorio, cada muestra fue lavada cuidadosamente y colocada en recipientes con una solución de formaldehído

Sampling design

The evaluated coves have similar marine environments, with coral and *Thalassia testudinum* patches, as well as substrates lacking vegetation and rocky areas associated with mangroves. Based on these different environments and the red mangrove cover, four stations were established in each cove, which were distributed as follows:

Carenero cove

Stations 1 and 2 have well-developed roots entirely submerged to depths of 1.0 to 1.2 m, respectively, with *T. testudinum* and coral patches. Station 3: the mangrove is less developed. Its roots are submerged to an average depth of 0.5 m, and they are subjected to tidal changes and little presence of *T. testudinum*. Station 4: is located in front of the cove mouth, adjacent to a rocky zone and exposed to moderate currents throughout the year, with less developed roots at an average depth of 0.45 m.

Turpialito cove

Stations 1 and 2 are close to *T. testudinum* patches, with average depths between 0.7 and 1.0 m. Station 3: the red mangrove is little developed. It is adjacent to a very fine sand bank, which is why its roots are little submerged (0.55 m). Station 4: the mangrove is located in front of the cove mouth in a rocky zone. It is exposed to moderate currents, with an average depth of about 0.5 m.

Environmental factors

With the purpose of understanding whether there are spatial-temporal changes, temperature and salinity records were obtained in triplicate for each cove using a 6600v2 multiparametric probe (model YSI6600).

Obtaining the phycoflora

Macroalgae were collected bimonthly from November 2012 until September 2013. In each cove, three *R. mangle* roots from each station were randomly selected. The algae were manually collected by scraping the root, with the purpose of extracting them with their holdfast structures. The samples were placed in previously labeled polyethylene bags and wrapped in paper, so that they maintained enough humidity and remained in good shape for a longer time. In the laboratory, each sample was carefully washed and placed in containers with a 4 % formaldehyde solution in seawater. For the taxonomic identification of the algae down to the lowest possible taxon, the most distinctive morphological features were observed through histological cuttings made

al 4 % en agua de mar. Para la identificación taxonómica de las algas hasta el taxón más bajo posible, se observaron los caracteres morfológicos más distintivos, mediante cortes histológicos realizados a mano alzada y con éstos se prepararon láminas semipermanentes, utilizando glicerina al 30 % como medio de montaje, según la técnica modificada de Womersley (Ramírez, 1995). La observación se realizó mediante un microscopio Labomed LX400 de campo claro. Las muestras colectadas fueron herborizadas e incorporadas al Herbario Ficológico del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente.

Identificación taxonómica

Para la identificación taxonómica se utilizaron los trabajos de Taylor (1960), Chapman (1961, 1963), Joly (1967), Lemus (1979, 1984), Aponte (1985), Littler y Littler (2000) y Dawes y Mathieson (2008). Se corrobora la clasificación y distribución de las macroalgas según los catálogos de Ganesan (1989), Wynne (2017), Carballo-Barrera *et al.* (2020) y Guiry y Guiry (2020). Los diferentes tipos morfo-funcionales de las macroalgas fueron establecidos según los criterios propuestos por Steneck y Dethier (1994).

Composición florística

Se estimaron índices ecológicos como la Riqueza Específica (S), contando el número total de especies identificadas en cada ensenada y estación de muestreo (Margalef, 1986) y Constancia específica (C), obtenida mediante la fórmula definida por Krebs (1985), para la cual se establecen tres categorías: C = Constante (especies en más de 50 % de los muestreos), A = Accesoria (especies entre 25 y 49,9 % de los muestreos) y Acci = Accidental (especies en menos de 24,9 % de los muestreos).

Análisis estadístico

Para comparar los valores de temperatura y salinidad entre los meses y estaciones de muestreo, se realizó el análisis de varianza no paramétrica de Kruskal-Wallis (Siegel y Castellan, 1994) utilizando el programa estadístico Statgraphics Centurión 5.1.

RESULTADOS

Factores ambientales

Los valores promedio de temperatura mostraron diferencias significativas temporales para ambas ensenadas (Carenero: KW P = 0,02, Turpialito: KW P = 0,003), sin variabilidad significativa entre las estaciones (Carenero:

by freehand, with which semi-permanent plates were prepared, using glycerin at 30 % as a means of mounting, according to the modified Womersley technique (Ramírez, 1995). The observation was carried out using a Labomed LX400 bright-field microscope. The collected samples were herborized and incorporated to the Phycological Herbarium of the Oceanographic Institute of Venezuela, Universidad de Oriente.

Taxonomic identification

The works by Taylor (1960), Chapman (1961, 1963), Joly (1967), Lemus (1979; 1984), Aponte (1985), Littler and Littler (2000), and Dawes and Mathieson (2008) were used for taxonomic identification. The classification and distribution of macroalgae was corroborated according to the catalogs by Ganesan (1989), Wynne (2017), Carballo-Barrera *et al.* (2020), and Guiry and Guiry (2020). The different morpho-functional types of the macroalgae were determined according to the criteria proposed by Steneck and Dethier (1994).

Floristic composition

Ecological indices were calculated, such as Specific Richness (S) by counting the total number of species identified in each cove and sampling station (Margalef, 1986) and Specific Constancy (C), which was obtained using the formula defined by Krebs (1985), for which three categories are established: C = Constant (species in more than 50 % of the samplings), A = Accessory (species in 25-49.9 % of the samplings, and Acci = Accidental (species in less than 24.9 % of the samplings).

Statistical analysis

To compare the temperature and salinity values between the sampling months and stations, a Kruskal-Wallis non-parametric analysis of variance was performed (Siegel and Castellan, 1994) using the Statgraphics Centurion 5.1 statistical software.

RESULTS

Environmental factors

The average temperature values showed significant differences for both coves (Carenero: KW P = 0.02, Turpialito: KW P = 0.003), with no significant variability between stations (Carenero: KW P = 0.88, Turpialito: KW P = 0.58). In Carenero (Figure 2 a-b), the temperature oscillated between 29.4 °C (November/12) and 23.3 °C

KW P = 0,88, Turpialito: KW P = 0,58). En Carenero (Figura 2 a-b) la temperatura oscilo entre 29,4 °C (noviembre/12) y 23,3 °C (septiembre/13); mientras que en Turpialito (Figura 3 a-b), este factor fluctuó entre 29,8 °C (noviembre/12) y 25,5 °C (enero/13).

(September/13), whereas, in Turpialito (Figure 3 a-b), this factor fluctuated between 29.8 °C (November/12) and 25.5 °C (January/13).

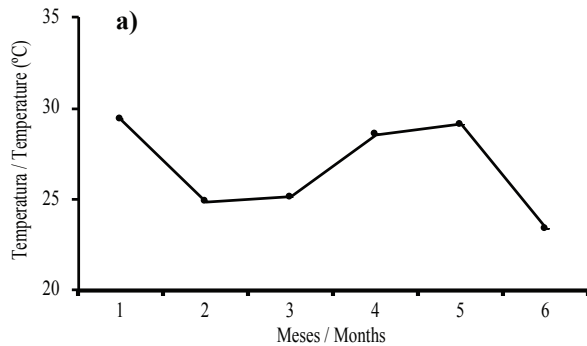


Figura 2. Variación **a)** bimestral y **b)** espacial de la temperatura del agua en la ensenada de Carenero (golfo de Cariaco), en el Caribe suroriental de Venezuela.

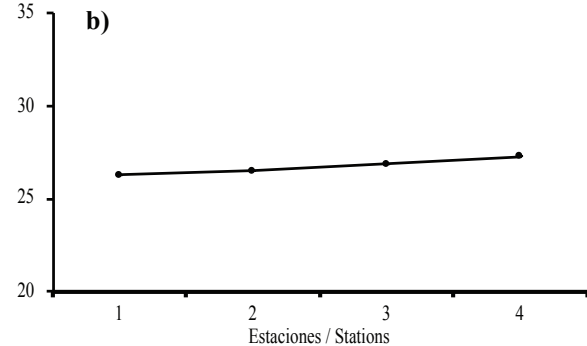


Figure 2. a) Bimonthly and **b)** spatial water temperature variation in the Carenero cove (Gulf of Cariaco) in the southeastern Caribbean of Venezuela.

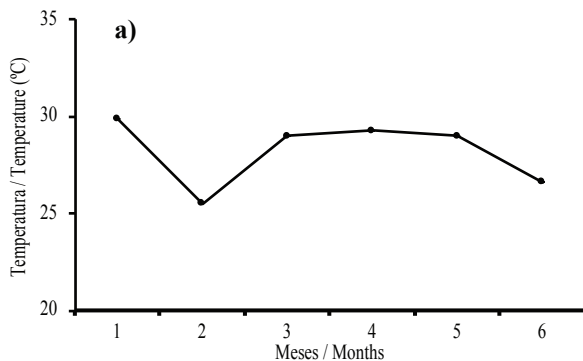


Figura 3. Variación bimestral **a)** y espacial **b)** de la temperatura del agua en la ensenada de Turpialito, en el Caribe suroriental de Venezuela.

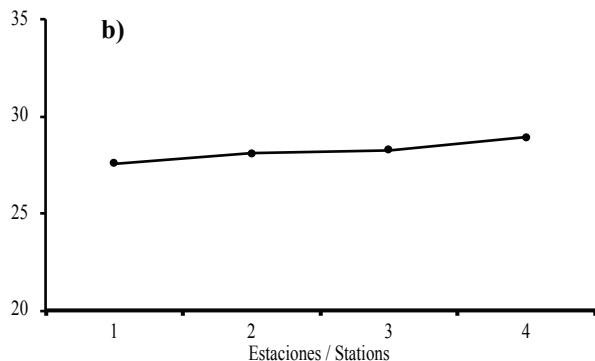


Figure 3. a) Bimonthly and **b)** spatial water temperature variation in Turpialito cove (Gulf of Cariaco) in the southeastern Caribbean of Venezuela.

La salinidad mostró diferencias significativas temporales (Carenero: KW P = 0,001, Turpialito: KW P = 0,003), no así entre estaciones (Carenero: KW P = 0,85, Turpialito: KW P = 0,90). En Carenero (Figura 4 a-b), este parámetro osciló entre 31 en noviembre/12 hasta 36,2 en enero/13, mientras que en Turpialito (Figura 5 a-b), se registró una mayor variación, oscilando entre 33 y 39 para los mismos meses.

Salinity showed significant temporal differences (Carenero: KW P = 0.001; Turpialito: KW P = 0.003), but not between stations (Carenero: KW P = 0.85; Turpialito: KW P = 0.90). In Carenero (Figure 4 a-b), this parameter oscillated between 31 in November/12 to 36.2 in January/13, whereas, in Turpialito (Figure 5 a-b) a greater variation was recorded, with an oscillation between 33 and 39 for the same months.

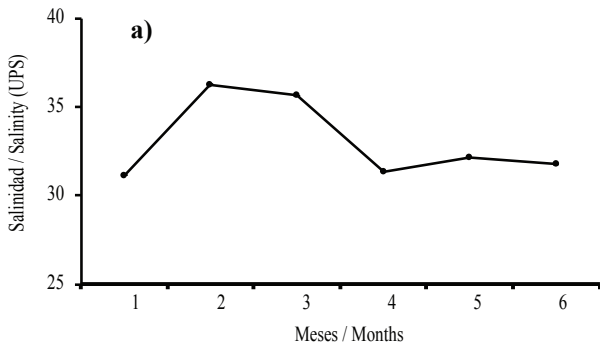


Figura 4. Variación **a)** bimestral y **b)** espacial de la salinidad del agua en la ensenada de Carenero (golfo de Cariaco), en el Caribe suroriental de Venezuela.

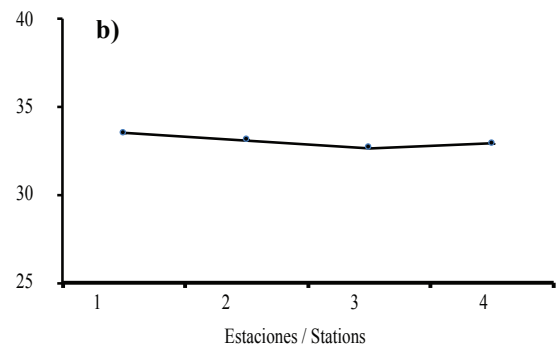


Figure 4. **a)** Bimonthly and **b)** spatial water salinity variation for Carenero cove (Gulf of Cariaco) in the southeastern Caribbean of Venezuela.

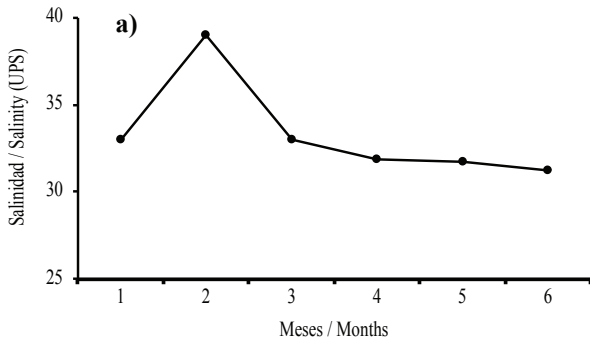


Figura 5. Variación **a)** bimestral y **b)** espacial de la salinidad del agua en la ensenada de Turpialito (golfo de Cariaco), en el Caribe suroriental de Venezuela.

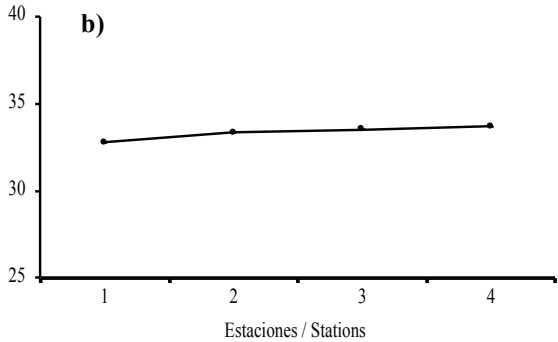


Figure 5. **a)** Bimonthly and **b)** spatial water salinity variation in Turpialito cove (Gulf of Cariaco) in the southeastern Caribbean of Venezuela.

Identificación taxonómica

En total se identificaron 23 especies de macroalgas agrupadas en 12 familias: Chlorophyta (11), Ochrophyta (7) y Rhodophyta (5), distribuyéndose según sus morfotipos funcionales en siete foliáceas, siete sifonales, cuatro macrofitas corticadas, tres filamentosas y dos calcáreas articuladas (Tabla 1).

Taxonomic identification

A total of 23 macroalgae species were identified, grouped in 12 families –Chlorophyta (11), Ochrophyta (7), and Rhodophyta (5)– and distributed according to their functional morphotypes in seven foliaceous, seven siphonal, four corticated macrophytes, three filamentous, and two articulate calcareous (Table 1).



Tabla 1. Listado total de especies de macroalgas asociadas a raíces de *R. mangle* en las ensenadas de Carenero y Turpialito y tipos morfo-funcionales (Fil = Filamentoso, F = Foliáceo, MC = Macrofita corticada, Ca = Calcárea articulada y S = Sifonal).

Table 1. Total list of macroalgae species associated with *R. mangle* roots in the Carenero and Turpialito coves and morpho-functional types (Fil = Filamentous, F = Foliaceous, MC = Corticated macrophyte, Ca = Articulate calcareous, and S = Siphonal).

Familia / Phylum	Especies / Species	Tipo / Type
Chlorophyta		
Anadyomenaceae	<i>Anadyomene</i> sp.	S
Bryopsidaceae	<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C. Agardh	S
Caulerpaceae	<i>Caulerpa racemosa</i> (J. Agardh)	S
	<i>Caulerpa racemosa</i> (J. Agardh) var. <i>peltata</i>	S
	<i>Caulerpa sertularioides</i> (S.G. Gmelin) Howe	S
	<i>Caulerpa verticillata</i> (J. Agardh)	S
Codiaceae	<i>Codium</i> sp.	S
Halimedaceae	<i>Halimeda opuntia</i> (Linnaeus) Lamouroux	Ca
	<i>Halimeda tuna</i> (J. Ellis & Solander) Lamouroux	Ca
Ulvaceae	<i>Ulva fasciata</i> (Delile)	F
	<i>Ulva rigida</i> C. Agardh	F
Rhodophyta		
Ceramiales	<i>Ceramium</i> sp.	Fil
	<i>Centroceras clavulatum</i> (C. Agardh) Kützing	Fil
Cystocloniaceae	<i>Hypnea spinella</i> (C. Agardh) Kützing	MC
Rhodomelaceae	<i>Acanthophora spicifera</i> (Vahl) Borgesen	MC
Wrangeliaceae	<i>Wrangelia argus</i> (Montagne) Montagne	Fil
Ochrophyta		
Dictyotaceae	<i>Padina gymnospora</i> (Kützing) Sonder	F
	<i>Padina</i> sp.	F
	<i>Dictyota cervicornis</i> (Kützing)	F
	<i>Dictyota divaricata</i> (Lamouroux)	F
	<i>Dictyopteris delicatula</i> (Lamouroux)	F
Sargassaceae	<i>Sargassum vulgare</i> (C. Agardh)	MC
	<i>Sargassum</i> sp.	MC

Composición florística

El número de especies identificadas por ensenada fue de 20 en Turpialito y 17 en Carenero, con 14 especies comunes para ambas ensenadas. En ambas ensenadas no se registraron algas durante noviembre de 2012. En Carenero, se observaron cambios temporales en el número de especies recolectadas, encontrándose las mayores riquezas en marzo (8), mayo (9) y septiembre (10) de 2013, mientras que las estaciones 2 y

Floristic composition

The number of species identified by cove was 20 in Turpialito and 17 in Carenero, with 14 common species for both coves. No algae were recorded during November 2012 in any cove. In Carenero, temporal changes were observed in the number of species collected, with the greatest richness values in March (8), May (9), and September (10) 2013; whereas stations 2 and 4 showed the greatest richness (9 and 11 species,

4, mostraron la mayor riqueza (9 y 11, respectivamente). En Turpialito, el número de especies identificadas no mostró cambios apreciables, registrándose la mayor riqueza en marzo (10), mientras que, en el resto de los meses, se identificaron entre ocho y nueve especies; este mismo comportamiento, fue observado entre las estaciones, donde la riqueza mostró poca variación, con valores que oscilaron entre 12 y 13 especies (Figura 6 a-b).

respectively). In Turpialito, The number of identified species showed no noticeable changes, with the greatest richness being recorded in March (10); whereas, in the remaining months, eight or nine species were identified. The same behavior was observed between stations, where richness showed little variation, with values oscillating between 12 and 13 species (Figure a-b).

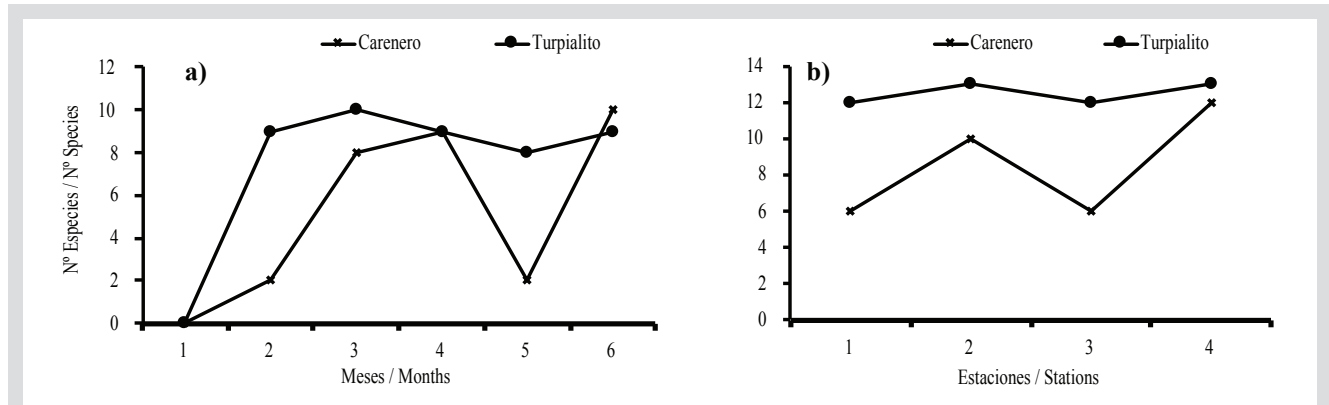


Figura 6. Variación **a)** bimestral y **b)** espacial de la riqueza de macroalgas asociadas a las raíces del mangle rojo *R. mangle* en las estaciones de muestreo de las ensenadas de Carenero y Turpialito (golfo de Cariaco), en el Caribe suroriental de Venezuela.

Figure 6. **a)** Bimonthly and **b)** spatial variation in the richness of macroalgae associated with the roots of the red mangrove *R. mangle* at the sampling stations of the Carenero and Turpialito coves (Gulf of Cariaco) in the southeastern Caribbean of Venezuela.

Con respecto a la Constancia, en la ensenada de Carenero seis especies fueron constantes, tres accesorias y ocho accidentales, y en la ensenada de Turpialito siete fueron constantes, siete accesorias y seis accidentales (Tabla 2).

Regarding constancy, in the Carenero cove, six species were constant, three accessory, and eight accidental; in the Turpialito cove, seven were constant, seven accessory, and six accidental (Table 2).

Tabla 2. Constancia específica de macroalgas asociadas a raíces de *R. mangle* en las ensenadas de Carenero y Turpialito, en el Caribe suroriental de Venezuela. (C = constantes, A = accesorias, a = accidentales).

Table 2. Specific constancy of macroalgae associated with *R. mangle* roots in the Carenero and Turpialito coves, in the southeastern Caribbean of Venezuela. (C=constant, A=Accessory, and a=accidental).

