

ISSN PRINT: 1794-161X / ISSN WEB: 2389-7864 / Volumen 17, No. 2, julio - diciembre de 2022

INTROPICA

Número temático en biodiversidad colombiana *In memoriam* Luis Carlos Gutiérrez Moreno



Andinoacara latifrons

INTROPICA

INTROPICA



Publicación seriada
Volumen 17, No. 2
julio-diciembre de 2022
ISSN: 1794-161X - ISSN WEB: 2389-7864
Santa Marta - Colombia

INTROPICA

Volumen 17, No. 2 julio - diciembre 2022

/ ISSN: 1794-161X - ISSN WEB: 2389-7864

Intropica desde el 2004 es una revista de acceso abierto de la Universidad del Magdalena, que publica trabajos científicos o técnicos con periodicidad semestral (de enero a junio y de julio a diciembre). La revista se creó bajo el auspicio del fondo editorial, por iniciativa de un grupo de académicos e investigadores adscritos a la Universidad del Magdalena. **Intropica** está orientada a publicar contribuciones originales e inéditas escrita en español o inglés relacionados con el estudio e interpretación integrada de los ecosistemas y de los problemas ambientales derivados de la intervención antropogénica sobre el territorio. La revista considera artículos de investigación científica y tecnológica, artículos de revisión, reflexión y notas científicas. Está dirigida a investigadores en Ciencias Naturales y Ambientales, incluyendo las disciplinas de Biología, Pesquerías, Agronomía, Etnobiología, Economía de Recursos Naturales, Ecología y afines.

©Universidad del Magdalena. Santa Marta - Colombia, 2021

EDITOR

Cesar E. Tamaris, Universidad del Magdalena, Colombia

COMITÉ EDITORIAL

Andrés M. Vélez Pereira, Universidad Tecnológica de Bolívar, Colombia
Luis M. Manjarrés – Universidad del Magdalena, Colombia
Jairo Altamar – Universidad del Magdalena, Colombia
Saeko I. Gaitán – Universidad del Magdalena, Colombia
Víctor Macías – Universidad del Magdalena, Colombia
Pablo E. Gutiérrez – University of Puerto Rico Rio Piedras, Puerto Rico
Andrés M. Vélez – Universidad Autónoma de Barcelona, España
Gladys Reinoso Flórez – Universidad del Tolima, Colombia
Ernesto Otero – Universidad de Puerto Rico, Puerto Rico
Fernando Álzate – Universidad de Antioquia, Colombia
Rosa Cerros – Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México
Jose Carmelo Murillo – Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Francisco J. Guerrero – University of Wisconsin, Estados Unidos
Carlos A. Iregui – Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Reinhard Schnetter – Universidad de Giessen, Alemania
Gabriel Navas – Universidad de Cartagena, Colombia
José Mancera – Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Sergio Losada – Universidad del Tolima, Colombia
Jorge Maldonado – Universidad de Los Andes, Colombia
Karim Erzini – Universidade Do Algarve, Portugal
Juan Carlos Gutiérrez – Universidad de Huelva, España
Mónica Lugo Ciencias Biológicas, – Universidad Nacional de San Luis, Argentina
Eduardo Domínguez - Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), Argentina
Carlos Molineri - Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), Argentina

COMITÉ EDITORIAL INVITADO

Carlos García Alzate – Universidad del Atlántico, Colombia

GESTOR EDITORIAL

Ana Milena Lagos Universidad del Magdalena, Colombia

CORRECTOR DE ESTILO

Juan Mikán

REVISIÓN DE IDIOMAS

Gran Caribe, Pensamiento, Cultura, Literatura - Colombia

DISEÑO Y DIAGRAMACIÓN

Andrés Felipe Moreno Toro – Universidad del Magdalena, Colombia

FOTOGRAFÍA - IMAGEN - ILUSTRACIÓN DE PORTADA

Páramo, autor Diana Lozano Zafra

BASES DE INDIZACIÓN, INDEXACIÓN Y CATALOGACIÓN

Revista registrada en las bases de datos: ASFA, Dialnet, Latindex, UlrichsWeb, REDIB, BASE, Actualidad Iberoamericana, PERIÓDICA, SHERPA/RoMEO, CiteFactor, INFOBASE, OAJI, ERIHPLUS y MIAR, DOAJ, Zoological Record, Biosis Previews.



FORMA DE ADQUISICIÓN Y CANJES

La revista es de libre acceso y no tiene costos asociados por publicación, se puede acceder a ella a través de la página: <http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica> o en formato papel se puede solicitar a la: Carrera 32 N° 22 - 18. Universidad del Magdalena. Bloque 8 segundo piso, Santa Marta – Magdalena. Colombia. PBX: (57-5) 4301292 – 4217940 Ext.: 1888 o a través del correo electrónico: revistaintropica@unimagdalena.edu.co.

El canje se presenta en la Biblioteca “Germán Bula Meyer” ubicada en Carrera 32 N° 22.

PERIODICIDAD Y DIFUSIÓN

La revista **Intropica** adscrita a la Universidad del Magdalena – Colombia, se publica con una frecuencia semestral (de enero a junio y de julio a diciembre). Publicando los artículos de cada edición. Su circulación es a nivel nacional e internacional.

DERECHOS DE AUTOR

Los textos se pueden reproducir total o parcialmente siempre y cuando se cite la fuente. El contenido de los artículos publicados en Intropica es exclusiva responsabilidad de los autores.



Intropica by Universidad del Magdalena is licensed under a Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional License

EVALUADORES

Adolfo Cordero Rivera

Universidad de Vigo

Angelica Maria Cabarcas Mier

Centro de Investigaciones Oceanograficas e
Hidrograficas CIOH

Allan González Herrera

Universidad Nacional de Costa Rica

Axel Eduardo Rico Sánchez

Colegio de Postgraduados Campus Montecillo

Cesar Camilo Prado Sepúlveda

Universidade do Estado do Amazonas

Cesar E. Tamaris - Turizo

Universidad del Magdalena

Diego Andrés Villate Daza

Centro de Investigaciones Oceanograficas e
Hidrograficas CIOH

Francisco Serna

Universidad Nacional de Colombia

Francisco Quesada Alvarado

Universidad Nacional, Costa Rica

Fredy Palacino Rodríguez

Universidad de la República Uruguay

Gabriel Antonio Pinilla Agudelo

Universidad Nacional de Colombia

German Patarroyo

Instituto Tecnológico Oceaneon

Giovany Guevara Cardona

Universidad del Tolima

Hernando Ramírez Gil

Universidad de los Llanos

Jareth Román Heracleo

Universidad de Costa Rica

José Rincón

Universidad de Zulia

Luis Alejandro Sandoval

Pontificia Universidad Javeriana

Luisa Fernanda Liévano Latorre

Universidade Federal de Goiás

Mariela Oviedo-Diego

Universidad Nacional de Córdoba - Instituto de
Diversidad y Ecología Animal

Mayelin Carminate Fernández

Universidad Cardenal Herrera

Meyer Guevara Mora

Universidad Nacional de Colombia

Neis Jose Martinez Hernandez

Universidad del Atlántico

Nicolás Ubero Pascal

Universidad de Murcia

Rodolfo Novelo Gutiérrez

Instituto de Ecología, A.C.

Sebastián Galvis Jiménez

Universidad Nacional de Colombia

Taís Madeira Ott

Universidade Estadual de Campinas

Tania González

Pontificia Universidad Javeriana

Vanessa Yepes-Narváez

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras –
Invemar

Yardany Ramos Pastrana

Universidad de la Amazonia

Contenido - Contents

Obituario

**Luis Carlos Gutiérrez Moreno
(1963-2021)**

160

Artículo de investigación científica y tecnológica

Fitoplancton de la zona litoral del departamento del Atlántico, Colombia

Phytoplankton of the coastal zone of the department of Atlántico, Colombia

Ana C. De la Parra-Guerra, Carlos García-Alzate, Luis C. Gutiérrez-Moreno (†)

162

Cuantificación y valoración económica del conflicto humano-puma en San Onofre, departamento de Sucre, Colombia

Quantification and economic assessment of the human-puma conflict in San Onofre, department of Sucre, Colombia

Gerson A. Salcedo-Rivera, Fadel Cuello Alfaro, Jessica Vanegas-Arroyo, Jaime De La Ossa-V,

Silvia Galván-Guevara y Julio J. Chacón-Pacheco..... 173

Tafonomía forense: estudio experimental del proceso de descomposición de un cuerpo sumergido en una ciénaga del Caribe colombiano

Forensic taphonomy: experimental study of the decomposition process of a body submerged in a swamp of the Colombian Caribbean

Anyely Toloza-Leones y César Valverde-Castro 181

Relación de las larvas de Odonata con las raíces de *Eichhornia crassipes* en la ciénaga La Larga, Atlántico, Colombia

Relationship of Odonata larvae with *Eichhornia crassipes* roots in La Larga wetland, Atlántico, Colombia

María Inés Moreno Pallares, Mariela Lobo Hernández, Luis Carlos Gutiérrez-Moreno,

y León Pérez-Gutiérrez..... 192

Las hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia

Exotic ants in urban environments of Santa Marta, Colombia

Jhoan Roncallo, Lina María Ramos Ortega, Roberto J. Guerrero, Hubert Sierra..... 202

Peces de planicies de inundación tropical de la cuenca baja del río Magdalena, Colombia

Fishes in tropical floodplains of the lower Magdalena River basin, Colombia

Carlos García Alzate y Jenny J. Morales 218

Diversidad de coleópteros acuáticos en la parte baja del Río Ancho, Dibulla, La Guajira, Colombia Diversity of aquatic coleopterans in the lower zone of Río Ancho, Dibulla, La Guajira, Colombia <i>Carlos Farid Laguna Portela, Cristian Granados-Martínez y Juan M. Fuentes Reinés</i>	232
A fast and effective method of preparing ants for scanning electron microscopy Un método rápido y efectivo para preparar hormigas para microscopía electrónica de barrido <i>Roberto J. Guerrero</i>	242
Relación de mariposas (Lepidoptera) diurnas y fenología reproductiva de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico, Colombia Relationship of diurnal butterflies (Lepidoptera) with reproductive phenology of a tropical dry forest in the Atlántico department, Colombia <i>Cristian José Guzmán Soto, Luis Carlos Gutiérrez-Moreno†</i>	251
Géneros de foraminíferos bentónicos en zonas mesofóticas superior y media del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad y su potencial como bioindicadores de hábitats y cambios ambientales Benthic foraminifera genera in the upper and middle mesophotic zones of the Corales de Profundidad National Park and their potential as bioindicators of habitats and environmental changes <i>Alejandro Henao Castro Gabriel R. Navas S.</i>	262
Checklist of myriapods (Arthropoda: Myriapoda) from the Colombian Caribbean region Lista de miriápodos (Arthropoda: Myriapoda) de la región Caribe colombiana <i>Martín Carrillo-Pallares, Daniela Martínez-Torres y Gabriel R. Navas.</i>	277
Artículo de reflexión	
Riesgos relacionados con el cambio climático de la flora y fauna asociada a bosques de manglar en el Caribe colombiano Risks related to climate change of the flora and fauna associated with mangrove forests in the Colombian Caribbean <i>Eida Luz Silva Beleño, Geomar Molina Bolívar, Iris Jiménez-Pitre</i>	290

Obituario

Luis Carlos Gutiérrez Moreno (1963-2021)



El profesor Luis Carlos Gutiérrez Moreno nació en febrero de 1963, en la ciudad de Santa Marta. Fue el octavo de once hermanos, un padre, hermano e hijo ejemplar. Falleció por complicaciones derivadas de la pandemia del COVID-19 el pasado 15 de abril del 2021 a sus 58 años. Académico reconocido entre sus colegas, amigos y estudiantes como uno de los mejores ecólogos de ecosistemas acuáticos epicontinentales y del bosque seco tropical de Colombia, era un experto en rotíferos de agua dulce y gran apasionado del estudio de las mariposas del bosque seco. Además, fue un prolífico y destacado dirigente y líder académico.

Luis Carlos inició sus estudios de Licenciatura en Biología y Química en la Universidad del Magdalena en mayo de 1983, y los culminó en abril de 1988. Su trabajo de grado se tituló "Caracterización físicoquímica y bacteriológica del laguito en el Rodadero en la ciudad de Santa Marta". Al finalizar sus estudios de pregrado, cursó dos especializaciones en la Universidad del Magdalena: la primera, en Ciencias Ambientales entre 1995 y 1997, donde realizó el trabajo de las "Condiciones ambientales actuales de la bahía de Santa Marta", la segunda, en esta misma institución educativa, fue en Biología, entre 2000 y 2001, y derivó en un trabajo sobre la rotífero fauna de ecosistemas lóticos de nororiente del Sierra Nevada de Santa Marta. Ambas investigaciones lo hicieron acreedor de múltiples reconocimientos y distinciones.

Posteriormente, se graduó de Magíster en Biología de la Universidad de Los Andes en el 2002 con el trabajo "Composición, abundancia y distribución espacio-temporal de los rotíferos planctónicos en el embalse El Guajáro (Dpto. Atlántico, Colombia)". Era candidato a doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional, sede Bogotá, donde desarrollaba su tesis "Dinámica poblacional de la mariposa *Hypoleria ocalea ocalea* Doubleday, 1847 (Lepidoptera: Ithomiinae) en fragmentos de bosque seco caribeño, del departamento del Atlántico (Colombia)". Este último título fue otorgado como grado póstumo en 2021 por la Universidad Nacional.

Reconocido por su conocimiento y liderazgo se desempeñó en múltiples campos académicos como la docencia, la investigación y la dirección en las Universidades del Magdalena y del Atlántico. De este modo, en 1993 se vinculó como docente catedrático de la Universidad del Magdalena, donde posteriormente pasó a ser docente ocasional de tiempo completo (1995 al 2002). Fue profesor cofundador del programa de Biología de esta institución, y asimismo, ejerció director del programa de Biología (agosto de 1997 - diciembre de 1998), del postgrado en Ciencias Ambientales (agosto - diciembre de 1997), del Instituto de Estudios y Formación Avanzada (abril - diciembre de 1998), del Instituto de Postgrado (enero - diciembre de 1999). También cumplió

funciones como decano de la Facultad de Ciencias Básicas (diciembre de 1999 - agosto de 2001), como director de la Unidad Académica de Biología con Énfasis en Recursos Hídricos (enero y agosto del 2001), y como director del Instituto de Investigaciones Tropicales (marzo - mayo del 2002). En 2002 Luis Carlos se vinculó como profesor de carrera de la Universidad del Atlántico. En esta institución fue docente tiempo completo (2002-2021), adscrito al programa de Biología de la Facultad de Ciencias Básicas (categoría titular), director de la Maestría en Ciencias Ambientales (2007 - 2015) (Universidad del Atlántico - SUE Caribe), docente y co-creador de la Maestría en Biología, docente de la Especialización en Educación Ambiental, gestor de investigación y extensión (2020), Director de la Comisión de COVID-19 UA (2020), y, director del Observatorio de Educación Ambiental (Proyecto Mesoamérica 2019-2021). A su vez, trabajó para esta universidad como coordinador del Comité de Autoevaluación y Registro Calificado del departamento de Biología (2002-2003), decano de la Facultad de Ingeniería (2006-2007), decano de la Facultad de Ciencias Básicas (2004- 2015), vicerrector de Investigación y Extensión (2015 - 2019), vicerrector de Docencia (2019). En múltiples ocasiones prestó sus servicios como rector encargado, y además, se desempeñó como consejero del Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación (Minciencias) dentro del Programa Nacional de Ciencias del Mar y Recursos Hidrobiológicos (2017 y 2018). Además, era miembro de la Asociación Colombiana de Limnología (Alinos) y de la Sociedad Colombiana de Entomología (Socolen) e investigador principal en múltiples proyectos de ciencias y regalías.

El profesor Luis Carlos, lideró la creación del Laboratorio de Biología Molecular de la Universidad del Atlántico (LIBM-UA), integrando las áreas de metabolómica biosanitaria y ambiental, medicina tropical, diagnóstico SARS-CoV-2, química médica y biología molecular, para atender problemáticas asociadas con agentes biológicos de alto riesgo para la salud humana en el departamento del Atlántico. Este espacio, en el que se procesan en la actualidad las pruebas diagnósticas de SARS CoV2 (COVID-19), lleva su nombre como testimonio de su legado y de la meritoria gestión que realizó en este y otros proyectos.

En su corta pero fructífera vida profesional y académica, Luis Carlos lideró la creación de grupos de investigación. Entre ellos se encuentran uno de los grupos más reconocidos en estudios de diversidad biológica: el grupo Biodiversidad del Caribe Colombiano, hoy en categoría A1 del Ministerio de

Ciencia Tecnología e Innovación de Colombia (Minciencias), en el que se encuentran adscritos a más de 20 investigadores docentes y a 25 investigadores estudiantes. Igualmente, formó a un centenar de profesionales, dirigiendo más de 82 trabajos de pregrado y alrededor de 20 trabajos de posgrado entre especializaciones y maestrías.

Entre las publicaciones del profesor Luis Carlos se cuentan 25 trabajos en revistas nacionales e internacionales, enfocados al conocimiento de la diversidad biótica del bajo Magdalena y sus alrededores. De igual forma, se incluyen ocho libros, entre los que se destaca su aporte como coautor en el libro *Libélulas de Colombia: una guía de campo para su identificación*, un referente nacional para los interesados y expertos en la taxonomía de este grupo de invertebrados. Asimismo, contribuyó con cinco capítulos de libro, de los cuales cabe mencionar "Embalse de El Guájaro: diagnóstico ambiental y estrategias de rehabilitación", el cual generó las bases para los planes de restauración ambiental de zonas inundables del bajo río Magdalena, y "Contaminación del agua de la cuenca del río Magdalena, Colombia y su relación con los peces", que preparó antes de su fallecimiento y se publicó meses después de este. Por sus trabajos de alta calidad, Luis Carlos obtuvo reconocimientos a su labor académica. Así, en junio de 2017 la universidad del Magdalena le otorgó el reconocimiento como *maestro Insigne por su destacada labor docente e investigativa y liderazgo en fortalecimiento de programas de Ciencias Básicas en el Caribe colombiano*. Por otra parte, el Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible lo premió en septiembre de 2018 *por su contribución a la investigación significativa en educación ambiental*. Finalmente, en agosto de 2018, la Corporación centro de investigación científica del río Magdalena Alfonso Palacios Rudas le otorgó *el premio a la mejor y más completa investigación en humedales*.

Su enorme calidad humana, bondad, sencillez, humildad y desparpajo lo caracterizaron, y su liderazgo y sus aportes científicos perdurarán invaluablemente en la investigación de los ecosistemas acuáticos epicontinentales de Colombia. Luis Carlos fue ejemplo de disciplina, perseverancia y entrega para con sus proyectos y las personas que lo rodeábamos. Por lo tanto, con este número temático queremos brindarle un homenaje a su memoria. Cuanta falta nos haces y nos harás Luisca.

Carlos García Alzate Dr. Sc.
 Profesor Titular
 Universidad del Atlántico
 Colega y amigo

Fitoplancton de la zona litoral del departamento del Atlántico, Colombia Phytoplankton of the coastal zone of the department of Atlántico, Colombia

Ana C. De la Parra-Guerra^{1,2} , Carlos A. García-Alzate^{1,3*} , Luis C. Gutiérrez-Moreno¹ 

1. Grupo de Investigación Biodiversidad del Caribe Colombiano, Facultad de Ciencias Básicas, Programa de Biología, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

2. Departamento de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de la Costa, Barranquilla, Colombia.

3. Grupo de investigación estudios en sistemática y conservación, Corporación Universitaria Autónoma del Cauca y Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

^ΨEn memoria

Resumen

Las comunidades biológicas están conformadas por grupos taxonómicos, donde el fitoplancton, como productor primario, tiene una relevancia ecológica: sirve para comprender la estructura y el funcionamiento de un ecosistema y la manera en la que los organismos interactúan con los parámetros fisicoquímicos. Con el fin de evaluar la riqueza y la abundancia del fitoplancton de la zona litoral del departamento del Atlántico y su asociación con las variables fisicoquímicas para conocer sus cambios espaciales y temporales, se realizaron monitoreos durante el año 2013. Se ubicaron cinco zonas a lo largo de la zona litoral como Astilleros, Santa Verónica, Puerto Velero, Puerto Colombia y Mallorquín. En cada una se establecieron tres estaciones, distribuidas en línea recta, con distancia entre ellas de 5 km. Para la recolecta de las muestras de fitoplancton y clorofila *a* (Cl-*a*), en cada una de las estaciones se filtraron 24 L de agua superficial, con un tambor cónico con malla de diámetro de poro de 24 μ m y con botellas ámbar de 500 mL, respectivamente, las cuales se mantuvieron en oscuridad. Adicionalmente, se registraron *in situ* variables fisicoquímicas. Se identificaron un total de 560 cél.mL⁻¹ de fitoplancton, agrupadas en 47 especies y cinco clases. Las Bacillariophyceae presentaron las mayores densidad y riqueza, seguidas de las Dinophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae y Chlorophyceae. *Chaetoceros* sp. (83 cél.mL⁻¹) y *Chaetoceros lorenzianus* (64 cél.mL⁻¹) fueron las especies más abundantes y más representativas, precisamente por su abundancia. El análisis de Jaccard mostró una disimilitud de un 80 % entre las estaciones 5A, 5B y 5C, lo que indica una composición diferente. En general, las estaciones de monitoreo se comportaron como sitios contaminados con alta influencia de las aguas del río Magdalena.

Palabras clave: Clorofila *a*; indicador, Chaetoceros; zona litoral

Abstract

Biological communities are made up of taxonomic groups, where phytoplankton, as primary producer, has an ecological relevance, it serves to understand the structure and functioning of an ecosystem and the way in which they interact with physicochemical parameters. In order to evaluate the richness and abundance of phytoplankton in the coastal zone of the department of Atlántico and its association with physicochemical variables and thus know its spatial and temporal changes, monitoring was carried out during 2013. Five zones were located at along the coastal zone such as Astilleros, Santa Verónica, Puerto Velero, Puerto Colombia and Mallorquín. In each zone, three stations were established, located in a straight line, with a distance between them of 5 km. For the collection of the phytoplankton and chlorophyll *a* (Cl-*a*) samples, 24 L of surface water were filtered at each of the stations, with a conical drum with a 24 μ m pore diameter mesh and with 500 mL, respectively, which were kept in the dark. Additionally, physicochemical variables were recorded *in situ*. A total of 560 Cél.mL⁻¹ of phytoplankton were identified, grouped into 47 species and five classes. The Bacillariophyceae presented the highest density and richness, followed by the Dinophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae and Chlorophyceae. *Chaetoceros* sp. (83 Cél.mL⁻¹) and *Chaetoceros lorenzianus* (64 Cél.mL⁻¹) were the most abundant and most representative species precisely because of their abundance. Jaccard's analysis showed a dissimilarity of 80 % between stations 5A, 5B, 5C, indicating a different composition. In general, the monitoring stations that behaved as contaminated sites with a high influence of the waters of the Magdalena River.

Key words: Chlorophyll *a*; indicator; Chaetoceros; littoral zone

*Autor de correspondencia: carlosgarciaa@mail.uniatlantico.edu.co

Editor: Cesar Tamaris - Turizo

Recibido: 24 de marzo de 2022

Aceptado: 24 de abril de 2022

Publicación en línea: 17 de agosto de 2022

Citar como: De la Parra-Guerra, A.C., García-Alzate, C.A., y Gutiérrez-Moreno L.C. 2022. Fitoplancton de la zona litoral del departamento del Atlántico, Colombia. Intropica 17(2): 162-172.

<https://doi.org/10.21676/23897864.4529>

Introducción

Para comprender la estructura y el funcionamiento de un ecosistema, se deben considerar tanto los procesos biológicos (individuos o poblaciones) como la manera en la que interactúan con los parámetros abióticos (como los fisicoquímicos) (Lambert y Sommer, 1997). Las alteraciones físicas y químicas del agua repercuten en las respuestas individuales, poblacionales, comunitarias y ecosistémicas de los organismos acuáticos (Vélez-Azañero *et al.*, 2016). Las comunidades hidrobiológicas están conformadas por diversos grupos taxonómicos, donde el fitoplancton, por su rol como productor primario y primer eslabón autotrófico de la trama trófica, tiene mayor relevancia ecológica. Este sirve de alimento a organismos mayores, como zooplancton, macroinvertebrados y peces (Roldán y Ramírez, 2008), además de ser referente del estado ecológico de cualquier ecosistema acuático (Wan-Maznah, 2010; Kshirsagar, 2013; Vélez-Azañero *et al.*, 2016).

Actualmente, la calidad ambiental de los recursos hidrobiológicos se encuentra en degradación continua, principalmente por las acciones y actividades de los seres humanos (acciones antropogénicas), que perjudican la integridad de los atributos y servicios ecosistémicos acuáticos y terrestres y modifican la evolución natural de estos en diferentes escalas (Santillán-Aredo y Guerrero-Padilla, 2018). Por ende, la vida acuática está determinada por la calidad del agua: todo cambio en ella involucra variaciones en la biota y en su fisicoquímica. De tal forma, el ecosistema marino se comporta como un enorme sistema sobre el cual inciden factores de carácter natural y antrópico que modifican sus niveles de estabilidad (Blanco *et al.*, 2020). Las mayores amenazas a las que se enfrentan la salud, la productividad y la diversidad biológica del medio marino provienen de actividades humanas realizadas en la matriz tierra, lo cual afecta las zonas más productivas del medio marino, incluidos los estuarios y las aguas de zonas costeras (Pereira *et al.*, 2009; Hennemann y Petrucio, 2011).

Por consiguiente, se hace necesario determinar la composición y estructura del fitoplancton de las zonas costeras y su asociación con las variables fisicoquímicas, estudio de línea base para el desarrollo de futuras investigaciones que aporten conocimiento sobre la dinámica de los cuerpos de agua con características estuarinas en el departamento del Atlántico, así como proyectos en el ámbito taxonómico, ecológico y el uso del fitoplancton como bioindicador e incentivar en un servicio social a la comunidad al cuidado y protección de los recursos hídricos. En consecuencia, los objetivos de este trabajo fueron: 1) evaluar la riqueza y abundancia del fitoplancton y su comportamiento

asociado a las variables fisicoquímicas en la zona litoral del departamento del Atlántico y 2) determinar el estado ecológico de estos ecosistemas acuáticos.

Materiales y métodos

Área de estudio

Esta investigación fue desarrollada en la zona costera del departamento del Atlántico, en jurisdicción con los municipios de Piojó, Tubará, Puerto Colombia, Juan de Acosta, Luruaco, Soledad, Galapa y el Distrito Especial (Industrial y Portuario) de Barranquilla y la zona de influencia de la Ciénaga de Astilleros. Fueron realizados dos monitoreos en el 2013, en los puntos identificados; Astilleros (AS), Santa Verónica (SV), Puerto Velero (PV), Puerto Colombia (PC) y Mallorquín (MA). En cada zona se establecieron tres estaciones de muestreo, ubicadas en línea recta desde la parte cercana a la costa a la más lejana, con distancia entre estaciones de 5 km (figura 1), esto teniendo en cuenta la logística del equipo y accesibilidad.

Variables fisicoquímicas

En cada estación se realizaron mediciones in situ de variables fisicoquímicas como pH (PH meter-WTW-3210), oxígeno disuelto (mg.L^{-1}) (Oximeter -WTW- 3205), transparencia Secchi (cm) (Disco Secchi), salinidad (ppm) (Oximeter -WTW- 3205), temperatura superficial del agua y temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$) (PH meter - WTW -3210). Se siguió la metodología recomendada por la APHA (2012).

Clorofila-a (Cl-a)

Para la toma de las muestras de Cl-a, en cada estación se recolectaron 500 mL de agua en botellas ámbar, las cuales se almacenaron en total oscuridad, y fueron refrigeradas y transportadas al laboratorio para su posterior análisis (APHA, 2005; Blanco *et al.*, 2020; De la Parra-Guerra y García-Alzate, 2019). Una vez en el laboratorio, se realizó un filtrado al vacío, con un filtro de fibra de vidrio con permeabilidad de grado "C" de 47 mm de diámetro. El proceso de extracción de pigmentos se llevó a cabo mediante maceración mecánica de los filtros por un triturador de tejidos vegetales o aparato de sonicación, en tubos de ensayos de 5 mL con solución de acetona (% de la acetona). El montaje se mantuvo a 4°C durante 24 h y luego se centrifugó durante 15 min a 3,000 rpm, para finalizar la extracción. La concentración de Cl-a fue determinada con ayuda de un espectrofotómetro de referencia T80+UV/VIS Spectrometer PG Instruments. Posteriormente, se midió la absorbancia con diferentes longitudes de onda (750, 664, 647 y 630 nm). Todo el proceso se realizó con luz tenue para proteger

las muestras de interferencia. La ecuación utilizada para calcular la CI-a fue: $CI_a(\mu\text{g} / \text{L}) = A \cdot K (664a - 666d) V_{\text{Acet}} / v_f \cdot t$ donde: 664a Absorción antes de la acidificación, 666d Absorción después de

la acidificación, V_{Acet} Volumen de acetona usado en la extracción, en mL, v_f Volumen de agua filtrada, en L, t Trayecto óptico de la celda, igual a 1 cm.

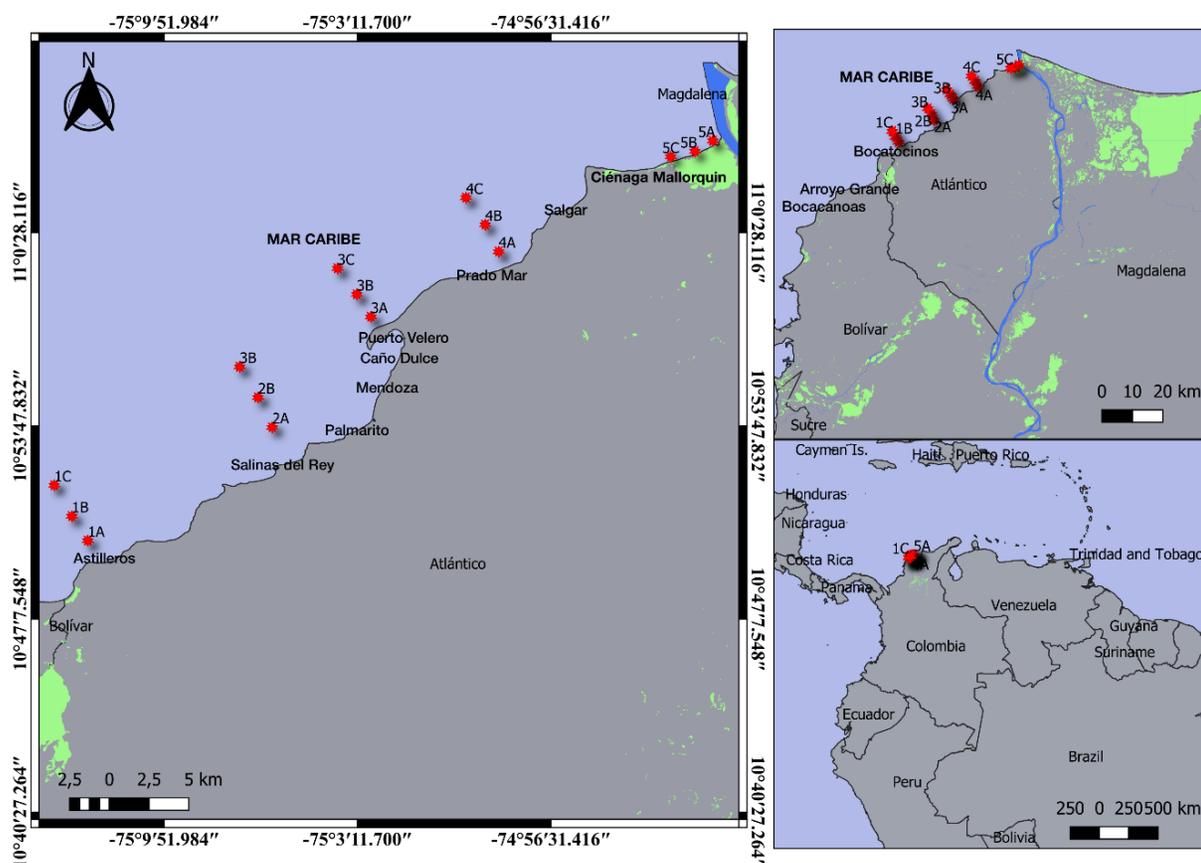


Figura 1. Área de estudio, se indican las estaciones de muestreo en la zona costera del departamento del Atlántico.

Fitoplancton

En cada estación se realizó un filtrado en pasivo de agua superficial de 24 L (volumen conocido), empleando un tambor cónico con una malla de diámetro de poro de 24 μm , las muestras filtradas se almacenaron en frascos de 50 mL, fijados con formalina al 4% y lugol, para teñir las estructuras morfológicas de los grupos algales (Blanco et al., 2020). Las muestras recolectadas fueron rotuladas con los datos de campo (lugar, fecha, estación y hora) y transportadas al laboratorio-Museo Colecciones Biológicas UARC-135 de la Universidad del Atlántico para posterior identificación. Los individuos de fitoplancton fueron cuantificados por el método conteo en una alícuota (microtransecto) de la muestra, el cual consistió en tomar una alícuota de volumen conocido, con una pipeta de precisión, colocarla entre el portaobjeto y el cubreobjetos, posteriormente contar la totalidad de los individuos (Lackey, 1938; Blanco et al., 2020). La identificación taxonómica fue realizada mediante observación directa de un microscopio

óptico (Leica DIMIN), en diferentes aumentos y con ayudas de claves taxonómicas y material iconográfico disponible (Parra et al., 1982; Round et al., 1990; Chrétiennot-Dinet et al., 1993; Wehr y Sheath, 2003; Vidal, 2010; Moreno et al., 2012; Wehr et al., 2015). Para la cuantificación de los individuos se utilizó la fórmula propuesta por APHA (2005):

$$N^{\circ}/\text{mL} = (C \cdot TA) / (A \cdot S \cdot V)$$

Dónde: TA= área del cubreobjetos en mm^2 , A= área de una hilera en mm^2 , S= número de hileras contadas, C= número de organismos contados y V= Volumen de la muestra bajo el cubreobjetos.

Análisis de datos

A los datos fisicoquímicos, se les aplicó estadística descriptiva, para organizar y describir los datos obtenidos, teniendo en cuenta épocas y estaciones de monitoreo. Se realizó un test de normalidad de Shapiro-Wilk ($N < 30$) para verificar el comportamiento de los datos. Para estimar diferencias

significativas entre los muestreos por cada variable (físicoquímicas y biológicas) se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia del 5 %. Se determinó la riqueza (S) del fitoplancton. Se aplicaron el índice de diversidad de Shannon (H') y uniformidad de Pielou (J). Se realizó un clúster de similitud usando el índice de Jaccard, para determinar cuán parecidas fueron las estaciones y los muestreos basados en la composición del fitoplancton. Para asociar las variables físicoquímicas con la composición de fitoplancton se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC), que permitió identificar las variables que más afectaron la abundancia de fitoplancton, las especies con baja abundancia <10 mg/L no fueron incluidas, así como aquellas variables que mostraron colinealidad (>10) al aplicar una prueba FIV (factor de inflación de la varianza). Estos análisis fueron realizados con ayuda de PAST 4.1 (Hammer *et al.*, 2013) y R (R Core Team, 2013).

Tabla 1. Valores promedio y desviación estándar de las variables físicoquímicas tomadas en la zona litoral del departamento del Atlántico.

Variables	Astilleros	Santa Verónica	Puerto Velero	Puerto Colombia	Mallorquín
Profundidad Secchi (cm)	2,9 ± 1,8	4,5 ± 1,8	3,3 ± 1,5	4,3 ± 1,5	2,9 ± 0,7
pH	8,0 ± 0,0	8,1 ± 0,0	8,1 ± 0,0	8,1 ± 0,1	8,2 ± 0,4
O ₂ (mg.L ⁻¹)	4,0 ± 0,1	3,6 ± 0,1	3,3 ± 0,2	3,9 ± 0,0	4,0 ± 0,5
Salinidad (ppm)	40,3 ± 0,6	40,0 ± 0,0	40,0 ± 0,0	37,7 ± 2,3	32,0 ± 10,4
Densidad	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0
T° Agua (°C)	29,1 ± 1,0	30,0 ± 0,2	29,4 ± 0,4	29,3 ± 0,3	27,9 ± 2,5
T° Ambiente (°C)	29,2 ± 0,3	31,0 ± 0,0	30,2 ± 0,4	28,0 ± 0,0	28,0 ± 0,0
Clorofila- <i>a</i> (mg.m ⁻³)	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,0	0,7 ± 0,4

Clorofila-*a*

La concentración de Cl-*a* en la línea costera del departamento del Atlántico, se presentan en la figura 2. Con datos medios y error estándar de: 0,2 ± 0,0 mg.m⁻³. Se observa que los mayores valores (1,0 mg.m⁻³), fue en la zona de MA y los menores valores fueron hallados en las estaciones de AS y PV.

Fitoplancton

Se identificó un total de 560 Cél.mL⁻¹ en 47 especies y cinco clases (tabla 2). Las Bacillariophyceae, se caracterizaron por ser las más ricas y abundantes, seguidas por las Dinophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae y Chlorophyceae con un integrante del género *Trachelomonas*. Con respecto a la riqueza por sitio, el punto 1C presentó nueve de las especies recolectadas, seguido por el punto 2B con ocho especies. Sin

Resultados

Físicoquímicos

En general, la transparencia Secchi presentó un promedio de 2,9 cm en AS; 4,0 cm en SV; 3,3 cm en PV y 2,9 cm en MA. El potencial de hidrogeno (pH) fue básico en todas las estaciones con valores medios entre 8,0 a 8,2 respectivamente. El oxígeno disuelto, variable asociada con la calidad del agua, mostró valores bajos (4,0; 3,6; 3,3; 3,9 y 4,0 mg.L⁻¹) en las estaciones AS, SV, PV, PC y MA, respectivamente. El máximo valor fue en AS con 5,0 mg.L⁻¹ y el menor valor 3 mg.L⁻¹ en la línea de costa de PV. La salinidad estuvo presentó un promedio de 40,3 ± 0,6 ppm, con disminución del 20 % de las concentraciones típicas del agua marina y, por último, la temperatura del agua tuvo valores promedios de 29,1; 30; 29,4; 29,3 y 27,9 °C en AS, SV; PV, PC y MA, respectivamente (tabla 1)

embargo, el punto 5A y 5B presentaron la mayor abundancia con 196 Cél.mL⁻¹ y 112 Cél.mL⁻¹ respectivamente, entre las que se destacan *Chaetoceros* sp. (83 Cél.mL⁻¹) y *Chaetoceros lorentzianus* (64 Cél.mL⁻¹).

La diversidad según Shannon (H') indicó que los sitios más diversos fueron 5A, 5B, y 5C, las menos diversas 1A, 3C y 4C con una especie. Con respecto al índice de uniformidad de Pielou (J'), las estaciones 1B, 2B, 3B y 4B obtuvieron los valores más altos (1), ya que el valor de la riqueza fue igual al de las abundancias, es decir todas las especies estaban representados por un individuo (anexo 1). El análisis de Jaccard mostró una similitud mayor del 80 % entre las estaciones 5A, 5B, 5C, que además resultaron ser las más diversas. Las demás estaciones tuvieron una similitud menor al 50 %, lo que indica que la composición en cada una de ellas fue diferente (figura 3).

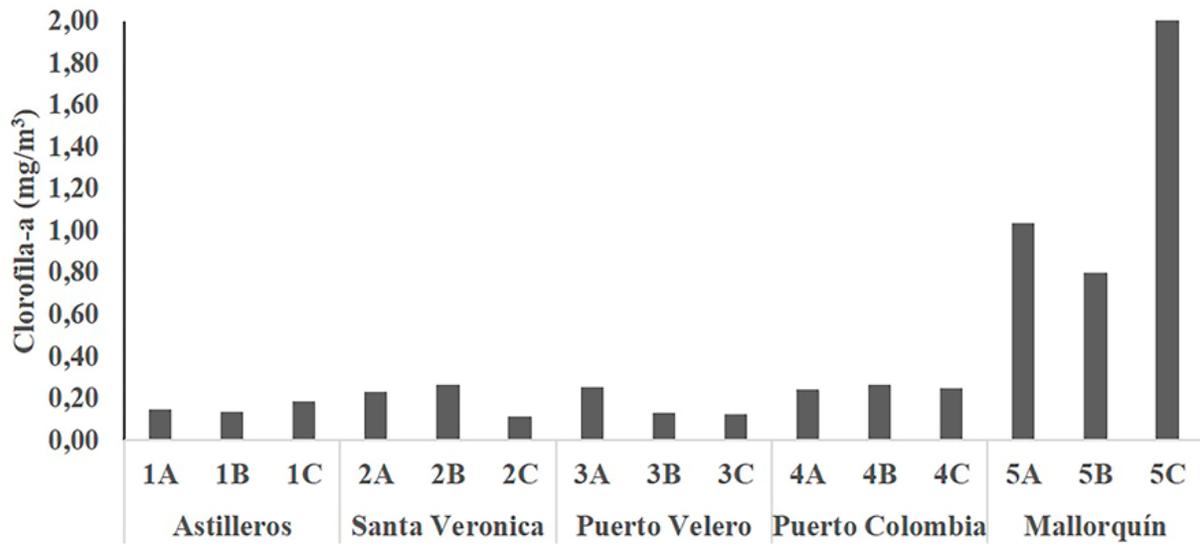


Figura 2. Valores de Cl-a en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ registrados en la zona costera del departamento del Atlántico.

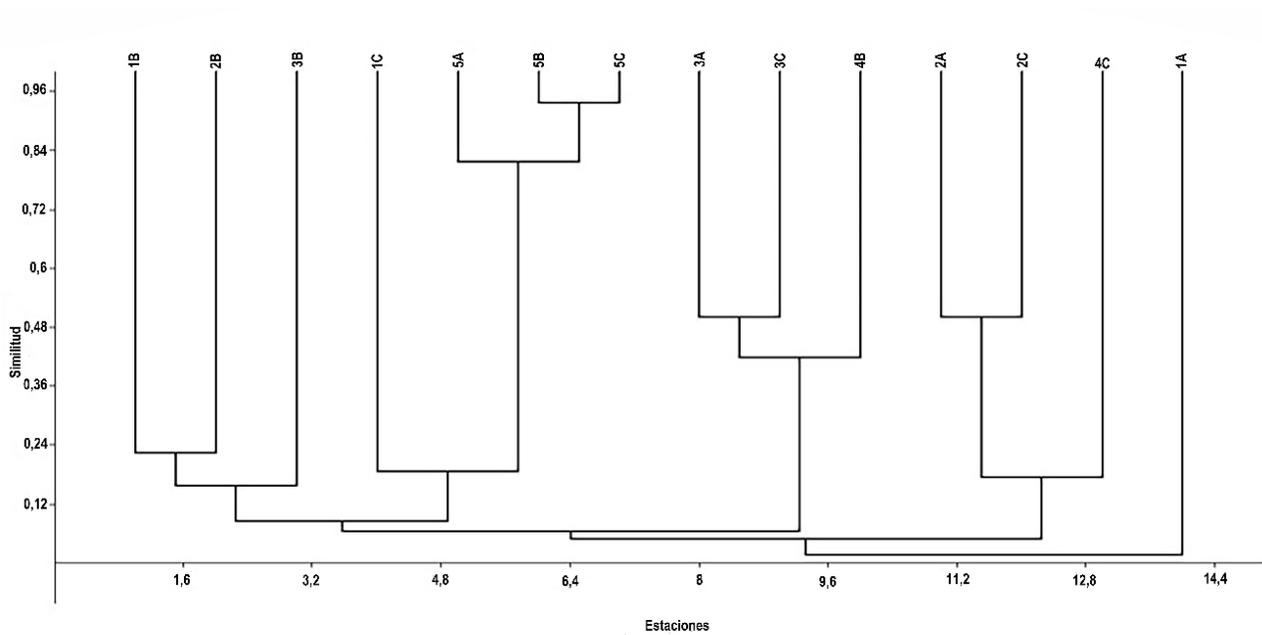


Figura 3. Análisis de similitud de Jaccard para las estaciones de muestreo basado en las abundancias.

Fitoplancton de la zona litoral del departamento del Atlántico, Colombia

Tabla 2. Abundancia de las especies presentes en las estaciones de muestreos. Din: Dinophyceae; Cya: Cyanophyceae; Bac: Bacillariophyceae; Chl: Chlorophyceae; Eug: Euglenophyceae.

División	Especies	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C
Dinophyceae	<i>Porocentrum micans</i>	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dinophysis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	3	2	3	0	0	0	0	0	0
	<i>Dinophysis caudata</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Prorocentrum lima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	2	0	0	0
	<i>Protoperdinium steidingerae</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Scrippsiella</i> sp.	0	0	1	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Scrippsiella spinifera</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Oxytoxum</i> cf. <i>sceptrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
	<i>Alexandrium</i> cf. <i>minutum</i>	0	0	0	13	9	6	0	0	0	0	0	0	4	1	2
Cyanophyceae	<i>Anabaena</i> sp.	0	0	0	0	0	0	2	4	2	1	0	1	0	1	0
	<i>Oscillatoria</i> sp.	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Oscillatoria tenuis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Bacillariophyceae	<i>Skeletonema costatum</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Diploneis bombus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Chaetoceros</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	24	18
	<i>Chaetoceros constrictus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	4	4
	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	4	1	0
	<i>Chaetoceros diversus</i>	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Chaetoceros distans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5	2	2
	<i>Chaetoceros coartatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Chaetoceros peruvianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	1
	<i>Chaetoceros affinis</i>	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	6	2	6
	<i>Chaetoceros similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	4	2
	<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	22	10
	<i>Skeletonema costatum</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	23	12	10
	<i>Coscinodiscus granii</i>	0	1	0	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Diploneis weissflogi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Gyrosigma</i> cf. <i>balticum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nitzschia longissima</i>	0	0	3	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	

Continuación tabla 2.

Especies		1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C
	<i>Thalassiosira decipiens</i>	0	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	4	6
	<i>Thalassionema elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	2
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula digitoradiata</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Bacteriastrium comosum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	<i>Pseudonitzschia pungens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	8	10
	<i>Navicula</i> sp.	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula yarrensis</i>	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Detonula pumila</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Odontella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	2
	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	4
	<i>Guinardia flaccida</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	19	10	6
	<i>Rhizosolenia pungens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	5	4
Chlorophyceae	<i>Pelagococcus subviridis</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyceae	<i>Trachelomona</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	2
	<i>Trachelomona oblonga</i>	0	2	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
Riqueza		3	7	9	7	8	3	1	3	2	2	3	2	4	5	3
Abundancia (Cél.mL ⁻¹)		3	9	32	33	17	17	10	11	7	4	7	4	196	112	93

El análisis de componentes principales entre las estaciones y especies analizadas (figura 4a) mostró el mayor porcentaje de varianza (88,8 %) para el eje uno. Casi todos los sitios de la estación cinco (5A, 5B y 5C) están caracterizados por las especies *Pseudo-nitzschia pungens*, *Guinardia flaccida*, *Skeletonema costatum* y *Rhizosolenia pungens*. Esto es diferente a lo encontrado entre estaciones y las variables fisicoquímicas, donde la mayor explicación estuvo dada por el eje uno con una varianza de 99,1 % (figura 4b). Aquí se puede evidenciar que la salinidad explica la mayor variación de los datos. Por su parte, los sitios 2A, 4A, 5C y 5A estuvieron influenciados positivamente

por las variables temperatura del agua y ambiente.

Con respecto al análisis de correspondencia canónica, solo las estaciones 5A, 5B y 5C reflejaron influencia positiva de las variables fisicoquímicas (anexo 2), lo que sucede de manera contraria en las demás estaciones. Además, se forman dos grupos de algas: el primero caracteriza las estaciones 1 a 4 y sus réplicas, con los géneros *Chaetoceros* (especies tonificantes que se pueden ver en el anexo 2) y *Navicula*, el segundo corresponde a la estación 5, con los géneros *Chaetoceros* (especies tonificantes que se pueden ver en el anexo 2, *Odontella* y *Thalassionema*.

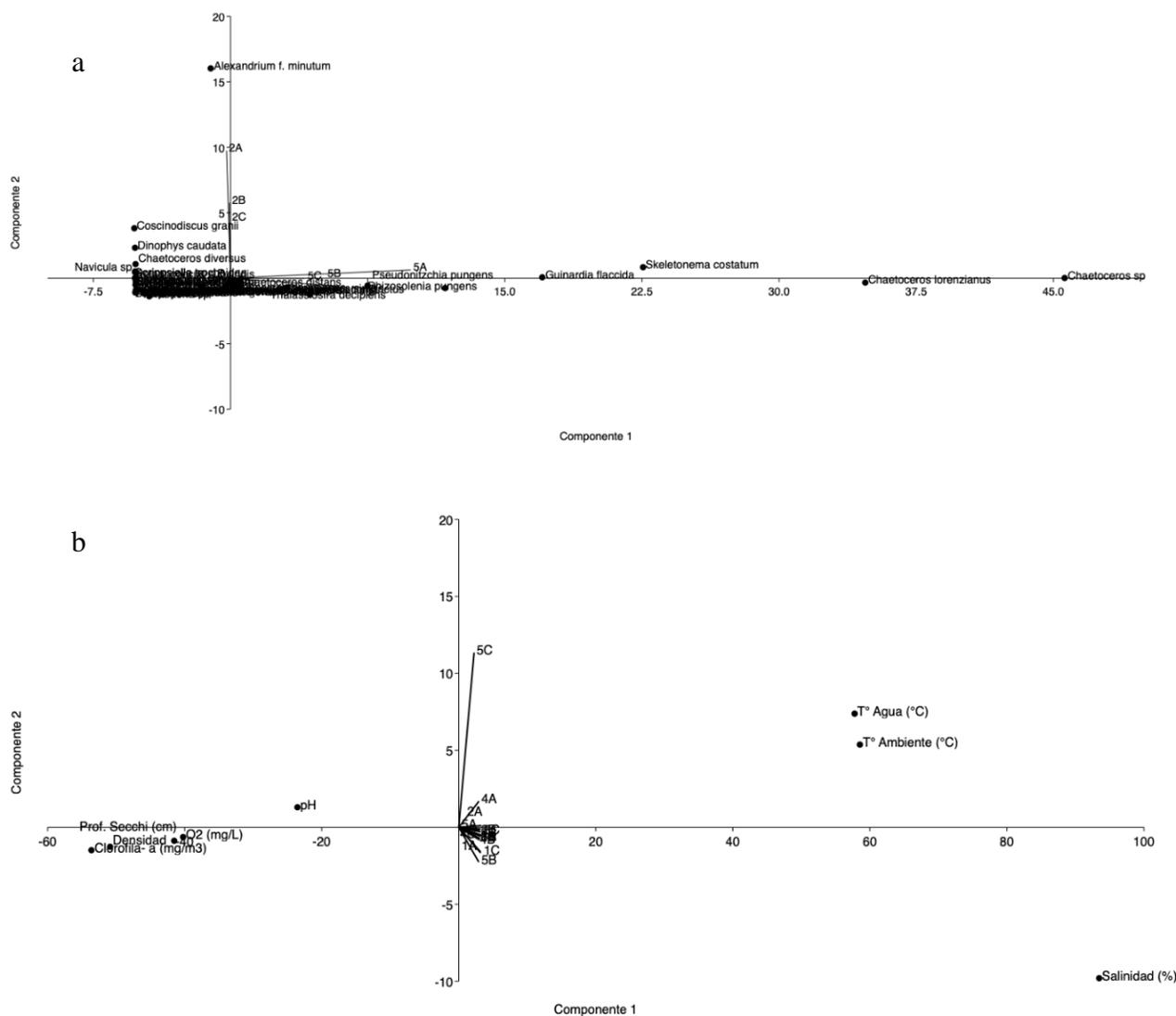


Figura 4. Análisis de componentes principales para: a) estaciones y especies; y b) para estaciones y parámetros fisicoquímicos.

Discusión

Los valores obtenidos para las variables fisicoquímicas a través de medición en la ciénaga de Puerto Caimán evidencian una variación temporal. Esta zona marino-costera registró una transparencia del agua de $2,9 \pm 1,8$ cm, lo cual permite identificar cuál es la zona fótica o de influencia de luz visible de la columna del agua y definir la franja de agua con potencial productivo (Roldán y Ramírez, 2008; Rivera y Donato, 2008). Las estaciones más cercanas a la orilla presentaron mayor turbidez, condición natural de las aguas de mar, donde las zonas más próximas a las costas presentan gran cantidad de sólidos suspendidos por efectos de los vertimientos y de los afluentes continentales, así como por la acción de las corrientes que generan resuspensión de los sedimentos en los lugares de menor profundidad (Brenes *et al.*, 2007; May-Kú *et al.*, 2016). Las aguas con menor transparencia correspondieron a las estaciones de Mallorquín, donde, además de la circulación de las aguas del estuario por la boca de barra, se suman las aguas provenientes del río Magdalena. Por lo tanto, los datos son relevantes para una zona de costa impactada por un río de la dimensión del Magdalena (Tejeda-Benítez *et al.*, 2016). Con los datos de pH, se puede demostrar que la salinidad ejerce un efecto temporizador sobre los afluentes o vertimientos con cargas de materia orgánica que modifican esta variable. Además, se observó que las aguas dulces y los vertimientos son de pH ácidos (Trujillo y Guerrero, 2015).

Los valores de oxígeno disuelto en la zona costera fueron bajos, probablemente asociados a la turbidez, que limita la realización de los procesos de la fotosíntesis en la zona superficial del agua. Estos resultados también se explican con el aporte de nutrientes y materia orgánica, que en ocasiones pueden inhibir los procesos metabólicos de los organismos fotosintéticos (Brenes *et al.*, 2007; González *et al.*, 2008). El máximo valor de este parámetro se obtuvo en AS ($5,0 \text{ mg.L}^{-1}$), y el menor, en la línea de costa de PV (3 mg.L^{-1}), lo que indica la posible influencia de algún vertimiento de importancia para el sistema.

La salinidad es una medida de la concentración de sales disueltas en el agua, importante por la concentración de cloruro de sodio (Roldán y Ramírez, 2008). Para las estaciones, esta variable se registró con porcentajes promedio entre 40 y 32 ppm, con una disminución de 20 ppm de las concentraciones típicas del agua marina en la estación más cercana a la desembocadura del río Magdalena. Estos valores promedios (40 ppm) son consistentes con aguas expuestas a altos procesos de evaporación por la intensidad de radiación incidente.

Por último, la temperatura del agua sirvió para identificar que las aguas corresponden a aguas marinas mezcladas con aguas continentales cálidas (promedio: $29,1 \pm 1,0$ °C). Por lo tanto, no se presentan para la época efectos de corrientes de aguas marinas oceánicas, no hubo variación espacial significativa y no se evidenciaron vertimientos calientes o fríos sobre esta línea de costa.

Adicionalmente, la Cl-a no superó los $1,20 \text{ mg.m}^{-3}$, lo que evidencia el bajo perfil de producción primaria en sistema. Sin embargo, la comunidad de fitoplancton fue variable, lo cual puede estar asociado con aguas que son evacuadas desde la Ciénaga de Mallorquín, ecosistema que corresponde a un estuario o humedal altamente productivo. Por tal razón, a medida que se aleja a la línea de costa, la concentración de Cl-a disminuye a valores similares a los registrados en el resto del litoral (Rivera y Donato, 2008).

Los registros de Cl-a en el ecosistema ratifican la poca productividad primaria que se relaciona con los valores de pH. Estos últimos desfavorecen los procesos de productividad y se encuentran asociados a la estrecha franja de agua donde la luz puede alcanzar las poblaciones de algas que constituyen el fitoplancton de este sector del Caribe colombiano. Así pues, se obtienen hallazgos similares a los que muestran otros trabajos para sectores donde desembocan los ríos (Rivera y Donato, 2008; Roldán y Ramírez, 2008; Blanco-Muñoz *et al.*, 2020).

Respecto a las comunidades del fitoplancton halladas en este estudio, *Chaetoceros* cuenta con el mayor número de representantes dentro de las diatomeas marinas. Común en los ecosistemas marinos de todo el mundo, con solo pocas especies en ecosistemas continentales o estuarinos, este género se encuentra más que todo en estas zonas por poseer una característica morfológica llamada chetas, que le permite "luchar" contra la acción del oleaje y, por ende, mantenerse en las capas superficiales de la columna de agua. En total, son más de 400 especies difíciles de diferenciar, pese a los numerosos esfuerzos e intentos por organizar la taxonomía de este género. Además, junto con *Coscinodiscus* y *Thalassiosira*, son considerados los géneros planctónicos marinos con mayor diversidad de especies y amplia distribución (Rines y Hargraves, 1990; Jensen y Moestrup, 1998). Estos organismos presentan una mayor absorción de nutrientes en sistemas turbulentos y dominan en ambientes enriquecidos, con disponibilidad de luz y turbulencia (Kjørboe, 1993). Dentro del género *Chaetoceros* la especie más representativa fue *C. lorenzianus*, con 64 cél.mL^{-1} . Esta se asocia con floraciones nocivas relacionadas con

la mortalidad en masa de anchoas en el golfo de Nicoya, en Costa Rica (Vargas-Montero y Freer, 2004^a, b).

Todos los criterios mencionados anteriormente permiten tener una visión holística de cómo se encuentra la zona litoral (específicamente, los puntos del departamento del Atlántico evaluados en este estudio) y acercarse a las posibles causas de su deterioro o alteraciones. En tal sentido, es necesario desarrollar planes de mejora ambiental en estas zonas del litoral marino-costero que integren medidas como jornadas de recolección de basuras y desechos de origen antropogénico, delimitación del espacio hídrico desde la funcionalidad ecológica y la sostenibilidad ambiental, ordenar el uso del suelo de riberas, especificando las actividades que sean compatibles con la conservación de sistemas acuáticos y del sitio en general y, por último, diseñar sistemas de manejo, tratamiento y disposición final adecuada de residuos sólidos de las comunidades aledañas (Morales y García-Alzate, 2016), el comercio y los provenientes de la actividad turística.

Agradecimientos

En memoria al profesor e investigador Luis Carlos Gutiérrez Moreno. Al programa de Biología y al Grupo de Investigación Biodiversidad del Caribe Colombiano y Estudios en Sistemática y Conservación. A Colciencias (Convocatoria N.º 727 de 2015; Res. 513, julio de 2015, otorgada a Ana De la Parra Guerra).

Referencias

APHA, AWWA, WEF. 2012. *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 22nd ed. American Public Health Association, Washington D.C.

APHA, 2005. *Standard Methods of Water and Wastewater*. 21st Edn., American Public Health Association, Washington, D.C.

Blanco-Muñoz, E., De la Parra-Guerra, A., García-Alzate, C. y Villarreal-Blanco, E. 2020. Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la ciénaga Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia. *Intropica* 15(2): 114-125. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3650>.

Brenes, C.L., Ballesteros, D. y Hernández, A. 2007. Estructura hidrográfica de la Bahía de Bluefields, Nicaragua. *Revista de Ciencia y Tecnología* 25(1 y 2). 57-66

Chrétiennot- Dinet, M., Sournia, A., Ricard, M. y Billard, C. 1993. A classification of the marine phytoplankton of the world from class to genus. *Phycologia* 32: 159-179. Doi:

<https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-3-159.1>.

De la Parra-Guerra, A.C. y García-Alzate, C. 2019. Metabolismo de un tramo en la cuenca baja del río Cesar, departamento del Cesar, en una época de sequía, Colombia. *Intropica* 14(1): 16-23. Doi: <http://dx.doi.org/10.21676/23897864.2719>.

González, J.A., Céspedes, J.G., Ramírez, E.G., Zamora, J.A. y Cortés, J. 2008. Parámetros físico-químicos en aguas costeras de la Isla del Coco, Costa Rica (2001-2007). *Revista de Biología Tropical* 56(2): 49-56

Hammer, Ø. 2013. PAST Paleontological Statistics Version 3.0: Hennemann, M.C. y Petrucio, M.M. 2011. Spatial y temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring y Assessment* 181: 347-361. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1833-5>.

Jensen, K. y Moestrup, Ø. 1998. Waters. *Opera Botanica* 133: 1-68.

Kjørboe, T. 1993. *Turbulence, phytoplankton cell size, and the structure of pelagic food webs. In advances in marine biology*. Academic Press. San Diego.

Kshirsagar A.D. 2013. Bioremediation of wastewater by using microalgae: an experimental study. *International Journal of Life Science Biotechnology and Pharma Research* 2(3): 339-346.

Lackey, J.B. 1938. The manipulation and counting of river plankton and changes in some organisms due to formalin preservation. *Public Health Reports (1896-1970)* 2080-2093. Doi: <https://doi.org/10.2307/4582717>.

Lambert, W. y Sommer, U. 1997. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. Oxford.

May-Kú, M.A., Valdés-Lozano, D. y Ardisson, P.L. 2016. Variación espacial y temporal de las características fisicoquímicas del agua y sedimento en la laguna costera Yalahau, Quintana Roo. *Hidrobiológica* 26 (1): 41-51. Doi: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n1/May>.

Morales, J. y García-Alzate, C. A. 2016. Estructura trófica de los peces en arroyos del Corral de San Luis, cuenca del Bajo Magdalena, Caribe, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 64(2): 715-732.

Moreno, J.R., Medina, C.D. y Albarracín, V.H. 2012. Aspectos ecológicos y metodológicos del muestreo, identificación y cuantificación de cianobacterias y microalgas eucariotas. *REDUCA (Biología)* 5: 110-125.

- Parra, O., Rivera, P., González, M., Dellarossa, V. y Orellana, M. 1982. *Manual Taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. Bacillariophyceae*. Chile: Universidad de Concepción, Concepción.
- Pereira, P., De Pablo, H., Vale, C., Franco, V. y Nogueira, M. 2009. Spatial y seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring y Assessment* 153: 281-292. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0355-x>.
- R Core Team 2013. R: *A Language and Environment for Statistical Computing*.
- Roldán, G. y Ramírez, J. 2008. *Fundamentos de limnología Neotropical*. Segunda Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín.
- Rines, J.E. y Hargraves, P.E. 1990. Morphology and taxonomy of *Chaetoceros compressus* Lauder var. *hirtisetus* var. nova, with preliminary consideration of closely related taxa. *Diatom Research* 5: 113-127.
- Rivera, C. y Donato, J. 2008. Influencia de las variaciones hidrológicas y químicas sobre la diversidad de diatomeas bénticas. Donato, J. Editor. *Ecología de un río de montaña de los Andes Colombianos (Río Tota, Boyacá)*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.
- Round, F.E., Crawford, R.M. y Mann, D.G. 1990. *Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Santillán-Aredo, S.R. y Guerrero-Padilla, A.M. 2018. Macroinvertebrados y fitoplancton como bioindicadores de contaminación en la cuenca del río Chicama, Perú. *Revista Tecnología en Marcha* 31(4): 97-110. Doi: <https://doi.org/10.18845/tm.v31i4.3968>.
- Tejeda-Benítez, L., Flegal, R., Odigie, K. y Olivero-Verbel, J. 2016. Pollution by metals and toxicity assessment using *Caenorhabditis elegans* in sediments from the Magdalena River, Colombia. *Environmental Pollution* 212: 238-250. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.057>.
- Trujillo, G. y Guerrero, A. 2015. Caracterización físico-química y bacteriológica del agua marina en la zona litoral costera de Huanchaco y Huanchaquito, Trujillo, Perú. *ReBla*/35(1): 23-33.
- Vargas-Montero, M. y Freer, E. 2004a. Paralytic shellfish poisoning outbreaks in Costa Rica. In: Steidinger K.A., Landsberg, J.H., Tomas C.R., y Vargo, G.A. Editor. *Harmful Algae 2002*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris.
- Vargas-Montero, M. y Freer, E. 2004b. Proliferaciones algales de la diatomea toxigénica *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 52(Suppl. 1): 127-132.
- Vélez-Azañero, A., Lozano, S. y Cáceres-Torres, K. 2016. Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú. *Ecología aplicada* 15(2): 69-79. Doi: <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.745>.
- Vidal, L. 2010. Manual de Fitoplancton hallado en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Cuerpos de Agua Aledaños. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. Bogotá D.C.
- Wan-Maznah, W.O. 2010. Perspectives on the use of algae as biological indicators for monitoring and protecting aquatic environments, with special reference to Malaysian freshwater ecosystems. *Tropical Life Sciences Research* 21(2): 51-67.
- Wehr, J. y Sheath, R. 2003. Freshwater habitats of algae. En: Wehr, J. y Sheath, R. Editors *Freshwater Algae of North America*. Academic Press, San Diego.
- Wehr, J.D., Sheath, R.G. y Kociolek, J.P. 2015. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Academic Press, San Diego.

Cuantificación y valoración económica del conflicto humano-puma en San Onofre, departamento de Sucre, Colombia

Quantification and economic assessment of the human-puma conflict in San Onofre, department of Sucre, Colombia

Gerson A. Salcedo-Rivera¹ , Fadel Cuello Alfaro², Jessica Vanegas-Arroyo¹ , Jaime De La Ossa-V. ¹ ,
Silvia Galván-Guevara¹ y Julio J. Chacón-Pacheco^{3,4*} 

1. Laboratorio de Fauna Silvestre, Grupo de Investigación en Biodiversidad Tropical, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Sucre, Sincelejo, Sucre, Colombia
2. División de Fauna, Subdirección de Gestión Ambiental, Corporación Autónoma Regional de Sucre – CARSUCRE, Sincelejo, Sucre, Colombia
3. Grupo de Investigación Biodiversidad Unicórdoba, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba, Montería, Córdoba, Colombia
4. Grupo de Investigación AMDAC, Institución Educativa José María Córdoba, Montería, Córdoba, Colombia

Resumen

El puma (*Puma concolor*) es un felino nativo de América que, ocasionalmente, es responsable de ataques y depredación oportunista de animales domésticos de interés productivo en Colombia, razón por la que es considerado como un animal que genera conflictos. Sin embargo, es también una especie clave en la dinámica y el equilibrio de sus ecosistemas, por lo que el mantenimiento de sus poblaciones es trascendental. En este estudio presentamos la primera caracterización y valoración económica de daños ocasionados por *P. concolor* en la ecorregión colombiana de Montes de María. Específicamente, reportamos una cuantificación de las pérdidas de ovinos y porcinos en algunas localidades rurales del municipio de San Onofre, departamento de Sucre, realizada por medio de una entrevista semiestructurada que se aplicó a productores entre 2018 y 2020. Adicionalmente, presentamos una revisión bibliográfica de la evidencia sobre el conflicto humano-puma en la región del Caribe colombiano. Encontramos que la situación del conflicto humano-puma está subrepresentada en los estudios para la región Caribe. Los ataques de puma en San Onofre se vincularon principalmente a la vulnerabilidad de las presas y el manejo de los encierros. Las pérdidas para los productores de ovinos oscilaron entre \$ 540000 y \$2465000, mientras que para los productores de porcinos estuvieron entre \$ 29500 y \$ 1560000. Dada la importancia de la región para la persistencia de la especie y la dependencia de los productores locales de las actividades agropecuarias para el sostenimiento de sus familias, se deben aunar esfuerzos interdisciplinarios que permitan comprender mejor esta problemática y proponer soluciones viables e integrales.

Palabras clave: comunidades rurales; Felidae; manejo de fauna silvestre; producción agrícola y ganadera; *Puma concolor*; región Caribe colombiana

Abstract

The puma (*Puma concolor*) is a native feline to America that is occasionally responsible for opportunistic attacks and predation of domestic animals of productive interest in Colombia, which is why it is considered an animal that generates conflicts. However, it is also a key species in the dynamics and balance of its ecosystems, for which the maintenance of its populations is transcendental. In this study, we present the first characterization and economic valuation of damage caused by *P. concolor* in the Colombian ecoregion of Montes de María. Specifically, we report a quantification of the losses of sheep and pigs in some rural localities of the municipality of San Onofre, department of Sucre, carried out through a semi-structured interview that was applied to producers between 2018 and 2020. Additionally, we present a bibliographic review of the evidence on the human-puma conflict in the Colombian Caribbean region. We found that the human-puma conflict situation is underrepresented in studies for the Caribbean region. Puma attacks in San Onofre were mainly linked to the vulnerability of the prey and the management of the enclosures. Losses for sheep producers ranged from \$540,000 to \$2,465,000, while for hog producers they ranged from \$29,500 to \$1,560,000. Given the importance of the region for the persistence of the species and the dependence of local producers on agricultural activities to support their families, interdisciplinary efforts must be combined to better understand this problem and propose viable and comprehensive solutions.

Key words: rural communities; Felidae; wildlife management; agricultural and livestock production; *Puma concolor*; Colombian Caribbean region

*Autor de correspondencia: jchacon_bio@hotmail.com

Editor: Juan David González Trujillo

Recibido: 23 de abril de 2022

Aceptado: 08 agosto de 2022

Publicación en línea: 25 de octubre de 2022

Citar como: Salcedo-Rivera, G.A., Cuello Alfaro, F., Vanegas-Arroyo, J., De La Ossa-V, J., Galván-Guevara, S. y Chacón-Pacheco,

JJ.2022.Cuantificación y valoración económica del conflicto humano-puma en San Onofre, departamento de Sucre, Colombia. Intropica 17(2): 173 – 180. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.4575>.



Introducción

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) define que el conflicto entre humanos y fauna silvestre ocurre cuando, producto de una amenaza directa y recurrente para el sustento o la seguridad de las personas, se persigue y ataca a las especies culpables de dichas amenazas (IUCN, 2020). El manejo de este tipo de conflictos es uno de los desafíos más complejos y urgentes para la conservación de la fauna silvestre en todo el mundo, y en específico, para las especies que ocasionan daños a cultivos y causan ataques sobre animales domésticos de interés productivo, ya que sus ataques se traducen en pérdidas económicas para los productores (Rosell y Llimona, 2012; Nyhus, 2016).

El estudio del conflicto humano-felinos por afectación a producciones pecuarias ha cobrado gran interés en Latinoamérica, principalmente por los daños y las pérdidas que ocasionan sobre la ganadería bovina (*e.g.* Garrote, 2012; Arias-Alzate *et al.*, 2013; González-Maya *et al.*, 2013; Aconcha-Abril *et al.*, 2016; Castaño-Uribe *et al.*, 2016a). No obstante, los análisis en Colombia para especies menores de producción (*e.g.* ovina y porcina), han sido subestimados con reportes aislados sin una cuantificación real de las pérdidas económicas y los efectos sobre la biodiversidad local (Chacón-Pacheco y González-Maya, 2013; Castaño-Uribe *et al.*, 2016a). En ese sentido, se manifiesta la necesidad de intervenir en diversas áreas para conocer la magnitud de la situación, permitiendo definir los efectos sobre las poblaciones naturales y el impacto económico, identificar variables que potencian el conflicto a escala local y regional, e implementar prácticas de mitigación de bajo costo para unidades agropecuarias (Aconcha-Abril *et al.*, 2016).

La ecorregión de Montes de María en el departamento de Sucre es un área de interés en la región Caribe de Colombia para el estudio del conflicto humano-mamíferos por ataques y depredación de animales de interés zootécnico. Esta contiene uno de los últimos remanentes de bosque seco tropical del país, ecosistema altamente afectado por la transformación principalmente a sistemas agropecuarios, donde habitan cuatro especies de felinos (*Panthera onca*, *Puma concolor*, *Leopardus pardalis* y *Herpailurus yagouaroundi*) (Chacón-Pacheco *et al.*, 2022). Sin embargo, ha sido fuertemente intervenida por actividades humanas que provocan efectos negativos sobre la biodiversidad (*e.g.* deforestación, minería, cacería de fauna silvestre), lo que finalmente puede suscitar conflicto con algunos depredadores ante el aumento del contacto entre las poblaciones silvestres y las áreas donde se desarrollan

actividades como la producción animal (Pineda-Guerrero *et al.*, 2015).

Nuestros objetivos fueron caracterizar, cuantificar y valorar económicamente la pérdida de ganado ovino y porcino causada por puma (*P. concolor*) en localidades rurales del municipio de San Onofre, departamento de Sucre. Además, presentamos una revisión bibliográfica sobre el conflicto humano-puma en el Caribe colombiano, teniendo en cuenta que en algunas localidades se han presentado casos recientes de cacería de felinos por ser considerados como especies dañinas que depredan animales domésticos (*e.g.* Chacón-Pacheco y González-Maya, 2013, Tinoco-Sotomayor *et al.*, 2016; Fernández-Rodríguez *et al.*, 2020).

Materiales y métodos

Área de estudio

El trabajo de campo se llevó a cabo en cinco localidades rurales del municipio de San Onofre (Palmira La Negra, Caña Fría, Pajonalito, Palito y Los Negros), el cual se ubica al norte del departamento de Sucre (figura 1). Aunque este municipio está incluido en la subregión sucreña de Morrosquillo (Sanmartín-Sierra *et al.*, 2016), se considera un área de su territorio como parte de la ecorregión de Montes de María por características ecosistémicas afines al bioma de bosque seco tropical típico de esta zona (De La Ossa-Nadjar y De La Ossa-V., 2015; Monroy *et al.*, 2015; Herazo-Vitola *et al.*, 2017). En las localidades de dicho municipio concurren manglares, praderas y lagunas costeras, junto con áreas de bosque seco tropical, sabanas antropizadas y lagunas de agua dulce (Díaz-Pulido *et al.*, 2014). No obstante, se presentan actividades extractivas, como son la tala y la minería, que han promovido la acelerada transformación local del bosque seco tropical (Herazo-Vitola *et al.*, 2017).

Metodología

Se visitaron predios productivos y se aplicó una entrevista semiestructurada a cada productor que indicó haber sido afectado por eventos de ataque y depredación de ganado, con lo que se recopiló información para caracterizar y cuantificar los daños de forma individual y en una ventana temporal comprendida entre 2018 y 2020 (Amador-Alcalá *et al.*, 2013; Anaya-Zamora *et al.*, 2017).

No se tuvieron en cuenta casos de muerte de animales en circunstancias donde al productor le fue posible identificar la causa y los cadáveres se encontraron intactos, como eventos de

enfermedad o envenenamiento. Asimismo, con el fin de disminuir la incertidumbre en la determinación de *P. concolor* como la especie involucrada en los ataques, se mostraron fotografías de los félicos de Sucre para reconocimiento y se

solicitó una descripción detallada de los eventos. También, se consultó por evidencias de los sucesos, como fotografías de los animales atacados o rastros de la presencia del depredador en el área (figura 2).

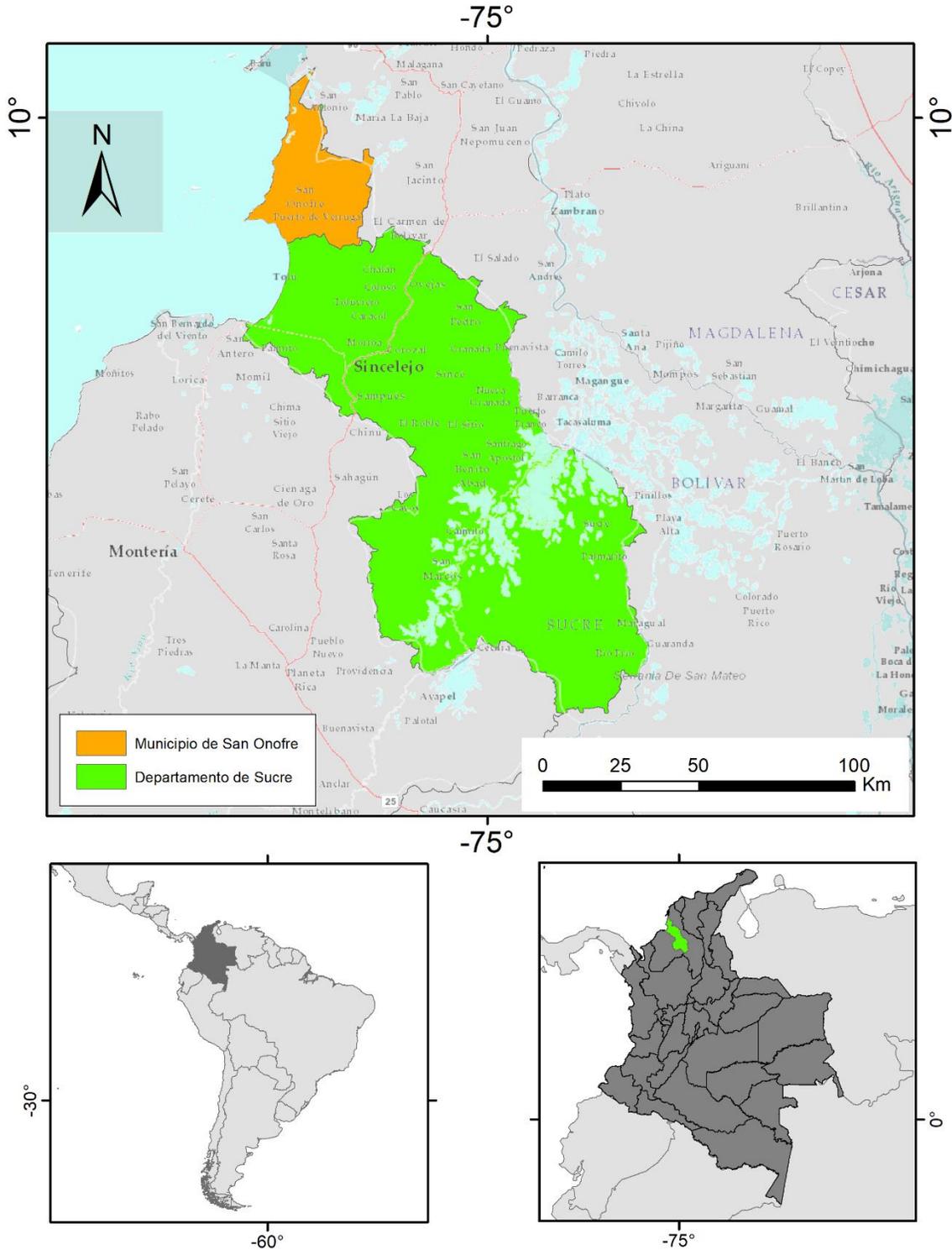


Figura 1. Ubicación geográfica del municipio de San Onofre, departamento de Sucre, Colombia.