Familia / Phylum	Especies / Species	CARENERO		TURPIALITO	
		%	C	%	C
Chlorophyta					
Anadyomenaceae	<i>Anadyomene</i> sp.	33.33	A	33.33	A
Bryopsidaceae	<i>Bryopsis plumosa</i>	16.66	a	33.33	A
Caulerpaceae	<i>Caulerpa racemosa</i>			83.33	C
	<i>C. racemosa</i> var. <i>peltata</i>	16.66	a	16.66	A
	<i>C. sertularioides</i>			50	C
	<i>C. verticillata</i>			16.66	A
Codiaceae	<i>Codium</i> sp.			33.33	A

Familia / Phylum	Especies / Species	CARENERO		TURPIALITO	
		%	C	%	C
Halimedaceae	<i>Halimeda opuntia</i>	50	C	33.33	A
	<i>H. tuna</i>	16.66	a	16.66	A
Ulvaceae	<i>Ulva fasciata</i>	16.66	a		
	<i>U. rigida</i>	50	C	50	C
Rhodophyta					
Ceramiaceae	<i>Ceramium</i> sp.	16.66	a		
	<i>Centroceras clavulatum</i>	33.33	A	50	C
Cystocloniaceae	<i>Hypnea spinella</i>	16.66	a		
Rhodomelaceae	<i>Acanthophora spicifera</i>	50	C	66.66	C
Wrangeliaceae	<i>Wrangelia argus</i>			16.66	A
Ochrophyta					
Dictyotaceae	<i>Padina gymnospora</i>	16.66	a	66.66	C
	<i>Padina</i> sp.	50	C	33.33	A
	<i>Dictyota cervicornis</i>	16.66	A	33.33	A
	<i>D. divaricata</i>	50	C	16.66	A
	<i>Dictyopteris delicatula</i>			16.66	A
Sargassaceae	<i>Sargassum vulgare</i>	16.66	a	33.33	A
	<i>Sargassum</i> sp.	50	C	50	C
Número de especies / Species number			17		20

DISCUSIÓN

La composición algal de las ensenadas Carenero y Turpialito es similar a la registrada por Barrios *et al.* (2004) para *R. mangle* en el golfo de Santa Fe, de las cuales *U. fasciata*, *C. sertularioides*, *A. spicifera*, *S. vulgare*, *C. clavulatum* y *C. chemnitzia*, fueron identificadas en este estudio. Vera (2004) identificó 30 especies de macroalgas asociadas a mangle rojo para el Parque Nacional Morrocoy, mientras que López *et al.* (2009) registraron 40 especies en la península de Paraguaná. De las macroalgas identificadas en este trabajo, siete son nuevos registros para el golfo de Cariaco, *Anadyomene* sp., *C. verticillata*, *H. tuna*, *U. rigida*, *H. spinella*, *D. implexa* y *D. delicatula*.

Los altos valores de diversidad y abundancia de algas asociadas a raíces de *R. mangle* en el Caribe están relacionados con la estabilidad de factores, como la salinidad,

DISCUSSION

The algal composition of the Carenero and Turpialito coves is similar to that reported by Barrios *et al.* (2004) for *R. mangle* in the Gulf of Santa Fe. Out of the species found, *U. fasciata*, *C. sertularioides*, *A. spicifera*, *S. vulgare*, *C. clavulatum*, and *C. chemnitzia* were also identified in this study. Vera (2004) identified 30 macroalgae species associated with red mangrove in the Morrocoy National Park, while López *et al.* (2009) reported 40 species in the Paraguaná Penninsula. Out of the macroalgae identified in this work, seven are new records for the Gulf of Cariaco: *Anadyomene* sp., *C. verticillata*, *H. tuna*, *U. rigida*, *H. spinella*, *D. implexa*, and *D. delicatula*.

The high diversity and abundance values of algae associated with *R. mangle* roots in the Caribbean are related to the stability of factors such as salinity, water transparency,

transparencia del agua, irradiación, temperatura y la moderada amplitud de mareas, además de una mayor disponibilidad de sustratos duros, entre ellos corales, piedras calizas y raíces de mangle lo cual genera una dinámica que proporciona y favorece la riqueza de la ficoflora asociada a raíces del mangle rojo (Ríos *et al.*, 2019; Salazar-Forero *et al.*, 2021). La composición de algas asociadas a las raíces de mangle rojo en las ensenadas de Carenero y Turpialito es característica de los manglares del Caribe (Taylor, 1960; Cordeiro-Marino *et al.* 1992; Salazar-Forero *et al.*, 2021), conformada por especies que generalmente habitan en espacios protegidos con aguas calmadas y poco profundas. como es el caso de *A. spicifera*, que ha logrado establecerse con éxito en las raíces de mangle rojo.

En noviembre de 2012, no se encontraron algas en las raíces muestreadas, lo cual se relaciona con las fuertes lluvias caídas en ese periodo, las cuales generaron un importante flujo de agua de escorrentía y elevada turbidez en la zona, posteriormente se observó una importante recuperación de la comunidad de organismos en las raíces de mangle rojo. El número de especies identificadas fue similar en ambas ensenadas. En Turpialito no se encontraron diferencias en las especies a lo largo del muestreo encontrándose que la composición florística, es estable, a pesar de las variaciones en temperatura y salinidad. La mayor riqueza de algas se colectó en la región distal de la raíz, sin embargo, la distribución de muchas macroalgas abarca la totalidad de la misma, incluyendo la zona superior de estas, como es el caso de los géneros *Ulva*, *Bryopsis* y *Centroceras*, lo que sugiere la capacidad de estas especies de soportar emersiones cíclicas y desecaciones.

Sin embargo, la flora algal de Carenero mostró fluctuaciones espaciotemporales y su disposición en las raíces se registró principalmente en las porciones distales de estas a modo de penachos, observándose asociadas a estas una comunidad de invertebrados en las raíces, la cual fue visiblemente mayor a la observada en Turpialito. La composición de especies de macroalgas asociadas a los manglares depende en gran medida de la naturaleza de los organismos pioneros que colonizan el sustrato.

En Carenero las especies dominantes fueron *A. spicifera*, *H. copiosa* y *U. rigida*, mientras que *C. racemosa*, *A. spicifera* y *U. rigida*, dominaron en Turpialito. Martins *et al.* (1999) señalan que la mayoría de las especies de estos géneros, son tolerantes a amplios rangos de salinidad, de allí su abundancia en los manglares. La dominancia de *Caulerpa* spp. y *A. spicifera*, estarían relacionadas a su tolerancia a

irradiation, temperature, and the moderate amplitude of the tides, in addition to the greater availability of hard substrates, among them corals, limestones, and mangrove roots, which generate dynamics that favor the richness of phycoflora associated with red mangrove roots (Ríos *et al.*, 2019; Salazar-Forero *et al.*, 2021). The composition of algae associated with red mangrove roots in the Carenero and Turpialito coves is characteristic of mangroves in the Caribbean (Taylor, 1960; Cordeiro-Marino *et al.*, 1992; Salazar-Forero *et al.*, 2021), as it is made up of species that generally inhabit spaces protected by calm and shallow waters.

In November 2012, no algae were found in the sampled roots, which is related to the strong rainfall that took place in that period, which generated an important runoff water flow, high turbidity, and below-average salinities (25.5) in the area. After this period, an important recovery of the phycoflora was observed in the red mangrove roots. The number of species identified was similar in both coves. In Turpialito, the floristic composition showed no spatial-temporal changes, despite the variations in temperature and salinity. The greatest algae richness was collected in the distal region of the root, even though the distribution of many macroalgae species generally encompasses the root as a whole, including its upper area, as is the case of the genera *Ulva*, *Bryopsis*, and *Centroceras*, which suggests that these species can endure cyclic emersions and desiccations.

On the contrary, the algal flora of Carenero showed spatial-temporal fluctuations, and it was recorded mainly in the distal portions of the root, albeit in the form of plumes. A community of invertebrates associated to them was observed in the roots, which was visibly greater to that observed in Turpialito. The composition of macroalgae species present in the mangrove roots depends, to a great extent, on the nature of the pioneer organisms that colonize the substrate.

In Carenero, the dominant species were *A. spicifera*, *H. opuntia*, and *U. rigida*, while *C. racemosa*, *A. spicifera*, and *U. rigida* were dominant in Turpialito. Martins *et al.* (1999) point out that most of the species in these genera can tolerate wide salinity ranges, hence their abundance in mangroves. The dominance of *Caulerpa racemosa*, *C. racemosa* var. *peltata* *C. sertularioides*, *C. verticillate*, and *A. spicifera* could be related to their tolerance to intertidal changes (Dawes and Mathieson, 2008), while the morphological and physiological adaptability of many microalgae species allows them to have a wide bathymetric and spatial distribution that favors their presence in different environments (Marín and Peña, 2016).

cambios intermareales (Dawes y Mathieson, 2008), mientras que la adaptabilidad morfológica y fisiológica de muchas especies de macroalgas les permite una amplia distribución batimétrica y espacial que favorece su presencia en diferentes ambientes (Marín y Peña, 2016).

Acanthophora spicifera, es indicadora de alto contenido de materia orgánica y tiende a ubicarse en los extremos de las raíces de *R. mangle* (Barrios *et al.*, 2004), debido a su estructura cespitosa y desarrollo de un disco basal, puede aprovechar para su crecimiento los extremos de las raíces, que por su reducida área constituyen zonas de menor competencia con organismos incrustantes que necesitan más superficie para establecerse. No obstante, el crecimiento estolonífero y abundancia de proyecciones rizoidales de *Caulerpa*, le permiten adherirse a lo largo de la raíz del mangle. En el caso de *Ulva*, los representantes de este género se encuentran distribuidos ampliamente a nivel mundial y tienden a ser organismos oportunistas que colonizan con éxito los sustratos verticales como las raíces de mangle. Adicionalmente, se puede agregar que *U. fasciata* pudiera estar indicando algún grado de contaminación en Carenero ya que esta especie, y en general todas las ulvales, son características de zonas eutróficas (Van den Hoek *et al.*, 1998; Lotze y Schramm, 2000).

El porcentaje de especies constantes en ambas ensenadas fue similar, pero al contrastar Carenero con Turpialito, se observó una mayor presencia de especies accidentales en esta última ensenada. Barrios *et al.* (2004) señalan que es posible encontrar en las comunidades de algas asociadas a manglar, especies no típicas o accidentales. La disponibilidad y viabilidad de los propágulos y esporas, transportadas por las corrientes y el oleaje, así como la adecuación y tipo de sustrato, son factores influyentes en la distribución y conectividad de poblaciones de organismos sésiles (Gaylord *et al.*, 2006). Otro factor determinante en esta diferencia es que en Turpialito existe una mayor variedad de ambientes cercanos a los manglares, como fondos blandos arenosos y fango limosos, parches coralinos, praderas de *T. testudinum*, áreas rocosas, estructuras antropogénicas como muelle y sistemas de cultivo, que permiten una mayor incidencia de especies que logran colonizar las raíces del manglar.

Entre las especies asociadas a raíces de *R. mangle* en la ensenada de Turpialito se identificaron macroalgas que son características de arrecifes y fondos blandos cercanos, como *C. sertularioides* y *H. copiosa*, lo que sugiere que la riqueza de macroalgas asociadas al mangle rojo sería el

Acanthophora spicifera is an indicator of high organic material contents and tends to be located at the ends of *R. mangle* roots (Barrios *et al.*, 2004). Given its cespitose structure and the development of a basal disk, it can take advantage of the ends of the roots to grow, which, given their reduced area, constitute areas of less competition with fouling organisms that need more surface to settle. Nevertheless, the stoloniferous growth and abundance of rhizoidal projections of *Caulerpa* allow it to adhere along the mangrove root. In the case of *Ulva*, the representatives of this genus are widely distributed worldwide and tend to be opportunistic organisms that successfully colonize vertical substrates such as mangrove roots. It can be added that *U. fasciata* could be an indicator of some degree of contamination in Carenero, as this species, and all Ulvales in general, are characteristic of eutrophic areas (Van den Hoek *et al.*, 1998; Lotze and Schramm, 2000).

The percentage of constant species in both coves was similar, but, when comparing Carenero and Turpialito, a greater presence of accidental species was observed in the latter. Barrios *et al.* (2004) point out that it is possible to find untypical or accidental species in algae communities associated with mangroves. The availability and viability of propagules and spores, transported by the currents and waves, as well as the adequacy and type of substrate, are factors that influence the distribution and connectivity of sessile organism populations (Gaylord *et al.*, 2006). Another determining factor of this difference is that, in Turpialito, there is a greater variety of environments close to mangroves, such as soft sandy and muddy-loamy bottoms, coral patches, *T. testudinum* pastures, rocky areas, anthropogenic structures such as docks and crop systems, which allow a greater incidence of species that manage to colonize mangrove roots.

Among the species associated with *R. mangle* roots in the Turpialito cove, macroalgae were identified which are characteristic of nearby reefs and soft bottoms, such as *C. sertularioides* and *Halimeda opuntia*, which suggests that the richness of macroalgae associated with red mangrove could be the product of the incorporation of species from other environments. Collado-Vides *et al.* (1995) found, in the lagoon system of Nichupté (Mexico), 17 species exclusive to *R. mangle* roots and 35 macroalgae species both on the roots and on sandy bottoms consolidated with marine grasses. Their study highlighted that there are morphological elements in many macroalgae that do not limit their distribution, which allows them to colonize both substrates.

producto de la incorporación de especies de otros ambientes. Collado-Vides *et al.* (1995) encontraron en el sistema lagunar de Nichuptè (México) 17 especies exclusivas para las raíces de *R. mangle* y 35 especies de macroalgas tanto en raíces como en fondos arenosos consolidados con pastos marinos, destacando en su estudio que existen elementos morfológicos en muchas macroalgas que no limitan su distribución, lo cual permite que estas colonicen ambos substratos.

La cercanía de parches coralinos y áreas rocosas, en combinación con factores físicos y bióticos particulares, interactúan para producir la composición ficoflorística asociada a las raíces observada en dichas ensenadas. En un estudio realizado en isla Colón, provincia de Bocas del Toro, Caribe panameño, la mayoría de las macroalgas se distribuían en las zonas media y distal de las raíces que estaban siempre sumergidas, sugiriendo que muchas de las especies allí presentes, como *A. spicifera* y *H. spinella*, entre otras, colonizan las raíces de *R. mangle* que crecen en espacios protegidos con aguas poco agitadas y profundas de playas rocosas con arrecifes coralinos (Ríos *et al.*, 2019).

Sin embargo, hay que considerar que no todas las especies de macroalgas comunes en estos ambientes pueden estar representadas en las raíces de estos manglares, ya sea por el alto contenido de taninos y otros productos secundarios de las raíces (Conde *et al.*, 1995), la competencia que se genera por espacio con otros organismos durante el proceso de colonización y el frecuente sombreado de la cobertura vegetal que reduce la luz disponible. Ogden y Gladfelter (1986) indican que los manglares costeros son un componente funcional de los complejos manglar-pastos marinos-arrecifes coralinos, y aunque las interacciones entre estos ecosistemas no están claramente definidas, el complejo sistema de raíces, las macroalgas y demás organismos que las colonizan reducen el impacto de los sedimentos de escorrentía y resuspensión sobre las comunidades coralinas.

Algunos fenómenos medioambientales globales que se producen dentro del golfo de Cariaco como la surgencia costera, que ocurre entre los meses de diciembre a abril y mayo (Okuda *et al.*, 1978), junto a otras características propias de cada ensenada, como la amplitud, profundidad, complejidad estructural de las raíces del mangle, colecta de bivalvos (*p.e.*, ostras) por parte de los pescadores, que perturban la dinámica de las comunidades en las raíces, y la presencia de otros ecosistemas en áreas vecinas, juegan un papel importante en la distribución espacio-temporal de la ficoflora asociada a los manglares de Carenero y

The closeness of coral patches and rocky areas and particular physical and biotic factors interact to produce the phycofloristic composition associated with roots that was observed in the aforementioned coves. In a study conducted in Colón Island, in the Bocas del Toro province of the Panama Caribbean, most macroalgae were distributed in the medium and distal areas of the roots, which were always submerged, thus suggesting that many of the species present there, such as *A. spicifera* and *H. spinella*, among others, colonize the *R. mangle* roots growing in protected spaces (Ríos *et al.*, 2019).

However, it must be considered that not all macroalgae species that are common in these environments may be represented in the roots of these mangroves, either because of the high contents of tannins and other secondary products of the roots (Conde *et al.*, 1995), the competition is generated for space with other organisms during the colonization process, or the frequent shading caused by plant cover, which reduces the available light. Ogden and Gladfelter (1986) indicate that coastal mangroves are a functional component of mangrove-marine grass-coral reef complexes, and even though the interactions between these ecosystems are not clearly defined, the complex root system, macroalgae, and other organisms that colonize them reduce the impact of runoff and resuspension sediments on coral communities.

Some global environmental phenomena taking place within the Gulf of Cariaco, such as coastal upwelling, which occurs between December and April and May (Okuda *et al.*, 1978), together with other characteristics of each cove, such as the width, depth, the structural complexity of the mangrove roots, bivalve collection (*e.g.*, oysters) by fishermen –which upsets the dynamics of the communities on the roots– and the presence of other ecosystems in neighboring areas play an important role in the spatial-temporal distribution of the phycoflora associated with mangroves in Carenero and Turpialito. The topographic characteristics, structure, and disposition of mangroves within both coves, together with the closeness and biological exchange with different marine environments, are fundamental to the composition and assembly of the phycoflora associated with *R. mangle* in Carenero and Turpialito, which, despite being close and sharing environmental similarities, exhibit different algal compositions.



Turpialito. Las características topográficas, estructura y disposición de los manglares dentro de ambas ensenadas, junto a la cercanía e intercambio biológico con diferentes ambientes marinos, son fundamentales en la composición y ensamble de la ficoflora asociada a *R. mangle* de Carenero y Turpialito, que a pesar de estar próximas y compartir similitudes medioambientales, presentan una composición algal diferente.

AGRADECIMIENTOS

El estudio fue financiado por el Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente-Venezuela-CI-02-030603-1970-17.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the Research Council of Universidad de Oriente-Venezuela-CI-02-030603-1970-17.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Albornoz, O. 1988. Macroalgas marinas del estado Falcón (Venezuela). Bol. Centro Invest. Biol., 17: 1-34.
- Aponte, M. 1985. Evaluación taxonómica de las algas marinas de la costa noreste de la Isla de Margarita. Tesis Maestría, Univ. Oriente, Inst. Oceanogr. Venezuela, Cumaná. 381 p.
- Barrios, J. y G. García. 2013. Macroalgas asociadas a raíces de mangle de Caño Mánamo, estado Delta Amacuro, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 52 (1): 107-112.
- Barrios, J., B. Márquez y M. Jiménez. 2004. Macroalgas asociadas a *Rhizophora mangle* L. en el golfo de Santa Fe, estado Sucre, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 42: 37-45.
- Burkholder, P. and L. Almodovar. 1973. Studies on mangrove algal communities in Puerto Rico. Fla. Sci., 36: 66-74.
- Carballo-Barrera, Y., S. Gómez, M. García y N. Gil. 2020. Catálogo de la ficoflora de Venezuela. Publicación electrónica. Univ. Central Ven., Caracas. Web Ficoflora Venezuela: <https://www.ficofloravenezuela.info.ve/public/index.php>.
- Chapman, V. J. 1961. The marine algae of Jamaica. Part I. Myxophyceae and Chlorophyceae. Bull. Inst. Jamaica, 12: 1-159.
- Chapman, V. J. 1963. The marine algae of Jamaica. Part II. Phaeophyceae and Rhodophyceae. Bull. Inst. Jamaica, 12: 1-201.
- Collado-Vides, L., J. González-González y E. Ezcurra. 1995. Patrones de distribución ficoflorística en el sistema lagunar de Nichupte, Quintana Roo, México. Act. Bot. Mex., 31: 19-32.
- Conde, J., C. Alarcón, S. Flores and H. Diaz. 1995. Nitrogen and tannins in mangrove leaves might explain interpopulation variations in the crab *Aratus pisonii*. Act. Cient. Ven., 46: 303-304.
- Cordeiro-Marino, M., M. Braga, V. Eston, M. Fujii and N. Yokoya. 1992. Mangrove macroalgal communities of Latin America: the state of art and perspectives: 51-64. In: Seeliger, U. (Ed.) Coastal plant communities of Latin America. Academic Press, New York.
- Dawes, C. and A. Mathieson. 2008. The seaweeds of Florida. Univ. Florida. Florida. 591 p.
- Díaz-Piferrer, M. 1970. Adiciones a la flora marina de Venezuela. Caribb. J. Sci., 10: 159-198.
- Ellison, A. and E. Farnsworth. 1992. Belizean mangrove-root epibionts: patterns of distribution and abundance and effects on root growth. Hydrobiologia, 247: 87-98.
- Ganesan, E. K. 1989. A catalog of benthic marine algae and seagrasses of Venezuela. Conicit, Caracas. 237 p.
- Gaylord, B., D. Reed, P. Raimondi and L. Washburn. 2006. Macroalgal spore dispersal in coastal environments: Mechanistic insights revealed by theory and experiment. Ecol. Monogr., 76: 481-502.
- González, A. 1977. La vegetación marina del Parque Nacional Morrocoy, estado Falcón. Acta Bot. Ven., 12: 241-246.
- González, A. y B. Vera. 1994. Algas: 63-126. En: Manara, B. (Ed.) Flora del Parque Nacional Morrocoy. Fund. Inst. Bot. Ven., Ag. Esp. Coop. Internal., Caracas.
- Guiry, M. and G. Guiry. 2020. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>. 08/09/2020
- Hammer, L. y F. Gessner. 1967. La taxonomía de la vegetación marina en la costa oriental de Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 6(2): 186-265.
- Hogarth, P. 2007. The biology of mangroves and seagrasses. 2nd. ed. New York, Oxford. 273 p.