Figura 2. Evidencia de la presencia de *Puma concolor* en el municipio de San Onofre, departamento de Sucre, Colombia: pelos en corral (A. Foto: Fabio Vargas), huellas (B. Foto: Fabio Vargas) y piel (C. Foto: Angie N. Tinoco-Sotomayor).

Para estimar el impacto económico de las pérdidas de cada productor, se definió el costo por animal según el peso consultado de cada uno (Peña-Mondragón y Castillo 2013; Anaya-Zamora *et al.*, 2017). Dicho costo se determinó a partir del precio local en pesos colombianos del kilogramo de peso en pie (animal vivo). Adicionalmente, a cada productor se le consultó por la aplicación de buenas prácticas ganaderas que pueden mitigar los eventos de ataques y depredación de animales (manejo de crías, uso de bebederos, uso de encierros nocturnos, manejo de plan sanitario, y prevención y manejo de ataques de depredadores), lo cual se corroboró con revisión e inspección de las zonas de producción.

Por último, se revisaron todos los documentos que reportan conflicto humano-puma en el Caribe colombiano, como artículos científicos, libros, informes técnicos y trabajos de grado no publicados. Para la obtención de información se tuvieron de base las referencias contenidas en el artículo publicado por Aconcha-Abril *et al.* (2016), y se realizó una consulta en la plataforma Google Scholar con las palabras clave puma, conflicto, Colombia y cada departamento continental de la región Caribe (Atlántico, Bolívar, Cesar, Córdoba, La Guajira, Magdalena y Sucre). Con esto, se desarrolló un análisis de

frecuencia de las publicaciones por departamento, tipo y motivo del conflicto, y se hizo un listado de las partes del puma aprovechadas por las personas.

Resultados

Se intervinieron 11 productores agropecuarios, todos hombres mayores de 35 años. Si bien algunos mencionaron daños sobre equinos (caballo, burro y mulo) y bovinos, el número de víctimas fue insignificante respecto a los casos con ovinos y porcinos, por lo que el análisis se centró en estas últimas especies.

Se indicaron ataques sobre 81 animales (tabla 1). En total, los productores de ovinos informaron la pérdida de 65 animales, con pesos entre 5 y 40 kg, siendo 2020 el año en el que se presentaron más pérdidas (61 individuos). Las pérdidas promedio del número de ovinos por productor fue del 46 % y el productor más afectado perdió 34 animales de un lote de 49 iniciales, lo que le significó una pérdida del 69 %. Por su parte, los productores de porcinos perdieron 16 individuos en total, de entre 40 y 50 kg, con mayores pérdidas para el año 2018 (nueve individuos). Las pérdidas de porcinos para cada productor fueron entre 1 a 6 individuos.

Tabla 1. Valoración económica de pérdidas de ganado ovino y porcino causadas por ataques de *Puma concolor* en localidades rurales del municipio de San Onofre, departamento de Sucre, Colombia. Los números entre paréntesis corresponden a valores mínimos y máximos, respectivamente.

Ganado	Productores	Animales iniciales	Animales perdidos	Masa corporal (kg) animales perdidos	Pérdidas totales (en miles de pesos)
Ovino	4	137 (8-49)	65 (4 - 34)	1340 (120 - 505)	\$6222,5 (\$540 - \$2465)
Porcino	5	48 (4-13)	16 (1-6)	700 (45 - 240)	\$4550 (\$292,5 - \$1560)

Se consideró el precio local del kilogramo en pie para porcinos en \$6,500, mientras que para ovinos fue de \$ 8000 en crías con pesos menores a 8 kg y \$ 4500 para pesos superiores. La pérdida global para los productores fue de \$ 10772500, de los cuales el 58 % correspondió a las de los productores de ovinos. En específico, las pérdidas para los productores de ovinos fueron entre \$ 540000 y \$ 2465000, mientras que para los productores de porcinos estuvieron entre \$ 292500 y \$1560000.

Al respecto de la aplicación de buenas prácticas ganaderas, solo un productor afirmó que previene y maneja ataques de depredadores mediante vigilancia continua, uso de creolina y ahuyentamiento con disparos al aire. Casi todos utilizan encierros nocturnos (figura 3), pero la inspección permitió identificar que estos no proveen seguridad para los animales (figura 4).

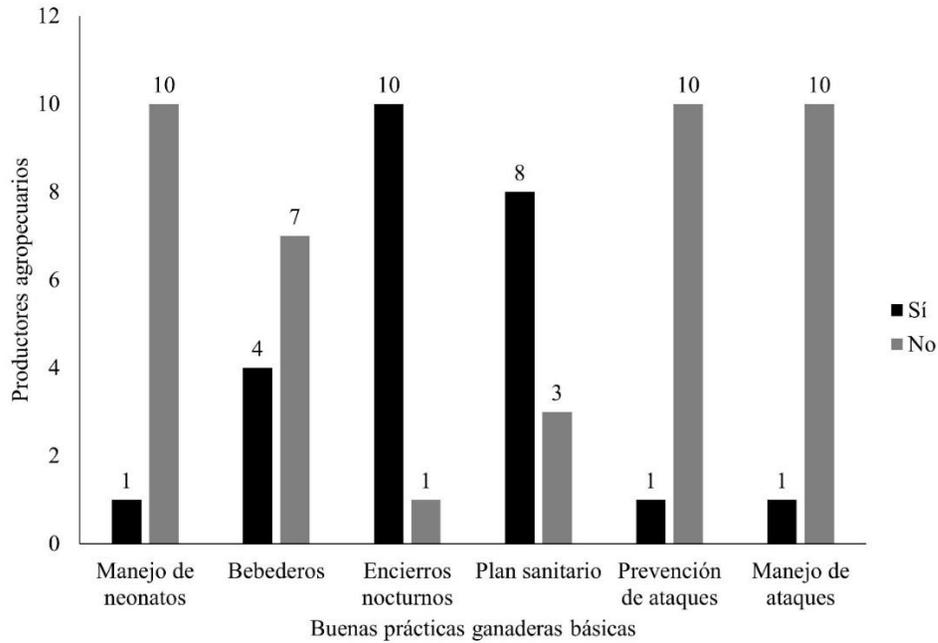


Figura 3. Aplicación de buenas prácticas ganaderas en predios en los que se indicaron ataques de *Puma concolor* en localidades rurales del municipio de San Onofre, departamento de Sucre, Colombia.



Figura 4. Vulnerabilidad de ganado ovino (A. Foto: Fabio Vargas) mantenidos en encierros inseguros (B. Foto: Fadel Cuello Alfaro) que exponen a los animales a ataques de *Puma concolor* en localidades rurales del municipio de San Onofre, departamento de Sucre, Colombia.

Sobre la revisión bibliográfica se destaca que, se encontraron 11 documentos relacionados al conflicto humano-puma en la región Caribe colombiana ([anexo I](#)), de los que cinco son artículos científicos, cuatro son informes y dos son capítulos de libro. En los departamentos de César y Magdalena se han realizado el mayor número de trabajos afines (cinco cada uno), mientras que no se encontró información para el departamento del Atlántico. En nueve documentos se menciona que, el conflicto humano-puma se manifiesta con la cacería de individuos por ataques sobre animales domésticos. Además, la especie ha sido utilizada como mascota, alimento (aprovechamiento de carne), fuente de medicamentos tradicionales (uso de dientes, grasa, y aceite) y ornamento (uso de pie y piel).

Discusión

En Colombia, los ataques y la depredación de ganado atribuidos a grandes felinos se han documentado en localidades de regiones como la Orinoquia, los Andes y el Caribe (González-Maya *et al.*, 2013; Castaño-Uribe *et al.*, 2016a). Particularmente, *Panthera onca* y *P. concolor* han sido responsabilizadas en la región Caribe por la depredación de caprinos, bovinos, equinos, aves de corral, perros domésticos y ovinos (Castaño-Uribe *et al.*, 2016b).

Para el departamento de Sucre no se contaba con estudios previos que permitieran caracterizar, cuantificar y valorar económicamente las afectaciones provocadas por los ataques de *P. concolor* sobre animales de interés productivo, convirtiéndose esta en la primera aproximación acerca de la problemática a nivel departamental y también para la ecorregión de Montes de María.

Nuestros resultados indican que, las pérdidas promedio de ovinos y porcinos por ataques de puma fueron superiores al

45 % entre los productores intervenidos del municipio de San Onofre, lo que representa una disminución de la adquisición monetaria en los mercados locales, entre medio y tres SMMLV (Salario Mínimo Mensual Legal Vigente; 1 millón de pesos colombianos al año 2022) para productores de ovinos y entre la quinta parte e inferior a dos SMMLV para los productores de porcinos.

La preferencia de *P. concolor* sobre ovinos se ha registrado en otras regiones de Colombia como la Orinoquia, donde se reconoce que estas presas son indefensas y vulnerables al no poseer mecanismos de defensa ni comportamientos antidepredatorios, lo cual reduce el riesgo de lesiones para el depredador y aumenta las posibilidades de éxito de depredación (Sarmiento-Giraldo *et al.*, 2016). Adicionalmente, el manejo de la ganadería en producciones con escasa tecnificación y encierros inseguros incrementa la vulnerabilidad de los animales, como como ocurre en las localidades rurales de estudio en San Onofre. De ese modo, las estrategias para evitar la depredación oportunista de ovinos y porcinos por *P. concolor* deben centrarse en mejores prácticas de manejo y cría, con adecuada ubicación de instalaciones y encierros que garanticen mayor seguridad de los animales (Amador-Alcalá *et al.*, 2013).

La información presentada se convierte en un insumo para formular y aplicar estrategias integrales de manejo y educación ambiental con enfoque a la coexistencia con *P. concolor*, de manera que los productores no se vean perjudicados con la muerte de ganado y las consecuentes pérdidas económicas, y, a su vez, los individuos de la especie no sean sacrificados como represalia o por la percepción negativa como un animal dañino (figura 5). En todo caso, debe buscarse el desarrollo de estrategias coherentes con un enfoque multidisciplinario y la integración de conocimientos de biología de la conservación y la ciencia animal.



Figura 5. Registros de cacería de *Puma concolor* en los municipios de Guaranda (A. Foto: Miguel Díaz) y San Antonio de Palmito (B. Foto: Jhon Merado), departamento de Sucre, Colombia.

A pesar de contar con información sobre el conflicto humano-puma para otras zonas del Caribe colombiano, es necesario intervenir en más áreas de la región para contextualizar sobre las afectaciones causadas por este felino a animales domésticos de interés productivo y los efectos de la cacería sobre sus poblaciones (Aconcha-Abril *et al.*, 2016). Asimismo, para la ecorregión de Montes de María se sugiere continuar con esfuerzos que permitan comprender mejor esta problemática, ya que muchos productores locales dependen exclusivamente de las actividades agropecuarias para el sostenimiento de sus familias y las pérdidas económicas por la depredación de ganado pueden conducirlos a la cacería por retaliación.

Agradecimientos

Este documento se elaboró como producto de divulgación científica de los resultados del proyecto Conflicto humano-mamíferos en la ecorregión de Montes de María, Caribe colombiano, el cual contó con financiamiento de The Gordon and Betty Moore Foundation (Grant 9258) y apoyo de la Fundación Natura y la Comunidad de Manejo de Fauna Silvestre en América Latina – COMFAUNA. Agradecemos a la Corporación Autónoma Regional de Sucre – CARSUCRE y a la Universidad de Sucre por las gestiones concernientes y el apoyo brindado para el desarrollo de esta investigación. A Jhon Mercado y Jesús Buelvas (profesionales de la División de Fauna de CARSUCRE) por su importante colaboración durante el trabajo de campo. Y, especialmente, a don Fabio Vargas y demás productores agropecuarios que participaron voluntariamente.

Referencias

Aconcha-Abril, I., Jiménez-Alvarado, J.S., Moreno-Díaz, C., Zárrate-Charry, D.A. y González-Maya, J.F. 2016. Estado del conocimiento del conflicto por grandes felinos y comunidades Rurales en Colombia: avances y vacíos de información. *Mammalogy Notes* 3(1-2): 46-51. Doi: <https://doi.org/10.47603/manovol3n1.46-51>.

Amador-Alcalá, S., Naranjo, E.J., y Jiménez-Ferrer, G. 2013. Wildlife predation on livestock and poultry: implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx* 47(2): 243-250. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0030605311001359>.

Anaya-Zamora, V, López-González, C.A. y Pineda-López, R.F. 2017. Factores asociados al conflicto humano-carnívoro en un Área Natural Protegida en el centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 4(11): 381–393. Doi:

<https://doi.org/10.19136/era.a4n11.1108>.

Arias-Alzate, A., Botero-Cañola, S., Sánchez-Londoño, J.D. y Solari, S. 2013. Presencia de felinos y evidencias de conflicto con humanos en tres regiones de Antioquia. En: Payán, E. y Castaño-Urbe, C. (Editores). *Grandes Felinos de Colombia. Volumen I. Colombia: Panthera*. Fundación Herencia Ambiental Caribe, Conservación Internacional, IUCN/SSC Cat Specialist Group. Bogotá, D.C.

Castaño-Urbe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Díaz-Pulido, A. y Payán, E. 2016a. II. *Conflictos entre felinos y humanos en América Latina. Serie* Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C.

Castaño-Urbe, C., Ange, C., Rodríguez-Castellanos, P., Romero-Rendón, J.F. y Ramírez-Guerra, N. 2016b. Diagnóstico sobre el conflicto entre grandes felinos y humanos y estrategias de manejo en la región Caribe de Colombia. En: Castaño-Urbe C, Lasso, C.A., Hoogesteijn R, Díaz-Pulido A, Payán, E. Editores. II. *Conflictos entre felinos y humanos en América Latina. Serie* Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C.

Chacón-Pacheco, J.J. y González-Maya, J.F. 2013. Noteworthy record of subsistence hunting and meat consumption of jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in Colombia. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)* 3(1):15-18.

Chacón-Pacheco, J.J., Salcedo-Rivera, G. y Zarrate-Charry. D.A. 2022. Mamíferos del departamento de Sucre, Colombia. *Biota Colombiana* 23(2). e1022. Doi: <https://doi.org/10.21068/2539200X.1022>.

De La Ossa-Nadjar, O. y De La Ossa-V., J. 2015. Vehicle collisions with wild fauna on the two roads that pass through the Montes de María, Sucre, Colombia. *Revista U.D.C.A, Actualidad & Divulgación Científica* 18(2): 503–511. Doi: <https://doi.org/10.31910/rudca.v18.n2.2015.266>.

Díaz-Pulido, A.P., Benítez, A., Gómez-Ruiz, D.A., Calderón-Acevedo, C.A, Link, A., Pardo, A., Forero, F., de Luna, A.G., Payán, E. y Solari S. 2014. Mamíferos del bosque seco, una mirada al Caribe colombiano. En: Pizano, C. y García, H. Editores. *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C.

Fernández-Rodríguez, C., Racero, J., y Calvano-Zúñiga, A. 2020.

- New records of Jaguar (*Panthera onca*) in the department of Cesar, Colombia. *Mammalogy Notes* 6(1): 0119-0119
- Garrote, G. 2012. Depredación del jaguar (*Panthera onca*) sobre el ganado en los Llanos orientales de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 19(1):139-145.
- González-Maya, J.F., Cepeda, A.A., Zárrate-Charry, D.A., Granados-Peña, R., Pérez, W. y González, M. 2013. Conflictos felinos-vida silvestre en el Caribe Colombiano: un estudio de caso en los departamentos del Cesar y La Guajira. En: Castaño-Uribe, C., González-Maya, J.F., Zárrate-Charry, D.A., Ange-Jaramillo, C. y Vela-Vargas, I.M. Editores. *Plan de Conservación de Felinos del Caribe Colombiano: Los felinos y su papel en la planificación regional integral basada en especies clave. Santa Marta, Colombia*. Fundación Herencia Ambiental Caribe, Proyecto de Conservación de Aguas y Tierras - ProCAT Colombia, The Sierra to Sea Institute. Bogotá D.C.
- Herazo-Vitola, F.Y., Mecado-Gómez, J.D. y Mendoza, H. 2017. Estructura y composición florística del bosque seco tropical en los Montes de María (Sucre - Colombia). *Ciencia en Desarrollo* 8(1): 71-82. Doi: <https://doi.org/10.19053/01217488.v8.n1.2017.5912>.
- IUCN. 2020. IUCN SSC Position Statement on the Management of Human-Wildlife Conflict. IUCN Species Survival Commission (SSC) Human-Wildlife Conflict Task Force. Disponible en: www.iucn.org/theme/species/publications/policies-and-position-statements. Consultado: 18 de agosto 2022.
- Nyhus, P.J. 2016. Human-Wildlife Conflict and Coexistence. *Annual Review of Environment and Resources* 41:143-171. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085634>.
- Peña-Mondragón, J.L. y Castillo, A. 2013. Depredación de ganado por jaguar y otros carnívoros en el noreste de México. *Therya* 4(3):431-446. Doi: <https://doi.org/10.12933/therya-13-153>.
- Pineda-Guerrero, A., González-May, J.F. y Pérez-Torres, J. 2015. Conservation value of forest fragments for medium-sized carnivores in a silvopastoral system in Colombia. *Mammalia* 79(1): 115-119. Doi: <https://doi.org/10.1515/mammalia-2013-050>.
- Rosell, C. y Llimona, F. 2012. Human-wildlife interactions. *Animal Biodiversity and Conservation* 35(2): 219-220. Doi: <https://doi.org/10.32800/abc.2012.35.0219>.
- Sanmartín-Sierra, D.R., Angarita-Hernández, D.F. y Mercado-Gómez, J.D. 2016. Estructura y composición florística del bosque seco tropical de Sanguaré-Sucre (Colombia). *Ciencia en Desarrollo* 7(2): 43-56. Doi: <https://doi.org/10.19053/01217488.v7.n2.2016.4142>.
- Sarmiento-Giraldo, M.V., Sánchez-Palomino, P. y Monroy-Vilchis, P. 2016. Depredación de ganado por jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) en las sabanas inundables de Arauca y Casanare, Colombia. En: Castaño-Uribe, C., Lasso, C.A., Hoogesteijn, R., Diaz-Pulido, A. y Payán, E. Editores. II. *Conflictos entre felinos y humanos en América Latina. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C.
- Tinoco-Sotomayor, A.N., Ramos-Guerra, H.D. y González-Maya, J.F. 2016. Registros recientes de cacería de felinos silvestres y confirmación de la presencia de puma (*Puma concolor*) en la zona de amortiguamiento del Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández", Colombia. *Mammalogy Notes* 1(2):11-12. Doi: <https://doi.org/10.47603/manovol1n2.11-12>.

Tafonomía forense: estudio experimental del proceso de descomposición de un cuerpo sumergido en una ciénaga del Caribe colombiano

Forensic taphonomy: experimental study of the decomposition process of a body submerged in a swamp of the Colombian Caribbean

Anyely Toloza-Leones ¹ y César Valverde-Castro ²

1. Programa de Antropología, Facultad de Humanidades, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

2. Grupo de Investigación en Medicina Tropical, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Resumen

En este trabajo se documenta el proceso de descomposición de un cadáver de cerdo en un ecosistema léntico, simulando la descomposición de un cuerpo humano, en la Ciénaga Inasika del municipio El Banco (Departamento del Magdalena) con el fin de estimar el intervalo postinmersión (ISPM). Para esto, se usó como biomodelo un cadáver de cerdo (*Sus scrofa domesticus*) sacrificado por contusión craneal; el cadáver fue enjaulado de tal manera que ingresaran los insectos, más no los grandes carroñeros. Posteriormente se sumergió en la ciénaga a 80 cm de profundidad con el fin de documentar los cambios *post mortem* y la sucesión entomológica. Se estableció un ISPM de 11 días y se documentaron seis fases de descomposición, en las cuales se recolectaron dípteros pertenecientes a las familias de Muscidae, Calliphoridae y Sarcophagidae. Las fases de descomposición observadas fueron: fresca, flotación temprana, descomposición flotante, deterioro de la hinchazón, restos flotantes y restos hundidos. Finalmente, dada la necesidad que tiene el país de expandir el conocimiento en ciencias forenses a causa del conflicto armado y la delincuencia común, buscamos desarrollar herramientas que faciliten los procesos legales, ayudando a esclarecer casos donde se tenga poca información sobre los hechos seguidos a la muerte de una persona.

Palabras clave: Colombia; ecosistema léntico; entomología forense; ISPM; Magdalena

Abstract

This work documents the decomposition process of a pig carcass in a lentic ecosystem, simulating human body decomposition, in order to estimate the post-immersion interval (ISPM), in the Inasika swamp of El Banco municipality (Magdalena Department). For this purpose, a pig carcass (*Sus scrofa domesticus*) was sacrificed by cranial contusion and used as a biomodel; The corpse was caged to allow insect decomposition, preventing large scavengers from reaching the body. Subsequently the carcass was submerged in a swamp 80 cm deep, for postmortem changes and entomological succession documentation. An 11-day ISPM was established, and six decomposition phases were documented, where Diptera belonging to Muscidae, Calliphoridae and Sarcophagidae families were collected. Decomposition phases were observed as follow: fresh, early floating, floating decomposition, swelling deterioration, floating debris, and sunken debris. Due to the country's armed conflicts and crime, there is a need to expand knowledge in forensic areas. This investigation seeks to develop tools to facilitate legal processes, and to help clarify cases where little information about the events following a person's death is available.

Key words: Colombia; lentic ecosystem; forensic entomology; SPMI; Magdalena

*Autor de correspondencia: cvalverde@unimagdalena.edu.co

Editor: Nydia A. Segura

Recibido: 05 de mayo de 2022

Aceptado: 28 de septiembre de 2022

Publicación en línea: 27 de octubre de 2022

Citar como: Toloza-Leones, A y Valverde-Castro, C. 2022.

Tafonomía forense: estudio experimental del proceso de descomposición de un cuerpo sumergido en una ciénaga del Caribe colombiano. *Intropica* 17(2): 181- 191

. <https://doi.org/10.21676/23897864.4598> .



Introducción

La tafonomía es un método de investigación aplicado en casos médico-legales que utiliza técnicas arqueológicas y antropológicas forenses para la búsqueda de las causas de la muerte (Camacho, 2016). Los procesos tafonómicos de índole biológicos o físicos, son aquellos que pueden afectar a los restos cadavéricos después de la muerte y son responsables de provocar una serie de alteraciones sobre el cuerpo (Baltimore *et al.*, 2011). Es conveniente señalar que un cadáver, sea humano o animal, al momento que desaparecen los bioquímicos vitales sufre diversas alteraciones por causa del medio ambiente, estas alteraciones son conocidos como fenómenos cadavéricos (Latorre, 2010). Los fenómenos cadavéricos suelen dividirse en dos grupos: tempranos y tardíos; el primer grupo se caracteriza por ocurrir durante las primeras 24 horas del deceso, entre ellos se observan el *livor mortis*, el *rigor mortis*, el espasmo cadavérico, el *algor mortis* y la deshidratación cadavérica; los fenómenos tardíos ocurren luego de 24 horas, presentándose la autólisis, la putrefacción y la antropofagia cadavérica, que conlleva a la destrucción completa del cadáver (Alvarado, 1999). En este contexto, la tafonomía forense estudia el proceso de descomposición presente en un cadáver, iniciando con un estado fresco de descomposición en donde inicia la acidificación tisular producto de la muerte, que luego es precedida por una fase de hinchazón corporal producto de la acumulación de gases por la actividad bacteriana. Luego de la hinchazón se presentan la descomposición activa o colicuativa, la descomposición avanzada y el estado de esqueletización (Simmons *et al.*, 2010). Las cinco fases de descomposición se observan en ecosistemas terrestres y han sido ampliamente documentadas, variando sus tiempos de duración por acción de la temperatura ambiental y la ubicación del terreno; es así como Payne (1965) señala que en ambientes acuáticos se observan los siguientes seis estados de descomposición: fresco sumergido, flotación temprana, descomposición flotante, deterioro de la hinchazón, restos flotantes y restos hundidos.

Asimismo, el proceso de descomposición cadavérica lleva consigo una serie de transformaciones físico-químicas que lo hacen atractivo y es aprovechado por una serie de organismos necrófagos, que suceden dependiendo del estado de descomposición del cuerpo (Krenzer, 2006). Estos son de vital importancia a la hora de determinar el Intervalo *post mortem* (IPM). Por ende, la entomología forense, ayuda a dar contexto a la investigación médico-legal. Tal como lo reportó el primer caso de Entomología Medica Forense documentado en el siglo XIII por el abogado e investigador de muertes Sung Tzu en el

texto médico-legal Hsi Yüan Chi Lu. En el escrito se narra el asesinato de un hombre a puñaladas durante su jornada laboral en un arrozal; un día después del crimen, el investigador pidió a todos los trabajadores que posaran sus hoces sobre el suelo; los rastros imperceptibles de sangre atrajeron moscas a una sola hoz, al ser descubierto el dueño de dicho instrumento confeso su delito. En este documento Sung Tzu explica la relación entre larvas y adultos de moscas además de su actividad sobre las heridas e invasión en cadáveres (Benecke, 2001).

Por lo general, esta disciplina en Colombia se ha enfocado en la taxonomía, sistemática, genética, ecología y ciclos de vida de los insectos colonizadores (Amat *et al.*, 2013; Ramírez-Mora *et al.*, 2012; Ramos-Pastrana *et al.*, 2014; Sánchez y Fagua, 2014; Vélez y Wolff, 2008); como también en trabajos relacionados con la sucesión entomológica, la sinantropía y la entomotoxicología como herramienta legal (Montoya *et al.*, 2009; Segura *et al.*, 2009; Uribe-M *et al.*, 2010; Barrios y Wolff, 2011; Beltrán *et al.*, 2012; Yepes Gaurisas *et al.*, 2013; Ramos-Pastrana y Wolff, 2017; Ramos-Pastrana *et al.*, 2018) y distintos autores han hecho estudios que evidencian los procesos de sucesión entomológica en diferentes ecosistemas (Vélez y Wolff 2008; Montoya *et al.* 2009; Segura *et al.* 2009; Uribe-M *et al.*, 2010; Barrios y Wolff, 2011; Salazar-Ortega *et al.*, 2012; Beltrán *et al.*, 2012; Ramírez-Mora *et al.*, 2012; Yepes Gaurisas *et al.*, 2013; Amat *et al.*, 2013; Ramos-Pastrana *et al.*, 2014; Sánchez Restrepo y Fagua, 2014; Ramos-Pastrana y Wolff, 2017; Ramos-Pastrana *et al.*, 2018). En lo que corresponde a la región Caribe se destacan los estudios sobre entomología forense realizados por Santodomingo-M *et al.* (2014); Valverde-Castro *et al.* (2017); Buenaventura *et al.* (2020) y Hernández *et al.* (2021).

Dada las implicaciones legales que representa obtener cadáveres humanos para llevar a cabo estos experimentos, se ha optado en la mayoría de los casos, por utilizar cerdos debido a que se estos organismos presentan características que se asemejan al ser humano; como por ejemplo, la cantidad de vello, tamaño del torso, flora intestinal, hábitos alimenticios y procesos de descomposición (Goff *et al.*, 1988); sin embargo, para la precisión de la interpretación antropológica forense depende de una correcta valoración de las actividades *perimortem* y *postmortem* que afectan a cadáveres procedentes de contextos forenses, debido a la complejidad que requiere datar el Intervalo de Sumersión *Postmortem* (ISPM), ya que la data de la sumersión no necesariamente coincide con la muerte, se hace muy inexacta su aplicación en el momento de determinar el IPM (Concheiro *et al.*, 2004). Una de las principales motivaciones para realizar este experimento es la situación de

conflicto armado que enfrenta el país desde hace aproximadamente 70 años (Centro Nacional de Memoria Histórica, 2013); esta situación ha dado paso a ciertas modalidades delictivas ejecutadas por los actores del conflicto, una de ellas es la desaparición forzada, cuya naturaleza se ha catalogado como multifensiva, ya que este, no solo involucra a la víctima, sino también a familiares y a la comunidad en general (Centro Nacional de Memoria Histórica, 2018).

Cabe resaltar que, en el departamento del Magdalena como en diversas regiones del territorio nacional también se presentan cifras elevadas de víctimas por el conflicto armado; según datos del Registro Único de Víctimas se reconocen aproximadamente 335,186 reportes (Unidad para las víctimas, 2020). De tal modo, es fundamental abordar temas como la tafonomía forense en la mayoría de escenarios posibles para así tener una aproximación de la realidad y se facilite el trabajo en futuras investigaciones legales. En el caso de la estimación del intervalo postinmersión y los insectos asociados a ecosistemas lénticos. En Colombia, los casos que se han destacado han sido los desarrollados por

Cortés y Salazar (2006), Barrios (2007), Latorre (2010), Barrios y Wolff (2011); por ello, el objetivo de este estudio es documentar los procesos de descomposición en un cadáver de cerdo (*Sus scrofa domesticus*) en un ecosistema lénticos en la ciénaga Inasika en El Banco, Magdalena, con el fin de generar una herramienta para estimar el intervalo postinmersión (ISPM) en este tipo de ecosistemas.

Materiales y métodos

La investigación realizada fue de tipo exploratorio, descriptivo y comparativo utilizando como modelo de experimentación un cerdo hembra (*Sus scrofa domesticus*), con un peso aproximado de 17 kg, para simular la descomposición humana (Anderson y VanLaerhoven, 1996). El animal fue adquirido muerto en El Matadero Municipal de El Banco, Magdalena, siendo las 16:20 h del día 21 de septiembre del 2019, posteriormente fue trasladado a la zona de estudio y se colocó en una jaula rectangular de hierro (120 cm x 70 cm x 50 cm, ojo de malla de 3 cm) a 80 cm de profundidad durante 11 días.

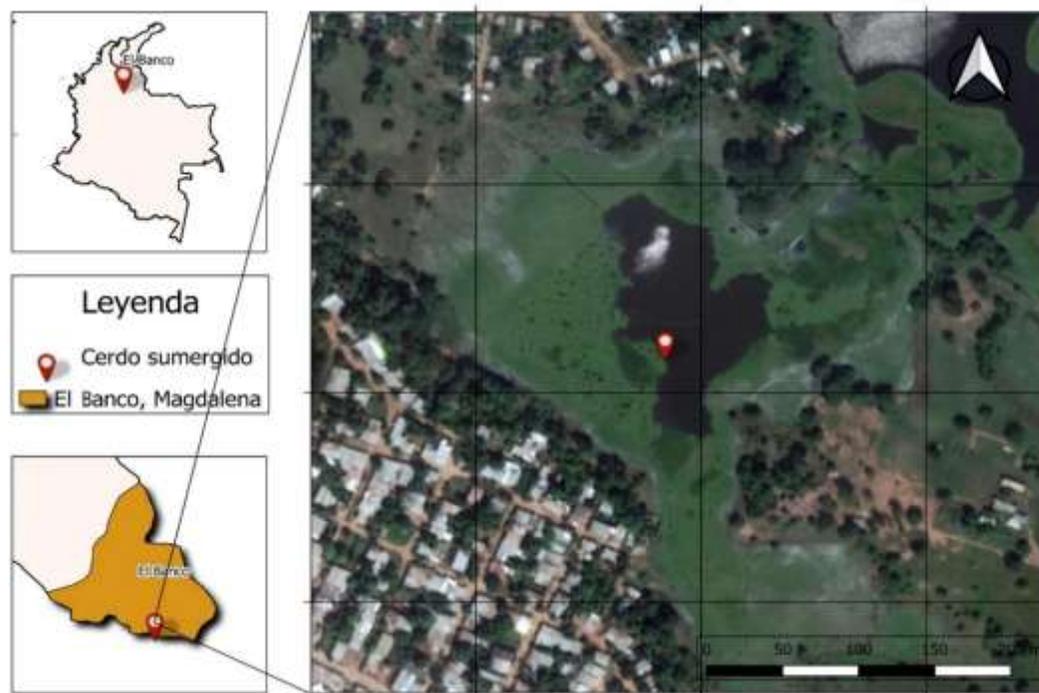


Figura 1. Punto de muestreo ubicado en la ciénaga Inasika del Municipio de El Banco, Magdalena.

Área de estudio

El experimento se realizó entre el 21 de septiembre y el 01 de octubre del 2019 en el municipio de El Banco ubicado en el extremo más meridional del departamento de Magdalena; en la

confluencia de los ríos Magdalena, Cesar y diferentes Ciénagas, este colinda al Norte con los Municipios de Guamal, Magdalena y Chimichanga, Cesar; al Occidente con el brazo de Mompo y el Municipio de Hatillo de Loba, Bolívar; al Oriente con el Municipio de Tamalameque, Cesar y el complejo cenagoso de

Zapotosa y al Sur con el río Magdalena. Para el estudio fue seleccionada la ciénaga Inasika, que se caracteriza por presentar un pH de 7.2. El punto de muestreo se localizó a los N 9°01'3,16" W 73°57'44,03" y a una altitud de 32 msnm (figura 1). Durante este periodo de tiempo el municipio tuvo una temperatura ambiental que osciló entre 25 y 35 °C. El área de estudio corresponde al llamado ecosistema léntico por ser una ciénaga, según Gratton y Zanden (2009), en el que predominan especies de plantas acuáticas enraizadas y/o flotantes, la flora arbórea o arbustiva es escasa (Roldan y Ramírez, 2011).

Procedimientos

El muestreo se realizó cada 5 horas (6:00-11:00-16:00-21:00 h) durante 11 días, para analizar cada una de las etapas de descomposición se procedió a la toma fotografías y anotaciones de los cambios observados; simultáneamente se llevó a cabo el registro de la temperatura corporal (rectal), ambiental y temperatura de agua con un termómetro de inmersión total. Todos los datos fueron anotados y sistematizados. Con el objetivo de analizar y determinar las fases de descomposición y adquirir el tiempo transcurrido entre cada una de ellas, se utilizó la metodología propuesta por Barrios y Wolff (2011) y Ramos-Pastrana *et al.* (2019) donde se reconocen seis fases de reducción cadavérica: fresco sumergido, flotación temprana, descomposición flotante, deterioro de la hinchazón, restos flotantes y restos hundidos. Se documentaron todos los cambios corporales y se relacionaron con las variables climáticas registradas, la fecha, el tipo y hora de muerte, peso, sexo,

localidad, ubicación del lugar y observaciones corporales. Por consideraciones bioéticas, los autores declaran haber cumplido con la Resolución 008430 de 1993 del Ministerio de Salud de la República de Colombia.

Análisis de la información

Se elaboró una matriz de análisis para documentar cada una de las fases de descomposición del cadáver y su tiempo de duración, teniendo en cuenta las condiciones ambientales y los cambios corporales. El material entomológico recolectado fue curado e identificado hasta familia por medio de las claves taxonómicas de (Brown *et al.*, 2019), con ayuda de un estereoscopio Nikon SMZ645.

Resultados

Se recolectaron un total de 396 individuos de distintas familias; las familias que se pudieron observar en las diferentes fases fueron Muscidae y Calliphoridae; estos organismos llegaron luego de 24 h; durante este tiempo el cadáver se encontró en la fase de flotación temprana, la primera estuvo presente durante todo el proceso hasta la fase de restos hundidos, mientras en la segunda luego de 168 h, es decir; hasta la fase de restos flotantes y no se logró recolectar porque no hubo presencia en el cuerpo. En lo que corresponde a la familia Sarcophagidae empezó a observarse transcurridas 48 h, en la fase de descomposición flotante y se mantuvo hasta la fase de restos hundidos (figura 2).

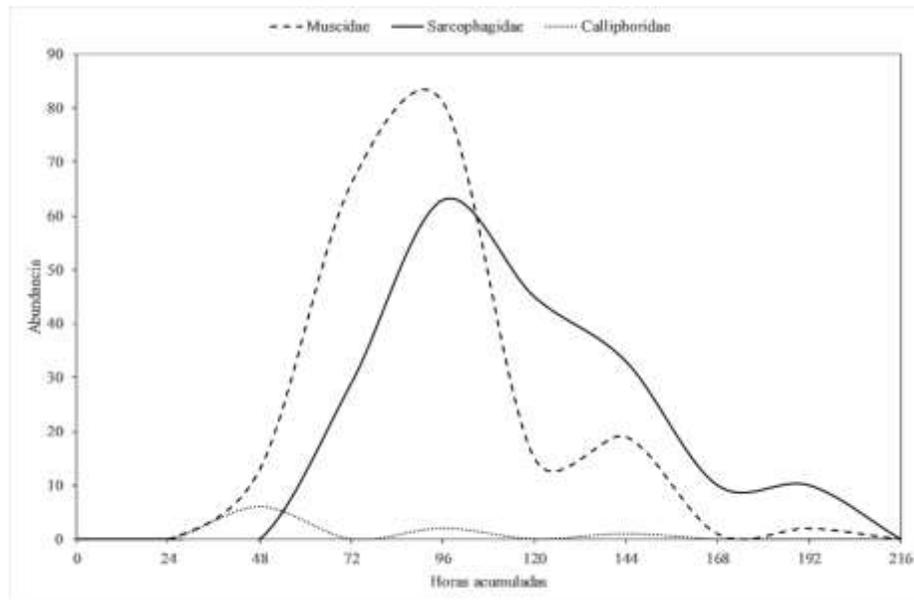


Figura 2. Abundancia de moscas necrófagas durante el tiempo de descomposición de un cadáver de cerdo doméstico en un ecosistema léntico en una Ciénaga de El Banco, Magdalena.

Con respecto al proceso de reducción cadavérica en la ciénaga, se identificaron seis fases de descomposición las cuales se desarrollaron en aproximadamente 230 h. La fase fresca sumergida presentó una duración de dos horas, la fase de flotación temprana fue de 46 h, la fase descomposición flotante tuvo una duración de 38 h, el deterioro de la hinchazón mostró

un tiempo estimado de 72 h, mientras las fases de restos flotantes y restos hundidos presentaron una duración de 34 y 38 horas respectivamente. Asimismo, se evidenció que la temperatura corporal y la temperatura del agua se igualaron luego de dos horas, proceso conocido como *algor mortis* (figura 3).

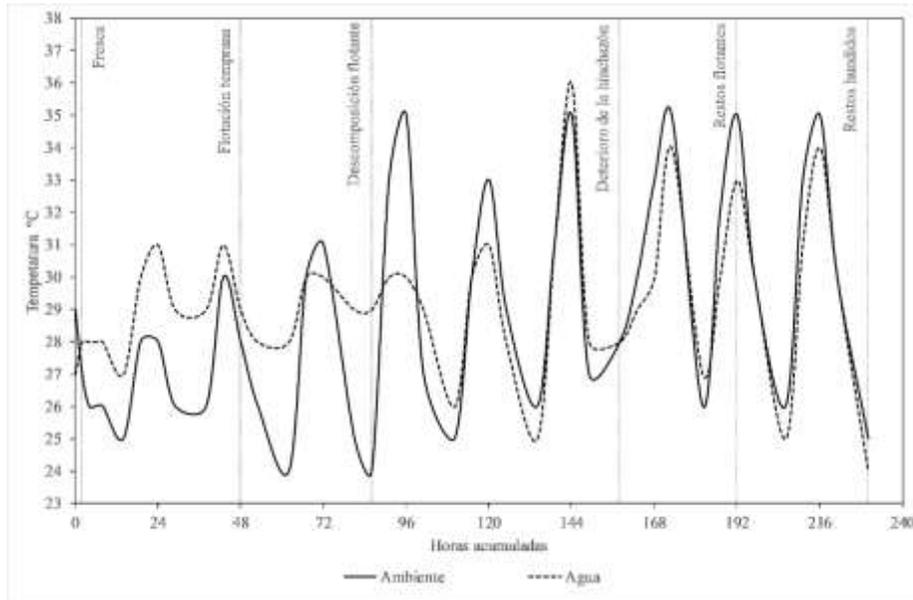


Figura 3. Variación de las temperaturas y las fases de descomposición (líneas verticales) de un cadáver de cerdo doméstico en un ecosistema léntico en una ciénaga de El Banco, Magdalena.

A continuación, se describen las observaciones realizadas de los fenómenos cadavéricos, asociados a cada fase de descomposición.

Fenómenos cadavéricos tempranos

Fresco sumergido (2 h): inició desde el momento en el que el cuerpo es sumergido en el agua hasta que estuvo a flote; el cadáver permaneció debajo del agua durante las primeras dos horas del experimento. Durante este proceso el cadáver presentó fenómenos cadavéricos tempranos como la leve rigidez en las extremidades.

Flotación temprana (36 h): transcurridas dos horas después de la muerte, el abdomen fue una de las primeras partes del cuerpo que salió a flote, lo que es una característica propia de esta fase. (figura 4). Estuvo presente el *rigor mortis* y manchas verdosas en el abdomen, características del periodo cromático; también hubo liberación de fluidos viscosos por el ano y boca. Después de las primeras 24 h se pudo observar como hubo un aumento de la hinchazón con el paso de las horas; en el que no se pudo percibir un olor putrefacto. En esta etapa se observaron las primeras moscas en el cadáver, y pequeños peces entraron por

el ojo de malla.

Fenómenos cadavéricos tardíos

Descomposición flotante (38 h): esta fase inició 48 h luego de la muerte; durante este periodo de tiempo se conservó la hinchazón, sin embargo, se fue reduciendo gradualmente debido a la ebullición de los gases, la mancha cromática fue abracando toda la zona abdominal cambiando a un tono purpura. Se empezó a evidenciar el olor pútrido. Tras las 48 h el cuerpo presentó desprendimiento de la piel y después de 52 h se se pudo observar la pérdida de los ojos por acción de los peces (figura 5).

Deterioro de la hinchazón (72 h): este proceso se pudo observar a partir de las 86 h de muerte, en el que se identificó una reducción significativa de la hinchazón, también se pudo observar gran pérdida de los tejidos blandos por la actividad larval y los peces que se alimentaban del cuerpo; dejando expuestas las vísceras y algunos huesos que originó la desarticulación de sus extremidades y mandíbula. En esta etapa hay presencia de actividad larval y esta se concentra en la región cefálica.

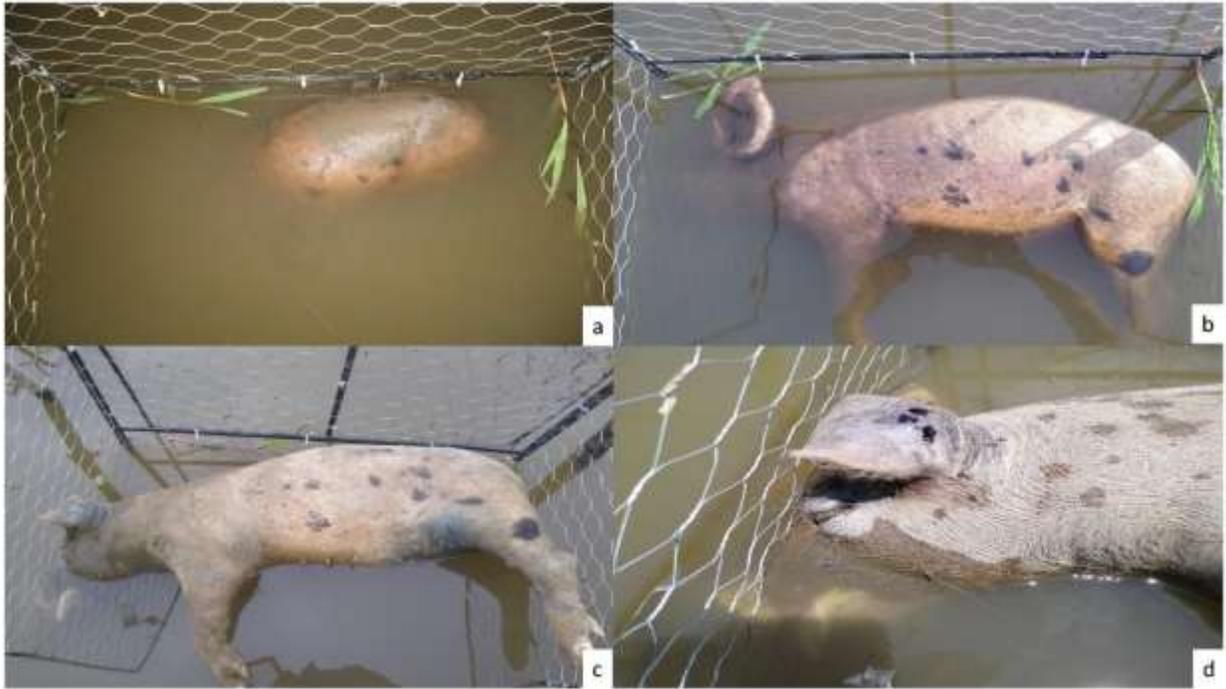


Figura 4. Estado de descomposición flotación temprana en un cadáver de cerdo doméstico en la ciénaga Inasika, Magdalena. (a): jaula metálica para proteger el cadáver de vertebrados carroñeros (b): flotación parcial del cadáver; (c): cadáver con *rigor mortis* y *livor mortis*. (d): exposición de lengua producto de la hinchazón.



Figura 5. Estados de descomposición flotante y deterioro de la descomposición en un cadáver de cerdo doméstico en la ciénaga Inasika, Magdalena. (a): inicio de la descomposición flotante, (b): presencia de moscas opositando en oídos y ojos; (c): inicio de la fase deterioro de la descomposición; (d): región cefálica totalmente descompuesta.

Restos flotantes (34 h): transcurridas 158 h después de la muerte, en esta fase se evidenció el apergaminamiento cutáneo producto de la pérdida del tejido blando y hubo exposición de huesos en las cuatro patas, en lomo, cráneo y mandíbula; el abdomen se encuentra totalmente descubierto (figura 6).

Restos hundidos (38 h): esta fase se presentó a las 192 h posterior a la muerte, en esta etapa solo quedó parte de la piel

del cadáver sobrenadando en el agua y todos sus restos óseos se alojaron al fondo de la ciénaga figura 5. Estados de descomposición restos flotantes y restos hundidos en un cadáver de cerdo doméstico en un ecosistema léntico en la ciénaga. A): inicio de la fase de restos flotantes; b) desprendimiento del cráneo; c) inicio de la fase deterioro de la descomposición; d) región cefálica totalmente descompuesta.



Figura 5. Estados de descomposición restos flotantes y restos hundidos en un cadáver de cerdo doméstico en la ciénaga Inasika. (a): inicio de la fase de restos flotantes. (b): desprendimiento del cráneo. (c): inicio de la fase deterioro de la descomposición. (d): región cefálica totalmente descompuesta.

Discusión

Dada todas las implicaciones legales que representa obtener cadáveres humanos para llevar a cabo estos experimentos, se ha optado por utilizar cerdos puesto que se asemejan al ser humano; como, por ejemplo, la cantidad de vello, tamaño del torso, flora intestinal, hábitos alimenticios y procesos de descomposición (Goff *et al.*, 1988). A menudo, el uso de biomodelos tafonómicos en el análisis forense permite estimar intervalo *postmortem* (IPM), asimismo, recrear las condiciones antes y después del depósito del cadáver y discriminar los factores en los restos óseos que son consecuencia de la conducta humana, producidos por sistemas biológicos, físicos, químicos y geológicos (García *et al.*, 2009).

Las etapas de descomposición observadas en este estudio concuerdan con lo planteado por Barrios (2007); Latorre, (2010);

Ramos-Pastrana *et al.* (2019). En el estudio se pudo observar la diferencia que hay entre ecosistemas acuáticos y terrestres, en el que una de las principales diferencias que se puede registrar va relacionada al número de fases en descomposición; durante el estudio se pudo registrar seis fases de descomposición a diferencia de los cuerpos que se encuentra en hábitats terrestres en donde generalmente, se pueden observar cinco fases según lo planteado por Anderson y VanLaerhoven (1996); Wolff *et al.* (2001); Salazar (2008). No obstante, para que ocurra la descomposición completa de un cadáver dentro del agua influyen una serie de factores ambientales como el clima y la influencia de depredadores; ya que son determinantes al momento de calcular el Intervalo de Sumersión *Postmortem* (ISPM) (Payne y King, 1972); por ello, es pertinente tener en cuenta factores ambientales en cada caso, ya que aunque todos los estudios mencionados a continuación se desarrollaron en un

ecosistema léntico, presentan variantes como el tipo de hábitat en el que se realizó el experimento. Este tipo de estudio ha sido desarrollado en el país, por Latorre (2010) quien desarrolló los experimento en un reservorio de agua en la Sabana de Bogotá, en la temporada de lluvias en donde las temperaturas presentaron un rango de temperatura entre 16 y 23 °C; mientras, Barrios y Wolf (2007) llevaron a cabo su experimento en un lago ubicado en el área rural del municipio de Facatativá, Cundinamarca, con una temperatura promedio de 13°C. Ramos-Pastrana *et al.* (2019) realizó su experimento en un lago en la zona rural de Florencia y en el piedemonte amazónico colombiano, donde la temperatura promedio durante el estudio fue de 27 °C.

En primer lugar, la fase flotación temprana tuvo una duración de 46 h en el presente estudio, mucho menor que en otras investigaciones en donde se registraron tiempos de seis días como en Latorre (2010) y de 11 días como el estudio de Barrios (2007); sin embargo, esta fue mayor en comparación al estudio realizado en la Amazonía colombiana en donde la fase de flotación se pudo observar a las 24 horas (Ramos-Pastrana *et al.*, 2019). Con respecto a la fase descomposición flotante, esta presentó una duración de 38 h fue mucho menor a lo registrado por Latorre (2010) quien reportó un rango de duración entre seis y ocho días; Barrios (2007) reportó un periodo de tiempo de 12 días y Ramos-Pastrana *et al.* (2019) lo registró en dos días. En el caso de la fase deterioro de la hinchazón, se documentó una duración estimada de 72 h diferente de lo expuesto por Latorre (2010) quien realizó el reporte a los 15 días, mientras Barrios (2007) reportó una duración de nueve días y Ramos-Pastrana *et al.* (2019) sólo 48 h. La fase de restos flotantes para el estudio tardó 34 h lo que es diferente a lo reportado por Latorre (2010) quien señaló 34 días para el desarrollo de esta fase, mientras Barrios (2007) ocho días y Ramos *et al.* (2019) tres días. Finalmente, se registra 38 h de duración para la fase de restos hundidos, mientras que los resultados presentados por Barrios (2007), Latorre (2010) y Ramos-Pastrana *et al.* (2019) fueron entre 3 y 13 días.

En relación a la temperatura corporal, Barrios (2007) señala que los minutos antes del sacrificio fue de 37°C, luego de 8 h del deceso estando sumergido descendió a 28°C y a las 48 h fue de 16°C, igual a la temperatura del agua, el pH del agua se mantuvo en con un valor 6,9 durante todo el proceso; mientras que Latorre (2010) reportó una temperatura inicial de 38°C luego de 48 h, que posteriormente se redujo hasta llegar a los 15 °C; no obstante, la temperatura se igualó a la temperatura ambiente que osciló entre los 15,4°C y 19 °C, la lectura del pH en el lago

presentó un valor de 7 y se mantuvo durante todo el muestreo; según lo reportado por Ramos-Pastrana *et al.*, (2019) durante las primeras 24 horas después de la muerte; la temperatura de los cuerpos disminuyó hasta la temperatura del agua a los 24,5°C, en cuanto, al pH del agua se mantuvo estable y con un valor de 6 durante todo el proceso de descomposición. En el estudio, se presentó una temperatura inicial de 33°C y luego de 2 h bajó a 28°C para luego después mantenerse en la temperatura ambiente, mientras el pH de la cienaga se mantuvo en 7,2 durante todo el muestreo. Se consideró que la razón para estas diferencias en la descomposición es la velocidad en la cual el cuerpo pierde calor, debido a que el proceso en el agua se considera que es dos veces más acelerado que en el proceso del cuerpo que el pierde calor que en el aire (Smith, 1986; Gennard, 2007), asimismo, las bajas temperaturas no favorecen la actividad bacteriana ni la actividad de los insectos (Shean *et al.*, 1993).

En cuanto a la entomofauna cadavérica, Barrios (2007) reportó haber recolectado ejemplares de forma adulta mientras el cuerpo del cerdo estuvo sumergido entre los organismos que se encontraron están (Coleoptera: Hydrophilidae), *Chironomus* sp. (Diptera: Chironomidae), *Centrocorisa* sp., (Hemiptera; Corixidae), *Notonecta* sp. (Notonectidae); es necesario resaltar que se han observado de forma frecuente la presencia de depredadores como *Erythrodiplax* sp., *Acanthagrion* sp. y *Rionaeschna* sp., como también *Rionaeschna* sp. (Odonata; Aeshnidae) y *Centrocorisa* sp. (Hemiptera) estando presente sobre el cadáver inmerso en el lago, al igual que larvas de *Carpophthoromyia nigribasis*, dípteros adultos de la familia Calliphoridae como *Comptosomylops verena*, *Lucilia peruviana*, *Chrysomya albiceps* y *Chrysomya megacephala*, en cuanto a la familia Muscidae se destacó la presencia de *Ophyra aenescens*, *Hydrotaea villosa*, *Musca domestica*, *Trichomorella nigritibia*, mientras, para la familia Fannidae se observaron ejemplares del género *Fannia* sp. y Sarcophagidae (*Helicobia* sp.) se encontraron sobrevolando el cuerpo.

Latorre (2010) reporta que los insectos fueron recolectados de forma adulta, donde el orden Diptera fue el más abundante con 3930 individuos, representados principalmente por las familias Chironomidae (2905), Dixidae (265) y Muscidae (260). Seguido por el orden Odonata con 1200 individuos representados por las familias Coenagrionidae (828), Aeshnidae (284), Libellulidae (78); el orden Heteroptera (166) y Coleoptera (147), y escasos ácaros de la clase Aracnida, Collembola, Ephemeroptera, Hymenoptera y Lepidoptera.

Asimismo, en el experimento propuesto por Ramos-Pastrana *et al.* (2019), se recolectaron de forma adulta un total de 2 757 organismos asociados a las canales sumergidas en ambientes lénticos, las familias de Gerridae, Notonectidae y Coenagrionidae estuvieron presentes desde recién sumergido hasta la etapa de descomposición flotante. *Cochliomyia macellaria* y *Chrysomya albiceps* (Calliphoridae) estuvieron presentes desde la descomposición flotante hasta la etapa de restos flotantes.

En nuestro estudio, la presencia de la entomofauna cadavérica estuvo afectada por las lluvias, ya que las condiciones climáticas no permitieron que los insectos voladores provocaron que no una baja abundancia y la actividad larval fue reducida. Por otro lado, la presencia constante de peces que se alimentaban del cadáver y de los pocos insectos presentes no permitió que se realizará una cuantificación de los macroinvertebrados acuáticos en el cuerpo, lo que redujo la recolecta de individuos de forma adulta a 396 pertenecientes a las familias de Muscidae, Calliphoridae y Sarcophagidae.

Con base a todo lo planteado, se confirma que el tiempo de colonización por insectos u otros artrópodos, y el proceso de reducción cadavérica se ve afectada por factores como la localidad geográfica, la exposición del cadáver, la estación y el hábitat donde se encuentra el cadáver (Payne, 1965); como lo mencionado por Segura (2009) en el que destaca que las recolectas de individuos en días lluviosos podrían estar sesgados y se perderá información para calcular el tiempo transcurrido luego de la muerte; precisamente porque los factores ambientales ejercen un efecto mayor sobre el desarrollo de los insectos terrestres son probablemente la temperatura y la humedad, debido a que estos influyen en las actividades tales como alimentación, dispersión, ovoposición o larviposición y en el ciclo de desarrollo. En el caso de los cuerpos que experimentan este proceso en un ecosistema acuático, se reconocen dos factores que pueden tener un papel muy importante en el proceso de descomposición, una es la presencia de prendas de vestir y el tipo de trauma que presente el cadáver; y la otra es la está determinada por la influenciadas por las condiciones ambientales presente el medio acuático, en la que se destaca el efecto de las lluvias, la concentración de oxígeno disponible en el medio y la presencia de depredadores (Merritt y Wallace, 2010).

Conclusiones

Durante el estudio se pudo determinar las distintas fases de descomposición de un cadáver de cerdo sumergido, también se

estableció el tiempo estimado de reducción cadavérica, el cual correspondió a 11 días, para el caso específico de una ciénaga en época lluviosa, se corroboró que existen factores que van a acelerar o retardar el proceso de reducción cadavérica, estos pueden ser la época de año en el que se realizó, las condiciones climáticas del lugar, el tipo de ecosistema. Es importante mencionar, que durante este caso de estudio hubo carroña de pequeños peces que lograron a travesar el ojo de malla de la jaula y que impidieron la llegada de insectos acuáticos. Se recomiendan en futuros estudios emplear una red con un ojo de 1 cm, con el fin impedir la entrada de peces con un rango de talla aproximado a lo recomendado.

Finalmente, teniendo en cuenta que la descomposición de los cuerpos inicia con la muerte y avanza mediante una serie de cambios conocidos como estados de descomposición o fenómenos cadavéricos, se observó que cada una de fases de descomposición del cadáver tiene unas características particulares, como lo son los tiempos de duración, ciencia conocida como tafonomía forense, este proceso a su vez atrae a una varias de especies de insectos que pueden ser utilizados por la entomología forense, el cual en sinergia con otras áreas aportarán información relevante para la determinación del ISPM en este tipo de ecosistemas acuáticos.

Referencias

- Alvarado, E. V. 1999. *Medicina Legal (Segunda edición)*. Trillas, México D.F.
- Amat, E., Ramírez-Mora, M., Buenaventura, E. y Gómez-Peñeres, L. M. 2013. Variación temporal de la abundancia en familias de moscas carroñeras (Diptera, Calypttratae) en un valle andino antropizado de Colombia. *Acta Zoologica Mexicana* 29: 463–472. Doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2013.2931591>.
- Anderson, G. y VanLaerhoven, S. 1996. Initial studies on insect succession on carrion in Southwestern British Columbia. *Journal of Forensic Sciences* 41: 139-64. Doi <https://doi.org/10.1520/JFS13964J>.
- Baltimore, W., Elias, M. y Henríquez, N. 2011. Arqueología forense en la identificación de restos humanos, como parte de una técnica realizada para la investigación del delito. Tesis de pregrado, Universidad del Salvador, El Salvador.
- Barrios, M. y Wolff, M. 2011. Initial study of arthropods succession and pig carrion decomposition in two freshwater ecosystems in the Colombian Andes. *Forensic Science International* 212: 164–172. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2011.06.008>.

- Beltrán, Y., Segura, N. y Bello, F. 2012. Synanthropy of Calliphoridae and Sarcophagidae (Diptera) in Bogotá, Colombia. *Neotropical Entomology* 41: 237-242. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13744-012-0036-x>.
- Benecke, M. 2001. A brief history of forensic entomology. *Forensic Science International* 120(1-2) 2-14. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0379-0738\(01\)00409-1](https://doi.org/10.1016/S0379-0738(01)00409-1).
- Brown, B. V., Borkent, A., Cumming, J. M., Wood, D. M., Woodley, N. E. y Zumbado, M.A. 2019. *Manual of Central American Diptera*. NRC Research Press, Edmonton.
- Buenaventura, E., Valverde-Castro, C. y Wolff, M. 2021. New carrion-visiting flesh flies (Diptera: Sarcophagidae) from tropical dry forests of Colombia and their phylogenetic affinities. *Acta Tropica* 213:105720 Doi: 105720. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2020.105720>.
- Camacho, G. 2016. Entomología forense en la investigación científica y judicial de las muertes. En: Sanabria, C. Editores. *Patología y antropología forense de la muerte: la investigación científico -judicial de la muerte y la tortura, desde las fosas clandestinas hasta la audiencia pública*. Forensic Publisher, Bogotá D.C.
- Centro Nacional de Memoria Histórica (CMH). 2018. Desaparición forzada. En: Sánchez Gómez, G. y Medina-Arbeláez, C. *Desaparición forzada. Balance de la contribución del CNMH al esclarecimiento histórico*. CNMH, Bogotá D.C.
- Centro Nacional de Memoria Histórica (CMH). 2013. *¡BASTA YA! Colombia: Memorias de guerra y dignidad*. Imprenta Nacional, Bogotá D.C.
- Concheiro, L. y Suárez, J. 2004. Asfixias Mecánicas. En: Villanueva-Cañadas, E. Editor. *Medicina Legal y Toxicología sexta edición*. Editorial Masson S.A., Barcelona.
- Cortés, R. y Salazar, M. 2006. Determinación de la arthropofauna cadavérica y fenómenos de descomposición para cerdo doméstico (*Sus scrofa*) inmerso en agua en el municipio de Zipaquirá, Vereda San Jorge, Finca El Jazmín. Tesis de pregrado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, D.C.
- García, A., Honorato, L., González, M. y Téllez, A. 2009. Determinación del intervalo *postmortem* mediante el estudio de la sucesión de insectos en dos cadáveres hallados en el interior de una finca rústica en Madrid. *Cuadernos de Medicina Forense* 15: 137-145. Doi: <https://doi.org/10.4321/S1135-76062009000200004>.
- Gennard, D. 2007. *Forensic entomology: an introduction*. British Library, Chichester.
- Goff, M.L., Omori, A.I. y Gunatilake, K. 1988. Estimation of Postmortem interval by arthropod succession. *The American Journal of Forensic Medicine and Pathology* 9: 220-225. Doi: <https://doi.org/10.1097/00000433-198809000-00009>.
- Gratton, C. y Zanden, M. 2009. Flux of aquatic insect productivity to land: comparison of lentic and lotic ecosystems. *Ecology* 90: 2689-2699. Doi: <https://doi.org/10.1890/08-1546.1>.
- Hernández, L., Beltrán, K. y Valverde-Castro, C. 2021. Tafonomía forense: estudio experimental del proceso de descomposición cadavérica en un bosque seco tropical costero. *Duazary* 18: 71-85. <https://doi.org/10.21676/2389783X.3839>.
- Krenzer, U. 2006. *Compendio de métodos antropológico forenses para la reconstrucción del perfil osteo-biológico: Estimación de la edad osteológica en subadultos (primera)*. Centro de Análisis Forense y Ciencias Aplicadas, Guatemala.
- Latorre, L. 2010. Relación de la entomofauna asociada a la descomposición de cuerpos de cerdo con el tiempo de sumersión posmortem (ISPM) en un ecosistema léntico de la sabana de Bogotá. Tesis de Maestría, Universidad de Colombia, Bogotá D.C.
- Montoya, A.L., Sánchez, J.D. y Wolff, M. 2009. Sinantropía de Calliphoridae (Diptera) del Municipio La Pintada, Antioquia -Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 35: 73 -82. Doi: <https://doi.org/10.25100/socolen.v35i1.9193>.
- Merritt, R. y Wallace, J. 2010. The role of aquatic insects in forensic investigations. En: Byrd, J. Editor. *Forensic entomology the utility of arthropods in legal investigations*. CRC Press, Boca Ratón.
- Payne, J.A. 1965. A summer carrion study of the baby pig *Sus Scrofa* Linnaeus. *Ecology* 46: 592-602. Doi: <https://doi.org/10.2307/1934999>.
- Payne, J.A. y King, E.W. 1972. Insect succession and decomposition of pig carcasses in water. *Journal of the Georgia Entomological Society* 7:153-162.
- Ramírez-Mora, M., Buenaventura, E., Gómez-P, L. y Amat, E. 2012. Updated checklist and new records of Calypttratae carrion flies (Diptera, Schizophora) from Valle de Aburrá and other localities in Colombia. *Entomotropica* 27: 27-35.

- Ramos-Pastrana, Y., Velásquez-Valencia, A. y Wolff, M. 2014. Preliminary study of insects associated to indoor body decay in Colombia. *Revista Brasileira de Entomologia* 58: 326-332. Doi: <https://doi.org/10.1590/s0085-56262014005000006>.
- Ramos-Pastrana, Y. y Wolff, M. 2017. Postmortem interval estimation based on *Chrysomya albiceps* (Diptera, Calliphoridae) in a forensic case in the Andean Amazon, Caquetá, Colombia. *Acta Amazonica* 47: 369 -374. Doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201700392>.
- Ramos-Pastrana, Y., Virgüez-díaz, Y. y Wolff, M. 2018. Insects of forensic importance associated to cadaveric decomposition in a rural area of the Andean Amazon, Caquetá, Colombia. *Acta Amazonica* 48:126-136. Doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201701033>.
- Ramos-Pastrana, Y., Rafael, J.A. y Wolff, M. 2019. Pig (*Sus scrofa*) decomposition in lotic and lentic aquatic systems as tool for determination a postmortem submersion interval in the Andean Amazon, Caquetá, Colombia. *Boletín Científico del Centro de Museos* 23: 55-72. Doi: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.17151/bccm.2019.23.1.3>.
- Roldan, Pérez, G. y Ramírez, Restrepo, J. 2011. Fundamentos delimitología neotropical (Segunda edición). Universidad de Antioquia, Medellín.
- Salazar, O. 2008. Estudio de la entomofauna sucesional asociada a la descomposición de un cadáver de cerdo doméstico (*Sus scrofa*) en condiciones de campo. *Universitas Scientiarum Revista de La Facultad de Ciencias* 13: 21-32.
- Salazar-Ortega, J.A., Amat, E. y Gomez-Piñerez, L. 2012. A check list of necrophagous flies (Diptera: Calyptratae) from urban area in Medellín, Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 562-565. Doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.2.983>.
- Sánchez, A.F. y Fagua, G. 2014. Análisis sucesional de Calliphoridae (Diptera) en cerdo doméstico en pastizales (Cogua, Cundinamarca, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 40: 190-197.
- Santodomingo, M., Santodomingo-Santodomingo, A. y Valverde-C, C. 2014. Urban blow flies (Diptera: Calliphoridae) in four cities of the Colombian Caribbean coast. *Intropica* 9: 84-91. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.1443>.
- Segura, N., Usaquén, W., Sánchez, M.C., Chuaire, L. y Bello, F. 2009. Succession pattern of cadaverous entomofauna in a semi-rural area of Bogotá, Colombia. *Forensic Science International* 187: 66-72. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2009.02.018>.
- Shean, B.S., Messinger, L. y Papworth, M. 1993. Observaciones de descomposición diferencial en carroña de cerdo expuesta al sol versus a la sombra en la costa del estado de Washington. *Revista de Ciencias Forenses* 38 (4): 938-949.
- Simmons, T., Cross, P., Adlam, R. y Moffatt, C. 2010. The influence of insects on decomposition rate in buried and surface remains. *Journal of Forensic Sciences* 55: 889-892. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1556-4029.2010.01402.x>.
- Smith, K. 1986. *A Manual of forensic entomology. Department of Entomology British Museum (Natural History) and Cornell University Press.* London.
- Unidad para las víctimas. 2020. En el Magdalena, la unidad entrega resultados de su gestión unidad para las víctimas. URL <https://www.unidadvictimas.gov.co/es/institucional/en-imagdalena-la-unidad-entrega-resultados-de-su-gestion/56649>. Consultado: 30 de septiembre de 2022.
- Uribe-M, N., Wolff, M. y Carvalho, C. J. B. 2010. Synanthropy and ecological aspects of Muscidae (Diptera) in a tropical dry forest ecosystem in Colombia. *Revista Brasileira de Entomologia* 54: 462-470. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262010000300018>.
- Valverde Castro, C., Buenaventura, E., Sánchez-Rodríguez, J.D. y Wolff, M. 2017. Flesh flies (Diptera: Sarcophagidae: Sarcophaginae) from the Colombian Guajira biogeographic province, an approach to their ecology and distribution. *Zoologia* 35:e12277. Doi: <https://doi.org/10.3897/zoologia.34.e12277>.
- Vélez, M.C. y Wolff, M. 2008. Rearing five species of Diptera (Calliphoridae) of forensic importance in Colombia in semicontrolled field conditions. *Papeís Avulsos de Zoologia* 48: 41 -47. Doi <https://doi.org/10.1590/S0031-10492008000600001>.
- Wolff, M., Uribe, A., Ortiz, A. y Duque, P. 2001. A preliminary study of forensic entomology in Medellín, Colombia. *Forensic Science International* 120: 53-59. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0379-0738\(01\)00422-4](https://doi.org/10.1016/S0379-0738(01)00422-4).
- Yepes, D., Sánchez, J.D., De Mello, C.A. y Wolff, M. 2013. Sinantropía de Sarcophagidae (Diptera) en La Pintada, Antioquia-Colombia. *Revista de Biología Tropical* 61: 1275-1287. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i3.11955>.

Relación de las larvas de Odonata con las raíces de *Eichhornia crassipes* en la ciénaga La Larga, Atlántico, Colombia

Relationship of Odonata larvae with *Eichhornia crassipes* roots in La Larga wetland, Atlántico, Colombia

María Monero-Pallares , Mariela Lobo- Hernández , Luis Carlos Gutiérrez-Moreno[†] y León Pérez-Gutiérrez 

Grupo de investigación Biodiversidad del Caribe colombiano, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

Resumen

El propósito de este estudio fue evaluar la asociación de las larvas de odonatos con las raíces de *Eichhornia crassipes* en la ciénaga La Larga. Para el muestreo de las larvas de odonatos se utilizaron técnicas estandarizadas para macroinvertebrados acuáticos. Se realizaron seis muestreos, y en cada uno se colectaron 100 individuos de *E. crassipes*, de los cuales se midieron la longitud y el volumen de las raíces. Se colectaron un total de 738 individuos y 10 especies de odonatos. Entre ellos, *Miathyria marcella* presentó la mayor abundancia, con el 83 % del total muestreado. El porcentaje de ocupación de las raíces de *E. crassipes* por las larvas de Odonata fue del 58 % (346 de las 600 raíces recolectadas). Las raíces recolectadas presentaron medidas entre 5-58 cm de largo y volúmenes entre 5-450 mL. Se encontraron diferencias significativas en la composición y la estructura de las larvas respecto al volumen de las raíces. Las longitudes de las larvas variaron entre 2,4-24,3 mm, y la mayoría de los individuos colectados se encontró en el rango de longitud entre 5,1-10 mm. En conclusión, el tamaño de la raíz no es un determinante para la distribución de los odonatos en las raíces de *E. crassipes*, mientras que el volumen de las raíces de *E. crassipes* sí influyó en la composición de larvas.

Palabras clave: libélulas; macroinvertebrados; macrófitas; humedales tropicales; raíz

Abstract

The purpose of this study was to evaluate the association of Odonata larvae with the roots of *Eichhornia crassipes* in La Larga wetland. For the capture of Odonata larvae, standardized sampling techniques for aquatic macroinvertebrates were used. Six samplings were carried out and in each sampling 100 individuals of *E. crassipes* were collected. The length and volume of each root were obtained. A total of 738 individuals and 10 species of odonata were collected; *Miathyria marcella* presented the highest abundance, with 83 % of the total sampled. The percentage of occupation of the roots of *E. crassipes* by Odonata larvae was 58 % (346 of the 600 roots collected). The collected roots varied between 5 and 58 cm in length and between 5 and 450 ml in volume. Significant differences were found in the composition and structure of the larvae with respect to the volume of the roots. Larval lengths ranged from 2.4 to 24.3 mm; most of the collected individuals were found in the length range between 5.1 and 10 mm. In conclusion, the size of the root is not a determinant for the distribution of odonates in the roots of *E. crassipes*, while the volume of the roots of *E. crassipes* does influence the composition of larvae.

Key words: dragonflies; macroinvertebrates; macrophytes; tropical wetlands; root

***Autor de correspondencia:**

mariainesmoreno@mail.uniatlantico.edu.co

Editor: María del Carmen Zúñiga

Recibido: 13 de junio de 2022

Aceptado: 20 de septiembre de 2022

Publicación en línea: 09 de noviembre de 2022

Citar como: Moreno-Pallares, M., Lobo Hernández M., Gutiérrez-Moreno L.C y Pérez- Gutiérrez, L. 2022. Relación de las larvas de Odonata con las raíces de *Eichhornia crassipes* en la ciénaga La Larga, Atlántico, Colombia. *Intropica* 17(2): 192-201
<https://doi.org/10.21676/23897864.4653>



Introducción

El orden Odonata es un grupo destacado de la clase Insecta por su capacidad depredadora (González y Novelo, 1996); por lo tanto, se considera un orden importante en la dinámica natural de las poblaciones que ocupan simultáneamente un microhábitat (Mariani-Ríos *et al.*, 2022). Estos insectos habitan una gran variedad de ambientes y constituyen un componente importante de la biodiversidad en los sistemas acuáticos (Merritt y Cummins, 1996).

Las macrófitas acuáticas, por su parte, son frecuentes en los ecosistemas lénticos, cuentan con gran capacidad de adaptación y desempeñan un papel importante en la distribución de los macroinvertebrados acuáticos (Thomaz y Cunha, 2010; Son *et al.*, 2021). En particular, las raíces de *Eichhornia crassipes* son un excelente sustrato para el desarrollo de muchos organismos acuáticos (Dawkins y Donoglaue, 1992). Este biotopo presenta muchos individuos de diferentes categorías tróficas, como productores primarios y consumidores, los cuales favorecen el desarrollo de depredadores.

Las larvas de Odonata pueden emplear las macrófitas como un lugar para la alimentación, como protección contra los depredadores o como sustrato para la emergencia. En la época de lluvia, *E. crassipes* alcanza coberturas que oscilan entre el 40 % y el 80 % del espejo de agua, mientras que, en el periodo seco, cuando se presentan los mínimos valores de profundidad y extensión del cuerpo de agua, se mantienen entre el 10 % y el 15 %. Al respecto, cabe anotar que la cobertura es afectada por las variables de luz, temperatura, humedad relativa y nutrientes en el cuerpo de agua (Gopal, 1987; Wu y Ding, 2020).

Neiff y Poi De Neiff han realizado investigaciones con asociaciones de macroinvertebrados en raíces de *E. crassipes* desde 1990 hasta la fecha, incluyendo a los odonatos en sus análisis en torno a la vegetación acuática (Poi *et al.*, 2020). En efecto, algunos de estos estudios hacen referencia a los cambios en la abundancia, la biomasa y la proporción de macroinvertebrados en raíces de *E. crassipes*. No obstante, en Colombia la ecología de las larvas de odonatos ha sido poco estudiada. En ese sentido se destaca el estudio de Altamiranda *et al.* (2010), quienes evaluaron en el departamento del Atlántico la composición y la preferencia de microhábitat de larvas de Odonata en la ciénaga San Juan de Tocagua, así como la variación temporal de la riqueza y la abundancia de dichos organismos. Los resultados indicaron que, si bien las larvas presentan una amplia ocupación de sustratos, las macrófitas flotantes reflejan una mayor proporción de estas. De este modo, toma gran importancia el conocimiento de la asociación de las larvas de odonatos con las macrófitas flotantes, por lo cual se planteó el objetivo de evaluar la asociación de las larvas de odonatos con las raíces de *E. crassipes* en la ciénaga La Larga, del departamento del Atlántico, Colombia.

Materiales y métodos

Área de estudio

La ciénaga La Larga se ubica en jurisdicción del municipio de Palmar de Varela, al suroriente del departamento del Atlántico (10° 44'89"N, 74°44'33"O). Limita al norte con el municipio de Santo Tomás; al sur, con el municipio de Ponedera; al este, con el río Magdalena, y al oeste, con el municipio de Palmar de Varela. Este cuerpo de agua cuenta con un perímetro de 7,6 km, longitud máxima de 3,2 km y ancho máximo de 0,5 km. Los muestreos se realizaron en la zona norte de la ciénaga (figura 1).

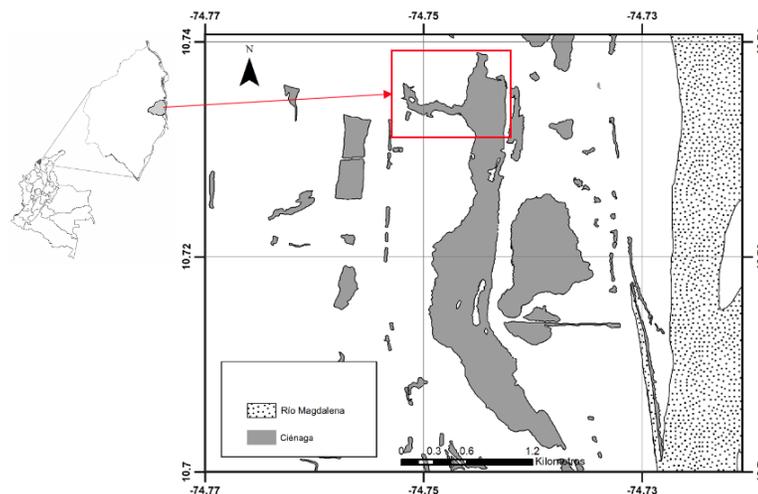


Figura 1. Ubicación geográfica la Ciénaga La Larga.

Metodología

Se utilizaron técnicas estandarizadas de recolecta de macroinvertebrados acuáticos (Roldán, 1992). Las larvas de odonatos asociados a las raíces de *E. crassipes* se recolectaron con una red modificada para toma de muestra flotante, la cual consiste en un marco metálico de 90 cm² unido a una red cónica con poro de 0,2 mm. Se realizaron seis muestreos con un intervalo mensual entre octubre de 2007 y febrero de 2008. En cada muestreo se colectaron 100 individuos de *E. crassipes* en puntos aleatorios, como un modelo muestral que se ajusta a la deriva del buchón que se mueve por la acción de los vientos y la entrada de aguas al sistema. Cada raíz fue cortada y depositada en bolsas de plástico con los datos de campo para su traslado al laboratorio.

Las larvas colectadas en las raíces fueron introducidas en viales entomológicos plásticos con alcohol al 70 %, rotulados con los respectivos datos de campo. Algunos de los ejemplares capturados en los últimos estadios de desarrollo se destinaron a la cría en acuarios de 10 cm³, los cuales se acondicionaron con pequeñas raíces de *E. crassipes*. Así se obtuvieron varios adultos que facilitaron la identificación de las larvas aplicando la técnica de relación larva - adulto.

Fase de laboratorio

Para la identificación taxonómica, se aplicaron las claves descritas por McCafferty y Provonsha (1981), Arango (1982), Paulson (1982), Borrór (1989), Pérez (1996), Westfall y Tennessen (1996) y Pérez (2003). La identificación de algunos individuos fue confirmada por especialistas en la taxonomía del orden Odonata, y algunos ejemplares se encuentran en la colección entomológica del museo de la Universidad del Atlántico, con los códigos comprendidos entre AURC 000001 y AURC 000345.

Se midió la longitud de las raíces con un vernier digital (precisión de 0,1 cm). Por otra parte, el volumen de la raíz se determinó con la técnica de desplazamiento de agua, que consistió en introducir las raíces en una probeta plástica de 2000 mL previamente aforada (precisión de 0,1 mL). Según los resultados, se estableció una escala de rangos de tallas y volúmenes de las raíces (tabla 1). Asimismo, se realizaron medidas de tallas de las larvas antero-posterior con un vernier digital (precisión de 0,01 mm). De tal manera, con base en los resultados, se estableció una escala de talla que agrupó las larvas en cinco rangos (tabla 2).

Tabla 1. Rangos establecidos en las tallas y volúmenes de raíces.

Rangos	Tallas (cm)	Volúmenes (mL)
Rango 1	1-20	50-150
Rango 2	21-40	151-300
Rango 3	41-60	301-450

Tabla 2. Rangos establecidos en las tallas de larvas de libélulas presentes en la Ciénaga La Larga.

Rangos	Tallas (mm)
Rango 1	2,4-5,0
Rango 2	5,1-10,0
Rango 3	10,1-15,0
Rango 4	15,1-20,0
Rango 5	20,1-25,0

Análisis de datos

Los valores obtenidos de cada variable fueron sometidos a un análisis estadístico descriptivo. Para determinar diferencias significativas entre la abundancia de larvas por talla y el volumen de raíces, se realizó un análisis de ANOSIM. Adicionalmente, en caso de encontrar diferencias significativas se llevó a cabo un ordenamiento multidimensional no métrico (MDS), basado en

las distancias de Bray-Curtis, para observar la agrupación y la ordenación de las muestras en los diferentes intervalos de volúmenes de las raíces (Digby y Kempton, 1987). Asimismo, se verificó la contribución porcentual de las especies mediante un análisis SIMPER. Todos estos análisis fueron realizados a través del programa PRIMER v7 (Clarke y Gorley, 2015).

Resultados

Composición de las larvas de odonatos asociadas a raíces de *E. crassipes*

Se recolectaron un total de 738 individuos, distribuidos en tres familias, ocho géneros y diez especies de odonatos asociados a las raíces de *E. crassipes* (tabla 3). La familia que presentó mayor

riqueza y abundancia fue Libellulidae con 634 individuos, que representan el 86 % del total muestreado. En cambio, la familia con la menor representación fue Aeshnidae, con un total de dos individuos y una especie, lo que representa el 0,3 % de la abundancia total. *Miathyria marcella* tuvo la mayor abundancia, con 615 individuos, que representan el 83 % del total muestreado.

Tabla 3. Composición de las larvas de odonatos asociadas a raíces de *E. crassipes*.

Taxón	Abundancia total
Zygoptera	
Coenagrionidae	
<i>Ischnura capreolus</i> Hagen 1861	3
<i>Neoerythromma cultellatum</i> Hagen in Selys 1876	5
<i>Telebasis salva</i> Hagen 1861	7
<i>Telebasis filiola</i> Perty 1834	87
Anisoptera	
Libellulidae	
<i>Erythemis</i> sp.	1
<i>Dythemis sterilis</i> Hagen, 1861	1
<i>Miathyria simplex</i> Rambur 1842	1
<i>Miathyria marcella</i> Selys in Sagra 1857	615
<i>Brachymesia herbida</i> Gunadlch 1889	16
Aeshnidae	
<i>Coryphaeschna</i> sp.	

Ocupación de las larvas en las raíces de *E. crassipes*

El porcentaje de ocupación de las raíces de *E. crassipes* es del 58 % (346 de las 600 raíces colectadas). El número de individuos

que ocupan la raíz simultáneamente osciló entre uno a diez. La estructura porcentual en las raíces ocupadas por un solo individuo fue de 47 %, mientras que el 25 % estaban ocupadas por dos, y el 28 %, por tres o más (figura 2).

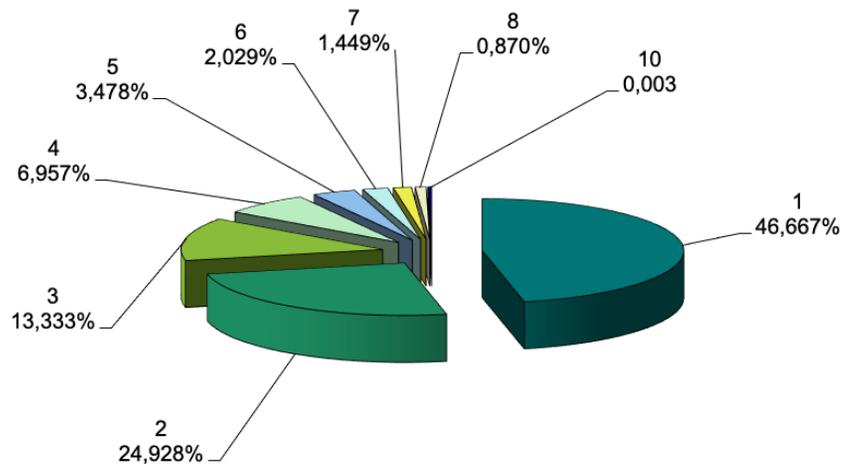


Figura 2. Número de larvas por raíz y porcentaje de ocupación de larvas de odonatos en la ciénaga La Larga, Atlántico, Colombia.

De las 346 raíces ocupadas por larvas de odonatos, el 84 % de presentaba una sola especie, el 16 % estaba ocupado simultáneamente por dos especies, y el 1 %, por tres especies

(tabla 4). *Miathyria marcella* es la especie que ocupó más raíces, y de las 297 raíces ocupadas por ella, 55 fueron compartidas con otra especie (tabla 5).

Tabla 4. Número de especies que ocupaban las raíces simultáneamente en cada muestreo.

Número de especies en la misma raíz	Muestreo						Total
	1	2	3	4	5	6	
1	43	46	55	28	65	52	289
2	7	14	10	3	9	12	55
3		1	1				2
Total	50	61	66	31	74	64	346

Tabla 5. Ocupación simultánea de especies de larvas de odonatos en las raíces de *E. crassipes*.

Especies	<i>M. marcella</i>	<i>T. filiola</i>	<i>B. herbida</i>	<i>T. salva</i>	<i>N. cultellatum</i>	<i>I. capreolus</i>	<i>D. sterilis</i>
<i>M. marcella</i>	242	-	-	-	-	-	-
<i>T. filiola</i>	37	33	-	-	-	-	-
<i>B. herbida</i>	7	-	6	-	-	-	-
<i>T. salva</i>	2	-	-	5	-	-	-
<i>N. cultellatum</i>	3	-	-	-	1	-	-
<i>I. capreolus</i>	2	-	-	-	-	1	-
<i>D. sterilis</i>	-	-	-	-	-	-	1
<i>Coryphaeschna</i> sp.	2	-	-	-	-	-	-
<i>M. simplex</i>	1	-	-	-	-	-	-
<i>Erythemis</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-
Total	297	33	6	5	1	1	1

Variación de la densidad de larvas en diferentes tallas de raíz de *E. crassipes*

Las raíces de *E. crassipes* recolectadas presentaron medidas entre 5-58 cm de largo, y los rangos de estas variaron poco

entre muestreos. La densidad de las larvas en las raíces de *E. crassipes* arrojó rangos bajos en la mayoría de los muestreos (tabla 6). El análisis de ANOSIM no indicó diferencias en la composición y la estructura de las larvas de odonatos con respecto a las tallas de las raíces.

Tabla 6. Largo de las raíces de *E. crassipes* y densidades de las larvas de odonatos en los diferentes muestreos.

Muestreo	Rango de largo de raíz (cm)	Rango de densidad (ind/raíz)
1	5-55	0,1-4
2	7-50	0,2-3
3	10-58	0,3-3
4	7-36	0,1-3
5	6-40	0,3-8
6	8-43	0,2-10

El 57 % de los individuos se distribuyó en raíces con medidas entre 21-40 cm de largo, mientras que el 40 % se encontró en medidas entre 1-20 cm. La riqueza fue igual para los intervalos

de 1-20 y de 21-41 cm. *T. filiola*, *B. herbida* y *M. marcella* fueron las especies que aparecieron con mayor frecuencia en el sistema respecto a las medidas de las raíces de *E. crassipes* (tabla 7).

Tabla 7. Distribución de larvas de odonatos en las diferentes longitudes de la raíz de *E. crassipes*.

Especies	Intervalos de longitud de la raíz (cm)			Total individuos
	1-20	21-40	41-60	
<i>M. marcella</i>	235	360	20	615
<i>T. filiola</i>	44	37	6	87
<i>B. herbida</i>	5	10	1	16
<i>T. salva</i>	4	3		7
<i>N. cultellatum</i>	1	4		5
<i>Coryphaeschna</i> sp.	1	1		2
<i>Erythemis</i> sp.	1			1
<i>Dythemis sterilis</i>	1			1
<i>Ischnura capreolus</i>		3		3
<i>M. simplex</i>		1		1
Número de sp./muestreo	8	8	3	
Total ind./muestreo	292	419	27	
Total de plantas	349	240	11	
Total de plantas ocupadas	157	178	11	
Densidad	0,83	1,74	2,45	

Variación de la densidad de larvas en diferentes volúmenes de las raíces de *E. crassipes*

El rango de los volúmenes de las raíces varió entre 5-450 mL. De las 600 raíces colectadas, el 92 % presentó desplazamientos de volumen entre 5-150 mL. El 87 % de los individuos se encontraron en volúmenes de raíz entre 5-150 mL, y el 10 %, en volúmenes entre 151-300 mL. Del mismo modo, la riqueza disminuyó a medida que el volumen aumentaba debido que la mayoría de las plantas presentaron poco volumen.

Las especies con mayor frecuencia respecto a los volúmenes de raíz fueron *M. marcella* y *T. filiola*, las cuales se presentaron en los tres intervalos de volumen e igualmente fueron las más

dominantes del sistema (tabla 8). El análisis ANOSIM indicó diferencias significativas en la composición y la estructura de las larvas respecto al volumen de las raíces (ANOSIM, R=0,403; P=0,01).

El MDS (estrés=0,12) mostró diferencias entre el intervalo 50-150 mL con respecto a los otros dos intervalos (figura 3). Asimismo, el análisis SIMPER evidenció una mayor contribución de las especies *M. marcella* y *T. filiola* en el rango de volumen de 50-150 mL (53,6 % y 28 %, respectivamente), mientras que en el volumen entre 151-300 mL el mayor aporte provino de *M. marcella* y *B. herbida* (53,6 % y 28 %, respectivamente). Por último, en el rango de volumen entre 301-450 mL se destacó nuevamente *M. marcella* con un 72 %.

Tabla 8. Distribución de larvas de odonatos en los diferentes volúmenes de raíz.

Especies	Intervalos de volumen (ml)			Total individuos
	5-150	151-300	301-450	
<i>M. marcella</i>	530	62	23	615
<i>T. filiola</i>	79	5	3	87
<i>B. herbida</i>	13	3		16
<i>T. salva</i>	6	1		7
<i>I. capreolus</i>	2	1		3
<i>N. cultellatum</i>	5			5
<i>Coryphaeschna</i> sp.	2			2
<i>D. sterilis</i>	1			1
<i>Erythemis</i> sp.	1			1
<i>M. simplex</i>	1			1
Total de sp./muestreo	10	5	2	
Total de Ind./muestreo	640	72	26	
Total de plantas	553	40	7	
Total de plantas ocupadas	307	32	7	
Densidad	1,15	1,8	3,7	

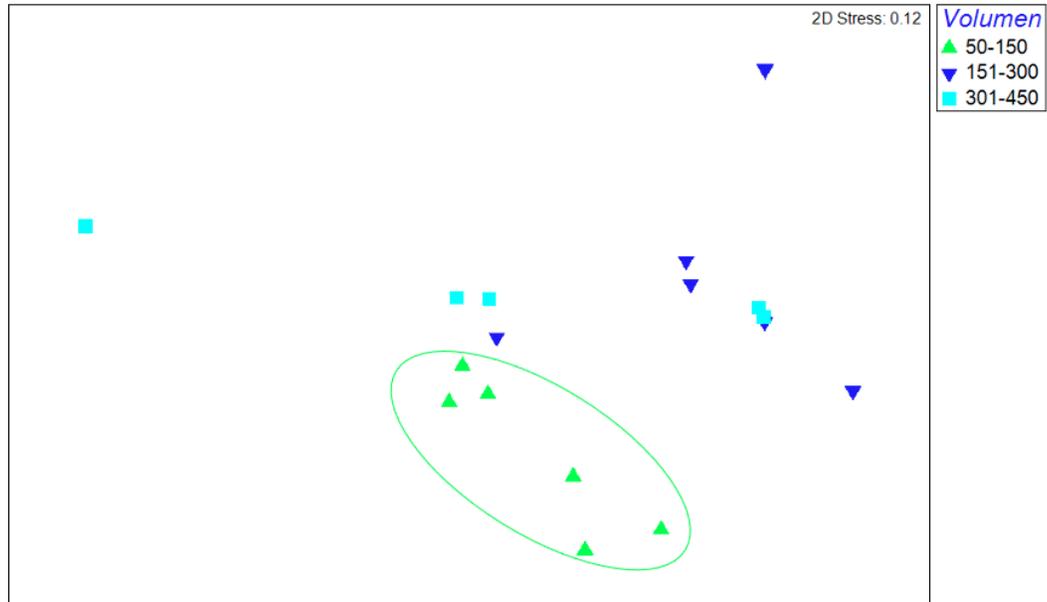


Figura 3. Ordenamiento multidimensional no métrico basado en las distancias de Bray-Curtis aplicado a los diferentes intervalos de volúmenes de las raíces.

Estructura de tallas de larvas asociadas a *E. crassipes*

Las longitudes de las larvas variaron desde 2,4 mm hasta 24,3 mm. Las capturas presentadas en las clases de 2,4-5 mm representan el 12 % de los 738 individuos colectados, y las longitudes entre 5,1-10 mm, el 60 %. Se hallaron ejemplares de *M. marcella* en todos los rangos de clases establecidos, pero su abundancia por clase no es equitativa. Por su parte, *B. herbida*

reflejó una abundancia de tres a siete individuos en los intervalos de longitud de 2,4-15 mm y se registró en casi todos los intervalos, con excepción de 15,1-20 mm. La abundancia total de *T. filiola* corresponde al 12 % del total muestreado, y sus longitudes comprenden desde 4,5 mm a 14 mm. *T. salva*, *I. capreolus* y *N. cultellatum* se encontraron en dos intervalos de longitudes, con abundancias comprendidas entre uno y cinco individuos (tabla 9).

Tabla 9. Distribución de larvas de odonatos en las diferentes longitudes.

Especies	Intervalos de clases (longitud) de larvas (mm)				
	2,4-5	5,1-10	10,1-15	15,1-20	20,1-25
<i>M. marcella</i>	83	366	136	28	2
<i>B. herbida</i>	3	7	4	-	2
<i>T. filiola</i>	4	57	26	-	-
<i>I. capreolus</i>	-	2	1	-	-
<i>N. cultellatum</i>	-	2	3	-	-
<i>T. salva</i>	-	5	2	-	-
<i>Coryphaeschna</i> sp.	-	2	-	-	-
<i>D. sterilis</i>	-	1	-	-	-
<i>E. sp.</i>	-	-	1	-	-
<i>Miathyria simplex</i>	-	-	-	-	1
Número de sp./muestreo	3	8	7	1	3
Total ind./muestreo	90	442	173	28	5
Porcentaje de individuos	12	60	23	4	1

Discusión

La familia Libellulidae ha sido reportada entre las más abundantes en otros estudios de comunidades de odonatos (Dalu *et al.*, 2017). A nivel mundial, esta es la familia de libélulas más diversa, con aproximadamente 1.037 especies descritas (Dijkstra *et al.*, 2013). En el caso particular de este estudio, la abundancia de *M. marcella* se debe a que es común encontrar esta especie asociada a *E. crassipes* (Krotzer *et al.*, 2008) y al hecho de que en estado imago forma enjambres (Paulson, 1999). Ahora bien, además de esta especie dominante del sistema, también es factible encontrar larvas de odonatos de diversas especies asociadas en la misma raíz. La ocupación de las raíces por pocos individuos y especies define probablemente una población con ejemplares solitarios. Esto se debe al hábito alimenticio de los odonatos, los cuales son eficientes depredadores, atacan presas de mayor tamaño y son también caníbales en mayor o menor grado (Anderson, 2016).

La variación en las longitudes de la raíz aquí reportadas puede estar asociada a un proceso de renovación por afloramiento de nuevos ejemplares. Específicamente, las longitudes menores son el resultado del desgaste de las raíces por roces con el sedimento en la medida en que disminuye la columna de agua y las corrientes arrastran las macrófitas, fraccionando las raíces. Entretanto, las diferencias entre la abundancia de larvas y el largo de la raíz no se evidencian puesto que los cambios en la abundancia y la densidad de las larvas pueden estar determinados por factores como la biomasa de las macrófitas (Henry y Stripari, 2005; Mormul *et al.*, 2006). Asimismo, las diferencias significativas entre la composición y la estructura de las larvas respecto al volumen de las raíces coinciden con lo reportado por Poi De Neiff y Carignan (1997), quienes argumentan que se deben a la abundancia de algunas especies y la presencia esporádica de otras.

La riqueza de las larvas varió de tres a ocho especies entre los intervalos de rango de longitud de las raíces de *E. crassipes*. Lo anterior demuestra que no existe tendencia de las especies en ocupar un intervalo de talla específico. Este comportamiento puede asociarse a la imposibilidad de las larvas de reconocer este factor en los procesos de colonización y a que las ovoposiciones de los adultos se hacen al azar (Corbet, 1999).

Los resultados indicaron que los individuos de longitudes similares ocupan con frecuencia de forma simultánea la misma planta de *E. crassipes*. Este hallazgo es consistente con los hábitos depredadores poco selectivos o generalistas de los odonatos (Pritchard, 1964; Thompson, 1978; Dudgeon y Wat,

1986; Corbet, 1980; Johson *et al.*, 1985; Wallace *et al.*, 1987, citados por Alonso, 2004). De igual forma, la estructura de distribución de los resultados coincide con individuos de tipo solitario o que comparten espacios con ejemplares que no representan riesgo de depredación. Al respecto, cabe anotar las observaciones de Alonso (2004), quien al analizar el comportamiento de competencia y depredación entre los odonatos registró que, cuando las larvas presentan similitud de tamaño, no interactúan como depredador y presa, pero sí se muestra una marcada conducta defensiva, lo que supone intentos de exclusión específica y defensa de áreas de alimentación.

Al comparar los resultados de longitud de las larvas, se observó la "desaparición" de estadios larvales en los periodos de muestreo, de manera similar a lo reportado por Lawton (1970), lo que sugiere que las larvas se retiran hacia la base y el tallo de las plantas para realizar la emergencia (proceso en el que los odonatos pasan del ambiente acuático larvario a la vida aérea de los adultos). No obstante, es preciso tratar las longitudes de cada especie por separado ya que estas presentan periodos no simultáneos de emergencia y oviposición, con diferentes intervalos de edad y tamaño (Benke y Benke, 1975; Benke, 1976; Ingram y Jenner, 1976; Wissinger, 1988). En ese sentido, la estructura por clase de las especies en las diferentes longitudes indica que las raíces de *E. crassipes* son un sustrato donde se desarrollan estados intermedios de las larvas y se disminuyen las longitudes mayores, lo cual se explica por las emergencias de los ejemplares. Además de la etapa de desarrollo, los odonatos también explotan el ambiente dependiendo tanto de los hábitos de adquisición de la presa como del tamaño de los odonatos (Corbet, 1999). Así pues, al presentar ejemplares en todos los rangos de longitudes establecidos, puede considerarse a *M. marcella* como una de las especies mejor adaptadas a este biotopo.

Conclusiones

La densidad y riqueza de las larvas no se relaciona con el tamaño de las raíces de *E. crassipes*, mientras que el volumen de las raíces de *E. crassipes* se relaciona con la densidad y riqueza de las larvas. Las raíces de *E. crassipes* son un sustrato que es colonizado por procesos de oviposición, o por migración de larvas, que se establecen para cumplir procesos del desarrollo a partir de los estados intermedios. La disminución de los ejemplares de las mayores longitudes es consistente con los procesos de emergencia, donde la planta *E. crassipes* presenta un componente foliar emergido, que es un sustrato óptimo para que el imago emerja.

M. marcella, al ser la especie más abundante, presentó ocupación simultánea con la mayoría de las otras especies de larvas de odonatos. Se encontró en todos los intervalos de longitudes y volúmenes establecidos de la raíz, y además estuvo presente en todos los rangos de talla establecidos. Los resultados afirman lo reportado en la literatura en cuanto a que es una especie de amplio rango por su capacidad de formar enjambres en la fase de adulto y que se encuentra asociada especialmente al jacinto de agua o buchón de agua.

Agradecimientos

A Luis Carlos Gutiérrez Moreno porque fue nuestro amigo y director de la tesis de pregrado, por acogernos en el semillero de investigación y posteriormente en el grupo Biodiversidad del Caribe Colombiano. Gracias por el apoyo incondicional y enseñarnos el maravilloso mundo de la ecología acuática.

Referencias

Alonso, P. 2004. Ecología de las asociaciones de odonata en el área de influencia de las microcuencas afectadas por la presa Zimapán, Querétaro e Hidalgo, México. Tesis doctoral en Ciencias, Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Ciencias Naturales, Querétaro, México.

Altamiranda, M., Perez, L.A. y Gutiérrez, L.C. 2010. Composición y preferencia de microhabitat de larvas de odonata, en la Ciénaga San Juan de Tocagua (Atlántico, Colombia). *Caldasia* 32(2): 399-410.

Anderson, T.L. 2016. Predation risk between cannibalistic aeshnid dragonflies influences their functional response on a larval salamander prey. *Journal of Zoology* 300(3): 221-227. Doi: <https://doi.org/10.1111/jzo.12376>.

Arango, J.C. 1982. Odonatos inmaduros del departamento de Antioquia en diferentes pisos altitudinales. *Actualidades Biológicas* 12: 91-100

Benke, A. 1976. Dragonfly production and prey turnover. *Ecology* 57 (5): 915-927.

Benke, A. y Benke, S. 1975. Comparative dynamics and life histories of coexisting dragonfly populations. *Ecology* (56): 302-217.

Borror, D. 1989. A Key to the world genera of Libellulidae (Odonata). *Annals Entomological Society of America* 38: 174 - 193.

Clarke, K.R. y Gorley, R.N. 2015. *Getting started with PRIMER V7. PRIMER-E*. Plymouth.

Corbet, P.S. 1999. *Dragonflies. Behaviour and ecology of Odonata*. Comstock Publishing Associates. New York.

Dalu, T., Wasserman, R.J., Tonkin, J.D., Mwedzi, T., Magoro, M.L. y Weyl, O.L.F. 2017. Water or sediment? Partitioning the role of water column and sediment chemistry as drivers of macroinvertebrate communities in an austral South African stream. *Science of the total environment* 607-608: 317-325. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.267>.

Dawkins, J. y Donoghue, S. 1992. *Invertebrates associated with aquatic vegetation in the river Cray*. Natural History of the Riverland and Murraylands. London,

Digby, P. y Kempton, R. 1987. *Multivariate Analysis of Ecological Communities*. Chapman and Hall, Londres.

Dijkstra, K. B., Bechly, G., Bybee, S. M., Dow, R. A., Dumont, H. J., Fleck, G., Garrison, R. W., Hämäläinen, M., Kalkman, V. J., Karube, H., May, M. L., Orr, A. G., Paulson, D. R., Rehn, A. C., Theischinger, G., Trueman, J. W. H., Van Tol, J., Von Ellenrieder, N. y Ware, J. 2013. The classification and diversity of dragonflies and damselflies (Odonata). In: Zhang, Z.Q. Editors. *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness*. *Zootaxa* 3703 (1): 36-45. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3703.1.9>.

González, E. y Novelo, R. 1996. Odonata. En: Llorente, J., A.N. García-Aldrete y E. González-Soriano. Editores. Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos mexicanos: hacia una síntesis de su conocimiento. Conabio/UNAM. México D.F.

Gopal, B. 1987. *Aquatic plant studies: Water hyacinth*. Elsevier. Amsterdam.

Henry, R. y Stripari, L. 2005. The invertebrate colonization during decomposition of *E. crassipes* Solms in the mouth zone of Guarei River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *The ecology* 3: 1-12.

Ingram, B. y Jenner, C. 1976. Life histories of *Enallagma hageni* (Walsh) and *E. aspersum* (Hagen) (Zigoptera: Coenagrionidae). *Odonatológica* 5: 331-345.

Krotzer, R., Bried, J. y Krotzer, M. 2008. The odonata of Mississippi. *Bulletin of American Odonatology* 10 (4): 65-91.

Lawton, J.H. 1970. A Population Study on Náyadee of the Damselfly *Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer) (Odonata: Zygoptera). *Hydrobiologia* 36(1): 33-52.

- Mariani-Ríos, A., Maldonado-Benítez, N. y Ramírez, A. 2022. Natural history of Odonata assemblages in tropical streams in Puerto Rico. *Neotropical Biodiversity* 8(1):112-123. Doi: <https://doi.org/10.1080/23766808.2022.2043699>.
- McCafferty, P.W. y Provonsha, A.V. 1981. *Aquatic Entomology*. Science books Internacional.
- Merritt, J.W. y Cummins, K.W. 1996 *An Introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd. edn. Kendall Hunt, Dubuque.
- Mormul, R.P., Vieira, L.A., Pressinate, S., Monkolski, A. y Santos, A.M. 2006. Sucessão de invertebrados durante o processo de decomposição de duas plantas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugineum*). *Acta Scientiarum Biological Sciences* 28: 109–115.
- Paulson, D. 1999. Swarms (ODO) Wed 16:10:18 -0800.
- Paulson, D.R. 1982. Odonata. En: Hurlbert, S.H. y Villalobos-Figueroa, A. *Aquatic biota of México, Central America and the West Indies*. Editores. San Diego University. San Diego.
- Pérez, R.G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Bogotá, Colombia: Fondo para la protección del medio Ambiente "José Celestino Mutis": Fondo Colombiano de Investigaciones Científicas y Proyectos Especiales "Francisco José de Caldas". Bogotá.
- Pérez, L.A. 2003. Estudio biotaxonomico de los Odonatos (Insecta: Odonata fabricius 1973) del Distrito de Santa Marta (Magdalena-Colombia). Tesis de pregrado. Universidad del Magdalena. Santa Marta, Colombia.
- Poi, A.S.G., Neiff, J.J., Casco, S.L., y Gallardo, L.I. 2020. Macroinvertebrates of *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) roots in the alluvial floodplain of large tropical rivers (Argentina). *Revista de Biología Tropical* 68(S2): S104-S115.
- Poi De Neiff A. y Carignan, R. 1997. Macroinvertebrates on *E. crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 345: 185-196.
- Roldán, G. 1992. Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín.
- Son, S.H., Kwon, S.J., I.M, J.H., Kim, S.K., Kong, D. y Choi, J.Y. 2021. Aquatic Macrophytes Determine the Spatial Distribution of Invertebrates in a Shallow Reservoir. *Water* 13: 1-17. Doi: <https://doi.org/10.3390/w13111455>
- Thomaz, S.M. y Cunha, E.R.D. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: Methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 218-236.
- Westfall, M.J. y Tennessen K.J. 1996. Odonata. En: Merrit, R. y K. Cummins. Editores. An introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company: 3ª edition.
- Wissinger, S.A. 1988. Life story and size structure of náyadel dragonflies populations. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1): 13-28.
- Wu, H. y Ding, J. 2020. Abiotic and biotic determinants of plant diversity in aquatic communities invaded by water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms]. *Frontiers in Plant Science* 11:1-11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.01306>.

Las hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia Exotic ants in urban environments of Santa Marta, Colombia

Jhoan Roncallo , Lina María Ramos Ortega* , Roberto J. Guerrero  y Hubert Sierra 

Grupo de investigación en Insectos Neotropicales, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Resumen

Se caracterizó la fauna de hormigas exóticas, evaluando su incidencia y variación en ambientes urbanos de la ciudad de Santa Marta. Como una aproximación de la heterogeneidad del paisaje urbano, se establecieron tres tipos de ambientes: parques distritales, parques temáticos y zonas naturales, los cuales exhiben diferencias principales en la cobertura arbórea y en la cobertura gris. En total, se seleccionaron 16 sitios distribuidos en los tres ambientes; cada sitio fue muestreado cuatro veces teniendo en cuenta las épocas climáticas. Las trampas de caída, sacos mini-Winkler, cebos y colecta manual fueron los métodos para recolectar las hormigas tanto nativas como exóticas. Se analizaron y compararon la riqueza y abundancia de especies de hormigas exóticas y nativas entre ambientes, microhábitats y épocas climáticas. Se registró la distribución en Colombia, así como información sobre su posible origen y distribución nativa para cada una de las especies exóticas encontradas. Se recolectaron siete subfamilias, 42 géneros, 88 especies y nueve morfoespecies. De las 97 especies recolectadas solo ocho corresponden a especies exóticas. Los parques urbanos registraron la mayor riqueza de especies exóticas a escalas espacial y temporal. Las frecuencias de captura y las curvas de rango-abundancia indican que *Pheidole indica* es la especie predominante en los parques distritales, mientras que *Paratrechina longicornis* y *Trichomyrmex destructor* son las más frecuentes en los parques temáticos. *Paratrechina longicornis*, *Monomorium pharaonis* y *Tapinoma melanocephalum* son de amplia distribución en Colombia; mientras que *P. indica*, *T. destructor*, *Tetramorium lanuginosum*, *T. simillimum* y *Cardiocondyla emeryi* se han registrado en pocas localidades en el país. Las áreas con mayores cobertura y diversidad vegetal presentaron un menor número de especies exóticas (zonas naturales y parques temáticos), mientras que aquellas con mayores superficies de concreto y una menor cobertura vegetal (parques distritales), concentraron mayores riqueza y abundancia de hormigas exóticas.

Palabras clave: especies invasoras; hormigas urbanas; pérdida de biodiversidad, urbanización

Abstract

The fauna of exotic ants was characterized, evaluating its incidence and variation in urban environments of the city of Santa Marta. As an approximation of the heterogeneity of the urban landscape, three types of environments were established: district parks, theme parks and natural areas, which exhibit main differences in tree and gray cover. In total, 16 sites distributed in the three environments were selected; each site was sampled four times considering the climatic seasons. Pitfall traps, mini-Winkler extractors, baits, and manual collection were the methods used to collect both native and exotic ants. The richness and abundance of exotic and native ant species between environments, microhabitats and climatic seasons were analyzed and compared. The distribution in Colombia was recorded, as well as information on its possible origin and native distribution for each of the exotic species recorded. Seven subfamilies, 42 genera, 88 species and nine morphospecies were collected. Of the 97 species collected just eight correspond to exotic species. Urban parks recorded the highest richness of exotic species on a spatial and temporal scale. The capture frequencies and range-abundance curves indicate that *Pheidole indica* is the predominant species in district parks, while *Paratrechina longicornis* and *Trichomyrmex destructor* are the most frequent in theme parks. *Paratrechina longicornis*, *Monomorium pharaonis*, and *Tapinoma melanocephalum* are widely distributed in Colombia, while *P. indica*, *T. destructor*, *Tetramorium lanuginosum*, *T. simillimum*, and *Cardiocondyla emeryi* have been recorded from few localities in the country. The spatial variation trend in this study indicates that there is a greater number of exotic ants in areas with less environmental heterogeneity, as is the case of district parks, as well as a lower proportion of these species in preserved natural areas.

Key words: invasive species; urban ants; biodiversity loss; urbanization

***Autor de correspondencia:**

linaramosmo@unimagdalena.edu.co

Editor: Yamid Arley Mera Velasco

Recibido: 07 de agosto de 2022

Aceptado: 04 de noviembre de 2022

Publicación en línea: 18 de noviembre de 2022

Citar como: Roncallo, J., Ramos Ortega L. M., Guerrero, R.J. y H. Sierra, H. 2022. Las hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. *Intropica* 17(2): 202-217.

<https://doi.org/10.21676/23897864.4758>.



Introducción

Las especies exóticas, también denominadas como introducidas o no nativas, son todas aquellas que se encuentran fuera de su distribución geográfica original, las cuales han sido incorporadas de manera intencional o accidental, generalmente como resultado de actividades humanas (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) 2020). Por lo general, estas especies no cuentan con depredadores en estos nuevos entornos, lo cual conlleva a que sus poblaciones aumenten significativamente y, en consecuencia, se favorezca el asentamiento de las poblaciones exóticas en un ecosistema determinado (Aguirre y Mendoza, 2009; Badii *et al.*, 2015).

La introducción de especies, ya sea accidental o de forma deliberada, perjudica a las poblaciones de las especies nativas, modificando su composición y, a su vez, las interacciones ecológicas. Por lo tanto, pueden afectar el equilibrio ecológico de los ecosistemas terrestres, dulceacuícolas o marinos (Conabio, 2020). Como consecuencia, esta introducción de organismos representa la segunda fuente de pérdida de biodiversidad a nivel global (Badii *et al.*, 2015).

Del mismo modo, las especies exóticas logran ser una gran amenaza para la economía toda vez que afectan negativamente la actividad agrícola y pecuaria. También, existen insectos exóticos capaces de generar impactos negativos en el sector de la construcción al provocar grandes daños a ciertas infraestructuras, lo cual genera un gasto adicional en reparación (Chacón de Ulloa, 2003; Schuttler y Karez, 2008).

Las hormigas se encuentran entre las especies exóticas de mayor impacto (Holway *et al.*, 2002) y a nivel mundial más de 250 especies han establecido sus poblaciones fuera de sus áreas de distribución nativas (Bertelsmeier, 2021). Diecinueve de ellas están registradas en la lista de especies invasoras de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Angulo *et al.*, 2022), de las cuales cinco especies figuran entre las 100 peores especies invasoras del mundo (Lowe *et al.*, 2000). Además, se han propuesto cerca de 20 especies de hormigas como potencialmente invasoras o superinvasoras (Fournier *et al.*, 2019).

En Colombia se han registrado alrededor 509 especies exóticas, que corresponden principalmente a plantas (264) y animales (228) (Baptiste *et al.*, 2020), de las cuales 20 corresponden a hormigas (Dekoninck *et al.*, 2019). En el departamento del Magdalena, en particular, se han reportado cuatro especies, *Monomorium pharaonis* (Linnaeus, 1758), *Paratrechina*

longicornis (Latreille, 1802), (Dekoninck *et al.*, 2019), *Pheidole indica* Mayr, 1879 (Camargo-Vanegas y Guerrero, 2020) y *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius, 1793) (García-Avendaño y Guerrero, 2018). Estas dos últimas también se han observado en la ciudad de Santa Marta.

Algunas características biológicas y ecológicas convierten a las hormigas en invasores altamente exitosos, por ejemplo, su estructura de supercolonia, su alta capacidad reproductiva y su gran habilidad para monopolizar los recursos ambientales superando a las especies nativas (Bertelsmeier *et al.*, 2017; Arnan *et al.*, 2018). Asimismo, el pequeño tamaño de las hormigas, sus hábitos de anidación generalista, y su frecuente asociación con perturbaciones ambientales o del hábitat (Fournier *et al.*, 2019) favorecen su fácil transporte por parte de los humanos, además de facilitar su establecimiento y posterior dispersión (Bertelsmeier *et al.*, 2018). No obstante, para que las hormigas exóticas puedan ser causantes de problemas ecológicos, primero deben superar cuatro etapas esenciales (Dekoninck *et al.*, 2019): el transporte, la introducción a un nuevo hábitat; el establecimiento (reproducción y aumento del tamaño poblacional) y, por último, la denominada expansión, que es la causante del desplazamiento de las especies nativas (Dekoninck *et al.*, 2019).

La ciudad de Santa Marta ha tenido un incremento en su población, pasando de 220 557 a 546 979 habitantes en la zona urbana entre 1985 y 2021 (Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), 2021). Este crecimiento poblacional, debido a múltiples situaciones de orden social y económico, ha tenido como consecuencia el aumento de las zonas urbanas, en donde también se han visto seriamente afectados los fragmentos de bosque seco tropical (BST) (ecosistema que predomina en la ciudad), provocando una reducción sustancial de su cobertura y extensión (Carbonó y López, 2005). Así, las modificaciones realizadas por el hombre a través de la urbanización se han convertido en la principal vía para el asentamiento de las hormigas no nativas, las cuales suelen adaptarse mejor en zonas altamente perturbadas (Josens *et al.*, 2016).

Dados a los posibles problemas ecológicos, económicos y de salud pública que pueden causar las hormigas exóticas y los escasos estudios que hay sobre estas especies en la zona urbana de la ciudad de Santa Marta, se hace necesaria la caracterización de esta fauna en la capital del Magdalena, evaluando su incidencia y variación en diferentes ambientes urbanos de la ciudad.

Materiales y métodos

Área de estudio

La ciudad de Santa Marta está situada al norte de Colombia (11°14'50" N y 74°12'06" O) a una altitud de 2 msnm (figura 1) y, presenta una extensión total de 2393,35 km² de los cuales

55,10 km², corresponden al área urbana (Planeación Distrital de Santa Marta, 2020). La temperatura promedio anual es de 27 °C y la precipitación promedio anual es de 608,8 mm. La región presenta un régimen de lluvias unimodal, con un período seco distribuido entre diciembre y marzo, y con las mayores precipitaciones en los meses de octubre y noviembre (Rangel y Carvajal-Cogollo, 2012).

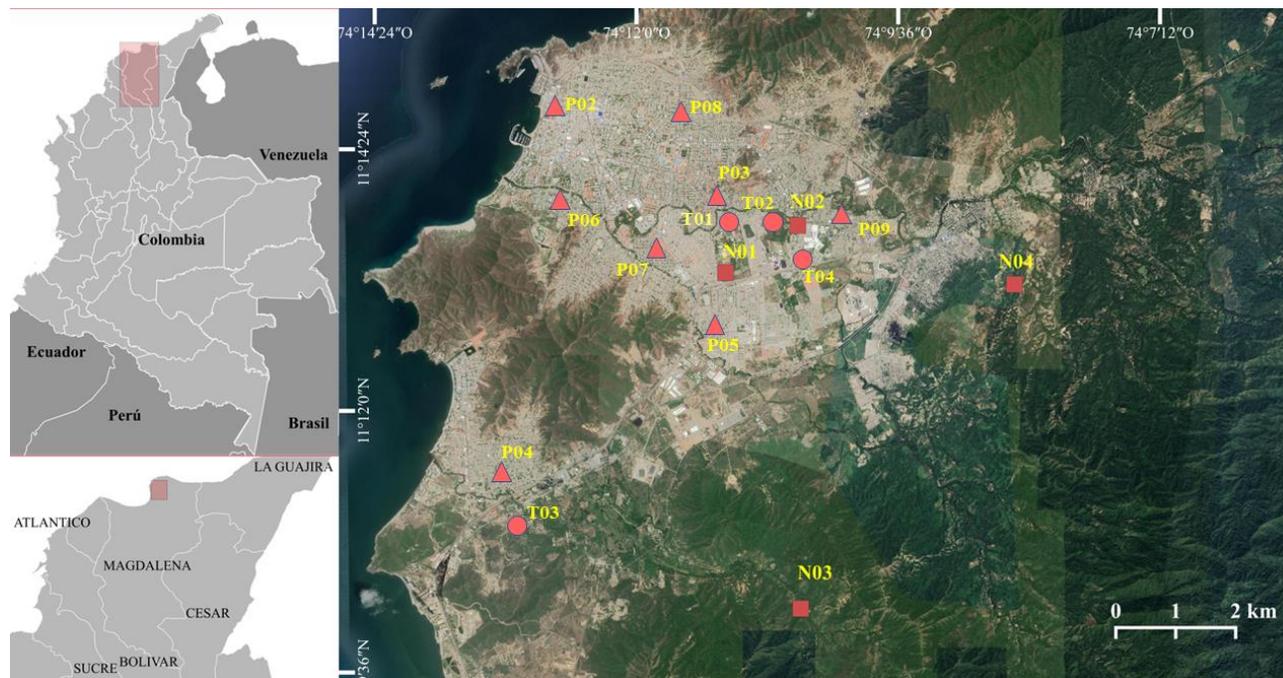


Figura 1. Mapa indicando los sitios de muestreo para cada ambiente urbano de la ciudad de Santa Marta, Colombia. Parques distritales (P= triángulos); parques temáticos (T= círculos); zonas naturales (N= cuadrados). Imágenes generadas en QGIS v3.16.

La cobertura vegetal predominante en estas zonas está caracterizada por bosques y matorrales de piso isomegatérmico (temperaturas altas y constantes durante todo el año), con caracteres xeromórficos pronunciados debido a que la temporada sin lluvias es más prolongada, alcanzando nueve meses al año (Hernández-Camacho y Sánchez, 1992; Carbonó-Delaho *et al.*, 2013). De acuerdo con las características fisonómicas y florísticas, estas formaciones vegetales son definidas como las de un zonobioma subxerofítico tropical (Hernández-Camacho y Sánchez, 1992).

Como una aproximación de la heterogeneidad del paisaje urbano de la ciudad de Santa Marta, se establecieron tres tipos de ambientes: a) zonas naturales; b) parques temáticos y c) parques distritales, diferenciados principalmente por características como el área, la riqueza vegetal, la densidad de árboles y la cobertura gris. En primer lugar, las zonas naturales están representadas por fragmentos urbanos y periurbanos de BST, de los cuales se seleccionaron cuatro sitios de muestreo,

cuyas áreas son objeto de conservación (tabla 1). Por su parte, el ambiente de parques temáticos corresponde a cuatro sectores que son de acceso limitado al público y en cuyos espacios las zonas verdes son amplias y se promueve una relación positiva con la naturaleza (tabla 1). Finalmente, los parques distritales son un tipo de ambiente urbano en donde el acceso al público es libre y continuo y, las zonas verdes o de jardinerías son menos abundantes, pero en cambio hay una mayor área o superficies de concreto a sus alrededores, que en muchos casos corresponden a escenarios deportivos y máquinas para el ejercicio físico al aire libre (tabla 1).

En total, se seleccionaron 16 sitios distribuidos en los tres ambientes mencionados anteriormente, intentando cubrir los cuatro puntos cardinales de la ciudad. De esta forma, buscó tener una cobertura espacial representativa del área urbana. También se tuvieron en cuenta aspectos como el uso que tienen estos espacios para la recreación, así como su importancia ambiental y cultural para los habitantes de la ciudad.

Tabla 1. Sitios de muestreo considerados para el estudio de las hormigas exóticas asociadas a fragmentos de bosque seco y ambientes urbanos en Santa Marta, Colombia.

Ambiente	Sitio	Extensión (ha)
Parques distritales (PD)	P. Simón Bolívar (P01), P. Avenida del Río (P03), P. Gaira (P04), P. de la Vida (P05), P. Manzanares (P06), P. de la Equidad (P07), P. Los Almendros (P08), P. Los Trupillos (P09)	0,1-1,0
Parques temáticos (PT)	Campus Universidad del Magdalena (T01), Jardín Botánico Quinta de San Pedro Alejandrino (T02), Centro Recreacional Teyuna (T03), Parque del Agua (T04)	3,3-13
Zonas naturales (ZN)	Fragmento de bosque seco Universidad del Magdalena (N01), fragmento de bosque seco Quinta de San Pedro Alejandrino (N02), Reserva La Iguana Verde (N03), Quebrada Seca (N04)	2,8-22

Muestreo de hormigas

Los datos sobre las hormigas exóticas se obtuvieron en el marco del proyecto "Diversidad de hormigas en ambientes urbanos de la ciudad de Santa Marta" (Ramos *et al.*, 2022), en el cual se realizaron cuatro muestreos en cada uno de los 16 sitios entre los meses de octubre-diciembre de 2019 y enero de 2020, tratando de cubrir los meses de alta (octubre y noviembre) y baja precipitación (diciembre y enero). En el caso de N04, se tienen registros a partir del mes de noviembre. La elección de los métodos de captura y el número unidades de muestreo se basaron por las recomendaciones establecidas en Guerrero *et al.* (2019).

En las zonas naturales, la captura de las hormigas se realizó empleando un total de 30 trampas de caída (*pitfall*) en cada sitio y entre 5-10 cuadrantes de 1 m² de hojarasca para la extracción en los sacos mini-Winkler. Se instalaron 15 cebos de proteína y carbohidratos con un tiempo de acción de 30 minutos y se recolectaron manualmente las hormigas asociadas a la vegetación por el lapso de una hora. Por su parte, debido a que los parques distritales y los parques temáticos carecen de algunos microhábitats (p. ej., hojarasca) y tienen alta compactación de suelo, solo se implementaron los cebos y colecta manual. En todos los casos se instaló el mismo tipo de cebo, en cantidades iguales, con el tiempo de acción contemplado en las zonas naturales. Para ampliar sobre los métodos implementados consultar Ramos *et al.* (2022).

Análisis de laboratorio

El material recolectado en campo fue sometido a un proceso de limpieza para eliminar material vegetal y sedimentos en el caso de las muestras obtenidas por los métodos *pitfall* y sacos mini-Winkler, y restos de atún y galleta para los cebos. Las muestras fueron transferidas a viales plásticos y preservadas en alcohol al 96 %, manteniendo en todos los casos los rótulos designados

en campo. Para facilitar la identificación taxonómica, las hormigas se separaron teniendo en cuenta la disparidad morfológica entre los especímenes de la misma subfamilia y entre los géneros; posteriormente, esos especímenes fueron preparados en doble montaje con alfiler. La identificación taxonómica se hizo utilizando las claves presentes en Fernández *et al.* (2019) y Camargo-Vanegas y Guerrero (2020), y comparado con fotografías de hormigas en AntWeb (2021). Tanto la separación, el montaje y el análisis morfológico como la identificación taxonómica se llevaron a cabo empleando un estereoscopio Nikon SMZ745. Los ejemplares fueron depositados en la Colección Biológica de la Universidad del Magdalena (CBUMAG).

Análisis de la información

Para el conjunto total de especies identificadas, se estableció la categoría de exótica con base en la información disponible en la literatura (Sarnat *et al.*, 2015; Dekoninck *et al.*, 2019) y el origen/distribución nativa de las especies de acuerdo con Antmaps (Guénard *et al.*, 2017). Asimismo, se generó una base de datos de presencia/ausencia y abundancia (expresada como frecuencia de captura) de las especies de hormigas exóticas halladas en los muestreos, teniendo en cuenta el método de recolección aplicado y el tipo de ambiente muestreado. No se consideraron en los análisis el método de extracción con sacos mini-Winkler, así como el sitio de muestreo N04 (Quebrada Seca) debido a que no se registró información de especies exóticas para dicho método y para ese punto de muestreo.

La riqueza de especies de hormigas exóticas se comparó entre ambientes y épocas climáticas (lluvias y seca) de manera descriptiva mediante gráficos de barras construidos utilizando Excel®. Se calculó la frecuencia de captura teniendo en cuenta los métodos de recolección empleados, la cual se definió como el número de veces que se registró una determinada especie en

cada unidad de muestreo para cada método, sin considerar el número de individuos muestreados. De forma similar, se comparó la riqueza de especies de hormigas nativas y exóticas entre los ambientes urbanos (distritales, temáticos y naturales) y microhábitats evaluados (suelo y vegetación).

Asimismo, se construyeron curvas de rango-abundancia como análisis complementario de la variación en la estructura de los ensamblajes de hormigas del suelo, considerando en conjunto a las especies nativas y exóticas. Finalmente, para cada una de las especies exóticas se registró la distribución en Colombia, así como información sobre su posible origen y distribución nativa de acuerdo con lo descrito por Dekoninck *et al.* (2019).

Resultados

Para el conjunto de ambientes urbanos muestreados, las hormigas recolectadas estuvieron agrupadas en siete subfamilias, 42 géneros, 88 especies y nueve morfoespecies. De los 97 taxones identificados, 84 fueron comunes en los fragmentos urbanos de BST, mientras que los 13 restantes se encontraron únicamente en los parques de la ciudad, y ocho

corresponden a especies exóticas. Las subfamilias Myrmicinae (59,8 %), Ponerinae (10,3 %), Formicinae (9,3 %), Pseudomyrmecinae (8,2 %) y Dolichoderinae (7,2 %) contribuyeron con cerca del 95 % de la riqueza de hormigas, cuya tendencia se mantuvo relativamente constante entre los ambientes urbanos evaluados (figura 2). La mayor riqueza de especies se registró en las zonas naturales (84 especies), seguidas de los parques temáticos (54 especies) y los parques distritales (43 especies).

Las especies de hormigas exóticas registradas en los ambientes urbanos de Santa Marta fueron: *Cardiocondyla emeryi* Forel, 1881 (Myrmicinae), *Monomorium pharaonis* (Myrmicinae), *Paratrechina longicornis* (Formicinae), *Pheidole indica* (Myrmicinae), *Tapinoma melanocephalum* (Dolichoderinae), *Tetramorium lanuginosum* Mayr, 1870 (Myrmicinae), *Tetramorium simillimum* (Smith, 1851) (Myrmicinae) y *Trichomyrmex destructor* (Jerdon, 1851) (Myrmicinae). La subfamilia predominante dentro del grupo de hormigas exóticas fue Myrmicinae con seis especies, mientras que Formicinae y Dolichoderinae registraron solo una especie.

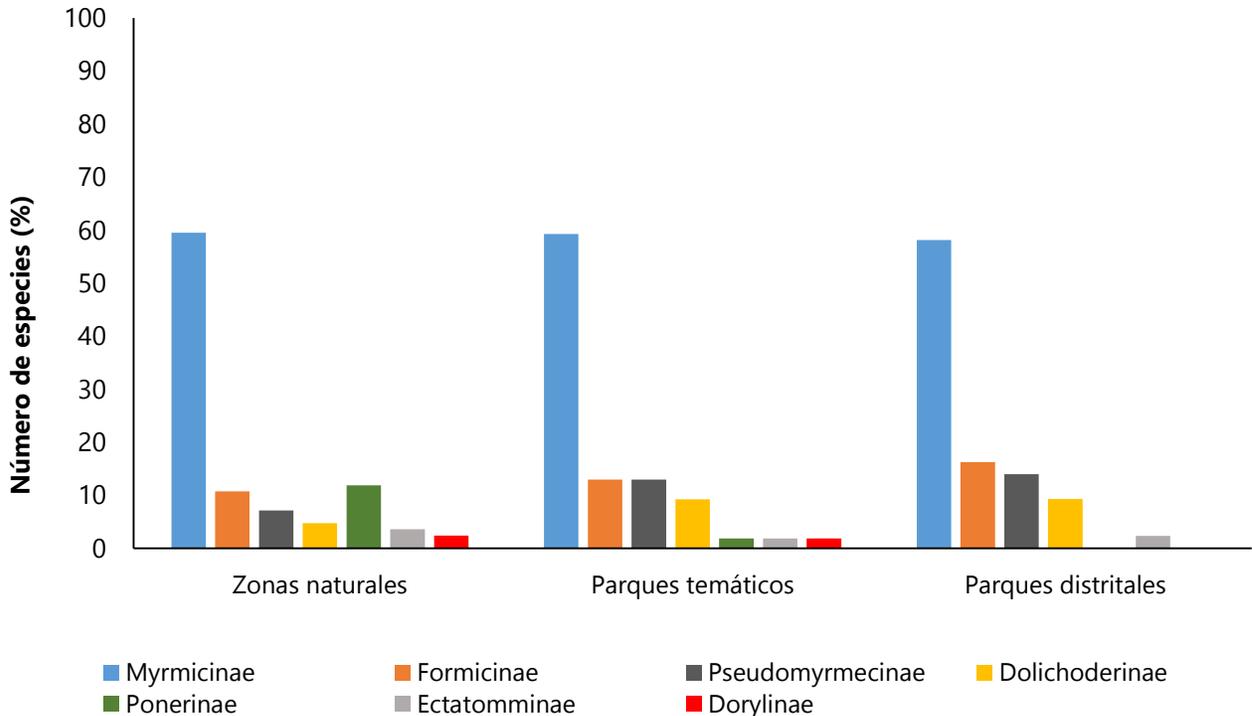


Figura 2. Porcentaje de especies de hormigas por subfamilia en los ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia.

Entre los ambientes urbanos, se registraron un mayor número de especies exóticas en los parques distritales y temáticos (promedio de= 4±1 especie) en comparación con las zonas naturales, las cuales presentaron entre una y tres especies (figura 3). Los sitios P03 (P. Avenida del Río), P06 (P. de Manzanares), P07 (P. de la Equidad) y P09 (P. Los Trupillos) concentraron el mayor número de especies dentro de la categoría de parques distritales (figura 3); mientras que, de los parques temáticos, el campus de la Universidad del Magdalena (T01) registró la mayor cantidad especies exóticas (figura 3).

A nivel temporal, se registró en general un mayor número de especies exóticas en la época lluviosa con respecto a la época seca, principalmente para los parques urbanos (tabla 2). En los parques distritales, las especies *T. melanocephalum* y *T. lanuginosum* fueron recolectadas únicamente en lluvias. Por su parte, en los parques temáticos, *M. pharaonis* fue registrada solo en época lluviosa, mientras que *C. emeryi* fue solo recolectada en la época seca. En las zonas naturales, se mantuvieron constantes entre las épocas el número de especies y las entidades registradas (tabla 2).

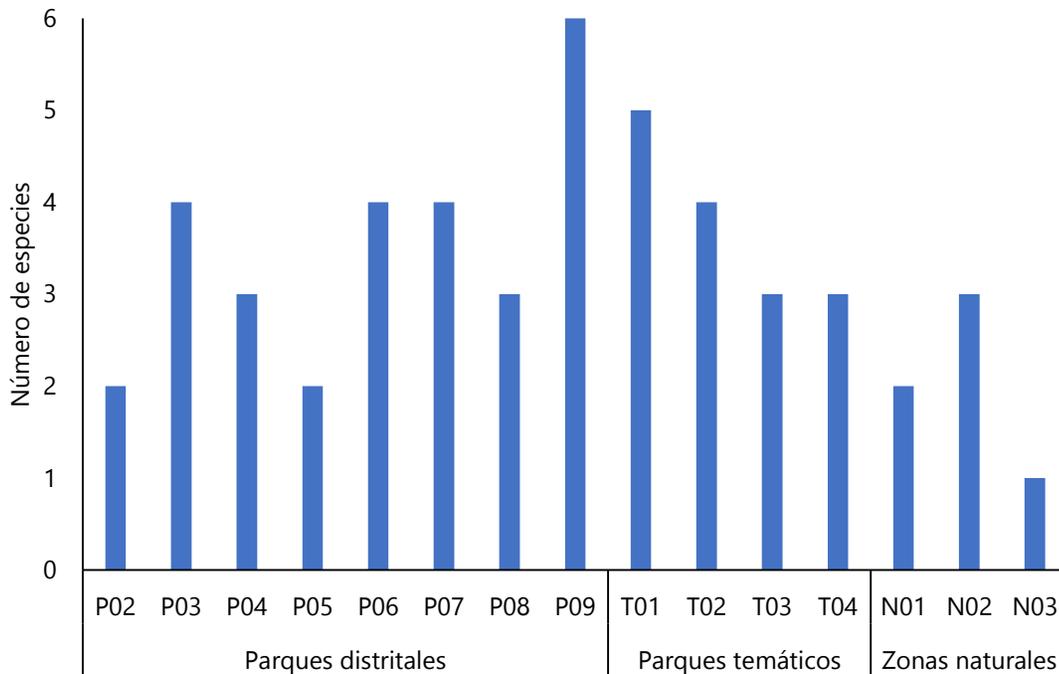


Figura 3. Riqueza de hormigas exóticas registradas en los sitios de muestreo en los ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia.

Tabla 2. Distribución espacial y temporal de las hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. Época Lluvias (LI) y época seca (Sc).

Ambiente Especie/Época	Parques distritales		Parques temáticos		Zonas naturales	
	LI	Sc	LI	Sc	LI	Sc
<i>Cardiocondyla emeryi</i> Forel, 1881				X		
<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)			X			
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	X	X	X	X	X	X
<i>Pheidole indica</i> Mayr, 1879	X	X	X			
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	X		X	X	X	X
<i>Tetramorium lanuginosum</i> Mayr, 1870	X					
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, 1851)	X	X				
<i>Trichomyrmex destructor</i> (Jerdon, 1851)	X	X	X	X	X	X
Total especies	6	4	5	4	3	3

Con relación a los métodos de recolección, los cebos de proteína y colecta manual capturaron un mayor número de especies (siete especies cada uno), seguido de los cebos de carbohidrato (cinco especies) y las trampas *pitfall* (tres especies). Las frecuencias de captura indican que *P. indica* es la especie con mayor predominio en los parques distritales con valores que oscilaron entre 32 % y 44 %, seguido de *T. destructor* (tabla 3). En los parques temáticos *P. longicornis* y *T. destructor* son las

más frecuentes al considerar los cebos alimenticios, mientras que *T. melanocephalum* es la más común en la vegetación de estos ambientes (tabla 3).

C. emeryi, *M. pharaonis*, *T. lanuginosum* y *T. simillimum* fueron poco frecuentes en los parques donde se registraron (tabla 3). Por su parte, en las zonas naturales, las especies registradas presentan bajas frecuencias de captura para todos los métodos empleados (tabla 3).

Tabla 3. Frecuencia de captura (%) de las hormigas exóticas para diferentes métodos de recolección, en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. BaC: cebo carbohidrato; BaP: cebo proteína; CM: recolecta manual; Pf: trampas *pitfall*.

Ambiente Especie/método	Parque distrital			Parque temático			Zona natural			
	BaC	BaP	CM	BaC	BaP	CM	BaC	BaP	CM	Pf
<i>Cardiocondyla emeryi</i>					0,4	1,4				
<i>Monomorium pharaonis</i>						1,4				
<i>Paratrechina longicornis</i>	5,4	5,9	71,9	6,4	8,1	56,9		1,1	5,3	4,3
<i>Pheidole indica</i>	35,7	31,9	43,8	0,4	0,4					
<i>Tapinoma melanocephalum</i>			3,1	1,7		30,6	1,7	1,1	4,0	1,4
<i>Tetramorium lanuginosum</i>		0,2								
<i>Tetramorium simillimum</i>	0,9	0,7	3,1							
<i>Trichomyrmex destructor</i>	17,8	24,4	75,0	5,5	5,6	20,8			2,7	0,3

Diversidad de hormigas nativas vs. exóticas

La riqueza de especies para el ensamblaje de hormigas nativas muestra una tendencia de variación espacial en donde los ambientes con una mayor heterogeneidad ambiental (p. ej., zonas naturales, parques temáticos) concentran el mayor número de especies; tendencia que se refleja más claramente para las hormigas de la vegetación (figura 4). Para las hormigas del suelo la tendencia es variable, registrándose un mayor número de especies con el método de trampas *pitfall* en comparación con los cebos, particularmente en las zonas naturales (figura 4).

Por su parte, la variación de la riqueza de especies exóticas presenta un comportamiento opuesto al de las nativas, con un mayor número de especies en los parques urbanos (figura 4), los cuales cuentan con un mayor grado de urbanización. Aunque los parques registraron el mismo número de especies exóticas, la proporción de estas especies fue más alta en los

parques distritales (14 %) con respecto a los parques temáticos (11 %). En las zonas naturales, en cambio, las hormigas exóticas correspondieron solo al 4 % del total de especies recolectadas.

Las curvas de rango-abundancia muestran que unas pocas especies concentran una mayor fracción de los individuos del ensamblaje, tendencia que se mantiene entre los ambientes urbanos, aunque con un mayor predominio de *Ectatomma ruidum* en las zonas naturales (figura 5), mientras que las especies exóticas fueron poco frecuentes en este mismo ambiente, *P. longicornis* (2 %) y *T. melanocephalum* (1 %). Además, las curvas revelan que en los parques distritales *P. indica* y *T. destructor* son dos especies no nativas que tienen una mayor abundancia, expresada en este caso como frecuencia de captura (figura 5). En los parques temáticos, especies nativas como *E. ruidum* y *Dorymyrmex biconis* concentran la mayor frecuencia de captura del ensamblaje (figura 5). Con relación a las exóticas, *P. longicornis* es la de mayor frecuencia (10 %).

Hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta

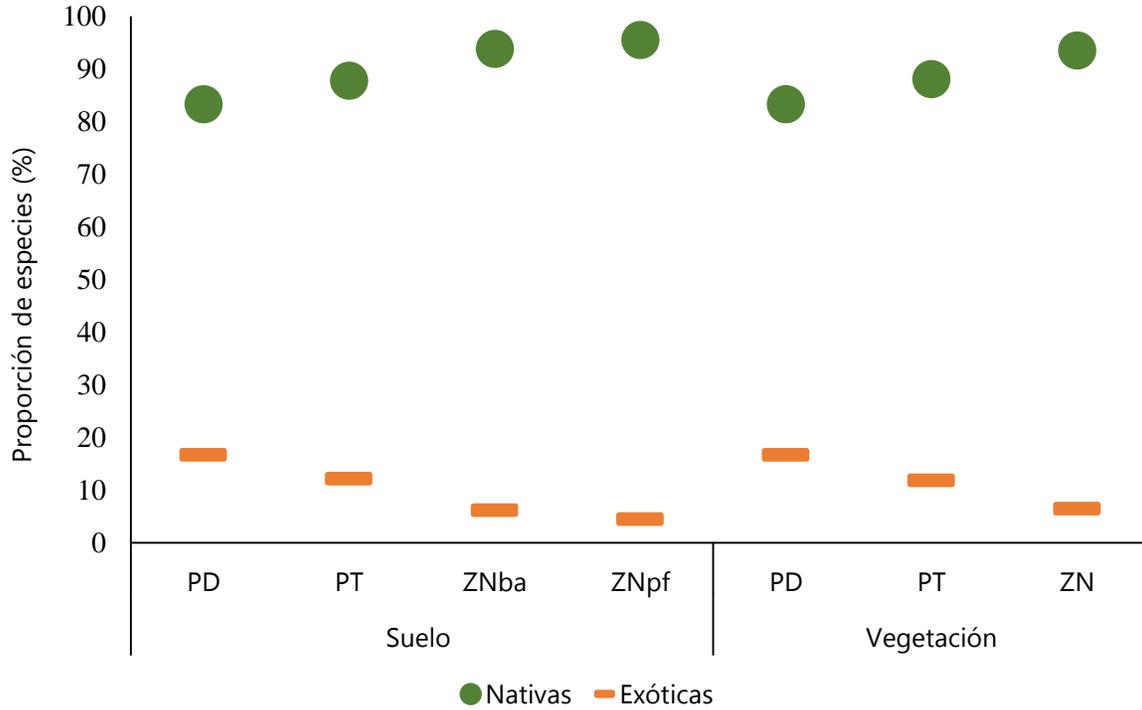


Figura 4. Proporción de la riqueza de especies nativas y exóticas para las hormigas del suelo y la vegetación en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. Parques distritales (PD); parques temáticos (PT); Zonas naturales (ZN). Muestreo con cebos (ba) y *Pitfall* (Pf).

INTROPICA

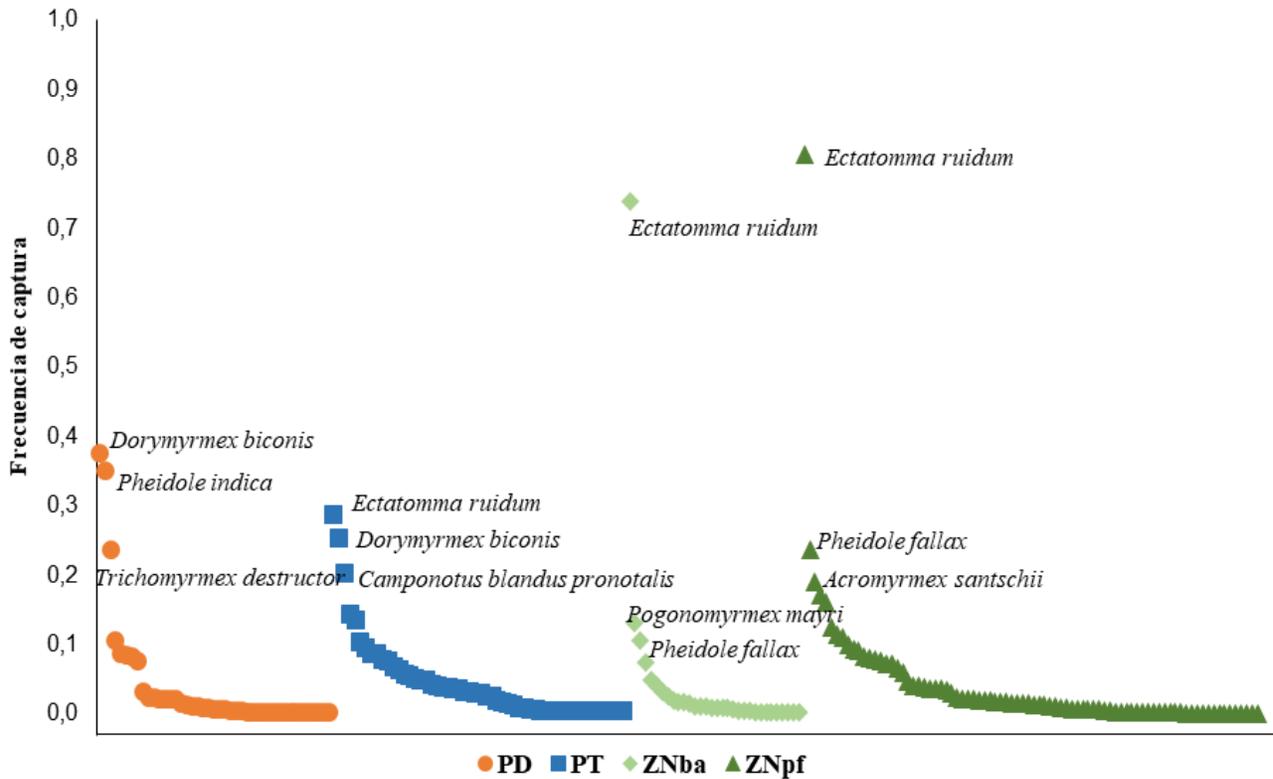


Figura 5. Curvas de rango-abundancia basada en datos de frecuencia de captura de las especies de hormigas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia (se relacionan las especies con mayor frecuencia de captura en cada tipo de ambiente). Parques distritales (PD), parques temáticos (PT) y zonas naturales (ZN). Muestreo con cebos (ba) y *Pitfall* (Pf).

Distribución

Del grupo de especies exóticas, *P. longicornis*, *M. pharaonis* y *T. melanocephalum* son de amplia distribución en Colombia, mientras que *P. indica*, *T. destructor*, *T. lanuginosum*, *T. simillimum* y *C. emeryi* se han registrado en pocas localidades en el país (García-Avendaño y Guerrero, 2018; Dekoninck *et al.*, 2019; Camargo-Vanegas y Guerrero, 2020).

Cardiocondyla emeryi Algunos autores sugieren que esta especie es originaria del continente africano (Dekoninck *et al.*,

2019). Actualmente se encuentra distribuida en todos los continentes, lo cual la convierte en una especie cosmopolita (Wetterer, 2012). En Colombia fue registrada por primera vez en Santander en 1995, posteriormente en los departamentos de Caldas, Tolima y Valle del Cauca (Dekoninck *et al.*, 2019). Con este estudio se amplía el registro de *C. emeryi* para la región Caribe colombiana. Esta especie fue recolectada en un solo tipo de ambiente (parques temáticos) en la época seca, exactamente en el campus de la Universidad del Magdalena y en el Jardín botánico de la Quinta de San Pedro Alejandrino (tabla 4).

Tabla 4. Distribución de las especies exóticas en la zona urbana de Santa Marta. Los nombres de los códigos de los sitios se presentan en la tabla 1. El asterisco (*) indica la ampliación de la distribución.

Subfamilia/Especie	Parques distritales								Parques temáticos				Zonas naturales		
	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	T01	T02	T03	T04	N01	N02	N03
Myrmicinae															
<i>Cardiocondyla emeryi</i> *									X	X					
<i>Monomorium pharaonis</i>									X						
<i>Pheidole indica</i>			X		X	X	X	X							
<i>Tetramorium lanuginosum</i> *								X							
<i>Tetramorium simillimum</i> *			X	X		X	X	X							
<i>Trichomyrmex destructor</i> *	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
Formicinae															
<i>Paratrechina longicornis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dolichoderinae															
<i>Tapinoma melanocephalum</i>								X	X	X	X	X	X	X	

Monomorium pharaonis. Es una hormiga exótica con obreras monomórficas (Sánchez, 2013) que ha invadido todos los continentes. Se piensa que esta especie empezó a invadir gran parte del planeta desde Asia tropical, de donde se considera originaria. El primer registro para Colombia fue realizado por Forel en 1899, y hasta la fecha esta especie ha sido registrada en 10 departamentos de la región Caribe, Andina y del Valle del Cauca (Dekoninck *et al.*, 2019). En el presente estudio se encontró durante la época de lluvia, en el parque temático del campus de la Universidad del Magdalena (tabla 4).

Paratrechina longicornis. No se conoce con exactitud el origen de *P. longicornis*, pero algunos investigadores sugieren que esta especie es originaria de África, mientras que otros proponen un origen asiático (Dekoninck *et al.*, 2019). El primero registro para Colombia fue en 1786, y con el tiempo logró convertirse en el segundo formicido exótico más ampliamente distribuido en Colombia, invadiendo 13 departamentos (Dekoninck *et al.*, 2019). En este estudio se registró en todos los ambientes

muestreados durante las dos épocas climáticas, exceptuando el parque de la Vida, en la categoría de distrital (tabla 4).

Pheidole indica. Esta especie es originaria de la región Indo-australiana y fue identificada por primera vez en Colombia por Guerrero *et al.* (2018) en la isla de San Andrés y Providencia. Camargo-Vanegas y Guerrero (2020) la registran para el territorio nacional continental, exactamente en la ciudad de Santa Marta en los cerros de Taganga. En el ambiente urbano de Santa Marta, está ampliamente distribuida en los parques distritales (tabla 4), a excepción del parque de Gaira y del Simón Bolívar. No se registró su presencia en los parques temáticos y los fragmentos urbanos de bosque seco.

Tapinoma melanocephalum. Es originaria de la región Indo-Pacífica, y en Colombia se registró por primera vez en el año 1939 (Wetterer, 2009b). Desde esa fecha se ha logrado expandir a varios departamentos colombianos, convirtiéndose en la hormiga exótica más ampliamente distribuida en el país,

registrándose en 18 departamentos (Dekoninck *et al.*, 2019). En este estudio se recolectó principalmente en los parques temáticos y los fragmentos de bosque seco (tabla 4).

Tetramorium lanuginosum. Esta especie procede de Asia tropical, aunque también probablemente de Oceanía (Wetterer, 2010b). El primer registro de esta hormiga en Colombia fue en el departamento de Santander, pero no se conoce con exactitud la fecha del registro, suponiéndose que fue entre 2000 y 2015 (Dekoninck *et al.*, 2019). Con la presente investigación se amplía el registro de esta especie para la región Caribe colombiana, siendo el segundo registro a nivel nacional (tabla 4). En este estudio se recolectaron individuos en los parques distritales durante la época seca, siendo atraídos por los cebos de proteína.

Tetramorium simillimum. Esta especie es de origen africano, y su primer registro en Colombia fue realizado por Kempf en 1972 (Dekoninck *et al.*, 2019). Posteriormente, se observó en los departamentos de Amazonas, Cauca, Meta, Risaralda y Valle del Cauca (Dekoninck *et al.*, 2019). En este estudio se amplía la distribución de esta especie para la región Caribe colombiana, donde fue recolectada en los parques distritales y en los parques temáticos (tabla 4).

Trichomyrmex destructor. El verdadero origen de esta especie es incierto. Bolton (1987) afirma que *T. destructor* es originaria del norte de África; no obstante, Wetterer (2009a) a su vez asegura que es endémica del continente asiático. A pesar de que es una hormiga altamente invasora y de distribución cosmopolita, en Colombia solo se ha registrado en el departamento del Atlántico (Dekoninck *et al.*, 2019), por lo que este estudio amplía la distribución de esta especie, convirtiéndose en el segundo registro a nivel nacional. Posteriormente, fue encontrada en la ciudad de Montería (departamento de Córdoba), mediante observación personal en abril de 2022. *T. destructor* estuvo presente en todos los ambientes muestreados en la ciudad de Santa Marta, exceptuando los fragmentos de bosque seco de la Universidad del Magdalena y de la reserva natural La Iguana Verde (tabla 4).

Discusión

Del total de especies registradas en los ambientes urbanos de la ciudad de Santa Marta un alto porcentaje correspondieron a especies nativas y propias del bosque seco, y alrededor del 8 % fueron especies categorizadas como exóticas, invasoras o vagabundas ("tramps") (Dekoninck *et al.*, 2019). Algunas de estas especies introducidas fueron comunes y en algunos casos

dominantes en varios parques de la ciudad. Tal es el caso de *Pheidole indica*, *Trichomyrmex destructor*, *Paratrechina longicornis* y *Tapinoma melanocephalum*.

La especie exótica más frecuente en parques distritales es *Pheidole indica*, cuyo primer registro en Colombia se hizo para la isla de San Andrés (Guerrero *et al.*, 2018), y cuya presencia se confirmó en Santa Marta en 2020, hacia el sector norte de la ciudad en los cerros de Taganga (Camargo-Vanegas y Guerrero, 2020). En el presente estudio se pudo evidenciar una amplia distribución en diferentes zonas, aunque particularmente se encontró que en dos de los parques evaluados (P. de la Vida y P. de los Almendros) representó casi la totalidad del inventario del sitio, acompañado de una alta dominancia numérica (> 1000 obreras y soldados). Esta especie presenta un comportamiento agresivo, desplazando a otras especies cercanas a su área de forrajeo, observación de campo que coincide con lo descrito por Camargo-Vanegas y Guerrero (2020). Tal conducta supone un alto riesgo para las especies nativas.

Se sugiere que *P. indica* primero colonizó las zonas urbanas de Santa Marta en donde actualmente se encuentra bien establecida y con el paso del tiempo se ha expandido hacia lugares como las casas y edificios de la ciudad, pero normalmente en la parte externa de las construcciones. Los resultados en este estudio sugieren que esta especie de *Pheidole* no ha logrado colonizar los parques temáticos y las zonas naturales de la ciudad de Santa Marta.

Sarnat *et al.* (2015) afirman que *P. indica* no es considerada hasta el momento una peste para cultivos o algún ecosistema en general. No obstante, los autores también advierten que son pocos los estudios que han medido los efectos de la invasión de esta especie sobre la salud del ecosistema, aunque es posible predecir un impacto negativo sobre otros grupos de artrópodos, como los diplópodos (observación personal).

Trichomyrmex destructor, *Paratrechina longicornis* y *Tapinoma melanocephalum* son especies que tienen una relación estrecha con las actividades humanas (hormigas vagabundas o *tramp species*) debido a que anidan cerca o dentro de edificaciones y tienden a generar afectaciones en el interior de estas; por ejemplo, daños en cables y partes eléctricas en general. Particularmente, *T. destructor*, al igual que *P. indica*, muestra un comportamiento agresivo alrededor de su área de forrajeo, y en este caso el número de individuos atraídos con los cebos instalados es elevado (>2 000 obreras). Asimismo, fue más común y abundante en parques distritales y prácticamente ausente de los fragmentos de bosque seco (a excepción del

fragmento de bosque seco de la Quinta de San Pedro Alejandrino). Por su parte, *P. longicornis*, también numerosa en los cebos instalados, fue conspicua en todos los tipos de parques, y se registró con una baja frecuencia en dos de los ambientes naturales: Quinta de San Pedro Alejandrino y La Iguana Verde.

En este estudio, *P. longicornis* y *T. destructor* se registraron en las dos épocas climáticas de los tres ambientes muestreados. Esto indica la capacidad de dispersión que exhiben estas dos especies y la facilidad que tienen para colonizar distintos hábitats, independientemente de su grado de intervención antrópica. Sin embargo, es importante resaltar que la abundancia de *P. longicornis* y *T. destructor* fue mucho mayor en los parques distritales. La capacidad de colonización que exhiben estas dos especies se debe a la aptitud que tienen para vivir en ambientes secos y húmedos, la amplitud en cuanto a recursos alimenticios (carroñeras, oportunistas y omnívoras) y la facilidad para trasladar sus colonias cuando se encuentran amenazadas (Dekoninck *et al.*, 2019).