- Joly, A. 1967. Géneros de algas marinhas da costa atlántica latino-americana. Univ. São Paulo. 461 p.
- Krebs, C. 1985. Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance. 3rd edition. Harper and Row, New York. 800 p.
- Laursen, W. and R. King. 2000. The distribution and abundance of mangrove macroalgae in Woolooware Bay, New South Wales, Australia. Bot. Mar., 43: 377-384.
- Lemus, A. 1979. Las algas marinas del golfo de Paria, Venezuela. I. Chlorophyta y Phaeophyta. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 18: 17-36.
- Lemus, A. 1984. Estudio taxonómico de las familias Ectocarpaceae, Sphacelariaceae y Dictyotaceae (Phaeophyta) de las costas occidentales del estado Sucre, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 13: 23-46.
- Lemus, A. y J. Barrios. 2009. Macroalgas del golfo de Cariaco, Venezuela, una revisión. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 48(2): 121-132.
- Littler, D. and M. Littler. 2000. Caribbean reef plants: an identification guide to the reef plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico. Off Shore, Washington D.C. 542 p.
- Lobo, M. y N. Ríos. 1985. Catálogo de las algas marinas del Parque Nacional Morrocoy, estado Falcón. Ernstia, 34: 8-36.
- López, B., B. Vera y J. Conde. 2009. Macroalgas asociadas a las raíces de *Rhizophora mangle* en la Península de Paraguaná, estado Falcón, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 48: 11-21.
- Lotze H.K. and W. Schramm 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. J. Phycol., 36: 287-295.
- Margalef, R. 1986. Ecología. Ediciones Omega, Barcelona. 961 p.
- Marín, H. y E. Peña. 2016. Macroalgas bénticas de la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. Hidrobiológica, 26(2): 299-309.
- Martínez-Daranas, B. 2005. Macroalgas y fanerógamas marinas asociadas a los manglares cubanos: 254-265. En: Menéndez, L. y J. Guzmán (Eds) Ecosistemas de manglar en el archipiélago cubano. Academia Cuba.
- Martins, I., J. Oliveira, M. Flindt and J. Marques. 1999. The effect of salinity on the growth rate of the macroalgae *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) in the Mondego estuary (west Portugal). Act Ecol., 20: 259-265.
- Ogden, I. and E. Gladfelter. 1986. Caribbean coastal marine productivity. UNESCO Cienc. Mar., 41, 59 p.
- Okuda, T., J. Benítez, J. Bonilla y G. Cedeño. 1978. Características hidrográficas del golfo de Cariaco, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 17(1-2): 69-88.
- Post, E. 1936. Systematische und pflanzengeographische notizen zur *Bostrychia-Caloglossa* assoziation. Rev. Algol., 9: 1-84.
- Post, E. 1963. Zur verbreitung und ökologie der *Bostrychia-Caloglossa* assoziation. Int. Rev. Ges. Hydrobiol, 48: 47-152.
- Ramírez, M. A. 1995. Recolección y colecciones científicas de macroalgas marinas: 417-428. En: Alveal, K., M.E. Ferrario, E.C. Oliveira y E. Sar. (Eds.) Manual de métodos ficológicos. Univ. Concepción, Chile.
- Ríos, R., O. Tejada, D. Morales, E. Miranda y A. Cerrud. 2019. Comunidad de algas del manglar de playa Estrella, isla Colón, Bocas del Toro, Panamá. Rev. Mar. Cost., 11 (1): 9-29.
- Salazar-Forero, C., B. Gavio and M. Wynne. 2021. Macroalgae associated with aerial roots of *Rhizophora mangle* in Islas del Rosario, Colombia, Southwestern Caribbean. Caldasia, 43(1): 94-104.
- Siegel, S. y N. Castellan. 1994. Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta. Trillas, México. 437 p.
- Steinke, T. and Y. Naidoo. 1990. Biomass of algae epiphytic on pneumatophores of the mangrove *Avicennia marina* in the St Lucia estuary at three temperatures. S. Afr. J. Bot., 13: 151-160.
- Steneck, R. and M. Dethier. 1994. A functional group approach to the structure of algal dominated communities. Oikos, 69: 476-498.
- Taylor, W.R. 1960. Marine algae of the eastern tropical and subtropical coast of the Americas. Univ. Michigan. 870 p.
- Van den Hoek, C., D. Mann and H. Jahns. 1998. Algae: an introduction to phycology. Cambridge Univ., Cambridge, UK. 623 p.
- Vera, B. 2004. Estudio ficológico de la comunidad de macroalgas marinas del Parque Nacional Morrocoy, estado Falcón, Venezuela. Trabajo ascenso, Fac. Cienc., Univ. Central Ven. 333 p.
- Wynne, M. 2017. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: fourth revision. Nova Hedwigia, 145: 202 p.

RECIBIDO / RECEIVED: 22/01/2021

ACEPTADO / ACCEPTED: 11/10/2022



NOTA/NOTE

Evaluación de la calidad del agua de mar del ecosistema marino de punta Galeta en Panamá

Seawater quality assessment of the marine ecosystem of Punta Galeta in Panama

Kathia Broce^{1,4}, Dalvis Latta² y Gisselle E. Guerra-Chanis^{1,3,4*}

0000-0003-2845-9350 0000-0003-0475-0565 0000-0003-1098-4675

1. Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá. kathia.broce@utp.ac.pa, gisselle.guerra@utp.ac.pa*
 2. Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá. dalvisl305@hotmail.es
 3. Estación Científica Coiba AIP, Ciudad de Panamá, Panamá.
 4. Sistema Nacional de Investigación (SNI) – SENACYT, Ciudad de Panamá, Panamá.
- * Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

La calidad del agua de mar fue descrita en la costa caribeña de Panamá con base en parámetros fisicoquímicos del agua y estudios de monitoreo biológico. Se recolectaron muestras de agua y macroinvertebrados bentónicos cerca de Punta Galeta, provincia de Colón, Panamá. El área de muestreo estaba protegida de la acción de las olas y ubicada entre el arrecife de coral y los manglares. La clase Polychaeta fue la más abundante con 90 % de presencia general en Punta Galeta. Las clases taxonómicas de Bivalvia, Malacostraca y Ophiuroidea sólo representaron 10 % en total. En general, la calidad del agua de mar fue adecuada para las especies recolectadas de macroinvertebrados, a pesar de registrar concentraciones de nitrato y fosfato por encima de los valores recomendados. Los valores registrados de temperatura, pH y oxígeno disuelto indicaron que el sitio está lejos de alcanzar condiciones hipóxicas. El índice de calidad del agua indica una buena calidad del agua en Punta Galeta. Se requieren estudios adicionales con programas de muestreo más robustos e intensos para definir adecuadamente las variaciones estacionales de la calidad del agua y su vínculo con los macroinvertebrados bentónicos. Estudios similares en el Caribe de Panamá son escasos a pesar de que ofrecen información valiosa para los administradores de recursos hídricos.

PALABRAS CLAVES: Índice de calidad de agua marina, macroinvertebrados bentónicos, Punta Galeta, poliquetos, ecosistemas costeros.

ABSTRACT

Seawater quality was described in the Caribbean coast of Panama based on water physicochemical parameters and biological monitoring studies. Samples of water and benthic macroinvertebrates were collected near Punta Galeta, Province of Colón, Panama. The sampling area was sheltered from the action of waves and located between the coral reef and mangroves. Class Polychaeta was the most abundant with 90 % overall presence in Punta Galeta. Taxonomic classes of Bivalvia, Malacostraca and Ophiuroidea only represented 10 % altogether. Overall, seawater quality was suitable for the collected species of macroinvertebrates, even though concentrations of nitrate and phosphate were above the recommended value. Recorded values of temperature, pH and dissolved oxygen indicated that the site is far from reaching hypoxic conditions. Water quality index indicates a good water quality at Punta Galeta. Further studies with more robust and intense sampling programs are required to properly define the seasonal variations of water quality and its link to benthic macroinvertebrates. Similar studies in the Caribbean of Panama are scarce even though they offer valuable information for water resource administrators.

KEYWORDS: Water quality index, benthic macroinvertebrates, Punta Galeta, seawater quality, coastal ecosystem

El deterioro de la calidad de las aguas costeras es un problema creciente. Las descargas urbanas e industriales descontroladas más la escorrentía agrícola empeoran la calidad de las aguas costeras (Aguilera *et al.*, 2019; Devlin *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2021). Las actividades antropogénicas terrestres y oceánicas no sólo impactan la calidad de las aguas costeras y oceánicas (Azrina *et al.*, 2006; Puccinelli *et al.*, 2016; Häder *et al.*, 2020), sino también a la mayoría de los ecosistemas marinos. El paisaje protegido de isla Galeta está ubicado en la costa caribeña de la provincia de Colón, Panamá (Wang *et al.*, 2008). Punta Galeta está aproximadamente a 8 km al nororiente de la ciudad de Colón, cercana a una de las entradas del Canal de Panamá (González *et al.*, 2019; Broce *et al.*, 2022). El paisaje protegido y su gestión no abordan todas las amenazas existentes y emergentes para los sistemas marinos (Halpern *et al.*, 2010; Broce *et al.*, 2022). Los contaminantes procedentes de las actividades humanas, los derrames de productos químicos o de petróleo en la tierra y en el océano afectan a los ecosistemas marinos (Puccinelli *et al.*, 2016; Aguilera *et al.*, 2019), esto incluye la calidad del agua, los sedimentos y los organismos marinos (Angelidis y Aloupi, 2000; Zhang *et al.*, 2017; Cebe y Balas, 2018). Por otro lado, la explotación de los recursos marinos representa una amenaza significativa para el ambiente marino causando una continua degradación de este ecosistema (Tonacci *et al.*, 2018). En este sentido, es primordial medir y controlar la calidad del agua para garantizar el mínimo impacto negativo en los ecosistemas marinos.

Para tratar de mitigar los efectos causados por el hombre, en las pasadas décadas se han promovido muchas iniciativas, como proyectos nacionales e internacionales y regulaciones. Todas estas iniciativas resaltan la necesidad de tomar acciones preventivas que incluyan programas de monitoreo continuo de los ecosistemas costeros (Azzellino *et al.*, 2012; Tonacci *et al.*, 2018). Entre estas iniciativas, puede mencionarse la Red Mesoamericana de Calidad de Aguas (Remeca), la cual fue impulsada por México e incluyó a Guatemala, Belice, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Colombia y República Dominicana. El objetivo principal de Remeca fue el de unificar las técnicas de muestreo de aguas y el análisis dentro de la región y establecer las variables de calidad de aguas como posibles indicadores de cambio climático. En Panamá, dentro de la iniciativa de Remeca, adicional a la medición de los parámetros de calidad de aguas, se incluyeron monitoreos biológicos para evaluar la calidad de agua del ecosistema marino de Punta Galeta. El área de muestreo se limitó a 9,40° N, -79,86° O (Figura 1) e incluyó tres subestaciones localizadas en un sistema somero de pastos

The deterioration of water quality in coastal waters is a growing problem. Uncontrolled urban and industrial sewage discharges plus agricultural runoff worsen the quality of coastal waters (Aguilera *et al.*, 2019; Devlin *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2021). Land and ocean-based anthropogenic activities impact not only the quality of coastal and ocean waters (Azrina *et al.*, 2006; Puccinelli *et al.*, 2016; Häder *et al.*, 2020;), but most marine ecosystems. The protected landscape of Galeta Island is located on the Caribbean coast of Colon province, Panama (Wang *et al.*, 2008). Punta Galeta is approximately 8 km northeast of the city of Colón, near one of the entrances of the Panama Canal (González *et al.*, 2019; Broce *et al.*, 2022). The protected landscape and its management do not address all existing and emerging threats to marine systems (Halpern *et al.*, 2010; Broce *et al.*, 2022). Pollutants from human activities, drained from land and ocean spills of chemical or oil affect the marine ecosystems (Puccinelli *et al.*, 2016; Aguilera *et al.*, 2019), including the quality of water, sediments, and marine organisms (Angelidis and Aloupi, 2000; Zhang *et al.*, 2017; Cebe and Balas, 2018). On the other hand, the exploitation of marine resources represents a significant threat for the marine environment and causes a continuous degradation of the ecosystem (Tonacci *et al.*, 2018). From various points of view, it is uttermost to measure and monitor the water quality to assure minimal negative impacts on marine ecosystems.

To try to mitigate man-made effects, several initiatives such as national and international research projects, and regulations have been promoted in the last decades. All these initiatives highlight the need for preventive actions that include continuous monitoring programs in marine ecosystems (Azzellino *et al.*, 2012; Tonacci *et al.*, 2018). Among these initiatives, was the Red Mesoamericana de Calidad de Aguas (Remeca) who was driven by Mexico and involved the countries of: Guatemala, Belize, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama, Colombia, and Dominican Republic. The main goal of Remeca was to unify techniques of water sampling and analysis within the region and to establish water quality variables as possible indicators of climate change. In Panama, within the Remeca initiative, additionally to measuring water quality parameters, biological monitoring was included to assess the water quality of the marine ecosystem of Punta Galeta. Sampling area was limited to 9.40° N, -79.86° W (Figure 1). The sampling area included three subsampling stations located in a seagrass system nearby a mangrove forest in shallow waters with a water depth below 2 m. Sampling

marinos cercano a manglares, con una profundidad por debajo de 2 m. La campaña de muestreo tuvo lugar en octubre de 2014 y fue llevada a cabo semanalmente por un periodo de 30 días. Los parámetros fisicoquímicos (i.e. pH, temperatura del agua, salinidad, oxígeno disuelto) fueron medidos usando un equipo multiparamétrico HACH, modelo HQ40d. Cuatro muestras de aguas superficiales fueron colectadas para el análisis de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), coliformes fecales, nitrato y fosfato. Las muestras para el análisis de clorofila-*a* fueron colectadas y determinadas de acuerdo con el método EPA-446.0. Este método determina clorofilas *a* (chl *a*), *b* (chl *b*), $c_1 + c_2$ (chl $c_1 + c_2$) y los feo pigmentos de la clorofila *a* (feo *a*) en el fitoplancton marino y de agua dulce. La espectrofotometría de longitud de onda visible fue usada para medir los pigmentos en concentraciones de subpartes por millón (ppm). Las ecuaciones tricromáticas de Jeffrey y Humphrey (1975) son usadas para calcular las concentraciones de chl *a*, chl *b*, y chl $c_1 + c_2$.

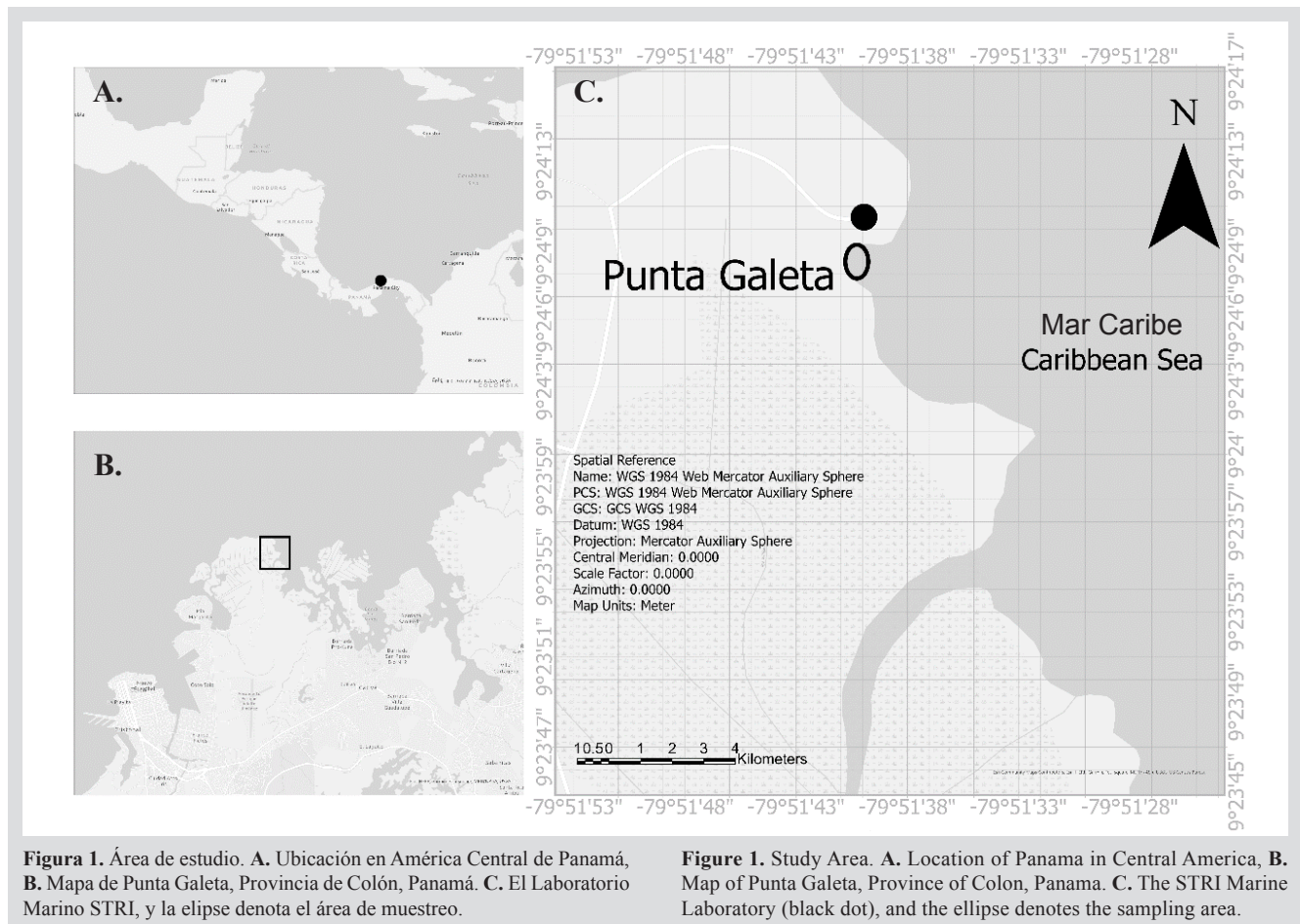
Las ecuaciones modificadas de Lorenzen (1967) son usadas para calcular el feo pigmento corregido de chl *a* y feo *a*. La concentración de nitrato fue determinada por el método de reducción por cadmio (i.e., HACH 8039) para aguas potables, residuales y marinas. El cadmio reduce el nitrato a nitrito en la muestra. El ion nitrito reacciona en un medio ácido con el ácido sulfanílico para formar una sal intermedia de diazonio. La sal se acopla al ácido genticónico para formar una solución de color ámbar. La longitud de onda de medición es de 500 nm para los espectrofotómetros o de 520 nm para los colorímetros. Para el control de calidad, el instrumento fue calibrado con soluciones estándares de nitrato. Los métodos de adición de estándares y los métodos de soluciones estándares fueron usados para validar los procedimientos de ensayo, reactivo e instrumento. Las concentraciones de fosfato fueron determinadas por el método del ácido ascórbico (i.e., HACH 8048) para aguas potables, residuales y marinas. El ortofosfato reacciona con el molibdato en un medio ácido para producir una mezcla del complejo fosfato/molibdato. El ácido ascórbico reduce al complejo, dando un intenso color azul molibdeno. La longitud de onda de medición es de 880 nm para los espectrofotómetros. Para el control de calidad, el instrumento fue calibrado con soluciones estándares. Los métodos de adición de estándares y los métodos de soluciones estándares fueron usados para validar los procedimientos de ensayo, reactivo, e instrumento. La DBO₅ y los coliformes fecales fueron determinados de acuerdo con los procedimientos del método estándar (Garay Tinoco *et al.*, 2003). Se hizo un análisis estadístico descriptivo y un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para evaluar la variabilidad ambiental.

campaign took place in October 2014 and was carried out weekly in a 30-day period. Physicochemical parameters (i.e., pH, water temperature, salinity, dissolved oxygen) were measured using a multiparameter HACH equipment, model HQ40d. Four replicates of surface water samples from each site were collected for analysis of biological oxygen demand (BOD), fecal coliforms, nitrate, and phosphate. Samples for the analysis of chlorophyll-*a* were collected and determined in accordance with method EPA-446.0. This method determines chlorophylls *a* (chl *a*), *b* (chl *b*), $c_1 + c_2$ (chl $c_1 + c_2$) and pheopigments of chlorophyll *a* (pheo *a*) in marine and freshwater phytoplankton. Chlorophyllide *a* is determined as chl *a*. Visible wavelength spectrophotometry is used to measure the pigments in sub-parts per million (ppm) concentrations. The trichromatic equations of Jeffrey and Humphrey (1975) are used to calculate the concentrations of chl *a*, chl *b*, and chl $c_1 + c_2$.

Modified monochromatic equations of Lorenzen (1967) are used to calculate pheopigment-corrected chl *a* and pheo *a* (Lorenzen, 1967). The concentration of nitrate was determined by the method of cadmium reduction (i.e., HACH 8039) for fresh, wastewater and seawater. Cadmium metal reduces nitrate in the sample to nitrite. The nitrite ion reacts in an acidic medium with sulfanilic acid to form an intermediate diazonium salt. The salt couples with gentisic acid to form an amber colored solution. The measurement wavelength is 500 nm for spectrophotometers or 520 nm for colorimeters. For quality control, the instrument was calibrated with nitrate standards solutions. Standard addition methods and standard solution methods were used to validate the test procedure, reagent, and instrument. Concentrations of phosphate were determined by the method of ascorbic acid (i.e., HACH 8048) for fresh, wastewater and seawater. Orthophosphate reacts with molybdate in an acid medium to produce a mixed phosphate/molybdate complex. Ascorbic acid then reduces the complex, which gives an intense molybdenum blue color. The measurement wavelength is 880 nm for spectrophotometers. For quality control, the instrument was calibrated with standards solutions. Standard addition methods and standard solution methods were used to validate the test procedure, reagent and instrument. BOD and fecal coliforms were determined in accordance with the standard methods procedures (Garay Tinoco *et al.*, 2003). Descriptive statistical analysis and a one-way variance analysis (ANOVA) were done to assess environmental variability.

El índice de calidad de agua (ICA) fue calculado con los valores de temperatura, pH, oxígeno disuelto, turbidez, fosfato, nitrato, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y coliformes fecales. El índice se calcula a partir del valor Q y un factor de ponderación W, donde Q indica el nivel de calidad de agua relativo a cualquier parámetro individual y el factor de ponderación representa la importancia relativa del parámetro individual para la calidad general del agua (Jahan y Strezov, 2017). El monitoreo biológico incluyó el muestreo de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del campo de pastos marinos y protegido de la acción de las olas, entre el bosque de mangle y el arrecife de coral, a una profundidad de < 2 m (Figura 1). El área de muestreo fue dividida en tres submuestras. Cada submuestra tuvo un área de captura de 1 m^2 sobre el hábitat de pastos marinos. Se hicieron tres réplicas de cada submuestra. El sedimento de fondo fue extraído con un núcleo tipo Hope de 5 cm de diámetro y 15 cm de profundidad. Los organismos fueron separados cuidadosamente del sedimento con las manos para evitar cualquier pérdida de material y preservado en una solución de etanol al 94 %, después de la extracción (Azrina *et al.*, 2006).

Water quality index (WQI) was calculated with values of temperature, pH, dissolved oxygen, turbidity, phosphate, nitrate, biological oxygen demand (BOD_5), and fecal coliform. The index is calculated from Q value and weight factor W, where Q indicates the level of water quality relative to any single parameter and the weight factor represents the relative importance of the single parameter to the overall water quality (Jahan and Strezov, 2017). Biological monitoring included the sampling of benthic macroinvertebrates along the seagrass field and sheltered from the action of waves, between the mangrove forest and coral reef and a water depth < 2 m (Figure 1). The sampling area was subdivided into three sub-samples. Each sub-sample had a catching area of 1 m^2 over the seagrass habitat. Three replicates were done at each sub-sample. Bottom-sediment was extracted with a Hope type corer sampler of 5 cm diameter and 15 cm depth. Organisms were carefully separated from the sediment with hands to avoid any loss of material and preserved in a solution of 94 % ethanol, after the extraction (Azrina *et al.*, 2006).