Por su parte, *T. melanocephalum* es una especie con una alta incidencia en zonas residenciales y hospitalarias, aunque también se ha registrado en áreas abiertas con alto grado de perturbación y en zonas naturales (Chacón de Ulloa *et al.*, 2006; García-Avenidaño y Guerrero, 2018). En este estudio fue más conspicua y numerosa en los parques temáticos, y se detectó solo en uno de los fragmentos de BST evaluados (fragmento de bosque seco de la Universidad del Magdalena). Es una especie omnívora que tiene cierta preferencia por alimentos ricos en carbohidratos (Zhou *et al.*, 2015), comportamiento consistente con los resultados de este trabajo, ya que esta especie tuvo una mayor preferencia por la dieta rica en azúcares, aunque su frecuencia de captura en los cebos fue baja. Ahora bien, esto último se debe probablemente a una baja agresividad interespecífica, que resulta en una posible exclusión por parte de las especies dominantes (*e. g.*, *T. destructor*). Por otro lado, la amplia plasticidad ecológica, traducida en el aprovechamiento de un amplio espectro de recursos alimenticios (Guerrero, 2018) y su capacidad de anidar en las ramas secas de los árboles (Wetterer, 2009b) facilitaron la captura de esta especie tanto mediante el método manual como en las trampas de caída.

Un último grupo de especies exóticas incluye a *C. emeryi* y a *M. pharaonis*, ambas registradas en los parques temáticos de la ciudad, así como a *T. lanuginosum* y a *T. simillimum*, solo capturadas en los parques distritales. En general, las frecuencias de captura de estas especies fueron bajas, con valores que

oscilaron entre 0,4 % y 3,1 %. Para el país, se han reportado en diferentes zonas, siendo *T. simillimum* y *M. pharaonis* las especies con mayor cantidad de registros (Dekoninck *et al.*, 2019).

Cardiocondyla emeryi es una especie que suele pasar desapercibida por los investigadores debido a su diminuto tamaño y a su movimiento lento. Por lo tanto, no es recolectada con mucha frecuencia (Seifert, 2003), lo que podría explicar los pocos eventos de captura en ambientes urbanos de Santa Marta. Así pues, debido a su baja frecuencia, aparente distribución limitada en la ciudad y la ampliación de su registro en Colombia, se sugiere que el establecimiento de *C. emeryi* está en sus primeras fases (Blackburn *et al.*, 2011), aunque el subregistro debido a una fauna de hormigas pobremente muestreada en ambientes urbanos es también una posibilidad.

Además, si bien Seifert (2003) plantea que *C. emeryi* es una especie que en la región holártica forrajea en épocas lluviosas, el comportamiento registrado en este trabajo es contrario ya que fue hallada en época seca, lo cual puede ser un cambio comportamental asociado a la modificación de su ámbito de distribución nativo. Santa Marta es una ciudad con un periodo de sequía muy prolongado, con lo cual esta especie potencialmente se ha adecuado a las condiciones climáticas para poder buscar su alimento y sobrevivir.

Por otro lado, a pesar de que *Monomorium pharaonis* puede encontrarse en lugares abiertos, esta especie prefiere anidar en edificios, casas y hospitales (Zarzuela *et al.*, 2002; Chacón de Ulloa *et al.*, 2006; Wetterer, 2010a). De tal forma, cabe suponer que esta preferencia de anidación pudo haber influenciado en su baja aparición, recolectándose en un solo ambiente y en una época climática, aunque no debería descartarse su presencia en otros parques o áreas urbanas de la ciudad no consideradas en este estudio.

Otra especie que solo se registró en un ambiente y en un método de muestreo (cebos de proteína) fue *T. lanuginosum* (parques distritales en época lluviosa). Esta hormiga parece tener pocas posibilidades de convertirse en un formícido exótico relevante ya que no exhibe una agresividad interespecífica y suele ser desplazada con facilidad por especies más dominantes, lo cual puede limitar o afectar su establecimiento (Wetterer, 2010b). Por lo tanto, podría afirmarse que evitar la competencia interespecífica con especies más dominantes influyó en su baja frecuencia en la recolección. Otra posible hipótesis es que la población de *T. lanuginosum* podría estar en una etapa inicial de establecimiento en las zonas

urbanas de la ciudad de Santa Marta, con una tasa de crecimiento poblacional baja (Blackburn *et al.*, 2011), por lo cual las colonias no presentan un alto número de individuos que permitan actividad de forrajeo numeroso.

Los registros de *T. lanuginosum* en Colombia son escasos y confusos, y no se sabe con exactitud la fecha de su primer reporte; tan solo se considera que fue entre 2000 y 2015 en la ciudad de Santander (Dekoninck *et al.*, 2019). En este trabajo se detectó esta especie por segunda vez, con lo cual se hizo una ampliación de su distribución en Colombia, específicamente para la región Caribe. Ahora bien, debido a la baja cantidad de registros para el país, se sugiere que las poblaciones no han logrado establecerse con éxito, aunque no se descarta su presencia en otras áreas debido a un subregistro.

Por su parte, se ha establecido que los individuos de *T. simillimum* tienen una actividad de forrajeo casi nula después de las lluvias (Wetterer y García, 2015). Sin embargo, dicho comportamiento contrasta con los resultados documentados en este trabajo, ya que fue hallada en época lluviosa, lo cual puede ser un cambio relacionado a la modificación de su ámbito de distribución nativo.

Con relación a la variación temporal, se observó una mayor riqueza de hormigas en época lluviosa en parques distritales y en parques temáticos con respecto a la época seca. Esto puede deberse a la influencia de las precipitaciones sobre la fenología de la vegetación (aumento en la fronda de los árboles, flores y frutos), lo que equivale a un incremento en la oferta de recursos alimenticios que son aprovechados tanto por las especies exóticas generalistas previamente establecidas como por otras que se ven atraídas por ellos (Armbrecht y Armbrecht, 1997; Guzmán *et al.*, 2010).

La tendencia general de variación espacial en este estudio indica que hay una mayor riqueza de hormigas exóticas en las áreas más urbanizadas o intervenidas, como es el caso de los parques distritales, así como una menor proporción de estas mismas especies en zonas naturales conservadas. Estos hallazgos concuerdan con lo descrito por Iop *et al.* (2009), quienes examinaron la fauna de hormigas urbanas en la ciudad de Xanxere (sur de Brasil). Dichos autores observaron que, de las 67 especies de hormigas registradas, tres fueron exóticas: *P. longicornis*, *T. melanocephalum* y *Linepithema humile* (esta última no se registró en los ambientes urbanos de Santa Marta). Estas especies fueron más frecuentes en zonas residenciales y comerciales (mayor grado de intervención antrópica), en donde *T. melanocephalum* fue la más representativa.

Asimismo, Pacheco y Vasconcelos (2007) examinaron diferentes tipos de áreas verdes urbanas en la ciudad de Uberlandia (sudeste de Brasil), las cuales se dividieron en plazas públicas, parques urbanos y reservas naturales. Los resultados mostraron que las plazas públicas exhibieron la menor riqueza de especies de hormigas debido a la presencia y dominancia de las hormigas exóticas, mientras que los parques urbanos presentaron una mayor riqueza de especies y una mayor cantidad de especies nativas, debido a la presencia de flora nativa circundante. Del conjunto de especies exóticas registradas en la ciudad de Santa Marta y los estudios mencionados, *P. longicornis* fue la más conspicua y abundante entre los sitios de muestreo.

Santos *et al.* (2019) registran una baja incidencia de hormigas exóticas en parques urbanos de la ciudad de Río de Janeiro (3 % del inventario de hormigas), incluso en aquellos más alejados de zonas boscosas, un factor que resulta importante en el mantenimiento de especies nativas en las áreas urbanas. En contraste, Brassard *et al.* (2021) reportan para la isla Coloane en Macao, una región considerada como altamente urbanizada, un considerable porcentaje de especies exóticas (11,5 %) con relación al inventario general (112 especies y morfoespecies). Los autores indican que la mayoría de estas especies fueron registradas en hábitats abiertos y con alto grado de perturbación, similar a lo evidenciado en la ciudad de Santa Marta. No obstante, algunas otras de estas especies exóticas y potencialmente dañinas han colonizado exitosamente las áreas boscosas de la isla. En ese orden de ideas, se argumenta que el hábitat en la región de Macao ha sufrido daños sustanciales debido a la urbanización, promoviendo de esta forma una alta homogenización del ambiente y una mayor probabilidad de colonización y el establecimiento de especies exóticas.

En Colombia, Chacón de Ulloa *et al.* (2006) evaluaron un total de 20 especies de hormigas intradomiciliarias en el departamento del Valle del Cauca, de las cuales el 45 % son consideradas exóticas. De ese listado, las hormigas predominantes fueron *T. melanocephalum* y *P. longicornis*, que también fueron las más representativas en los ambientes urbanos de Santa Marta. Por su parte Vergara Navarro *et al.* (2007) registraron la presencia de *Cardiocondyla wroughtonii*, *Monomorium floricola* y *T. melanocephalum* en el *arboretum* del campus de la Universidad Nacional en Medellín, aunque el número de especies exóticas podría ser mayor debido a una pobre resolución taxonómica del inventario (p. ej., *Paratrechina* spp. y *Cardiocondyla* spp.). Aunque el número de especies exóticas y la composición específica de estas fue variable en

cada uno de los trabajos consultados, la tendencia general para Brasil, Macao y Colombia respalda que las hormigas exóticas se establecen mejor y en mayor proporción en ambientes altamente urbanizados. Así, en el caso de la ciudad de Santa Marta, se registraron ocho especies exóticas en entornos urbanos, aunque con un mayor predominio y distribución en los parques distritales.

A pesar de los efectos de la urbanización en la reducción de la diversidad, se resalta la importancia de los fragmentos urbanos con vegetación nativa al brindar posibles hábitats y actuar como extensiones de recursos e importantes refugios de vida silvestre en las ciudades tropicales (Santos *et al.*, 2019). Estas características se encuentran representadas principalmente en los fragmentos urbanos de bosque seco de la ciudad de Santa Marta, así como en los parques temáticos, debido a su alta cobertura vegetal y poca o nula cobertura gris. Por su parte, los parques distritales de la ciudad son lo que presentan una menor cobertura vegetal y una mayor superficie de concreto, lo que influye sustancialmente en la colonización y el establecimiento de especies exóticas o invasoras.

Los parques urbanos de la ciudad registraron la mayor riqueza de hormigas exóticas en comparación con las zonas naturales. Esto puede deberse, en primer lugar, al desplazamiento de las especies nativas más sensibles producto de las modificaciones realizadas por el hombre y la consecuente simplificación del hábitat (Buczowski y Richmond, 2012). Asimismo, estas hormigas introducidas acceden a nichos desocupados por especies nativas que fueron desplazadas debido a la urbanización, lo que les permite alcanzar un tamaño poblacional bastante significativo en los lugares en donde se introducen (Lutinski *et al.*, 2013). De esta manera se explica que el 75 % de las hormigas foráneas recolectadas en este estudio hayan sido registradas en el hábitat con mayor influencia antropogénica (parques distritales).

En Colombia se ha registrado la presencia de alrededor de 20 especies exóticas o invasoras, con distribuciones bastante dispares entre ellas (Dekoninck *et al.*, 2019). De hecho, se presume que este número puede ser mayor debido a la cercanía geográfica con otros países y regiones biogeográficas en donde se han reportado otras especies como introducidas. De los registros para el país, en la ciudad de Santa Marta se observan ocho de estas especies no nativas (tabla 2), de las cuales la mayoría (75 %) están distribuidas en las áreas más urbanizadas, como los parques distritales y las zonas residenciales.

La visión general sobre estas especies introducidas es

principalmente negativa por su alta incidencia en ambientes domiciliarios y su alto potencial de convertirse en plagas domésticas (Jaramillo y Chacón de Ulloa, 2003). Además, las hormigas invasoras pueden afectar la diversidad local, llegando a provocar desplazamiento de especies nativas y extinciones locales (Grimm *et al.*, 2008; Faeth *et al.*, 2011), con múltiples afectaciones ecológicas que incluyen las redes tróficas, interacciones intragremio entre las especies invasoras y otras especies, así como impactos en cascada de los invasores sobre los herbívoros y plantas (Snyder y Evans, 2006; Falcão *et al.*, 2017).

Bajo el panorama anterior, los hallazgos en la ciudad de Santa Marta sugieren que las especies exóticas registradas se encuentran distribuidas principalmente en los hábitats con menor heterogeneidad ambiental, como la descrita para los parques distritales, lo cual es concordante con las predicciones que se tienen para estos insectos (McKinney, 2006). Su baja presencia o incidencia en las zonas naturales plantea el interrogante de qué características ambientales o biológicas son las que están determinando este escenario, y algunas posibles respuestas pueden estar dirigidas a: competidores nativos exitosos, restricciones ambientales del bosque seco a las que están adaptadas muy bien las especies locales (y no las exóticas) o que las condiciones encontradas en los ambientes urbanos perturbados satisfacen completamente las necesidades ecológicas de las especies exóticas.

Agradecimientos

Gracias a las directivas de la Quinta San Pedro Alejandrino, parcela de BST de la Unimagdalena y de la Red de Parques de Santa Marta por permitir el acceso a sus instalaciones. A Luz Adriana Velazco de la Reserva Natural Iguana Verde y a Libardo López en Quebrada Seca por el acceso al bosque seco dentro de sus predios. Al Centro de Colecciones Científicas de la Universidad del Magdalena por el apoyo logístico.

Referencias

- Aguirre, A. y Mendoza, R. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En: Conabio. Capital natural de México Vol. II Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ciudad de México.
- Angulo, E., Hoffmann, B., Ballesteros-Mejía, L., Taheri, A., Balzani, P., Bang, A., Renault, D., Cordonnier, M., Bellard, C., Diagne, C., Ahmed, D., Watari, Y. y Courchamp, F. 2022. Economic costs of

- invasive alien ants worldwide. *Biological Invasions Special Issues*.
- AntWeb. 2021. Version 8.64.2. California Academy of Science. URL: <https://www.antweb.org/>. Consultado: 15 de febrero de 2021.
- Armbrecht, I. y Armbrecht, H. 1997. Observaciones sobre la variación espacial y temporal de hormigas en un bosque del Chocó colombiano (ARUSI). *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 5(2): 15-33.
- Arnan, J., Andersen, A.N. Gibb, H., Parr, C.L., Sanders, N.J., Dunn, R.R., Angulo, E., Baccaro, F.B., Bishop, T.R., Boulay, R., Castracani, C., Cerdá, X., Del Toro, I., Delsinne, T., Donoso, D.A., Elten, E.K., Fayle, T.M., Fitzpatrick, M.C., Gómez, C., Grasso, D.A., Grossman, B.F., Guénard, B., Gunawardene, N., Heterick, B., Hoffmann, B.D., Janda, M., Jenkins, C.N., Klimes, P., Lach, L., Laeger, Maurice T., Leponce, Lucky, A., Majer, J., Menke, S., Mezger, D., Mori, A., Moses, J., Caswell Munyai, T., Paknia, O., Pfeiffer, M., Philpott, S.M., Souza, J.L.P., Tista, M., Vasconcelos, H.L. y Retana, J. 2018. Dominance–diversity relationships in ant communities differ with invasion. *Global Change Biology* 24:4614-4625. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.14331>.
- Badii, M., Guillen, C., Rodríguez, O., Lugo, J., Aguilar, J. y Acuña, M. 2015. Biodiversity Loss: Causes and Factors. *International Journal of Good Conscience* 10(2): 156-174. Doi:
- Baptiste, M.P., García, L.M., Acevedo-Charry, O., Acosta, A., Alarcón, J., Arévalo, E., Avella, G.C., Blanco, A., Botero, J.E., Pagad, S, et al. 2020. Global Register of Introduced and Invasive Species – Colombia. Global register of introduced and invasive species - Colombia. Version 1.5. Invasive Species Specialist Group ISSG. Checklistdataset. URL: <https://doi.org/10.15468/yznr&v> Consultado: 22 de noviembre de 2021.
- Brassard, F., Leong, C. Chan, H. y Guénard, B. 2021. High Diversity in Urban Areas: How Comprehensive Sampling Reveals High Ant Species Richness within One of the Most Urbanized Regions of the World. *Diversity* 13(8): 358. Doi: <https://doi.org/10.3390/d13080358>.
- Bertelsmeier, C. 2021. Globalization and the anthropogenic spread of invasive social insects. *Current Opinion in Insect Science* 46: 16-23. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.01.006>.
- Bertelsmeier, C., Ollier, S. y Liebhold, A., y Keller, L. 2017. Recent human history governs global ant invasion dynamics. *Nature Ecology and Evolution* 1: 0184. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0184>.
- Bertelsmeier C., Ollier, S., Liebhold, A., Brockerhoff, E., Ward, D. y Keller, L. 2018. Recurrent bridgehead effects accelerate global alien ant spread. *PNAS* 115: 5486-5491. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1801990115>.
- Blackburn, T., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J., Duncan, R., Jarošík, V., Wilson, J. y Richardson, D. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26(7): 333-339.
- Bolton, B. 1987. A review of the *Solenopsis* genus-group and revision of Afrotropical *Monomorium* Mayr (Hymenoptera: Formicidae). *Bulletin of the British Museum (Natural History) Entomology Series* 54(1): 263-452.
- Buczkowski, G. y Richmond, D. 2012. The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLOS ONE* 7(8): 17-29.
- Camargo-Vanegas, J. y Guerrero, R. 2020. Las hormigas *Pheidole* (Formicidae: Myrmicinae) en el bosque seco tropical de Santa Marta, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 46(1): 2-22.
- Carbonó, E. y López, H. 2005. *Estado de conservación de los cerros de Santa Marta, Colombia. Convenio interadministrativo DADMA-UNIMAG*, Informe final.
- Carbonó-De la hoz, E., Barros-Barraza, A. y Jiménez-Vergara, J. 2013. Cactaceae de Santa Marta, Magdalena, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 37(143): 177-187. Doi: <https://doi.org/10.18257/raccefy.2>.
- Chacón de Ulloa, P. 2003. Hormigas Urbanas. En: Fernando, F., Editor. *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Chacón de Ulloa, P., Jaramillo, G. y Lozano, M. 2006. Hormigas urbanas en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Revista de la Académica Colombiana de Ciencias* 30(116): 435-431.
- Conabio. 2020. Sistema de Información sobre especies Invasoras. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras>. Consultado: 3 de mayo de 2022.
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística - DANE. 2021. Proyecciones de población.

- población. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de>
Consultado: 15 de julio de 2021.
- Dekoninck, W., Wauters, N. y Delsinne, T. 2019. Hormigas invasoras de Colombia. En: Fernández, F., Guerrero, R. y Delsinne, T., Editores. *Hormigas de Colombia*. Universidad Nacional, Bogotá.
- Faeth, S., Bang, C. y Saari, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 69-81. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>.
- Falcão, J., Dáttilo, W., Díaz-Castelazo, C. y Rico-Gray, V. 2017. Assessing the impacts of tramp and invasive species on the structure and dynamic of ant-plant interaction networks. *Biological Conservation* 209: 517-523. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.023>.
- Fernández, F., Guerrero, R. y Delsinne, T. 2019. *Hormigas de Colombia*. Editorial Universidad Nacional, Bogotá.
- Fournier, A., Penone, C., Pennino, M. y Courchamp, F. 2019. Predicting future invaders and future invasions. *PNAS* 116: 7905-7910. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1803456116>.
- García-Avenidaño, E. y Guerrero, R. 2018. Taxonomía y distribución de las hormigas del género *Tapinoma* (Formicidae: Dolichoderinae) en Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 44(2): 223-237. Doi: <https://doi.org/10.25100/socolen.v44i2.7324>.
- Grimm, N., Faeth, S., Golubiewski, N., Redman, C., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319(5864): 756-760.
- Guénard, B., Weiser, M., Gomez, K., Narula, N. y Economo, E. 2017. The Global Ant Biodiversity Informatics (GABI) database: a synthesis of ant species geographic distributions. *Myrmecological News* 24: 83-89.
- Guerrero, R. 2018. Taxonomic identity of the ghost ant, *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius, 1793) (Formicidae: Dolichoderinae). *Zootaxa* 4410(3): 497-510. Doi: <https://doi.org/10.11646/Zootaxa.4410.3.4>
- Guerrero, R., Delsinne, T. y Dekoninck, W. 2019. Métodos de recolección y curadurías. En: Fernández, F., Guerrero, R. y Delsinne, T., Editores. *Hormigas de Colombia*. Universidad Nacional, Bogotá.
- Guzmán, R., Castaño G. y Herrera, M. 2010. Variación espacial y temporal de la diversidad de hormigas en el Jardín Botánico del valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81(2): 427-435. Doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.002.233>.
- Hernández-Camacho, J. y Sánchez, H. 1992. Biomas terrestres de Colombia. En: Halffter, G, Editor. *La diversidad biológica de Iberoamérica*, Instituto de Ecología, Xalapa.
- Holway D., Lach L., Suárez A., Tsutsui, N. y Case, T. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 33:181-233. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150444>.
- Iop, S., Caldart, V., Lutinski, J. y Garcia, F. 2009. Formigas urbanas da cidade de Xanxere, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas* 22(2): 55-64. Doi: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n2p55>.
- Jaramillo, G. y Chacón de Ulloa, P. 2003. La hormiga fantasma *Tapinoma melanocephalum* (Hymenoptera: Formicidae): fecundidad de reinas y desarrollo de colonias experimentales. *Revista Colombiana de Entomología* 29(2): 227-230. <https://doi.org/10.25100/socolen.v29i2.9609>.
- Josens, R., Sola, F., Lois-Milevicich, J. y Mackay, W. 2006. Urban ants of the city of Buenos Aires, Argentina: species survey and practical control. *International Journal of Pest Management* 63(3): 213-23. <https://doi.org/10.1080/09670874.2016.1239035>.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), Auckland.
- McKinney, M. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3): 247-260.
- Lutinski J.A, Lopes, B.C. y Morais A.B.B. 2013. Diversidade de formigas urbanas (Hymenoptera:Formicidae) de dez cidades do sul do Brasil. *Biota Neotropical* 13(3): 333-342.
- Pacheco, R, y Vasconcelos, H. 2007. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning* 83 (1):193-199.
- Planeación distrital de Santa Marta. 2020. Plan de ordenamiento territorial Santa Marta documento de formulación. Alcaldía de Santa Marta_URL: <https://www.santamarta.gov.co/plan-de-ordenamiento-territorial>. Consultado: 4 de febrero de 2021.
- Ramos, L., Sierra, H., Roncallo, J. y Guerrero, R. 2022. Hormigas asociadas a fragmentos de bosque seco y ambientes urbanos

- de Santa Marta, Colombia. *Biota Colombiana* 23(1): e978. Doi: <https://doi.org/10.21068/2539200X.978>.
- Rangel, J. y Carvajal-Cogollo, J. 2012. Clima de la región Caribe colombiana. En *Diversidad Biótica XII: La región Caribe de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá:
- Sánchez, S. 2013. Presencia de *Monomorium destructor* (Hymenoptera: Formicidae) en México. *Fitosanidad* 17(2): 97-99.
- Santos, M., Delabie, J. y Queiroz, J. 2019. Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosystems* 22: 927-942. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00872-8>
- Sarnat, E., Fischer, G., Guénard, B. y Economo, E. 2015. Introduced *Pheidole* of the world: taxonomy, biology and distribution. *ZooKeys* 543: 1-109.
- Schuttler, E. y Karez, C.S. 2008. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. UNESCO, Montevideo.
- Seifert, B. 2003. The ant genus *Cardiocondyla* (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) - a taxonomic revision of the *G. elegans*, *G. bulgarica*, *G. batesii*, *C. nuda*, *G. shuckardi*, *G. stambuloffii*, *G. wroughtonii*, *G. emeryi* and *G. minutior* species groups. *Zootaxa* 4290(1): 203-338.
- Snyder, W. y Evans, E. 2006. Ecological effects of invasive arthropod generalist predators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 95-122.
- Vergara Navarro, E.V., Echavarría Sánchez, H. y Serna Cardona, F.J. 2007. Hormigas (Hymenoptera Formicidae) asociadas al Arboretum de la Universidad Nacional De Colombia, sede Medellín. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 40: 497-505.
- Wetterer, J. 2009a. Worldwide spread of the destroyer ant, *Monomorium destructor* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 97-108.
- Wetterer, J. 2009b. Worldwide spread of the ghost ant, *Tapinoma melanocephalum* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 23-33.
- Wetterer, J. 2010a. Worldwide spread of the pharaoh ant, *Monomorium pharaonis* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 115-129.
- Wetterer, J. 2010b. Worldwide spread of the woolly ant, *Tetramorium lanuginosum* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 81-88.
- Wetterer, J. 2012. Worldwide spread of Emery's sneaking ant, *Cardiocondyla emeryi* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 17: 13-20. Doi:
- Wetterer, J y García, F. 2015. Worldwide spread of *Tetramorium caldarium* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 21: 93-99.
- Zarzuela, M., Ribeiro, M. y Campos, A. 2002. Distribuição de formigas urbanas em um hospital da Região Sudeste do Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico* 69(1): 85-87.
- Zhou, A; Kuang, B; Gao, R. y Liang, G. 2015. Sucrose triggers honeydew preference in the ghost ant, *Tapinoma melanocephalum* (Hymenoptera: Formicidae). *Florida Entomologist* 98(4): 1217-1222. Doi: <https://doi.org/10.1653/024.098.0431>.

Peces de planicies de inundación tropical de la cuenca baja del río Magdalena, Colombia Fishes in tropical floodplains of the lower Magdalena River basin, Colombia

Carlos A. García-Alzate^{1,2*}  y Jenny J. Morales^{1,3} 

1. Programa de Biología, Colecciones Científicas Museo de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

2. Grupo de investigación Estudios en Sistemática y Conservación, Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Facultad de Ciencias Ambientales y Desarrollo Sostenible, Popayán, Colombia,

3. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, Brasil

Resumen

Se estudió la diversidad de peces y se evaluaron los factores determinantes en la estructuración de los ensamblajes de peces capturados en una llanura de inundación tropical de la cuenca del río Magdalena, Colombia. Se identificó que la riqueza íctica reportada en este estudio (43 especies) corresponde aproximadamente al 38 % de la diversidad de la cuenca baja del río Magdalena (112 especies) y a cerca del 19 % de la diversidad total del sistema Magdalena-Cauca. Las planicies con mayor conectividad entre sí y con el río presentaron comunidades más similares que los hábitats más distantes y aislados. Asimismo, la estructura de las comunidades de peces estuvo determinada por las condiciones del medio ambiente y el tipo de hábitat en términos de conectividad. Las variables ambientales que más influyeron en la estructura de las comunidades fueron las que estuvieron asociadas a procesos de eutrofización, tales como dureza, cloruros, nitratos, nitrógeno total, sólidos suspendidos totales y salinidad, y al pulso del caudal, como la profundidad, pero el principal factor de regulación fue la poca o nula conexión entre las zonas inundables y el cauce principal del río Magdalena. Se considera que la información generada pueda ser empleada para estimar la composición real de especies de peces dulceacuícolas, sustentar la toma de decisiones por parte de las entidades gubernamentales, priorizar áreas para la conservación de la biodiversidad o contribuir al adecuado uso y manejo de los recursos naturales presentes en este complejo sistema lagunar tropical.

Palabras clave: diversidad neotropical; estructura; hábitat; composición; ecología

Abstract

We studied fish diversity and assessed determinant factors in the structure of fish assemblages captured in a tropical floodplain of the Magdalena River basin, Colombia. We identified that the fish richness reported in this study (43 species) corresponds to nearly 38 % of the diversity of the Magdalena River lower basin (112 species) and nearly 19 % of the total diversity of the Magdalena-Cauca system. The floodplains with greater connectivity among themselves and with the river presented more similar communities than the more distant and isolated habitats. Also, the structure of fish communities was determined by environmental conditions and habitat type in terms of connectivity. The environmental variables that most influenced community structure was associated to eutrophication processes, such as hardness, chlorides, nitrates, total nitrogen, total suspended solids and salinity, and to flow pulse such, such as depth, but the main regulating factor was the little or no connection between floodplains and the main channel of the Magdalena River. We considered that the information generated can be used to estimate the actual species composition of freshwater fishes, supporting decision-making by governmental entities, prioritize areas for biodiversity conservation, and/or contribute to the proper use and management of the natural resources present in this complex tropical lagoon system.

Key words: neotropical diversity; structure; habitat; composition; ecology

*Autor de correspondencia: carlosgarciaa@mail.uniatlantico.edu.co

Editor: Luis M. Manjarrés-Martínez

Recibido: 23 de junio de 2022

Aceptado: 21 de noviembre de 2022

Publicación en línea: 21 de noviembre de 2022

Citar como: García-Alzate, C.A. y Morales J.J. 2022. Peces de planicies de inundación tropical de la cuenca baja del río Magdalena, Colombia.

Intropica 17(2): 218-231. <https://doi.org/10.21676/23897864.4529>

Introducción

La mayoría de los estudios ecológicos se han centrado en entender los patrones de la biodiversidad y el efecto de factores determinantes en la estructura de los ensamblajes biológicos, tales como los gradientes ambientales a diferentes escalas espaciales (p. ej., Macedo *et al.*, 2014; Salgado-Negret, 2015). Según las Naciones Unidas (2010), la utilidad de la diversidad biológica es expresada mediante el concepto de los servicios ecosistémicos, donde es indispensable comprender cómo los ambientes responden a los efectos de la modificación del entorno, la interrupción de la conectividad y el cambio climático, entre otros factores. En este sentido, los ecosistemas tropicales (*hotspots* de biodiversidad) tienen una mayor proporción de especies clasificadas en la categoría "Datos insuficientes" por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. La falta de este tipo de información significa que la vulnerabilidad de los ecosistemas tropicales es subestimada (Barlow *et al.*, 2018), por lo que se hace necesario establecer criterios de priorización de áreas para la gestión y conservación de la biodiversidad. De igual forma, se requieren principios para establecer esquemas adecuados de manejo en la extracción de los recursos bióticos y abióticos de estos ambientes vulnerables e importantes a nivel global por sus bienes y servicios ecosistémicos. Para ello, es preciso obtener conocimiento sobre los patrones de la diversidad de especies y las funciones ecológicas, e identificar los procesos ecológicos, como por ejemplo las interacciones intraespecíficas, entre otros aspectos (Sutherland *et al.*, 2009; Salgado-Negret, 2015).

En Colombia los humedales constituyen aproximadamente el 26 % del territorio. La planicie inundable del complejo cenagoso del río Magdalena, en particular, abarca un área de 12 900 km² y representa el 10 % del total de la cuenca (Jaramillo *et al.*, 2015). Los ambientes de llanuras de inundación de los ríos, como el complejo cenagoso caribeño, son importantes por sus funciones ecosistémicas. Al respecto, cabe destacar la amortiguación de los niveles hídricos de los ríos, sus altas diversidades biológicas y los flujos de los nutrientes que producen un efecto positivo en la oferta alimenticia, favoreciendo las áreas de desove de los peces (Gutiérrez y Pinilla, 2016; Jiménez-Segura *et al.*, 2016). Estas funciones son la razón por la cual el efecto de la conectividad horizontal entre las ciénagas, los arroyos y el río principal es fundamental para mantener la funcionalidad de estos ecosistemas y el éxito de los procesos ecológicos de las comunidades que allí habitan, como la reproducción, el forrajeo y la migración. Por otro lado, actividades antrópicas, tales como la regulación de los

regímenes de caudal en los ríos (por ejemplo, la construcción de presas o la obstrucción de los canales de conexión), resultan en la homogeneización de las llanuras de inundación y la pérdida de profundidad y área, lo que a su vez afecta múltiples características bióticas y abióticas que indirectamente repercuten en la estructura de las comunidades biológicas (Miranda, 2005).

Los peces dulceacuícolas son particularmente vulnerables a las actividades y presiones antrópicas, a un grado tal que pelagra la diversidad actual de este grupo biológico (Moreno, 2001; Mojica *et al.*, 2002). Entre estas actividades se destacan las siguientes: alteración en los regímenes de flujo, sobreexplotación, sedimentación, contaminación, deforestación, introducción de especies exóticas y desecación intencional de los humedales (p. ej., para extensión de áreas de pastoreo y vivienda).

Se estima que a nivel mundial este grupo biológico comprende alrededor de 28 400 especies, de las cuales el 43 % son dulceacuícolas (Nelson *et al.*, 2016). En Suramérica se encuentran cerca de 3.000 de ellas, y particularmente Colombia reporta 1 615, por lo que es considerado el segundo país con la mayor biodiversidad íctica (DoNascimento *et al.*, 2022). Por otro lado, en la cuenca hidrológica del sistema Magdalena-Cauca la riqueza de especies es de 233, de las cuales el 68 % son endémicas, y 75 especies están restringidas a una sola sección de la cuenca (García-Alzate *et al.*, 2020).

En este estudio se cuantificó la diversidad de especies ícticas en una llanura de inundación de la cuenca baja del río Magdalena, en el norte de Colombia, y se evaluó la relación entre la estructura de estas comunidades y las condiciones ambientales, incluyendo el tipo de hábitat. Se consideraron específicamente tres hipótesis: (i) las especies de peces presentes en esta llanura de inundación son representativas de la diversidad reportada para la cuenca del río Magdalena; (ii) los ecosistemas con conectividad durante aguas máximas tendrán comunidades más similares, en contraste con el ecosistema aislado o sin conexión aparente, y (iii) las condiciones ambientales (físicoquímicas y profundidad del agua) y el tipo de ecosistema (p. ej., canal, laguna conectada, laguna desconectada) son factores determinantes en la estructuración de las comunidades estudiadas.

Se espera que la información generada pueda ser empleada para estimar la real composición de especies de peces dulceacuícolas, sustentar la toma de decisiones por parte de las entidades gubernamentales, establecer zonas de priorización de

áreas para la conservación de la biodiversidad o regular la extracción adecuada de los recursos naturales presentes en este complejo sistema lagunar tropical.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se estudiaron aproximadamente 156 km² de la planicie inundable de la cuenca baja del río Magdalena, al norte de Colombia, con altitudes entre 70 y 215 msnm. Se monitorearon un total de 28 sitios, distribuidos en cuatro ecosistemas, de los cuales tres fueron ambientes de aguas lénticas: 1) la ciénaga de Luruaco (sin conexión con otros sistemas acuáticos), cuya

extensión es de aproximadamente 3,65 km²; 2) el embalse artificial El Guájaro (sistema conectado con el Canal del Dique), cuya área es de 120 km², y 3) la ciénaga El Jobo (sistema con desconexión parcial con el canal del Dique), cuya área es de 6,82 km². El cuarto ecosistema estudiado se ubicó en la parte alta del Canal del Dique, un humedal lótico de 25 km de longitud, medidos desde su conexión con el río Magdalena hasta las compuertas de El Guájaro. El embalse, El Jobo y el Canal del Dique poseen conectividad de sus aguas durante el pulso de inundación (etapa de aguas subiendo), mientras que la ciénaga de Luruaco se mantuvo aislada durante todo el estudio (figura 1).

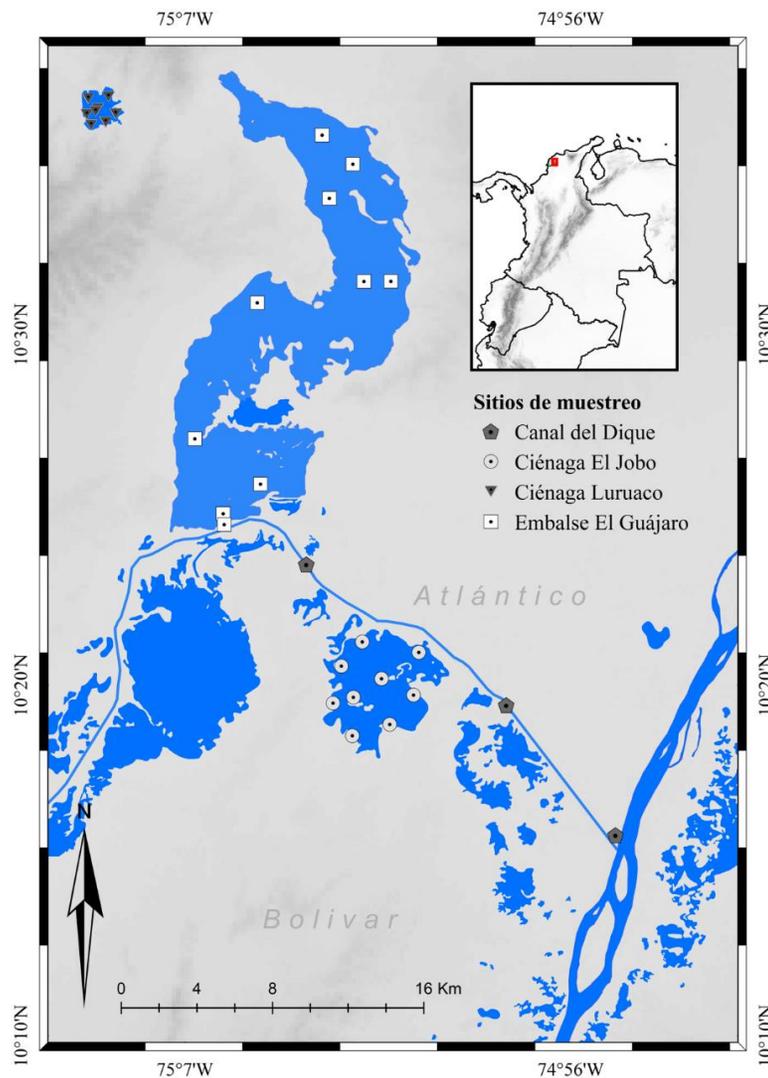


Figura 1. Área de estudio (155,47 km²) de la planicie de inundación de la cuenca baja del río Magdalena en el Caribe colombiano, sur del departamento del Atlántico, Colombia. El Jobo (10°20'11"N-75°1'23"W), con un área de 6,82 km²=J; embalse El Guájaro (10°30'43"N-75°1'45"W), con área de 120 km²=G; región alta del Canal del Dique (10°9'18"N-75°30'4"W), con 25 km² estudiados=C; y Luruaco (10°36'26"N-75°9'29"W), con 3,65 km²=L.

Muestreo de las variables ambientales

En cada sitio de muestreo se midieron 18 variables fisicoquímicas. Mediante una sonda WTW, se obtuvieron datos in situ de: oxígeno disuelto (mg/L), temperatura superficial del agua (°C), conductividad eléctrica (µS/cm), pH (unidades de hidrogeniones) y salinidad (mg/L). Asimismo, con un turbidímetro se determinó la turbidez (UNT), y a través de muestras de agua en botellas PET (500 mL), transportadas bajo

refrigeración y procesadas en laboratorio, siguiendo la metodología recomendada por la American Public Health Association (APHA), se evaluaron ex situ las siguientes variables: alcalinidad (mg/L CaCO₃), nitritatos (mg/L NO₂⁻), nitrógeno total (mg/L), cloruros (mg/L Cl), sulfatos (mg/L SO₄⁻²), acidez (mg/L CaCO₃), dureza (mg/L CaCO₃), fosfatos (mg/L PO₄⁻³), fósforo total (mg/L), sólidos suspendidos totales (mg/L) y clorofila a (Cl-a) (mg/L). Adicionalmente, se midió la profundidad media (cm) empleando una vara aforada (tabla 1).

Tabla 1. Variables ambientales (fisisicoquímicas del agua), medidas de acuerdo con los criterios del Standard Methods (APHA)(2005) en 1554,7 m² de la planicie de inundación de la cuenca baja del río Magdalena. Promedio ± DS (Min - Max), donde desviación estándar = DS; valor mínimo = Min; valor máximo = Max. Variables fisicoquímicas significativamente diferentes entre los ecosistemas estudiados: Nivel de significancia: * = P < 0,05**; P < 0,01***; P < 0,001.

Características limnológicas	Luruaco	El Guájaro	Canal del Dique	El Jobo
Oxígeno disuelto (mg/L O ₂)	4,7±0,9 (2,1-6,9)	4,5±1,4 (2,1-10)	3,1± 0,6 (1,4-4,2)	3,5 ± 1,8 (0,7-11,0)
Temperatura del agua (°C)	31,4±1,3 (25-33,6)	31,3±1,3 (28,8-35,3)	30,8 ± 1,5 (29-34)	31,9±1,8 (28,7-36,1)
Conductividad eléctrica (µS/cm)***	1802±188 (1620-2140)	820,8±484,4 (151,1-3116)	143±14,6 (110,1-211)	352,2±52,3 (208-453)
Salinidad (mg/L) **	0,9±0,1 (0,8-1,1)	0,4±0,2 (0,0-0,8)	0,0±0,0 (0,0-0,0)	0,1±0,0 (0,0-0,1)
Turbidez (UNT) *	26,7±15,2 (12,9-86,0)	46,2±49,6 (16-291,6)	407±154,4 (155-623)	58,4±27,6 (30-205)
Sólidos suspendidos totales mg/L)*	32,3±11,3 (17,9-74,9)	46,8±53,5 (10,7-345,8)	357,6 ± 137,9 (89,8-756,8)	64,4±167,5 (10,8-600)
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	51,4± 79,9 (12,0-234,0)	21,7±15,2 (10-115)	41,4 ± 11,9 (20-60)	17,9±62,9 (0,5-204)
Dureza total (mg/L CaCO ₃)***	333±48 (250-450)	154,4±50,6 (90-270)	55,1 ± 8,1 (40-80)	133,1±47,8 (75-282)
Cloruros (mg/L Cl) ***	111±69 (10-240)	192±72,1 (90-400)	486,4±101,9 (200-700)	83,6±167,2 (10-500)
Acidez (g/L CaCO ₃)	20,6±36 (0,70-12,5)	1,34±1,69 (0,50-6,20)	1,6±1,7(0,5-5,0)	2,4±2,1 (0,0-5,0)
pH (unidades)	8,2±0,8 (6,6-9,9)	8,2±0,9 (6,5-10,4)	7,7±1,4 (5,8-10,9)	8,8±1,2 (5,4-11,6)
Sulfatos (mg/L SO ₄ ⁻²)	85,7±103 (30-500)	60±33,8 (25-150)	49,6±10,3 (30-75)	37,2±14,5 (20-100)
Fosfatos (mg/L PO ₄ ⁻³) **	0,03±0,04 (0,02-0,34)	0,74±0,52 (0,15-2,08)	0,38±0,36 (0,06-1,30)	0,4±0,4 (0,0-1,4)
Nitratos (mg/L NO ₂ ⁻)***	0,17±0,13 (0,07-0,67)	0,28±0,18 (0,10-0,89)	0,92±0,15 (0,63-1,50)	0,22±0,06 (0,10-0,33)
Nitrógeno total (mg/L)	1,6±1,9 (1,1-11,4)	1,75±2,01 (0,78-13,10)	1,6±1,4 (0,7-5,1)	2,2±13,4 (0,7-77,6)
Nitrógeno total (mg/L)	0,1±0,2 (0,0-0,90)	0,40±0,17 (0,12-0,88)	0,9±11,0 (0,2-26,9)	3,2±50,3 (0,2-222,4)
Clorofila a mg/L)	31,6±41,9 (3,3-113,9)	10,8±22,2 (2,6-110,8)	9,3±22,7 (2,0-76,2)	29,7±165,1 (5,3-590,4)
Profundidad (cm)**	273,3±115,7 (50-560)	189,3±77,0 (80-350)	231,3±189,6 (120-800)	114,8±50,5 (50-230)

Muestreo e identificación de los peces

Se realizaron cuatro campañas de muestreo durante el periodo comprendido entre septiembre del 2014 y junio del 2015 (año con evento El Niño), abarcando cada momento del pulso de inundación, con el fin de cuantificar el comportamiento dinámico en la hidrología de los ecosistemas (ver momentos del pulso de inundación en Morales y García-Alzate, 2018). En cada jornada de muestreo se emplearon tres horas/hombre para cada punto de muestreo. Las capturas se realizaron mediante el uso de diferentes tipos de artes de pesca: 1) atarraya con luz de malla de 0,01 m y 5 m de diámetro, 2) atarraya con luz de malla de 2,5 cm y 8 m de diámetro, 3) red de enmalle con luz de malla de 2,5 cm, 50 m de largo y 1,5 m de alto, y 4) red de arrastre con luz de malla de 0,5 cm y 2 m de alto y 5 m de largo. Los ejemplares capturados fueron registrados, medidos, pesados, fijados en formol al 10 %, preservados en alcohol al 70 % y depositados en la colección científica de la Universidad del Atlántico (UARC), Colombia. La identificación del material

biológico se realizó con la ayuda de claves taxonómicas específicas, tales como Miles (1947), Dahl (1971), Maldonado-Ocampo et al. (2005), la lista actualizada de peces de Colombia (DoNascimento *et al.*, 2022) y descripciones originales en los casos en que se requirió, soportadas por especímenes de la colección ictiológica de la UARC.

Análisis estadístico

Comunidades ícticas de la llanura de inundación

Inicialmente, se cuantificaron la riqueza total y la abundancia de las especies de peces. Luego, se usó el estimador Chao (estimador asintótico de la riqueza) para calcular el pool de especies esperadas que podrían haberse omitido durante los muestreos (Borcard *et al.*, 2018). Asimismo, se calcularon la riqueza específica, el número de especies comunes entre los ecosistemas y la cantidad de especies dominantes por medio de los números Hill. Los valores resultantes de este último, en concreto, expresan la diversidad en número efectivo o

equivalente de especies, lo que permite comparar la magnitud de la diferencia entre las comunidades con base en diferentes tipos de diversidad: 1) diversidad de orden cero (q^0), la cual es insensible a las abundancias de las especies y, por lo tanto, equivale a la riqueza específica (S); 2) diversidad de orden 1 (q^1), que corresponde a las especies comunes, en cuyo caso todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad y se calcula por medio de la ecuación $q^1 = \text{Exp}(H')$, donde H' es el índice de Shannon, y 3) diversidad de orden 2 (q^2), correspondiente a las especies dominantes, calculada por medio de la ecuación: $q^2 = 1/D$, donde D es el índice de dominancia (Jost, 2006; Melo, 2008; Moreno *et al.*, 2011; Lou y González-Oreja, 2012; Krebs, 2014; Borcard *et al.*, 2018).

Adicionalmente, se graficó la dominancia de las especies con base en rangos de abundancia, mediante curvas de dominancia o diagrama de Whittaker (1962). En este caso, la inclinación de las curvas indica la equitatividad en cada ecosistema (Melo, 2008; Moreno *et al.*, 2011).

Similitud de las comunidades

Se aplicó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en el índice de similitud de Bray-Curtis. El NMDS, que genera un patrón de ordenación espacial de las comunidades basado en distancias de similitud, permitió evaluar si los ecosistemas con conectividad durante aguas máximas presentan comunidades más similares en comparación con el ecosistema aislado o sin conexión aparente. En este análisis se usaron datos de abundancia transformados en distancias de Hellinger, que es una distancia euclidiana donde las abundancias son inicialmente divididas por la abundancia total del sitio, y el resultado es transformado mediante raíz cuadrada (Borcard *et al.*, 2018). El gráfico bidimensional resultante representa las distancias relativas de los ecosistemas muestreados, indicando la diferencia entre las muestras. La deformación de las distancias originales se expresa mediante un valor de Stress (S), el cual refleja una mejor relación entre la distancia original y la configuración obtenida en la medida en que más se acerque al valor cero (Borcard *et al.*, 2018).

Posteriormente, se aplicó un análisis de similitudes (ANOSIM), con 1000 permutaciones, para contrastar la hipótesis nula de que no hay diferencia entre las muestras. Este análisis genera un valor de R, el cual se evalúa de la siguiente forma: cuando es igual a uno, indica disimilitud entre grupos; cuando es cercano a cero, sugiere una distribución uniforme de rangos altos y bajos dentro y entre grupos, y si es menor de cero significa que las

diferencias son mayores dentro de los grupos que entre los grupos. Estos análisis se realizaron mediante el software Paleontological Statistics PAST ver. 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

Influencia de factores ambientales y el tipo de hábitat sobre la estructuración de las comunidades

Se realizó un análisis de redundancia (RDA) para identificar si la fisicoquímica del agua y la profundidad de los ecosistemas fueron factores determinantes en la estructuración de las comunidades de peces. Se usó una matriz de abundancias de las especies transformadas en distancias de Hellinger (variables de respuesta), en tanto que las variables ambientales (variables explicativas) que registraron valores significativamente diferentes entre los ecosistemas fueron transformadas mediante $\log(x+1)$, excepto el pH (tabla 1).

El RDA fue representado por el valor de R^2_{adj} (indica el porcentaje ajustado de variación en los datos de las abundancias de las especies que es explicado por las variables predictoras). Para evaluar el nivel de significancia de las ordenaciones canónicas generadas por el RDA ($\alpha=0,05$), se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) con 1.000 permutaciones. Asimismo, se identificaron las variables con un mayor poder explicativo o de mayor impacto sobre la ictiofauna con la función `forward.sel` del paquete *adespatial* en Rstudio. Además, la dependencia entre las variables ambientales o multicolinealidad fue identificada con la función `vif.cca` del paquete *vegan*, retirando del análisis aquellas variables con valores mayores a 10, esto es, conductividad eléctrica ($\text{vif}=39,31$) y turbidez del agua ($\text{vif}=34,14$) (Borcard *et al.*, 2018).

Posteriormente, se realizaron pruebas de Mantel (método de correlación de Pearson) para evaluar la correlación entre la matriz de distancias de la estructura de las comunidades (método con índice de similitud de Bray-Curtis), las matrices de distancia de las condiciones ambientales (método con índice de similitud euclidiana) y la distancia del tipo de hábitat (método con índice de distancia binomial), con la intención de probar si la estructura de la ictiofauna se correlaciona con el tipo del hábitat y con las condiciones ambientales. Asimismo, como las condiciones ambientales pueden estar relacionadas con el tipo de hábitat (es decir, léntico, lótico, con conexión o aislado, entre otros), se realizó una prueba de Mantel parcial para evaluar la correlación entre el tipo de hábitat y la ictiofauna, eliminando el efecto de las condiciones del ambiente (fisicoquímica y profundidad del agua). Las pruebas de Mantel simple y Mantel parcial fueron realizadas utilizando el paquete *vegan* del software R (versión 4.1.3), estimando el nivel de significancia

estadística mediante 20 000 permutaciones. Sin embargo, debido a las comparaciones múltiples (peces-ambiente-hábitat), se utilizó la técnica de corrección de Bonferroni para asignar el nivel de significancia ajustado (probabilidad 0,05 dividida entre 3=0,017) (Borcard *et al.*, 2018).

Resultados

Se capturaron un total de 2 531 individuos, cuya biomasa aproximada fue de 48 kg. En esta captura estuvieron representadas 43 especies de peces de las cuales 41 fueron nativas y dos exóticas (*Oreochromis niloticus* y *Trichopodus pectoralis*), 11 órdenes y 27 familias. Las especies más abundantes fueron, en su orden, *Caquetaia kraussii*, *Triporthesus magdalenae*, *Hyphessobrycon proteus*, *Roeboides dayi*, *O. niloticus*, *Astyanax magdalenae*, *Pimelodus yuma*, *Andinoacara latifrons*, *Poecilia gillii*, *Cyphocharax magdalenae* y

Trachelyopterus insignis, las cuales constituyeron el 82 % de la abundancia total.

Los Siluriformes fueron el orden más representativo, con 41 % de la captura general (17 especies), seguidos de los Characiformes, con 26 % (11 especies), los Blenniiformes, con 14 % (seis especies), y los Perciformes y los Gymnotiformes, con 5 % cada uno (dos especies). Los órdenes Synbranchiformes, Pleuronectiformes, Mugiliformes, Myliobatiformes y Clupeiformes representaron el 1 % de la captura general (una especie cada uno) (tabla 2). Según el estimador de Chao, aproximadamente 50 especies deberían ser capturadas, lo que sugiere que la ictiofauna capturada representó el 86 % de la riqueza estimada. Es decir, el 14 % restante corresponde a la riqueza estimada necesaria para alcanzar la asíntota de la curva.

Tabla 2. Ictiofauna capturada en la planicie de inundación de la cuenca baja del río Magdalena. 43 especies con 2 582 ejemplares. *Especies introducidas.

Nombre científico	Código	Abundancia
Myliobatiformes		
Potamotrygonidae		
<i>Potamotrygon magdalenae</i> (Duméril, 1865)	Sp1	15
Clupeiformes		
Engraulidae		
<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh 1900)	Sp2	41
Gymnotiformes		
Sternopygidae		
<i>Eigenmannia camposi</i> Herrera-Collazos, Galindo-Cuervo, Maldonado-Ocampo y Rincón-Sandoval, 2020	Sp3	48
<i>Sternopygus aequilabiatus</i> (Humboldt 1805)	Sp4	1
Characiformes		
Acestrorhynchidae		
<i>Gilbertolus alatus</i> (Steindachner, 1878)	Sp5	17
Characidae		
<i>Astyanax magdalenae</i> Eigenmann & Henn 1916	Sp6	161
<i>Astyanax ruberrimus</i> Eigenmann, 1913	Sp7	36
<i>Hyphessobrycon proteus</i> Eigenmann 1913	Sp8	270
<i>Roeboides dayi</i> (Steindachner, 1878)	Sp9	196
Ctenolucidae		
<i>Ctenolucius hujeta</i> (Valenciennes, 1850)	Sp10	49
Erythrinidae		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Sp11	3
Triporthidae		
<i>Triporthesus magdalenae</i> (Steindachner, 1878)	Sp12	361
Curimatidae		
<i>Curimata mivartii</i> Steindachner, 1878	Sp13	2
<i>Cyphocharax magdalenae</i> (Steindachner, 1878)	Sp14	81
Anostomidae		
<i>Megaleporinus muyscorum</i> (Steindachner 1900)	Sp15	12
Siluriformes		
Callichthyidae		
<i>Hoplosternum magdalenae</i> Eigenmann, 1913	Sp16	43

Continuación tabla 2.

Nombre científico	Código	Abundancia
Loricariidae		
<i>Dasylicaria filamentosa</i> (Steindachner, 1878)	Sp17	23
<i>Rineloricaria magdalenae</i> (Steindachner, 1879)	Sp18	4
<i>Spatuloricaria curvispina</i> (Dahl, 1942)	Sp19	5
<i>Sturisomatichthys leightoni</i> (Regan 1912)	Sp20	5
<i>Sturisoma panamense</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Sp21	5
<i>Squaliforma tenuicauda</i> (Steindachner, 1878)	Sp22	1
Ariidae		
<i>Cephalocassis</i> sp.	Sp23	17
Auchenipteridae		
<i>Trachelyopterus insignis</i> (Steindachner, 1878)	Sp24	76
<i>Ageneiosus pardalis</i> Lütken, 1874	Sp25	5
Doradidae		
<i>Centrochir crocodili</i> (Humboldt, 1821)	Sp26	17
Heptapteridae		
<i>Rhamdia guatemalensis</i> (Günther, 1864).	Sp27	6
Pimelodidae		
<i>Pimelodus yuma</i> Villa-Navarro & Acero P 2017	Sp28	152
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i> Buitrago-Suárez & Burr, 2007	Sp29	1
<i>Sorubim cuspicaudus</i> Littmann, Burr & Nass, 2000	Sp30	1
Pseudopimelodidae		
<i>Pseudopimelodus magnus</i> Restrepo-Gómez, Rangel-Medrano, Márquez & Ortega-Lara 2020	Sp31	2
Aspredinidae		
<i>Bunocephalus colombianus</i> Eigenmann, 1912	Sp32	5
Synbranchiformes		
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	Sp33	1
Pleuronectiformes		
Achiridae		
<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	Sp34	2
Blenniiformes		
Hemiramphidae		
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	Sp35	36
Poeciliidae		
<i>Poecilia gilli</i> (Kner, 1863)	Sp36	100
Cichlidae		
<i>Andinoacara latifrons</i> (Steindachner, 1878)	Sp37	149
<i>Caquetaia kraussii</i> (Steindachner, 1878)	Sp38	396
<i>Geophagus steindachneri</i> Eigenmann & Hildebrand, 1922	Sp39	10
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*	Sp40	176
Mugiliformes		
Mugilidae		
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	Sp41	3
Perciformes		
Osphronemidae		
<i>Trichopodus pectoralis</i> Regan 1910*	Sp42	18
Acanthuriformes		
Sciaenidae		
<i>Plagioscion magdalenae</i> (Steindachner 1878)	Sp43	30

La mayor riqueza específica estuvo presente en el embalse El Guájaro (28 especies y 610 individuos), seguido del Canal de Dique (27 especies y 616 individuos) y El Jobo (24 especies y 761 individuos), mientras que la menor riqueza se registró en la ciénaga de Luruaco (nueve especies y 544 individuos). De forma similar a la riqueza específica, las especies comunes fueron más abundantes en El Guájaro ($q^1=12$ especies), seguido de El Jobo ($q^1=10$ especies), el Canal del Dique ($q^1=9$ especies) y Luruaco ($q^1=5$ especies). Asimismo, los ambientes con mayor número de especies dominantes correspondieron a El Guájaro y El Jobo (figura 2). En El Guájaro las especies dominantes representaron el 67 % de la abundancia total muestreada en ese ecosistema. Tales especies fueron *T. magdalenae* (25 % con 151 individuos), *C. kraussii* (10 % con 64 individuos), *O. niloticus* (10 % con 59 individuos), *R. dayi* (9 % con 53 individuos), *Hoplosternum*

magdalenae (7 % con 43 individuos) y *T. insignis* (7 % con 41 individuos). En El Jobo las especies dominantes representaron el 73 % de la abundancia total, especialmente *C. kraussii* (30 % con 225 individuos), *A. latifrons* (15 % con 114 individuos), *R. dayi* (12 % con 91 individuos), *C. magdalenae* (10 % con 75 individuos) y *H. proteus* (6 % con 48 individuos). El Canal de Dique presentó tres especies dominantes, las cuales corresponden al 65 % de la abundancia total muestreada en dicho biotopo, donde también *T. magdalenae* (31 % con 191 individuos) fue la más abundante, seguida de *A. magdalenae* (17 % con 106 individuos) y *P. yuma* (17 % con 102 individuos). Por último, en Luruaco tres especies fueron dominantes (72 % de la abundancia total): *H. proteus* (39 % con 213 individuos), *P. gillii* (17 % con 94 individuos) y *O. niloticus* (16 % con 85 individuos) (figura 3).

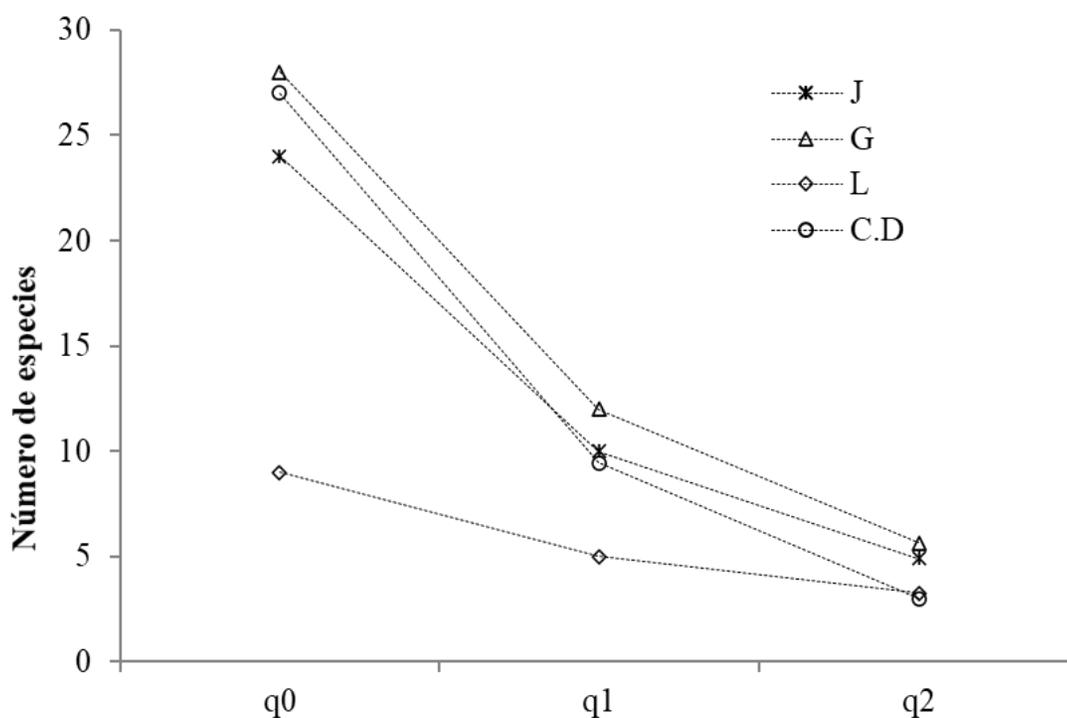


Figura 2. Diversidad de la ictiofauna en los ecosistemas estudiados en una planicie de inundación del río Magdalena. El Jobo=J; embalse El Guájaro=G; región alta del Canal del Dique=C, y Luruaco=L.

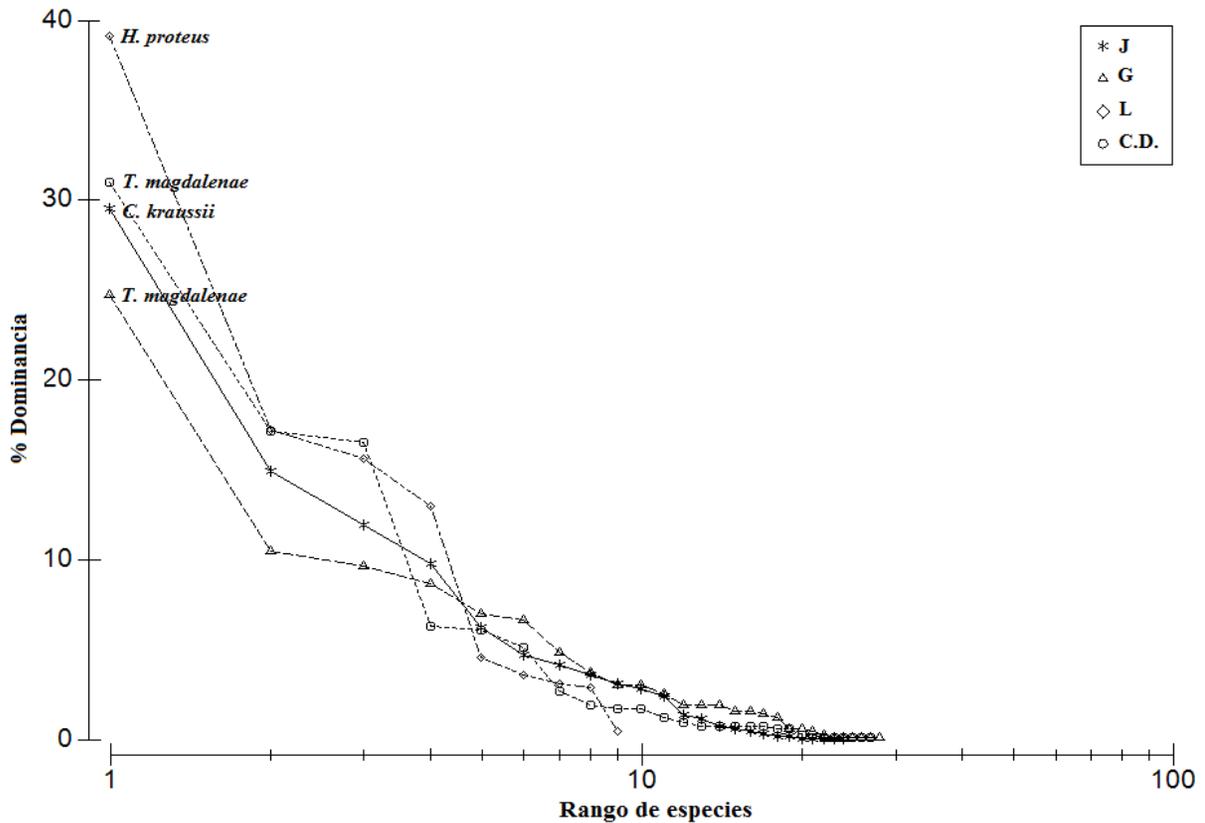


Figura 3. Curvas de especies dominantes establecidas con el rango de abundancia para cada especie. Luruaco=L; El Guájar=G; Canal del Dique=CD; El Jobo=J.

Se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las comunidades de los diferentes ecosistemas evaluados (ANOSIM $R=0,75$; $p=0,000$). Esto también puede visualizarse mediante la ordenación NMDS de la figura 4 (NMDS 1: $R^2=0,65$; NMDS 2: $R^2=0,24$; Stress=0,12). Las estructuras comunitarias que más se diferenciaron fueron las de Luruaco y El Jobo, mientras que las comunidades más similares fueron las de El Guájar y el Canal del Dique (ANOSIM: Luruaco-El Guájar $R=0,72$, Luruaco-Canal del Dique $R=0,94$, Luruaco-El Jobo $R=1$, El Guájar-Canal del Dique $R=0,51$, El Guájar-El Jobo $R=0,70$, Canal del Dique-El Jobo $R=0,84$). Las condiciones limnológicas y la profundidad de los ecosistemas estructuraron las comunidades de peces estudiadas (ANOVA $F=2,74$; $df=7$; $p=0,001$) y explicaron cerca del 45 % de la variación total ($R^2=0,71$). Específicamente, las variables ambientales que

influenciaron la estructura de las comunidades fueron las siguientes: salinidad, sólidos suspendidos totales, dureza, cloruros, nitratos, nitrógeno y profundidad. Entretanto, las variables que mejor explicaron la variación en la abundancia de los peces fueron la dureza total del agua y la profundidad. Los valores altos de salinidad, dureza y profundidad en Luruaco se asociaron positivamente con la abundancia de las especies dominantes del sistema (*H. proteus*, *P. gillii* y *O. niloticus*).

Las altas concentraciones de nitratos y nitrógeno en El Jobo y El Guájar (en aguas subiendo) se asociaron positivamente con las abundancias de *C. kraussii*, *A. latifrons* y *C. magdalenae*. Altas concentraciones de cloruros y sólidos suspendidos totales favorecieron las abundancias de *P. yumay* y *T. insignis* en el Canal del Dique y El Guájar (en aguas bajas) (figura 5).

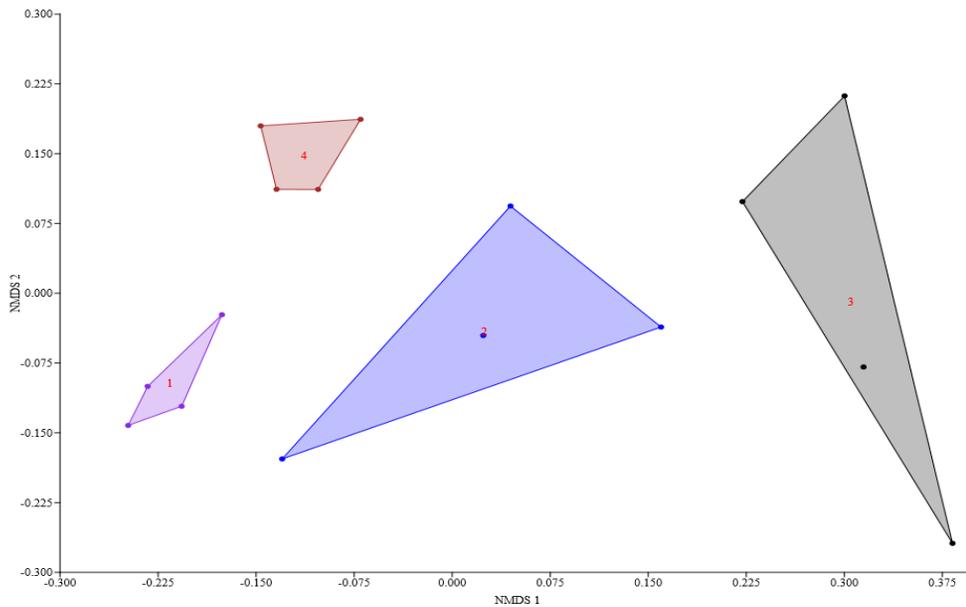


Figura 4. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en el índice de similitud de Bray-Curtis para identificar las similitudes en la estructura de las comunidades de peces estudiados.

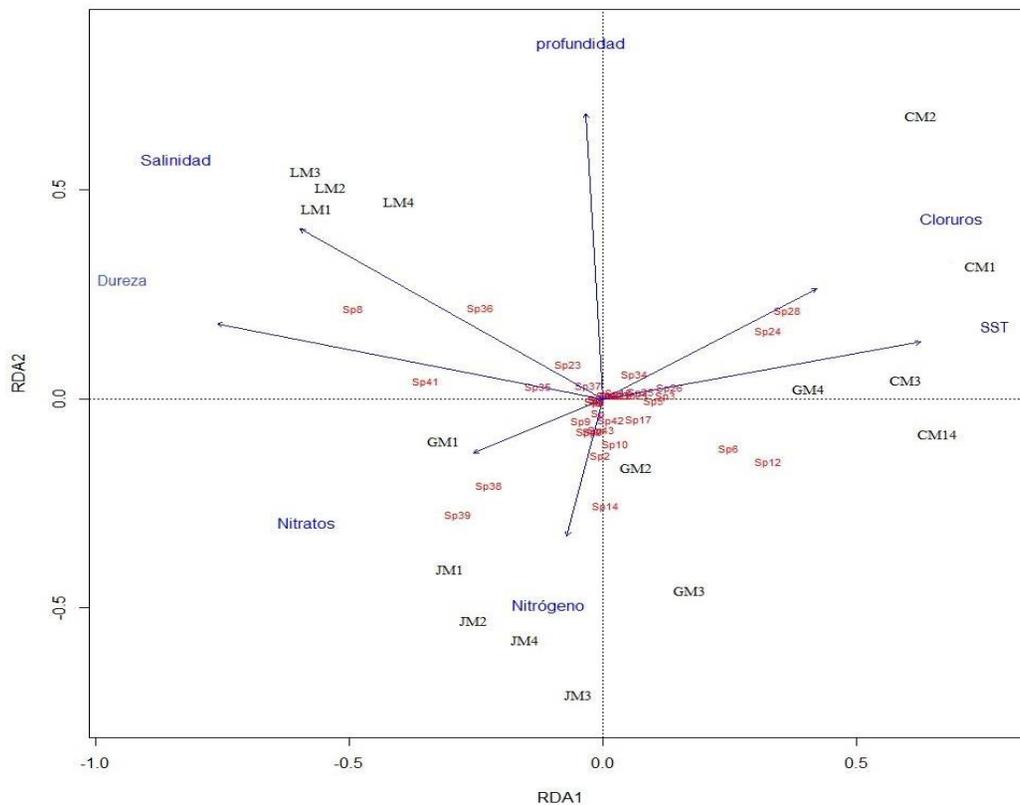


Figura 5. Análisis de redundancia (RDA) para probar la influencia de las condiciones fisicoquímicas sobre la estructuración de la ictiofauna capturada en cuatro momentos del pulso de inundación en una planicie inundable del río Magdalena (ANOVA $p=0,001$). RDA 1=37 % y RDA 2=16 % de la variación total. Luruaco (LM1, LM2, LM3 y LM4), El Guájaro (GM1, GM2, GM3 y GM4), Canal del Dique (CM1, CM2, CM3 y CM4) y El Jobo (JM1, JM2, JM3 y JM4).

El coeficiente de correlación de Mantel entre la matriz de distancias de la estructura de las comunidades, las condiciones del ambiente y el tipo de hábitat fue estadísticamente significativo ($p < 0,017$, tabla 4). Las distancias en la estructura de las comunidades estuvieron positivamente correlacionadas con las distancias en las condiciones del medio ambiente (físicoquímica y la profundidad del agua). Asimismo, se presentó una correlación significativa entre el medio ambiente y el tipo de hábitat (canal, ciénaga conectada, ciénaga desconectada), lo

que indica que las relaciones ictiofauna-ambiente observadas pueden ser resultado del tipo de hábitat, en términos de conectividad entre los diferentes ecosistemas en la llanura de inundación del río Magdalena (figura 5 y tabla 4).

Lo anterior fue corroborado mediante la prueba de Mantel parcial utilizando la distancia del medio ambiente como covariable, lo que arrojó una relación significativa entre la ictiofauna y el hábitat ($p = 0,001$), aun eliminando el efecto del medio ambiente.

Tabla 3. Coeficiente de correlación y probabilidad para prueba de Mantel y Mantel parcial en matrices de distancia, estructura de la ictiofauna, tipos de hábitat y físicoquímica del agua. *Probabilidad de Bonferroni-ajustado = 0,017 (0,05 dividido entre 3).

Comparación de matrices (Y- X)	Covariable	r (Mantel)	P*
Estructura de las comunidades-Tipo de hábitat		0,479	0,000
Estructura de las comunidades-Medio ambiente		0,470	0,000
Medio ambiente-Tipo de hábitat		0,494	0,000
Estructura de las comunidades-Tipo de hábitat	Medio ambiente	0,321	0,001

Discusión

Las 43 especies de peces dulceacuícolas registradas en el presente trabajo constituyen una riqueza de especies relativamente alta al compararla con las reportadas en planicies inundables de la cuenca media y baja del río Magdalena: 15 a 39 especies para 30 ciénagas (Jiménez-Segura *et al.*, 2011) y 40 especies en la ciénaga de Ayapel (Ríos-Pulgarín *et al.*, 2008). Estas 43 especies corresponden al 38,3 % de la diversidad de la cuenca baja del río Magdalena (112 especies) y al 18,5 % de la diversidad total del sistema de los ríos Magdalena-Cauca, para el cual García-Alzate *et al.* (2020) identificaron 233 especies. El área analizada en este estudio equivale solo al 0,06 % (155 km²) del área total de zonas inundables de la cuenca del río Magdalena, estimada alrededor de 262.075 km². Es decir, en menos del 1 % del área se encuentra el 39 % de la ictiofauna de la cuenca.

Estos resultados indicaron una mayor riqueza de especies para El Guájaro, seguido por el Canal del Dique y El Jobo, y una evidente menor riqueza de especies en Luruaco. La estructura de las comunidades estuvo determinada por la existencia de factores regulatorios tales como las características limnológicas, la profundidad de los ecosistemas y la conexión entre los ambientes, lo que ya había sido registrado para algunos sistemas cenagosos del Magdalena (Arango-Rojas *et al.*, 2008;

Jiménez-Segura *et al.*, 2011, 2016).

Las variables ambientales que más influyeron en la estructura de las comunidades estudiadas estuvieron asociadas a los procesos de eutrofización de los sitios (dureza, cloruros, nitratos, nitrógeno total, sólidos suspendidos totales y salinidad) y al pulso del caudal (profundidad), pero el principal factor de regulación fue la desconexión entre las zonas inundables y el cauce principal (p. ej., Luruaco), con evidentes diferencias significativas de las especies vinculadas a cada uno de los cuatro ambientes analizados dentro de los sistemas.

La influencia del factor conectividad ya había sido reportada por Echevarría y Machado-Allison (2014), quienes señalaron que las comunidades de peces en las planicies inundables son estructuradas por: 1) la predictibilidad y la duración de las inundaciones, 2) el tamaño de los hábitats y la conectividad, 3) la condición lótica o léntica de los hábitats y el grado de permanencia de estos a través del ciclo hidrológico en función de los cambios en el nivel del agua y, por último, 4) los parches bióticos originados a partir de la acumulación de materia orgánica o por masas de vegetación acuática y el tipo de sustrato. Así pues, la desconexión de las planicies inundables con el cauce principal de los ríos limita la calidad y la cantidad de hábitat y el establecimiento de las comunidades y su diversidad (Albert *et al.*, 2020). La conectividad, en definitiva, es

necesaria para la ocurrencia de procesos físicos y ecológicos de los sistemas, dado que la pérdida de tal conexión interrumpe el intercambio efectivo de la ictiofauna, los eventos de migración y el aporte de nutrientes y sedimentos, entre otros aspectos (Angarita *et al.*, 2020).

Actualmente, la diversidad de especies en ecosistemas acuáticos continentales enfrenta un momento crítico; más aún en la cuenca del río Magdalena, donde más del 70 % de la población colombiana tiene incidencia directa sobre el uso del sistema (Jiménez-Segura *et al.*, 2016). Por ejemplo, las especies migratorias que constituyen la base de la pesquería artesanal, tales como *Megaleporinus muyscorum*, *Ageneiosus pardalis*, *Sorubim cuspicaudus* y *Pseudoplatistoma magdaleniatum* (un ejemplar registrado en el canal de Dique) y *Prochilodus magdalenae* (sin capturas durante el estudio), tienden a desaparecer debido generalmente a factores de acción antrópica y en gran medida a la falta de planificación estatal. Asimismo, varias especies recolectadas en este estudio se encuentran catalogadas en algún tipo de amenaza. Tal es el caso de especies emblemáticas como el bagre rayado (*P. magdaleniatum*), que se encuentra en peligro crítico de extinción, *C. mivartii*, *M. muyscorum*, *A. pardalis*, *P. yuma* (en estado vulnerable) y *Potamotrygon magdalenae* y *Plagioscion magdalenae*, catalogadas como casi amenazadas (Mojica *et al.*, 2012; Sánchez-Duarte y Lasso, 2016).

Se recomienda incluir en los estudios ecológicos futuros las características funcionales de las especies dado que estas influyen en las propiedades del ecosistema. En efecto, la abundancia relativa por sí sola no siempre es un buen predictor de la importancia de una especie a nivel de ecosistema, ya que incluso especies relativamente raras pueden influir en las vías de los flujos de energía y materia, por lo que se sugiere vincular las relaciones entre la diversidad taxonómica, la diversidad funcional y la estructura de la comunidad para identificar los mecanismos de los efectos de la biodiversidad (Hooper *et al.*, 2005).

Agradecimientos

En memoria a nuestro amigo, profesor y colega Luis Carlos Gutiérrez-Moreno, con quien realizamos la propuesta de investigación, monitoreo y análisis preliminares de este trabajo en el marco del convenio interadministrativo 0103*2013*000009 del 8 de noviembre de 2013, a través de rubros para ciencia y tecnología de regalías con la Gobernación del departamento del Atlántico, Colombia. Paz en su tumba. Juliana Herrera (CIUA) elaboró la figura 1.