En la sección de resultados, las variables registradas fueron comparadas con regulaciones internacionales y/o estudios de investigación previos debido a que Panamá no cuenta con una legislación de calidad de aguas marinas. Los valores de temperatura superficial coinciden con los de temperatura regional, que varían entre 25 y 29 °C (Beier *et al.*, 2017). Las aguas más cálidas se observan al sur de 12 ° N en la región Panamá-Colombia del mar Caribe. Los valores mínimos de salinidad indican aguas de baja salinidad (25), debido a la escorrentía y la influencia de la descarga de los ríos (Tabla 1), y los valores máximos (35) indican aguas más saladas, dentro de rangos normales (Chollett *et al.*, 2012; Beier *et al.*, 2017).

Los valores registrados de 1 a 7 NTU de turbidez en Punta Galeta no interfieren con los organismos marinos y su hábitat. Los valores de turbidez son considerados bajos comparados con 30 NTU el cual es un nivel suficiente para alterar la agudeza visual de los organismos marinos (Lunt y Smee, 2020). Los valores de oxígeno disuelto estuvieron entre 7,9 y 13,1 mg L⁻¹ y los de pH entre 7,8 y 8,4 (Tabla 1). Ambos parámetros son apropiados para la preservación de la vida acuática (Van Woesik *et al.*, 2012; Jordán-Garza *et al.*, 2017). Los valores de DBO₅ están dentro de 0,1 y 0,2 respectivamente, que están incluidos en los permitidos para la conservación de la vida acuática (Alfayate Blanco *et al.*, 2004; Garrison *et al.*, 2021; Oyeniran *et al.*, 2021). Los valores de nitrato registrados están en el rango de 0,2-0,4 mg L⁻¹.

Según los criterios de calidad del agua, los valores de nitrato excedieron los valores para la conservación de la vida que son 0,04 mg L⁻¹. Las concentraciones de fosfatos están dentro del rango de 0,04-0,12 mg L⁻¹, excediendo los criterios ecológicos mexicanos de calidad de agua. Los valores de clorofila *a* están dentro del rango de 0,08-0,163 mg L⁻¹, no existe un estándar de calidad de aguas marinas para este parámetro; sin embargo, es un buen indicador de producción primaria. Un aumento en las concentraciones de clorofila *a* (*chl a*) está asociado con las ondas de inestabilidad tropical (TIWs, por sus siglas en inglés) en el océano Pacífico ecuatorial (Shi y Wang, 2021).

La concentración de *chl a* también es fundamental cuando se realizan estudios de modelado a gran escala en el Pacífico tropical. La variabilidad impulsada por el TIW también influencia tanto la intensidad de este, como la temperatura superficial del mar a gran escala (SST, por sus siglas en inglés) en el océano Pacífico tropical. De hecho, la retroalimentación positiva en el ENSO es observada debido

Throughout the results section, reported variables will be compared to international regulations and/or previous research studies because Panama has no regulation for quality of marine waters. Reported values of surface temperature coincide with regional temperature values, which vary between 25 and 29 °C (Beier *et al.*, 2017). Warmer waters are observed south of 12 ° N in the Panama-Colombia regions of the Caribbean Sea. Minimum values of salinity indicate low salinity waters (25), due to rainfall and the influence of river discharge (Table 1), and maximum values (35) indicate saltier water, within normal ranges (Chollett *et al.*, 2012; Beier *et al.*, 2017).

Recorded values ranged of 1 to 7 NTU of turbidity at Punta Galeta do not interfere with marine organisms and their habitats. Turbidity values are considered low compared to 30 NTU which is a level sufficient to alter the visual acuity of marine organisms (Lunt and Smee, 2020). Values of dissolved oxygen were between 7.9 to 13.1 mg L⁻¹ and values of pH were between 7.8 to 8.4 (Table 1). Both parameters are suitable for preserving aquatic life (Van Woesik *et al.*, 2012; Jordán-Garza *et al.*, 2017). BOD₅ values are within 0.1 to 0.2, that are included in the permissible values for the conservation of aquatic life (Alfayate Blanco *et al.*, 2004; Garrison *et al.*, 2021; Oyeniran *et al.*, 2021). Values of nitrate recorded were in the range of 0.2-0.4 mg L⁻¹.

According to the criteria for water quality, nitrate values exceeded the values for the conservation of life which is 0.04 mg L⁻¹. Concentrations of phosphates were within the range of 0.04-0.12 mg L⁻¹, exceeding the Mexican ecological criteria for water quality. Values for Chlorophyll-*a* were within the range 0.08-0.163 mg L⁻¹, there is no standard for the quality of marine waters; however, this parameter is a good indicator of primary production. An enhanced chlorophyll-*a* (*Chl-a*) concentration is associated with the tropical instability wave (TIWs) in the Equatorial Pacific Ocean (Shi and Wang, 2021).

Chl-a concentration is also critical when conducting large-scale modelling studies in the tropical Pacific. The *Chl-a* variability driven by the TIW also influences both the intensity of TIW and the large-scale of the sea surface temperature (SST) in the tropical Pacific Ocean. In fact, positive feedback on the ENSO is observed due to the TIW-induced *Chl-a* effect (Shi and Wang, 2021). Fecal coliforms measurements were low during the sampling period, showing no contamination due to these bacteria (<100 CFU 100 ml⁻¹). According to the calculated overall

al TIW inducido por el efecto de la clorofila *a* (Shi y Wang, 2021). Las mediciones de coliformes fecales fueron bajas durante el periodo de muestreo, no mostrando contaminación por estas bacterias (< 100 UFC 100 ml⁻¹). Según el índice global de calidad del agua calculado (ICA) para Punta Galeta, que incluye ocho de los parámetros mencionados anteriormente, la calidad del agua es buena (75).

water quality index (WQI) for Punta Galeta, which included eight of the parameters mentioned above, water quality is good (75).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos y biológicos (valores medios y desviación estándar) y el Índice de calidad de agua para aguas marinas en Punta Galeta. Leyenda del índice de calidad de agua: 91-100 (muy buena), 71-90 (buena), 51-70 (moderada), 26-50 (mala), 0-25 (muy mala). (Gupta *et al.*, 2003; Nikoo *et al.*, 2011).

Table 1. Physicochemical and biological parameters (mean values and standard deviation) and Water Quality Index for sea water in Punta Galeta. Water quality index legend: 91-100 (very good), 71-90 (good), 51-70 (moderate), 26-50 (bad), 0-25 (very bad). (Gupta *et al.*, 2003; Nikoo *et al.*, 2011).

Variable	Mean / Promedio	Standard Deviation / Desviación estándar	Water Quality Index / Índice de Calidad de Agua	
			Weight / Peso	Quality Index / Índice de Calidad
Temperatura / Temperature (°C)	30.32	0.18	0.10	10
Salinidad / Salinity (psu)	28.29	0.51	—	—
pH	8.11	0.01	0.11	80
Oxígeno disuelto / Dissolved oxygen (mg/L)	9.82	0.08	0.17	89
Turbidez / Turbidity (NTU)	3.75	0.25	0.08	89
Clorofila-a / Chlorophyll-a / (mg/L)	0.12	0.04	—	—
Fosfato / Phosphate (mg/L)	0.08	0.04	0.10	99
Nitrato / Nitrate (mg/L)	0.39	0.10	0.10	97
DBO / BOD (mg/L)	0.22	0.05	0.11	99
Coliformes / Coliforms/ (CFU)	< 100	—	0.16	44
Índice de Calidad de Agua General / Water Quality Index Overall	75			

Un total de 160 organismos bentónicos fueron capturados, 27 en el primer muestreo, 38 en el segundo, 46 en el tercero y 49 en el último muestreo. Los organismos fueron identificados entre clasificaciones taxonómicas de clase, orden y familia. La clasificación taxonómica incluyó clase (Bivalvia), orden (Isopoda, Amphipoda, Brachyura), y familia (Paguroidea, Eunicidae, Ophiodermatidae, Polynoidae, Nereididae, Opheliidae). Diez taxones fueron identificados a partir de los 160 organismos recolectados (Tabla 2). Estudios previos registraron taxones similares en pastos marinos en el Caribe de Panamá (Marshall, 1991). El taxón más abundante fue poliquetos con 144 organismos (90 % del total), seguido por moluscos con 7 (4 % del total), crustáceos y equinodermos con 4 y 5, representando 3 % del total de organismos colectados (Figura 2).

A total of 160 benthic organisms were captured, 27 organisms in the first sampling, 38 in the second sampling, 46 in the third sampling and 49 in the fourth sampling. The organisms were identified among the taxonomic classifications of class, order and family. The taxonomic classification included class (Bivalvia), order (Isopoda, Amphipoda, Brachyura) and family (Paguroidea, Eunicidae, Ophiodermatidae, Polynoidae, Nereididae, Opheliidae). Ten taxa were identified from the 160 collected benthic organisms (Table 2). Previous studies reported similar taxa in the seagrasses of the Caribbean of Panama (Marshall, 1991). The most abundant taxon was polychaetes with 144 organisms (90 % of the total), mollusks with 7 organisms (4 % of the total), crustaceans and echinoderms with 4 and 5 organisms, representing 3 % of the total collected organisms (Figure 2).

Tabla 2. Organismos bentónicos colectados durante el periodo de muestreo.

Table 2. Benthic organisms collected during sampling period.

Organismo / Organism	Estación / Station 1	Estación / Station 2	Estación / Station 3
Muestreo / Sampling 1			
Eunicidae (family/familia)	4	10	8
Ophi Dermatidae (family/familia)	0	1	2
Polynoidae (family)	0	0	1
Bivalvia (class/clase)	0	1	0
Muestreo / Sampling 2			
Eunicidae (family/familia)	8	15	5
Ophi Dermatidae (family/familia)	1	1	0
Bivalvia (class/clase)	0	2	0
Nereididae (family/familia)	0	1	0
Opheliidae (family/familia)	2	1	0
Isopoda (order/orden)	0	0	1
Amphipoda (order/orden)	0	1	0
Muestreo / Sampling 3			
Bivalvia (class/clase)	1	0	0
Eunicidae (family/familia)	7	8	27
Opheliidae (family/familia)	0	0	1
Paguroidea (superfamily/superfamilia)	0	0	1
Brachyura (infra-order/infraorden)	1	0	0
Muestreo / Sampling 4			
Eunicidae (family/familia)	5	24	14
Nereididae (family/familia)	2	1	0
Bivalvia (class/clase)	0	3	0

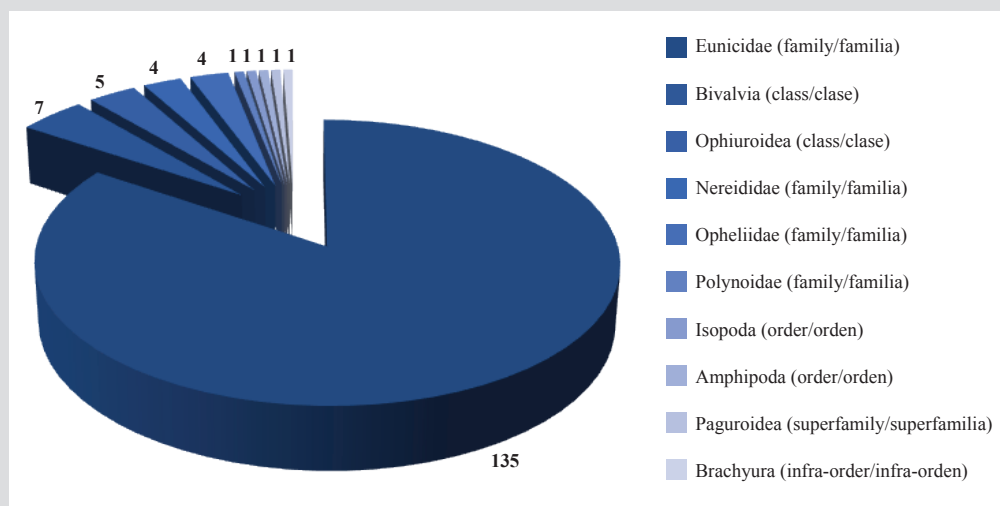


Figura 2. Distribución de organismos bentónicos encontrados en el pasto marino de Punta Galeta.

Figure 2. Distribution of benthic organisms found at seagrass in Punta Galeta.

La calidad del agua marina en Punta Galeta se basó en el índice de calidad de agua y en los resultados de un estudio biológico a corto plazo. La presencia de macroinvertebrados bentónicos identificados coincide con la riqueza de los sitios tropicales costeros, especialmente debido a la adaptación de las especies de estas comunidades a las condiciones ambientales de esta zona (Medeiros *et al.*, 2016). El número y el tipo de macroinvertebrados fueron determinados en parte por la acción del oleaje, el rango de salinidad y temperatura (Horrigan *et al.*, 2005; Wolf *et al.*, 2008; Medeiros *et al.*, 2016; De Marchi *et al.*, 2018), la granulometría y la disponibilidad de materia orgánica (Rodríguez *et al.*, 2006; Beghelli *et al.*, 2012), y por la buena calidad del agua de mar (Lock *et al.*, 2011; Fierro *et al.*, 2019). A pesar de que las concentraciones de nitrato y fosfato estaban por encima del valor recomendado (Ma *et al.*, 2020), los valores registrados no restringen la abundancia de macroinvertebrados bentónicos, tal y como informan Peng *et al.* (2020) en ríos de China con niveles elevados de nutrientes.

Se requieren estudios a largo plazo con mediciones continuas in situ de las variables fisicoquímicas para entender los cambios estacionales en la calidad del agua y su posterior relación con la abundancia y riqueza de la comunidad bentónica. Estos ensamblajes biológicos se han utilizado como una herramienta eficaz para evaluar la contaminación por aguas residuales (Moreno y Callisto, 2006) y la calidad de los arroyos de agua dulce. Esta herramienta podría ser también un bioindicador eficaz para los ambientes marinos, debido a su estilo de vida sedentario, su gran tamaño, su vida relativamente larga y su tolerancia variable a las presiones inducidas por el hombre (Jordan y Smith, 2004). Los resultados obtenidos en este estudio son relevantes en Panamá para definir el umbral de parámetros físicos donde los poliquetos no sobreviven. El monitoreo de los parámetros fisicoquímicos y los estudios biológicos reflejan mejor la calidad del agua del ecosistema. Los resultados de un estudio más completo pueden funcionar como línea de base para la legislación del medio marino en Panamá.

Las metodologías que incluyen técnicas de monitoreo biológico junto con los procedimientos fisicoquímicos analíticos pueden describir mejor la calidad del agua y el conocimiento del estado ecológico del lugar, datos primordiales para las legislaciones con base científica para la protección de los ambientes marinos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Stanley Heckadon, Jairo Castillo e Ilya Greynard del Instituto Smithsonian de Investigaciones

Seawater quality in Punta Galeta was based on the water quality index and results from a short-term biological study. Presence of identified benthic macroinvertebrates agree the richness of coastal tropical sites, especially due to the adaptation of species of these communities to the environmental conditions of this zone (Medeiros *et al.*, 2016). The number and type of macroinvertebrates were partly determined by the wave action, the range of salinity and temperature (Horrigan *et al.*, 2005; Wolf *et al.*, 2008; Medeiros *et al.*, 2016; De Marchi *et al.*, 2018), granulometry and availability of organic matter (Rodrigues *et al.*, 2006; Beghelli *et al.*, 2012), and by the good quality of seawater (Lock *et al.*, 2011; Fierro *et al.*, 2019). Even though concentrations of nitrate and phosphate were above the recommended value (Ma *et al.*, 2020), the reported values do not restrict the abundance of benthic macroinvertebrates as reported by Peng *et al.* (2020) in rivers of China with increased levels of nutrients.

Long-term studies with in-situ continuous measurements of physicochemical variables are required to understand the seasonality changes in water quality and its subsequent link to the abundance and richness of the benthic community. These biological assemblages have been used as an effective tool to evaluate sewage contamination (Moreno and Callisto, 2006) and quality of freshwater streams. This tool could be also an effective bio-indicator for marine environments, due to their sedentary lifestyle, large size, relatively long-life span and variable tolerance to human induced pressures (Jordan and Smith, 2004). Obtained results from this study are relevant in Panama to define the threshold of physical parameters where polychaetas do not survive. Monitoring of physicochemical parameters and biological studies reflect better the water quality of the ecosystem. Results from a more comprehensive study can work as a baseline for marine environment legislation in Panama.

Methodologies that include biological monitoring techniques along with analytical physicochemical procedures can better describe water quality and knowledge of the ecological status of the site, uttermost facts for scientific based legislations for the protection of marine environments.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Stanley Heckadon, Jairo Castillo and Ilya Greynard from the Smithsonian Tropical Research Institute in Punta Galeta, for their collaboration and readiness at the study site. We are indebted with Ana Tuñón,



Tropicales en Punta Galeta, por su colaboración y disponibilidad en el sitio de estudio. Igualmente, a Ana Tuñón, Aydee Cornejo y Nathalia Tejedor por su asistencia en los análisis de laboratorio, orientación en la identificación de macroinvertebrados y análisis estadísticos. Este trabajo se realizó en el marco de la Red Mesoamericana de Calidad de Aguas (Remeca), con la asesoría de Jesús García Cabrera (qepd), Comisión Nacional del Agua-México (Conagua).

Aydee Cornejo and Nathalia Tejedor for their assistance in laboratory analysis, guidance in the identification of macroinvertebrates and statistical analysis. This work was done under the Red Mesoamericana de Calidad de Aguas (Remeca), with the advice of the late Jesús García Cabrera from Comisión Nacional del Agua-México (Conagua).

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aguilera, R., A. Gershunov and T. Benmarhnia. 2019. Atmospheric rivers impact California's coastal water quality via extreme precipitation. *Sci. Total Environ.*, 671: 488-494.
- Alfayate Blanco, J., M.N. González Delgado, C. Orozco Barrenetxea, A. Pérez Serrano y F.J. Rodríguez Vidal. 2004. Contaminación ambiental: Una visión desde la química. Editorial Paraninfo.
- Angelidis, M.O. and M. Aloupi. 2000. Geochemical study of coastal sediments influenced by river-transported pollution: Southern Evoikos Gulf, Greece. *Mar. Pollut. Bull.*, 40(1): 77-82.
- Azrina, M.Z., C.K. Yap, A.R. Ismail, A. Ismail and S.G. Tan. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 64(3): 337-347.
- Azzellino, A., S. Panigada, C. Lanfredi, M. Zanardelli, S. Airoidi and G.N. di Sciara. 2012. Predictive habitat models for managing marine areas: spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (northwestern Mediterranean Sea). *Ocean Coast. Manag.*, 67: 63-74.
- Beghelli, F.G.D.S., A.C.A.D. Santos, M.V. Urso-Guimarães and M.D.C. Calijuri. 2012. Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates' community and trophic state in a Neotropical reservoir (Itupararanga, Brazil). *Biota Neotrop.*, 12(4): 114-124. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032012000400012>
- Beier, E., G. Bernal, M. Ruiz-Ochoa and E.D. Barton. 2017. Freshwater exchanges and surface salinity in the Colombian basin, Caribbean Sea. *Plos One*, 12(8): e0182116. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5544217/pdf/pone.0182116.pdf>
- Broce, K., A.C. Ruiz-Fernández, A. Batista, A.K. Franco-Ábrego, J.A. Sánchez-Cabeza, L.H. Pérez-Bernal and G.E. Guerra-Chanis. 2022. Background concentrations and accumulation rates in sediments of pristine tropical environments. *Catena*, 214: 106252. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106252>
- Cebe, K. and L. Balas. 2018. Monitoring and modeling land-based marine pollution. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 24: 23-39.
- Chollett, I., P.J. Mumby, F.E. Müller-Karger and C. Hu. 2012. Physical environments of the Caribbean Sea. *Limnol. Oceanogr.*, 57(4): 1233-1244.
- De Marchi, L., V. Neto, C. Pretti, E. Figueira, F. Chiellini, A. Morelli, A.M.V.M. Soares and R. Freitas. 2018. The influence of salinity on the effects of multi-walled carbon nanotubes on polychaetes. *Sci. Rep.*, 8(1): 1-14.
- Devlin, M., A. Smith, C.A. Graves, C. Petus, D. Tracey, M. Maniel, E. Hooper, K. Kotra, E. Samie and D. Loubser. 2020. Baseline assessment of coastal water quality, in Vanuatu, South Pacific: Insights gained from in-situ sampling. *Mar. Pollut. Bull.*, 160: 111651.
- Fierro, P., C. Valdovinos, I. Arismendi, G. Díaz, A. Jara-Flores, E. Habit and L. Vargas-Chacoff. 2019. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. *Sci. Total Environ.*, 686: 26-37.
- Garay Tinoco, J. A., C.A. Pinilla González y J.M. Díaz Merlano. 2003. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (Aguas, sedimentos y organismos). Invemar., Santa Marta. 84 p.
- Garrison, T.F., M.S.A. Kaminski, B. Tawabini and F. Frontalini. 2021. Sediment oxygen demand and benthic foraminiferal faunas in the Arabian Gulf: A test of the method on a siliciclastic substrate. *Saudi J. Biol. Sci.*, 28(5): 2907-2913. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.02.024>
- González, A., K. Broce, J. Fábrega-Duque, N. Tejedor-Flores and K. Young. 2019. Identification and monitoring of microalgal genera potentially capable of forming harmful algal blooms in Punta Galeta, Panama. *Air Soil Water Res.*, 12: 1178622119872769.
- Gupta, A.K., S.K. Gupta and R.S. Patil. 2003. A comparison of water quality indices for coastal water. *J. Environ. Sci. Health A.*, 38(11): 2711-2725.
- Häder, D.-P., A.T. Banaszak, V.E. Villafañe, M.A. Narvarte, R.A. González and E.W. Helbling. 2020. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. *Sci. Total Environ.*, 713: 136586.
- Halpern, B.S., S.E. Lester and K.L. McLeod. 2010. Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *PNAS*, 107(43): 18312-18317.
- Horrigan, N., S. Choy, J. Marshall and F. Recknagel. 2005. Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Mar. Freshw. Res.*, 56: 825-833. <https://doi.org/10.1071/MF04237>

- Jahan, S. and V. Strezov. 2017. Water quality assessment of Australian ports using water quality evaluation indices. Plos One, 12(12): e0189284. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189284>
- Jeffrey, S.W. and G.F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochem. Physiol. Pflanzen, 167(2): 191-194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
- Jordán-Garza, A.G., C. González-Gándara, J.J. Salas-Pérez and A.M. Morales-Barragán. 2017. Coral assemblages are structured along a turbidity gradient on the southwestern Gulf of Mexico, Veracruz. Cont. Shelf Res., 138: 32-40.
- Jordan, S.J. and L.M. Smith. 2004. Indicators of ecosystem integrity for estuaries: 489-502. In Estuarine indicators. CRC Press.
- Lock, K., M. Asenova and P.L.M. Goethals. 2011. Benthic macroinvertebrates as indicators of the water quality in Bulgaria: A case-study in the Iskar River basin. Limnologica, 41(4): 334-338. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.03.002>
- Lorenzen, C.J. 1967. Vertical distribution of chlorophyll and phaeo-pigments: Baja California. Deep-Sea Res., 14 (6): 735-745. [https://doi.org/10.1016/S0011-7471\(67\)80010-X](https://doi.org/10.1016/S0011-7471(67)80010-X)
- Lunt, J. and D.L. Smee. 2020. Turbidity alters estuarine biodiversity and species composition. ICES J. Mar. Sci., 77(1): 379-387. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz214>
- Ma, J., S. Wu, N.V. Shekhar, S. Biswas and A.K. Sahu. 2020. Determination of physicochemical parameters and levels of heavy metals in food wastewater with environmental effects. Bioinorg. Chem. Appl. 2020: 9 P.
- Medeiros, C.R., L.U. Hepp, J. Patricio and J. Molozzi. 2016. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. Plos One, 11(9): e0161082. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161082>
- Moreno, P. and M. Callisto. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. Hydrobiologia, 560(1): 311-321.
- Nikoo, M.R., R. Kerachian, S. Malakpour-Estalaki, S.N. Bashi-Azghadi and M.M. Azimi-Ghadikolaee. 2011. A probabilistic water quality index for river water quality assessment: a case study. Environ. Monit. Assess., 181(1): 465-478.
- Oyeniran, D.O., T.O. Sogbanmu and T.A. Adesalu. 2021. Antibiotics, algal evaluations and subacute effects of abattoir wastewater on liver function enzymes, genetic and haematologic biomarkers in the freshwater fish, *Clarias gariepinus*. Ecotoxicol. Environ. Saf., 212: 111982. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111982>
- Peng, F.-J., C.-G. Pan, N.-S. Zhang, C.J.F. ter Braak, D. Salvito, H. Selck, G.-G. Ying and P.J. Van den Brink. 2020. Benthic invertebrate and microbial biodiversity in sub-tropical urban rivers: Correlations with environmental variables and emerging chemicals. Sci. Total Environ., 709: 136281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136281>
- Puccinelli, E., M. Noyon and C.D. McQuaid. 2016. Does proximity to urban centres affect the dietary regime of marine benthic filter feeders? Estuar. Coast. Shelf Sci., 169: 147-157.
- Rodrigues, A.M., S. Meireles, T. Pereira, A. Gama and V. Quintino. 2006. Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a southern European estuary: The Tagus, Portugal. Hydrobiologia, 555(1): 99-113. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1109-1>
- Shi, W. and M. Wang. 2021. Tropical instability wave modulation of chlorophyll-a in the Equatorial Pacific. Sci. Rep., 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01880-5>
- Tonacci, A., F. Sansone, R. Conte and C. Domenici. 2018. Use of electronic noses in seawater quality monitoring: A systematic review. Biosensors, 8(4): 115.
- Van Woesik, R., P. Houk, A.L. Isechal, J.W. Idechong, S. Victor and Y. Golbuu. 2012. Climate-change refugia in the sheltered bays of Palau: analogs of future reefs. Ecol. Evol., 2(10): 2474-2484.
- Wang, L., J.L. Silván-Cárdenas and W.P. Sousa. 2008. Neural network classification of mangrove species from multi-seasonal Ikonos imagery. Photogramm. Eng. Remote Sensing, 74(7): 921-927.
- Wolf, B., E. Kiel, A. Hagge, H.J. Krieg and C. Feld. 2008. Using the salinity preferences of benthic macroinvertebrates to classify running waters in brackish marshes in Germany. Ecol. Indic., 9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.10.005>
- Zhang, F., X. Sun, Y. Zhou, C. Zhao, Z. Du and R. Liu. 2017. Ecosystem health assessment in coastal waters by considering spatio-temporal variations with intense anthropogenic disturbance. Environ. Model Softw., 96: 128-139.
- Zhou, D., M. Yu, J. Yu, Y. Li, B. Guan, X. Wang, Z. Wang, Z. Lv, F. Qu and J. Yang. 2021. Impacts of inland pollution input on coastal water quality of the Bohai Sea. Sci. Total Environ., 765: 142691.

RECIBIDO / RECEIVED: 11/10/2021

ACEPTADO / ACCEPTED: 09/08/2022



NOTA / NOTE

Caracterización de microplásticos en agua y sedimentos en los humedales Pantanos De Villa, Chorrillos, Lima, Perú

Characterization of microplastics in water and sediments in the wetlands Pantanos De Villa, Chorrillos, Lima, Peru

Ángel Giuseppe Losno-Prado¹ y José Iannacone^{1,2,*}

0000-0003-3829-3497

0000-0003-3699-4732

1. Laboratorio de Ingeniería Ambiental. Carrera de Ciencias Ambientales. Coastal Ecosystems of Peru Research Group. Universidad Científica del Sur, Lima, Perú. giuseppelp.eco@gmail.com
2. Grupo de Investigación en Sostenibilidad Ambiental (GISA), Escuela Universitaria de Posgrado (EUPG), Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA). Facultad de Ciencias Naturales y Matemática. Universidad Nacional Federico Villarreal, Jr. Río Chepén 290, El Agustino, Lima, Perú. joseiannaconeoliver@gmail.com*

* Autor de correspondencia / Corresponding author:

RESUMEN

Los humedales Pantanos de Villa (HPV), Chorrillos, Lima, Perú son un sitio RAMSAR de gran importancia internacional por ser un lugar de descanso en las migraciones de aves. El objetivo fue caracterizar los microplásticos (MP) en agua y sedimentos en la Laguna Mayor de los HPV durante septiembre del 2019. Se recolectaron muestras de agua por arrastre vertical con una red Spenet de 25 μm y de sedimentos de fondo con una draga Van Veen con área de muestreo de 0,025 m^2 en tres sectores de la Laguna Mayor del HPV. Se cuantificaron los MP en base al color, forma y tamaño. Se encontraron en el agua 0,94 partículas $\cdot\text{L}^{-1}$, y en los sedimentos 64 partículas $\cdot\text{kg}^{-1}$. En los MP en agua y sedimento el color blanco y celeste/turquesa, la forma fragmento y película, y el tamaño de 401 a 500 μm fueron los dominantes. Las actividades antrópicas urbanas e industriales, el destino ilegal de desmontes, botaderos y arrojado de basura, tráfico vehicular y peatonal colindante a la Laguna Mayor, y el transporte de MP por viento podrían ser factores que expliquen las diferencias de los MP entre los sectores del HPV.

PALABRAS CLAVE: agua, humedales, microplástico, Perú, sedimento.

ABSTRACT

Los Pantanos de Villa wetland (PVW), Chorrillos, Lima, Peru; It is a RAMSAR site of great international importance for being a resting place for bird migrations. The objective was to characterize microplastics (MP) in water and sediments in the Laguna Mayor of PVW during September 2019. Water samples were collected by vertical dragging with a 25 μm Spenet and bottom sediments with a Van Veen dredge with a sampling area of 0.025 m^2 in three sectors of the Laguna Mayor del PVW. MPs were quantified based on color, shape, and size. 0.94 particles $\cdot\text{L}^{-1}$ were found in the water, and 64 particles $\cdot\text{kg}^{-1}$ in the sediments. In the MP in water and sediment, the white and light blue/turquoise color, the fragment and film shape, and the size of 401 to 500 μm were the dominant ones. The urban and industrial anthropic activities, the illegal destination of clearings, dumps and dumping of garbage, vehicular and pedestrian traffic adjacent to the Laguna Mayor, and the transport of MP by wind could be factors that explain the differences in MP between the sectors of the PVW.

KEYWORDS: microplastic, Peru, sediment, water, wetlands.

Los microplásticos (MP), elementos sintéticos producidos directa o indirectamente por el hombre, presentan tamaños hasta de 5 mm (Iannacone *et al.*, 2019; Zhou *et al.*, 2020). Actualmente se desarrollan más investigaciones sobre los MP en los ecosistemas marinos en comparación con los ecosistemas marino costeros, y menos aún en los humedales costeros (Ayala *et al.*, 2021). Por ello, es de gran importancia caracterizar e identificar los impactos ambientales generados por los MP en los humedales (Reynolds y Ryan, 2018; Faria *et al.*, 2021).

En los últimos años se está evidenciando la presencia de MP en áreas naturales protegidas en varios países iberoamericanos (Mazariegos-Ortiz *et al.*, 2021). Los Humedales de Pantanos de Villa o conocido localmente como Los Pantanos de Villa (HPV), es un área natural protegida por el estado peruano y sitio RAMSAR internacional (Pulido-Capurro, 2018; Edo *et al.*, 2020). Los humedales pueden convertirse en sumideros de MP, preservarse y acumularse continuamente durante mucho tiempo, debido a las variaciones en su color, forma y tamaño que pueden ser ingeridos por error por la biota acuática (Carlin *et al.*, 2020; Valencia *et al.*, 2020). La presencia de basura plástica en los HPV, podría ser el primer indicativo en la generación de MP, con impacto en las aves residentes y migratorias que utilizan los plásticos para construir sus nidos (Blettler *et al.*, 2020).

Los humedales RAMSAR tienen una gran importancia global por albergar una gran diversidad de vida, dependientes de ecosistemas marino costeros (Sruthy y Ramasamy, 2017). Debido al impacto en la biota acuática, es importante caracterizar los MP depositados en el sedimento y en el agua de los HPV. Por ende, el objetivo de la presente investigación fue caracterizar los MP en agua y sedimentos en los HPV.

Los HPV se localizan en el distrito de Chorrillos, provincia de Lima, Perú, visible en la Figura 1 (Pulido-Capurro, 2018). Sus aguas corresponden a afloraciones subterráneas, tiene una extensión aproximada de 263 ha y se encuentran a 5 msnm (Pulido-Capurro, 2018). La Laguna Mayor es el objeto de estudio por ser el cuerpo de agua más grande dentro del HPV. Esta laguna tiene una extensión de 50 000 m². Esta laguna tiene colindancias con áreas industriales, urbanas y pistas asfaltadas (Alarcón e Iannacone, 2014).

Muestreo: Se realizó en septiembre de 2019 durante la época de invierno, de 6:30 hasta las 18:45 empleando un bote para cuatro personas de (1,5 x 4,2 m). Se usó un GPS Garmin 64s (The Environment Management's CEO, Kansas,

Microplastics (MP) are synthetic elements produced directly or indirectly by man, with sizes up of to 5 mm (Iannacone *et al.*, 2019; Zhou *et al.*, 2020). There is currently more research on MP in marine ecosystems compared to coastal marine ecosystems, and even less in coastal wetlands (Ayala *et al.*, 2021). Therefore, it is of great importance to characterize and identify the environmental impacts generated by MP in wetlands (Reynolds and Ryan, 2018; Faria *et al.*, 2021).

In recent years, the presence of MP in protected natural areas in several Ibero-American countries is being evidenced (Mazariegos-Ortiz *et al.*, 2021). The Pantanos de Villa Wetlands (PVW), known locally as Los Pantanos de Villa, is a natural area protected by the Peruvian state and is an international RAMSAR site (Pulido-Capurro, 2018; Edo *et al.*, 2020). Wetlands can become MP sinks, which are preserved and accumulated continuously over a long period of time. Variations in the color, shape and size of MP can lead to their being mistakenly ingested by aquatic biota (Carlin *et al.*, 2020; Valencia *et al.*, 2020). The presence of plastic garbage in PVW could be the first indication of MP generation, with an impact on resident and migratory birds that use plastics to build their nests (Blettler *et al.*, 2020).

RAMSAR wetlands are of great global importance for hosting a great diversity of life that is dependent on coastal marine ecosystems (Sruthy and Ramasamy, 2017). It is important to characterize MP deposited in sediment and water of the PVW due to the impact on aquatic biota. Therefore, the objective of the present investigation was to characterize the MP in water and sediment of the PVW.

PVW is located in the district of Chorrillos, in the Province of Lima, Peru (Figure 1) (Pulido-Capurro, 2018). Its waters correspond to underground outcrops, covering an approximate area of 263 ha located at 5 m above sea level (Pulido-Capurro, 2018). The Laguna Mayor is the object of study because it is the largest body of water within the PVW. This lagoon has an area of 50,000 m² and is adjacent to industrial and urban areas and paved roads (Alarcón and Iannacone, 2014).

Sampling: Sampling was carried out from 6:30 a.m. to 6:45 p.m. during the winter season in September 2019 using a boat for four people (1.5 x 4.2 m). A Garmin 64s GPS (The Environment Management's CEO, Kansas, USA) was used to locate the sampling points. At each point, a water sample and a sediment sample were collected. Between one point and another there was an approximate distance

EE. UU) para localizar los puntos de muestreo. En cada punto se recolectó una muestra de agua y una de sedimento. Entre punto y punto se presentó una distancia aproximada de 125 m. Se establecieron un total de 16 puntos de muestreo a modo de cuadrantes en la Laguna Mayor con base en las recomendaciones y método usados por Yuan *et al.* (2019). El junco (*Schoenoplectus americanus* Pers.) y la totora (*Typha domingensis* Pers.) cubrieron y produjeron islotes que aparentan cercar algunas zonas de la laguna evaluada. Los 16 puntos (P) de muestreo de agua y sedimentos se dividieron en tres sectores (A: P11-16, B: P4, 6-7, 9-10 y C: P1-3,5,8) (Figura 1).

of 125 m. A total of 16 sampling points were established in the Laguna Mayor according to quadrants based on the recommendations and method used by Yuan *et al.* (2019). Chairmaker's bulrush (*Schoenoplectus americanus* Pers.) and southern cattails (*Typha domingensis* Pers.) covered and produced islets that appear to surround some areas of the lagoon evaluated. The 16 water and sediment sampling points (P) were divided into three sectors (A: P11-16, B: P4, 6-7, 9-10 and C: P1-3,5,8) (Figure 1).



Figura 1. Imagen satelital de la Laguna Mayor con los sectores y áreas de posible influencia directa de microplásticos o residuos sólidos en la Laguna Mayor (HPV). A. (P11-16). B. (P4, 6-7, 9-10). C. (P1-3,5,8). P = puntos de muestreo.

Figure 1. Satellite image of the Laguna Mayor of PVW with the sectors and areas of possible direct influence of MP or solid waste. A. (P11-16). B. (P4, 6-7, 9-10). C. (P1-3,5,8). P = sampling points.

Sector A delimitado por seis áreas (áreas 4, 5, 6, 7, 8 y 9) y dos vías vehiculares (vía 1 y 4). Área 4 y 5 son de mayor predominancia áreas urbanas residenciales y poseen cimientos por desmonte y afirmado. Área 6 y 7 son terrenos baldíos con alta carga de desmonte y basura. Área 8 y 9 son áreas semi-industriales, con mayor predominancia de empresas de buses de transporte urbano (donde se realiza el mantenimiento y guardianía de los buses). Vía 01 es la vía más transitada y evidencia mayor cantidad de arrojado de basura durante todo el año. En cambio, la vía 4 es una vía auxiliar de menor tránsito, no obstante, es una ruta para llegar a las áreas 6 y 7 que se usan como botadero.

Sector B tiene solamente un área de posible influencia, el área 3 contiene un colegio, una fábrica de cerveza y una iglesia. Además, este sector tiene la vía 3, una ruta auxiliar de poco tránsito.

Sector C presenta un área como posible influencia de contaminación de MP hacia el margen derecho, a no más de 100 m con grandes almacenes industriales y fábricas. Se incluyó dentro del humedal el área 2, puesto que se encontraron envoltorios de comida en el mirador de la laguna y laterales. Se tiene la misma vía 1 de alto tránsito y una ruta auxiliar de mediano tránsito como vía 2.

Se tomaron las muestras de agua partiendo del fondo hasta la superficie y para los sedimentos un mínimo de 250 g. Las muestras de agua se colectaron mediante una red Sparennet (The Environment Management's CEO, Lima, Perú) de 25 μm de 17 cm de diámetro y con un vaso colector de vidrio de 250 mL. El volumen promedio filtrado por la red Sparennet en cada arrastre vertical fue 40 L (Su *et al.*, 2019). Mientras que las muestras de sedimentos se colectaron con la Draga Van Veen (The Environment Management's CEO, Lima, Perú) con una superficie de muestreo de 0,025 m^2 y un vaso colector de 600 mL (Di y Wang, 2018). Durante la recolección de las muestras de agua y sedimento no se presentó una profundidad uniforme en la laguna evaluada, y se tuvo un promedio de $1,77 \pm 0,47$ m, siendo 1,33 m el punto de menor profundidad.

Extracción de MP en agua: Las muestras fueron reposadas con 150 mL H_2O_2 al 30 % durante dos días debido a la gran cantidad de materia vegetal suspendida en las muestras de agua (Sruthy y Ramasamy, 2017; Edo *et al.*, 2020).

Extracción de MP en sedimento: Las muestras fueron procesadas aplicando el método de Nuelle *et al.* (2014) con algunas modificaciones. Para incrementar la densidad del agua y separar los MP por densidad se agregó 300 mL de una solución saturada de NaCl preparada con 380 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (método

Sector A was delimited by six areas (areas 4, 5, 6, 7, 8 and 9) and two vehicular routes (via 1 and 4). Areas 4 and 5 are predominantly urban residential areas and have foundations by clearing and affirmation. Areas 6 and 7 are vacant lots with a high load of clearing and garbage. Areas 8 and 9 are semi-industrial areas, with a greater predominance of urban transport bus companies (where buses are maintained and kept). Via 01 is the busiest route and shows the greatest amount of dumped garbage throughout the year. On the other hand, route 4 is an auxiliary road with less traffic; however, it is a route used to reach areas 6 and 7 that are used as a dump.

Sector B has only one area of possible influence, which is area 3 containing a school, a brewery and a church. In addition, this sector has track 3; an auxiliary route with little traffic.

Sector C is an area with possible influence of MP contamination towards the right bank, just 100 m from large industrial warehouses and factories. We included area 2 within the wetland since food wrappers were found at the viewpoint of the lagoon and on the sides. This area has route 1 with the same high-traffic and medium-traffic auxiliary route as route 2.

The water samples were taken starting from the bottom to the surface and for the sediment a minimum of 250 g was collected. The water samples were collected using a 25 μm Red Sparennet (The Environment Management's CEO, Lima, Peru) with a diameter of 17 cm and a 250 mL glass collection vessel. The average volume filtered by the Sparennet net in each vertical trawl was 40 L (Su *et al.*, 2019). The sediment samples were collected with a Van Veen Dredge (The Environment Management's CEO, Lima, Peru) with a sampling surface of 0.025 m^2 and a 600 mL collection vessel (Di and Wang, 2018). During the collection of the water and sediment samples, there was no uniform depth in the area evaluated in the lagoon, and an average of 1.77 ± 0.47 m was obtained, with 1.33 m being the point of least depth.

MP extraction in water: The samples were placed in 150 mL 30 % H_2O_2 for two days due to the large amount of suspended plant matter in the water samples (Sruthy and Ramasamy, 2017; Edo *et al.*, 2020).

Extraction of MP in sediment: The samples were processed using the method of Nuelle *et al.* (2014) with some modifications. To increase the density of the water and separate the MP by density, 300 mL of a saturated solution of NaCl prepared with 380 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (Willis method) was added and

de Willis) y se procedió a la separación manual de 100 mL superficiales con los sólidos en suspensión (Edo *et al.*, 2020).

Los MP fueron fijados en el papel filtro de 20-25 μm y colocados dentro de placas Petri de 60 mm de diámetro, luego se procedió a analizar por color, forma y tamaño. Los colores fueron separados en ocho categorías: azul, rojo, transparente, blanco, negro, verde, celeste/turquesa y otros colores (fucsia, rosado, gris, marrón y anaranjado). Las formas se separaron en cinco categorías: fragmento, fibra, película, espuma y pellet. Los tamaños se clasificaron en cinco niveles: 50-100 μm , 101-200 μm , 201-300 μm , 301-400 μm y 401-500 μm (Zhang *et al.*, 2017; Iannacone *et al.*, 2019; Faria *et al.*, 2021). Las unidades se expresaron para MP en agua en partículas $\cdot\text{L}^{-1}$ y para MP en sedimentos en partículas $\cdot\text{kg}^{-1}$ (Su *et al.*, 2016; Di y Wang, 2018; Edo *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2020).

La comparación de medias de los valores de MP en agua y sedimentos entre los sectores de la laguna mayor de HPV fue realizada con el ANOVA y comparación *a posteriori* con la prueba de Tukey. Se realizó una correlación de Pearson entre la cantidad de MP en agua y sedimentos en base los puntos de muestreo. Para todos los cálculos estadísticos descriptivos se usó el paquete estadístico de SPSS Statistics. Para la forma, color y tamaño de MP en agua y sedimentos se usaron tablas en base a su frecuencia. El nivel de significancia fue a un alfa de 0,05.

La abundancia total de los MP en las 16 muestras de agua fue de 607 partículas de MP. El promedio fue $37,93 \pm 16,87$ partículas de MP $\cdot\text{muestra}^{-1}$ y $0,94$ partículas $\cdot\text{L}^{-1}$. La sumatoria total de los MP en las 16 muestras de sedimento fue de 162 MP. El promedio fue de $10,13 \pm 3,68$ partículas de MP $\cdot\text{muestra}^{-1}$ y 64 partículas $\cdot\text{kg}^{-1}$. La caracterización de los MP en agua y sedimento en base al color y a la forma se detalla en la Tabla 1 y el tamaño en la Tabla 2.

100 mL from the surface, solids in suspension were manually separated (Edo *et al.*, 2020).

The MPs were fixed on 20-25 μm filter paper and placed inside Petri dishes of 60 mm in diameter, for analyzing the color, shape and size. The colors were separated into eight categories: blue, red, transparent, white, black, green, light blue/turquoise, and other colors (fuchsia, pink, gray, brown, and orange). The forms were separated into five categories: fragment, fiber, film, foam and pellet, while the sizes were classified into five levels: 50-100 μm , 101-200 μm , 201-300 μm , 301-400 μm and 401-500 μm (Zhang *et al.*, 2017; Iannacone *et al.*, 2019; Faria *et al.*, 2021). Units for MP in particulate water were expressed in L^{-1} and in kg^{-1} for MP in particulate sediment (Su *et al.*, 2016; Di and Wang, 2018; Edo *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2020).