Referencias

- American Public Health Association (APHA). 2005. *Standard method for examination of water and wastewater, 21st edn.* APHA, AWWA, WPCF, Washington.
- Albert, J.S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S.M., Magurran, A.E., Oberdorff, T., Reis, R.E., Winemiller, K.O. y Ripple, W.J. 2020. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* 50: 85-94. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>.
- Angarita, H., Santos-Fleischmann, A., Rogéliz, C., Campo, F., Narváez-Campo, G., Delgado, J., Santos, T., Santos, A., Herrera-R, G. y Jiménez-Segura, L. 2020. Modificación del hábitat para los peces en la cuenca del río Magdalena, Colombia. En: Jiménez-Segura, L. y Lasso, C., Editores. XIX. *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible.* Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C.
- Arango-Rojas, A., Jiménez-Segura L. y Palacio-Baena, J. 2008. Variación espacio-temporal de la asociación de especies de peces en la laguna de Cachimbero, un humedal en la cuenca media del río Magdalena, Colombia. *Actualidades Biológicas* 30: 163-173.
- Barlow, J., França, F., Gardner, T.A., Hicks, C.C., Lennox, G.D., Berenguer, E., Castello, L., Economo, E.P., Ferreira, J., Guénard, B., Leal, C.G., Isaac, V., Lees, A.C., Parr, C.L., Wilson, S.K., Young, P.J. y Graham, N.A. 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature* 559: 517-526. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>.
- Borcard, D., François, G. y Pierre, L. 2018. *Numerical Ecology with R.* org. Second Edition. Springer, International Publishing, New York.
- Dahl, G. 1971. *Los peces del norte de Colombia.* Ministerio de Agricultura-Inderena, Talleres Litografía Arco, Bogotá D.C.
- DoNascimento, C., Bogotá-Gregory, J.D., Albornoz-Garzón, J.G., Méndez-López, A., Villa-Navarro, F.A., Herrera-Collazos, E.E., Agudelo-Zamora, H. y Arce, H.M. 2022. Lista de especies de peces de agua dulce de Colombia / Checklist of the freshwater fishes of Colombia. v2.14. *Asociación Colombiana de Ictiólogos Dataset/Checklist.* Doi: <https://doi.org/10.15472/numrso>
- Echevarría, G. y Machado-Allison, A. 2014. Comunidades de peces en planicies de inundación de ríos tropicales: factores que intervienen en su estructura. *Boletín de la Academia de Ciencias Físicas Matemáticas y Naturales* 74: 35-67.

- García-Alzate, C., DoNascimento, C., Villa-Navarro, F. A., García-Melo, J.E. y Herrera-R, G. 2020. Diversidad de peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia. En: Jiménez-Segura, L. y Lasso, C. A. Editores. *XIX. Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C.
- Gutiérrez, C.A. y Pinilla-A, G. 2016. Efectos de la conectividad local sobre los ensamblajes de peces en una planicie de inundación tropical. *Caldasia* 38: 300 - 313. Doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v38n2.60920>.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. y Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Education* 4: 1-9.
- Hooper, D., Chapin, F., Ewel, J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Seta, H., Symstad, A., Vandermeer, J. y Wardle, D. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35. Doi: <https://doi.org/10.1890/04-0922>.
- Jaramillo, U. Cortés-Duque, J. y Flórez, C. 2015. *Colombia Anfibia. Un país de humedales. Volumen 1*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá D.C.
- Jiménez-Segura, L.A., Gulfo, J., Carvajal, A., Hernández, S., Álvarez, F., Álvarez, C., Granado-Lorencio, J., Palacio-Baena, J., Echeverry J. y Martínez, A. 2011. Uso tradicional de los recursos naturales pesqueros y conservación de la biodiversidad en regiones tropicales subdesarrolladas: hacia un modelo de ecología de la reconciliación. Universidad de Antioquia, Universidad de Sevilla, Agencia Española de Cooperación Internacional, Cormagdalena, Medellín.
- Jiménez-Segura, L., Gavis-Vergara, G., Cala, P., García-Alzate, C. A., López-Casas, S. Ríos-Pulgarín, M. Arango, G. Mancera-Rodríguez, N. Gutiérrez-Bonilla, F. y Álvarez-León, R. 2016. Freshwater fish faunas, habitats and conservation challenges in the Caribbean river basins of north-western South America. *Journal of Fish Biology* 89: 65 - 101. Doi: <https://doi.org/10.1111/jfb.13018>.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113 (2): 363-375. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.
- Krebs, C. 2014. *Ecological Methodology*. Addison-Wesley Educational Publisher, Inc., Menlo Park, California.
- Lou, J. y González-Oreja, J. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica Lilloana* 56: 3-14.
- Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ligeiro, R., Ferreira, W.R., Castro, M. A. y Callisto M. 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology* 29: 1001-1016. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0036-9>.
- Maldonado-Ocampo, J., Ortega-Lara, A., Usma-Oviedo, S., Galvis, G., Villa-Navarro, F., Vásquez, L., Prada-Pedrerros, S. y Ardila, C. 2005. *Peces de los Andes de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C.
- Miranda, L.E. 2005. Fish Assemblages in Oxbow Lakes Relative Connectivity with the Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society* 134 (6): 1480-1489. Doi: <https://doi.org/10.1577/t05-057.1>.
- Melo, A. 2008. What do we win 'confounding' species richness and evenness in a diversity index?. *Biota Neotropical* 8: 21-27.
- Miles, C. 1947. *Los peces del río Magdalena*. Ministerio de Economía Nacional. Sección de Piscicultura Pesca y Caza. Editorial El Gráfico. Bogotá, D.C.
- Mojica, J., Castellanos, C. Usma-Oviedo, S. y Álvarez, R. 2002. *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia*. La serie de Libros rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá D.C.
- Mojica, I. Usma-Oviedo, S. Álvarez-León, R. y Lasso, C. 2012. *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales, Bogotá, D.C.
- Morales, J., y García-Alzate C. A. 2018. Ecología trófica y rasgos ecomorfológicos de *Triporthus magdalanae* (Characiformes: Triporthidae) en el embalse El Guájaro, cuenca baja del río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 66: 1208. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i3.30621>.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza.
- Moreno, C. Barragán, F. Pineda, E. y Pavón N. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana*

- de *Biodiversidad* 82: 1249-1261. Doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>.
- Naciones Unidas. 2010. Convenio sobre la Diversidad Biológica_CDB, Decenio de las Naciones Unidas sobre la Biodiversidad 2011-2020. Montreal, Canadá. Disponible. Url: <https://www.cbd.int/undb/media/factsheets/undb-factsheets-es-web.pdf>. Consultado: 30 de septiembre de 2022.
- Nelson, J. Grande, T. y Wilson, M. 2016. *Fishes of the world*. 5ed. John Wiley & Sons, Inc, New Jersey.
- Ríos-Pulgarín, M. I., L. F. Jiménez-Segura, J. A. Palacio, y Ramírez-Restrepo J. J. 2008. Comunidad de peces en la ciénaga de Ayapel, río Magdalena (Córdoba) Colombia: cambios espacio temporales en su asociación. *Actualidades Biológicas* 30: 29-53.
- Salgado-Negret, B. 2015. La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C.
- Sánchez-Duarte, P. y Lasso, C. 2016. Impacto de los Libros Rojos (2002 – 2012) en la conservación de los peces de agua dulce de Colombia. *Biota Colombiana* 14: 288-312. Doi: <https://doi.org/10.21068/B001.2015.201>.
- Sutherland, W.J., Adams, W.M., Aronson, R.B., Aveling, R., Blackburn, T.M., Broad, S., Ceballos, G., Coté, I.M., Cowling, R.M., Da Fonseca, G.A.B., Dinerstein, E., Ferraro, P.J., Fleishman, E., Gascon, C., Hunter, M., Hutton, J., Kareiva, P., Kuria, A., Macdonald, D.W., Mackinnon, K., Madgwick, F.J., Mascia, M.B., McNeely, J., Milner-Gulland, E.J., Moon, S., Morley, C.G., Nelson, S., Osborn, D., Pai, M., Parsons, E.C.M., Peck, L.S., Possingham, H., Prior, S.V., Pullin, A.S., Rands, M.R.W., Ranganathan, J., Redford, K.H., Rodriguez, J.P., Seymour, F., Sobel, J., Sodhi, S., Stott, A., Vance-Borland, K. y Watkinson, A.R. 2009. One Hundred Questions of Importance to the Conservation of Global Biological Diversity. *Conservation Biology* 23: 557-567. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01212.x>.
- Whittaker, R. 1962. Classification of natural communities. *The Botanical Review* 28: 1-239. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF02860872>.

Diversidad de coleópteros acuáticos en la parte baja del Río Ancho, Dibulla, La Guajira, Colombia

Diversity of aquatic coleopterans in the lower zone of Río Ancho, Dibulla, La Guajira, Colombia

Carlos Farid Laguna-Portela¹, Cristian Granados-Martínez¹  y Juan M. Fuentes-Reinés² 

1. Grupo de investigación en Ecología, Biodiversidad de Ecosistemas Tropicales (EBET), Universidad de la Guajira, Riohacha, La Guajira, Colombia

2. Grupo de Investigación en Biodiversidad y Ecología Aplicada, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Resumen

El presente estudio evaluó la diversidad de coleópteros acuáticos en un tramo de la parte baja del río Ancho en el municipio de Dibulla, La Guajira (Colombia). Los muestreos se realizaron entre agosto y noviembre del 2016 en distintos microhábitats (hojarasca, sedimento, macrófitas, piedras y raíces) con una red Surber de 250 µm de abertura de malla. También se midieron variables fisicoquímicas con el fin de determinar relaciones existentes con los individuos. Se recolectaron 621 coleópteros, distribuidos en seis familias y nueve géneros. Las familias más abundantes fueron Elmidae y Psephenidae. De los microhábitats muestreados, el sedimento reflejó la mayor abundancia. Se registraron por primera vez para la región los géneros *Hydrocanthus* (Dytiscidae), *Hydrochus* (Hydrochidae), *Megadytes* (Dytiscidae), *Micrapate* (Bostrichidae) y *Psephenops* (Psephenidae). En este estudio la familia Elmidae fue la que registró mayor diversidad de géneros, coincidiendo con lo hallado por otros autores. Las variables explicativas del análisis de correspondencia canónica (ACC) indican que existe preferencia de los géneros *Heterelmis*, *Phanocerus*, *Psephenops* y *Macrelmis* por los microhábitats macrófitas y raíces. Los resultados de este trabajo indican que el río Ancho constituye un importante reservorio de diversidad de coleópteros acuáticos para los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM).

Palabras clave: escarabajos; macrófitas; macroinvertebrados; Sierra Nevada de Santa Marta

Abstract

The present study evaluated the diversity of aquatic Coleopteras in a section of the lower part of the Ancho River in the municipality of Dibulla, La Guajira (Colombia). Sampling was conducted between August and November 2016 in different microhabitats (leaf litter, sediment, macrophytes, stones and roots) with a Surber net of 250 µm mesh opening. Physicochemical variables were also measured in order to determine existing relationships with individuals. A total of 621 Coleopteras were collected, distributed in 6 families and 9 genera. The most abundant families were Elmidae and Psephenidae. Of the microhabitats sampled, sediment reflected the highest abundance. The genera *Hydrocanthus* (Dytiscidae), *Hydrochus* (Hydrochidae), *Megadytes* (Dytiscidae), *Micrapate* (Bostrichidae) and *Psephenops* (Psephenidae) are recorded for the first time for the region. In this study, the Elmidae family was the one with the highest diversity of genera, coinciding with that reported by other authors. The explanatory variables of the ACC indicate that the genera *Heterelmis*, *Phanocerus*, *Psephenops* and *Macrelmis* prefer *macrophyte* microhabitats and roots. The results of this study indicate that the Ancho River constitutes an important reservoir of aquatic coleopteran diversity for the rivers of the Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM).

Key words: beetles; macrophytes; macroinvertebrates; Sierra Nevada de Santa Marta.

*Autor de correspondencia: cflaguna@uniguajira.edu.co

Editor: Sandy García

Recibido: 4 de mayo de 2022

Aceptado: 17 de noviembre 2022

Publicación en línea: 26 de noviembre 2022

Citar como: Laguna-Portela, C.F., Granados-Martínez, C. y Fuentes-Reinés, J.M. 2022. Diversidad de coleópteros acuáticos en la parte baja del Río Ancho, Dibulla, La Guajira, Colombia. Intropica 17(2): 232-241. <https://doi.org/10.21676/23897864.4596>



Introducción

Los macroinvertebrados acuáticos dulceacuícolas comprenden una gran parte de la diversidad bentónica, por lo que con frecuencia constituyen el principal componente de la biomasa animal de los ecosistemas lóticos (Fernández, 2012). Dentro de estos organismos, el filo Arthropoda es el grupo más representativo debido a los insectos (Hauer y Resh, 2007). La mayor parte de los insectos acuáticos presentan estados larvales acuáticos extensos, mientras que la etapa adulta suele ser terrestre y de corta duración (Tierno de Figueroa, 2000). Los órdenes más importantes de insectos acuáticos en su estado larval comprenden a Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera, Coleoptera, Hemiptera, Megaloptera y Odonata (Giller y Malmqvist, 1998). Los coleópteros, en particular, son un grupo muy diverso de organismos que desempeñan un papel importante en las redes tróficas de los sistemas dulceacuícolas como depredadores, presas y detritívoros, entre otros. Así, por ejemplo, controlan la cantidad y distribución de sus presas, constituyen una fuente de detritos y contribuyen al reciclaje de nutrientes (Nieves *et al.*, 2010).

En los estudios realizados sobre el estado actual del recurso hídrico en el Neotrópico se ha observado que los coleópteros acuáticos tienen un rol fundamental dentro del componente biológico, con lo cual este orden de insectos es relevante en el momento de caracterizar las cuencas (Roldán y Ramírez, 2008). Ribera y Foster (1993) han propuesto su utilidad para determinar asimismo el grado de conservación de los hábitats. De este modo, la información que proporcionan los coleópteros acuáticos basta para caracterizar los distintos ambientes de un río, y también constituye una buena herramienta como indicador al reflejar las condiciones ambientales de cara a la gestión de la conservación de áreas particularmente ricas en especies raras o amenazadas (Deler-Hernández *et al.*, 2013). Esto se debe al elevado número de especies que presentan, a su gran diversidad ecológica-funcional y a la alta variedad de hábitats que ocupan

La Guajira es un departamento de Colombia que, gracias a su posición geográfica, ha sido favorecido por la naturaleza al

contar con un territorio cercano a tres unidades biogeográficas importantes, como lo son la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), la serranía de la Macuira y la serranía del Perijá. Esta particularidad le ha permitido contar con una gran variedad de ecosistemas y, por lo tanto, es de vital importancia encaminar trabajos relacionados con el conocimiento de su biodiversidad, con la finalidad de enriquecer la información de la historia natural de los diferentes taxones que conforman dichos ecosistemas. Estas importantes características demandan a su vez realizar estudios específicos para entender la biología y la ecología de esta riqueza natural, con el fin de usar estos datos en planes de manejo y de mitigación de los efectos del cambio climático, bioindicación y ecología funcional (Zúñiga *et al.*, 1994). Con esta premisa, el presente estudio tuvo como finalidad aportar información sobre coleópteros acuáticos en la cuenca baja de río Ancho, del municipio de Dibulla, en La Guajira, Colombia, haciendo énfasis en el análisis de su estructura, composición, abundancia y preferencias de hábitat, así como en su relación con las variables fisicoquímicas seleccionadas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El río Ancho nace en el centro del municipio de Dibulla y hace un recorrido aproximado de 24,4 km de sur a norte hasta su desembocadura en el mar Caribe. Esta cuenca está compuesta por tres subcuencas, dos de las cuales se pueden resaltar porque sus afluentes son de gran importancia en términos de longitud (Corpoguajira, 2011). Este tipo de cuencas de la SNSM se caracterizan por presentar disminución de la cobertura vegetal asociada a sus fuertes pendientes y a la estacionalidad de las lluvias, que acentúa la inestabilidad del régimen hídrico y provoca variaciones en los caudales (ProSierra 1998). A pesar de esto, la cuenca del río Ancho es una de las más conservadas hasta el momento en el departamento de La Guajira. El punto de muestreo para la presente investigación se ubicó a los 11°11'50.54" N y a los 73°27'36.85" W, a 97 m sobre el nivel del mar, punto propio de zonas bajas de la cuenca (figura 1).

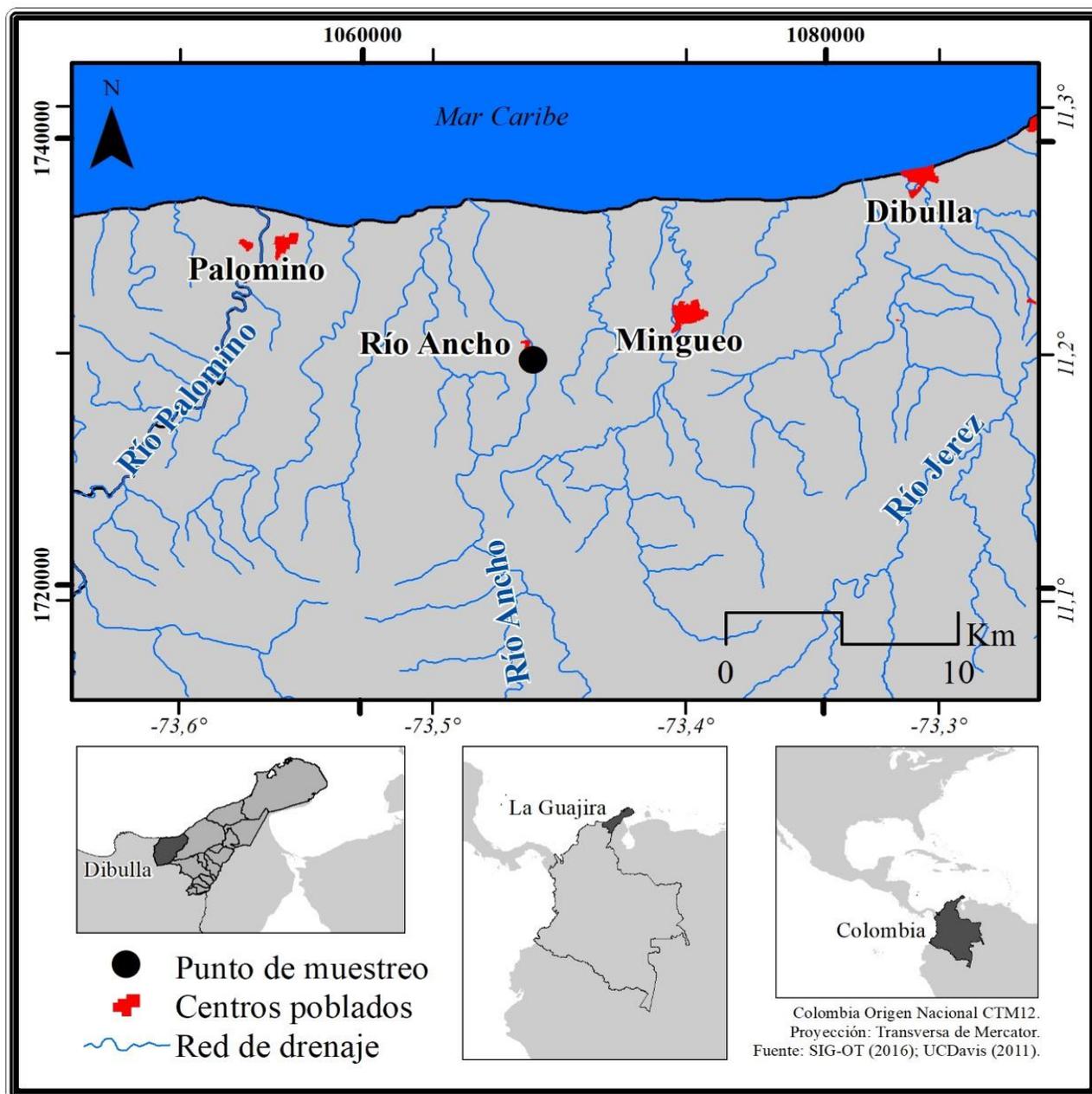


Figura 1. Punto de muestreo en un tramo bajo del río Ancho, en el municipio de Dibulla del departamento de la Guajira, Colombia.

Fase de campo

Las muestras bentónicas fueron tomadas entre agosto y diciembre del 2016. Se realizaron cinco muestreos mensuales en el área de estudio, los cuales consistieron en una visita por mes. Al mismo tiempo, se registraron variables fisicoquímicas in situ con ayuda de una sonda multiparamétrica (WTW 350), que permitió obtener valores de: oxígeno disuelto (OD mg/L), temperatura del agua (°C), conductividad eléctrica (µS/cm), sólidos disueltos totales (ppm) y pH.

Para la recolección de los coleópteros (larvas y adultos), se aplicó la técnica de muestreo propuesta por Sermeño-Chicas *et al.* (2010), mediante una red Surber con una abertura de malla de 250 µm y con un área de 0,09 m². Se recolectaron tres réplicas por cada microhábitat (hojarasca, sedimento, macrófitas, piedras y raíces) avistado sobre un tramo de 500 m aproximadamente. El material extraído se fijó en alcohol al 96 % y se rotuló en bolsas de polietileno para ser transportado al laboratorio para su posterior análisis.

Fase de laboratorio

Las muestras se procesaron y analizaron en el laboratorio del grupo de investigación Ecología, Biodiversidad en Ecosistemas Tropicales (EBET) de la Universidad de La Guajira, siguiendo los protocolos recomendados por Domínguez y Fernández (2009). Cada muestra se enjuagó para eliminar el exceso de materia inorgánica fina, y se separaron los coleópteros usando pinzas entomológicas de punta fina y bandejas plásticas de color blanco. Los ejemplares se almacenaron en frascos de vidrio con etanol al 96 %, con los respectivos rótulos y con la información de cada muestra. Los organismos se identificaron usando las claves de Machado y Rincón (1989), Passos *et al.* (2007), Domínguez y Fernández (2009), Archangelsky *et al.* (2009), Epler (2010) y González-Córdoba *et al.* (2020).

Análisis de datos

Para determinar la efectividad del muestreo, se aplicaron curvas de acumulación empleando los diferentes estimadores de diversidad (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003; Villarreal *et al.*, 2006). Por otro lado, se analizó la estructura de los coleópteros sobre los diferentes microhábitats mediante índices de diversidad conocidos: dominancia (D=), Shannon-Weaver (H=) y equidad de Pielou (J=) (Ramírez González y Viña Vizcaíno, 1998).

La diversidad alfa se estimó como el número de especies efectivas (Jost, 2006; García-Morales *et al.*, 2011). Así, la diversidad de orden cero (q=0) es equivalente a la riqueza de

especies, mientras que la diversidad del orden uno (q=1) pesa proporcionalmente todas las especies de acuerdo con su abundancia en la comunidad (Jost, 2006). El orden dos (q=2), por su parte, corresponde al inverso del índice de Simpson. Los índices de diversidad se calcularon con el software R versión 3.0.3 (R Core Team, 2014) y el paquete *vegan* versión 1.2 (Charny y Record, 2009). Para este trabajo, todas las medidas (q=0, q=1 y q=2) se calcularon para cada microhábitat, junto con sus intervalos de confianza al 95 %.

Para determinar la relación entre el ensamblaje de coleópteros, las variables fisicoquímicas (temperatura del agua, oxígeno disuelto, conductividad y pH) y los microhábitats (hojarasca, piedras, sedimentos, macrófitas y raíces), se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) utilizando el programa PAST versión 2.3 (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

Parámetros fisicoquímicos

Durante los muestreos, los valores de pH oscilaron entre 7,4±0,27 y 7,0±0,35, mientras que la temperatura fluctuó entre 26±1,1 y 24±3,2 °C. Por otro lado, la conductividad tuvo registros entre los 103±20 y los 75±16,2 (µS/cm). Las concentraciones de oxígeno disuelto estuvieron entre 7,6±1,3 y 6,8±1,0 (mg/L) (tabla 1).

Tabla 1. Valor promedio y desviación estándar de las variables físicas y químicas tomadas en río Ancho (Dibulla, La Guajira).

Muestreo	pH	T (°C)	Cond (µS/cm)	OD (mg/L)
M1	7,4 ± 0,27	24 ± 3,20	75 ± 16,2	7,6 ± 1,30
M2	7,0 ± 0,35	26 ± 1,10	103 ± 20,0	7,0 ± 1,80
M3	7,4 ± 0,28	25 ± 1,30	98 ± 5,3	6,8 ± 1,00
M4	7,3 ± 0,16	24 ± 2,50	78 ± 19,0	7,1 ± 14,0
M5	7,2 ± 0,30	24 ± 1,20	80 ± 15,0	6,9 ± 1,50

Parámetros biológicos

Se recolectaron 621 individuos, distribuidos en seis familias y nueve géneros (tabla 2). Las familias con mayor abundancia relativa fueron Elmidae, con 375 individuos, que representan el 60 % de la abundancia total, y Psephenidae, con 161 individuos, que corresponden al 25 % de la abundancia total (tabla 2). A su vez, los géneros más abundantes fueron *Psephenops* (Psephenidae), con 161 individuos, *Phanocerus* (Elmidae), con 135 individuos, y *Heterelmis* (Elmidae) y *Macrelmis* (Elmidae),

con 120 individuos cada una (tabla 2). Las curvas de acumulación de taxones no tendieron a la asíntota y presentaron una efectividad del 72 % al 86 % para los muestreos realizados (figura 2).

De los microhábitats muestreados, el sedimento tuvo mayor abundancia y riqueza, con 196 individuos en 11 taxones, seguido de las raíces, con 164 individuos en seis taxones. Por su parte, los sustratos de menor riqueza y abundancia fueron las piedras y las macrófitas, con cuatro taxones representados en 79 y 78 individuos, respectivamente.

Tabla 2. Listado de taxones del orden Coleoptera encontrados en los diferentes microhábitats que se evaluaron en el río Ancho (Dibulla, La Guajira).

Familia	Taxones	Hojarasca	Sedimento	Macrófitas	Piedras	Raíces
Bostrichidae	<i>Micropates</i>	9	0	0	0	8
Dytiscidae	<i>Hydrocanthus</i>	0	18	0	0	0
	<i>Megadytes</i>	0	14	0	0	0
	<i>Heterelmis</i>	22	35	12	13	38
Elmidae	<i>Macrelmis</i>	18	29	19	33	21
	<i>Phanocerus</i>	27	38	25	9	36
Hydrochidae	<i>Hydrochus</i>	0	0	0	0	23
Hydrophilidae	<i>Tropisternus</i>	0	13	0	0	0
Psephenidae	<i>Psephenops</i>	28	49	22	24	38

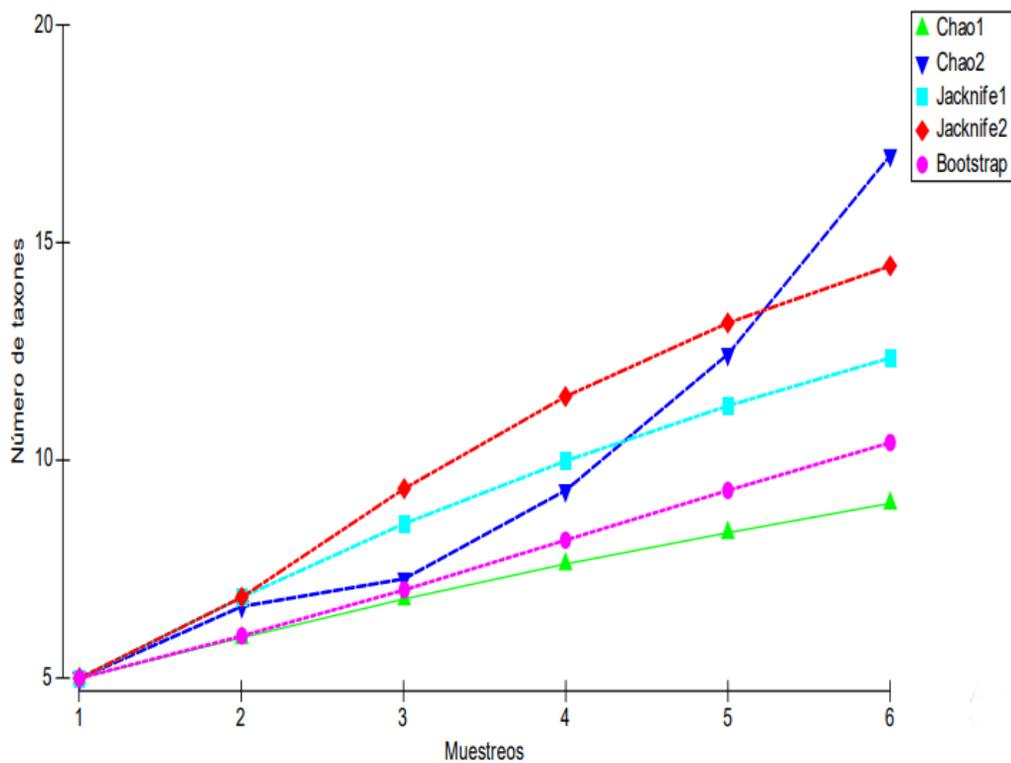


Figura 2. Curva de acumulación de los taxones encontrados en este estudio en río Ancho, Dibulla La Guajira, Colombia.

La diversidad de Shannon estuvo entre los 2,3 y 1,27 bans, con el valor más alto para el sedimento, y el menor, para las macrófitas. Los datos de equidad variaron entre 0,98 y 0,90 para las macrófitas y el sedimento, respectivamente. Finalmente, la dominancia de Simpson fluctuó entre 0,98 y 0,69 para sedimento y piedras, respectivamente (tabla 3).

Las curvas de interpolación (rarefacción)/extrapolación (figura 3) permiten comparar la riqueza efectiva de las especies de los coleópteros colectados entre los diferentes microhábitats. Con referencia a la menor abundancia total de individuos (macrófitas) (línea punteada vertical, figura 3a), el número efectivo de especies (q_0) fue de 5 para la hojarasca, 4 para

macrófitas y las piedras, 5,9 para las raíces, y 7 para el sedimento. Las diferencias en el número efectivo de especies (q_0) entre los microhábitats fueron significativas.

La diversidad de especies medianamente abundantes, que corresponde al exponente de la diversidad de Shannon (q_1), fue significativamente diferente entre los microhábitats sedimento, raíces y hojarasca, mientras que entre macrófitas y piedras no se encontraron diferencias significativas. El número efectivo de especies en el orden q_1 fue de 4,6 para la hojarasca, 3,8 para las macrófitas, 3,7 para las piedras, 5,3 para las raíces y 6,1 para el sedimento.

Tabla 3. Valores de diversidad (Shannon, equidad y Simpson) en los diferentes microhábitats muestreados en el río Ancho (DibuIlla, La Guajira).

Microhábitats	Riqueza	Abundancia	Shannon-Wiener log-H	Equidad	Simpson 1/D
Hojarasca	5	104	1,55	0,96	0,78
Sedimento	11	196	2,3	0,9	0,98
Macrófitas	4	78	1,35	0,98	0,73
Piedras	4	79	1,27	0,92	0,69
Raíces	6	164	1,7	0,95	0,81

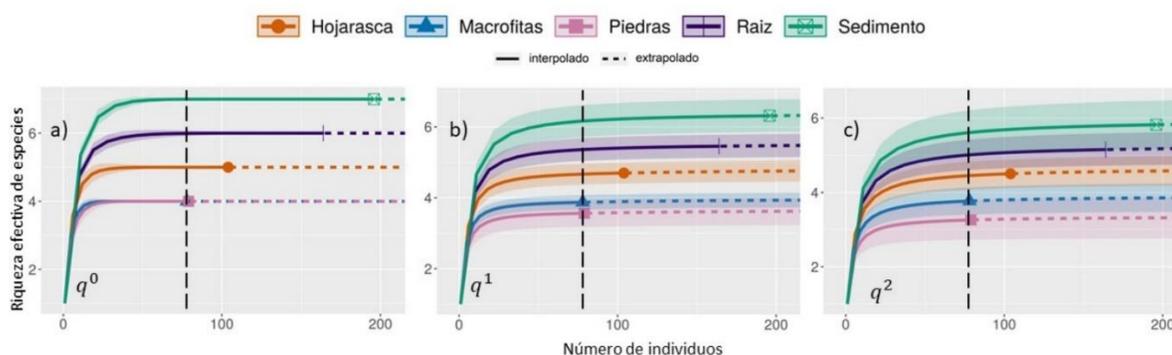


Figura 3. Curvas de interpolación (rarefacción) / extrapolación de la diversidad de coleópteros acuáticos asociado a los diferentes microhábitats (hojarasca, macrófitas, piedras, raíz y sedimento) en la parte baja del río Ancho con base en los números de Hill: (a) 0D: riqueza (número efectivo de especies); (b) 1D: exponente de la diversidad Shannon; (c) 2D: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Por otro lado, q2 (el inverso del índice de Simpson) (figura 3b) no mostró diferencias significativas entre los microhábitats macrófitas y piedras, ni entre la hojarasca y las raíces, pero sí entre las macrófitas y las piedras con respecto al sedimento y las raíces. El número efectivo de especies en el orden q2 fue de 4,4 para la hojarasca, 3,7 para las macrófitas, 3,2 para las piedras, 5 para las raíces y 5,6 para el sedimento (figura 3c).

El ACC reportó el 90,99 % de la varianza total explicada en los

ejes 1 y 2 a través de los valores de la inercia de la matriz. El primer eje negativo relacionó los microhábitats de raíces (-0,35) y de macrófitas (-0,55) *Heterelmis*, *Phanocerus*, *Psephenops* y *Macrelmis*. En el extremo positivo se asoció el microhábitat de hojarasca (0,87) con la conductividad (0,54), *Megadytes* y *Tropisternus*. El segundo eje positivo relacionó el sedimento (-0,55) con el oxígeno disuelto (-0,70) y con los géneros *Micrapate* e *Hydrochus* (figura 4).

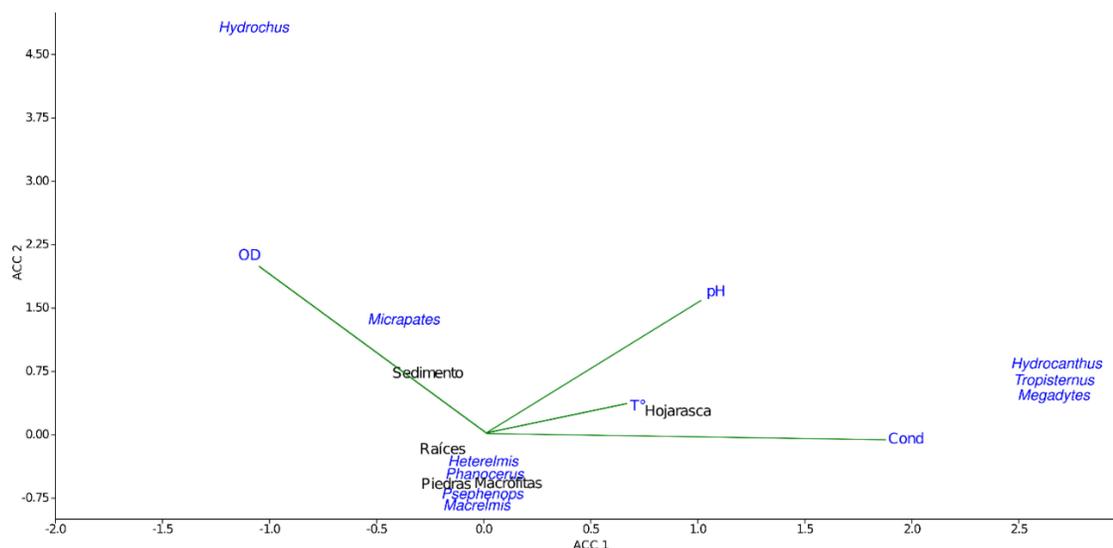


Figura 4. Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC), ordenación de los dos primeros ejes.

Discusión

En términos generales, los valores de las variables fisicoquímicas describen a la zona del río trabajado, dentro de los patrones de ríos tropicales de alta montaña, con pH relativamente neutros y aguas oligotróficas y oxigenadas. La geología de la SNSM se caracteriza por la presencia de rocas ígneas y metamórficas que la proveen de una composición alcalina, como el granito (Idárraga-García *et al.*, 2011), lo que podría explicar las aguas cercanas a la normalidad de la zona muestreada. En estudios similares se ha visto que el pH, la conductividad, el oxígeno y la temperatura son variables importantes en la distribución de los taxones de macroinvertebrados, y especialmente de los coleópteros (Carvacho-Aránquiz, 2012; Morelli y Verdi, 2014; Ruiz-García, 2000).

Las curvas de acumulación de especies evidenciaron la necesidad de más muestreos, lo cual demuestra el potencial de este río en la diversidad de coleópteros acuáticos. Para estudios futuros se recomienda ampliar el número de réplicas, teniendo en cuenta el potencial mencionado para esta zona del río. Una posible explicación de que las curvas no llegaron a la asíntota es que se muestreó para los meses con un mayor registro de lluvias. En efecto, este patrón de disminución de la diversidad y la abundancia de los macroinvertebrados ha sido documentado para ríos de la SNSM por Tamaris-Turizo (2009), Rodríguez Barrios (2011) y Granados-Martínez (2013).

La fauna de coleópteros reportada para el río Ancho en el presente estudio es relevante, comparada con la hallada en los estudios realizados por Granados-Martínez (2013), Lasso y Granados-Martínez (2015), Granados-Martínez *et al.* (2016) y Barragán *et al.* (2016) en ríos de la SNSM y del departamento de La Guajira. En esta oportunidad, además, se registran por primera vez para dicho territorio los géneros *Hydrocanthus* (Dytiscidae), *Hydrochus* (Hydrochidae), *Megadytes* (Dytiscidae), *Micrapate* (Bostrichidae) y *Psephenops* (Psephenidae).

Según Epler (2010), el conocimiento de los coleópteros acuáticos se ha incrementado con los nuevos estudios que se vienen realizando sobre los ecosistemas acuáticos, lo que ha aumentado el número de géneros y especies cada año. En el caso particular de este estudio, la cantidad de géneros reportados (nueve) fue menor a la reportada por Barragán *et al.* (2016) (11 géneros). Sin embargo, estos últimos autores abarcaron una mayor área ya que trabajaron en tres flancos de la SNSM, mientras que la presente investigación solo se realizó en un tramo de la parte baja del río Ancho. De hecho, los resultados aquí descritos resaltan la importancia de dicho

cuerpo de agua como un *hot spot* en la riqueza y diversidad de coleópteros.

Al comparar el estudio de Barragán *et al.* (2016) con el presente trabajo, solo se comparten tres géneros: *Heterelmis*, *Macrelmis* y *Phanocerus*. Por otro lado, la riqueza de los coleópteros de esta investigación superó la encontrada por Granados-Martínez (2013) en el río Gaira, especialmente en la zona baja del sitio conocido como Puerto Mosquito, donde hallaron cuatro géneros, dos de ellos en común con este trabajo (*Phanocerus* y *Heterelmis*).

Los trabajos de macroinvertebrados donde se reportan coleópteros acuáticos para el departamento de La Guajira son escasos. En concreto, se trata de tres trabajos: el de Lasso y Granados-Martínez (2015), donde se registran tres géneros de la familia Hydrophilidae, de los cuales solo se comparte el género *Tropisternus* con el trabajo actual; el estudio de Pérez-Rodríguez *et al.* (2021), quienes hallaron también la familia Hydrophilidae, representada por *Hydrophilus*, y la familia Elmidae, representada por *Heterelmis*; por último, el artículo de Barragán *et al.* (2016), que es uno de los estudios que más géneros reporta en el departamento (12), indica que la familia Elmidae fue la más diversa, con ocho géneros.

Asimismo, la familia Elmidae fue la de mayor diversidad para este trabajo, coincidiendo con lo encontrado por Lozano-Bravo (2014) y por Barragán *et al.* (2016). Esta familia es completamente acuática: tanto las larvas como los adultos se encuentran adheridos a una diversidad de sustratos, principalmente en ríos y arroyos (Roldán, 1996). Según Caupaz-Flórez *et al.* (2006) y Arias-Díaz *et al.* (2007), quienes también encontraron una alta diversidad de esta familia, estos organismos son capaces de desarrollar características fisiológicas y morfológicas, como un cuerpo hidrodinámico, que les permiten colonizar diferentes hábitats.

Los géneros *Psephenops* (Psephenidae), *Phanocerus* (Elmidae), *Heterelmis* (Elmidae) y *Macrelmis* (Elmidae) fueron los más abundantes dentro del estudio. De acuerdo con Machado y Rincón (1989), esta situación está relacionada con la capacidad que muestran dichos organismos para colonizar diversos sustratos naturales en el río. De igual modo, diferentes estudios realizados en ecosistemas lóticos han encontrado que estos son géneros bastante representativos dentro de los coleópteros acuáticos (Arias-Díaz *et al.*, 2007; Caupaz-Flórez *et al.*, 2006; Meza *et al.*, 2012; González *et al.*, 2012).

Los índices biológicos evidenciaron una diversidad relativamente baja dado que los valores de Shannon fueron

bajos en los microhábitats analizados, a excepción del sedimento, el cual mostró una diversidad media. Según Moreno et al. (2011), se recomienda estimar la diversidad a través de los números efectivos para compararla entre distintas comunidades, aceptando que las muestras son representaciones incompletas de estas.

Los resultados de este estudio evidenciaron además diferencias significativas tanto en la riqueza como en el inverso de Shannon entre los microhábitats sedimento, raíz y hojarasca; en cambio, entre las piedras y las macrófitas no se observaron diferencias estadísticas. Este hallazgo parece indicar que las comunidades de la mayoría de microhábitats son propias y diferentes, mientras que las de las piedras y las macrófitas en particular comparten una estructura similar de la diversidad, lo cual podría explicarse por el hecho de que las macrófitas se fijan sobre las piedras.

Las variables explicativas del ACC indican que existe cierta preferencia de los géneros *Heterelmis*, *Phanocerus*, *Psephenops* y *Macrelmis* por los microhábitats macrófitas y raíces. Esto se puede deber a que estos géneros son capaces de desarrollar características que les permiten colonizar y adherirse a diferentes sustratos (Roldán, 1996; Caupaz-Flórez, 2006; Arias-Díaz et al., 2007). Por lo demás, el género *Micrapate* se caracteriza por ser xilófago, por lo que consume ramas, troncos y hojas de árboles. Este coleóptero no es acuático (Pizarro-Araya et al., 2009), pero una posible explicación de su presencia en las muestras es que cae de los troncos asociados a los cuerpos de agua.

En síntesis, los resultados de este trabajo indican que el río Ancho constituye un importante reservorio de diversidad de coleópteros acuáticos. Además, esta investigación corrobora la necesidad de abordar estudios con una mayor intensidad de muestreos y en una mayor escala espacial y temporal.

Agradecimientos

A la Universidad de La Guajira, por el aporte de sus instalaciones y equipos científicos que facilitaron la investigación. A Marcela González, por la revisión y aportes al documento.

Referencias

Archangelsky, M., Manzo, V., Michat, M. y Torres, P. 2009. Coleoptera. En: Domínguez, E. y Fernández, H. Editores. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.

Arias-Díaz, D., Reinoso-Flórez, G., Guevara-Cardona, G. y Villa-Navarro, F. 2007. Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos de la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia). *Caldasia* 29(1): 177-194.

Barragán, M.F., Tamaris-Turizo, C.E. y Rúa-García, G.A. 2016. Comunidades de insectos acuáticos de los tres flancos de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Biota Colombiana* 17(2): 47-61. Doi: <https://doi.org/10.21068/c2016.v17n02a05>.

Carvacho-Aranguiz, C.A. 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Tesis de maestría. Universidad de Barcelona, España.

Caupas-Flórez, F.J., Reinoso-Flórez, G., Guevara Cardona, G. y F. Villa-Navarro, A. 2006. Diversidad y distribución de la familia Elmidae (Insecta: Coleoptera) en la cuenca del río Prado (Tolima, Colombia). *Asociación Colombiana de Limnología Neolimnos* 1: 106-116.

Charney, N. y Record, S. 2009. Jost diversity measures for community data. R Package "Vegetarian" version, 1.

CORPOGUAJIRA. 2011. *Atlas ambiental del departamento de La Guajira*. Riohacha.

Deler-Hernández, A., Cala-Riquelme, F., y Fikáček, M. 2013. Description of a new species of *Phaenonotum* from eastern Cuba (Coleoptera: Hydrophilidae: Sphaeridiinae). *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*, 53(2): 615-622.

Domínguez, E. y H. R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.

Epler, J. H. 2010. *The water beetles of Florida*. Departamento de Protección del Medio Ambiente de la Florida, Florida

Fernández, R. L. 2012. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. *Páginas de información ambiental* 39: 24-29.

García-Morales, R., Moreno, C.E. y Bello-Gutiérrez, J. 2011. Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: El número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya* 2(3): 205-215. <https://doi.org/10.12933/therya-11-47>.

Giller, P.S. y Malmqvist, B. 1998. *The biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press Inc. New York.

González, S.M., Ramírez, Y.P., Meza, A.M. y Díaz, L. G. 2012.

- Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* 16(2): 135-148.
- González-Córdoba, M., Zúñiga, M. del C. y Manzo, V. 2020. La familia Elmidae (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) en Colombia: riqueza taxonómica y distribución. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171): 522-553. Doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1062>.
- Granados-Martínez, C. E. 2013. Análisis de la dieta de los macroinvertebrados bentónicos en un gradiente altitudinal de la cuenca del río Gaira (Sierra Nevada de Santa Marta-Colombia). Tesis Magister, Universidad Del Zulia, Zulia, Venezuela.
- Granados-Martínez, C., Zúñiga-Céspedes, B. y Acuña-Vargas, J. 2016. Diets and trophic guilds of aquatic insects in Molino River, La Guajira, Colombia. *Journal of Limnology* 1(S1): 75. Doi: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1396>.
- Hammer, Ø., Harper, D.A. y Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica* 4(1):9. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf
- Hauer, F.R. y Resh, V.H. 2007. Macroinvertebrates. En: Hauer, F.R. y Lamberti, G.A. Editores. *Methods in stream ecology*. Academic Press, London.
- Idárraga-García, J.B. Posada, O. y Guzmán, G. 2011. Geomorfología de la zona costera adyacente al piedemonte occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta entre los sectores de Pozos Colorados y río Córdoba, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 40 (1): 41-58.
- Jiménez-Valverde, A. y Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.
- Lasso, C. y Granados Martínez, C. 2015. Biota acuática de la serranía de La Macuira, Parque Nacional Natural Macuira, Guajira colombiana. En: Lasso, C.A., Blanco-Libreros, J.F. y Sánchez-Duarte, P. Editores. *XIII Cuencas pericontinentales de Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela: tipología, biodiversidad, servicios ecosistémicos y sostenibilidad de los ríos, quebradas y arroyos costeros*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C.
- Lozano Bravo, J. L. 2014. Estudio de la distribución espacial de coleópteros acuáticos en la cuenca del río Alvarado Tolima, Colombia. Tesis de pregrado, Universidad del Tolima, Ibagué Tolima, Colombia.
- Machado, T.A. y Rincón, J. 1989. Distribución ecológica e identificación de los coleópteros acuáticos en diferentes pisos altitudinales del departamento de Antioquia. Tesis de pregrado, Universidad de Antioquia, Departamento de Biología Medellín Colombia.
- Meza, A., Rubio, J., Díaz, L. y Walteros, J. 2012. Calidad de Agua y Composición de Macroinvertebrados Acuáticos en la Subcuenca Alta del Río Chinchiná. *Caldasia* 34 (2): 443-456.
- Morelli, E. y Verdi, A. 2014. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay. *Revista mexicana de biodiversidad* 85(4): 1160-1170. Doi: <https://doi.org/10.7550/rmb.45419>.
- Moreno C E, Barragán F, Pineda E, Pavón N P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261. Doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>.
- Nieves, G.E., Rosas R.K. y Hornedo, M. 2010. *Biodiversidad de insectos acuáticos asociados a la cuenca del río Grande de Manatí*. Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. Puerto Rico.
- Passos, M. I. S., Nessimian, J. L. y Ferreira Junior, N. 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 51: 42-53. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262007000100008>.
- Pérez-Rodríguez, C., Manjarres-Pinzón, G. A. y Tamaris-Turizo, C. E. 2021. Insectos acuáticos asociados a arroyos de la Serranía de La Macuira-La Guajira, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 24(1), e1941. Doi: <https://doi.org/10.31910/rudca.v24.n1.2021.1941>.
- Pizarro-Araya, J., Cepeda-Pizarro, J., Barriga J. y Bodini, A. 2009. Biological vulnerability in the Elqui Valley (Coquimbo Región, Chile) to economically important arthropods. *Ciencia e Investigación Agraria* 36(2): 215-228. Doi: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1396>.
- Pro-Sierra Nevada de Santa Marta. 1998. *Evaluación Ecológica Rápida de la Sierra Nevada de Santa Marta. Definición de Áreas*

Críticas para la Conservación de la Sierra Nevada de Santa Marta. Ministerio del Medio Ambiente, UAESPNN The Nature Conservancy –USAID- Embajada de Japón

Ramírez González, A., y Viña Vizcaíno, G. 1998. Limnología Colombiana: Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

R Core Team. 2014. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Ribera, I. y Foster, G. N. 1993. Uso de coleópteros acuáticos como indicadores biológicos (Coleoptera). *Elytron*. 6: 61-75.

Rodríguez Barrios, J.A. 2011. Descriptores funcionales en un sistema fluvial de montaña. Santa Marta, Colombia. Departamento de Biología. Tesis de Doctor en Ciencias-Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C., Colombia.

Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Bogotá, Colombia: Fondo Fen Colombia.

Roldán, G. y Ramírez, J. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical (2.a edición)*. Universidad de Antioquia: Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.

Ruiz-García, A. 2000. Comunidades de tricópteros (Trichoptera) de agua corriente en la provincia de Cádiz. *Limnetica* 19: 83-90.

Sermeño-Chicas, J., Pérez, D., Muños, S., Serrano, L., Rivas, A. y Monterrosa, A. 2010. Metodología estandarizada de muestreo multihábitat de macroinvertebrados acuáticos mediante el uso de la red "D" en ríos de El Salvador. Editorial Universitaria Universidad de El Salvador, San Salvador.

Tamaris-Turizo, C. 2009. Transporte de materia orgánica y deriva de macroinvertebrados acuáticos a lo largo de un río tropical. Tesis de Maestría en Acuicultura y Ecología Acuática Tropical. Instituto de Posgrados, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.

Tierno de Figueroa, J. M. 2000. Biología reproductora de algunos grupos de insectos acuáticos. *Aracnet* 6. 27:121-125.

Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. M. 2006. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad 2da ed.* Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.

Zúñiga, M. D. C., Rojas, A. M., y Serrato, C. 1994. Interrelación de indicadores ambientales de calidad en cuerpos de aguas superficiales del Valle del Cauca. *Revista Colombiana de Entomología* 20(2): 125-130.

A fast and effective method of preparing ants for scanning electron microscopy Un método rápido y efectivo para preparar hormigas para microscopía electrónica de barrido

Roberto J. Guerrero 

Grupo de investigación en Insectos Neotropicales, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Abstract

Regardless of the application of scanning electron microscopy (SEM) techniques, suitable preparation of the biological material to be analyzed is of paramount importance. In most ant studies that involve SEM, the ants have been desiccated by the critical-point technique (CPD), but most Dolichoderinae species have thin integuments and therefore tend to collapse easily. To evaluate a new method for potential advantages over the CPD technique, these thin-integument ants were treated with tetramethylsilane (TMS) and then air-dried. The results obtained in this study are presented in scanning microphotographs. Here, I detail a standardized protocol for the preparation of ants with TMS prior to SEM. The TMS technique enables the analysis of almost five to six times as many ants as CPD and is faster, easier, more efficient, and more economical than the CPD method.

Key words: Air-drying techniques; Formicidae; morphological analysis; Tetramethylsilane; SEM

Resumen

Independientemente de la aplicación de técnicas de microscopía electrónica de barrido (MEB), la preparación adecuada del material biológico a analizar es de suma importancia. En la mayoría de los estudios de hormigas que involucran SEM, las hormigas han sido desecadas por la técnica de punto crítico (CPD por sus siglas en inglés), pero la mayoría de las especies de Dolichoderinae tienen tegumentos delgados y, por lo tanto, tienden a colapsar fácilmente. Para evaluar las ventajas potenciales de un nuevo método sobre la técnica CPD, estas hormigas de tegumentos delgados se trataron con tetrametilsilano (TMS) y luego se secaron al aire. Los resultados obtenidos en este estudio se presentan en microfotografías de barrido. Aquí, detallo un protocolo estandarizado para la preparación de hormigas con TMS antes de SEM. La técnica TMS permite el análisis de casi cinco a seis veces más hormigas que CPD y es más rápido, más fácil, más eficiente y económico que el método CPD.

Palabras clave: técnicas de secado al aire; Formicidae, análisis morfológico; Tetrametilsilano; SEM

*Autor de correspondencia: rguerrero@unimagdalena.edu.co

Editor: James Montoya

Recibido: 02 de mayo de 2022

Aceptado: 13 de septiembre de 2022

Publicación en línea: 27 de noviembre de 2022

Citar como: Guerrero, RJ. 2022. A fast and effective method of preparing ants for scanning electron microscopy. *Intropica* 17(2): 242-250. <https://doi.org/10.21676/23897864.4743>.



Introducción

Scanning electron microscopy (SEM) is a specialized field of electron microscopy widely used in the analysis of biological problems (Bozzola and Russel, 1998). SEM has been employed in many studies of the anatomy and morphology of living organisms (Vukusic et al., 1999; Gorb et al., 2005; Ubero-Pascal and Puig, 2007; Fox et al. 2010; Camargo-Mathias *et al.*, 2011), taxonomy (Baroni Urbani and de Andrade, 2007), and phylogenetic relationships (Keller, 2011), among others. In every field within the biological sciences, SEM has enabled results that have improved the understanding of certain biological processes and mechanisms, in some cases laying the foundation for the creation of new technological tools (Lee and Szema, 2005).

Independent of the application of SEM techniques, adequate preparation of the biological material to be analyzed is very important; however, the methods used for this purpose may vary according to the type of biological material. The treatment most applied to biological tissues consists of a series of progressive phases (figure 1) whose final objective is to prepare a dried sample. The desiccation of the sample can also be achieved by alternative treatments, such as critical-point or air-drying techniques. Drying is a delicate task, as the stress due to the evaporation of internal liquids in the samples (e.g., water or ethanol) during the drying phase can result in partial or total damage to the shape and general appearance of the biological material (Bozzola and Russel, 1998, Ubero-Pascal et al., 2005) and, therefore, in an incorrect interpretation of the morphology or in the obscuration of taxonomically important characteristics.

The Critical Point Drying (CPD) technique is widely used to prepare ants that will be observed in the SEM. This technique is widely used because most ants have a relatively thick integument and are therefore resistant to drying (de Andrade and Baroni Urbani, 1999; Fernández, 2004; Keller, 2011). Some ants, however, respond very well to air-drying (Lucas *et al.*, 2002) without prior chemical treatment or CPD. Despite the excellent performance of the CPD in the drying of most ants, some groups, such as the ants of the subfamily Dolichoderinae, exhibit very poor results (e.g., *Forelius* Emery 1888, fig 1 in Guerrero and Fernández, 2008:54) because of their very thin integument, which represents a challenge in the drying phase, especially by the CPD technique. Even after proper fixation, inadequate drying can cause shrinkage, collapse and even the loss of some useful taxonomic structures and thereby of potential

understanding of the morphology of these ants.

As an alternative to desiccation by CPD, some specimens of several genera of Dolichoderinae ants were treated with tetramethylsilane ((CH₃)₄Si - TMS). The family of compounds derived from methylsilane (hexamethyldizililane (HMDS) and TMS) are organic compounds characterized by their good miscibility with chemicals used in the fixation and preservation of biological material (e.g., ethanol) and their low surface tension (Yaws, 2014), the latter allowing rapid evaporation at room temperature (Ubero-Pascal *et al.*, 2005) and therefore decrease in pressure caused by drying and surface tension generated by that drying front. The physical characteristics of these compounds have led to their widespread use in the treatment of biological samples prior to air-drying for SEM analysis (Nation, 1983; Dey *et al.*, 1989; Bray *et al.*, 1993; Laforsc and Tollrian, 2000; Botes et al., 2002, Barré *et al.*, 2006; Ubero-Pascal *et al.*, 2005; Ubero-Pascal and Puig, 2007; Ubero-Pascal and Puig, 2009). However, TMS has thus far been used much less than HMDS (Dey *et al.*, 1989; Reville and Cotter, 1991; Ting-Beall *et al.*, 1995; Ubero-Pascal *et al.*, 2005). Accordingly, the implementation of alternative drying techniques to CPD (e.g., desiccation in air after previous chemical treatment) would allow better preservation and analysis of the external morphology of this type of ants.

To evaluate the suitability of this technique in ants with a thin integument, dolichoderine specimens were treated with Tetramethylsilane. The results are presented as qualitative comparison scanning micrographs obtained in this study. TMS, as an alternative technique, is shown to be faster, easier, more efficient, and less expensive than CPD.

Materials and methods

Biological material

The biological samples examined were ants of various genera of the subfamily Dolichoderinae, which are characterized by a relatively thin integument compared with that of other ants (Shattuck, 1992; Wild and Cuzzo, 2006). We used 22 specimens distributed as follows: two workers of *Linepithema angulatum* (Emery 1894) and two workers of *Linepithema piliferum* (Mayr 1870), two workers of *Forelius damiani* Guerrero and Fernández 2008 and two workers of *Forelius pruinosus* (Roger 1863), four workers of *Dorymyrmex biconis* Forel 1912, one worker and one male of *Azteca* Forel 1878, four workers of *Tapinoma litorale*

Wheeler 1913 and four workers of *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius 1793).

All the ants were previously preserved in 80 % ethanol except the specimens of *L. angulatum* and *T. melanocephalum*, which were killed and preserved in 90 % ethanol. The preservation time before preparation was not the same for all samples; some samples were preserved for several months (e.g., *L. piliferum*) and others only for hours (e.g., *T. melanocephalum*) prior to

treatment with TMS. However, the results do not seem to be influenced by the preservation time.

Protocol

The protocol proposed here is a partial modification of the usual procedures used for the preparation of any biological sample (see figure 1). Likewise, it is an adaptation of the protocol used by Ubero-Pascal *et al.* (2005) for the preparation of Ephemeroptera and Plecoptera eggs with HMDS and TMS.

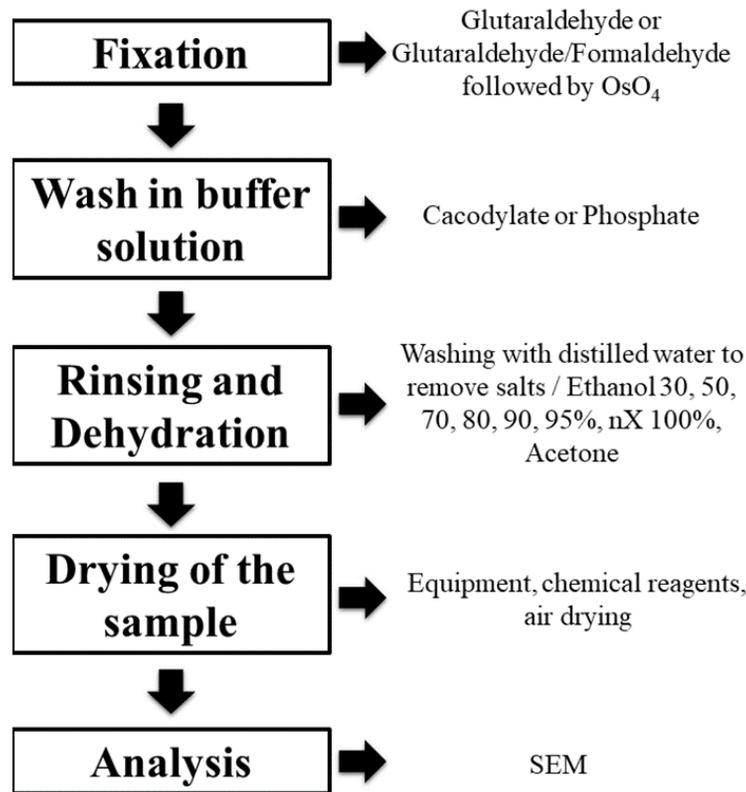


Figure 1. Summary of the steps followed to prepare a biological sample for SEM with procedural alternatives in each step. Here, nX refers to the treatment of the sample several times with 100 % ethanol.

The procedure is quick, simple, and useful for preparing many specimens at once depending on their size. For example, if the ants are ≤ 5 mm in size, at least 25 specimens can be prepared in each two-milliliter vial. The steps are detailed below:

1. Have a rack containing vials of a certain volume. Fill these vials with TMS to their maximum capacity and cover very well so that the TMS does not evaporate. The volume of the vials will be determined by the size of the ants or the number of ants to be prepared, that is, a) vials that allow complete coverage of the specimen with TMS, or b) several specimens that fit loosely in the vial can be used. Twenty-two ants less than 5 mm in size

were analyzed in this study, so only one vial with a capacity of two milliliters was used.

2. Take ants preserved in 70-90 % ethanol and immerse them for 10 minutes in one of the vials filled with TMS. This first session is called the "first bath". The vial must remain hermetically sealed to avoid evaporation of the TMS.
3. Afterwards, take the samples from the first bath and immediately transfer them to a second vial containing TMS ("second bath"). The exposure time for this phase is 20 minutes.
4. After 20 minutes, remove the samples quickly and place them

on filter paper so that the TMS evaporates. This step must be performed in a well-ventilated environment or a gas extraction chamber. This procedure facilitates the subsequent manipulation of the ants for the indirect assembly of these insects.

5. Ants must be mounted on acid-free cardboard triangles according to the standard protocol for mounting ants in a museum (Lattke, 2000), which exposes a greater surface area to the metal when covering the specimen. Silver glue is recommended for attaching the ant to the cardboard because it provides electrical continuity and thus reduces charging, but any glue is useful as long as contact with the body of the ant is guaranteed; in this way, the metal coating will produce a conductive pathway for the electrons inside the scanning microscope.

Metal coating and SEM observation

The pinned ants were attached to a metal cylinder using electrically conductive double-sided adhesive tape, then covered with gold by an Ion Coater IB•2 device using an ionization current of 5 milliamps per 10 minutes. The ants were observed using a Hitachi S2400 scanning electron microscope with a working voltage of 10 KV. The images were obtained with various magnifications (30 to 60x) depending on the size of the sample, considering that the aim was not to observe specific structures but rather the relative preservation of the ant integument.

The preparation, metallization and observation of the samples was carried out at the Electron Microscopy Center of the

Facultad de Ciencias of the Universidad Central de Venezuela.

Results

Independent of the ants treated here with TMS, the samples show little or no morphological distortion, especially in regions such as the head and the mesosoma. Slight deformations occurred in the propodeal dorsum of a sample of *Linepithema angulatum* (figure 2A) and the mesonotal dorsum of a worker of *Azteca* sp. (figure 4C). In both cases, the damage could have resulted from the handling of the specimens at collection or prior to treatment with TMS. Other specimens of *L. angulatum* and *L. piliferum* show no head or mesosomal distortion (figures 2B-D). Samples from both *Forelius* species (figure 3), *Dorymyrmex biconis* (figure 4A-B), and both *Tapinoma* species (figure 5) show no damage to any part of the mesosoma. The propodeal cones in *D. biconis* are fragile and prone to handling damage at the time of mounting (Cuezzo and Guerrero, 2012), but in this case they were completely preserved.

Some specimens of *Linepithema*, *Forelius* and *Azteca* did show slight deformations in one or two tergites of the gaster (figures 2A, 2B, 3B, 3D, 4D), but these deformations were not important to the analysis of morphological trait associated with that region of the body. The gaster of the *Linepithema angulatum* samples was the one that showed depressions like a footprint in the first or second gastral tergite (figures 2A, 2B), but in *L. piliferum* there was no kind of damage in the gaster, maintaining the shape of this like an inflated balloon; although the tergite separated from each other (unlike *L. angulatum*), there was no damage to the cuticle or resilin among the tergal plates (figures 2C, 2D).

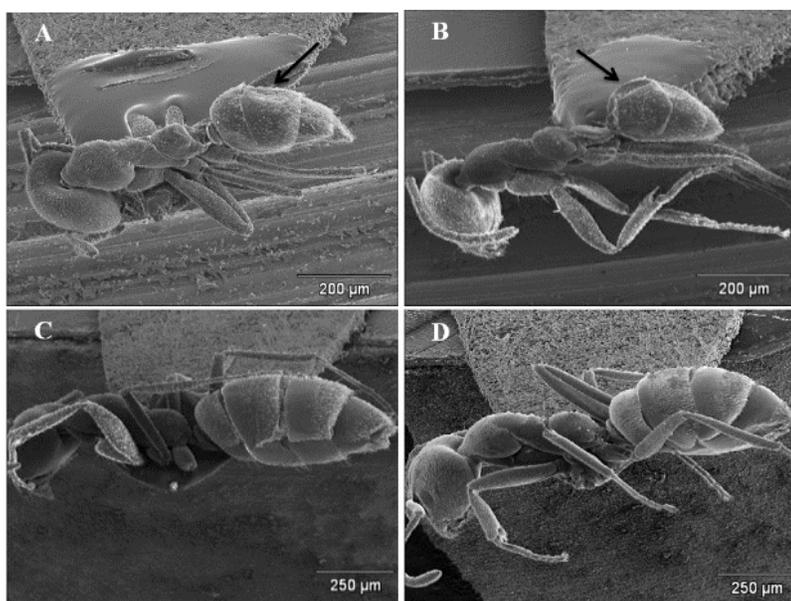


Figure 2. SEM images of *Linepithema* ants. A and B) Lateral-dorsal view of *L. angulatum*. C and D) Profile view of *L. piliferum*. The arrows indicate deformation in the integument of some gastral tergites.

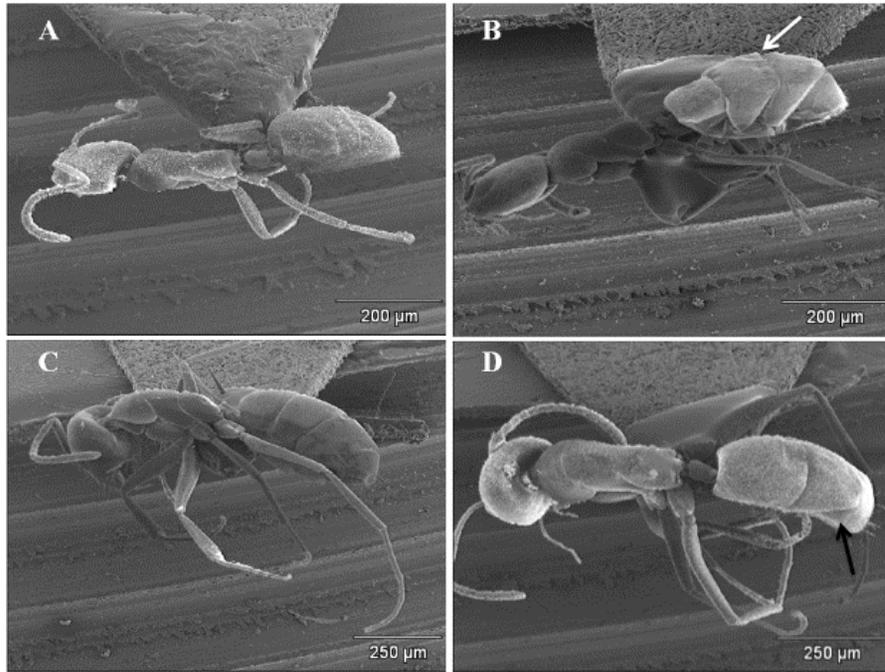


Figure 3. SEM images of *Forelius* ants. A) Dorsal view of *F. damiani*. B) Dorsal view of another specimen of *F. damiani*. C) Profile view of *F. pruinosus*. D) Dorsal view of another specimen of *F. pruinosus*. The arrows indicate deformation in the integument of some gastral tergites.

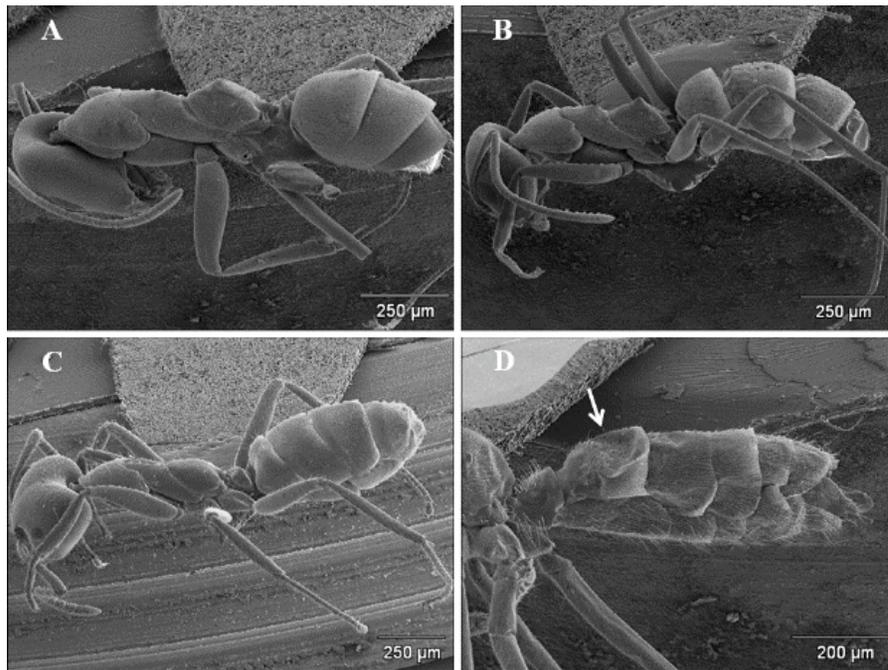


Figure 4. SEM images of ants of the genera *Dorymyrmex* and *Azteca*. A and B) Lateral view of *D. biconis*. C) Lateral view of *Azteca* sp. D) Propodeum, petiole and gaster of *Azteca* sp. male. The arrow indicates deformation in the integument of the first gastral tergite.

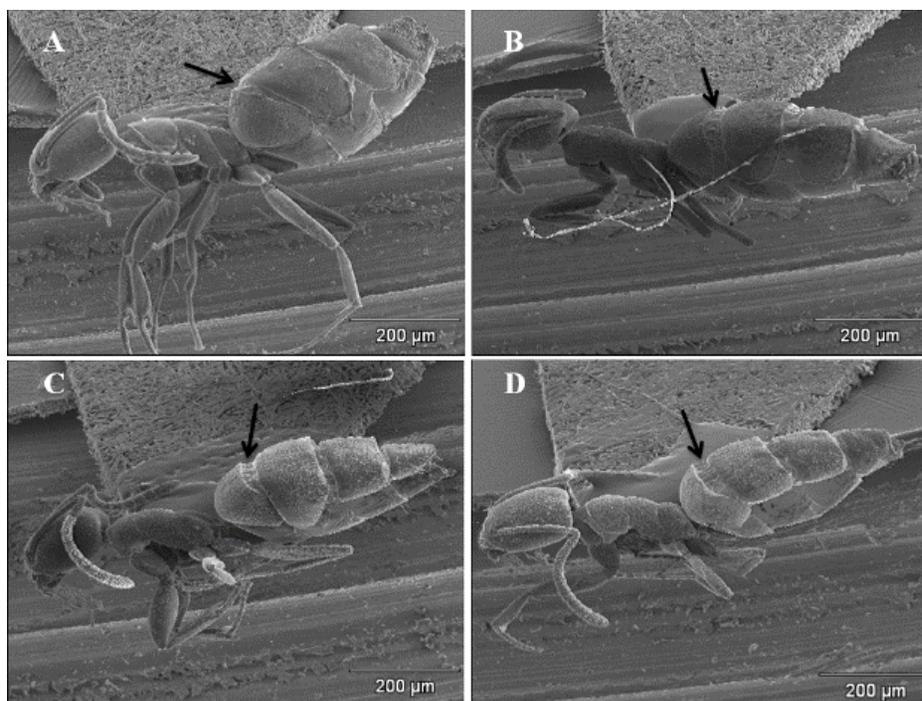


Figure 5. SEM images of ants of the genus *Tapinoma*. A) Lateral view of *T. melanocephalum*. B) Oblique-dorsal view of *T. litorale*. C and D) Lateral view of *T. litorale*. The arrows indicate strips of the protein resilin, which provides flexibility to the gastral sclerites. In all cases, the gaster remains very inflated and turgid.

Likewise, one sample of *F. damiani* (figure 3B) and another of *F. pruinosus* (figure 3D) showed bending in the second gastral tergite but in general in any of the *Forelius* samples the turgidity of the gastral tergites and sternites was maintained (figures 3A, 3C). Comparatively, the gaster of the *Azteca* male was the one that showed greater damage in the tergites of that tagma; the greatest deformation is seen in the first gastral tergite, but slight deformations occur in gastral tergites 2-5 (figure 4D).

Tapinoma ants examined here did not exhibit deformations in any of their tagma. As shown by the other dolichoderine genera examined, the region with the greatest possibility of deformation is the gaster but in all *Tapinoma* samples the gaster remains very inflated and turgid.

Discussion

INTROPICA

Most studies using SEM to explore morphological characters in ants have used traditional drying techniques such as CPD (de Andrade and Baroni Urbani, 1999; Fernández, 2004; Keller, 2011) or air drying (Lucas *et al.*, 2002). This is the first study that attempts to assess the suitability of a chemical compound as a desiccant agent for ants prior to SEM imaging. The qualitative results (i.e., preservation of specimen morphology) suggest that

TMS is an efficient chemical agent for use in preparing ants with thin integument prior to imaging in SEM. Most of the TMS-treated ants did not collapse or show substantial morphological damage, allowing the preservation of the cuticle of the specimen, and consequently the observation of important morphological characteristics in the taxonomy of these groups.

In most cases, the effect of TMS on the cuticle enhanced the turgidity of gastral tergites and sternites, thus preventing the collapse of this tagma, a result that has never previously been recorded in Dolichoderinae ant specimens treated with CPD or other drying methods. For example, *Dorymyrmex*, *Forelius*, and *Tapinoma* specimens frequently suffer gastral collapse when treated with CPD (Guerrero and Fernández, 2008) or air-dried but this type of damage does not occur in thick-cuticled ants such as *Dolichoderus* (personal observations). In this experiment some specimens of *Linepithema*, *Forelius* and *Azteca* did show slight deformations in at least one gastral tergite, while each of the *Tapinoma* ants examined here did not exhibit deformations and the gaster remains very inflated and turgid. The shrinkage or deformation in the gaster of these dolichoderine ants could be derived from an incomplete dehydration process prior to treatment with TMS; all the samples, however, were preserved with Ethanol (ranging from 80-90 %) which is a chemical agent

with the ability to remove water from the sample and preserve the original structure of the biological sample (Mehdizadeh *et al.*, 2014). Likewise, the preservation time of the samples could have influenced the results; although the preservation time was different between samples (see Material and Methods), the results seem not to be influenced by this factor, since samples with a few hours (*T. melanocephalum*) or months (*L. piliferum*) of preservation did not show any damage to the gaster.

Differences in cuticle thickness between species may influence the results between CPD and TMS, due to differential deposition of chitin layers, as recorded in species of the genus *Zasphinctus* (Hita-García *et al.*, 2017). Surface deformations may also be due to non-biological factors, i.e., physicochemical properties of the different reagents used to dehydrate and desiccate the sample. Of all these properties, the most important are surface tension forces and evaporation rates of the liquids used during the process (Dahl, 1972; Yaws, 2014). In this case, TMS is chemically inert, and it has very low solubility in water; its boiling point is 23.6 °C, much lower than that of several dehydrating chemicals such as ethanol (78.1 °C) and acetone (53.6 °C). Moreover, the surface tension of the TMS is 10.2 dynes/cm at 20 °C, while ethanol and acetone have surface tension approximately two orders of magnitude higher (22.75 dynes/cm and 23.70 dynes/cm, at 20 °C, respectively). The properties of TMS make it the most effective desiccant liquid for use in preventing deformation or collapse of ant exoskeletons. These properties have also been recorded as being suitable for the preparation of more delicate biological samples, such as mammalian tissues (Dey, 1993), aquatic insect eggs (Ubero-Pascal *et al.*, 2005) and other types of thin-integument aquatic arthropods (Laforsch and Tollrian, 2000).

Addition, the treatment of ants with TMS is fast and very economical. Air-drying ants after treatment with TMS is simple, and much faster than for other techniques such as CPD, the latter ranging from a few hours to several days depending on the biological material (Jung *et al.*, 2010). Although CPD was not used here, these results with TMS suggest that it could significantly increase the number of samples processed, a benefit that would translate into substantial time savings (e.g., 25 samples/~45 minutes). Time efficiency of TMS as a preparation agent has also been recorded in other groups of animals, plants, protozoa, and multiple types of cells and living tissues (Reville and Cotter, 1991; Ting-Beall *et al.*, 1995; Ubero-Pascal *et al.*, 2005), but this work is the first to evaluate it in ants. In economic terms, the TMS technique would cost approximately 45 times less than the CPD technique; TMS

drying technique requires only the chemical agent (100 ml of TMS ranging from USD \$ 103 to USD \$ 230) while the CPD technique uses expensive specialized equipment (USD \$ ~10.000).

In conclusion, the use of TMS as a drying agent permits optimal results in Dolichoderinae ants prior to SEM imaging. This approach is an efficient and effective method in terms of morphological preservation, sample preparation time, the number of samples to analyze, and cost due to the use of a single reagent and no equipment for drying.

This new method should be evaluated for use with ant larvae, since their body is much softer, and susceptible to collapse due to tissue desiccation.

Acknowledgements

Thanks to Samuel García and Gelín Mejía of the Metallurgical Engineering Microscopy Center of the Universidad Central de Venezuela (Caracas, Venezuela) for generating the SEM images. Many thanks to Mayron E. Escárraga for his comments and suggestions. Many thanks to two reviewers and editor James Montoya for invaluable comments and suggestions that have improved this scientific contribution. Thanks to the Research Vice-Rector at the University of Magdalena for support for the editing and proofreading of English by American Journal Experts. This work was financed by the research project "Patrones de diversidad histórica y ecológica de las hormigas en el socioecosistema Bosque Seco Tropical de Colombia y sus implicaciones para la conservación" supported by contingent recovery contract No. 1029 between ICETEX and the Universidad del Magdalena.

References

- Barré, C., O'neil D. and Bricelj, V.M. 2006. Preparation of large bivalve specimens for scanning electron microscopy using Hexamethyldisilazane (HMDS). *Journal of Shellfish Research* 25: 639 - 641. Doi: [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2006\)25\[639:POLBSF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2006)25[639:POLBSF]2.0.CO;2).
- Baroni Urbani, C. and De Andrade, M.L. 2007. The ant tribe Dacetini: Limits and constituent genera, with descriptions of new species. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale Giacomo Doria (Genova)* 99: 1-91.
- Botes L, Price, B., Waldron, M. and Pitcher, G.C. 2002. A simple and rapid scanning electron microscope preparative technique for delicate "Gymnodinioid" dinoflagellates. *Microscopy Research and Technique* 59: 128-130. Doi: <https://doi.org/10.1002/jemt.10184>.

- Bozzola, J.J. and Russel, L.D. 1998. *Electron Microscopy. Principles and Techniques for Biologists*, Second edition. Jones and Bartlett publishers, Sudbury, Massachusetts.
- Bray, D.F., Bagu J. and Koenig, P. 1993. Comparison of hexamethyldisilazane (HMDS), Peldri II, and critical point drying methods for scanning electron microscopy of biological specimens. *Microscopy Research and Technique* 26: 489-495. Doi: <https://doi.org/10.1002/jemt.1070260603>.
- Camargo-Mathias, M.I., Fantazzini, E.R., Fontanetti, C.S. and Calligaris, I.B. 2011. 3D reconstruction and scanning electron microscopy of salivary glands of the millipede *Rhinocricus padbergi* (Verhoef, 1938) (Diplopoda: Spirobolida). *Micron* 42: 271-274. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.micron.2010.10.004>.
- Cuezzo, F. and Guerrero, R.J. 2012. The ant genus *Dorymyrmex* Mayr (Hymenoptera: Formicidae: Dolichoderinae) in Colombia. *Psyche* 2012: 1-24. Doi: <https://doi.org/10.1155/2012/516058>.
- Dahl, C. 1972. Preparation of alcohol preserved larvae of culicidae for scanning electron microscopy. *Entomological Scandinavia* 3: 181-188. Doi: <https://doi.org/10.1163/187631272X00283>.
- De Andrade, M. and Baroni Urbani, C. 1999. Diversity and adaptation in the ant genus *Cephalotes*, Past and Present. *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde Serie B (Geologie und Paläontologie)* 271: 1-889.
- Dey, S. 1993. A new rapid method of air-drying for scanning electron microscopy using tetramethylsilane. Application to mammalian tissue. *Cytobios* 73: 17-23. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2818.1989.tb02925.x>.
- Dey, S., Basu-Baul, T.S., Roy B. and Dey, D. 1989. A new rapid method of air-drying for scanning electron microscopy using tetramethylsilane. *Journal of Microscopy* 156: 259-261. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2818.1989.tb02925.x>.
- Fernández, F. 2004. Adelomyrmecini new tribe and *Cryptomyrmex* new genus of myrmicine ants (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 44: 325-335.
- Fox E.G.P., Bueno, O.C., Yabuki, A.T., Jesus, C.M., Solis, D.R., Rossi M.L. and Nogueira, N.L. 2010. General morphology and ultrastructure of the venom apparatus and convoluted gland of the fire ant, *Solenopsis saevissima*. *Journal of Insect Science* 10: 24. Doi: <https://doi.org/10.1673/031.010.240>.
- Guerrero, R.J. and Fernandez, F. 2008. A new species of the ant genus *Forelius* (Formicidae: Dolichoderinae) from the dry forest of Colombia. *Zootaxa* 1958: 51-60. Doi: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1958.1.5>.
- Gorb, E., Haas, K., Henrich, A., Enders, S., Barbakadze, N. and Gorb, S. 2005. Composite structure of the crystalline epicuticular wax layer of the slippery zone in the pitchers of the carnivorous plant *Nepenthes alata* and its effect on insect attachment. *The Journal of Experimental Biology* 208: 4651-4662. Doi: <https://doi.org/10.1242/jeb.01939>.
- Hita Garcia, F., Fischer, G., Liu, C., Audisio, T.L. and Economo, E.P. 2017. Next-generation morphological character discovery and evaluation: An X-ray micro-CT enhanced revision of the ant genus *Zasphectus* Wheeler (Hymenoptera, Formicidae, Dorylinae) in the Afrotropics. *ZooKeys* 693: 33-93. Doi: <https://doi.org/10.3897/zookeys.693.13012>.
- Jung, S.W., Joo, H.M., Park, J.S. and Lee, J.H. 2010. Development of a rapid and effective method for preparing delicate dinoflagellates for scanning electron microscopy. *Journal of applied phycology* 22: 313-317. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10811-009-9461-6>.
- Keller, R. 2011. A phylogenetic analysis of ant morphology (Hymenoptera: Formicidae) with special reference to the Poneromorph subfamilies. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 355: 1-90. Doi: <https://doi.org/10.1206/355.1>.
- Laforsch, C. and Tollrian, R. 2000. A new preparation technique of daphnids for Scanning Electron Microscopy using hexamethyldisilazane. *Archiv für Hydrobiologie* 149: 587-596. Doi: <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/149/2000/587>.
- Lattke, J.E. 2000. Specimen processing: Building and curating an ant collection. In: Agosti, D. Majer, J.D., Alonso L.E. and Schultz T.R., Editors. *Ants, Standar Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Lee, P. and Szema, R. 2005. Inspirations from biological optics for advanced photonic systems. *Science* 310: 1148-1150. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.1115248>.
- Lucas, C., Fresnau, D., Kolmer, K., Heinze, J., Delabie, J.C.H. and Pho, D.B. 2002. A multidisciplinary approach to discriminating different taxa in the species complex *Pachycondyla villosa* (Formicidae). *Biological Journal of the Linnean Society* 75: 249-259. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2002.tb01425.x>.
- Mehdizadeh, K.A., Tahermanesh, K., Chaichian, S., Joghataei, M.T., Moradi, F., Tavangar, S.M., Najafabadi, A.S.M.,

- Lotfibakhshaiesh, N., Beyranvand, S.P., Anvari-Yazdi, A.F and Abed, S.M. 2014. How to prepare biological samples and live tissues for scanning electron microscopy (SEM). *Galen Medical Journal* 3(2): 63-80. Doi: <https://doi.org/10.31661/gmj.v3i2.267>.
- Nation, J.L. 1983. A new method using hexamethyldisilazane for preparation of soft insect tissues for scanning electron microscopy. *Stain Technology* 58: 347-351. Doi: <https://doi.org/10.3109/10520298309066811>.
- Reville, W.J. and Cotter, M.P. 1991. An evaluation of the usefulness of air-drying biological samples from tetramethylsilane in preparation for scanning electron microscopy. *Journal of Electron Microscopy* 40: 198-202. Doi: <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.jmicro.a050896>.
- Ting-Beall, H.P., Zhelev, D.V. and Hochmuth, R.M. 1995. Comparison of different drying procedures for scanning electron microscopy using human leukocytes. *Microscopy Research and Technique* 32: 357-361. Doi: <https://doi.org/10.1002/jemt.1070320409>.
- Ubero-Pascal, N.J. and Puig, M.A. 2007. Egg morphology update based on new chorionic data of *Potamanthus luteus* (Linnaeus), *Ephemera danica* Müller and *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff) (Insecta, Ephemeroptera) obtained by scanning electron microscopy. *Zootaxa* 1465: 15-29. Doi: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1465.1.2>.
- Ubero-Pascal, N.J. and Puig, M.A. 2009. New type of egg attachment structure in Ephemeroptera and comparative analysis of chorion structure morphology in three species of Ephemerellidae. *Acta Zoologica* 90: 87-98. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1463-6395.2008.00367.x>.
- Ubero-Pascal, N.J., Fortuño, M. and Puig, M.A. 2005. New application of air-drying techniques for studying Ephemeroptera and Plecoptera eggs by scanning electron microscopy. *Microscopy Research and Technique* 68: 264-271. Doi: <https://doi.org/10.1002/jemt.20248>.
- Vukusic, P., Sambles, J.R., Lawrence, C.R. and Wootton, R.J. 1999. Quantified interference and diffraction in single Morpho butterfly scales. *Proceedings of the Royal Society London Series B* 266: 1403-1411. Doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.1999.0794>.
- Yaws, C.L. 2014. *Thermophysical properties of chemicals and hydrocarbons. Second edition*. Elsevier press, Oxford.

Relación de mariposas (Lepidoptera) diurnas y fenología reproductiva de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico, Colombia

Relationship of diurnal butterflies (Lepidoptera) with reproductive phenology of a tropical dry forest in the Atlántico department, Colombia

Cristian J. Guzmán-Soto ^{1,2*}  y Luis Carlos Gutiérrez-Moreno ^{2†} 

1. Grupo de Investigación en Biodiversidad y Ecología Aplicada (GIBEA). Universidad del Magdalena
2. Grupo de Investigación Biodiversidad del Caribe colombiano. Universidad del Atlántico

Resumen

Diversas especies de mariposas han demostrado sensibilidad a transformaciones de ecosistemas debido a sus asociaciones de alimentación con plantas, razón que ha permitido proponerlas como bioindicadores del estado del hábitat. El objetivo del presente estudio fue evaluar las relaciones entre la fenología reproductiva del bosque seco tropical y la estructura de mariposas diurnas en cinco sitios del departamento del Atlántico-Colombia. En cada sitio las mariposas fueron capturadas con redes entomológicas y con trampas Van Someren-Rydon cebadas con una mezcla de frutas en descomposición. Simultáneamente, se estimó la fructificación y la floración aplicando el método de cuantificación de la cobertura que ocupó cada fenofase. Se registraron 261 mariposas, distribuidas en 28 especies, siendo la más abundante *Hamadryas amphichloe* con 89 individuos aportando con más del 30 % de la abundancia total. La fenología en 89 individuos de 19 especies de plantas estuvo caracterizada por cuatro fenofases: brotes de frutos, frutos verdes, frutos maduros y flores abiertas. Se observó que la riqueza de mariposas abundantes y dominantes se correlacionaron positivamente con brotes de frutos ($p < 0,05$). Adicionalmente, con el Análisis de Correspondencia Canónica se determinó que las mayores abundancias de mariposas como *Hermeuptychia hermes*, *Callicore pitheas*, *Hamadryas feronia* y *H. amphichloe* se relacionaron principalmente con altas proporciones de las fenofases frutos maduros y flor; mientras que *Historis acheronta*, *Hypna clytemnestra* y *Myscelia leucozyana*, mostraron una relación negativa con las dos fenofases mencionadas. Para las mariposas no frugívoras como *Agraulis vanillae*, *Junonia evarete* e *Isapis agyrtus*, se relacionaron principalmente con las mayores proporciones de la fenofase flores abiertas. Los resultados evidencian la posibilidad de una respuesta sincrónica (por ejemplo, coincidencia de eclosiones de mariposas con eventos de floración), por parte de ciertas mariposas a la disponibilidad de algunos recursos, como los frutos en los hábitats estudiados.

Palabras clave: fructificación; floración, fenofases; mariposas frugívoras; mariposas no frugívoras

Abstract

Several species of butterflies have shown sensitivity to ecosystem transformations because they are feeding associated with plants, a reason that has allowed them to be proposed as bioindicators of the state of the habitat. The objective was to determine the relationships between reproductive phenology of the tropical dry forest and the structure of diurnal butterflies in the department of Atlántico-Colombia. Butterflies were captured each site with entomological nets and Van Someren-Rydon traps baited with fruit mix. Simultaneously, fructification and flowering were estimated by quantification method of coverage occupied by each phenophase. 261 butterflies were recorded, distributed in 28 species, the most abundant was *Hamadryas amphichloe* with 89 individuals contributing more than 30 % of total abundance. Plant phenology was characterized by four phenophases; fruit buds, green fruits, mature fruits and open flowers, monitored in 89 plants of 19 species. The number of abundant and dominant butterfly species showed positive correlations with fruit buds ($p < 0.05$). Additionally, the Canonical Correspondence Analysis indicated that higher abundances of butterflies such as *Hermeuptychia hermes*, *Callicore pitheas*, *Hamadryas feronia* and *H. amphichloe* were mainly related to the higher proportions of the mature fruits and open flowers phenophases. Contrary to *Historis acheronta*, *Hypna clytemnestra* and *Myscelia leucozyana*, whose relationship with these same two phenophases were negative. Non-frugivorous butterflies *Agraulis vanillae*, *Junonia evarete* and *Isapis agyrtus* were mainly related to the higher proportions of the open flowers phenophase. Results show the possibility of a synchronous (example: coincidence of butterfly hatching with flowering events) response by certain butterflies to the availability of some resources, such as fruits in studied habitats.

Key words: fructification; flowering, phenophases; frugivorous butterflies; non-frugivorous butterflies.

*Autor de correspondencia: joseguzman@mail.uniatlantico.edu.co

Editor: Cesar Tamaris- Turizo

Recibido: 24 de abril de 2022

Aceptado: 04 de noviembre de 2022

Publicación en línea: 18 de noviembre de 2022

Citar como: Guzmán-Soto, C.J. y. Gutiérrez-Moreno, L.C. 2022. Relación de mariposas (Lepidoptera) diurnas y fenología reproductiva de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico, Colombia. *Intropica* 17(2): 251-261. <https://doi.org/10.21676/23897864.4599>.



Introducción

El Bosque Seco Tropical (BST) del Caribe colombiano presenta uno o dos periodos de lluvias con una variabilidad de precipitación entre los 1000 y 1400 mm relacionada con el arreglo fisionómico de composición florística caducifolia (Rangel *et al.*, 1997; Rangel, 2015). En el departamento del Atlántico hay presencia de fragmentos de bosques altamente perturbados por el hombre, donde la deforestación indiscriminada y la transformación de hábitats: de bosque a rastrojos o a ambientes de cultivos transitorios son las más observadas en ellos (CRA, 2007). Lo anterior ha ocasionado una simplificación en la composición vegetal propia del BST, especialmente de las especies de árboles de gran altura, de importancia maderable, adaptadas a las condiciones del suelo y clima predominante (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt (IAvH), 1998; Corporación Autónoma Regional del Caribe (CRA), 2007). Las consecuencias de estas modificaciones en los fragmentos del BST pueden llegar a ser detectadas mediante el uso de indicadores biológicos sensibles a las perturbaciones, como los insectos del orden Lepidoptera, mediante estudios rigurosos y de inventarios de las especies asociadas a la vegetación del área (Brown, 1991; Kremen, 1992; Fagua, 1996; Leingärtner *et al.*, 2014), incluyendo nuevos registros de especies en áreas conservadas (Ahumada-C. *et al.*, 2020).

Los lepidópteros están extensamente representados en zonas tropicales por un gran número de especies (DeVries, 1987; 1997; Chacón y Montero, 2007), con diferentes agrupaciones según su alimentación entre las cuales se pueden clasificar como mariposas frugívoras, no frugívoras o nectarívoras (DeVries, 1987; Heppner, 1991; DeVries *et al.*, 2012). Especies como *Altinote eresia* C. Felder y R. Felder, 1862, *Consul fabius* Cramer, 1776, entre otras; han mostrado sensibilidad a la transformación de ecosistemas debido a sus asociaciones con las plantas, tanto en la etapa larval como en la etapa adulta, por lo que se proponen como bioindicadores del estado del hábitat, (Andrade, 1998; Fahrig, 2003; Wheatley *et al.*, 2017).

En los ecosistemas terrestres, los árboles desarrollan una parte vegetativa como las hojas y otra parte reproductiva de las que se distinguen fenofases como las flores y los frutos que pueden ser cuantificadas (Boyle y Bronstein, 2012) a través de monitoreos de ciclos fenológicos, altamente estudiados por ecólogos ya que generan: 1) interacciones entre plantas y animales, 2) dinámica de poblaciones, 3) productividad y 4)

organización de comunidades (Mooney *et al.*, 1980; Huxley, 1983; Williams y Meave, 2002; Berdugo y Rangel, 2015; Leingärtner *et al.*, 2014). En el departamento del Atlántico se ha demostrado que la estructura de la vegetación es considerada como un factor que puede determinar tanto la distribución como la abundancia de mariposas, siendo que muchos de los frutos de los fragmentos del BST son de tipo seco o producen fermentos de utilidad alimenticia (Vargas-Zapata *et al.*, 2015).

En este sentido, el uso del recurso que ofrece la planta a sus consumidores sugiere la existencia de una sincronía entre las apariciones de alguna característica vegetal (e.g. hojas), o reproductiva (e.g. flores) con la riqueza y abundancia de insectos, aspectos poco abordados simultáneamente (Henderson *et al.*, 2000). Por ello, esta investigación se realizó con el objetivo de evaluar la relación entre la estructura de mariposas diurnas adultas y los eventos de fructificación y floración en fragmentos de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico. Se plantea como hipótesis que tanto la abundancia como la riqueza de las mariposas diurnas en estado adulto son directamente proporcionales con la presencia de la fructificación y floración de las plantas de fragmentos de bosque seco tropical.

Materiales y métodos

Área de estudio

El departamento del Atlántico está localizado al norte de Colombia. Presenta una temperatura media anual de 27 °C; con medias máximas registradas de 29,9 °C, y mínimas de 25 °C. El régimen anual de precipitaciones es bimodal, con dos periodos de lluvias, que van desde mayo hasta junio y de agosto hasta noviembre, alternados con dos periodos secos, de diciembre hasta abril y de junio hasta julio. Las precipitaciones aumentan de norte a sur, mientras hacia el norte alcanza unos 700 mm, en el sur es de 1300 mm. Asimismo, la humedad del aire es mayor en el sur que en el norte del departamento, debido a la evaporación del agua de las ciénagas y el embalse del Guájaro (CRA, 2012). Para la captura de los organismos se seleccionaron cinco sitios: Santa Cruz (SC), ubicado a los 10°36'33,67"N y 75°10'0,08"O; El mirador (LT), ubicado a los 10°37'1,52"N y 75°09'34,44"O; Arroyo Mateo (AM); 10°35'31,85"N y 75°10'39,45"O El Obispo (EOB) 10°28'2,26"N y 75°02'28,88"O; Los Mamones (LM) 10° 28'10,73"N y 75°02'28,88"O (figura 1). Los primeros tres sitios se ubican en cercanías a la ciénaga de Luruaco, mientras que los dos restantes en cercanías al embalse el Guájaro.

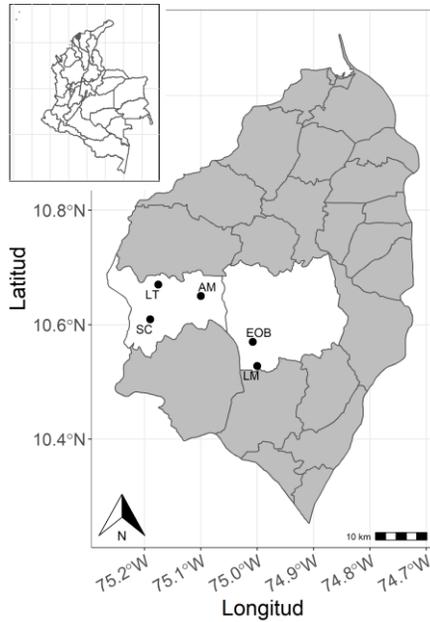


Figura 1. Ubicación de los cinco sitios de muestreo. Abreviaturas: Santa Cruz (SC); El mirador (LT); El Obispo (EOB); Los Mamonos (LM) y Arroyo Mateo (AM). Departamento del Atlántico, Colombia.

Captura e identificación de las mariposas

En cada localidad se realizaron cuatro muestreos. El primero fue en agosto de 2014 y los restantes en mayo, junio y julio de 2015. En cada sitio se instaló un transecto lineal de 450 m, en los que se ubicaron diez trampas Van Someren Raydon (VSR) separadas 50 m aproximadamente una de la otra y se colgaron en la rama de los árboles entre 3 y 7 m de altura. En cada trampa se colocó un atrayente, que correspondió a un macerado de frutas fermentadas (papaya, mango, banano y plátano), a las cuales se les adicionó esencia de vainilla y cerveza (Wolff, 2006; Vargas-Zapata *et al.*, 2015), con el fin de capturar mariposas frugívoras. Por otro lado, con la red entomológica (Jama) se realizaron capturas de mariposas no frugívoras, entre las 08:00 hasta las 17:00 horas cubriendo diferentes hábitos de vuelo, recorriendo de manera continua los 450 m, durante cuatro horas luz en cada transecto.

Algunos organismos capturados fueron liberados previa identificación en campo, los restantes fueron almacenados en sobres para insectos y se transportaron en cajas plásticas, para su posterior identificación mediante el uso de claves propuestas por DeVries (1987, 1997), Vélez y Salazar (1991), Neild (1991), Le Crom *et al.* (2004) y Chacón y Montero (2007).

Medición de la fenología reproductiva de los árboles

Se cuantificó porcentualmente por inspección visual la fenología reproductiva de uno a cinco árboles de cada especie en cada transecto, teniendo en cuenta el estado del fruto (verde,

maduro o brote), y de las flores (abierta o en desarrollo). Esta medición se realizó teniendo en cuenta la metodología propuesta y detallada por Fournier (1974).

Análisis de datos

Se estimó la abundancia como el número de individuos de las especies capturadas de los dos gremios de mariposas valuados por transecto en cada sitio. Posteriormente, se realizaron gráficos de rango abundancia para describir la estructura de la comunidad y la distribución de abundancia de las especies según el gremio en cada sitio. Asimismo, para la diversidad de cada sitio se estimaron los tres números efectivos de especies teniendo en cuenta los órdenes $q=0$, $q=1$ y $q=2$. En este caso $q=0$ es igual a la riqueza total registrada, $q=1$: corresponde al número de especies comunes y $q=2$: al número de especies dominantes (Jost, 2006). Por otro lado, para describir la asociación de la estructura de los dos gremios de mariposas con la fenología se estimaron valores de correlación de Spearman (r_s) y sus respectivos niveles de significancias, entre las fenofases con la abundancia y números efectivos de especie. Finalmente, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para observar simultáneamente las relaciones entre las abundancias de las mariposas y las fenofases de las plantas. Teniendo en cuenta la fenología reproductiva, se cuantificaron cuatro características reproductivas. Tres correspondieron a fenofases de los frutos: brote de fruto (BrF), fruto verde (FV) y fruto maduro (FM) y una de flores abiertas (Flor), perteneciente a la fenofase de floración. Estas fenofases fueron observadas en 89

plantas de 19 especies ([anexo 1](#)). Las plantas estuvieron distribuidas en 11 familias e identificadas entre los cinco sitios de muestreo, las especies representativas de los fragmentos fueron *Guazuma ulmifolia* Lam. 1789, *Crescentia cujete* L. 1753, *Albizia nipoides* Burkart y *Platymiscium pinnatum* Jacq.

Los únicos lugares donde se encontraron las cuatro fenofases conjuntamente fueron Arroyo Mateo (AM) y El Obispo (EOB), mientras que en El Mirador (LT), Los mamones (LM) y Santa Cruz

(SC) solo se observaron tres. La mayor proporción de FM se observó en AM y LM, con valores de $18,18 \pm 6,1$ % y $18,26 \pm 2,4$ %, respectivamente. Asimismo, se observaron las mayores proporciones de fruto verde en EOB ($17,36 \pm 3,7$ %), seguido por AM y SC con $9,48 \pm 1,6$ % y $7,69 \pm 5,5$ %, respectivamente. Finalmente, la fenofase Flor fue la que presentó mayores proporciones en la mayoría de los sitios, entre los cuales LM con $28,31 \pm 4,9$ %, AM con $24,53 \pm 3,4$ % y EOB con $18,17 \pm 3,7$ % (figura 2).

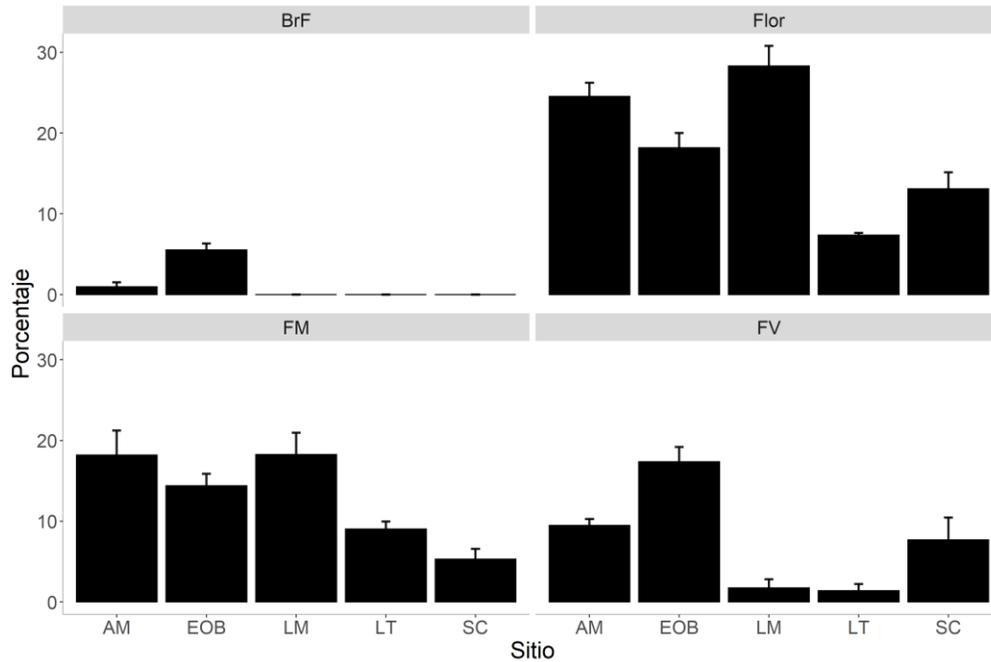


Figura 2. Variación espacial de las proporciones promedio y errores estándar de cuatro fenofases reproductivas de plantas del bosque seco tropical en cinco sitios en el departamento del Atlántico. Abreviaturas: Arroyo Mateo (AM), El mirador (LT), El Obispo (EOB); Los mamones (LM), Santa Cruz (SC), brotes de fruto (BrF), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM) y flores (Flor).

Con relación a las mariposas, se registraron 261 individuos distribuidos en 28 especies, 26 géneros y seis familias. De esta abundancia, 155 correspondieron a mariposas frugívoras (10 especies) y 106 a mariposas no frugívoras con 18 especies ([anexo 2](#)). En general, la familia con mayor riqueza fue Nymphalidae, con 19 especies, representando el 67,9 % de la totalidad de la riqueza. La especie más representativa fue *Hamadryas amphichloe* Boisduval, 1870 con 89 individuos, seguida de *Junonia evarete* Cramer, 1779 y *Myscelia leucozyana* Doubleday, 1848 con 17 y 15 individuos, respectivamente. Por otro lado, se registraron cuatro especies de la familia Pieridae, correspondiendo al 14,2 % de la riqueza, representada principalmente por la especie *Phoebis sennae* Linnaeus, 1758, con 30 organismos.

La riqueza y la abundancia de Lycaenidae, fueron muy bajas con

solo tres especies (10,65 % de la riqueza total) y cuatro organismos, de los cuales se observó dos de *Arawacus lincoides* Draudt, 1917 y uno tanto de *Calycopis* sp. como de *Hemiargus* sp. Por último, las familias Riodinidae y Papilionidae presentaron dos y una especie respectivamente, representando en conjunto el 10,8 % de la riqueza. Las especies observadas, respectivamente fueron *Isapis agyrtus* Cramer, 1777 con cuatro organismos, *Calephelis laverna* Godman y Salvin, 1886 y *Battus polydamas* Linnaeus, 1758, ambas con un individuo.

Teniendo en cuenta $q=0$ para las mariposas frugívoras, en el único sitio donde se encontraron dos especies fue en LM, en los cuatro restantes se encontraron siete. La diversidad del orden $q=1$ presentó los mayores valores en AM (3,42 especies efectivas) y EOB (3,34 especies efectivas), seguidas por LT y SC con 2,66 y 2,07 respectivamente. En LM también registró el

menor valor de esta diversidad (0,98). Por otra parte, según la diversidad $q=2$ AM y LT registraron valores superiores a 2,2 especies efectivas, seguidos por EOB (1,46 especies efectivas), SC (1,23 especies efectivas) y por último LM con 0,89 especies efectivas.

Teniendo en cuenta $q=0$ para las mariposas frugívoras, en el único sitio donde se encontraron dos especies fue en LM, en los cuatro restantes se encontraron siete. La diversidad del orden $q=1$ presentó los mayores valores en AM (3,42 especies efectivas) y EOB (3,34 especies efectivas), seguidas por LT y SC con 2,66 y 2,07 respectivamente. En LM también registró el menor valor de esta diversidad (0,98). Por otra parte, según la diversidad $q=2$ AM y LT registraron valores superiores a 2,2 especies efectivas, seguidos por EOB (1,46 especies efectivas), SC (1,23 especies efectivas) y por último LM con 0,89 especies efectivas.

Para las mariposas no frugívoras, la diversidad $q=0$ presentó su mayor valor en EOB con 11 especies. Posteriormente, tanto LM y SC este valor fue de seis especies en ambos sitios, seguidos por AM y LT con 5 especies. En relación con la diversidad $q=1$ el mayor número de especies efectivas fue en EOB, seguido por SC

con 5,30 especies efectivas, LM con 3,80 especies efectivas, AM con 3,68 especies efectivas y por último LT con 3,13 especies efectivas. Para la diversidad $q=2$, SC y EOB fueron los sitios que presentaron los mayores valores con 4,57 y 4,43 especies efectivas, respectivamente. Seguidos por LM, AM y LT con 2,81, 2.79 y 2,49 especies efectivas, respectivamente.

La curva de abundancia para mariposas frugívoras evidenció que *Hamadryas amphichloe* fue la más abundante en los cinco sitios, también indicó que estos sitios difieren parcialmente en la estructura y el aporte de las especies restantes. En AM y en SC, *H. feronia* fue otra de las especies que más aportó a la abundancia. Mientras que en LT fue *M. leucocyana* la segunda que más aportó a la abundancia (figura 3). Teniendo en cuenta las mariposas no frugívoras, las curvas evidencian que los sitios difieren en la estructura y en los aportes de las mariposas en las proporciones de abundancias. En EOB, AM y SC la especie más abundante fue *P. sennae*, mientras que en LT fue la segunda más abundante, precedida por *J. evarete*. En LM fue *Ascia monuste* Linnaeus, 1764 la especie que mayor aporte hizo a la abundancia (figura 4).

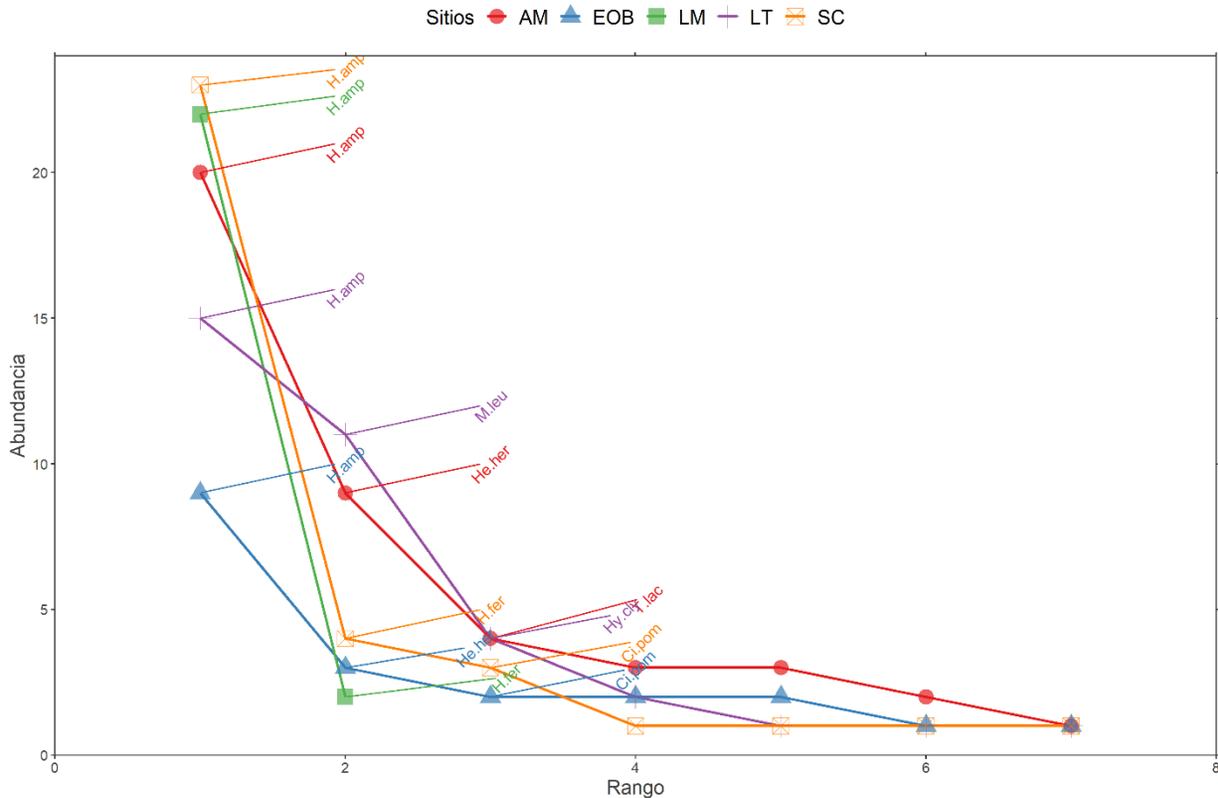


Figura 3. Curvas de abundancia de mariposas frugívoras para cinco sitios en el sur del departamento del Atlántico. Abreviaturas: Arroyo Mateo (AM), El mirador (LT), El Obispo (EOB); Los mamonos (LM), Santa Cruz (SC), *Hamadryas amphichloe* (H. amp), *Myscelia leucocyana* (M. leu), *Hermeuptychia hermes* (He. her), *Hamadryas feronia* (H. fer), *Hypna clytemnestra* (Hy. cly), *Taygetis laches* (T. lac) y *Cissia pompilia* (Ci. pom).

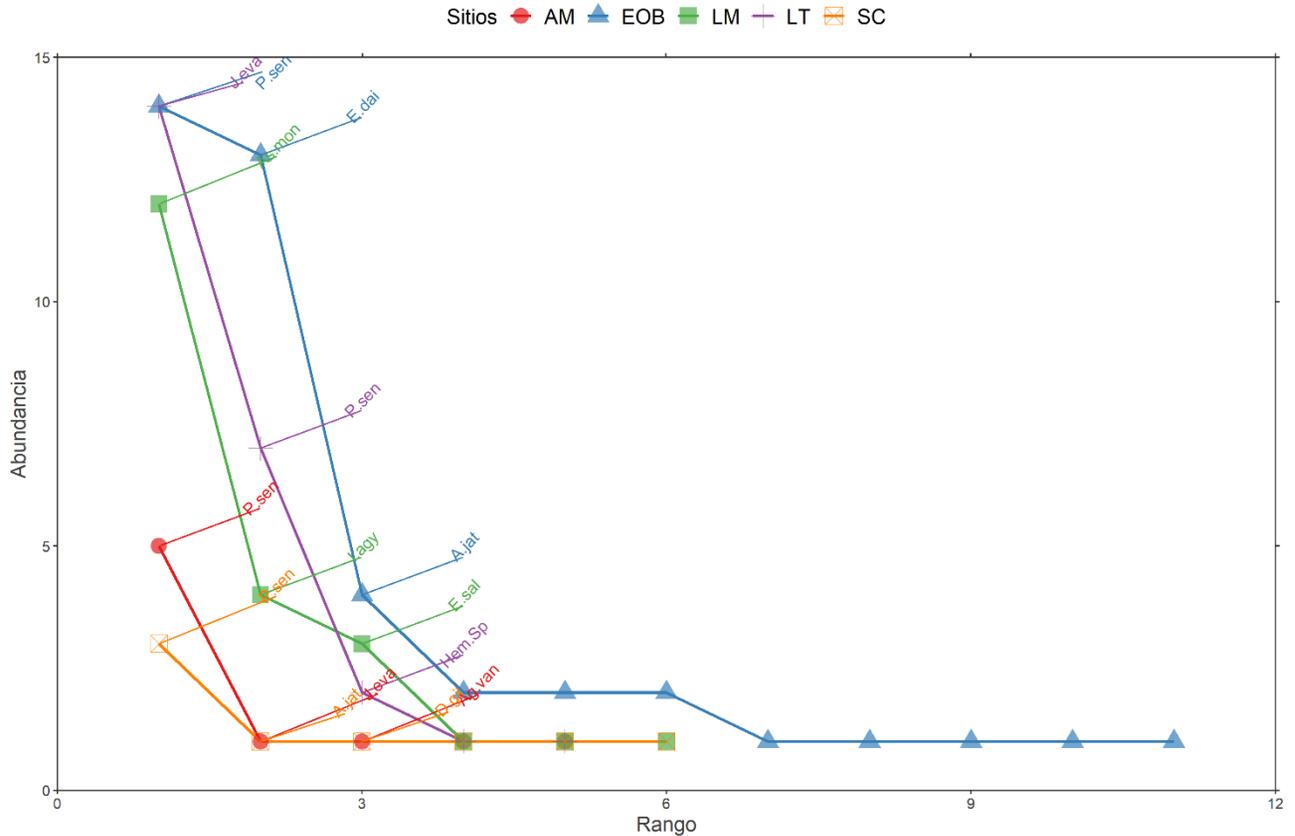


Figura 4. Curvas de abundancia de mariposas no frugívoras para cinco sitios en el sur del departamento del Atlántico. Abreviaturas: Arroyo Mateo (AM), El mirador (LT), El Obispo (EOB); Los mamonos (LM), Santa Cruz (SC). *Junonia evarete* (J. eva), *Phoebis sennae* (P. sen), *Anartia jatrophae* (A. jat), *Eurema daira* (E. dai), *E. salome* (E. sal), *Ascia monuste* (As. mon), *Isapis agyrtus* (I. agy), *Agraulis vanillae* (Ag. van), *Hemiargus* sp. (Hem sp) y *Danaus gilippus* (D. gil).

No se evidenciaron correlaciones significativas entre las abundancias y riqueza de mariposas frugívoras y no frugívoras con las cuatro fenofases evaluadas. Sin embargo, las diversidades $q=1$ y $q=2$ de las mariposas no frugívoras presentaron las mismas correlaciones positivas y significativas con la fenofase BrF (Correlación de Spearman, $rs=0,89$; $p < 0,05$). Adicionalmente, a nivel de especie fueron *Opsiphanes tamarindi* Felder y Felder, 1861, (Correlación de Spearman, $rs=0,57$; $p < 0,05$) y *H. clytemnestra* (Correlación de Spearman, $rs=-0,61$; $p < 0,05$) quienes evidenciaron correlaciones significativas con BrF y Flor, respectivamente. Las ocho mariposas frugívoras restantes no evidenciaron correlaciones significativas con las fenofases (Correlación de Spearman, $rs < 0,35$; $p > 0,05$).

Por otro lado, entre las mariposas no frugívoras, *Anartia jatrophae* Linnaeus, 1763, (Correlación de Spearman, $rs=0,60$; $p < 0,05$) y *Danaus gilippus* Felder y Felder, 1926, (Correlación de

Spearman, $rs=0,60$; valor $p < 0,05$) presentaron correlaciones significativas con la fenofase FV. El resto de las mariposas no evidenciaron correlaciones significativas con las fenofases.

En el ACC para las mariposas frugívoras la varianza explicada entre los dos primeros ejes fue del 72,38 %, el eje 1 con 38,84 % y el eje 2 con 32,54 %. La fenofase BrF fue la que más aportó a la importancia del primer eje, mientras Flor y FM aportaron más en el segundo (tabla 1). Este análisis evidenció que las mayores abundancias de mariposas como *Hermeuptychia hermes* Fabricius, 1775, *Callicore pitheas* Latreille, 1813, *Hamadryas feronia* Linnaeus, 1758 y *H. amphichloe* se relacionaron principalmente con las mayores proporciones de las fenofases FM y Flor. Contrario a *Historis acheronta*, *Hypna clytemnestra* y *M. leucocyana*. Asimismo, *O. tamarindi* y *Cissia pompilia* C. Felder y R. Felder, 1867 que se relacionaron positivamente con las fenofases BrF y FV (figura 5).

Tabla 1. Puntajes de cada variable y porcentaje de varianza explicada en los dos primeros ejes de los Análisis de Correspondencias Canónica (ACC)

aplicados a mariposas frugívoras y no frugívoras. BrF: brotes de fruto, FV: frutos verdes, FM: frutos maduros, Flor: flores abiertas. En negrita las variables con mayores puntajes en cada eje canónico.

Variables	Mariposas frugívoras		Mariposas no frugívoras	
	CCA1	CCA2	CCA1	CCA2
BrF	0,711	-0,328	0,242	0,872
FV	0,450	-0,478	-0,200	0,920
FM	-0,191	-0,739	0,013	-0,270
Flor	0,041	-0,948	-0,553	-0,056
% Varianza explicada	38,84	32,54	33,86	30,54

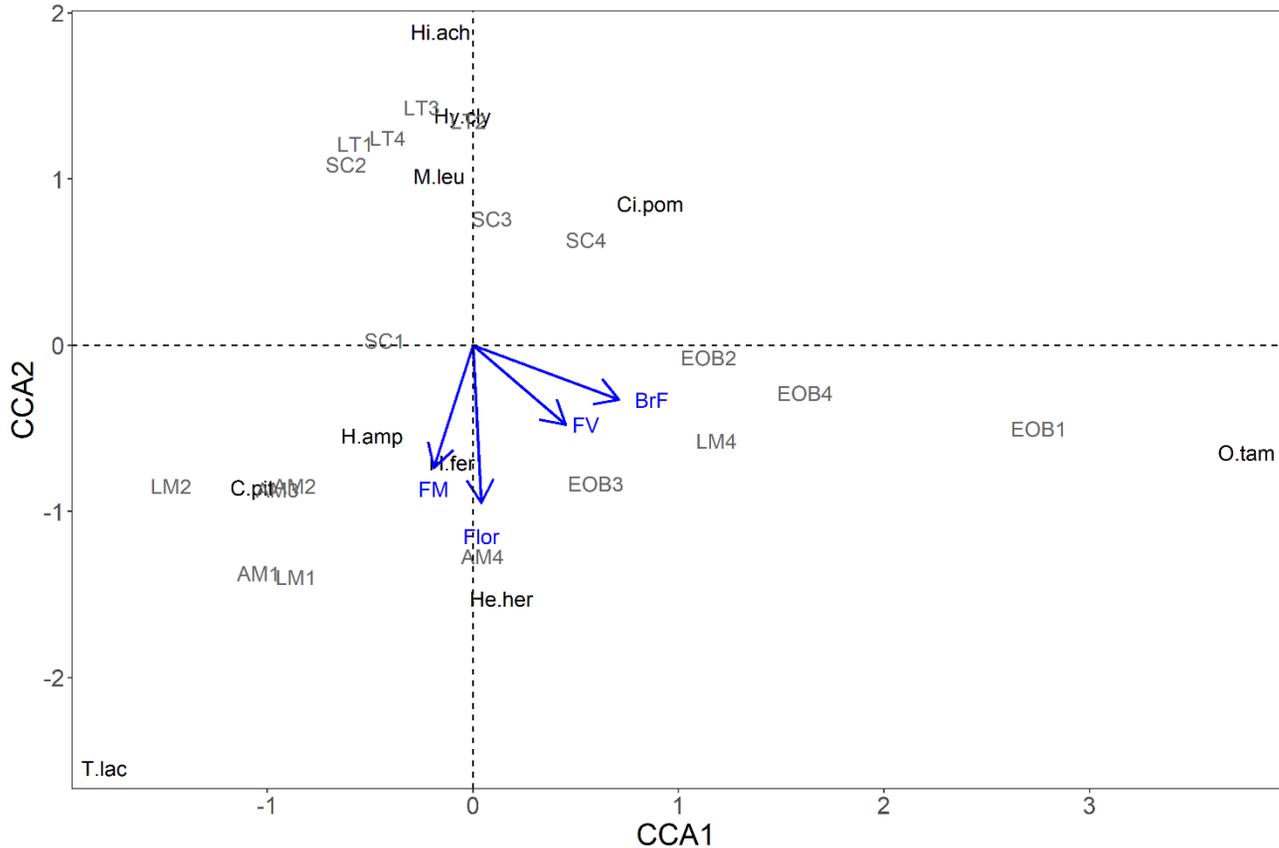


Figura 5. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) realizado entre las abundancias de especies de mariposas frugívoras y las fenofases medidas en cinco sitios en el sur del departamento del Atlántico. Abreviaturas: Arroyo Mateo (AM), El mirador (LT), El Obispo (EOB); Los mamones (LM), Santa Cruz (SC), brotes de fruto (BrF), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), flores (Flor), *Hamadryas amphichloe* (H. amp), *Myscelia leucozyana* (M. leu), *Hermeuptychia hermes* (He. her), *Hamadryas feronia* (H. fer), *Hypna clytemnestra* (Hy. cly), *Taygetis laches* (T. lac), *Cissia pompilia* (Ci. pom), *Callicore pitheas* (C. pit), *Historis acheronta* (Hi. ach) y *Opsiphanes tamarindi* (O. tam).

Para las mariposas no frugívoras, en el ACC la varianza explicada entre los dos primeros ejes fue del 64,4 % (la cual fue relativamente baja), el eje 1 con 33,86 % y el eje 2 con 30,54 %. En este caso, la fenofase Flor fue la que más aportó a la importancia del primer eje. Mientras que FV y BrF, fueron las que más aportaron al segundo eje (tabla 1). Este ACC mostró que *Agraulis vanillae* Linnaeus, 1758, *J. evarete* e *I. agyrtus* se relacionaron principalmente con las mayores proporciones de

la fenofase Flor. A diferencia de las especies *Hemiargus* sp., *Battus polydamas* y *Ascia monuste* que se relacionaron con los menores valores de esta fenofase.

Por otro lado, también indicó que las especies *Calycopis* sp., *Eurema daira* Godart, 1819, *Heliconius erato* Linnaeus, 1758, *Anartia jatrophae*, *Calephelis laverna*, *Danaus gilippus* y *Arawacus lincoides* se relacionaron con altas proporciones de FV y BrF (figura 6).

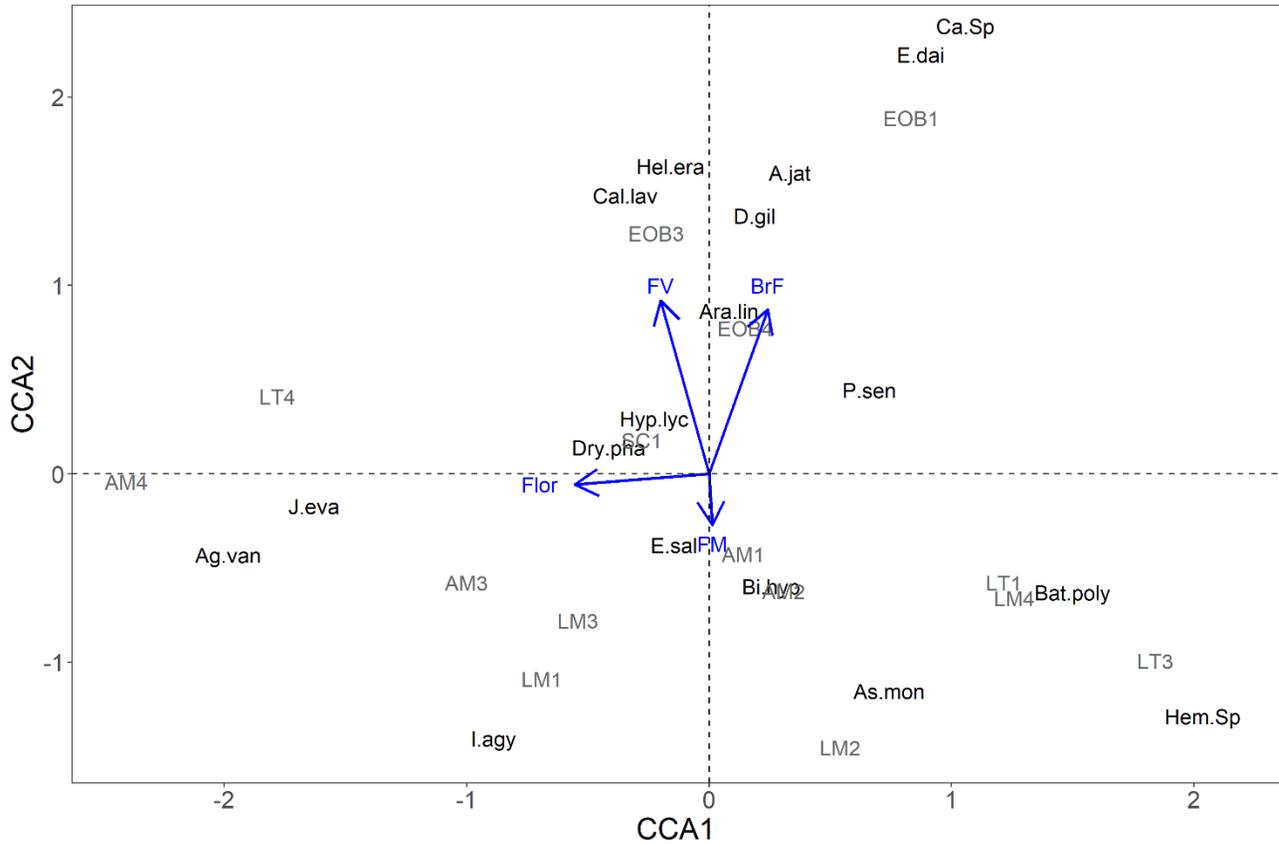


Figura 6. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) realizado entre las abundancias de especies de mariposas no frugívoras y las fenofases medidas en cinco sitios en el sur del departamento del Atlántico. Abreviaturas: Arroyo Mateo (AM), El mirador (LT), El Obispo (EOB); Los mamones (LM), Santa Cruz (SC), brotes de fruto (BrF), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), flores (Flor), *Junonia evarete* (J. eva), *Phoebis sennae* (P. sen), *Anartia jatrophae* (A. jat), *Eurema daira* (E. dai), *E. salome* (E. sal), *Ascia monuste* (As. mon), *Isapris agyrtus* (I. agy), *Agraulis vanillae* (Ag. van), *Hemiargus* sp. (Hem sp), *Danaus gilippus* (D. gil), *Arawacus lincoides* (Ara. lin), *Calycopis* sp. (Ca. Sp), *Heliconius erato* (Hel. era), *Dryadula phaetusa* (Dry. pha), *Hypothesis lycaste* (Hyp. lyc), *Biblis hyperia* (Bi. hyp), *Battus polydamas* (Bat. poly) y *Calephelis laverna* (Cal. lav).

Discusión

La especie *Hamadryas amphichloe* presentó la mayor abundancia de individuos, cuyos hábitos de alimentación son frugívoros, hallazgo que contrasta con trabajos anteriores según la zona del departamento, en los que otras especies de la misma familia corresponden a las más abundantes; hacia el noreste, la especie *C. similis* es registrada como la más abundante (Casis y Charris, 2013), hacia el centro del departamento la especie *M. lysimnia* (Boom-Ureta *et al.*, 2013), hacia el este la especie *H. februa*, correspondiendo al mismo género aquí evaluado, aunque en este último estudio solo se hizo énfasis en la subfamilia Biblidinae, lo que excluye al resto de mariposas (Vargas-Zapata *et al.*, 2015).

Lo anterior evidencia como generalidad que especies de la familia Nymphalidae son las más abundantes. Sin embargo, *P.*

anchises (Papilionidae) fue reportada como la más abundante, cuya área de estudio corresponde a zonas del sur del departamento del Atlántico (Montero *et al.*, 2009), siendo muy cercanas a las áreas del presente trabajo, lo que puede estar relacionado con el uso del suelo, según las especies de mariposas que se encuentren, y es que esta mariposa es considerada común en sitios pocos conservados (Pereira *et al.*, 2017).

La riqueza de especies y las especies comunes y dominantes evidenciaron sus mayores valores en EOB, sitio que dispone de agua corriente y la más alta cobertura vegetal entre los sitios evaluados, características con las que se asocia un alto número de especies en la región (Vargas-Zapata *et al.*, 2011), indicando que las mariposas se pueden movilizar hacia lugares donde se encuentren los recursos que necesiten (Molina-Martínez y León-

Cortés, 2006; Pereira *et al.*, 2017). Los hábitats donde se crean condiciones microclimáticas ideales para especies de mariposas que se albergan en lugares con alta cobertura vegetal, como el caso de sitios los EOB y LM, son de gran utilidad para aquellas mariposas que no toleran la luz solar en grandes cantidades, de manera directa o porque tienen una alta asociación con las especies florísticas arbóreas, arbustivas y palmas, que son fuentes hospederas y alimenticias de larvas y adultos de mariposas (DeVries, 1987; DeVries *et al.*, 2014).

Los sitios en los que se observó menor riqueza o abundancia pueden ser considerados lugares de paso para las mariposas (Pérez, 2008) o es resultado del mayor impacto antrópico observado, como ha sido registrado en otras áreas del departamento (Montero *et al.*, 2009), Un ejemplo es la presencia de *Hermeuptichya hermes*, mayormente representada en AM, cuya presencia es indicadora de perturbación (Pérez, 2008), sitio caracterizado por la presencia de potreros y cultivos. Por su parte, el género *Hypothyris*, que es un grupo que contiene especies típicas de bosques neotropicales, puede alcanzar su máxima diversidad entre los 600 y 1500 msnm (DeVries, 1987), en el presente estudio solo se encontró la especie *H. lycaste* asociada al sitio SC, cuya altitud en la zona municipal no supera los 500 m, lo que explica su baja abundancia, porque en otras zonas ha sido registrada a mayores alturas (Muriel *et al.*, 2011), por lo que cabe resaltar que especies que se encuentran en un solo lugar, representan un grupo valioso de monitoreo específico, o es indicio que estas mariposas están siendo desplazadas (González-Valdivia *et al.*, 2016).

La cantidad de frutos y flores presentaron variaciones entre sitios, aunque solo algunas de las plantas evaluadas evidenciaron las cuatro fenofases registradas. Esto se debe a que algunas plantas pueden disponer frutos y/o flores gran parte del año como respuestas fisiológicas según la estacionalidad temporal (Rangel *et al.*, 1997; Berdugo y Rangel, 2015).

En general, la abundancia de especies de mariposas no frugívoras tuvo una relación directamente proporcional con la disponibilidad de las cuatro fenofases evaluadas. Pero, la abundancia de las mariposas frugívoras solo fue directamente proporcional a la fenofase FV, lo que implica una respuesta potencialmente sincrónica por parte de las mariposas a la disponibilidad de algunos recursos (Henderson *et al.*, 2000), suceso que genera la pregunta ¿qué especies de mariposas tienen sincronía y con cuáles plantas? Se ha registrado que las mariposas muestran tendencia al incremento de su diversidad a mayor calidad de frutos, pero también a la variabilidad de

factores ambientales (Marín-Gómez *et al.*, 2011; Muniz *et al.*, 2012; Peña y Reinoso, 2016), aspectos que pueden ser abordados conjuntamente en trabajos futuros.

Las asociaciones entre la abundancia de las mariposas diurnas con la fenología reproductiva del BST en el departamento del Atlántico presentaron relaciones no lineales, evidenciando que hay fluctuaciones en la diversidad de las mariposas por efecto del comportamiento de la fenología reproductiva de las plantas (Uehara-Prado *et al.*, 2005) Lo anterior implica que especies de mariposas pueden responder a la disponibilidad de los recursos ofrecidos por las plantas, (Ramírez, 2009; Marín-Gómez *et al.*, 2011), lo que lleva a realizar estudios a futuro en los que se pueda evaluar la calidad de los nutrientes tanto de frutos como de flores y cuantificar la disponibilidad de estos recursos en el suelo en los que se incluyan sitios con diversos tipos de hábitats.

Agradecimientos

Este documento es realizado en memoria a Luis Carlos Gutiérrez Moreno, por todo su apoyo de investigación que en vida brindó para que naciera este estudio. A la gobernación del Atlántico por ser parte de la financiación en marco del proyecto regalías: "Estado actual de los recursos hidrobiológicos de las ciénagas del Sur del Atlántico y subregión canal del Dique" código 0103*2013*000009.

Referencias

- Ahumada-C. D., Segovia-Paccini, A., Ortega-Echeverría, C., Andrade-C, M.G. y Navas-S. G. 2019. Extension of geographical distribution of three common species of diurnal butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) from the Colombian Caribbean. *Intropica* 15(1): 55-58. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3422>.
- Andrade-C, M.G. 1998. Utilización de las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias, Exactas, Físicas y Naturales* 22(84):407-421.
- Berdugo-L, M.L y Rangel-Ch, J.O. 2015. Composición florística del bosque tropical seco del santuario "Los Besotes" y fenología de especies arbóreas dominantes (Valledupar, Cesar, Colombia). *Colombia Forestal* 18(1):87-103.
- Boom-Ureta, C., Seña-Ramos, L., Vargas-Zapata, M. y Martínez-Hernández, N. 2013. Mariposas Hesperioidea y Papilionoidea (Insecta: Lepidoptera) en un fragmento de bosque seco tropical, Atlántico, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Historia Natural* 17 (1):149-167.

- Boyle, W.A. y Bronstein, J.L. 2012. Phenology of tropical understory trees: patterns and correlates. *Revista de Biología Tropical* 60 (4): 1415-1430. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i4.2050>.
- Brown, K.S. 1991. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators: 349-404. En N.M. Collins Thomas, y J.A. (Editor). *The conservation of insects and their habitats. Royal Entomological Society Symposium XV*. Academic Press, London.
- Casis, A. y Charris, A. 2013. Ensamblajes de lepidopteros (Superfamilia Papilionoidea) Asociados a eventos fenológicos de la vegetación y aspectos climáticos en dos localidades de la ribera del Rio Magdalena, departamento del Atlántico (Colombia). Tesis de Pregrado. Atlántico: Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico. Barranquilla, Colombia.
- Chacón, I. y Montero, J. 2007. *Mariposas de Costa Rica*. Editorial INBIO, San José de Costa Rica.
- Corporación Autónoma Regional del Caribe, CRA. 2007. *Documentación del estado de las cuencas hidrográficas en el Departamento del Atlántico*. Colombia.
- Corporación Autónoma Regional del Caribe, CRA. 2012. *Diagnóstico ambiental y estrategias de rehabilitación de la ciénaga Luruaco, Atlántico*. Colombia.
- DeVries, P.J. 1987. *The Butterflies of Costa Rica and their Natural History Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae*. Princeton: University Press, San José de Costa Rica.
- Devries, P.J. 1997. *The Butterflies of Costa Rica and their Natural History Vol II: Riodinidae*. Princeton: Princeton University Press.
- DeVries, P.J., Alexander, L.G., Chacon I.A. y Fordyce, J.A. 2012. Similarity and difference among rainforest fruit-feeding butterfly communities in Central and South America. *Journal of Animal Ecology* 81: 472-482. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01922.x>.
- Fagua, G. 1996. Comunidad de mariposas y artropofauna asociada con el suelo de tres tipos de vegetación de la Serranía de Taraira (Vaupés, Colombia). Una prueba del uso de mariposas como bioindicadores. *Revista Colombiana de Entomología* 22(3): 143-152. Doi: <https://doi.org/10.25100/socolen.v22i3.9941>.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fournier, L.A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba* 24(4):422-423.
- González-Valdivia, N.A., Pozo, C., Ochoa-Gaona, S., Gordon-Ferguson, B., Cambranis, E. Lara, O., Pérez-Hernández, I., Ponce-Mendoza A. y Kampichler, C. 2016. Nymphalidae frugívoras (Lepidoptera: Papilionoidea) asociadas a un ecosistema agropecuario y de bosque tropical lluvioso en un paisaje del sureste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:451-464. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.04.003>.
- Henderson, A., Fischer, B., Scariot, A., Whitaker Pacheco M.A. y Pardini R. 2000. Flowering phenology of a palm community in a central Amazon Forest. *Brittonia* 52(2):149-159. Doi: <https://doi.org/10.2307/2666506>.
- Heppner, J.B. 1991. Faunal regions and the diversity of Lepidoptera. *Tropical Lepidoptera* 2(1):1-85.
- Huxley, P.A. 1983. Phenology of tropical woody perennials and seasonal crop plants with reference to their management in agroforestry systems. En: Huxley P.A. Editores. *Plant research and agroforestry*. ICRAF, Nairobi.
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, IAvH. 1998. El Bosque Seco Tropical (Bs-T) en Colombia. Colombia.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2):363-375. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. Butterflies as indicators. *Ecological Applications* 2:203-217. Doi: <https://doi.org/10.2307/1941776>.
- Le Crom, J. F., Constantino, L.M. y Salazar-E., J.A. 2004. Pieridae. Colombia. En: Martín-Piera, F.J.J. y Melic, A. Editores. *Mariposas de Colombia. Tomo II*. Monografías Tercer Milenio SEA, Zaragoza.
- Leingärtner, A., KraussIngolf, J. y Dewenter, I. 2014. Species richness and trait composition of butterfly assemblages change along an altitudinal gradient. *Oecologia* 175(2):613-23. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-014-2917-7>.
- Marín-Gómez, O.H., García, C.R., Gómez, M.W. y Pinzon, L.W. 2011. Diversidad de mariposas y su relación con la fenología reproductiva de *Inga ornata* kunth (Mimosoidae) en un agroecosistema ganadero del Quindío, Colombia. *Boletín Científico del Museo De Historia Natural* 15(2):105-108.

- Molina-Martínez, A. y León-Cortés, J.L. 2006. Movilidad y especialización ecológica como variables que afectan la abundancia y distribución de lepidópteros papilionidos en el Sumidero, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 22(3):29-52. Doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2006.2232022>.
- Montero, A.F., Moreno, P.M. y Gutiérrez, L.C. 2009. Mariposas (Lepidoptera Hesperioidea y Papilionoidea) Asociadas a fragmentos de Bosque Seco Tropical en el Departamento del Atlántico, Colombia. *Boletín Científico Museo de Historia Natural, Universidad de Caldas* 13(2):157-173.
- Mooney, H.A., Bjorkman, O., Hall, A.E., Medina E. y Tomlinson, P.B. 1980. The study of physiological ecology of tropical-current status and needs. *Bioscience* 30:22-26. Doi: <https://doi.org/10.2307/1308067>.
- Muniz, D.G., Freitas, A.V. y Oliveira, P.S. 2012. Phenological relationships of *Eunica bechina* (Lepidoptera: Nymphalidae) and its host plant, *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae), in a Neotropical savanna. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 47(2): 111-118. Doi: <https://doi.org/10.1080/01650521.2012.698932>.
- Muriel, S.B., Montoya, J., Restrepo, A. y Muñoz J. 2011. Nuevos registros de plantas hospederas y disponibilidad de recursos para mariposas *Ithomiini* (Lepidoptera: Nymphalidae: Danainae), en agroecosistemas de café colombianos. *Actualidades Biológicas* 33(95): 275-285.
- Neild, F.E. 1991. *The butterflies of Venezuela, Part 1: Nymphalidae* (Limenitidae, Apaturidae, Charaxinae) Greenwich. London.
- Peña, J.M y Reinoso, G. 2016. Mariposas diurnas de tres fragmentos de bosque seco tropical del alto valle del Magdalena. Tolima-Colombia. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias* 28:57-66.
- Pereira-Martins, L., Araujo-Junior, E., Pereira-Martins, A.R., Duarte, M. y Garcia-Azevedo, G. 2017. Species fruit diversity and community structure of -feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in an eastern amazonian forest. *Papéis Avulsos de Zoologia* 57(38): 481-489. Doi: <https://doi.org/10.11606/0031-1049.2017.57.38>.
- Pérez, G.O. 2008. Evaluación de la biodiversidad de mariposas diurnas presentes en sistemas agroforestales modernos con café en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Tesis de Maestría. Turrialba-Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, San José de Costa Rica.
- Ramírez, N. 2009. Correlaciones entre la fenología reproductiva de la vegetación y variables climáticas en los altos Llanos Centrales Venezolanos. *Acta botánica de Venezuela* 32(2):333-362.
- Rangel-Ch, J.O. 2015. La biodiversidad de Colombia: significado y distribución regional. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias. Exactas, Físicas y Naturales* 39(151):176-200. Doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.136>.
- Rangel-Ch, J.O., Lowy-C, P.D. y Aguilar-P, M. 1997. Distribución de los tipos de vegetación en las regiones naturales de Colombia. Aproximación inicial. En: Rangel-Ch, J.O., Lowy-C, P.D. y Aguilar-P, M. Editores. *Diversidad Biótica* II. Tipos de Vegetación en Colombia. Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales, Instituto de hidrología, Meteorología y estudios Ambientales (IDEAM)-Ministerio del Medio Ambiente, Comité de Investigaciones y Desarrollo Científico-CINDEC.U.N, Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Bogotá D.C.
- Uehara-Prado, M., Brown Jr, S.K. y Lucci-Freitas. A.V. 2005. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the South Brazilian Atlantic Forest. *Journal of the Lepidopterists' Society* 59(2):96-106.
- Vargas-Zapata, M.A., Martínez, N.J., Gutiérrez, L. y Prince, S. 2011. Riqueza y abundancia de Hesperoidea y Papilionoidea (Lepidoptera) en la Reserva Natural Las Delicias, Santa Marta, Magdalena, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 16(1):43-60.
- Vargas-Zapata, M.A, Boom-Urueta, C.J., Seña-Ramos, L.I., Echeverry-Iglesias, A.L. y Martínez-Hernández, N.J. 2015. Composición vegetal, preferencias alimenticias y abundancia de Biblidinae (Lepidoptera: Nymphalidae) en un fragmento de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico, Colombia. *Acta biológica colombiana* 20(3):79-92. Doi: <https://doi.org/10.15446/abc.v20n3.42545>.
- Vélez, J. y Salazar-E., J.A. 1991. *Mariposas de Colombia*. Editorial Villegas, Bogotá D.C.
- Wheatley, C.J., Beale, C.M., Bradbury, R.B., Pearce-Higgins, J.W. Critchlow, R. y Thomas, C.D. 2017. Climate change vulnerability for species-Assessing the assessments. *Global Change Biology* 23: 3704-3715. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.13759>.
- Williams, L. y Meave, J. 2002. Patrones Fenológicos. En: Guariguata, M. y G. Kattan. Editores. *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Cartago.
- Wolff, M.E. 2006. *Insectos de Colombia; guía básica de familias*. Editorial Multitempos, Medellín.

Géneros de foraminíferos bentónicos en zonas mesofóticas superior y media del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad y su potencial como bioindicadores de hábitats y cambios ambientales

Benthic foraminifera genera in the upper and middle mesophotic zones of the Corales de Profundidad Natural National Park and their potential as bioindicators of habitats and environmental changes

Alejandro Henao-Castro^{1*}  y Gabriel R. Navas-S² 

1. Grupo de Investigación en Biología Descriptiva y Aplicada, Programa de Biología, Universidad de Cartagena

2. Grupo de Investigación en Hidrobiología, Programa de Biología, Universidad de Cartagena

Resumen

Los arrecifes coralinos mesofóticos hacen parte del objeto de conservación del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNN CPR). Un paso fundamental para el manejo de un área protegida es la caracterización de su riqueza específica, y uno de los grupos taxonómicos importantes en ambientes arrecifales son los foraminíferos bentónicos. Debido a que no existen investigaciones de este tipo para el PNN CPR, se consideró estudiar los géneros de foraminíferos bentónicos de las zonas mesofótica superior y media, y explorar una posible relación de dicha composición con sus ámbitos geográficos y batimétricos, así como con cambios ambientales. Los resultados permitieron concluir que una submuestra de 50 individuos con conchillas en buen estado, tomadas de diez muestras de 10 g, fue suficiente para estimar la composición de géneros presentes en la zona. La riqueza de géneros encontrada fue de 53, siendo *Amphistegina*, *Quinqueloculina* y *Triloculina* los que presentaron mayor frecuencia de aparición. No se encontraron diferencias significativas entre el conjunto de géneros de foraminíferos bentónicos de los estratos de profundidad superior (34-60 m) y medio (61-90 m). El conjunto de foraminíferos bentónicos del sector Bajo Calamarí difiere significativamente del encontrado en la localidad de Bajo Frijol. El análisis conjunto de la similaridad de muestras mediante clasificación y ordenación permitió identificar tres grupos congruentes con el sitio de muestreo, la época del año y el año de recolecta. El grupo de foraminíferos heterótrofos (*Quinqueloculina*, *Triloculina*, *Cibicides*, *Discorbis*, *Rosalina*, *Poroeponides* y *Textularia*) fue el más frecuente, seguido por el de los foraminíferos simbiotes (*Amphistegina*) y oportunistas (*Elphidium*). Los resultados obtenidos permiten sugerir que los foraminíferos bentónicos mesofóticos tienen potencial de ser bioindicadores para el programa de monitoreo del PNN CPR.

Palabras clave: foraminíferos bentónicos; corales mesofóticos; área marina protegida; bioindicadores

Abstract

The mesophotic coral reefs are part of the conservation object of the Corales de Profundidad Natural National Park (PNN CPR). A fundamental step for managing a protected area is the characterization of its specific richness, and benthic foraminifera is one of the essential taxonomic groups in reef environments. To our knowledge there are not published research about this topic in the PNN CPR, so it was necessary to study the genera of benthic foraminifera of the upper and middle mesophotic zones and explore a possible relationship of its composition in relation to its geographic and bathymetric ranges, as well as environmental changes. The results allowed us to conclude that a subsample of 50 individuals with shells in good condition taken from ten samples of 50 g was enough to estimate the composition of genera present in the study zone. The found genera richness was 53, from which *Amphistegina*, *Quinqueloculina*, and *Triloculina* were the most frequent. There were not significant differences found between the composition of benthic foraminifera genera between the upper (34-60 m) and middle (61-90 m) depth. The assemblage of benthic foraminifera in the Bajo Calamarí sector differs significantly from that found in the Bajo Frijol locality. The analysis of the similarity of samples using classification and ordination allowed us the identification of three groups in relation with the sampling site, time of year, and year of collection. The group of heterotrophs foraminifera (*Quinqueloculina*, *Triloculina*, *Cibicides*, *Discorbis*, *Rosalina*, *Poroeponides*, *Textularia*) was the most frequent, followed by symbiont (*Amphistegina*) and opportunistic foraminifera (*Elphidium*). The results obtained allow us to suggest that mesophotic benthic foraminifera have the potential to be bioindicators for the PNN CPR monitoring program.

Key words: benthic foraminifera; mesophotic corals; marine protected area; bioindicators; Colombian Caribbean

*Autor de correspondencia: henaoc@unicartagena.edu.co

Editora: Vanessa Yepes Narváez

Recibido: 06 de mayo de 2022

Aceptado: 26 de noviembre de 2022

Publicación en línea: 26 de diciembre de 2022

Citar como: Henao-Castro, A. y Navas-S, G.R. 2022. Géneros de foraminíferos bentónicos en zonas mesofóticas superior y media del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad y su potencial como bioindicadores de hábitats y cambios ambientales. *Intropica* 17(2): 262-276.

<https://doi.org/10.21676/23897864.4600>.



Introducción

Los arrecifes coralinos mesofóticos están formados por colonias de corales adaptadas a una baja intensidad de luz, por lo que pueden alcanzar más de 150 m de profundidad (Pyle y Copus, 2019). La composición de especies de corales, octocorales, algas y esponjas que dominan éstos hábitats, cambian de acuerdo con el estrato de profundidad (Kahng *et al.*, 2010). En general, se reconocen tres estratos: (1) zona mesofótica superior (ZMS) entre los 30 m y 60 m, (2) zona mesofótica media (ZMM) entre 61 m y 90 m y (3) zona mesofótica inferior (ZMI) superior a 90 m (Kahng *et al.*, 2010; Rocha *et al.*, 2018; Eyal y Pinheiro, 2020; Laverick *et al.*, 2020).

En muchos casos, estos ecosistemas se pueden considerar como una extensión de los arrecifes coralinos someros, incluyendo especies comunes compartidas, por lo que pueden servir como refugio para especies amenazadas en arrecifes más someros afectados por presiones antrópicas como la contaminación o la sobrepesca (Bongaerts y Smith, 2019). Asimismo, muchas de las especies que los habitan son endémicas en cuanto a sus ámbitos geográfico y batimétrico (Olivera *et al.*, 2019). Además, de forma similar a los ecosistemas coralinos menos profundos, los mesofóticos contienen organismos con defensas especializadas para protegerse de los depredadores y las infecciones microbianas, las cuales podrían utilizarse para desarrollar productos con utilidad industrial (Olson y Kellogg, 2010). Sin embargo, a pesar de estos atributos y de representar aproximadamente el 80 % del potencial de hábitat de arrecifes de corales del mundo, es poco lo que se conoce sobre la ecología de estos ecosistemas (Pyle y Copus, 2019).

En Colombia, las primeras formaciones de corales mesofóticos se registraron en 2005 (Reyes *et al.*, 2005) y fueron consideradas importantes objetos de conservación, que justificaron la creación del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR) en el año 2014. Este se ubica en la cuenca del gran Caribe colombiano, a 12 km del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, y a 32 km del punto más cercano del continente, la península de Barú (Marrugo y Martínez, 2016; Sánchez *et al.*, 2016).

Un paso fundamental para el manejo de un área protegida es la caracterización de su riqueza específica. En tal medida, se ha reconocido que el PNNCPR alberga una valiosa cantidad de organismos, tales como los registrados por Reyes *et al.* (2005), los peces reportados en trabajos como los de Henao-Castro *et al.* (2019) y García (2021), el zooplancton descrito en Contreras-Vega *et al.* (2021) y en Criales-Hernández *et al.* (2021), entre

otros grupos (Alonso *et al.*, 2015; 2021; Sanjuán-Muñoz *et al.*, 2022).

Los foraminíferos, en particular, son uno de los organismos unicelulares más importantes en ambientes arrecifales puesto que desempeñan un papel esencial en los ciclos biogeoquímicos como los del carbono y nitrógeno, por lo que son considerados reservorios valiosos de estos elementos (Bernhard *et al.*, 2012). Asimismo, se destacan en la eficiente producción del carbonato de calcio para la construcción de sus conchillas (Hohenegger, 2006; Kiss *et al.*, 2021).

La salinidad, la temperatura, la turbidez del agua, el pH, la concentración de nutrientes, el patrón de corrientes, la tasa de sedimentación y el tipo de sustrato condicionan la presencia y abundancia a nivel local de las especies de foraminíferos (Arenillas *et al.*, 2000). Así pues, mientras que algunas soportan grandes y frecuentes cambios, otras mueren ante cambios más pequeños, por lo que se pueden utilizar como bioindicadores de condiciones ambientales (Armstrong y Brasier, 2005; Núñez-Luis *et al.*, 2018).

En efecto, muchas especies de foraminíferos responden ante cambios ambientales de manera similar a como lo hacen los corales escleractínios. Por ejemplo, las conchillas de muchas especies se componen de carbonato de calcio, y algunas especies se consideran constructoras arrecifales y presentan simbiosis con zooxantelas, por lo que sus requerimientos ambientales también son similares (Hallock *et al.*, 2003; Beccari *et al.*, 2020; O'Brien *et al.*, 2021). De tal forma, estos organismos han sido considerados como indicadores biológicos (ambientales y paleoambientales) ideales ya que su ciclo de vida corto (p. ej., pocos días, según Myers, 1938) y tallas pequeñas (desde pocos milímetros a centímetros, conforme lo establecen Hallock y Glenn, 1986) permiten su fácil manipulación y pueden reflejar alteraciones medioambientales a corto plazo (Hallock *et al.*, 2004; Alves *et al.*, 2019; Santa-Rosa *et al.*, 2021). De igual modo, cabe destacar que el muestreo de foraminíferos se puede realizar por medio de técnicas no destructivas en los ecosistemas y son costo efectivas en comparación con otros bioindicadores, o incluso con la medición directa de las variables ambientales como parámetros fisicoquímicos del agua y la sedimentación, entre otras (Hallock *et al.*, 2003; Cooper *et al.*, 2009; Fabricius *et al.*, 2012; Prazeres *et al.*, 2020).

Estudios sobre conjuntos de foraminíferos bentónicos en ambientes arrecifales generalmente los clasifican en tres grupos funcionales: (1) portadores de simbiontes, (2) mixótrofos (estrés-tolerantes) y (3) otros foraminíferos pequeños

considerados heterótrofos (Hallock *et al.*, 2003; Hallock, 2012; O'Brien *et al.*, 2021). Esta distinción se debe a que las diferencias entre las proporciones de estos tres grupos son una herramienta práctica y eficiente para determinar si un arrecife se encuentra en buen estado de salud o en degradación crónica o si atraviesa eventos agudos de mortalidad específica de corales (Hallock, 2012; Pisapia *et al.*, 2017; Prazeres *et al.*, 2020). En ese orden de ideas, Hallock *et al.* (2003) propusieron el índice FORAM con especies de foraminíferos bentónicos como un índice de integridad biológica útil para monitorear la salud arrecifal y evidenciar efectos negativos de perturbaciones naturales y antrópicas (Hallock y Glenn, 1986; Hallock, 2000; Hallock *et al.*, 2003; 2004; 2012; Prazeres *et al.*, 2020). Este indicador ha sido ampliamente usado, entre otras, en zonas arrecifales de África, la Gran Barrera Arrecifal Australiana, los cayos de la Florida y el Caribe (Hallock, 2000; Hallock *et al.*, 2003; Cooper *et al.*, 2009; Oron *et al.*, 2022).