The comparison of means of the MP values in water and sediment among the sectors of the largest PVW lagoon was carried out with ANOVA and posteriori comparison with the Tukey test. Pearson correlation was performed between the amount of MP in water and sediment based on the sampling points. For all descriptive statistical calculations, the SPSS Statistics statistical package was used. For the shape, color and size of MP in water and sediment, tables based on their frequency were used. The level of significance was at an alpha of 0.05.

The total abundance of MP in the 16 water samples was 607 MP particles with a mean of 37.93 ± 16.87 MP particles $\cdot\text{sample}^{-1}$ and 0.94 particles $\cdot\text{L}^{-1}$. The total sum of MP in the 16 sediment samples was 162 MP with a mean 10.13 ± 3.68 MP particles $\cdot\text{sample}^{-1}$ and 64 particles $\cdot\text{kg}^{-1}$. The characterization of MP in water and sediment based on color and shape is described in Table 1 and the size is shown in Table 2.

Tabla 1. Forma y color de microplásticos (MP) en agua y sedimento en el total de muestras de la Laguna Mayor (HPV).

Table 1. Shape and color of microplastics (MP) in water and sediment in the total samples from Laguna Mayor (PVW).

Forma-color / Shape-colour	Azul / Blue	Rojo / Red	Transparente / Transparent	Blanco / White	Negro / Black	Verde / Green	Celeste-Turquesa / Light blue- Turquoise	Otros colores / Other colors	Total formas / Total forms	Porcentaje / Percentage
Agua / Water										
Fragmento / Fragment	56	29	17	44	57	32	65	29	329	54.20
Fibra / Fiber	15	2	3	0	15	0	48	8	91	14.99
Película / Film	26	0	17	93	0	0	16	0	152	25.04
Espuma / Foam	0	0	0	0	0	0	0	31	31	5.10
Pellet	0	0	0	0	0	0	3	1	4	0.67
Total colores / Total colors	97	31	37	137	72	32	132	69	607	
Porcentaje / Percentage	15.99	5.10	6.10	22.57	11.87	5.27	21.74	11.36		
Sedimento / Sediment										
Fragmento / Fragment	11	0	17	17	22	0	17	0	84	51.85
Fibra / Fiber	3	0	7	0	7	0	20	0	37	22.84
Película / Film	4	0	4	25	0	0	8	0	41	25.31
Espuma / Foam	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pellet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total colores / Total colors	18	0	28	42	29	0	45	0	162	
Porcentaje / Percentage	11.11	0	17.28	25.93	17.90	0	27.78	0		

Tabla 2. Rangos de tamaño de microplásticos (MP) en agua y sedimentos en el total de muestras de la Laguna Mayor (HPV).

Table 2. Ranges in size of the microplastics (MP) found in water and sediment samples from the Laguna Mayor (PVW).

Tamaño / Size (µm)	Agua / Water		Sedimento / Sediment	
	Cantidad / Quantity	Porcentaje / Percentage (%)	Cantidad / Quantity	Porcentaje / Percentage (%)
50 a 100	91	15	26	16
101 a 200	90	15	24	15
201 a 300	134	22	31	19
301 a 400	129	21	34	21
401 a 500	163	27	47	29
	607	100	162	100

El 100 % de los puntos de muestreo de agua y sedimento presentaron MP (Figura 2). Se observaron diferencias entre los MP (partículas/muestra) en agua para los sectores A ($49,66 \pm 15,57b$), B ($20,2 \pm 4,81a$) y C ($41,61 \pm 1,19b$) ($F = 8,86$, $P = 0,003$). Se vieron diferencias significativas del sector B que está muy por debajo de las medias de los otros dos sectores. Se notaron diferencias entre los MP en sedimento (partículas/muestra) para los sectores A ($13 \pm 2,75b$), B ($6,4 \pm 2,40a$) y C ($10,4 \pm 2,40ab$) ($F = 9,19$, $P = 0,003$).

All the water and sediment sampling points presented MP (Figure 2). Differences were observed between MP (particles/sample) in water for sectors A ($49.66 \pm 15.57b$), B ($20.2 \pm 4.81a$) and C ($41.61 \pm 1.19b$) ($F = 8.86$, $P = 0.003$). There were significant differences in sector B, which were well below the means of the other two sectors. Differences were noted between MP in sediment (particles/sample) for sectors A ($13 \pm 2.75b$), B ($6.4 \pm 2.40a$) and C ($10.4 \pm 2.40ab$) ($P = 0.18$, $F = 9.19$, $P = 0.003$).



Figura 2. Diversas formas y colores de microplásticos (MP) encontrados en agua y sedimento de la Laguna Mayor (HPV). (A) MP fibra azul, (B) MP película celeste, (C) MP fragmento azul, (D) fragmento turquesa, (E) fibra rosada, (F) película transparente, (G) fibra azul, (H) fragmento azul, (I) espuma amarilla.

Figure 2. Various shapes and colors of microplastics (MP) found in water and sediment from the Laguna Mayor (PVW). (A) MP blue fiber, (B) MP light blue film, (C) MP blue fragment, (D) turquoise fragment, (E) pink fiber, (F) transparent film, (G) blue fiber, (H) blue fragment, (I) yellow foam.

La Laguna Mayor está sujeta a diversas fuentes de contaminación, incluidas las actividades antrópicas urbanas e industriales, destino ilegal de desmontes, botaderos y arrojado de basura; así como tráfico vehicular y peatonal colindante (Su *et al.*, 2016; Di y Wang, 2018; Yuan *et al.*, 2019). La principal causa de acumulación de basura, hojas secas, plumas y otros materiales ligeros en el borde oriental de la Laguna Mayor es posiblemente por el arrastre de la dirección del viento; por cierto, es donde se encuentran los puntos de muestreo con mayor cantidad de MP (P2, P5, P8, P11, P14 y P15) (Zhang *et al.*, 2017).

Es posible señalar como la primera posible fuente de contaminación al arrojado directo de basura de las personas hacia la laguna o perímetros de los HPV, el segundo posible es el transporte aéreo por viento de las basuras plásticas con menor masa como tecnopor, bolsas o films, una tercera posibilidad es el transporte de basuras plásticas ingeridas por aves u otra especie representante de los HPV y excretadas en zonas de descanso como son los HPV, una cuarta posibilidad es el traslado de basura plástica por aves para construir nidos y finalmente una quinta posibilidad es descomposición de cuerpos animales que ingirieron plásticos como peces, aves, roedores o mamíferos menores (Reynolds y Ryan, 2018; Blettler *et al.*, 2020).

En los HPV una de las posibles fuentes de contaminación de la basura plástica que puede generar los MP se ha encontrado en las actividades antrópicas colindantes como son talleres mecánicos, almacenes industriales, terrenos con desmonte de construcción, y botaderos de basura, entre otros (Cepeda *et al.*, 2019). El MP color blanco (23 %) se presentó en mayor abundancia. Las investigaciones advierten que el MP color blanco crea una predisposición a ser ingeridas por las comunidades zooplantónicas por tener semejanza con sus presas (Iannacone y Alvariano, 2007; Cepeda *et al.*, 2019). Otras investigaciones advierten que los colores celestes/turquesa y azul de los MP poseen una mayor amenaza para la biota acuática (Yuan *et al.*, 2019).

En relación al tamaño de los MP el rango predominante en el agua y sedimento fue de 401 a 500 μm . Los MP inferiores a 500 μm tiene un mayor tiempo de retención en el ambiente acuático, y ocasionan una mayor acumulación en los peces (Yuan *et al.*, 2019). El sector B presentó menor contaminación por MP en el agua que el sector A y el C. El sector B está mucho más aislado por la vegetación, que ha actuado como corta viento formando áreas de aislamiento e impidiendo el depósito de MP transportados por el viento (Reynolds y Ryan, 2018; Carlin *et al.*, 2020).

The Laguna Mayor is subject to various sources of pollution, including urban and industrial anthropogenic activities, illegal destination of clearing, dumps and garbage disposal, as well as neighboring vehicular and pedestrian traffic (Su *et al.*, 2016; Di and Wang, 2018; Yuan *et al.*, 2019). The main cause of the accumulation of garbage, dry leaves, feathers and other light materials on the eastern edge of the Laguna Mayor is possibly due to drag by the direction of the wind. Indeed, sampling points from this side of the lagoon showed the highest amount of MP (P2, P5, P8, P11, P14 and P15) (Zhang *et al.*, 2017).

The first possible source of contamination is likely direct dumping of garbage by people into the lagoon or PVW perimeters, while the second possible source is air transport by the wind of plastic garbage with less mass such as styrofoam, bags or films. A third possible source is the transport of plastic waste ingested by birds or other representative PVW species and excreted in resting areas such as PVW, while the fourth possible source of contamination is the transport of plastic waste by birds to build nests. Finally, a likely fifth source is decomposition of the bodies of animals, such as fish, birds, rodents or small mammals, that had ingested plastics (Reynolds and Ryan, 2018; Blettler *et al.*, 2020).

In PVW, one of the possible sources of contamination of plastic garbage that can generate MP has been related to adjacent human activities, such as mechanical workshops, industrial warehouses, land with construction clearing, and garbage dumps, among others (Cepeda *et al.*, 2019). White MP (23 %) appeared in greater abundance. Several studies have demonstrated that zooplankton communities have a predisposition to ingest white MP because it resembles their prey (Iannacone and Alvariano, 2007; Cepeda *et al.*, 2019), while other studies have shown that the light blue/turquoise and blue colors of MP pose a greater threat to aquatic biota (Yuan *et al.*, 2019).

MP from water and sediment samples predominantly ranged from 401 to 500 μm in size. MP less than 500 μm in size have a longer retention time in the aquatic environment leading to greater accumulation in fish (Yuan *et al.*, 2019). Sector B of water samples presented less MP contamination than sectors A and C. Sector B was much more isolated by vegetation, which acted as a windbreaker, forming isolation areas and preventing the deposition of MP transported by the wind (Reynolds and Ryan, 2018; Carlin *et al.*, 2020).

In relation to sediment samples, sector B presented less contamination by MP (particles/sample) than sector A,

El sector B presentó menor contaminación por MP (partículas/muestra) en el sedimento que el sector A, pero similar al C. El transporte de MP por el aire y las colindancias a las actividades antropogénicas podrían ser factores que expliquen las diferencias observadas entre sectores (Su *et al.*, 2016; Yuan *et al.*, 2019; Zhou *et al.*, 2020).

En otras investigaciones de MP en aguas continentales se ha encontrado una mayor cantidad de MP en los sedimentos. Esto puede deberse a tres factores, el primero es una mayor cantidad de MP muy densos, el segundo factor es la capacidad de adhesión que tienen los MP para juntarse con otras partículas o formar biofilm; provocando su descenso, y finalmente el tercer factor son las condiciones ambientales como temperatura, viento, tormentas y olas internas (Di and Wang, 2018; Yuan *et al.*, 2019).

Los MP tipo fragmentos fueron los dominantes en el agua (54,20 %) y en el sedimento (51,85 %). Estos fragmentos están asociados a afeitados, gotas o costuras de la fabricación de los plásticos, especialmente como material plástico para el envasado de alimentos y otros productos, así como bolsas de plástico (Bayo *et al.*, 2019).

En relación a la caracterización de MP en agua y sedimentos en los HPV, Chorrillos, Lima, Perú, se concluye que en el agua fue $37,93 \pm 16,87$ partículas de MP · muestra⁻¹ y $0,94$ partículas · L⁻¹, y en el caso de los sedimentos fue $10,13 \pm 3,68$ partículas de MP · muestra⁻¹ y 64 partículas · kg⁻¹. En los MP en agua y sedimento el color blanco y celeste/turquesa, las formas fragmento y película, y el rango fue de 401 a 500 µm fueron los dominantes. Al comparar los MP entre los tres sectores del HPV se observaron diferencias entre los MP en agua y sedimento. Se observó una correlación entre la abundancia de MP del agua y del sedimento. Las actividades antrópicas urbanas e industriales, el destino ilegal de desmontes, botaderos y arrojado de basura; así como tráfico vehicular y peatonal colindante a la Laguna Mayor del HPV, y el transporte de MP por viento podrían ser factores que expliquen las diferencias de los MP en agua y sedimento entre los sectores del humedal. Finalmente, es de gran importancia incentivar futuras investigaciones para evaluar los plásticos y MP ingeridos por aves u otras especies de este humedal.

but was similar to sector C. The transport of MP by air and the proximity to anthropogenic activities could be factors that explain the differences observed between sectors (Su *et al.*, 2016; Yuan *et al.*, 2019; Zhou *et al.*, 2020).

In other studies of MP in continental waters, a greater amount of MP has been found in sediment. This may be due to three factors: the first is a greater amount of very dense MP, the second is the adhesion capacity of MP to join with other particles or form biofilm, causing its decline, and finally the third factor is environmental conditions such as temperature, wind, storms and internal waves (Di and Wang, 2018; Yuan *et al.*, 2019).

Fragment-type MPs predominated in both water (54.20 %) and sediment (51.85 %). These fragments are associated with shavings, drops or seams from the manufacture of plastics, especially as plastic material for packaging food and other products, as well as plastic bags (Bayo *et al.*, 2019).

In relation to the characterization of MP in water and sediment in the PVW in Chorrillos, in water there were 37.93 ± 16.87 particles of MP · sample⁻¹ and 0.94 particles · L⁻¹, and in sediment there were 10.13 ± 3.68 MP particles · sample⁻¹ and 64 particles · kg⁻¹. The predominant MP in water and sediment were white and light blue/turquoise color, with fragment and film forms, ranging from 401 to 500 µm in size. There were differences between the MP in water and sediment when comparing the MP among the three PVW sectors. A correlation was observed between the abundance of MP in the water and sediment samples. Urban and industrial anthropic activities, illegal destination of clearings, dumps and garbage disposal, as well as vehicular and pedestrian traffic adjacent to the Laguna Mayor PVW, and the transport of MP by wind could be factors that explain the differences in MP in water and sediment from the different wetland sectors. Finally, further research is essential to evaluate the plastics and MP ingested by birds or other species in this wetland.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alarcón, G. y J. Iannacone. 2014. Artropofauna terrestre asociada a formaciones vegetales en el refugio de vida silvestre Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Biologist (Lima)*, 12: 253-274. <http://dx.doi.org/10.24039/rb2014122354>
- Ayala, F., M. Cardeña y S. Cárdenas-Alayza. 2021. Registro preliminar de microplásticos en fecas del león marino sudamericano (*Otaria byronia* De Blainville, 1820) recolectadas en Punta San Juan, Perú. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 37: 273-279. <https://doi.org/10.20937/RICA.53745>
- Bayo, J., D. Rojo and S. Olmos. 2019. Abundance, morphology and chemical composition of microplastics in sand and sediments from a protected coastal area: The Mar Menor lagoon (SE Spain). *Environ. Pollut.*, 252: 1357-1366. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.024>
- Blettler, M.C.M., L. Gauna, A. Andréault, E. Abrial, R.E. Lorenzón, L.A. Espinola, and K.M. Wantzen. 2020. The use of anthropogenic debris as nesting material by the greater thornbird, an inland-wetland-associated bird of South America. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27: 41647-41655. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10124-4>
- Carlin, J., C. Craig, S. Little, M. Donnelly, D. Fox, L. Zhai and L. Walters. 2020. Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. *Environ. Pollut.*, 264, 114633. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114633>
- Cepeda, C., J. Iannacone y L. Alvaríño. 2019. Conexión trófica entre las comunidades planctónicas y la avifauna silvestre en Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Biotempo*, 15: 175-195. <https://doi.org/10.31381/biotempo.v15i2.2057>
- Dì, M. and J. Wang. 2018. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Sci. Total Environ.*, 616: 1620-1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>
- Edo, C., M. González-Pleiter, M. Tamayo-Belda, F.E. Ortega-Ojeda, F. Leganés, F. Fernández-Piñas and R. Rosal. 2020. Microplastics in sediments of artificially recharged lagoons: Case study in a Biosphere Reserve. *Sci. Total Environ.*, 729: 138824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138824>
- Faria, E.D., P. Girard, C. Nardes, A. Moreschi, S. Christo, Jr.A.L. Ferreira and M. Costa. 2021. Microplastics pollution in the South American Pantanal. *CSCEE.*, 3: 100088. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100088>
- Huang, J.S., J.B. Koongolla, H.X. Li, L. Lin, Y.F. Pan, S. Liu, W.H. He, D. Maharana and X.R. Xu. 2020. Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland, South China. *Sci. Total Environ.*, 708: 134839. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134839>
- Iannacone, J., y L. Alvaríño. 2007. Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal pantanos de villa, Lima, Perú. *Gayana*, 71: 49-65. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382007000100006>
- Iannacone, J., A. Huyhua, L. Alvaríño, F. Valencia, F. Príncipe, D. Minaya, J. Ortega, G. Argota y L. Castañeda. 2019. Microplásticos en la zona de marea alta y supralitoral de una playa arenosa del litoral costero del Perú. *Biologist (Lima)*, 17: 335-346. <http://dx.doi.org/10.24039/rb2019172369>
- Mazariegos-Ortiz, C., M. Xajil-Sabán, E. Blanda, and D. Delvalle-Borrero. 2021. Ocurrencia de microplásticos en el tracto digestivo de peces de la Reserva Natural de Usos Múltiples Monterrico, Guatemala. *Ecosistemas*, 30: 2188. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2188>
- Nuelle, M.T., J.H. Dekiff, D. Remy and E. Fries. 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environ. Pollut.*, 184: 161-169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.033>
- Pulido-Capurro, V.M. 2018. Estado actual de la conservación de los hábitats de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Arnaldoa*, 25: 679-702. <http://dx.doi.org/http://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25219>
- Reynolds, C., and P.G. Ryan. 2018. Micro-plastic ingestion by waterbirds from contaminated wetlands in South Africa. *Mar. Pollut. Bull.*, 126: 330-333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.021>
- Reynolds, C. and P.G. Ryan. 2018. Micro-plastic ingestion by waterbirds from contaminated wetlands in South Africa. *Mar. Pollut. Bull.*, 126: 330-333. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.038>
- Sruthy, S. and E.V. Ramasamy. 2017. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: The first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. *Environ. Pollut.*, 222: 315-322. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.038>
- Su, L., B. Nan, K.L. Hassell, N.J. Craig and V. Pettigrove. 2019. Microplastics biomonitoring in Australian urban wetlands using a common noxious fish (*Gambusia holbrooki*). *Chemosphere*, 228: 65-74 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.114>
- Valencia, F., A. Guabloche-Zúñiga, L. Alvaríño y J. Iannacone. 2020. Estandarización de un protocolo para evaluar microplásticos en bivalvos marinos en el departamento de Lima, Perú. *Biologist (Lima)*, 18: 119-134. <http://dx.doi.org/10.24039/rb2020181478>
- Yuan, W., X. Liu, W. Wang, M. Di and J. Wang. 2019. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 170: 180-187. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.126>
- Zhang, W., J. Zhang, S. Wang, J. Wang, P. Mu, Wang, X. Lin and D. Ma. 2017. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environ. Pollut.*, 231: 541-548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.058>
- Zhou, Q., C. Tu, C. Fu, Y. Li, H. Zhang, K. Xiong, X. Zhao, L. Li, J.J. Waniek and Y. Luo. 2020. Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. *Sci. Total Environ.*, 703: 134807. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134807>



NOTA / NOTE

Nudibranquio de Behrens: segundo registro en el Pacífico oriental tropical

Behrens' nudibranch: second record in the Tropical Eastern Pacific

Edgardo Londoño-Cruz

 0000-0001-5762-9430

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Incimar). Ecosistemas Rocosos Intermareales y Submareales Someros (Lithos). Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia. edgardo.londono@correounivalle.edu.co

RESUMEN

C*uthona behrensi* Hermosillo & Á. Valdés, 2007, fue descrito a partir de un solo espécimen recolectado en mayo de 2003 en Los Frailes, península de Azuero, golfo de Chiriquí, Panamá. Desde entonces, la especie no había vuelto a ser registrada. Recientemente (diciembre de 2021), un espécimen de *C. behrensi* fue fotografiado en la isla Malpelo, un Santuario de Flora y Fauna el Pacífico colombiano. Esto confirma su presencia en la región y se convierte en el segundo registro documentado para la especie.

PALABRAS CLAVE: Colombia, Malpelo, nudibranquios, babosas marinas.

ABSTRACT

C*uthona behrensi* Hermosillo & Á. Valdés, 2007, was described from a single specimen collected at Los Frailes, Azuero Peninsula, Golfo de Chiriquí, Panama on May 2003. Since then, there are no other records for this species. Recently (December 2021), one specimen of *C. behrensi* was photographed at Malpelo Island, a Flora and Fauna Sanctuary on the Pacific coast of Colombia. This confirms the presence of this species in the region and becomes its second documented record.

KEYWORDS: Colombia, Malpelo Island, Nudibranchs, sea-slugs.

Los nudibranchios son uno de los grupos más ricos en especies dentro de los moluscos (Dinapoli y Klussmann-Kolb, 2010). De acuerdo con Wägele y Willam (2000), los nudibranchios son el grupo más destacado dentro de Heterobranchia, e incluye aproximadamente 3000 especies y nuevas especies siguen siendo descubiertas a nivel mundial (e.g., Hermosillo and Valdés, 2007; Valdés *et al.*, 2018; Pola *et al.*, 2019; Korshunova *et al.*, 2020; Neuhaus *et al.*, 2021). Los heterobranchios de Colombia son poco conocidos. Ardila *et al.* (2007) registraron 109 especies para el país (80 exclusivas para el Caribe, 26 exclusivas para el Pacífico y 3 comunes a ambas costas). Recientemente, Londoño-Cruz (2021), a partir de datos publicados y nuevos registros, actualizó a 103 el número de especies de heterobranchios conocidos para el Pacífico colombiano. En comparación con los registros de Ardila *et al.* (2007), se agregan 74 especies para la costa Pacífica para un total de 186 especies para el país. Según estos análisis, la diversidad de heterobranchios parece ser mayor en el Pacífico (55,4%) que en el Caribe (44,6%). Esta aparente disparidad en los datos refleja la necesidad de realizar investigaciones exhaustivas en este grupo en el país.

Recientemente (7 de diciembre de 2021), el señor Feng Zhan, buceando en el islote Davies (esquina suroccidental de Malpelo – Figura 1), fotografió un espécimen de un nudibranchio que no había sido documentado en el país. De acuerdo con la coloración y la morfología externa, la especie fue identificada como *Cuthona behrensi* Hermosillo & Á. Valdés, 2007 (Mollusca: Heterobranchia: Cuthonidae, Figura 2). Esta especie había sido registrada de manera oficial solamente una vez (en la descripción original), de tal manera que este es el segundo registro documentado de esta especie y confirma su presencia en el Pacífico Oriental Tropical. De acuerdo con la información provista por el buzo, el molusco tenía una longitud aproximada de 15 mm, fue fotografiado sobre una pared rocosa expuesta a fuerte corriente a una profundidad entre 25 y 35 m. El animal no se movía o se movía muy lentamente. En contraste a lo descrito por Hermosillo y Valdés (2007), el individuo de la isla Malpelo es, al menos, dos veces más grande y se encontró a mayor profundidad que el holotipo. El espécimen fue fotografiado sobre una matriz compleja de algas rojas, verdes y coralináceas. Colonias (HC) y pólipos (Po) de hidroides (quizás una probable presa), al igual que los cirros de un cirripedio, son visibles en las fotografías (Figura 2). El hecho que esta especie habite sitios con fuerte oleaje o corrientes y que pueda depredar hidroides también fue registrado por los autores en la descripción original.

Nudibranchs are one of the most species-rich groups of mollusks (Dinapoli and Klussmann-Kolb, 2010). According to Wägele and Willam (2000), this is the most outstanding group within the Heterobranchia, reaching about 3000 species. Despite this, new species are continuously discovered worldwide (e.g., Hermosillo and Valdés, 2007; Valdés *et al.*, 2018; Pola *et al.*, 2019; Korshunova *et al.*, 2020; Neuhaus *et al.*, 2021). The heterobranch fauna of Colombia is poorly known. Ardila *et al.* (2007) reported 109 species for the country (80 species exclusive to the Caribbean, 26 species exclusive to the Pacific, and 3 species common to both coasts). Recently, Londoño-Cruz (2021), using published and new records, updated to 103 the number of known species of Heterobranchia for the Pacific coast of Colombia, totalling 186 species for the country. According to these recent records the heterobranch biodiversity appears to be greater in the Pacific (55.4%) compared to the Caribbean (44.6%) coast. The apparent inconsistencies in the species richness data are a reflection of the need for more exhaustive research on this group of organisms in Colombia.

In December 7, 2021, Mr. Feng Zhan photographed a specimen of an apparently unknown nudibranch when diving at Davies rock (southwest corner of Malpelo Island – Figure 1). According to the external morphology and coloration, the specimen was identified as *Cuthona behrensi* Hermosillo & Á. Valdés, 2007 (Mollusca: Heterobranchia: Nudibranchia: Cuthonidae, Figure 2). The species had been officially recorded only once in the Tropical Eastern Pacific (in the original description), so this is the second documented record of this species and confirms its presence in the area. According to the information provided by the diver, the specimen had an approximate length of 15 mm, was found on a vertical rocky wall exposed to strong currents at a depth between 25 and 35 m and moved very slowly. Contrasting with Hermosillo and Valdés (2007), the specimen from Malpelo Island is, at least, twice as large and was found at a deeper range than the holotype. The substrate where the specimen was found consisted of a complex matrix of red, green and crustose coralline algae. In the photographs, hydroid colonies (HC) and polyps (Po) (a probable prey item?), as well as barnacles' cirri are also visible (Figure 2). That the species dwells in sites with strong currents or wave action and that might prey on hydrozoans was also reported by the describing authors.

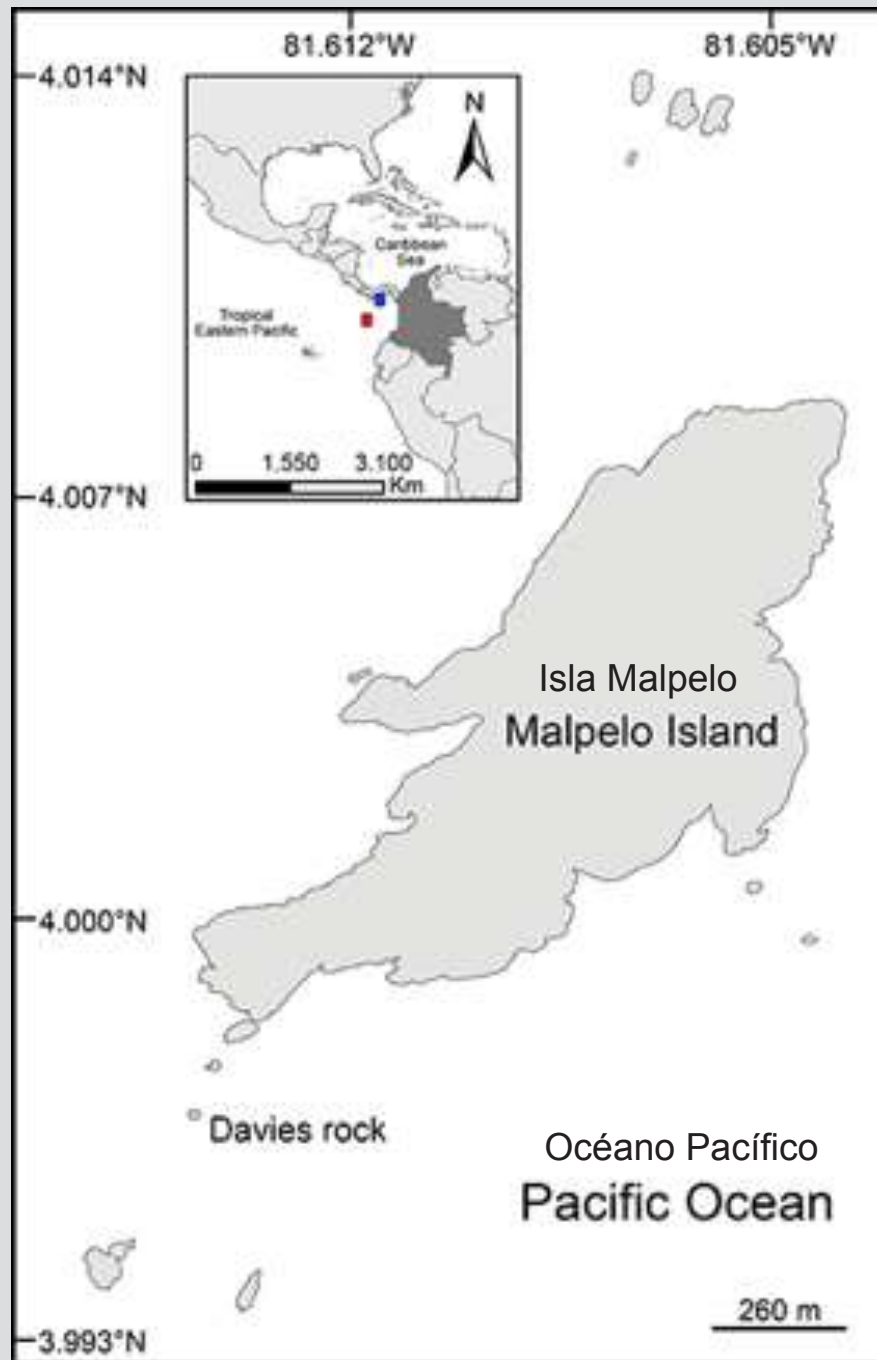


Figura 1. Ubicación de isla Malpelo (marca roja) en el Pacífico oriental tropical mostrando el sitio Davies donde se fotografió a *C. behrensi*. El sitio de la descripción original también se muestra (marca azul).

Figure 1. Location of Malpelo Island (red mark) on the Tropical Eastern Pacific showing Davies rock where the *C. behrensi* was photographed. The site of the original description is also shown (blue mark).

El espécimen fotografiado, con pocas diferencias, fue morfológicamente idéntico al registrado por Hermosillo y Valdés (2007). Los rinóforos son lisos y largos, con ápices redondeados y un diámetro constante a lo largo. El cuerpo, al igual que la base de los rinóforos, es blanco brillante translúcido. Los dos-tercios apicales de los últimos son de

The photographed specimen, with very few differences, is morphologically identical to the one described by Hermosillo and Valdés (2007). The rhinophores are long and smooth, with rounded apices and constant diameter throughout their length. The body, as well as the bases of the rhinophores, are translucent bright white. The apical

color amarillo brillante. Los tentáculos orales tienen la misma coloración y patrón que los rinóforos. Las cerata también tienen la misma coloración, pero la porción amarilla es más corta, desde un-tercio hasta la mitad de la longitud de cada ceras. Aunque es muy difícil de asegurar, pareciera que el número de cerata es, al menos, el doble del registrado para el holotipo, lo cual puede deberse a la diferencia en tamaño.

La identificación del espécimen fue corroborada por los Drs. Hans Bertsch y Ángel Valdés. Este último, junto con la Dra. Alicia Hermosillo describieron la especie. Este hallazgo extiende el ámbito de distribución de la especie casi 400 km hacia el sur, y el registro de profundidad llega hasta aproximadamente 30 m. Finalmente, con este registro se calcula que son 49 el número de especies de heterobranquios en la isla Malpelo para un total de 104 en el Pacífico colombiano.

two-thirds of the latter are bright yellow. The oral tentacles have the same coloration and pattern as the rhinophores. The cerata also have the same coloration, but the yellow portion is shorter, from one-third to half the length of each ceras. Although difficult to state with certainty, it seems that the number of cerata is, at least, twice the number reported for the holotype, this might be due to the difference in size.

The identification of the photographed specimen was confirmed by Dr. Hans Bertsch and Dr. Ángel Valdés. The latter along with Dr. Alicia Hermosillo described the species. This report extends the distribution range of the species almost 400 km southward, and the depth range goes down to ca. 30 m. Finally, the number of heterobranch species for Malpelo Island reaches 49 with a total of 104 for the Colombian Pacific.

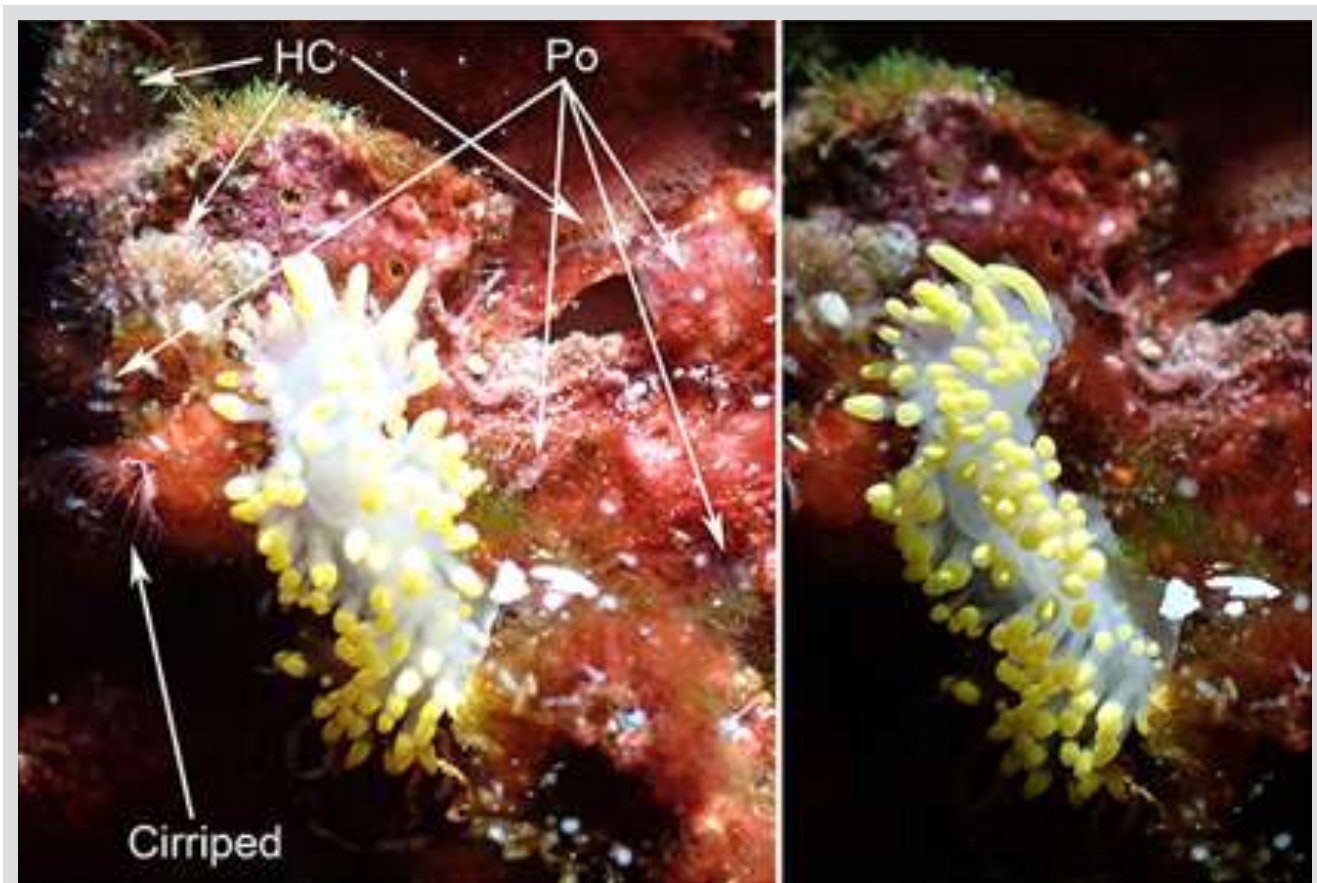


Figura 2. Fotografías in situ de *Cuthona behrensi*. HC Colonias de hidroides, Po: Pólipos. Fotografías del Sr. Feng Zhan.

Figure 2. In situ photographs of *Cuthona behrensi*. HC: Hydroid colonies, Po: Polyps. Photograph by Mr. Feng Zhan.



AGRADECIMIENTOS

Profunda gratitud al Sr. Feng Zhan quien proveyó las fotografías y permitió utilizarlas para realizar este registro. También se agradece a los doctores Bertsch y Valdés por su ayuda en la identificación del espécimen. También se expresa gratitud a la Dra. Mónica Puyana por su revisión crítica y mejoramiento del manuscrito. Esta es la contribución # 25 del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad del Valle (Incimar).

ACKNOWLEDGMENTS

I want to express my deepest gratitude to Mr. Feng Zhan who provided the pictures and allowed me to use them for recording this species in the area. I am also grateful to Dr. Bertsch and Dr. Valdés for helping in the identification of the specimen. I also thank Dr. Mónica Puyana for critically reviewing and improving the manuscript. This is contribution number 25 from the Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad del Valle (Incimar).

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Ardila, N.E., D.P. Báez y Á. Valdés. 2007. Babosas y liebres de mar (Mollusca: Gastropoda: Opisthobranchia) de Colombia. *Biota Colomb.*, 8: 185–197.
- Dinapoli, A. and A. Klussmann-Kolb. 2010 The long way to diversity – phylogeny and evolution of the Heterobranchia (Mollusca: Gastropoda). *Mol. Phylog. Evol.*, 55: 60–76. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2009.09.019>
- Hermosillo, A. and Á. Valdés. 2007. Five new species of aeolid nudibranchs (Mollusca, Opisthobranchia) from the tropical eastern Pacific. *Am. Malac. Bull.*, 22: 119-137.
- Korshunova, T., N.P. Sanamyan, K.E. Sanamyan, T. Bakken, K. Lundin, K. Fletcher and A.V. Martynov. 2020. Biodiversity hotspot in cold waters: a review of the genus *Cuthonella* with descriptions of seven new species (Mollusca, Nudibranchia). *Contr. Zool.*, 1-68. <https://doi.org/10.1163/18759866-bja10017>
- Londoño-Cruz, E. 2021. The contribution of Heterobranchia (Mollusca: Gastropoda) to the biodiversity of the Colombian Tropical Eastern Pacific. *Mar. Biodiv.*, 51(6): 93. <https://doi.org/10.1007/s12526-021-01230-8>
- Neuhaus, J., C. Rauch, T. Bakken, B. Picton, M. Pola and M.A.E. Malaquias. 2021. The genus *Jorunna* (Nudibranchia: Discodorididae) in Europe: a new species and a possible case of incipient speciation. *J. Moll. Stud.*, 87: eyab028. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyab028>
- Pola, M., S. Paz-Sedano, A. Macali, D. Minchin, A. Marchini, F. Vitale, C. Licchelli and F. Crocetta. 2019. What is really out there? Review of the genus *Okenia* Menke, 1830 (Nudibranchia: Goniodorididae) in the Mediterranean Sea with description of two new species. *PLoS ONE*, 14(5): e0215037. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215037>
- Valdés, Á., L. Lundsten and N.G. Wilson. 2018. Five new deep-sea species of nudibranchs (Gastropoda: Heterobranchia: Cladobranchia) from the Northeast Pacific. *Zootaxa* 4526(4):401-433. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4526.4.1>
- Wägele, H. and R.C. Willam. 2000. Phylogeny of the Nudibranchia. *Zool. J. Linn. Soc.*, 130:83-181. <https://doi.org/10.1006/zjls.1999.0214>

RECIBIDO / RECEIVED: 07/01/2022

ACEPTADO / ACCEPTED: 19/10/2022



Evidencia del tiburón limón, *Negaprion brevirostris* (Poey) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) en el golfo de Salamanca, Caribe colombiano

Evidence of lemon shark, *Negaprion brevirostris* (Poey) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) at Salamanca Gulf, Colombian Caribbean

Oscar Forero-Bastidas¹, Angie Vásquez-Chaparro¹, Luis Garzón-Rodríguez¹, Daniel Ortiz-Oyola^{1,2}, Luis Nieto-Alvarado³,
 0000-0001-5197-4479  0000-0003-1359-9123  0000-0003-3660-9961  0000-0003-3580-9056  0000-0000-0000-0000

José Tavera⁴, Adolfo Sanjuan-Muñoz¹ y Carlos Polo-Silva^{1,5*}
 0000-0003-4517-9238  0000-0002-4786-862X  0000-0001-5541-8226

1. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Programa de Biología Marina, Santa Marta, Colombia. oscari.forerob@utadeo.edu.co, angiel.vasquezc@utadeo.edu.co, luisf.garzonr@utadeo.edu.co, daniels.ortizo@utadeo.edu.co, adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co y carlosj.polos@utadeo.edu.co*
2. Universidad Autónoma de Baja California Sur; La Paz, BCS, México.
3. Universidad del Magdalena, Edificio Docente C.3D, Santa Marta, Colombia. lenieto@gmail.com
4. Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia. jose.tavera@correounivalle.edu.co
5. Sharky Management & Consulting, Oldsmar FL, EE. UU.

* Autor de correspondencia / Corresponding author:

RESUMEN

El tiburón limón es una especie confirmada en la plataforma continental del Caribe colombiano; sin embargo, solo se ha registrado en una ocasión en la bahía de Neguanje, departamento del Magdalena. Se presenta la primera evidencia de *Negaprion brevirostris* (Carcharhinidae) en el golfo de Salamanca, a partir de un espécimen capturado con red de enmalle de monofilamento, por pescadores artesanales del área a la altura del kilómetro 40 de la vía Ciénaga-Barranquilla. El individuo era un macho inmaduro de 144 cm de longitud total.

PALABRAS CLAVE: Caribe colombiano, diversidad de peces marinos, golfo de Salamanca, *Negaprion brevirostris*.

ABSTRACT

The lemon shark is a confirmed species on the continental shelf of the Colombian Caribbean; however, it has only been recorded once in Neguanje bay, department of Magdalena. In this short communication, the first record of *Negaprion brevirostris* for the Golfo de Salamanca is presented, from a specimen captured at kilometer 40 of the Ciénaga-Barranquilla highway. The individual was an immature male 144 cm in total length.

KEYWORDS: Colombian Caribbean, diversity of marine fish, golfo de Salamanca, *Negaprion brevirostris*.

El tiburón limón *Negaprion brevirostris* (Poey) es una especie costera con distribución tropical en los océanos Pacífico oriental y Atlántico oriental y occidental, incluyendo el gran Caribe. Prefiere aguas cálidas y poco profundas con sustratos arenosos rodeados de manglares; sin embargo, se ha encontrado que puede habitar alrededor de formaciones coralinas, arroyos salinos, bahías, desembocaduras de los ríos y ocasionalmente se encuentra en mar abierto (Compagno, 1984; Morrissey y Gruber, 1993; Ruiz-Abierno *et al.*, 2020). Puede mantenerse solitario o formar agregaciones hasta de 20 individuos con cierta aglomeración por tamaño o sexo (Compagno, 1984). Esta especie se caracteriza por tener un rostro corto y redondeado, y la longitud preoral menor que el ancho de la boca. La coloración del cuerpo es azul grisáceo, marrón o amarillo pálido en la parte superior y amarillento o blanco en la parte inferior; aletas falcadas sutilmente, la primera aleta dorsal presenta un tamaño similar a la segunda y su origen se sitúa sobre o posterior a la esquina interior de la aleta pectoral, los dientes son estrechos y con cúspides lisas en ambas mandíbulas (Compagno, 1984; Cervigón *et al.*, 1993). *Negaprion brevirostris* es una especie poco conocida en el Caribe colombiano, posiblemente el primer registro fue realizado por Dahl (1964, 1971) en la desembocadura del río Sinú. Otros registros de esta especie confirman su presencia en el área de San Andrés y Providencia (Ballesteros, 2007) e islas del Rosario y de San Bernardo, Tolú y Coveñas (Rey y Acero, 2002; Navia y Mejía-Falla, 2004).

El golfo de Salamanca conforma una de las regiones más productivas e importantes para la pesca artesanal del Caribe colombiano, se ubica entre las coordenadas 11° 00'-15° N y 74° 15'-50' O (García *et al.*, 2013). Los periodos climáticos en la región del Magdalena se rigen por el desplazamiento norte-sur de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), en donde se define la condición seca mayor (diciembre a abril) y seca menor (julio a agosto), dominadas por la intensidad de los vientos alisios del nororiente, provocando procesos de surgencia. En la condición lluviosa mayor (septiembre a noviembre) y lluviosa menor (mayo a junio), se incrementan las entradas de agua continental provenientes de la Ciénaga Grande de Santa Marta y ríos aledaños (Franco, 2005; García *et al.*, 2013).