A la fecha, poco se conoce sobre la riqueza de especies de foraminíferos bentónicos y la proporción entre grupos funcionales en Colombia (Naranjo, 2016; Sánchez *et al.*, 2016). Así pues, se cuenta con información limitada para evidenciar el grado de exposición de los arrecifes de corales a la escorrentía continental y otras perturbaciones (Velásquez *et al.*, 2011; López-Angarita *et al.*, 2014; Sánchez *et al.*, 2019).

En cuanto a las zonas coralinas más profundas del Caribe colombiano, solo se conocen dos informes técnicos elaborados para Parques Nacionales por Cedeño-Posso *et al.* (2015) y Sánchez *et al.* (2016), y dos trabajos de grado (Gómez, 2015; Naranjo, 2016) en una estación de monitoreo del PNN CPR en la zona más somera de Bajo Frijol, cuyos resultados permiten suponer que la riqueza de foraminíferos bentónicos de dicho parque es alta, como ha sido propuesto para ambientes con características comparables en otros países (Renema, 2019; Núñez-Luis y Herrera, 2021).

Considerando lo anterior, este trabajo se enfocó en estudiar los géneros de foraminíferos bentónicos de la ZMS y la ZMM de arrecifes de corales mesofóticos del PNN CPR, explorando a su vez una posible relación de su presencia y frecuencia con sus ámbitos espacial y batimétrico y su ciclo climático. Los resultados obtenidos de presencia/ausencia de géneros podrán ser utilizados para orientar hacia el estudio de especies en

particular y, a partir de ello, mejorar las estrategias de monitoreo y cálculo de índices como el FORAM, que permitan estimar posibles alteraciones en el ambiente que puedan servir como alertas para tomar medidas de conservación y manejo relevantes ante el cambio climático y cambios ambientales actuales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El PNN CPR, localizado entre las coordenadas 9°43'16,591"-10°7'30,277"N y 76°0'16,254"-17°41,091"O, hace parte de la cuenca del gran Caribe colombiano (figura 1) y se encuentra ubicado a 12 km de distancia del Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, y a 32 km del punto más cercano del continente, la península de Barú (Morales-Giraldo *et al.*, 2017). Esta área protegida comprende una amplia zona marina frente a los departamentos de Bolívar, Sucre y Córdoba, abarcando un área de 142 19515 ha, con profundidades de 34 a 1 234 m (Morales-Giraldo *et al.*, 2017).

Las muestras analizadas se recolectaron en dos sectores del Parque. Por una parte, se encuentra el Bajo Calamarí (BC), también conocido como "La Herradura", que se localiza en la parte nororiental, encierra una cuenca dentro de la plataforma continental con 1 km de ancho (Morales-Giraldo *et al.*, 2017) y tiene una topografía irregular con pendientes bajas a moderadas. En la zona abundan fondos rocosos coralinos con rodolitos calcáreos, esponjas tipo barril como *Xestospongia muta* (Schmidt, 1870), algunos corales escleractínios (p. ej. porítidos y agarícidos), octocorales y una alta abundancia de colonias del hidrocoral *Stylaster roseus* (Pallas, 1766) (Sánchez *et al.*, 2016). Por otra parte, la localidad del Bajo Frijol (BF) comprende una montaña submarina entre 34 y 150 m de profundidad ubicada al sur occidente del bajo Calamarí (BC), con una longitud de 8,2 km y 1,4 km de ancho (Morales-Giraldo *et al.*, 2017). En ella abundan formaciones de coral duro, rodolitos de algas calcáreas, macroalgas y esponjas aisladas, con una particular abundancia de peces (Alonso *et al.*, 2015; Cedeño-Posso *et al.*, 2015; Marrugo y Martínez, 2016; Sánchez *et al.*, 2016; Chasqui-Velasco y González-Corredor, 2019; Sanjuán-Muñoz *et al.*, 2022).

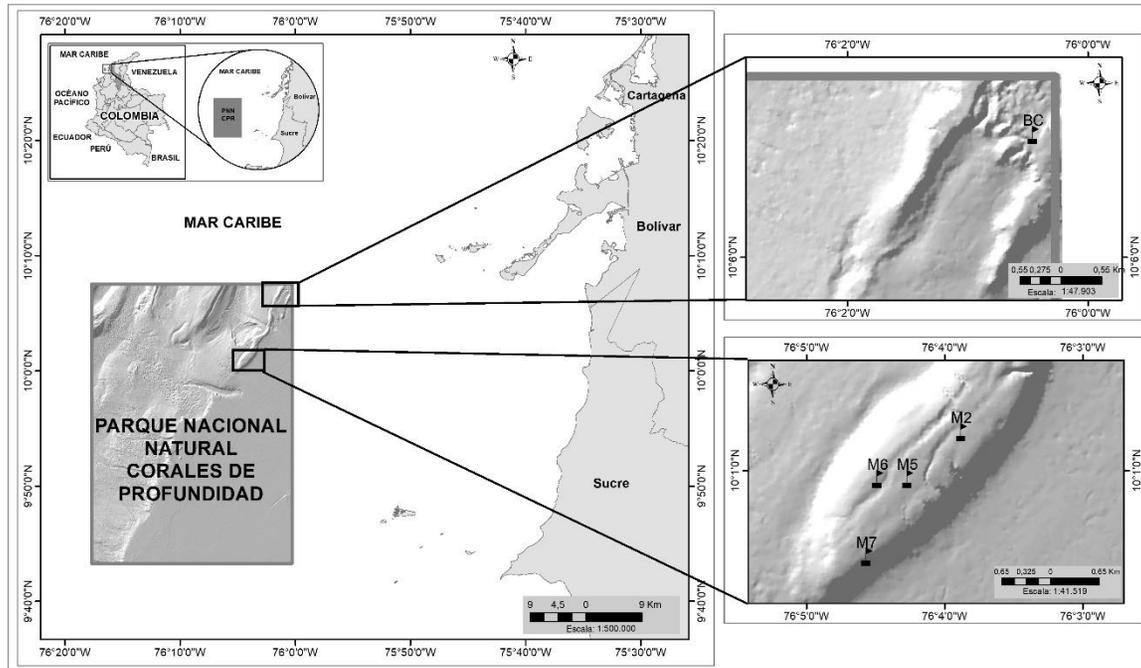


Figura 1. Sitios (M) de recolección de muestras en los sectores Bajo Calamarí-La Herradura (BC) y Bajo Frijol (estaciones de monitoreo M2, M5, M6 y M7), en el PNNCPR. Sitios M2 y M5: 34-37 m de profundidad; M6: 43 m; M7: 60-70 m; BC: 77 m. M2, M5 y M6 corresponden a la zona mesofótica superior, y M7 y BC indican la zona mesofótica media (mapa elaborado por M.P. Molina-Jiménez, 2022).

Recolección y análisis de muestras

Para la caracterización del conjunto de géneros de foraminíferos bentónicos, se realizaron tres campañas de muestreo entre 2014 (junio) y 2015 (junio y noviembre). Las 20 muestras fueron recolectadas en cinco sitios (M) en el sector Bajo Frijol (BF) (año 2014: sitio M2 y año 2015: sitios M5, M6, M7) y en un sitio en el sector Bajo Calamarí o La Herradura (BC), muestreado en el año 2015 (figura 1). En cuanto al estrato de profundidad, los sitios de muestreo se ubicaron entre los 34 -70 m en BF y a los 77 m en BC (figura 1). De este modo, al discriminar según la zonación ecológica de los corales mesofóticos, las muestras de los sitios M2, M5 y M6 fueron recolectadas en la zona mesofótica superior (ZMS) (30-60 m de profundidad), y las muestras de los sitios de muestreo M7 y las de BC se obtuvieron de la zona mesofótica media (ZMM) (61-90 m).

Las muestras fueron recolectadas por medio de buceo técnico de circuito cerrado O2ptima Rebreather, utilizando mezclas de gases trimix (aire, oxígeno y helio) (Sánchez *et al.*, 2016). Cada muestra consistió en la toma manual de aproximadamente 10 g en peso seco de sedimento arenoso superficial depositado en recipientes plásticos de 50 mL. Una vez en la embarcación, a cada recipiente se le adicionó etanol absoluto en una relación 1:1, y fueron llevados al laboratorio para su posterior análisis. Las muestras se secaron a temperatura ambiente en el

laboratorio de Parques Nacionales Naturales, sede Cartagena, y se extrajeron 2 g de cada una, los cuales se depositaron en cajas de Petri de 90 mm de diámetro de acuerdo con lo recomendado por Velásquez *et al.* (2011) para arrecifes someros del Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo. Siguiendo la metodología sugerida por Hallock *et al.* (2003), se obtuvo una submuestra de 0,1 g de sedimento a partir de cada muestra, la cual fue observada a través de un estereomicroscopio (Zeiss Discovery V8). Estas submuestras se analizaron hasta contar mínimo 50 individuos que no presentaban daños o signos de deterioro evidentes en sus conchillas (Hallock *et al.*, 2003; Prazeres *et al.*, 2020).

El nivel taxonómico determinado para este trabajo fue el de género. Por lo tanto, con el fin de estimar la representatividad del muestreo se realizaron para cada zona de muestreo (BF y BC) curvas de acumulación de géneros de foraminíferos (riqueza observada-Sobs) y de los estimadores jackknife 1, jackknife 2, Michaelis Menton (MM) y Uglan-Gray-Ellingsen (UGE) (Palmer, 1990; Uglan *et al.*, 2003; González-Oreja *et al.*, 2010).

Los datos obtenidos a partir de la revisión de las muestras fueron organizados en una matriz de presencia/ausencia teniendo en cuenta el sector (BF o BC), el estrato de profundidad (ZMS:30-60 m o ZMM: 61-90 m) y la fecha de muestreo.

Asimismo, con el fin de determinar si existían diferencias

significativas entre el conjunto de géneros de foraminíferos, los sitios y los estratos de profundidad, se realizaron dos pruebas ANOSIM *a priori*.

Para explorar una agrupación de muestras sin tener en cuenta únicamente estos dos factores, se empleó la misma matriz y se calculó la semejanza entre muestras mediante el índice de similitud de Jaccard a partir de la presencia o ausencia. Con base en este índice, se elaboraron una clasificación (dendrograma de similitud con soporte de grupos con SIMPROF) y un análisis multidimensional no métrico (MDS) (Digby y Kempton, 1987; Clarke y Gorley, 2015). Para identificar los géneros responsables de la formación de dichos grupos, se verificó su contribución porcentual mediante un análisis SIMPER. Todos estos análisis se realizaron en el programa Primer V7 (Clarke y Gorley, 2015).

Finalmente, como una primera aproximación a su posible uso en el Programa de Monitoreo del Área Marina protegida (AMP) del PNN CPR, los géneros registrados se agruparon en grupos funcionales según fueran considerados predominantemente

simbióticos, oportunistas y otros heterótrofos pequeños.

Resultados

La composición de foraminíferos bentónicos de ambientes mesofóticos entre los 34-77 m de profundidad en el PNN CPR estuvo representada por las familias Amphisteginidae, Hauerinidae y Eponididae, las cuales presentaron la mayor frecuencia de aparición con 100 %, 100 % y 80 %, respectivamente. La familia Hauerinidae, adicionalmente, tuvo el mayor número de géneros (riqueza (S)=8). En total, se encontraron 53 géneros; entre ellos, *Amphistegina*, *Quinqueloculina* y *Triloculina* fueron los más frecuentes, presentándose en 20, 15 y 14 muestras, respectivamente ([Material suplementario](#); figura 2).

Teniendo en cuenta el ámbito geográfico, los géneros más frecuentes para BC fueron *Amphistegina*, *Textularia*, *Pyrgo*, *Syphonina*, *Planulina*, *Triloculina* y *Eponides*. Mientras, para BF, fueron *Amphistegina*, *Quinqueloculina*, *Cibicides*, *Triloculina* y *Discorbis* (figura 2).

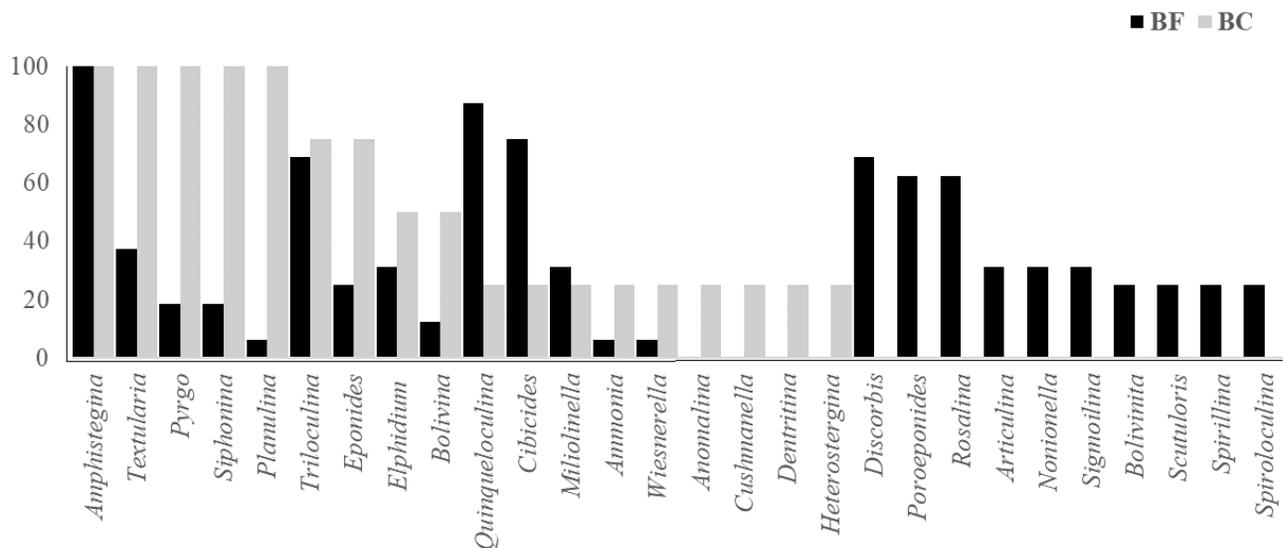


Figura 2. Frecuencia de ocurrencia (>20 % en alguno de los dos sitios) de los géneros más representativos encontrados en ambientes mesofóticos del PNN CPR. Montaña submarina BF y BC.

Suficiencia y representatividad del muestreo

Las curvas de acumulación de géneros para la mayoría de los estimadores (figura 3 a, b) mostraron inflexión con la revisión de al menos 10 muestras para el sector de Bajo Frijol (BF) (figura 3a). En cambio, con cuatro muestras analizadas del sector del Bajo Calamarí (BC), se infiere que es necesario incrementar el número de muestras analizadas para tener una caracterización

más completa de los géneros de foraminíferos bentónicos allí presentes (figura 3b).

Comparación entre estratos de profundidad y sitios de muestreo

No se encontraron diferencias significativas (ANOSIM: $R=0,063$; $p=0,16$) entre el conjunto de géneros de foraminíferos

bentónicos de los estratos de profundidad superior (34-60 m) y medio (61-90 m). Por lo tanto, se considera que los géneros de foraminíferos bentónicos entre la zona mesofótica superior (ZMS) y la zona mesofótica media (ZMM) aparentemente se solapan en los ambientes mesofóticos del PNN CPR. Asimismo, se determinó que la composición de géneros de foraminíferos

bentónicos del sector Bajo Frijol (BF) difiere significativamente de los encontrados en Bajo Calamarí (BC) (ANOSIM: $R= 0,659$; $p= 0,001$), principalmente por la frecuencia de ocurrencia de los géneros *Planulina*, *Pyrgo*, *Siphonina*, *Discorbis*, *Quinqueloculina*, *Textularia*, *Eponides*, *Cibicides*, *Poroeponides* y *Rosalina* (figura 2).

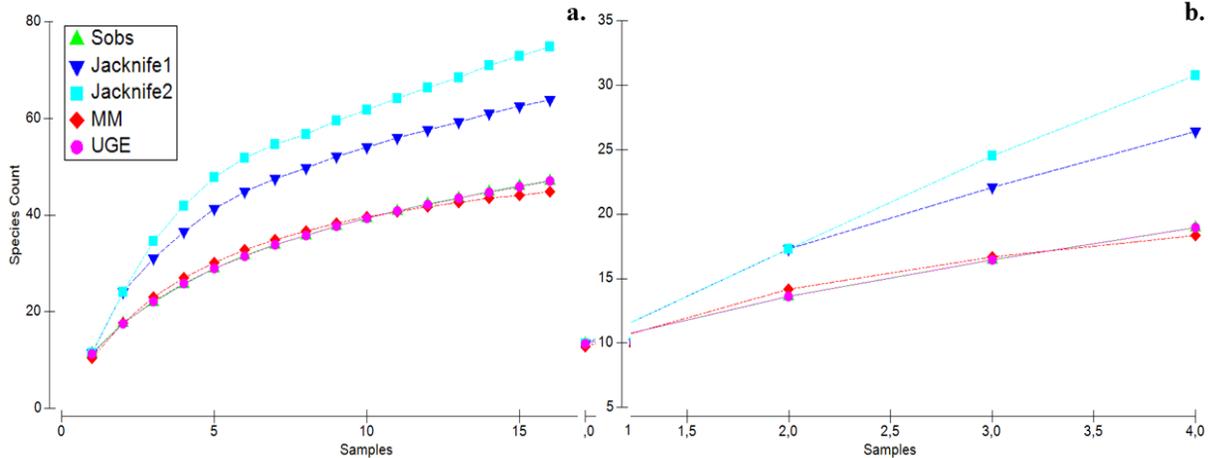


Figura 3. Curvas de acumulación de géneros de foraminíferos bentónicos de ecosistemas de corales mesofóticos del PNN Corales de Profundidad. Bajo Frijol (a) y Bajo Calamarí (b).

Agrupación de muestras

El análisis en conjunto de los resultados del dendrograma de similitud de muestras soportado con la prueba SIMPROF y el ordenamiento no métrico multidimensional (estrés=0,16)

evidenció una segregación de las muestras en tres grupos (figuras 4 y 5). El primero incluye las recolectadas en Bajo Frijol (BF) en junio del 2015, el segundo las provenientes de Bajo Calamarí (BC) y el tercero, las de BC recolectadas en abril de 2014 y noviembre de 2015 (figura 5).

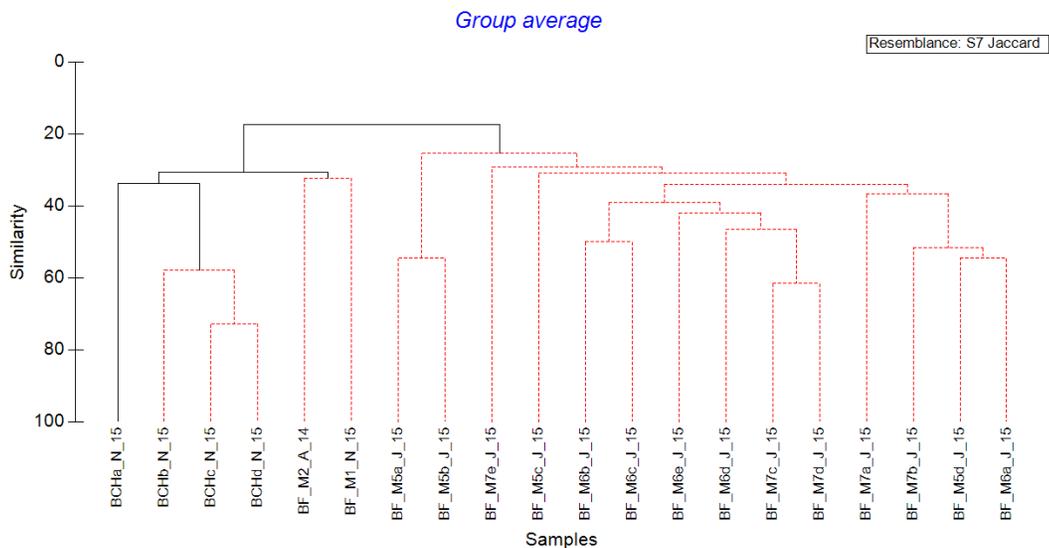


Figura 4. Dendrograma de similitud de Jaccard. Se muestra la separación de las muestras por sectores. Bajo Frijol (BF), Bajo Calamarí o La Herradura (BC), M (sitio), año 2014 (14), año 2015 (15), abril (A), junio (J) y noviembre (N).

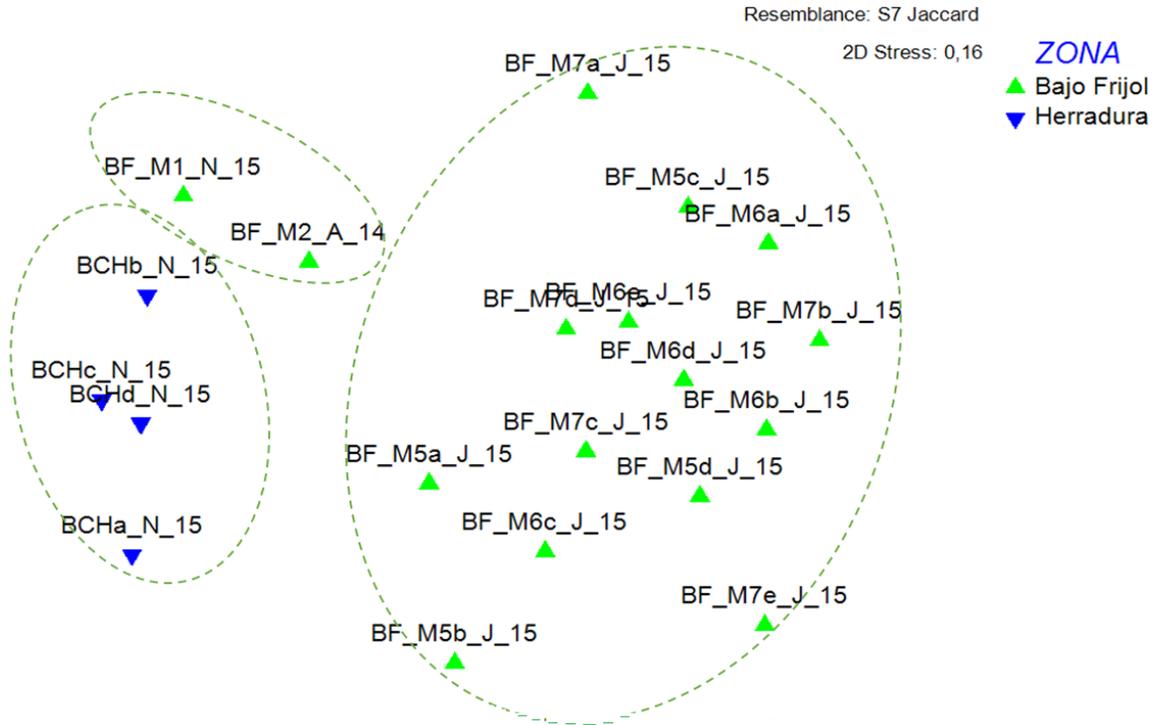


Figura 5. Análisis multidimensional no métrico (MDS). Se muestra la separación de las muestras por sector. Bajo Frijol (BF), Bajo Calamarí o La Herradura (BC), M (sitio), año 2014 (14), año 2015 (15), abril (A), junio (J) y noviembre (N).

Grupos funcionales de foraminíferos bentónicos

Se pudo apreciar que para ambos sectores (BF y BC) las proporciones de los tres grupos funcionales son similares. Los heterótrofos, en particular, fueron el grupo más frecuente (y con mayor riqueza taxonómica) en los ambientes mesofóticos, seguido por los foraminíferos simbiotes y los oportunistas, respectivamente (figura 6). La familia Hauerinidae tuvo el mayor número de géneros dentro de la comunidad de foraminíferos

(n= 8), siendo todos del grupo de heterótrofos pequeños, al igual que los géneros de la familia Eponididae (n= 2). Asimismo, a partir de información secundaria se encontró que cinco géneros se caracterizan por exhibir simbiosis con zooxantelas, de los cuales destacan, *Amphistegina* y los pertenecientes a las familias Elphidiidae (n=2) y Peneroplidae (n=3) ([Material suplementario](#)). No obstante, la mayoría de las especies de estos géneros se consideran heterótrofas y solo cuatro taxa se clasifican como oportunistas.

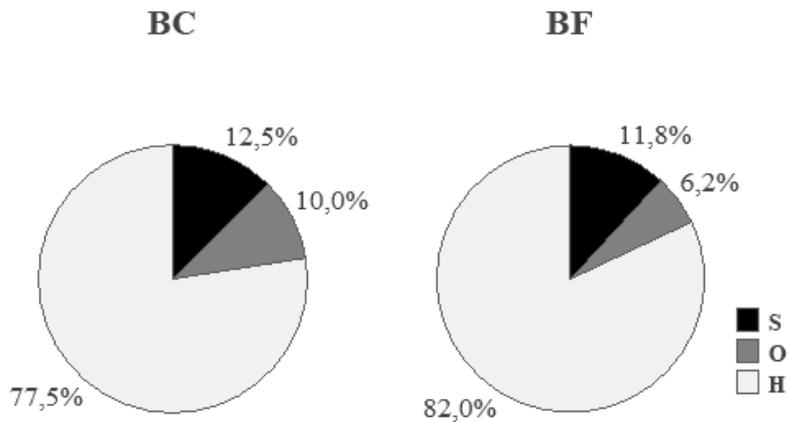


Figura 6. Proporciones de los grupos funcionales de foraminíferos bentónicos de ambientes mesofóticos de los sectores Bajo Calamarí (BC) y Bajo Frijol (BF) del PNCCPR. Grupos funcionales: simbiotes (S), oportunistas (O) y heterótrofos pequeños (H).

Discusión

Suficiencia y representatividad del muestreo

Los resultados de las curvas de acumulación de géneros y de los estimadores permitieron determinar que, con diez muestras de 50 g, y analizando una submuestra de 50 individuos con conchillas en buen estado, se logró una caracterización suficiente del conjunto de géneros de foraminíferos bentónicos presentes en los hábitats estudiados del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR) en el sitio Bajo Frijol (BF). En cuanto a Bajo Calamarí (BC) se recomienda aumentar el número de muestras analizadas. Para la caracterización a nivel taxonómico de especie Patterson y Fishbein (1989) y Schönfeld *et al.* (2012) sugieren realizar conteos de al menos 200 a 400 individuos mínimo para incluir posibles especies raras.

Composición de foraminíferos bentónicos del PNNCPR

Se encontraron 53 géneros de foraminíferos bentónicos en el PNNCPR entre los 34 m y 77 m de profundidad en ambientes mesofóticos, una riqueza mayor a la mencionada por Gómez (2015) de 25 géneros identificados a partir de dos muestras recolectadas en Bajo Frijol (BF) a 36 m de profundidad, y de 34 géneros identificados por Naranjo (2016) a partir de 14 muestras de Bajo Frijol (BF) recolectadas entre los 37m y 70 m de profundidad. Esta riqueza es comparable con la conocida para otras áreas del Caribe colombiano como isla Barú (Parada *et al.*, 1985; Parada y Pinto, 1986; Delgado y Parada, 1995; Parada y Reyes, 1999; Gómez, 2015), el PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo (Velásquez *et al.*, 2011; Gómez, 2015) y los bancos de Salmedina (Bernal *et al.*, 2005). La riqueza obtenida también resultó mayor a la encontrada en el mar Caribe, en el archipiélago Jardines de la Reina en Cuba (n= 24), en un ambiente alejado de asentamientos humanos (Núñez-Luis y Leyva, 2020). Estos datos se complementan con otros estudios en Cuba, donde se han registrado 91 especies de foraminíferos bentónicos en tres arrecifes mesofóticos entre 39-56 m de profundidad con una riqueza de 32 a 52 especies por sitio (Núñez-Luis y Herrera, 2021). Las familias encontradas en el presente estudio también son consistentes con las mencionadas para arrecifes en Puerto Rico y el Caribe por Hallock *et al.* (2003) y Prazeres *et al.* (2020) (ej. Amphisteginidae, Soritidae).

Por lo anterior, se infiere que la riqueza de géneros de foraminíferos bentónicos para el PNNCPR es alta, pues se ha sugerido que zonas arrecifales coralinas con 16 a 37 especies puede considerarse una riqueza media, mientras que aquellas con más de 30 especies exhiben una riqueza alta (Emrich *et al.*,

2017; Núñez-Luis y Leyva, 2020; Núñez-Luis y Herrera, 2021).

Si bien la presente investigación se limitó al nivel taxonómico de género, los resultados son consistentes con estudios de comunidades de foraminíferos bentónicos en zonas como Bocas del Toro, Panamá, en los que se ha reportado dominancia de las especies *Adelosina bicornis* (Walker & Jacob, 1798), *Amphistegina gibbosa* d'Orbigny, 1839, *Cycloforina columnosa* (Cushman, 1922), *Neoeponides antillarum* (d'Orbigny, 1839), *Nodobacularella cassis* (d'Orbigny, 1839), *Pseudohauerina fragilissima* (Brady, 1884), *Pyrgo subsphaerica* (d'Orbigny, 1839), *Quinqueloculina lamarckiana* d'Orbigny, 1839, *Q. tricarinata* d'Orbigny, 1839, *Rotorbinella umbonata* Sellier de Civrieux, 1977, *Rotorbis auberii* (d'Orbigny, 1839), *Sahulia conica* (d'Orbigny, 1839) y *Tidwellella exorna* (Phleger & Parker, 1951) (Havach y Collins, 1997) en ambientes arrecifales con profundidades entre 6-82 m. Adicionalmente, Triffleman *et al.* (1991) registraron una riqueza de 92 taxa para bancos coralinos del Caribe (Serranilla), con dominio de *Rotorbinella rosea* (d'Orbigny in Guérin-Méneville, 1832), seguido por *Amphistegina gibbosa*, *Asterigerina carinata* d'Orbigny, 1839, *Archais angulatus* (Fichtel & Moll, 1798), *Rosalina floridana* (Cushman, 1922), *Quinqueloculina* spp., *Textularia agglutinans* d'Orbigny, 1839, *Nodobacularella cassis* (d'Orbigny, 1839), *Articulina pacifica* Cushman, 1944, *Cyclorbiculina compressa* (d'Orbigny, 1839), *Neoconorbina terquemi* (Rzehak, 1888), *Planorbulina mediterraneensis* d'Orbigny, 1826, *Caribbeanella polystoma* Bermúdez, 1952, *Elphidium* spp. y *Triloculina* spp. Son precisamente los géneros de la mayoría de estas especies los que resultaron más frecuentes en los ambientes mesofóticos encontrados en el PNNCPR.

Comparación entre estratos de profundidad y sitios de muestreo, y agrupación de muestras.

Los resultados permitieron determinar que entre los 34 m y los 77 m de profundidad no se presentaron diferencias que sugieran la presencia de conjuntos discretos de géneros de foraminíferos bentónicos relacionados con ese ámbito batimétrico. Esto resulta contrario a lo reportado en investigaciones relacionadas, en las que sí se ha demostrado una composición de especies diferencial en el estrato de profundidad (Triffleman *et al.*, 1991; Havach y Collins, 1997) lo que se puede atribuir a la incidencia directa en la penetración de la luz y la presión (como factor ligado a la temperatura y profundidad), condiciones que intervienen en la solubilidad del CO₂ y que afectan procesos de calcificación para construir conchas de carbonato de calcio (Núñez-Luis *et al.*, 2018).

Aunque el número de muestras estudiadas para Bajo Calamarí (BC) fue bajo, las pruebas estadísticas aplicadas permiten afirmar que el conjunto de foraminíferos bentónicos allí presente era diferente del encontrado en Bajo Frijol (BF), con una comunidad distinta en este ambiente mesofótico. En términos de composición por sitios, los resultados mostraron que los géneros *Quinqueloculina*, *Cibicides* y *Discorbis* fueron característicos del conjunto de foraminíferos de BF, mientras que *Planulina*, *Pyrgo*, *Siphonina* y *Textulina* son característicos del conjunto encontrado en BC. Asimismo, esto coincide con lo señalado por Gómez (2015), quien además de *Amphistegina*, encontró que los géneros que más aportaron a la segregación de las muestras fueron *Quinqueloculina*, *Discorbis*, *Rosalina*, *Miliolinella* y *Triloculina*, sugiriendo que su contribución a la disimilaridad puede atribuirse a las fluctuaciones de sus abundancias en respuesta a las variaciones en la disponibilidad de alimento debido a sus hábitos tróficos. No se conocen las condiciones oceanográficas ni las características estructurales de los hábitats en los diferentes sectores del PNNCPR. Sin embargo, considerando que Bajo Calamarí (BC) está ubicado más al norte y ligeramente más cerca de la costa que Bajo Frijol (BF), es posible sugerir la existencia de un gradiente de aporte continental que podría causar una variación en la disponibilidad de carbono orgánico disuelto y otros nutrientes, así como en la abundancia de bacterias, diatomeas, ciliados, flagelados, foraminíferos pequeños, copépodos y pequeños crustáceos, entre otros, los cuales componen la fuente de alimento de la mayoría de los foraminíferos (Hallock *et al.*, 2003; Ward *et al.*, 2003; Hallock, 2012; Núñez-Luis *et al.*, 2018; Prazeres *et al.*, 2020). Lo anterior es consistente con resultados obtenidos en investigaciones en otras zonas del Caribe (archipiélago Jardines de la Reina, Cuba), en las que se han encontrado diferencias a pequeña escala entre los conjuntos de foraminíferos con similitudes en sus comunidades del 70 %, las cuales se atribuyeron a variaciones en la calidad del agua arrecifal (Núñez-Luis y Leyva, 2020).

En términos geomorfológicos, la forma de herradura de BC (Morales-Giraldo *et al.*, 2017), diferente a la de montaña submarina de BF, puede estar causando la acumulación de sedimentos gruesos de origen calcáreo con baja resuspensión de material particulado y pocos aportes terrígenos, lo que posiblemente esté contribuyendo con las diferencias de los grupos de géneros de foraminíferos encontrados. Adicionalmente, según observaciones de Sánchez *et al.* (2016) y Sanjuán-Muñoz *et al.* (2022), en el sector de Bajo Calamarí (BC) el sustrato está dominado por macroalgas, octocorales e

hidrocorales (del género *Stylaster*), mientras que en Bajo Frijol (BF) es más común encontrar algas frondosas, colonias de corales escleractinios dispersas, rodolitos calcáreos y esponjas barril de gran tamaño, por lo que se asume que la comunidad arrecifal bentónica podría ser un factor que estaría influyendo en el conjunto de géneros de foraminíferos bentónicos recientes del PNNCPR.

Estudios como el de Girard *et al.* (2022) han evidenciado que la estructura comunitaria del fondo arrecifal coralino (Sulawesi, Indonesia) puede influenciar las asociaciones de foraminíferos bentónicos recientes. Por ejemplo, especies de foraminíferos como *Amphistegina lobifera* Larsen, 1976, *Calcarina spengleri* (Gmelin, 1791) y *Heterostegina depressa* d'Orbigny, 1826, son comunes en arrecifes dominados por corales duros, mientras que *Neorotalia gaimardi* (d'Orbigny in Fornasini, 1908) y *Calcarina mayori* Cushman, 1924 prevalecen en arrecifes coralinos dominados por macroalgas (carnosas). Finalmente, las variaciones de abundancias de especies como *Elphidium* spp., *Peneroplis planatus* (Fichtel & Moll, 1798) y *Sphaerogypsina globulus* (Reuss, 1848), pueden reflejar patrones de gradientes temporales y espaciales de contaminación antropogénica (Girard *et al.*, 2022).

Es importante resaltar que independientemente del ambiente estudiado, la utilidad de los foraminíferos bentónicos para caracterizar microhábitats ha sido utilizada por diversos estudios. Por ejemplo, Hromic (2009) empleó los foraminíferos para delinear hábitats y parámetros ambientales asociados a ambientes de fiordos de Chile, mencionando que pueden ser usados para establecer un referente para estudios posteriores sobre localización y nivel de impacto por acción antrópica. Por otra parte, Hallock *et al.* (2003), Prazeres *et al.* (2020) y Girard *et al.* (2022) los proponen como candidatos idóneos para el estudio del nivel de degradación de arrecifes de corales a nivel mundial, en gran parte por su distribución circuntropical.

Grupos funcionales de foraminíferos bentónicos

Al igual que Velásquez *et al.* (2011), Gómez (2015) y Naranjo (2016), en esta investigación se encontró que el género con mayor abundancia fue *Amphistegina*. Bernal *et al.* (2005) mencionan como especie más abundante dentro del grupo de simbióticos a *A. gibbosa* en los bancos de Salmedina, un bajo a aproximadamente 40 km de distancia del PNNCPR. *Amphistegina* es un género de distribución circuntropical (Hallock, 2000), y las especies de este género son comunes en aguas con condiciones oligotróficas (Reymond *et al.*, 2012), por lo que es muy abundante en ambientes arrecifales con baja

presencia de materia orgánica (Hallock, 2000). Con base en lo anterior, la abundancia de este género es considerada como un bioindicador importante en arrecifes de coral de buena calidad del agua para formaciones arrecifales (Hallock *et al.*, 2003; Hallock, 2012; Prazeres *et al.*, 2020).

En esta investigación se encontró que el grupo funcional de heterótrofos pequeños resultó ser de mayor frecuencia de ocurrencia (77,5 % para BC y 82 % para BF), seguido por los foraminíferos simbios (12,5 % para BC y 11,8 % para BF) y los oportunistas, lo cual se atribuye a un mayor número de especies del grupo de heterótrofos pequeños en las comunidades de foraminíferos bentónicos, siendo consistente con estudios de

ensamblajes de comunidades de este grupo taxonómico en distintos arrecifes del Caribe (Prazeres *et al.*, 2020). A escala local, el patrón de mayor riqueza de géneros de heterótrofos pequeños vs simbios se repite (Sánchez *et al.*, 2016). Gómez (2015) reportó, en una muestra recolectada en la zona mesofótica superior de BF (34 m de profundidad), la presencia de siete géneros simbios, seis oportunistas y 34 heterótrofos pequeños. Resultados similares fueron obtenidos por Naranjo (2016), quien determinó el índice FORAM para tres puntos de muestreo, también en BF, e identificó cuatro géneros simbios, cuatro oportunistas y 27 heterótrofos pequeños (tabla 1).

Tabla 2. Comparación histórica de proporciones entre grupos funcionales de foraminíferos bentónicos en diferentes zonas arrecifales someras del Caribe colombiano y BF del PNNCPR con el presente estudio. Grupos funcionales: simbios (Sim.), oportunistas (Opo.) y heterótrofos pequeños (Het.), PNNCPR (Parque Nacional Natural Corales de Profundidad) y la de PNNCRSB (Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo).

	Velásquez <i>et al.</i> (2011)			Gómez (2015)			Naranjo (2016)			Este trabajo		
	Sim	Opo	Het	Sim	Opo	Het	Sim	Opo	Het	Sim	Opo	Het
Riqueza (S)	10	4	16	7	6	34	4	4	27	5	4	35
Media (%)	67,1	1,82	31,07	6,47	4,19	89,33	53,29	1,9	44,79	26,00	20,00	24,29
Error estandar (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18,60	5,40	3,47
Observaciones	Isla Fuerte (5 sitios), PNNT (5 sitios) y PNNCRSB (4 sitios). Datos de abundancias relativas por grupos. Sim=2246, Opo=61 y Het=1040 individuos.			Barú (9 sitios), PNNCRSB (1 sitio) y PNNCPR (1 sitio-BF). Datos de abundancias relativas por grupos. Solo para PNNCPR Sim=53, Opo=1 y Het= 108 individuos.			Bajo Frijol del PNNCPR (N=14, año 2015). Datos de abundancias relativas por grupos. Sim=420, Opo=15 y Het= 353 individuos.			Montañas submarinas del PNNCPR. Datos de frecuencia de ocurrencia por muestra. N=20. Datos de frecuencia de ocurrencia por muestras. Matriz presencia/ausencia.		

De otra parte, la segregación de las muestras según el sitio de muestreo (BF o BC) y el año y mes de muestreo, y las variaciones en los grupos funcionales encontradas en los resultados de este trabajo, aunque preliminares y a nivel taxonómico de género, muestran por primera vez que los conjuntos de foraminíferos bentónicos mesofóticos, además de mostrar diferencias a pequeña escala espacial (microhábitats), pueden ser útiles para mostrar variaciones estacionales y multianuales.

Recomendaciones

En el PNNCPR es evidente la presencia variable de aguas con material particulado, sedimentos finos, nieve marina y macrófitas de agua dulce como *Eichhornia crassipes* (Mart.)

Solms, 1883 (Henao-Castro, 2013; Henao-Castro *et al.*, 2015a, b). La principal fuente de aportes de aguas continentales es el Canal del Dique, a aproximadamente 32 km de distancia a través de la bahía de Barbacoas y la bahía de Cartagena (Marrugo y Martínez, 2016). Se espera que este aporte, la escorrentía continental, el desarrollo no planificado en la zona costera, el tráfico marino y otros factores asociados al turismo vayan en aumento, afectando de manera progresiva los ambientes del área protegida. Estos impactos no serán constantes, sino que presentarán periodos de elevada intensidad, relacionados también con el régimen climático (épocas secas y de lluvias) y eventos climáticos como El Niño o La Niña, los cuales pueden causar graves efectos en las comunidades marinas (Claar *et al.*,

2018). Por esta razón, es fundamental contar con un sistema de vigilancia y monitoreo para la alerta temprana ante amenazas a la vida marina y costera, con lo cual se podría disponer a tiempo de medidas necesarias para mitigarlas y evitar la pérdida de servicios ambientales.

Los resultados obtenidos permiten sugerir que los foraminíferos bentónicos tienen potencial de ser bioindicadores para el programa de monitoreo del PNN CPR, en particular por el reducido costo y la facilidad de recolección (Turner *et al.*, 2017). Para su uso se recomienda identificar los ejemplares a nivel taxonómico de especie, estimar el tamaño de los individuos, cuantificar su abundancia y asignarles grupos funcionales. Con esto se podría calcular el índice FORAM (Hallock *et al.*, 2003) y realizar otras comparaciones a nivel regional para emplearlos como bioindicadores de condiciones del agua (Zarkogiannis *et al.*, 2020; O'Brien *et al.*, 2021; Girard *et al.*, 2022).

Asimismo, cabe anotar que, debido a la dificultad y el costo de obtener muestras de ambientes mesofóticos, las que se recolecten deben ser aprovechadas al máximo, estableciendo la representatividad de los resultados obtenidos para lograr interpretaciones apropiadas.

Finalmente, se recomienda estudiar la posibilidad de seleccionar para el programa de monitoreo a otros grupos de organismos (p. ej., foraminíferos planctónicos, comunidad fitoplanctónica y zooplanctónica), que tengan características comparables a los foraminíferos bentónicos, tales como ser especialmente sensibles a cambios de hábitat, profundidad, ambiente, temperatura, salinidad, productividad, concentración de oxígeno y presencia de sustancias tóxicas.

Agradecimientos

Este manuscrito es producto del proyecto de investigación titulado "Estudio preliminar de las comunidades planctónicas y bentónicas del arrecife mesofótico de Bajo Fríjol del PNN CPR", avalado por Parques Nacionales Naturales de Colombia (memorando 20152200002063 11-25-15) y cobijado bajo el convenio de asociación N° 006 de 2017, suscrito entre Parques Nacionales Naturales de Colombia y la Universidad de Cartagena. Se agradece al personal del PNN CPR, en especial al jefe de área protegida Querubín Rodríguez por su apoyo facilitando las muestras del Programa de Monitoreo del PNN CPR. A Deibis Seguro, Juan Vega y al Dr. Juan Armando Sánchez por el apoyo con buceo *Rebreather* para la toma de muestras de sedimentos. A la bióloga marina (M. Sc) María Paula Molina-Jiménez por la elaboración del mapa del área de

estudio. Se agradece también a los estudiantes del programa de Biología de la Universidad de Cartagena Edwin Villegas y Mauricio Arbeláez, quienes gracias al apoyo a semilleros dado por la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Cartagena apoyaron con el procesamiento de muestras y la identificación taxonómica de los géneros de foraminíferos. Finalmente, al editor y a los evaluadores por la revisión del presente manuscrito, quienes con sus aportes contribuyeron significativamente a la mejora del documento.

Referencias

- Alonso, D., Vides, M.P., Cedeño, C., Marrugo, M., Henao, A., Sánchez, J.A., Dueñas, L., Andrade, J.C., González, F. y Gómez M. 2015. Parque Nacional Natural Corales de Profundidad: Descripción de comunidades coralinas y fauna asociada. Serie de Publicaciones Generales del Invemar. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés. Santa Marta.
- Alonso, D., Vides-Casado, M.P., Arias-Isaza, F.A., Zambrano, H., Rodríguez, E., Rocha-Gutiérrez, V., Herrón P. y Castillo, A. 2021. Behind the Scenes for the Designation of the Corales de Profundidad National Natural Park of Colombia. *Frontiers in Marine Science* 8: 567438. Doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.567438>.
- Alves, M.V., Yamashita, C., De Mello e Sousa, S.H., Koutsoukos, E.A.M., Disaró, S.T., Debenay, J.P. y Duleba, W. 2019. Response of Benthic Foraminifera to Environmental Variability: Importance of Benthic Foraminifera in Monitoring Studies. En: Bachari, F.H., Editor. *Monitoring of Marine Pollution*. IntechOpen, London.
- Arenillas, I., Alegret, L., Arz, J.A. y Molina, E. 2000. El uso didáctico de los foraminíferos en la Enseñanza de Ciencias de la Tierra: su distribución Paleocanográfica en el tránsito Cretácico-Terciario. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra* 8(2): 108-118.
- Armstrong, H.A. y Brasier, M.D. 2005. *Microfossils*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Beccari, V., Spezzaferri, S., Stainbank, S., Hallock, P., Basso, D., Caragnano, A., Pisapia, C., Adams, A., Angeloz, A., Del Piero, N., Dietsche, P., Eymard, Farley, N., Fau, M., Foubert, A., Lauper, B., Lehmann, A., Maillet, M., Negga, H., Ordonez, L., Peyrotty, G., Rime, V., Rüggeberg A., Schoellhorn, I. y Vimperc, L. 2020. Responses of reef bioindicators to recent temperature anomalies in distinct areas of the North Ari and Rasdhoo atolls (Maldives). *Ecological Indicators* 112: 106128. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106128>.

- Bernal, G., Agudelo, A.C., López, S.M. y Domínguez J.G. 2005. Textura, composición y foraminíferos bentónicos de los sedimentos superficiales en los Bancos de Salmedina, Caribe colombiano. *Boletín Científico CCCP* 12: 95-112.
- Bernhard, J.M., Casciotti, K.L., McIlvin, M.R., Beaudoin, D.J., Visscher, P.T. y Edgcomb, V.P. 2012. Potential importance of physiologically diverse benthic foraminifera in sedimentary nitrate storage and respiration. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 117(G3): G03003. Doi: <https://doi.org/10.1029/2012JG001949>.
- Bongaerts, P. y Smith, T. 2019. Large Benthic Foraminifera in Low-Light Environments. En: Loya, Y., Puglise, K., Bridge, T., Editor. *Mesophotic Coral Ecosystems*. Coral Reefs of the World, Vol. 12. Springer, Cham.
- Cedeño-Posso, C., Alonso, D., Vides, M.P., Rocha, V., Morales, D., Bastidas, M., Aguirre J.C., Chasqui, L., Ballesteros, D., Henao-Castro, A., Marrugo, M., Martínez, C., Preziosi, R. y Barrios, L.M. 2015. Caracterización de las comunidades coralinas del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad en el Caribe colombiano: Una aproximación a la conservación de su biodiversidad. Informe Técnico Final. Invemar, Santa Marta.
- Chasqui-Velasco, L.H. y González-Corredor, J.D. 2019. Peces registrados en ambientes mesofóticos de Bajo Frijol, la porción más somera del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, usando buceo técnico CCR. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 48(1): 89-101. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2019.48.1.759>.
- Claar, D.C., Szostek, L., McDevitt-Irwin, J.M., Schanze, J.J. y Baum, J.K. 2018. Global patterns and impacts of El Niño events on coral reefs: A meta-analysis. *PLoS ONE* 13(2): e0190957. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190957>.
- Clarke, K.R. y Gorley, R.N. 2015. Getting started with PRIMER V7. PRIMER-E, Plymouth, Reino Unido. Url: http://updates.primer-e.com/primer7/manuals/Getting_started_with_PRIMER_7.pdf. Consultado: 05 de marzo de 2022.
- Contreras-Vega, L., Henao-Castro, A., y Navas-S, G.R. 2021. Composition of the zooplankton community associated with mesophotic corals in "Corales de Profundidad" National Natural Park, Colombian Caribbean. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 45(176): 747-760. Doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1396>.
- Cooper, T.F., Gilmour, J.P. y Fabricius, K.E. 2009. Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programmes. *Coral Reefs* 28(3): 589-606. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00338-009-0512-x>.
- Criales-Hernández, M.I., Jerez-Guerrero, M., Rodríguez-Rubio, E. y Benavides-Serrato, M. 2021. Zooplankton community associated with mesophotic coral reefs in the Colombian Caribbean Sea. *Regional Studies in Marine Science* 45: 01843. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101843>.
- Delgado, C. y Parada, C. 1995. Foraminíferos bentónicos de tres playas en Isla Barú (Caribe colombiano) y su relación con algunos parámetros sedimentológicos. *Acta Biológica Colombiana* 2(9): 7-21.
- Digby, P.G.N. y Kempton, R.A. 1987. *Multivariate analysis of ecological communities*. Chapman and Hall, London.
- Emrich, K., Martínez-Colon, M. y Alegria, H. 2017. Is Untreated Sewage Impacting Coral Reefs of Caye Caulker, Belize? *Journal of Foraminiferal Research* 47(1): 20-33. Doi: <https://doi.org/10.2113/gsjfr.47.1.20>.
- Eyal, G., y Pinheiro, H.T. 2020. Mesophotic Ecosystems: The Link Between Shallow and Deep-Sea Habitats. *Diversity* 12(11): 411. Doi: <https://doi.org/10.3390/d12110411>.
- Fabricius, K.E., Cooper T.F., Humphrey, C., Uthicke, S., De'ath, G., Davidson, J., LeGrand, H., Thompson, A. y Schaffelke, B. 2012. A bioindicator system for water quality on inshore coral reefs of the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin* 65(4-9): 320-330. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.004>.
- García, C. B. 2021. Ictiofauna demersal profunda del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, Caribe Colombiano: primera aproximación a su biodiversidad. *Actualidades Biológicas* 43 (114): 1-9. Doi: <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v43n114a02>.
- Girard E.B., Estradivari, S.F., Ambo-Rappe, R., Jompa J. y Renema W. 2022. Dynamics of large benthic foraminiferal assemblages: A tool to foreshadow reef degradation? *Science of The Total Environment* 811: 151396. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151396>.
- Gómez, M. 2015. Foraminíferos como bioindicadores de calidad del agua marina en el norte de Isla Barú (Caribe colombiano), empleando el Foram Index. Tesis de Pregrado, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia.
- González-Oreja, J.A., De la Fuente-Díaz-Ordaz, A.A., Hernández-Santín, L., Buzo-Franco, D. y Bonache-Regidor, C. 2010.

- Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation* 33(1): 31-45. Doi: <https://doi.org/10.32800/abc.2010.33.003>.
- Hallock, P. 2000. Larger Foraminifera as Indicators of Coral-Reef Vitality. En: Martin, R.E., Editor. *Environmental Micropaleontology: the application of microfossils to environmental geology*. Springer, New York.
- Hallock, P. 2012. The ForAM Index revisited: Uses, challenges, and limitations. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium* 9-13.
- Hallock, P. y Glenn, E.C. 1986. Larger Foraminifera: A Tool for Paleoenvironmental Analysis of Cenozoic Carbonate Depositional Facies. *Palaios* 1(1): 55-64. <https://doi.org/10.2307/3514459>.
- Hallock, P., K'wasi, B. y Fisher, E.M. 2004. Coral-reef risk assessment from satellites to molecules: A multi-scale approach to environmental monitoring and risk assessment of coral reefs. *Environmental Micropaleontology, Microbiology and Meiobenthology* 1: 11-39.
- Hallock, P., Lidz, B.H., Cockey-Burkhard, E.M. y Donnelly, K.B. 2003. Foraminifera as bioindicators in coral reef assessment and monitoring: The ForAM Index. *Environmental Monitoring and Assessment* 81: 221-238. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1021337310386>.
- Havach, S.M. y Collins L.S. 1997. The distribution of Recent benthic Foraminifera across habitats of Bocas del Toro, Caribbean Panama. *Journal of Foraminiferal Research* 27(3): 232-249. Doi: <https://doi.org/10.2113/gsjfr.27.3.232>.
- Hayward, B.W., Cedhagen, T., Kaminski, M. y Gross, O. 2016. World Foraminifera Database. URL: <http://www.marinespecies.org/foraminifera> . Consultado: 3 de febrero 2021.
- Hayward, B.W., Le Coze, F., Vachard, D. y Gross, O. 2022. World Foraminifera Database. URL: <https://www.marinespecies.org/foraminifera> . Consultado: 5 de marzo 2021.
- Henao-Castro, H.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 de Maestría, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia.
- Henao-Castro, A., Comba, N., Alvarado, E.M. y Santamaría, J. 2015a. Bacterias autótrofas y heterótrofas asociadas a nieve marina lodosa en arrecifes con escorrentía continental. *Universitas Scientiarum* 20(1): 9-16. Doi: <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC20-1.baha>.
- Henao-Castro, H.A., Alvarado, E.M., Rodríguez, L.C. y Santamaría, J. 2015b. Presencia de bacterias asociadas a nieve marina en arrecifes influenciados por escorrentía continental del Caribe colombiano: primer acercamiento. *Revista Mutis* 5(1): 14-20. Doi: <https://doi.org/10.21789/22561498.1014>.
- Henao-Castro, A., Rojas, M., Marrugo-Pascuales, M.P., Molina, M.P., Sanabria, M.J., Barrios, L. y Preziosi, R. 2019. Estudio preliminar del ensamble de peces mesofóticos como herramienta para el monitoreo del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad. Asociación Colombiana de Zoología, Resúmenes V Congreso Colombiano de Zoología. Bogotá.
- Hohenegger, J. 2006. The importance of symbiont-bearing benthic foraminifera for West Pacific carbonate beach environments. *Marine Micropaleontology* 61(1-3): 4-39. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2006.05.007>.
- Hromic, T. 2009. Estructura comunitaria del taxa Foraminiferida (Protozoa), según profundidad, en el fiordo Comau, Chiloé, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 37(1): 39-51. Doi: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2009000100004>.
- Kahng, S.E., García-Sais, J.R., Spalding, H.L., Brokovich, E., Wagner, D., Weil, E., Hinderstein, L. y Toonen, R.J. 2010. Community ecology of mesophotic coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 29(2): 255-275. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0593-6>.
- Kiss, P., Jonkers, L., Hudáčková, N., Reuter, R.T., Donner, B., Fischer, G. y Kucera, M. 2021. Determinants of Planktonic Foraminifera Calcite Flux: Implications for the Prediction of Intra- and Inter-Annual Pelagic Carbonate Budgets. *Global Biogeochemical Cycles* 35(9): e2020GB006748. Doi: <https://doi.org/10.1029/2020GB006748>.
- Laverick, J.H., Tamir, R., Eyal, G. y Loya, Y. 2020. A generalized light-driven model of community transitions along coral reef depth gradients. *Global Ecology and Biogeography* 29(9): 1554-1564. Doi: <https://doi.org/10.1111/geb.13140>.
- Loeblich, A.R. y Tappan, H. 1987. *Foraminiferal Genera and Their Classification*. Springer, New York.
- López-Angarita, J., Moreno-Sánchez, R., Maldonado, J.H. y Sánchez, J.A. 2014. Evaluating Linked Social-Ecological Systems in Marine Protected Areas. *Conservation Letters* 7(3): 241-252.

Doi: <https://doi.org/10.1111/conl.12063>.

Marrugo, M. y Martínez, C. 2016. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad 2016-2017. Sistema de Parques Nacionales Naturales, Cartagena.

Morales-Giraldo, D.F., Rocha-Gutiérrez, V.L. y Posada-Posada, B.O. 2017. Geomorfología de los fondos submarinos del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, mar Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 46(2): 73-90. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2017.46.2.727>.

Myers, E.H. 1938. The Present State of our Knowledge Concerning the Life Cycle of the Foraminifera. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 24(1): 10-17. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.24.1.10>.

Naranjo, K. 2016. Calidad del agua a partir de la aplicación del Foram Index (FI) como herramienta bioindicadora en la montaña submarina Bajo Frijol del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNN CPR), Caribe colombiano. Tesis de Pregrado, Universidad del Bosque, Bogotá, Colombia.

Núñez-Luis, J.Y. y Herrera, M. 2021. Exploración de la comunidad de foraminíferos bentónicos en sedimento de tres arrecifes mesofóticos de Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 41(1): 106-120.

Núñez-Luis, J.Y. y Leyva, S. 2020. Comunidades de foraminíferos bentónicos en los arrecifes coralinos del archipiélago Jardines de la Reina. *Revista de Investigaciones Marinas* 40(2): 11-25.

Núñez-Luis, J.Y., Suárez, A.M., Herrera, M., Fernández, M.C., Hernández A. y Cruz, P.M. 2018. Los foraminíferos como herramienta para la evaluación de la salud de los arrecifes coralinos frente al cambio climático. En: Hernández-Zanuy A.C., Editor. *Adaptación basada en Ecosistemas: alternativa para la gestión sostenible de los recursos marinos y costeros del Caribe*. Instituto de Oceanología, La Habana.

O'Brien, P.A.J., Polovodova, I. y Bouchet, V.M.P. 2021. Benthic Foraminiferal Indices and Environmental Quality Assessment of Transitional Waters: A Review of Current Challenges and Future Research Perspectives. *Water* 13(14): 1898. Doi: <https://doi.org/10.3390/w13141898>.

Olivera, M., Lopes, T. y Macêdo P. 2019. Mesophotic ecosystems: Distribution, impacts and conservation in the South Atlantic. *Diversity and Distributions* 25(2): 255-268. Doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12846>.

Olson, J.B. y Kellogg, C.A. 2010. Microbial ecology of corals, sponges, and algae in mesophotic coral environments. *FEMS Microbiology Ecology* 73(1): 17-30. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00862.x>.

Oron, S., Friedlander, A.M., Sala, E. y Goodman-Tchernov, B.N. 2022. Recent shallow water foraminifera from the Selvagens Islands (Northeast Atlantic)-Assemblage composition and biogeographic significance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 264: 107671. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107671>.

Palmer, M.W. 1990. The Estimation of Species Richness by Extrapolation. *Ecology* 71(3): 1195-1198. Doi: <https://doi.org/10.2307/1937387>.

Parada, C.P. y Pinto, J.P. 1986. Foraminíferos bentónicos recientes de la plataforma continental interna de Isla Barú. Fondo para la Protección del Medio Ambiente José Celestino Mutis, Bogotá.

Parada, C. y Reyes, L. 1999. Aproximación a la hidrodinámica de la Ciénaga de los Vásquez (Isla Barú-Caribe Colombiano) mediante taxocenosis de foraminíferos y ostrácodos bentónicos. *Acta Biológica Colombiana* 4(2): 70-78.

Parada, C., Castillo, E. y Miranda, M.C. 1985. Ecología, sistemática y distribución de Foraminíferos Bentónicos entre la desembocadura del río Sinú y Coveñas, Caribe Colombiano. *Caldasia* 14(67): 299-327.

Patterson, R. y Fishbein, E. 1989. Re-examination of the statistical methods used to determine the number of point counts needed for micropaleontological quantitative research. *Journal of Paleontology* 63(2): 245-248. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0022336000019272>.

Pisapia, C., El Kateb, A., Hallock, P. y Spezzaferri, S. 2017. Assessing coral reef health in the North Ari Atoll (Maldives) using the FoRAM Index. *Marine Micropaleontology* 133: 50-57. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2017.06.001>.

Prazeres, M., Martínez-Colón, M. y Hallock, P. 2020. Foraminifera as bioindicators of water quality: The FoRAM Index revisited. *Environmental Pollution* 257: 113612. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113612>.

Pyle, R.L. y Copus, J.M. 2019. Mesophotic Coral Ecosystems: Introduction and Overview. En: Loya, Y., Puglise, K. y Bridge, T., Editores. *Mesophotic Coral Ecosystems*. Coral Reefs of the World. Springer, Cham.

- Renema, W. 2019. Large Benthic Foraminifera in Low-Light Environments. En: Loya, Y., Puglise, K. y Bridge, T., Editores. *Mesophotic Coral Ecosystems. Coral Reefs of the World*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92735-0_31.
- Reyes, J.O., Santodomingo, N., Gracia, M.A, Borrero-Pérez, G., Navas G.R., Mejía-Ladino, L.M., Bermúdez, A. y Benavides M. 2005. Southern Caribbean azooxanthellate coral communities off Colombia. En: Freiwald, A. y Roberts, J.M., Editores. *Cold-Water Corals and Ecosystems*. Erlangen Earth Conference Series. Springer, Berlin.
- Reymond, C.E., Uthicke, S. y Pandolfi J.M. 2012. Tropical Foraminifera as indicators of water quality and temperature. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*, Cairns, Australia.
- Rocha, L.A., Pinheiro, H.T., Shepherd, B., Papastamatiou, Y.P., Luiz, O.J., Pyle R.L. y Bongaerts, P. 2018. Mesophotic coral ecosystems are threatened and ecologically distinct from shallow water reefs. *Science* 361(6399): 281-284. <https://doi.org/10.1126/science.aag1614>.
- Sánchez, J.A., Dueñas, L.F., González, F., Gómez, M. y Andrade, J. 2016. Primeras exploraciones en los arrecifes mesofóticos del PNN Corales de Profundidad mediante recirculadores (CCR-Trimix), Caribe colombiano. Informe técnico. Biomar. Universidad de los Andes.
- Sánchez, J.A., Gómez-Corrales, M., Gutiérrez-Cala, L., Vergara, D.C., Roa, P., González-Zapata, F.L., Gnecco, M., Puerto, N., Neira, L. y Sarmiento, A. 2019. Steady Decline of Corals and Other Benthic Organisms in the Seaflower Biosphere Reserve (Southwestern Caribbean). *Frontiers of Marine Science* 6: 73. Doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00073>.
- Sanjuán-Muñoz, A., Bustos-Montes, D., Polo-Silva, C.J., Henao-Castro, A., Marrugo, M., Delgado-Huertas, A., Vinyoles-Cartanya, D. y Acero, P.A, 2022. Biology and ecology of lionfish (Pterois volitans) in the Corales de Profundidad Natural National Park, Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 51(1): 75-98. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.1.1087>.
- Santa-Rosa, L.C., Disaró, S.T., Totah, V., Watanabe, S. y Guimarães, A.T.B. 2021. Living Benthic Foraminifera from the Surface and Subsurface Sediment Layers Applied to the Environmental Characterization of the Brazilian Continental Slope (SW Atlantic). *Water* 13 (13): 1863. Doi: <https://doi.org/doi.org/10.3390/w13131863>.
- Schönfeld, J., Alve, E., Geslin, E., Jorissen, F., Korsun, S. y Spezzaferri, S. 2012. The FOBIMO (FORaminiferal Blo-MONitoring) initiative-Towards a standardised protocol for soft-bottom benthic foraminiferal monitoring studies. *Marine Micropaleontology* 94-95: 1-13. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2012.06.00>.
- Triffleman, N.J., Hallock, P., Hine, A. C., y Peebles, M.W. 1991. Distribution of foraminiferal tests in sediments of Serranilla Bank, Nicaraguan Rise, southwestern Caribbean. *Journal of Foraminiferal Research* 21(1): 39-47. Doi: <https://doi.org/10.2113/gsjfr.21.1.39>.
- Turner, J.A., Babcock, R.C., Hovey, R. y Kendrick, G.A. 2017. Deep thinking: a systematic review of mesophotic coral ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 74(9): 2309-2320. Doi: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx085>.
- Ugland, K.I., Gray, J.S. y Ellingsen, K.E. 2003. The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology* 72(5): 888-897. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00748.x>.
- Velásquez, J., López-Angarita, J. y Sánchez, J.A. 2011. Evaluation of the FORAM index in a case of conservation. *Biodiversity and Conservation* 20(14): 3591-3603. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0152-7>.
- Ward, J.N., Pond, D.W. y Murray, J.W. 2003. Feeding of benthic foraminifera on diatoms and sewage-derived organic matter: an experimental application of lipid biomarker techniques. *Marine Environmental Research* 56(4): 515-530. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(03\)00040-0](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(03)00040-0).
- Zarkogiannis, S., Kontakiotis, G. y Antonarakou, A. (2020). Recent planktonic foraminifera population and size response to Eastern Mediterranean hydrography. *Revue de Micropaléontologie* 69: 100450. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.revmic.2020.100450>.

Checklist of myriapods (Arthropoda: Myriapoda) from the colombian Caribbean region Lista de miriápodos (Arthropoda: Myriapoda) de la región Caribe colombiana

Martín Carrillo-Pallares¹ , Daniela Martínez-Torres²  y Gabriel R. Navas-S³ 

1. Grupo de Investigación en Biología Descriptiva y Aplicada, Programa de Biología, Universidad de Cartagena
2. Grupo colombiano de Aracnología, Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá
3. Grupo de Investigación en Hidrobiología, Programa de Biología, Universidad de Cartagena

Abstract

Based on the available literature and a review of collections of organisms, a checklist of 69 myriapod species was made for the Colombian Caribbean region; two symphyla, 15 Chilopods, and 52 Diplopods. In total, 20 families (one from Symphyla, five from Chilopoda, and 14 from Diplopoda), from 11 orders (one from Symphyla, three from Chilopoda, and seven from Diplopoda). Each species's geographical range by department, altitude, reference collection, and bibliographic source were included. The presence in Colombian collections of diplopod specimens that are new records of their taxonomic group for the region, such as *Chondrodesmus* cf. *riparius* (Chelodesmidae), two species of Fuhrmannodesmidae, three of Paradoxosomatidae and one of Lophoproctidae. Likewise, two species of Scolopendrellidae of the class Symphyla. This demonstrates the urgent need to complete the essential diversity inventories of the main groups of organisms in the face of the alarming environmental deterioration to which the Colombian Caribbean region is subjected.

Key words: Chilopoda; Diplopoda; symphyla; taxonomy; Colombia

Resumen

Con base en la literatura disponible, y revisión de colecciones de organismos, se realizó una lista de chequeo de 69 especies de miriápodos para la región Caribe colombiana; dos sinfilos, 15 quilópodos y 52 diplópodos. En total 20 familias (una de Symphyla, cinco de Chilopoda y 14 de Diplopoda), pertenecientes a 11 órdenes (uno de Symphyla, tres de Chilopoda y siete de Diplopoda). Para cada especie se incluyó su ámbito geográfico por departamentos, ámbito altitudinal, colección de referencia y fuente bibliográfica. Se confirmó la presencia en colecciones colombianas de especímenes de diplópodos que son nuevos registros de su grupo taxonómico para la región, como *Chondrodesmus* cf. *riparius* (Chelodesmidae), dos especies de Fuhrmannodesmidae, tres de Paradoxosomatidae y una de Lophoproctidae. Asimismo, dos especies de Scolopendrellidae de la clase Symphyla. Esto demuestra la imperiosa necesidad de completar los inventarios básicos de diversidad de los principales grupos de organismos ante el alarmante deterioro ambiental al que está sometida la región Caribe colombiana.

Palabras clave: Chilopoda; Diplopoda; symphyla; taxonomía; Colombia

*Autor de correspondencia: gnavas@gmail.com

Editor: Neys Martínez

Recibido: 25 de agosto de 2022

Aceptado: 20 de noviembre de 2022

Publicación en línea: 31 diciembre de 2022

Citar como: Carrillo-Pallares M.; Martínez-Torres, D. y Navas-S. G.R. 2022. Checklist of myriapods (Arthropoda: Myriapoda) from the colombian Caribbean region. *Intropica* 17(2): 277-289. <https://doi.org/10.21676/23897864.4604>.



Introducción

Recent studies on the Colombian Caribbean region indicate species inventories are far from complete (e.g., Ahumada-C *et al.*, 2020; Botero *et al.*, 2021; López-Orozco *et al.*, 2022). There is not even basic information on species, which allows comparing or estimating changes due to already identified anthropogenic activities that threaten biodiversity (e.g., urbanization, deforestation, contamination for agrochemicals, biological invasions). This is the case of areas recently sampled by the authors of this study, finding species new to science that were completely wiped out in two or three years (extensions of dry forests transformed into oil palm crops, or hills with remnant dry forests in Montes de María, completely burned for unsustainable agriculture).

One of the problems with the available species checklists on the Internet is the accuracy of the species identification and data (Reyserhove *et al.*, 2020). For this reason, this work aims to produce a reliable checklist of Myriapods of the Colombian Caribbean region, including species that the authors consider relevant to study, first taxonomically.

The myriapods (*Subphylum* Myriapoda Latreille, 1802) are edaphic arthropods characterized in a general way by a body with marked metamerism where two tagmata are distinguished, head and trunk, with a high number of segments which, for the most part, have one or two pairs of legs. They are widely distributed in ecosystems from sea level to more than three thousand meters of altitude. The greater richness occurs in the tropical and subtropical areas, inhabiting a great variety of terrestrial microhabitats (soil, litter, decomposing trunks, stems, trees, and canopy) (Minelli, 2011; Bueno-Villegas, 2012).

They can transform the soil's physical and chemical structure due to their ability to excavate, which increases the porosity and, therefore, the soil's water retention capacity, thus improving the flow of nutrients. Their feces release nitrogenous components that allow humus formation, accelerating the processes of decomposition and mineralization of organic matter (Scheller, 2011; Bueno-Villegas, 2012). Others, like centipedes (Chilopoda) are predators of other arthropods; the large specimens of up to 30 cm prey on amphibians, reptiles, birds and mammals (Cupul-Magaña, 2013).

Myriapoda includes four classes: Chilopoda Latreille, 1817 (commonly known as centipedes), with five orders, 18 families, 39 genera, and approximately 3.110 species worldwide (Minelli,

2011; Bonato *et al.*, 2016). Diplopoda de Blainville in Gervais, 1844 (commonly known as millipedes) with 16 orders, 140 families, and approximately 13.000 recorded species (Adis, 2002; Enghoff, 2015; Sierwald and Spelda, 2020). Pauropoda Lubbock, 1868 (commonly known as pauropods), is comprised of two orders, twelve families, 46 genera, and approximately 800 species (Scheller, 2008, 2011); and finally, Symphyla Ryder, 1880 (commonly known as garden centipedes), with only two families, 15 genera, and around 200 species (Scheller and Adis, 2002b; Scheller, 2011).

Chilopods have a sclerotized body of variable size (between 2 and 300 mm in length), they have a pair of legs for each of their segments, and their first pair of legs (known as forcípules) is modified for the injection of venom (Minelli, 2011). Most of these organisms are predators that feed on both other invertebrates and small vertebrates. This class comprises five orders: Craterostigmomorpha, Geophilomorpha, Lithobiomorpha, Scolopendromorpha and Scutigleromorpha. The first four are registered for Colombia (Lewis, 1981; Minelli, 2011; Prado-Sepúlveda *et al.*, 2016; Prado *et al.*, 2018).

Individuals of Diplopoda class also have a sclerotized body of variable size (between 1.5 and 350 mm in length). They have two pairs of legs in most of their segments (diplosegments). Are detritivores with mandibular structures adapted to fragment decomposing plant material (Hopkin and Read, 1992; Bueno-Villegas, 2012). Of the 16 orders of this class, seven have been reported for Colombia: Iomeridesmida, Polydesmida, Siphonophorida, Spirobolida, Spirostreptida and Polyxenida (Ruiz-Cobo *et al.*, 2010; Martínez-Torres and Flórez, 2015).

A poorly sclerotized body characterizes pauropods, with a length between 0.4 and 2 mm, and a pair of branched antennae. Their feeding habits are little understood; it is believed that they feed on fluids from fungal hyphae and root hairs (Hüther, 1959). Although they are challenging to observe and collect due to their small size, there are 780 described species distributed in the Hexamerocera and Tetramerocera orders, the latter having distribution in Colombia with the genus *Hemipauropus* Silvestri, 1902 (Scheller and Adis, 2002a; Scheller, 2008; Minelli, 2011).

Symphyla includes blind individuals with a small body (0.5-8.0 mm in length) and a poorly sclerotized cuticle. They have long and filiform antennae and a pair of spiracles on the head; their feeding habits vary since they can be herbivorous or fungivorous (Szucsich and Scheller, 2011). In the Neotropic, its

fauna has received little attention, probably due to the few specialists in the group and the difficulty in observing the characters that allow them to be assigned at the genus and species level (Scheller and Adis, 2002b; Minelli, 2011). Only 29 species have been reported for Central America (Scheller, 1986; 1992). Although its distribution is known in other Neotropical countries, for Colombia, only one species is reported *Scutigera immaculata* Newport, 1845, which is considered a pest for pineapple and flower crops (Agredo *et al.*, 1988; Navarro and Gaviria, 2001).

The first records of the species of myriapods distributed in Colombia were published in the mid-19th century (Gervais and Goudot, 1844; Gervais, 1844, 1859; Humbert and De Saussure, 1870; Karsch, 1884; Pocock, 1896), thanks to European expeditions that reported, cataloged, and preserved specimens in different museums and foreign biological collections. At the beginning of the 20th century, expeditions such as those of Otto Fuhrmann and Eugene Mayor in 1910 and the one carried out by the University of Michigan to Central America (1913) (Fuhrmann, 1914) made it possible to consolidate the knowledge of the species of the group. The reports were made by Ribaut (1912), Carl (1914), and Chamberlin (1921). Since the 20th century, as a consequence of the recognition of biological diversity and the accelerated loss of species richness, there has been a growing interest in the study of myriapods in the country, which is reflected in biological, taxonomic, ecological, and geographic studies, such as those of Ruiz-Cobo *et al.* (2010), Martínez-Torres *et al.* (2011), Hoffman and Martínez-Torres (2012), Chagas-Jr *et al.* (2014), Castillo-Ávila *et al.* (2015),

Martínez-Torres and Flórez (2015), Prado-Sepúlveda *et al.* (2016), and Prado *et al.* (2018).

Materials and Methods

The Colombian Caribbean region has approximately 132.288 km², corresponding to 11.6 % of the country's total area, spread over a continental area of 132.218 km² and another insular area of 70 km². The continental area is located between 12° 60' and 7° 80' latitude north and 75° and 71° longitude west, and is compound of seven departments (La Guajira, Atlántico, Bolívar, Cesar, Córdoba, Magdalena and Sucre; figure 1) (Quintero *et al.*, 2009). Given its geography, the Caribbean region is considered relatively homogeneous in most of its territory (Galvis, 2009). It presents low and flatlands that do not exceed 500 m of altitude, mainly in the Córdoba, Bolívar, and Cesar departments. The mountainous area includes the Sierra Nevada de Santa Marta in Magdalena, which presents heights of 5.775 masl (Mesa *et al.*, 2016). Colombian Caribbean ecosystems are subject to a marked climatic seasonality (Pizano and García, 2014). Rainfall ranges from 20 mm in dry months to 200 mm in months of higher rainfall, and temperatures vary between 26 and 30 °C. In the Sierra Nevada de Santa Marta and its surroundings, the average monthly precipitation is 209.9 mm in the upper part, and the temperature drops to 0 °C (Jaramillo-Robledo and Chaves-Córdoba, 2000; Pabón-Caicedo *et al.*, 2001; Maass and Burgos, 2011; Arango *et al.*, 2015).

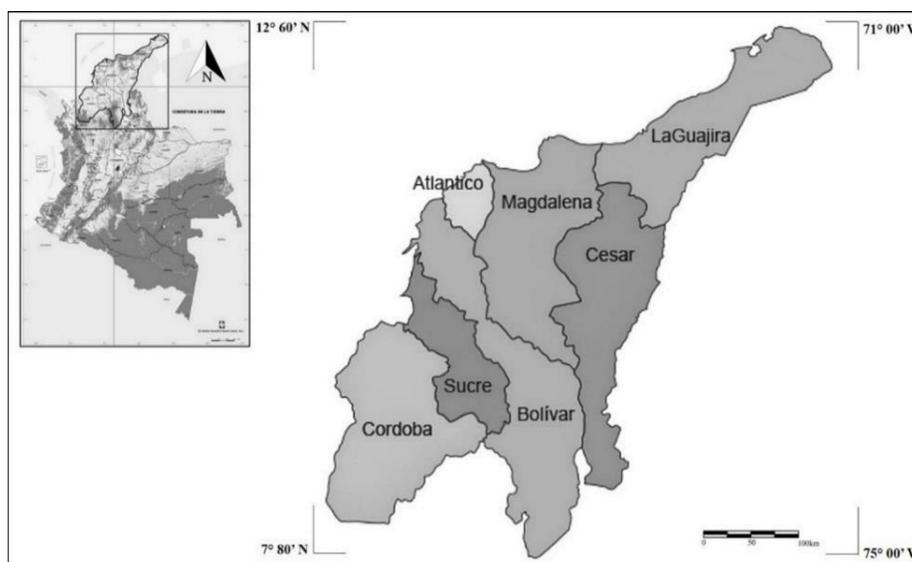


Figure 1. Departments of the Caribbean region, Colombia. In the upper left margin, general map of Colombia.