En mayo de 2021 se capturó un ejemplar de *N. brevirostris* a la altura del municipio de Pueblo Viejo. Este registro confirma la presencia de esta especie en la plataforma continental del departamento de Magdalena, específicamente en el golfo de Salamanca. En 1986 fue capturado un juvenil en la zona de manglar de la bahía de Neguanje (A. Acero, datos no

The lemon shark *Negaprion brevirostris* (Poey) is a coastal species with a tropical distribution in the eastern Pacific and eastern and western Atlantic oceans, including the wider Caribbean. It prefers warm, shallow waters with sandy substrates surrounded by mangroves; however, it has been found to inhabit coral formations, saline creeks, bays, river mouths and is occasionally found in the open ocean (Compagno, 1984; Morrissey and Gruber, 1993; Ruiz-Abierno *et al.*, 2020). It can remain solitary or form aggregations of up to 20 individuals with some agglomeration by size or sex (Compagno, 1984). This species is characterized by a short and rounded face, and the preoral length is less than the width of the mouth. Body coloration is grayish blue, brown or pale yellow above and yellowish or white below, fins are subtly falcate, the first dorsal fin is similar in size to the second dorsal fin and originates above or posterior to the inner corner of the pectoral fin, teeth are narrow and with smooth cusps on both jaws (Compagno, 1984; Cervigón *et al.*, 1993). *Negaprion brevirostris* is a little-known species in the Colombian Caribbean; possibly the first record was made by Dahl (1964, 1971) at the mouth of the Sinú river. Other reports of this species confirm its presence in San Andrés and Providencia (Ballesteros, 2007) and the islands of Rosario and San Bernardo, Tolú and Coveñas (Rey and Acero, 2002; Navia and Mejía-Falla, 2004).

The Gulf of Salamanca is one of the most productive and important areas for artisanal fishing in the Colombian Caribbean, located between the coordinates 11° 00'-15° N and 74° 15'-50' W (García *et al.*, 2013). The climatic periods in the Magdalena region are governed by the north-south displacement of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ), which defines the main dry season (December to April) and minor dry season (July to August), dominated by the intensity of the northeast trade winds, causing upwelling processes. In the main rainy condition (September to November) and minor rainy season (May to June), continental water inflows from the Ciénaga Grande de Santa Marta and surrounding rivers increase (Franco, 2005; García *et al.*, 2013).

In May 2021, a specimen of *N. brevirostris* was captured near the municipality of Pueblo Viejo. This record confirms the presence of this species on the continental shelf of the department of Magdalena, specifically in the Gulf of Salamanca. In 1986 a juvenile was captured in the mangrove area of Neguanje Bay (Acero, unpublished data); however, until this new report, there was no certainty of the presence of this species in the area. The specimen

publicados); sin embargo, hasta este nuevo registro, no se tenía certeza de la presencia de esta especie en el área. El ejemplar fue capturado por una embarcación de pesca artesanal en el kilómetro 40 de la vía Ciénaga-Barranquilla a escasos 150 m de la costa en las coordenadas $11^{\circ} 00' 12.4''$ N y $74^{\circ} 27' 90.9''$ O (Figura 1). El arte de pesca utilizado denominado “manta”, consistió en una red agallera y/o trasmallo de monofilamento de 100 m de largo con ojo de malla de 8 cm.

El espécimen fue llevado al mercado de la Ciénaga Grande, corregimiento de Tasajera, donde se determinó el sexo, se identificó y midió (Figura 2). La identificación se realizó usando la clave taxonómica de Cervigón *et al.* (1993). El ejemplar tuvo las siguientes medidas: longitud total (LT) = 144 cm, longitud precaudal (LP) = 110 cm, longitud del tronco (Ltr) = 78 cm, longitud interdorsal (LI) = 26 cm, altura del cuerpo (H) = 25 cm y peso total (PT) = 15,5 kg. Coloración pardo-amarillenta en el dorso y blanco-amarillenta en el vientre. La talla media de madurez de esta especie se ha determinado en 230 cm LT (Brown y Gruber, 1988; Tavares *et al.*, 2016), por lo cual se infiere que el individuo capturado corresponde a un joven macho inmaduro, no mayor de cinco años, siendo esta la edad de madurez conocida para esta especie (Freitas *et al.*, 2006).

was caught by an artisanal fishing boat at kilometer 40 of the Ciénaga-Barranquilla road at 150 m from the coast at coordinates $11^{\circ} 00' 12.4''$ N and $74^{\circ} 27' 90.9''$ W (Figure 1). The fishing gear used, called “manta”, consisted of a 100 m long monofilament gillnet and/or trammel net with an 8 cm mesh size.

The specimen was taken to the market in the village of Tasajera, where it was sexed, identified, and measured (Figure 2). Identification was made using the taxonomic key of Cervigón *et al.* (1993). The specimen had the following measurements: total length (LT) = 144 cm, precaudal length (LP) = 110 cm, trunk length (Ltr) = 78 cm, interdorsal length (LI) = 26 cm, body height (H) = 25 cm and total weight (PT) = 15.5 kg. The coloration was yellowish-brown on the back and yellowish white on the belly. The average size at maturity of this species has been determined at 230 cm LT (Brown and Gruber, 1988; Tavares *et al.*, 2016), so it is inferred that the individual captured corresponds to a young immature male, no older than five years, this being the known age of maturity for this species (Freitas *et al.*, 2006).

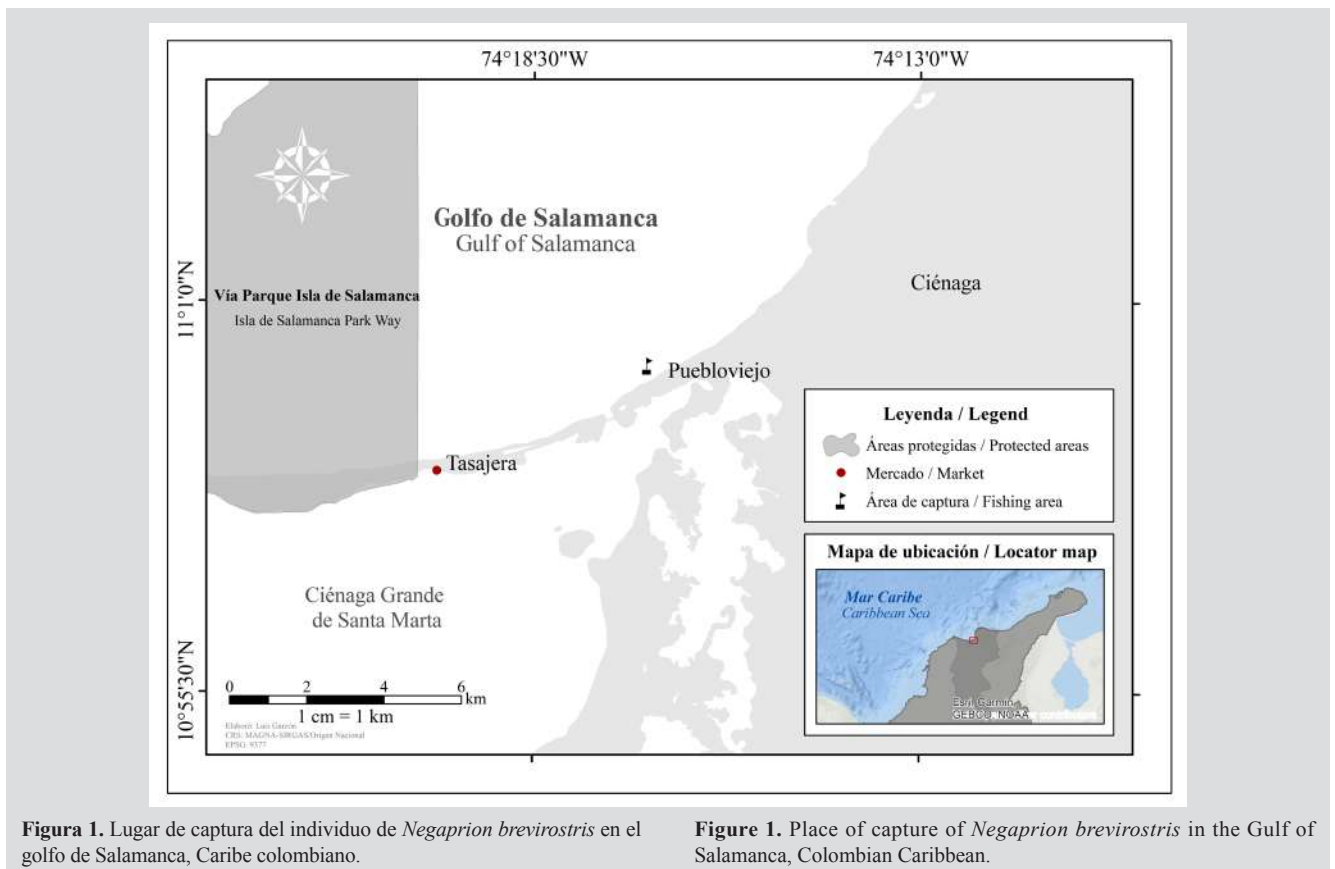




Figura 2. Ejemplar completo y dientes inferiores del tiburón limón, *Negaprion brevirostris* (Carcharhinidae).

Figure 2. Complete specimen and lower teeth of the lemon shark, *Negaprion brevirostris* (Carcharhinidae)

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Ballesteros, C. 2007. La pesquería industrial de tiburones en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina: una primera aproximación. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 72 p.
- Brown, C.A. and S.H. Gruber. 1988. Age assessment of the lemon shark, *Negaprion brevirostris*, using tetracycline validated vertebral centra. *Copeia*: 747-753.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A. Lemus, R. Márquez, J. Poutlers, G. Robaina and B. Rodríguez. 1993. Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America. FAO. Rome: 513 p.
- Compagno, L. 1984. Sharks of the world: an annotated and illustrated catalogue of shark species known to date (Vol. 4). Part 2. Carcharhiniformes. FAO, Rome. 655 p.
- Dahl, G. 1964. Los peces cartilaginosos de la bahía de Cispatá y el estuario del río Sinú. *Rev. Acad. Col. Cienc. Exac. Nat.*, 12: 175-195.
- Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Ministerio de Agricultura–Inderena. Bogotá. 391 p.
- Franco, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira. El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Fund. Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 56 p.
- Freitas, R., R. Rosa, S. Gruber and B. Wetherbee. 2006. Early growth and juvenile population structure of lemon sharks *Negaprion brevirostris* in the Atol das Rocas Biological Reserve, off northeast Brazil. *J. Fish. Biol.*, 68: 1319-1332.
- García, C., L. Duarte y G. Ramírez. 2013. Fisiografía y oceanografía del golfo de Salamanca (mar Caribe, Colombia). 111-140. En: Melgarejo, L. y C. García (Ed.). Investigación en Ciencias del Mar: Aportes de la Universidad Nacional de Colombia. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Red de Estudios del Mundo Marino, REMAR, Bogotá D.C. 202 p.
- Morrissey, J.F. y S. H. Gruber. 1993. Home range of juvenile lemon sharks, *Negaprion brevirostris* (Poey). *Copeia* 2: 425-434.
- Navia, A. F. y P. A. Mejía-Falla. 2004. Guía para la identificación de tiburones y rayas del Programa Nacional de Avistamiento de Tiburones y Rayas. Fundación Squalus, Cali. 38 p.
- Rey, I. y A. Acero P. 2002. Biodiversidad íctica del Caribe colombiano. Publicación en línea. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.
- Ruiz-Abierno, A., F. Márquez-Farías, R. Hueter, L. Macías-Romero, M. Barros-García, L. García-Córdova, A. Hurtado and V. Miller. 2020. Distribution and length composition of lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) in a nursery ground in southern Cuba. *Environ. Biol. Fish.*, 103: 1583-1594.
- Tavares, R., J.P. Rodríguez y M. Morales. 2016. Área de criadero y estructura de tallas de la población del tiburón limón, *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868), en el archipiélago Los Roques, Venezuela. *Univ. Sci.*, 21(1): 33-52.



Guía de autores / Author's guide

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* (título abreviado: Bol. Invest. Mar. Cost.) es una publicación indexada de acceso abierto, periodicidad semestral y arbitrada bajo la modalidad ciego. Está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en América tropical. Considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América.

La revista es editada desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín* y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual, periodicidad que se mantiene hasta la fecha. El primer número se publica en el mes de junio y el segundo, en el mes de diciembre.

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* únicamente considera para publicación trabajos originales, es decir, aquellos que incluyan resultados significativos que no hayan sido publicados ni estén siendo considerados para publicación en otra revista. Se reciben artículos de investigación, notas científicas y artículos de revisión que compilen y resuman adecuadamente el trabajo en un campo particular y señalen líneas de investigación a seguir. La revista se publica en inglés y español en formato PDF que puede ser consultada en: <http://boletin.invemar.org.co/ojs/index.php/boletin>. La revista se encuentra indexada en Scopus desde 2016 (Q3 del Scimago Journal Ranking en la categoría “Animal Science and Zoology”) y en Publindex (categoría C).

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 una resolución de, al menos, 360 dpi. Los colores deben corresponder a la escala CMYK.

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 and can be consulted at <http://boletin.invemar.org.co/ojs/index.php/boletin>. The journal is indexed on Scopus since 2016 (Q3 Scimago Journal Ranking on “Animal Science and Zoology” category) and on Publindex (category C).

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.

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 consecutivamente y ubicadas conforme son citadas por primera vez dentro del texto.

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.



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/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.

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 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.

Los **libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

Los **capítulos de libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título del capítulo (punto) Rango de páginas (punto). En: Editores (punto) (Ed.). Título del libro (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM, México D.F. 653 p.

Las **memorias de reuniones y documentos inéditos** y de escasa divulgación (**tesis y literatura gris**) solo se citarán a criterio del editor del manuscrito.

Las **tesis** se deben citar como los libros.

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Tesis y abreviatura del programa de estudios (coma) Universidad (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.

Los **informes** se citan de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Informe final (coma) Entidad (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Los **documentos electrónicos** varían constantemente dentro de los sitios web. Por lo tanto, se prefiere que los autores citen documentos de este tipo únicamente en los casos en que sea indispensable hacerlo. Serán aceptados a juicio del editor a cargo de cada artículo. Si el documento tiene DOI, añádale.

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) URL completa (sin punto) Fecha de consulta [DD/MM/AAA] (punto).

Ejemplo: Hammer, O., D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2008. PAST - Palaeontological Statistics, ver. 1.81. <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. 08/06/2008

Otras disposiciones:

- No se admiten notas de pie de página.
- Los nombres científicos de géneros y especies deben escribirse en cursiva. Todos ellos deben estar sujetos a los códigos de nomenclatura zoológica o botánica.
- Los registros taxonómicos deben hacerse siguiendo los códigos internacionales de nomenclatura, para lo cual el Boletín tiene un modelo con ejemplos, disponible para quien lo solicite.
- Las medidas se deben expresar en unidades del sistema métrico decimal. Los valores de salinidad deben presentarse sin unidades o símbolos.
- Al postular su manuscrito, los autores deben indicar su nombre completo, filiación institucional, dirección de correspondencia, correo electrónico y OrcID. Si alguno no lo tiene, puede obtenerlo de forma gratuita en <https://orcid.org/>

For **books**, must follow next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

For the **chapter of books**, must follow the next format:

Author (period) Year (period) Chapter name (period) Page rank (period). In: Editors' name (period) (Ed.). Title of the book (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM, México D.F. 653 p.

Memoirs of meetings and unpublished documents of limited circulation (**theses and grey literature**) will be cited only at the discretion of the editor of the manuscript.

Theses should be cited like books.

Author (period) Year (period) Title (period) Title (period) Tesis and Abbreviation of study program (comma) University (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.

Reports are quoted as follows:

Author (period) Year (period) Title (period) Informe final (comma) Organization (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Web documents vary constantly. Therefore, they should be avoided as references in the manuscripts if it is not really necessary. In special cases, it will be the editor's decision to accept it or not. Add DOI whether it is possible. If they are included, they should be presented as:

Author (period) Year (period) Title (period) Complete URL (without a period) Consultation date [DD/MM/YYYY] (period).

i.e.: Hammer, O., D.A.T. Harper, and P.D. Ryan. 2008. PAST - Palaeontological Statistics, ver. 1.81. <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. 08/06/2008.

Other dispositions:

- Use of footnotes in the text is strongly discouraged.
- Scientific names of genera and species must be written in italics type or underlined. All of them must be subject to the zoological or botanical nomenclature.
- Taxonomic reports should be made following the international nomenclature code, for which the journal has a model with examples, available upon request.
- Measurements have to be marked using the metric system. Salinity values have to be presented without symbols or units.
- When submitting their manuscript, authors should indicate their complete name, institutional affiliation, correspondence address, e-mail, and OrcID. If one does not have it, you can get it for free at <https://orcid.org/>



- 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.
- 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 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.

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.

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.



- 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 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.
- The manuscript does not include text, tables, or figures with copyright. If you have them, you have the authorization for their use and reproduction.
- The manuscript does not contain citations or transcriptions of works that lack properly cited bibliographic references.
- All of them accept all terms and conditions expressed in the author's guide.

Reviewers' responsibilities: Reviewers are researchers invited by the journal to revise *ad honorem* the manuscripts submitted. Every semester, the respective volume includes at the beginning of the complete list of reviewers who participated in the review. The functions of the reviewers are:

- Evaluating assigned manuscripts and give a substantiated decision.
- Adopting an impartial, critical and constructive position towards the manuscripts they evaluate.
- Protecting the confidentiality of the manuscripts reviewed.
- Declaring whether there is a conflict of interest.

Editorial Board responsibilities: The Editorial Board is responsible for the journal's management. It is composed of researchers from national and international institutions, ensuring plurality in the different disciplines and research lines of marine and coastal topics. The functions of the Editorial Board are:

- Guaranteeing the quality of the articles and scientific notes submitted to the journal.
- Declaring whether there is a conflict of interest.
- Protecting the integrity and confidentiality of the author's work and the anonymity of each reviewer.
- Accepting or refusing the submitted manuscripts.
- Promoting correction or retraction in the publication, in case of errors.

Sanctions: In any violation of the above paragraphs, the following sanctions will be applied:

- Immediate rejection and withdrawal of the manuscript from the journal.
- Prohibition for all authors to submit new manuscripts to the journal, either individually or collectively. This sanction will be in force for two years from its notification.
- The general editor and the director of the journal reserve the right to impose additional sanctions to those described above, if they consider it necessary.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

Vol. 52 (1) Santa Marta, Colombia, 2023 (ene-jun / Jan-Jun)

TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

Vicsy Y. Tinoco Elizalde, Tessy Peralta-Ortiz y Alberto Ordinola-Zapata

Inhibición *in vitro* e *in vivo* de *Vibrio* spp. aislados del langostino *Litopenaeus vannamei* utilizando bacterias ácido lácticas nativas
In vitro and *in vivo* inhibition of *Vibrio* spp. isolated from the shrimp *Litopenaeus vannamei* using native lactic acid bacteria 9

Joseph Rosas, Lorena Alvariano, Angélica Guabloche, Seid Romero, Luz Castañeda y Jose Iannacone

Contaminación por elementos trazas en sedimentos superficiales marinos de la bahía del Callao, Perú
Trace elements pollution in marine surface sediments of Callao Bay, Peru 27

Marco González-Arteaga y Constanza Ricaurte-Villota

Dinámica morfológica reciente de la boca de la Ciénaga Grande de Santa Marta: evolución, tendencias y causas
Recent morphological dynamics of Ciénaga Grande de Santa Marta mouth: evolution, trends, and causes 45

Marco Herminio Osorto-Núñez, Delia Martínez Rodríguez y Vanessa Merlo Rodríguez

Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del golfo de Fonseca, Honduras
Assessment of water quality using multivariate analysis in estuaries of the Gulf of Fonseca, Honduras 65

Diana Paulina Castañeda Rodríguez, Néstor Ricardo Bernal Suárez, Ruby Viviana Ortiz Martínez,

Martha Cecilia Gutiérrez Sarmiento y Leonardo Marriaga Rocha

Metodología para control de calidad de datos de temperatura del mar, Pacífico colombiano
Quality control methodology for sea temperature data, Colombian Pacific 93

Luis Orlando

Estimación del área de playa a través de información satelital de libre acceso: calibración para la costa de Montevideo, Uruguay
Sandy beach area estimation through open access satellite information: A calibration for the coast of Montevideo, Uruguay 117

Tomás López-Londoño, Kelly Gómez-Campo, Claudia T. Galindo-Martínez, Luis A. González-Guerrero, Sofia

Roitman, F. Joseph Pollock, Valeria Pizarro, Mateo López-Victoria, Mónica Medina y Roberto Iglesias-Prieto

Sobrevivencia y respuestas fisiológicas de corales expuestos a elevada turbidez en el arrecife Varadero, Caribe colombiano
Survival and physiological responses of corals exposed to elevated turbidity in the Varadero reef, Colombian Caribbean 135

Vanessa Acosta-Balbás, Belice Gotera, Jorge Barrios-Montilla y Erickxander Jiménez-Ramos

Composición florística de macroalgas asociadas a *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en dos ensenadas del Caribe venezolano
Floristic composition of macroalgae associated with *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) in two inlets of the Venezuelan Caribbean 159

NOTAS / NOTES

Kathia Broce, Dalvis Latta y Gisselle E. Guerra-Chanis

Evaluación de la calidad del agua de mar del ecosistema marino de punta Galeta en Panamá
Seawater quality assessment of the marine ecosystem of Punta Galeta in Panama 175

Ángel Giuseppe Losno-Prado y José Iannacone

Caracterización de microplásticos en agua y sedimentos en los humedales Pantanos De Villa, Chorrillos, Lima, Perú
Characterization of microplastics in water and sediments in the wetlands Pantanos De Villa, Chorrillos, Lima, Peru 185

Edgardo Londoño-Cruz

Nudibranquio de Behrens: segundo registro en el Pacífico oriental tropical
Behrens' nudibranch: second record in the Tropical Eastern Pacific. 195

Oscar Forero-Bastidas, Angie Vásquez-Chaparro, Luis Garzón-Rodríguez, Daniel Ortiz-Oyola,

Luis Nieto-Alvarado, José Tavera, Adolfo Sanjuan-Muñoz y Carlos Polo-Silva

Evidencia del tiburón limón, *Negaprion brevirostris* (Poey) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) en el golfo de Salamanca, Caribe colombiano
Evidence of lemon shark, *Negaprion brevirostris* (Poey) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) at Salamanca Gulf, Colombian Caribbean. 201

Guía de autores / Author's guide. 205

Ética de publicación / Publication ethics 210



invemar

www.invemar.org.co/boletin