Results

There are 69 confirmed species of Myriapods known for the Colombian Caribbean region; two belong Symphyla class , 15 belong to the Chilopoda class and 52 to the

Diplopoda class. In total, 20 families (one from Symphyla, five from Chilopoda, and 15 from Diplopoda) of 11 orders (one of symphyla, three of Chilopoda and seven of Diplopoda). Table 1 shows each species's geographical distribution in the Caribbean region (by departments), its altitudinal range, and its published bibliography.

Table 1. List of myriapods known for the Colombian Caribbean region, based on available literature and material preserved in collections. For each species, its geographical range, altitude, reference collection, source of the record, and the reference are provided. The new records are presented in bold; the list is organized based on Miyazawa et al. (2014) and the alphabetical order for the species. Cor: Córdoba; Mag: Magdalena; Suc: Sucre; Atl: Atlántico; Bol: Bolívar. Colección de referencia. ICN: Instituto de Ciencias Naturales (UN); MCZ: Museum of Comparative Zoology; CUDC: Colección de la Universidad de Cartagena NMNH: National Museum of Natural History; FMNH: Field Museum of Natural History.

Class/ Clase	Order /Orden	Family / Familia	Taxon/ Taxón	Distribution in Colombian Caribbean/ Distribución en el Caribe colombiano	Altitude (masl)/Altitud (msnm)	Reference Collection /Colección de Referencia	Reference / Referencias
Chilopoda	Lithobiomorpha	Lithobiidae	<i>Lithobius forficatus</i>	Cor	87	ICN	Linnaeus, 1758; Prado <i>et al.</i> , 2018
			<i>Linnaeus, 1758</i>				
	Scolopendromorpha	Scolopendridae	<i>Otostigmus clavifer</i>	Mag	13-16	MCZ	Chamberlin, 1921; Chagas-Jr <i>et al.</i> , 2014
			<i>Rhysida celeris</i>	Suc, Bol	1210	ICN	Humbert and De Saussure, 1870
			<i>Rhysida longipes</i>	Suc, Bol	44-100	CUDC, ICN	Newport, 1845; Chagas-Jr <i>et al.</i> , 2014
			<i>Scolopendra alternans</i>	Atl	-	ICN	Leach, 1815
			<i>Scolopendra arthrorhabdoides</i>	Atl, Bol	0-100	ICN, CUDC	Ribaut, 1912
			<i>Scolopendra gigantea</i>	Suc, Atl, Bol, Mag, Cor	9-102	CUDC, ICN	Linnaeus, 1758; Chagas-Jr <i>et al.</i> , 2014
			<i>Linnaeus, 1758</i>				
			<i>Newportia longitarsis stechowi</i>	Mag	1300-3245	ICN	Verhoeff, 1938; Chagas-Jr <i>et al.</i> , 2014
Scolopocryptopidae	<i>Newportia longitarsis longitarsis</i>	Mag	10-50	NMNH	Gervais, 1847; Chagas-Jr <i>et al.</i> , 2014		
	<i>Gervais, 1847</i>						

Table 1 continued.

Class/ Clase	Order /Orden	Family / Familia	Taxon/ Taxón	Distribution in Colombian Caribbean/ Distribución en el Caribe colombiano	Altitude (masl)/Altitud (msnm)	Reference Collection /Colección de Referencia	Reference / Referencias
	Scolopendromorpha	Scolopocryptopidae	<i>Newportia longitarsis</i> <i>guadeloupensis</i> Demange, 1981	Mag	200-2850	ICN	Demange, 1981; Chagas-Jr <i>et al.</i> , 2014
			<i>Newportia monticola</i> Pocock, 1890	Bol	20	ICN	Pocock, 1890
			<i>Newportia simoni</i> Brölemann, 1898	Suc	640-1920		Brölemann, 1898; Chagas- Jr <i>et al.</i> , 2014
			<i>Scolopocryptops ferrugineus</i> Linnaeus, 1767	Mag	1300	ICN	Linnaeus, 1767; Chagas-Jr <i>et al.</i> , 2014
	Scutigermorpha	Pselliodidae	<i>Sphendononema guildingii</i> Newport, 1845	Mag, Bol	60-2200	ICN, NMNH	Newport, 1845; Stoev and Geoffroy, 2004
Diplopoda	Glomeridesmida	Glomeridesmidae	<i>Glomeridesmidae</i> sp.	Mag	762-1219	CRVC	Gervais y Goudot, 1844; Loomis, 1968
	Polydesmida	Aphelidesmidae	<i>Pycnotropis cylindroides</i> Chamberlin, 1923	Mag	1620	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Pycnotropis colombiensis</i> Chamberlin, 1923	Mag	915-1370	MCZ	Chamberlin, 1923
		Chelodesmidae	<i>Alassodesmus reductus</i> Chamberlin, 1923	Mag	1890	MCZ	Chamberlin, 1923; Hoffman, 1975
			<i>Alocodesmus longipes</i> Chamberlin, 1923	Mag	10	MCZ	Hoffman, 1969; Chamberlin, 1923
			<i>Chondrodesmus ceracinopus</i> Chamberlin, 1923	Mag	10	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Chondrodesmus</i> cf. <i>riparius</i> Carl, 1914	Bol	0-100	CUDC, ICN	Carl, 1914
			<i>Chondrodesmus rugosior</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Chondrodesmus tamocalanus</i> Chamberlin, 1923	Mag	200-1370	MCZ	Chamberlin, 1923

Checklist of myriapods (Arthropoda: Myriapoda) from the colombian Caribbean region

Table 1 continued.

Class/ Clase	Order /Orden	Family / Familia	Taxon/ Taxón	Distribution in Colombian Caribbean/ Distribución en el Caribe colombiano	Altitude (masl)/Altitud (msnm)	Reference Collection /Colección de Referencia	Reference / Referencias
Diplopoda	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Chondrodesmus virgatus</i> Chamberlin, 1923	Mag	10	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Colombodesmus catharus</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Colombodesmus lygrus</i> Chamberlin, 1923	Mag	610-1370	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Cormodesmus hirrutellus</i> Chamberlin, 1923	Mag	1220-1620	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Trachelodesmus ancylophor</i> Chamberlin, 1923	Mag	1890	MCZ	Chamberlin, 1923; Hoffman, 1975
			<i>Trachelodesmus angulatus</i> Chamberlin, 1923	Mag	1220	MCZ	Chamberlin, 1923; Hoffman, 1975
			<i>Trichomorpha angulella</i> Chamberlin, 1923	Mag	762	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Trichomorpha eusema</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Trichomorpha eutyla</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Trichomorpha manzanaris</i> Chamberlin, 1952	Mag	-	FMNH	Chamberlin, 1952; Sierwald <i>et al.</i> , 2005
			<i>Trichomorpha paurothrix</i> Chamberlin, 1923	Mag	1530	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Trichomorpha rondonum</i> Chamberlin, 1952	Mag	-	FMNH	Chamberlin, 1952; Sierwald <i>et al.</i> , 2005
			<i>Trichomorpha rugosella</i> Chamberlin, 1923	Mag	1036-1220	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Trichomorpha setosior</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ	Chamberlin, 1923
			<i>Trichomorpha tuberculosa</i> Chamberlin, 1923	Mag	1890	MCZ	Chamberlin, 1923

Table 1 continued.

Class/ Clase	Order /Orden	Family / Familia	Taxon/ Taxón	Distribution in Colombian Caribbean/ Distribución en el Caribe colombiano	Altitude (masl)/Altitud (msnm)	Reference Collection /Colección de Referencia	Reference / Referencias	
Diplopoda	Polydesmida	Cyrtodesmidae	<i>Agnurodesmus thrixophor</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ	Chamberlin, 1923	
			Fuhrmannodesmidae	Fuhrmannodesmidae sp. 1	Bol	100	CUDC	Brolemann, 1916
		Fuhrmannodesmidae sp. 2		Bol	100	CUDC	Brolemann, 1916	
		Paradoxosomatidae	Paradoxosomatidae	Paradoxosomatidae sp. 1	Bol	0-100	CUDC, ICN	Daday, 1889
				Paradoxosomatidae sp. 2	Bol	56-67	ICN	Daday, 1889
				Paradoxosomatidae sp. 3	Bol	100	ICN	Daday, 1889
		Aphelidesmidae	Aphelidesmidae	<i>Colomborus martanus</i> Chamberlin, 1952	Mag	0-700	FMNH	Chamberlin, 1952; Sierwald <i>et al.</i> , 2005
				<i>Colomborus colombiensis</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ	Chamberlin, 1923
		Pyrgodesmidae	Pyrgodesmidae	<i>Arionus ulophilus</i> Chamberlin, 1923	Mag	1220	MCZ	Chamberlin, 1923
				Polyxenida	Lophoproctidae	Lophoproctidae sp.1	Bol	9-120
		Siphonophorida	Siphonophoridae		<i>Columbiozonium pearsei</i> Chamberlin, 1923	Mag	10	MCZ
				<i>Siphonophora graciliceps</i> Chamberlin, 1923	Mag	10	MCZ	Chamberlin, 1923
				Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Lissocticus howlandi</i> Chamberlin, 1953	Mag	-
<i>Rhinocricus amblus</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ			Chamberlin, 1923		
<i>Rhinocricus colombianus</i> Schubart, 1951	Mag	610	-			Schubart, 1951		
<i>Rhinocricus hylophilus</i> Chamberlin, 1923	Mag	610-1370	MCZ			Chamberlin, 1923; Marek <i>et al.</i> , 2003		
<i>Rhinocricus pycnus</i> Chamberlin, 1923	Mag	610-1280	MCZ			Chamberlin, 1923; Marek <i>et al.</i> , 2003		

Checklist of myriapods (Arthropoda: Myriapoda) from the colombian Caribbean region

Table 1 continued.

Class/ Clase	Order /Orden	Family / Familia	Taxon/ Taxón	Distribution in Colombian Caribbean/ Distribución en el Caribe colombiano	Altitude (masl)/Altitud (msnm)	Reference Collection /Colección de Referencia	Reference / Referencias
	Spirobolida	Spirobolellidae	<i>Microspirobolus tridens</i> Chamberlin, 1923	Mag	1370	MCZ	Chamberlin, 1923
	Spirostreptida	Pseudonannolenidae	<i>Epinannolene arius</i> Chamberlin, 1923	Mag	260	MCZ	Chamberlin, 1923
<i>Epinannolene lorenzonus</i> Chamberlin, 1923			Mag	915	MCZ	Chamberlin, 1923	
<i>Epinannolene xestus</i> Chamberlin, 1923			Mag	1370-1520	MCZ	Chamberlin, 1923	
<i>Phallorthus colombianus</i> Chamberlin, 1952			Mag	-	FMNH	Chamberlin, 1952; Hoffman and Florez, 1995; Sierwald <i>et al.</i> , 2005	
<i>Phallorthus lorenzanus</i> Chamberlin, 1923		Mag	-	MCZ	Chamberlin, 1923		
Spirostreptidae		<i>Spirostreptus atoporus</i> Chamberlin, 1923	Mag	610-1370	MCZ	Chamberlin, 1923	
		<i>Spirostreptus eustriatus</i> Chamberlin, 1923	Mag	10	MCZ	Chamberlin, 1923	
	<i>Orthoporus gaigei</i> Chamberlin, 1923	Mag	610 -1370	MCZ	Chamberlin, 1923		
Stemmiulida	Stemmiulidae	<i>Stemmiulus craurus</i> Chamberlin, 1923	Mag	790	MCZ	Chamberlin, 1923	
		<i>Stemmiulus major</i> Carl, 1914	Mag	610	-	Carl, 1914	
		<i>Stemmiulus ruthveni</i> Chamberlin, 1929	Mag	1370-1520	-	Chamberlin, 1923; Sierwald and Spelda, 2020	
		Symphyla	Symphyla	Scolopendrellidae	Scolopendrellidae sp. 1	Bol	100
			Scolopendrellidae sp. 2	Bol	100	CUDC	Bagnall, 1913

For the Chilopoda class, the families with the highest richness were Scolopendridae, with six species and Scolopocryptopidae with four, both belonging to the Scolopendromorpha order. In comparison, the Lithobiidae families of the Lithobiomorpha order and Psellioididae of the Scutigleromorpha order presented one species. *Scolopendra gigantea* Linnaeus, 1758 was the species with the largest geographic range in the Caribbean region, with records in five departments (table 1).

For the Diplopoda class, the family with the highest richness was Chelodesmidae (Polydesmida) with 20 species, followed by Pseudonannolenidae (Spirostreptida) and Rhinocricidae (Spirobolida), each one with five species. Glomeridesmidae (Glomeridesmida), Cyrtodesmidae and Pyrgodesmidae (Polydesmida), and Spirobolellidae (Spirobolida), shown the lower richness with one species each one (table 1).

The unidentified examined specimens stored in the Universidad de Cartagena research laboratories and in the ICN collections, were assigned to the diplopods *Chondrodesmus* cf. *riparius* (Chelodesmidae), two species of Fuhrmannodesmidae, three of Paradoxosomatidae, and one of Lophoproctidae.

Regarding the Symphyla class, no publications were found with records of species for the Colombian Caribbean. Still, in the collections of both institutions specimens of two unidentified species of Scolopendrellidae were found.

Discussion

In general, the species documented in the literature for the Caribbean region are found in the Magdalena Department, reporting a total of 51 species; these records are related to the expeditions made by Otto Fuhrmann and Eugene Mayor (1910), Carl (1914), and University of Michigan to Central America (1913) and Chamberlin (1921) in the 20th century, which focused mainly on determining the biological diversity of the Sierra Nevada de Santa Marta and its surroundings.

Regarding *Scolopendra gigantea* Linnaeus, 1758, it was the species with the largest geographic range in the Caribbean region, with records in five departments. According Chagas-Jr *et al.* (2014), in Colombia, this species is only distributed in this region. In this work, the species *Scolopendra arthrorhabdoides* Ribaut, 1912, is recorded for the department of Bolívar, expanding its distribution which is considered restricted by Chagas-Jr *et al.* (2014) and Prado *et al.* (2018); records between 0 and 1300 masl (Prado-Sepúlveda *et al.*, 2016) were found. The list includes the species *Trachelodesmus angulatus* (Chamberlin, 1923) and *T. ancylaphor* (Chamberlin, 1923) recorded for the

Colombian Caribbean by Chamberlin (1923). However, Hoffman and Flórez (1995) consider that these species' taxonomic identity is not sure, and they possibly do not belong to the *Trachelodesmus* genus. Therefore, it is recommended to do a review of the type material. Of the Pauropoda class, no species records were found for the Colombian Caribbean. However, their presence in the region is possible, so it is recommended to increase the search for these tiny individuals.

The results obtained here show a high richness of myriapods in the Colombian Caribbean region, which should be reviewed in a more detailed way, for example, by examining the type material of the species, in addition to taxonomically determining the morphospecies mentioned here. For this, it is recommended to continue carrying out projects that allow a more detailed contribution to the myriapod fauna knowledge in this region of the country.

Acknowledgments

This manuscript is a result of the support of the Vicerrectoría de Investigación of the Universidad de Cartagena to the Semilleros de Investigación of undergraduate students. To Sebastian Galvis of the National University of Colombia for the help in confirming some specimens of centipedes. Eduardo Flórez of the Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia for allowing the access to the Myriapodological Collection. We thank the editor and reviewers who contributed significantly to improving the document.

References

- Adis, J. 2002. Myriapoda: Identification to classes. In: Adis, J. Editor. *Amazonian Arachnida y Myriapoda: Identification keys to all classes, orders, families, some genera and lists of known terrestrial species Amazonian Arachnida and Myriapoda*. Pensoft Series Faunistica, Sofia.
- Agredo, C.E., Chaparro, E. and Zuluaga, J.I. 1988. Observaciones sobre características, distribución y daños de sínfilidos (Symphyla) y otros organismos del suelo, en cultivos de piña (*Ananas comosus*) del Valle. *Acta Agronómica* 38(2): 65–73.
- Ahumada-C., D.G., García, A.F. and Navas-S., G.R. 2020. The spiny agoristenid genus Barinas (Arachnida: Opiliones), with the description of a new species from the Colombian Caribbean. *Arachnology* 18(6): 632–641. Doi: <https://doi.org/10.13156/arac.2020.18.6.632>.
- Arango, C., Dorado, J., Guzmán, D. and Ruiz, J.F. 2015. Climatología trimestral de Colombia. Grupo de Modelamiento

- de Tiempo, Clima y Escenarios de Cambio Climático Subdirección de Meteorología, IDEAM. Available at: <http://www.ideam.gov.co/documents/21021/21789/Climatolog%C3%ADa+Trimestral+para+Colombia+%28Ruiz%2C+Guzman%2C+Arango+y+Dorado%29.pdf/c2825963-c373-449a-a7cb-8480874478d9>. Accessed: May 07, 2022.
- Bagnall, R.S. 1913. On the classification of the order Symphyla. *Zoological Journal of the Linnean Society* 32(216): 195–199. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1913.tb01775.x>.
- Bonato, L., Chagas-Jr, A., Edgecombe, G.D., Lewis, J.G.E., Minelli, A., Pereira, L.A., Shelley, R.M., Stoev, P. and Zapparoli M. 2016. ChiloBase 2.0 - A World Catalogue of Centipedes (Chilopoda). Available at: <https://chilobase.biologia.unipd.it> Accessed December 20, 2022.
- Botero, J.P., Ahumada-C., D.G. and Navas-S, GR. 2021. A new Colombian species of Phaea Newman, 1840 and new geographical records in Cerambycinae and Lamiinae (Coleoptera: Cerambycidae) from the Colombian Caribbean. *The Coleopterists Bulletin* 75(2): 415–421. Doi: <https://doi.org/10.1649/0010-065X-75.2.415>.
- Brölemann, H.W. 1898. Myriapodes du Haut et Bas Sarare (Venezuela) donnés par M. F. Geayau au Muséum d'Histoire Naturelle de Paris. *Annales de la Société Entomologique de France* 67(3): 314–335.
- Brolemann, H. W. 1916. Les gonopodes des Spirostreptes [Myriap. Diplop.]. Note préliminaire. *Bulletin de la Société entomologique de France* 21(1): 51–53.
- Bueno-Villegas, J. 2012. Diplópodos: los desconocidos formadores de suelo. *Biodiversitas* 102: 1–5.
- Carl, J. 1914. Die Diplopoden von Columbien nebst Beiträgen zur Morphologie der Stemmatoiuuliden. In: Fuhrmann, O. and Mayor, F. Editor. *Voyage d'Exploration scientifique en Colombie*. Neuchatel: Attinger Frères.
- Castillo-Ávila, C.C., Prado, C. and García, A. 2015. First record of the intake of lichenized fungi by diplopods (Myriapoda) in Eastern subregion of Sumapaz, Colombia. *Boletín de La Sociedad Entomológica Aragonesa* 57: 358–360.
- Chagas-Jr, A., Chaparro, E., Galvis, S., Triana, H.D., Flórez, E. and Sicoli, J.C. 2014. The centipedes (Arthropoda, Myriapoda, Chilopoda) from Colombia: Part I. Scutigermorpha and Scolopendromorpha. *Zootaxa* 3779 (2): 133–156. Doi: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3779.2.2>.
- Chamberlin, R.V. 1921. New Chilopoda and Diplopoda from the East Indian Region. *Annals and Magazine of Natural History* 7: 50–87. Doi: <https://doi.org/10.1080/00222932108632489>.
- Chamberlin, R.V. 1923. *Results of the Bryant Walker expeditions of the University of Michigan to Colombia, 1913, and British Guiana, 1914. The Diplopoda*. Occasional Papers of the Museum of Zoology. University of Michigan, Michigan.
- Chamberlin, R.V. 1952. Further records and descriptions of American millipeds. *Great Basin Naturalist* 12: 13–34.
- Chamberlin, R.V. 1953. Some American Millipeds of the Order Spirobolida. *American Midland Naturalist* 50(1): 138–151. Doi: <https://doi.org/10.2307/2422159>.
- Cupul-Magaña, F.G. 2013. La diversidad de los ciempiés (Chilopoda) de México. *Dugesiana* 20(1): 17–41. DOI: Doi: <https://doi.org/10.32870/dugesiana.v20i1.4076>.
- Daday, J. 1889. Pauropoda. In: Hungariae, R. and Trigyes, K. Editor. *Myriapoda*. Budapest.
- Demange, J.M. 1981. Scolopendromorphes et Lithobiomorphes (Myriapoda, Chilopoda) de la Guadeloupe et dépendances. *Bulletin du Muséum national D'histoire naturelle, 4ème série – section A - Zoologie, biologie et écologie animales* 3(3): 825–839.
- Enghoff, H. 2015. Diplopoda Geographical Distribution. In: Minelli, A. Editor. *The Myriapoda*. Brill. Leiden, Boston.
- Fernandes, M.F., Cardoso, D., de Queiroz, L.P. 2020. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. *Journal of Arid Environments* 174: 104079. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>.
- Fuhrmann, O. 1914. Turbellarie d' eau douce de Colombie. Voyage d' exploration scientifique en Colombie par Dr. O. Fuhrmann et Dr. Eug. Mayor. *Memoires de la Société, Neutaâchateloise des Sciences naturelles* 5 (2): 793–804.
- Galvis, L. 2009. *Geografía económica del Caribe Continental. Documentos de trabajo sobre economía regional No. 119*. Banco de la República. Centro de Estudios Económicos Regionales (CEER) 87.
- Gervais, P. 1844. Études sur les Myriapodes. *Annales des Sciences Naturelles* 3 (2): 51–80.
- Gervais, P. 1847. Chilopodes. In: Walckenaer, M. and Gervais, P., Editores. *Histoire Naturelle des Insects*. Aptères. Suites à Buffon, Paris.

- Gervais, P. 1859. Myriapodes et Scorpions. In: Bertrand, P. Editor. *Animaux nouveaux ou rares recueillis pendant l'expédition dans les parties centrales de l'Amérique du Sud, de Rio de Janeiro à Lima, et de Lima au Para; exécutée par ordre du Gouvernement Français pendant les années 1843 à 1847, sous la direction du Comte Francis de Castelnau*. Comte Francis de Castelnau, Paris.
- Gervais, P. and Goudot, J. 1844. Description des Myriapodes recueillis par Goudot en Colombie. *Annales de la Société Entomologique de France* 2 (2): 26–29.
- Hobern, D., Barik, S.K., Christidis, L., Garnett, S.T., Kirk, P., Orrell, T.M., Pape, T., Pyle, R.L., Thiele K.R., Zachos, F.E. and Bánki, O. 2021. Towards a global list of accepted species VI: The Catalogue of Life Checklist. *Organisms Diversity & Evolution* 21: 677–690. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13127-021-00516-w>
- Hoffman, R.L. 1969. Myriapoda, exclusive of Insecta. In: Moore, R. Editor. *Treatise on invertebrate paleontology*. Pt. R, Arthropoda 4, ed. RC Moore, Buckinghamshire.
- Hoffman, R.L. 1975. Chelodesmid studies VI. A synopsis of the tribe Trachelodesmini (Diplopoda: Polydesmida). *Studies on Neotropical Fauna* 10(2): 127–144. <https://doi.org/10.1080/01650527509360488>.
- Hoffman, R.L. and Flórez, E. 1995. The milliped genus Phallorthis revalidated: another facet of a taxonomic enigma (Spirostreptida: Pseudonannolenidae). *Myriapodologica* 13(3): 115–126. Doi: <https://doi.org/10.1.1.691.9186>.
- Hoffman, R.L. and Martínez-Torres, D. 2012. Amnestorhacus, a new genus in the neotropical diplopod fauna, based on the forgotten species *Arcidesmus ologona* Silvestri, 1898. *Estratto Dagli Annali Del Museo Civico Di Storia Naturale "G. Doria"* 104: 131–140.
- Hopkin, S.P. and Read, H. J. 1992. *The biology of millipedes*. Oxford University Press, Oxford.
- Humbert, A. and De Saussure, H. 1870. Myriapoda nova Americana. Description de divers Myriapodes nouveaux du musée de Vienne. *Revue et Magasin de Zoologie* 22: 196–205. Available at : <https://www.biodiversitylibrary.org/item/105308#page/182/mode/1up>.
- Hüther, W. 1959. Zur Ernährung der Pauropoden. *Naturwissenschaften* 46: 563–564. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00631300>.
- Jaramillo-Robledo, A., and Chaves-Córdoba, B. 2000. Distribución de la precipitación en Colombia analizada mediante conglomeración estadística. *Cenicafé* 51(2): 102–113.
- Karsch, F. 1884. Über eine neue und minder bekannte Arthropoden des Bremer Museums. *Abhandlungen herausgegeben vom naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen* 9: 65–71. Available at: <https://www.biodiversitylibrary.org/page/3371386#page/71/mode/1up>.
- Leach, W.E. 1815. A tabular view of the external characters of four classes of animals which Linné arranged under Insecta; with the distribution of the genera composing three of these classes into orders, etc. and descriptions of several new genera and species. *Transactions of the Linnean Society of London* 11: 306–400.
- Lewis, J. E. 1981. *The biology of centipedes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, L., Fischer, J., Franklin, J., Haila, Y., Hunter, M., Gibbons, P., Lake, S., Luck, G., MacGregor, C., McIntyre, S., Mac Nally, R., Manning, A., Miller, J., Mooney, H., Noss, R., Possingham, H., Saunders, D., Schmiegelow, F., Scott, M., Simberloff, D., Sisk, T., Tabor G., Walker, B., Wiens, J., Woinarski, J. and Zavaleta, E. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* 11: 78–91. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x>.
- Linnaeus, C. 1758. *Holmiae, Laurentus Salvus. Systema Naturae* 1: 1–824.
- Linnaeus, C. 1767. *Systema Naturae per regna tria nature, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Editio duodecima, reformata, Holmiae* 533–1327.
- Loomis, H.F. 1968. A checklist of the millipeds of Mexico and Central America. *Bulletin of the U.S. National Museum* 266: 1–137. <https://doi.org/10.5479/si.03629236.266>.
- Maass, M. and Burgos, A. 2011. Water dynamics at the ecosystem level in seasonally dry tropical forests: seasonally dry tropical forests. *Ecology and Conservation* 141–156.
- Marek, P.E., Bond, J. E. and Sierwald, P. 2003. Rhinocricidae Systematics II, A species catalog of the Rhinocricidae (Diplopoda, Spirobolida) with synonymies. *Zootaxa* 308: 1–108.
- Martínez-Torres, D. and Flórez, D. E. 2015. Clase Diplopoda. In: E. Flórez D., C. Romero-Ortiz and D. S. López. Editor. Los

- artrópodos de la reserva natural río Nambí. *Serie de Guías de Campo del Instituto de Ciencias Naturales* 15: 264–2190.
- Martínez-Torres, S.D., Flórez, A.E. and Linares, E.L. 2011. Meeting between kingdoms: discovery of a close association between Diplopoda and Bryophyta in a transitional Andean-Pacific forest in Colombia. *International Journal of Myriapodology* 6: 29–36. Doi: <https://doi.org/10.3897/ijm.6.2187>.
- Mesa, L.M., Santamaría, M., García, H. and Aguilar-Cano, H. 2016. Catálogo de biodiversidad de la región Caribe. Volumen 3. Serie Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en áreas operativas de Ecopetrol. Proyecto Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en las áreas operativas de Ecopetrol. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt – Ecopetrol S.A. Bogotá D.C.
- Minelli, A. 2006. A World Catalogue of Centipedes (Chilopoda) for the Web. In: Bánki, O., Roskov, Y., Döring, M., Ower, G., Vandepitte, L., Hobern, D., Remsen, D., Schalk, P., DeWalt, R.E., Keping, M., Miller, J., Orrell, T., Aalbu, R., Adlard, R., Adriaenssens, E.M., Aedo, C., Aesch, E., Akkari, N., Alfenas-Zerbini, P. *Catalogue of Life Checklist*. Catalogue of Life: Leiden.
- Minelli, A. 2011. The Myriapoda. In: Minelli, A. Editor. *Treatise on Zoology - Anatomy, Taxonomy, Biology - The Myriapoda Volume 1*. Nijhoff Publishers. and VS. Leiden.
- Miyazawa, H., Ueda, C., Yahata, K. and Su, Z.H. 2014. Molecular phylogeny of Myriapoda provides insights into evolutionary patterns of the mode in post-embryonic development. *Scientific Reports* 4: 4127. Doi: <https://doi.org/10.1038/srep04127>.
- Navarro, R. and Gaviria, B. 2001. Resistencia de variedades de crisantemo a la pudrición de raíces (Cylindrocarpon destructans. Zinssin) Schalten. Reinfestación por nemátodos en suelos y nematofauna asociada a las aguas de riego. Serie de investigación, Asociación Colombiana de Exportadores de Flores ASOCOLFLORES, Universidad Católica de Oriente, Unidad de Sanidad Vegetal, Rionegro, Antioquia, Colombia.
- Newport, G. 1845. Monograph of the class Myriapoda order Chilopoda; with observations on the general arrangement of the Articulata. *Transactions of the Linnean Society of London* 19: 349–439.
- López-Orozco, C.M., Carpio-Díaz, Y.M., Borja-Arrieta, R., Navas-S., G.R., Campos-Filho, I.S., Taiti, S., Mateos, M., Olazaran, A., Caballero, I.C., Jotty, K., Gómez-Estrada, H. and Hurtado, L.A. 2022. A glimpse into a remarkable unknown diversity of oniscideans along the Caribbean coasts revealed on a tiny island. *European Journal of Taxonomy* 793: 1–50. Doi: <https://doi.org/10.5852/ejt.2022.793.1643>.
- Pabón-Caicedo, J.D., Eslava-Ramírez, J.A. and Gómez-Torres, R.E. 2001. Generalidades de la distribución espacial y temporal de la temperatura del aire y de la precipitación en Colombia. *Meteorología colombiana* 4: 47–59.
- Pizano, C. and García, H. 2014. *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá.
- Pocock, R.I. 1890. Report upon a small collection of scorpions and centipedes sent from Madras by Mr. Edgar Thurston, of the Government Central Museum. *Annals and Magazine of Natural History* 6: 236–245.
- Pocock, R. I. 1894. Contributions to our knowledge of the arthropod fauna of the West Indies. Part III. Diplopoda and Malacopoda, with a supplement on the Arachnida of the class Pedipalpi. *Journal of the Linnean Society of London, Zoology* 24 (157): 473–544. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1894.tb02494.x>.
- Pocock, R.I. 1896. Class Chilopoda. In: Pocock, R.I. Editor. *Chilopoda and Diplopoda. Biologia Centrali-Americana. Zoologia*. Taylor & Francis, London.
- Prado, C.C., Triana, H.D., Castillo, C.C. and Tulande-M, E. 2018. First records of *Lithobius* (*Lithobius*) *forficatus* (Linnaeus, 1758) and *Lithobius* (*Lithobius*) *obscurus* Meinert, 1872 (Lithobiomorpha, Lithobiidae) introduced to Colombia. *Check List* 14 (3): 559–568. Doi: <https://doi.org/10.15560/14.3.559>.
- Prado-Sepúlveda, C., Triana, H.D. and Galvis, S. 2016. Los ciempiés (Myriapoda: Chilopoda) de bosque andino en el municipio de Icononzo (Colombia, Tolima) y clave para las familias presentes en Colombia. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 58: 188–196.
- Quintero, J., García, A., Vergara, B., Leviller, L., Coneo, Y., Rodríguez, M. and Salcedo, A. 2009. El Caribe colombiano frente a los objetivos de desarrollo del milenio (ODM). Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Reyserhove, L., Desmet, P., Oldoni, D., Adriaens, T., Strubbe, D., Davis, A.J.S., Vanderhoeven, S., Verloove, F. and Groom, Q. 2020. A checklist recipe: making species data open and FAIR. Database, 2020 :1–12. Doi: <https://10.1093/database/baaa084>.
- Ribaut, H. 1912. Contribution à l'étude des chilopodes de

- Colombie (O. Fuhrmann et Eug. Mayor, voyage d'exploration scientifique en Colombie). *Mémoires de la Société de Sciences Naturelles de Neuchâtel* 5: 67–95.
- Ruiz-Cobo, D.H., Bueno-Villegas, J. and Feijoo-Martínez, A. 2010. Uso de la tierra y diversidades alfa, beta y gamma de diplópodos en la cuenca del río Otún, Colombia. *Universitas Scientiarum* 15 (1): 59–67. Doi: <https://doi.org/10.11144/javeriana.SC15-1.luaa>.
- Scheller, U. 1986. Symphyla from the United States and Mexico. *Texas Memorial Museum, Speleological Monographs* 1: 87–125.
- Scheller, U. 1992. A study of neotropical Symphyla (Myriapoda): List of species, keys to genera and description of two new Amazonian species. *Amazoniana* 12(2):169–180.
- Scheller, U. 2008. A reclassification of the Pauropoda (Myriapoda). *International Journal of Myriapodology* 1: 1–38. Doi <https://doi.org/10.1163/187525408X316730>.
- Scheller, U. 2011. Pauropoda. 467–511 In: Minelli, A. Editor *The Myriapoda. Treatise on Zoology - Anatomy, Taxonomy, Biology, Volume 1*. Brill. Leiden.
- Scheller, U. and Adis, J. 2002a. Pauropoda. In: Adis, J. Editor. *Amazonian Arachnida and Myriapoda*. Pensoft Publishers. Moscow.
- Scheller, U. and Adis, J. 2002b. Symphyla. In: Adis, J. Editor. *Amazonian Arachnida and Myriapoda*. Pensoft Publishers. Moscow.
- Schubart, O. 1951. Contribuição para a fauna do estado de Sao Paulo II. Os Rhinocricidae (Opisthopermophora, Diplopoda). *Anais de Academia Brasileira de Ciências* 23(2): 221–275.
- Sierwald, P., Bond, J.E. and Gurda, G.T. 2005. The millipede type specimens in the Collections of the Field Museum of Natural History (Arthropoda: Diplopoda). *Zootaxa* 1005(1):1–64.
- Sierwald, P. and Spelda, J. 2020. MilliBase. Available at: <http://www.millibase.org> Accessed 20/12/2020.
- Stoev, P. and Geoffroy, J.J. 2004. An annotated catalogue of the scutigermorph centipedes in the collection of the Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris (France) (Chilopoda: Scutigermorpha). *Zootaxa* 635: 1–12. Doi: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.635>.
- Szucsich, N. and Scheller, U. 2011. Symphyla. In: Minelli, A. Editor. *The Myriapoda*. Brill. Leiden.
- Verhoeff, K.W. 1938. Über einige amerikanische Myriapoden. *Zoologischer Anzeiger*: 273–284.

Riesgos relacionados con el cambio climático de la flora y fauna asociada a bosques de manglar en el Caribe colombiano

Risks related to climate change of the flora and fauna associated with mangrove forests in the Colombian Caribbean

Eida Luz Silva Beleño , Geomar Molina-Bolívar*  e Iris Jiménez-Pitre 

Grupo de Investigación BIEMARC, Universidad de La Guajira, Riohacha, La Guajira, Colombia

Resumen

El cambio climático es la variación global de la temperatura, precipitación, nubosidad, procesos erosivos y dinámica cíclica; las alteraciones se dan por el cambio climático. Las variables mencionadas son analizadas y se busca comprobar los impactos que este fenómeno causa en los bosques de manglar en especial los riesgos a los que se encuentran expuestos la flora y la fauna asociada. Entre los efectos producidos, se destacan las modificaciones que se han venido dando sobre la estabilidad medioambiental donde crecen las especies produciendo daños colaterales en la vegetación se destacan son los contaminantes y cambios del uso del suelo afectando a especies marinas y terrestres. En la actualidad, la información sobre esta temática es escasa, y en muchos casos no se reportan dentro del contexto de la situación global y regional. El objetivo de esta investigación es describir la biodiversidad asociada al manglar del Caribe colombiano y algunos de los efectos del cambio climático en ecosistemas de manglar en los departamentos de Córdoba, Atlántico, Magdalena y La Guajira en el Caribe colombiano en los cuales se ha observado cambios en la cobertura vegetal. El cambio climático es considerando uno de los principales factores que inciden directa o indirecta, estudios realizados describen importancia de cuidar y mantener estos sistemas. En conclusión, los manglares de algunos departamentos del Caribe colombiano albergan una biodiversidad en estado crítico para la conservación.

Palabras clave: bosques de manglar; biodiversidad; afectación antrópica; cambio climático

Abstract

Climate change is the global variation in temperature, precipitation, cloudiness, erosion processes and cyclical dynamics; alterations are due to climate change. The aforementioned variables are analyzed and the aim is to verify the impacts that this phenomenon causes in the mangrove forests, especially the risks to which the associated flora and fauna are exposed. Among the effects produced, the modifications that have been taking place on the environmental stability where the species grow, producing collateral damage to the vegetation, stand out are the contaminants and changes in land use affecting marine and terrestrial species. Currently, information on this subject is scarce, and in many cases, it is not reported within the context of the global and regional situation. The objective of this research is to describe the biodiversity associated with the mangrove swamp in the Colombian Caribbean and some of the effects of climate change on mangrove ecosystems in the Province of Córdoba, Atlántico, Magdalena and La Guajira in the Colombian Caribbean, in which changes have been observed. in the plant cover. Climate change is considered one of the main factors that affect directly or indirectly, studies carried out describe the importance of caring for and maintaining these systems. In conclusion, the mangroves of some province of the Colombian Caribbean harbor a biodiversity in a critical state for conservation.

Key words: mangrove forests; biodiversity; anthropogenic affectation; climate change

*Autor de correspondencia: gmolina@uniguajira.edu.co

Editor: Jairo Altamar

Recibido: 20 de abril de 2022

Aceptado: 29 de septiembre de 2022

Publicación en línea: 31 de diciembre de 2022

Citar como: Silva Beleño, E.L., Molina-Bolívar, G. y Jiménez-Pitre, I. 2022. Riesgos relacionados con el cambio climático de la flora y fauna asociada a bosques de manglar en el Caribe colombiano.

Intropica 17(2): 290-300. <https://doi.org/10.21676/23897864.4758>.



Introducción

El ecosistema de manglar se localiza en zonas costeras litorales, principalmente en sistemas estuarinos (Heredero, 2011). Ocupan zonas inundables, debido a estas características lo hacen único y de importancia ambiental (Salgado, 2014). Ecológicamente, los bosques de manglar son esenciales por que exportan materia orgánica a otros sistemas, son hábitat de gran variedad de especies, forman barreras que reducen el golpe del oleaje durante tormentas, huracanes (González, 2018). En los bosques de manglar, se desarrolla una variedad de plantas y animales que se han adaptado a las condiciones particulares que se dan en los estuarios. Es decir, las variaciones estacionales de salinidad, temperatura y oxígeno, entre otros. Este bosque ha desarrollado estrategias de supervivencia como es el caso de las semillas flotantes, las cuales se pueden conservar largos periodos tal como lo describe Molina (2017).

Las especies de mangle que se encuentran en el Caribe colombiano se destaca *Rhizophora mangle* (Linnaeus, 1953), especie que se adapta a ambientes salinos mediante el mecanismo de ultrafiltración selectiva a través de las raíces, el

cual le sirve para su supervivencia en suelo inundados; se encuentra sometido a tensiones ambientales que genera estrés hídrico por los cambios de salinidad y suelos ricos en nitrógeno y fosforo según Ramírez et al. (2010) (figura 1). El *Avicennia germinans* (Linnaeus, 1953) se adapta a diferentes cambios en el clima, una de sus principales funciones en servir de barrera contra mareas. Además, actúan en la protección para la vida silvestre; toleran altas concentraciones de salinidad (figura 2) (Rodríguez et al., 2016). La especie *Laguncularia racemosa* (Linnaeus, 1953), crece a bajas concentraciones de salinidad cerca del agua dulce por encima del mar; dado a lo anterior esta especie depende de las concentraciones de salinidad debido a que su fisiología es condicionada por los ambientes estuarinos dentro del sistema (Sobrado, 2005) (figura 3). El mangle *Conocarpus erectus* (Linnaeus, 1953) crece en sedimento arenoso, no tolera altas concentraciones de salinidad, en terreno arcilloso se da su crecimiento debido a que mantiene poca retención de iones; la supervivencia de esta especie depende de estos suelos. Además, esta especie beneficia a los organismos terrestres que habitan alrededor de este ambiente (figura 4) (Cortes y Rangel, 2011).



Figura 1. Raíces y propágulos de *Rhizophora mangle* L.175 en el Caribe colombiano (Reino: Plantae, División: Fanerógama, Clase: Magnoliopsida, Orden: Malpighiales, Familia: Rhizophoraceae, Género: *Rhizophora*).



Figura 2. Florescencia de *Avicennia germinans* L.1753 en el Caribe colombiano (Reino: Plantae, División: Magnoliophyta, Clase: Magnoliopsida, Orden: Lamiales, Familia: Acanthaceae, Género: *Avicennia*).



Figura 3. Hojas de *Laguncularia racemosa* L.1753 (Reino: Plantae, División: Magnoliophyta, Clase: Magnoliopsida, Orden: Myrtales, Familia: Combretaceae, Género: *Laguncularia*).



Figura 4. Frutos de *Conocarpus erectus* L.1753 del Caribe colombiano (Reino: Plantae, División: Magnoliophyta, Clase: Magnoliopsida, Orden: Myrtales, Familia: Combretaceae, Género: *Conocarpus*).

Los ecosistemas que sirven de nicho a estas especies vegetales se encuentran amenazados por la contaminación y cambios en el uso del suelo (Espinoza *et al.*, 2019). Esto se complementa con variaciones de variables climáticas y fisicoquímicas del agua, limitando su crecimiento y ocasionando su deterioro de manera directa o indirecta se destacan las redes tróficas (Benavides *et al.*, 2016). De igual manera, en el Caribe colombiano las acciones antrópicas que afectan a estos ecosistemas se encuentran las construcciones de vías, como es la carretera Troncal del Caribe; la cual ha impactado negativamente a los manglares la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y el Vía Parque Isla Salamanca (VPIS) (Serrano *et al.*, 1995). En la actualidad, este ecosistema se viene presentando incendios, la sobreexplotación de recursos, ocupaciones ilegales, ampliación de carreteras e intereses portuarios (Guerrero, 2018).

Algunos investigadores han estudiado la estructura, función y servicios ecosistémicos de los sistemas marinos-costeros han identificado que el cambio climático representa un peligro para manglares y un claro ejemplo es que logra incitar la extensión de manglares hacia latitudes altas, que afecta el nivel del mar y aumento de la temperatura. De igual manera, incrementa de la

concentración de dióxido de carbono, aumentando las especies por la exaltación fotosintética (Yáñez *et al.*, 2014). En el Caribe colombiano, la disminución de manglares alberga especies debido a que se considera ecosistemas productivos; los cuales son afectados por variaciones ambientales afectan la supervivencia, provocan aumento o disminución del área (Romero, 2016). La vulnerabilidad de estos ecosistemas por efectos del cambio climático debido a alteraciones ambientales, que ocasionan la disminución de especies; algunos organismos sobreviven a los cambios fluctuantes (Castaño *et al.*, 2010).

El presente artículo de revisión tiene como objetivo describir la “flora y fauna asociada bosques de manglar y algunos efectos del cambio climático en el Caribe colombiano” basado en la búsqueda bibliográfica en bases de datos existentes como como *Science Direct*, *Google Académico*, *Scopus* y *Taylor & Francis*. Asimismo, se realiza una descripción sobre las especies representativas de mangle en los departamentos de Córdoba, Atlántico, Magdalena y La Guajira en el Caribe colombiano de igual manera se relacionó la biodiversidad asociada a cada una de las especies de mangle presente en los ecosistemas. Por último, se listan algunos de los impactos del cambio climático

sobre el ecosistema de manglar en el Caribe colombiano.

Distribución de algunas especies de mangle en áreas del Caribe colombiano

Departamento de Córdoba

Este departamento presenta una extensión de 13,000 ha con mejor desarrollo, comprende sectores de la antigua y nueva desembocadura del río Sinú en los municipios de San Antero y San Bernardo del Viento. En esta área geográfica predominan: *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*. Estos ecosistemas son refugio para especies faunística desplazadas por actividades agrícolas y pesqueras. Ecológicamente este sistema presenta áreas para la reproducción de especies, es protector natural de la costa de huracanes y fuertes vientos; de igual manera brinda beneficio socioeconómico a las comunidades aledañas que dependen del aprovechamiento de productos de la pesca, agricultura y ganadería; en este departamento la conservación de este bosque es de gran relevancia debido a que el 12,8 % del área de manglar ha sido talada (Cortes y Rangel, 2011).

Departamento del Atlántico

Se estima que en esta área geográfica la extensión de manglar es de 1,148 ha ubicado en cuerpos de agua como Mallorquín, Manatías, Totumo y en la línea costera en Santa Verónica, Puerto Velero y Playa Mendoza. En este departamento se encuentran *R. mangle*, *L. racemosa*, *A. germinans*, *C. erectus*, estos bosques han reducido su cobertura vegetal en un 47 %. La importancia ecológica radica de estos ecosistemas es el papel que juegan en la conservar el hábitat, debido a que las muchas especies encuentran refugio o vivienda en los troncos, raíces o ramas, en el fango se encuentran hongos y bacterias cuya función es descomponer la materia orgánica. Algunos estudios han demostrado que estos ecosistemas reducen las mareas, la erosión costera y el impacto de huracanes, del mismo modo, aporta energía a otros sistemas ya que funciona como taponamientos naturales de contaminación y controlar las elevadas temperaturas dadas por los cambios de la temperatura a nivel local, regional y globales (Lacerda *et al.*, 1995; Ortiz *et al.*, 2007).

Departamento del Magdalena

Esta división política-administrativa cuenta con el área más extensa de manglar el cual ocupa unas 400,000 ha, las cuales se encuentra distribuida en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Vía

Parque Isla de Salamanca, Tasajera e Isla del Rosario entre otros sitios; el suelo en estos manglares la mayor parte está formado por fango, arenas y sustratos duros que son de vital importancia para el crecimiento de *A. germinans*, *L. racemosa*, *R. mangle*, y contribuye con la poca distribución, *C. erectus*. En el departamento este hábitat se encuentra amenazado por la tala indiscriminada, la deforestación, la pesquería y la contaminación por residuos sólidos, ponen en peligro la biodiversidad con la desaparición de algunas especies a raíz de la desaparición de los manglares (Contreras, 2016).

Departamento de La Guajira

La región peninsular del país presenta una extensión de manglar de 2,563 ha, donde la mayor parte se localiza en los brazos El Riito (ER), Calanaca (BC) y Santa Rita, en el delta del río Ranchería; las especies presentes en el área son *R. mangle*, *A. germinans*, *L. racemosa* y *C. erectus*. Cabe resaltar que en ER la especie que predomina es *R. mangle* y en BC, la especie más abundante es *L. racemosa*. Ecológicamente, este bosque se encuentra en recuperación con acciones de educación ambiental realizadas con las comunidades que habitan en el área. Del mismo modo, fue declarada como un Distrito de Manejo Integrado (DMI) por parte de la Corporación Autónoma de La Guajira (Corpoguajira), debido a que esta zona se encuentra muy intervenida por comunidades aledañas que se benefician de manera directa; este hábitat es biológicamente de importancia para la biodiversidad, reduce el impacto de las mareas y son fuente de producto que son beneficiosos por pobladores que habitan en las costas (Polania y Orozco, 2017).

Flora y fauna asociadas a los bosques de manglar en áreas del Caribe colombiano

En el antiguo delta del río Sinú, que comunica con la bahía de Cispatá se registró la presencia del *Picumnus cinnamomeus* (Wagle, 1829) conocido como carpinterito castaño, rodeando el bosque del manglar. Este individuo se encontraba con el *Sakesphorus canadensis* (Linnaeus, 1766), también denominado batará copetón y *Protonotaria citrea* (Boddaert, 1783), llamada reinita cabecidorada; estas aves se avistaron en medio de las ramas de *R. mangle* (Ruiz, 2005). Según estudios desarrollados por Quirós y Arias, (2013) se recolectaron 12289 individuos de los cuales 10470 pertenecen al *phylum* Mollusca, *subphylum* Crustacea; de igual manera se identificaron 14 especies de moluscos, las cuales están distribuidas en 11 familias y dos en clases: Bivalva y Gastropoda, como también se identificaron 24 especies de crustáceos distribuidos en 16 familias y cuatro

órdenes: Sessillia (balanos), Decapoda, Isopoda (cochinillas) y Amphipoda. Asimismo, Campos et al. (2015), recolectaron 1819 individuos de las cuales pertenecen a siete familias Alpheidae (gambas); Diogenidae (cangrejos ermitaños); Grapsidae (cangrejos de pantano); Goneplacidae, Palaemonidae, (camarones); Porcellanidae (cangrejos de porcelana) y Xanthoidea, las cuales se agruparon en 16 géneros, como se observa, se presenta una amplia diversidad de grupos taxonómicos.

De igual manera, Quirós *et al.* (2017) registraron 14 especies de esponjas agrupadas en 13 familias y seis ordenes pertenecientes a la clase Demospongiae; al agrupar las esponjas por órdenes, Haplosclerida y Poecilosclerida (Sollas, 1885) contienen el 50 % de las especies, mientras que el otro 50 % se clasificaron en los órdenes Hadromerida, Dictyoceratida, Halichondrida y Spirophorida. Las especies *Amphimedon viridis* (Duchassaing y Michelotti, 1814); *Haliclona caerulea* (Hechtel, 1965); *Suberites aurantiacus* (Duchassaing y Michelotti, 1864); *Halichondria melanadocia* (Laubenfels, 1936) y *Tedania ignis* (Gray, 1867) presentaron los mayores valores de frecuencia de aparición, mientras que *Placospongia intermedia* (Sollas, 1888), *Scopalina ruetzleri* (Wiedenmayer, 1977), *Mycale microsigmatosa* (Arndt, 1927), *Lotrochota birotulata* (Higgin, 1877) y *Cinachyrella apion* (Uliczka, 1929) fueron las menos frecuentes. En el departamento de Córdoba se identificaron seis especies de esponjas como: *Ircinia felix* (Duchassaing 1864); *Hyrtios proteus* (Duchassaing y Michelotti, 1864); *P. intermedia* (Holdeman & Moore 1970); *S. ruetzleri* (Wiedenmayer, 1977). Cabe destacar, que *Spongilla* (Lamarck, 1816) es nuevo género registrado en el Caribe colombiano.

Por otro lado, se observó que la abundancia *Melongena melongena* (Linnaeus, 1758) es de 1149 individuos, distribuidos en el Caño Salado con mayor abundancia, seguido por Las Cagás y con menor abundancia el sector Amaya (Niño *et al.*, 2020). El golfo de Morrosquillo se encuentra entre los departamentos de Córdoba y Sucre, y tiene una cavidad superficial de 3,858 hectáreas de manglar, *R. mangle*, *L. racemosa* y en menor proporción *C. erectus*, es uno de los ecosistemas más productivos en cuanto a biodiversidad (Sánchez y Sandoval, 2005). En relación con las familias de crustáceos, se identificó 1018 individuos de decápodos distribuidos en 52 especies, 23 géneros y 18 familias, como también se registraron 40 especies distribuidas en 25 familias y 37 géneros, de tal manera que la especie representada numéricamente es la Sciaenidae, Carangidae y Ariidae (Herazo *et al.*, 2006). Por otra parte, en una medición se identificaron

1037 ejemplares de los cuales están distribuidos en cinco familias, seis géneros y seis especies de suborden Pseudoscorpiones Ophiidae (Banks, 1895), la familia más abundante con 775 ejemplares, seguidamente la familia Lechtyiidae (Balzan, 1887) con 185 ejemplares y Garypinidae (Daday, 1888) con 66 ejemplares, mientras que las familias menos abundantes fueron Chthoniidae (Daday, 1888) con seis ejemplares y Chernetidae (Menge, 1855) con cinco ejemplares (Bedoya *et al.*, 2016).

La ciénaga de la Caimanera en el departamento de Sucre tiene el ecosistema de manglar más extenso de 21,25 km², y hacia el suroccidente de esta predomina el *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*. La avifauna asociada al manglar registra 30 especies, pertenecientes a 17 familias como: Ardeidae (Leach, 1820); Anatidae (Vigors, 1825), Anatidae, Anhingidae (Reichenbach, 1849), Ardeidae, Cathartidae (Lafresnaye, 1839); Columbidae (Illiger, 1811), Cuculidae (Vigors, 1825), Fringillidae (Vigors, 1825), Falconidae (Vigors, 1824), Icteridae (Vigors, 1825), Pelecanidae (Rafinesque, 1815), Phalacrocoracidae (Reichenbach, 1850), Picidae (Vigors, 1825), Psittacidae (Illiger, 1811), Thraupidae, Threskiornithidae (Richmond, 1917) y Tyrannidae (Vigors, 1825), en particular la familia con hábitos acuáticos con mayor frecuencia de avistamiento es la familia Ardeidae (Urueta *et al.*, 2010).

La biodiversidad asociada al departamento del Atlántico, hasta el momento se ha registrado 475 especímenes, distribuidos en 51 familias y 198 géneros, seis familias son las más diversas en número de especies: Melitidae (Bousfield, 19739); Aoridae (Stebbing, 1899); Lysianassidae (Dana, 1849); Ampeliscidae (Kroyer, 1842); Corophiidae (Leach, 1814) e Issidae (Dana, 1852) (Ortiz *et al.*, 2007). La ciénaga de Mallorquín tiene conexión con el río Magdalena y el mar Caribe; presenta 650 ha aproximadamente, el sustrato es arenoso-fangoso la especie que domina es *A. germinans*, seguido por *L. racemosa* y *R. mangle*, en esta ciénaga se encontró un registro de 42 especímenes de peces pertenecientes a 24 familias, los cuales son *Centropomus ensiferus* (Poey, 1860); *Dormitator maculatus* (Bloch, 1792) y *Eleotris pisonis* (Gmelin, 1789); *Awaous banana* (Valenciennes, 1837); *Gobionellus boleosoma* (Jordan y Gilbert, 1882) y *Poecilia sphenops* (Valenciennes, 1842); en las que treinta de estas especies se registran por primera vez para esta ciénaga (Arrieta y De la Rosa, 2016). En Puerto Velero, ubicado en el kilómetro 88 de la vía al mar, presenta un bosque en el cual predominan las especies *A. germinans* y *C. erectus*. En el sitio se registraron 1229 individuos de aves, pertenecientes a 33 especies, 17 familias y 10 órdenes; las familias con mayor

número de representantes fueron: Scolopacidae (Rafinesque, 1815); Ardeidae (Leach, 1820); Charadriidae y Tyrannidae (Vigors, 1825) (Gonzalez y Tamaris, 2015). Asimismo, se registraron 181 especies conformadas por 50 moluscos, 32 anélidos y 99 crustáceos de las cuales, los moluscos *Petaloonchus* n. sp. (Lea, 1843); *Petaloonchus* sp.2 (Lea, 1843); *Bankia fimbriatula* (Moll y Roch, 1931) y de crustáceos 17 especies de anfípodos sin identificar; una especie de Mysidacea sin identificar, y los tanaidáceos *Leptocheilia* sp. y *L. forresti* (Von Cosel, 1986; Márquez y Jiménez, 2002). Con respecto a los anfibios se ha registrado especies como *Hyla vigilans* (Solano, 1971); *Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799); *Pseudopaludicola pusilla* (Ruthven, 1916) y *Pseudis paradoxa* (Linnaeus, 1758), entre los anfibios y reptiles, el lobito azul, *Tretioscincus bifaciatus* (Dumeril, 1851); Gymnophthalmidae (Merrem, 1820); así como las serpientes: *Helicops danieli* (Amaral, 1938); *Mastigodryas pleii* (Dumeril, Bibron y Dumeril, 1854) y la *Porthidium landsbergii* (Bocour, 1868), reconocida en la zona por su agresividad. Moreno y Álvarez, (2006) registró aves *Egretta caerulea* (Linnaeus 1758); *Chondrohierax uncinatus* (Temminck, 1822); *Parabuteo unicinctus* (Temminck 1824); *Gallinula chloropus* (L, 1758); *Pluvialis dominica* (Muller, 1776); *P. squatarola* (L, 1758); *Calidris alba* (Pallas, 1764); *C. bairdii* (Coues, 1861); *Tringa solitaria* (Wilson, 1813). En el Santuario de la Ciénaga Grande se registraron los periquitos aliazul o hacheros *Forpus crassirostris* (Taczanowski, 1883); *F. xanthopterygius* (Spix, 1824), Psittacidae (Illiger, 1811); y entre los colibríes se destaca la presencia de *Lepidopygia coeruleogularis* (Gould, 1851), *Amazilia fimbriata* (Gmelin, 1788), *Glaucis hirsuta* (G, 1788) y *Notharchus macrorhynchus* (G, 1788).

La Ciénaga Grande de Santa Marta en cuanto a diversidad es el área más extensa de manglar en el Caribe con 38,544 ha y ofrece hábitat a 195 especies de aves, 98 de invertebrados, 46 de mamíferos, 40 de reptiles, 10 de anfibios y 130 de peces (Contreras, 2016). Seguidamente; Rodríguez *et al.* (2016) registraron 98 especies de Moluscos de los cuales se encuentran en 66 géneros y 48 familias siendo *Melampus Coffeus* (L, 1758) la más abundante, como también los cangrejos violinistas *Uca rapax* y *U. vocator* (S.L. Smith, 1870), siendo estos los más representativos. En la isla de Salamanca presenta una vegetación boscosa de manglar alrededor de los caños con *R. mangle* y *A. germinans*, es por esto que se registraron 19 especies con hábitos nocturnos; de los cuales se avistaron cinco especies de invertebrados, dos pertenecientes al phylum Mollusca, dos al subphylum Crustacea y uno a la clase Arachnida, como también se observaron vertebrados, anfibios,

reptiles, aves y mamíferos tanto voladores como terrestres; las especies con hábitos acuáticos como: *Callinectes bocourti* (Rathbun, 1860); *Nephila clavipes* (L, 1767); *Rhinella marina* (L, 1758); *Iguana iguana* (L, 1958); Caimán *Crocodylus fuscus* (L, 1958); *Aratus pisonii* (H. Milne-Edwards, 1837) y *Polymesoda solida* (Philippi, 1846); cabe resaltar que estos especímenes se encontraban en la parte boscosa del mangle donde no hay tantas alteraciones humanas (Balaguera *et al.*, 2010).

De acuerdo con Arteta (2009), en el delta del río Ranchería se registraron 11 especies de cangrejos pertenecientes a seis familias. De estas, solo *C. sapidus* (Rathbun, 1896), se encontró tres de las cinco zonas estudiadas como: *O. quadrata* (Fabricius, 1787), *G. grapsus* (L, 1758) y *P. atlantis*. En un estudio realizado por Otero (2013) registró 335 individuos en los que se encuentran 11 especímenes de peces, seis se encuentran bajo amenaza por la pesquería y contaminación, 47 especímenes de reptiles, 10 especímenes de anfibios, 161 especímenes aves y 27 especímenes mamíferos, los cuales se ven afectados por la intervención del hombre y el daño del hábitat.

Seguidamente Molina (2010), demostró un estudio que en el brazo del Riito, donde se recolectaron 420 individuos, pertenecientes a 55 taxones distribuidos donde se reportan 41 nuevos registros para La Guajira colombiana. En el que se destaca el género *Caenis* (Ephemeroptera), los organismos que se caracterizan por presentar branquias operculares y que generalmente habita en lugares con dominancia de sedimento. Como también se totalizó 33 taxones comprendidos en tres phyla. Mollusca: Clases; Bivalva y Gasteropoda, Arthropoda: Malacostraca e Insecta y Annelida: Oligochaeta. De igual manera, se recolectaron solo siete taxones pertenecientes a dos phyla Arthropoda: Insecta, Malacostracea y Crustacea y Mollusca: Bivalvia. Finalmente, en el brazo Calancala se reportaron 23 taxones pertenecientes a los phyla Arthropoda: Insecta; Annelida: Oligochaeta, Hirudinea y Polychaeta y Mollusca: Gasteropoda y Bivalvia.

De esta manera, la abundancia registrada es 1513 individuos pertenecientes a 12 taxones; los moluscos (398 individuos) estuvieron representados por las clases Bivalvia y Gasteropoda (Blanco y Castaño, 2012). Por lo tanto, los artrópodos del subphylum Crustacea (1115 individuos) estuvieron representados por las Clases Malacostraca (Latreille, 1802), Maxillopoda (Dahl, 1956) y Ostracoda (Latreille, 1802). Las especies más abundantes fueron los anfípodos *Americorophium brevis* (Shoemaker, 1949) y *Grandidierella* sp. (Coutire, 1904) seguidos por el bivalvo *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831), por lo que representan estas tres especies la

abundancia total (Molina et al., 2017). Para determinar la población de moluscos Molina *et al.* (2017) procesaron 120 raíces de *R. mangle*, en las cuales se recolectaron un total de 38 taxones para toda el área de estudio los moluscos representan el 57,89 % de la composición de especies, representado por las clases Bivalvia y Gasteropoda. Las especies *Mytiliopsis leucophaeata* (Conrad, 1831); *Neritina meleagris* (Lamarck, 1822); *Neritina reclivata* (Say 1822); y *Pyrgophorus platyrachis* (Thompson, 1968); presentaron las mayores abundancias. De hecho, el *subphylum* Crustacea conforma el 42,11 % de la composición y se encontró representado principalmente por las clases Malacostraca (Latreille, 1802) y Maxillopoda (Dahl, 1956), en las cuales se destacan la presencia de *Americorophium brevis* (Shoemaker, 1949), *Grandidierella* sp. (Coutiere, 1904), *Callinectes sapidus* y *Penaeus* sp. (Fabricius, 1798), por su abundancia relativa para toda el área de estudio.

Sin embargo, Molina *et al.* (2018), identificó 340 individuos registrados en este estudio, el 30,50 % de las especies de garzas pertenecen a las 23 especies conocidas en el país. Estos datos corroboran lo descrito quienes opinan que en la región del Caribe se reporta un número importante de garzas para Colombia. Estas son las especies reportadas en este estudio *Ardea alba*, *Ardea herodias*, *Egretta caerulea*, *E. rufescens*, *E. thula*, *E. tricolor* y *Nyctanassa violacea*. Lo que indica que las garzas son las más frecuentes en de detectar e identificar. Por último, Gutiérrez *et al.* (2019) corroboraron 225 individuos de artrópodos, agrupados en 19 familias de los cuales 86 fueron juveniles, mientras que 139 restantes representaron ejemplares adultos identificables, el brazo de El Riito es el sitio con mayor diversidad y abundancia, en comparación con el brazo Calancalá, las familias más diversas fueron Araneidae (Simon, 1895); Salticidae (Blackwall, 1841); Theridiidae (Sundevall, 1833), donde las más abundante fueron Araneidae (Simon, 1895); Scytodidae (Blackwall, 1864); Theridiidae (Sundevall, 1833); Salticidae (Blackwall, 1841) y Ctenidae (Keyserling, 1877); las familias menos diversas y abundantes fueron Gnaphosidae (Pocock, 1868); Corinnidae (Karsch, 1880); Oecobidae; Caponiidae y Senoculidae (Simon, 1890).

Algunos impactos del cambio climático en ecosistemas manglares del Caribe colombiano

Los manglares a nivel mundial han sido bastante resilientes, es decir; actúa como indicadores del cambio ambiental puesto que este ecosistema tiene características únicas; lo cual al cambiar drásticamente este sistema perjudica a ecosistemas vecinos, bosques terrestres (Espinoza *et al.*, 2019). Sin embargo encontramos organismos que se adaptan fácilmente a estas

condiciones, es importante mencionar, que el cambio climático cada vez más está empeorando debido a las condiciones ambientales en las que se encuentra el planeta pero por ser muy organismos que tienen la capacidad de adaptarse a cambios repentinos, al mismo tiempo que superan los desafíos ambientales, los estudios realizados en estos bosques son complejo lo que ocasiona una pérdida del ecosistema y en particular la fauna que se beneficia de este mismo (Aguirre y Eanes, 2019). El cambio climático está asociado a variaciones de la temperatura, eventos cíclicos, procesos erosivos, y acidificación, entre otras. De igual manera, como este bosque se encuentra intervenido por el cambio del uso del suelo, desarrollo urbanístico y la sobreexplotación que ha reducido la captación de CO₂, hace que todos estos cambios se reflejen en las especies presentes; disminuyendo su crecimiento y fenología (Uribe y Urrego, 2019). Estudios generales sobre el cambio climático en los manglares, han demostrado que alteraciones relacionadas con este evento ocasiona aumento en la temperatura, el nivel de los océanos, calentamiento de la superficie de la tierra, aumento en la frecuencia de los eventos climáticos. De lo anterior, se infiere sobre la importancia de los manglares que ejerce un alto impacto en ecosistemas marinos y permite que exista una biodiversidad que exige una atención inmediata por parte de las autoridades ambientales, políticas y gubernamentales, pues en gran parte, estos elementos sirven como soporte a la vida humana en todas sus manifestaciones (Uribe, 2015).

Si bien es cierto que los ecosistemas de manglar se encuentran en peligro por el cambio climático, puesto que este bosque se encuentra vulnerable y la respuesta que emite es tratar de adaptarse a las variaciones bruscas ocasionadas sobre este mismo; uno de los impactos identificados en algunos estudios son los altos niveles del mar lo que ocasiona que el sedimento baje y los organismos que se encuentren en este afectaría su sobrevivencia tal como lo describe Mejía *et al.* (2014). Así mismo, las tormentas se vienen presentando con mayor y frecuencia lo que ha incrementado el daño en el bosque de manglar aumentando la mortalidad, estrés y la toxicidad de químicos que presentes, de igual manera la precipitación influye en este bosque incrementando algunos parámetros fisicoquímicos como salinidad, lo que afectaría la productividad primaria, el crecimiento del plancton y la competencia entre la diversidad de especies. Por último, la modificación de los patrones de circulación lo que afecta a los propágulos y la estructura general de las poblaciones de los manglares (Gilma *et al.*, 2008).

En estudios relacionados con el cambio climático y la biodiversidad han evidenciado que los efectos del cambio climático sobre los organismos afectan su desarrollo, fisiología y comportamiento durante su crecimiento y reproducción, sumado a estos también afectaría sobre los ciclos hidrológicos, nutrientes; resultado de esto en el Caribe colombiano y los departamentos mencionados anteriormente se han visto afectados por sus efectos debido que los factores asociados afectan directamente a este bosque (Rodríguez *et al.*, 2016).

Es por esto, que la bahía de Cispatá, la vegetación y biodiversidad ha cambiado en los últimos 330 años (Castaño *et al.*, 2010). En el departamento del Atlántico la cobertura vegetal del manglar no se ha visto afectada totalmente en cuanto a la expansión y desarrollo del hábitat; básicamente su afectación ha sido por los cambios ambientales. Para la Ciénaga Grande de Santa Marta, se ha logrado evidenciar por las acciones antropogénicas sustancias contaminantes que afectan directamente a la ciénaga (Naranjo *et al.*, 2018). Otro sector afectado es el Parque de la Isla Salamanca, cuyas afectaciones son muchas debido al paso de la carretera Troncal del Caribe, el taponamiento de los canales que llevan el oxígeno e intercambio de agua entre los pantanos y el mar, la contaminación por el dióxido de carbono y por último tenemos a que los manglares del departamento de La Guajira es el menos intervenido, pero en este ecosistema se encuentran comunidades aledañas que toman la madera para construir viviendas, las caprinos se alimentan de las plántulas de los mangles y los residuos sólidos que son abundantes en esta zona (Casas, 2002).

Finalmente, los manglares han sufrido directa e indirectamente no solo por cambios cuantitativos como su extensión espacial y biodiversidad, sino por variaciones cualitativas dentro de la composición taxonómica; de igual manera, han evolucionado para poder adaptarse a los grandes cambios que se les presentan (Rull, 1998). Este tipo de adaptación puede verse afectada por las acciones que los seres humanos vienen desarrollando sin el mínimo cuidado con el entorno.

Conclusiones

Los manglares del Caribe colombiano han sido uno de los más afectados por los efectos del cambio climático, lo que ha ocasionado que este bosque se vea afectado, ya sea de manera directa o indirecta, es por esto por lo que los departamentos mencionados dentro de la revisión han corroborado las afectaciones que ocurren dentro del mismo. En la Ciénaga Grande de Santa Marta, los pobladores que la habitan han

ocasionado afectaciones en el desarrollo de la biodiversidad existente; también se puede concluir que se pueden presentar problemas críticos con sustancias contaminantes como grasas y aceites. De la misma forma se detectan incendios, contaminación por quema de combustibles, tala indiscriminada del bosque de manglar, taponamiento de canales de intercambio hídrico entre los humedales del parque y el mar.

En el departamento del Atlántico, las malas planificaciones urbanísticas, la apropiación ilegal, las actividades industriales, hoteleras, turísticas y comerciales, asociadas al desarrollo social y económico de la región son los problemas comunes que enfrentan los bosques de manglar y son las principales causas de su deterioro. Para el caso del departamento de Córdoba, los desarrollos turísticos y urbanísticos sin ningún tipo de planificación han venido afectando los ecosistemas de manglares y su biodiversidad de manera permanente, al convertirse estos espacios naturales en receptores de las acciones antropogénicas de propios y visitantes, tales como aguas residuales, emisarios finales de alcantarillados, botaderos de residuos sólidos, generando un alto impacto en la disminución de la fauna y flora.

Las posibilidades de evolución y crecimiento de los bosques de manglar del delta del río Ranchería son bajas, todo ello derivado de limitaciones naturales y por actividades antropogénicas. En este sentido se ha notado que las aguas del río han sido altamente afectadas por el vertimiento de aguas residuales por parte del Batallón Cartagena y conjunto residenciales aledaños a este ecosistema y en la misma tendencia lo hacen los negocios de hoteles, pescaderías y residencias ubicadas en este sector. Por su parte, los habitantes de los Barrios María Eugenia y Rojas Pinilla, situados en las márgenes de la Laguna Salá, han convertido a este patrimonio histórico de la ciudad en el emisario final de las aguas servidas, emanadas de los distintos hogares; además de cerrar los canales para el intercambio de agua de la laguna con el mar de manera directa. Además, los negocios de venta de combustibles tienen su cuota de contribución al daño ambiental generado, sin que exista un plan de manejo por parte de las entidades correspondientes.

Agradecimientos

A la Universidad de La Guajira, por darnos los mejores conocimientos a través de los maestros que nos acompañaron durante el proceso y al grupo de Investigación BIEMARC por el apoyo.

Referencias

- Aguirre, N., y Eanes, A. 2019. Manglares y Migración. URL: <https://storymaps.arcgis.com/stories/e02248544584465fb9faf074b6a43ca0>. Consultado: 10 de septiembre de 2022.
- Arrieta, L., y De la Rosa, J. 2016. Estructura de la comunidad Ictica de la ciénaga de Mallorquín, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 32 Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2003.32.0.268>.
- Arteta, R. 2009. Crabs In the rio Ranchería Delta, Riohacha (Colombia) (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural* 13(1): 140-152.
- Balaguera, S., González, J., y Acero, A. 2010. Fauna nocturna asociada a los manglares y otros humedales en la vía parque Isla de Salamanca, departamento del Magdalena, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 39(1): 191-199. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2010.39.1.139>.
- Bedoya, E., Salleg, G., y Quirós, J. 2016. Sobre la ecología de pseudoescorpiones (Arachnida: Pseudoscorpiones) en bosques de manglar del sur del golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. *Revista Ibérica de Aracnología* 28: 65-74.
- Benavides, C., Samper, J., y Cortés, J. 2016. Cambios en la cobertura de manglares en Bahía Culebra, Pacífico Norte de Costa Rica (1945-2010). *Revista de Biología Tropical* 64(3): 955-964. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i3.21464>.
- Blanco, J. F., y Castaño, M.C. 2012. Efecto de la conversión del manglar a potrero sobre la densidad y tallas de dos gasterópodos en el delta del río Turbo (golfo de Urabá, Caribe colombiano). *Revista de Biología Tropical* 60(4): 1707-1719. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i4.2172>.
- Campos, N., Dueñas, P. y Genes, N. 2015. Malformation in crabs of the superfamily Xanthoidea (Crustacea: Brachyura) in the Cispatá Bay (Córdoba, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 39(150): 91-99. Doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.172>.
- Casas, O. 2002. *Estado de los manglares en Colombia año 2000. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2000*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. Santa Marta.
- Castaño, A., Urrego, L., y Bernal, G. 2010. Dinámica del manglar en el complejo lagunar de Cispatá (Caribe colombiano) en los últimos 900 años. *Revista de Biología Tropical* 58(4): 1347-1366. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i4.5417>
- Contreras, A. 2016. Valoración económica del servicio ecosistémico de soporte a la pesquería provisto por el ecosistema de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Revista Economía del Caribe* 18: 119-139.
- Cortes, D. y Rangel, J. 2011. Mangrove forests in a salinity gradient at Cispatá bay-Boca Tinajones, department of Córdoba-Colombia. *Caldasia* 33(1): 155-176.
- Espinoza, M., Crespo, G., Junco, O., y Hernández, J. 2019. Los servicios ecosistémicos en manglares: Beneficios a la resiliencia del ecosistema ante cambios climáticos, a la comunidad y su desarrollo local. *Revista Metropolitana de Ciencias Aplicadas* 2(2): 120-127.
- Gilma, L., Ellison, J., Duke, C., y Field, C. 2008. localhost | Información Técnica Sobre Manglares: Una Base de Datos. URL: <https://mangroves.elaw.org/es/node/72>. Consultado: 10 de septiembre de 2022.
- Gonzalez, E., y Tamaris, D. 2015. Diversidad y uso de coberturas de aves asociadas al sector de Puerto Velero, Tubará-Atlántico, Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural* 19(2): 230-242. Doi: <https://doi.org/10.17151/bccm.2015.19.2.14>.
- Gonzalez, M. 2018. Los manglares. Importancia ecológica. URL: <https://www.efeverde.com/blog/blognosmojamos/manglares/>. Consultado: 03 de abril de 2022.
- Guerrero, O. 2018. Las amenazas que enfrenta la Vía Parque Isla de Salamanca en Colombia. Noticias ambientales. URL: <https://es.mongabay.com/2018/06/via-parque-isla-de-salamanca-colombia/>. Consultado: 03 de abril de 2022.
- Gutiérrez, M., González, A., Araujo, D., Sanchez, C. y Díaz, K. 2019. Arañas asociadas a los bosques de manglar en el brazo Calanaca y el Riito, delta del río Ranchería, Caribe colombiano. Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador.
- Herazo, D., Torres, A., y Olsen, E. 2009. Análisis de la composición y abundancia de la ictiofauna presente en la pesca del camarón rosado (*Penaeus notialis*) en el golfo de morrosquillo, Caribe colombiano. *Revista MVZ Córdoba* 47-61. Doi: <https://doi.org/10.21897/rmvz.1044>.
- Herederó, L. 2011. Manglares: Un escudo natural contra el cambio climático. BBC News Mundo. URL: https://www.bbc.com/mundo/noticias/2011/04/110415_verde_manglares_contra_cambio_climatico_lh. Consultado: 03 de abril de 2022.

- Lacerda, L., Ittekkot, V., y Patchineelam, S. 1995. Biology and Ecology of Mangroves. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 40: 713-730. Doi: <https://doi.org/10.1006/ecss.1995.0048>.
- Loría-Naranjo, M., Sibaja-Cordero, J. A., y Cortés, J. 2018. Mangrove leaf litter decomposition in a seasonal tropical environment. *Journal of Coastal Research* 35(1): 122-130. Doi: <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-17-00095..>
- Márquez, B., y Jiménez, M. 2002. Moluscos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo *Rhizophora mangle*, en el Golfo de Santa Fe, Estado Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 1101-1112.
- Mejía Quiñones, L.M., Molina Jiménez, M.P., Sanjuan Muñoz, A., Grijalba Bendeck, M., Niño Martínez, L.M. 2014. Bosque de manglar, un ecosistema que debemos cuidar. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Instituto Colombiano de Desarrollo Rural. Cartagena.
- Molina-Bolívar, G. 2010. Macroinvertebrados bentónicos asociados al ecosistema estuarino El Riito (Riohacha, La Guajira, colombiana). Tesis de Maestría, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela.
- Molina, G. 2017. Malacofauna and carcinofauna associated with *Rhizophora mangle* (L, 1753) in an estuary: Rancheria River, La Guajira, Colombia. Posgrado y Sociedad. *Revista Electrónica del Sistema de Estudios de Posgrado* 15(1): 27-38. Doi: <https://doi.org/10.22458/rpys.v15i1.1823>.
- Molina, G., Aldana, O., y Jimenez, I. 2018. Trophic Activities of Herons (Family: Ardeidae) in the Coastal Wetland in Buenavista, La Guajira (Colombia). *Indian Journal of Science and Technology* 11(18). Doi: <https://doi.org/10.17485/ijst/2018/v11i18/122626>.
- Molina-Bolívar, G., Jiménez, P.I.A. y Nava, F.M.L. 2017. Taxocenosis Mollusca-Crustacea en raíces de *Rhizophora mangle*, delta del río Ranchería - La Guajira, Colombia. *Intropica* 12(2). 87-111. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.2281>.
- Moreno, L., y Álvarez, R. 2006. New records on the fauna associated to the different ecosystems of the Ciénaga Grande of Santa Marta. *Revista Luna Azul* 23: 21-22.
- Niño, D., Córdoba, M., Arias, L. y Quirós, J. 2020. Estado actual de *Melongena melongena* (Mollusca: Gastropoda) en la bahía de Cispatá, Caribe Colombiano. *Revista MVZ Córdoba* 25(2): e1873-e1873. Doi: <https://doi.org/10.21897/rmvz.1873>.
- Ortiz, M., Martín, A. y Díaz, Y. 2007. Lista y referencias de los crustáceos anfípodos (Amphipoda: Gammaridea) del Atlántico occidental tropical. *Revista de Biología Tropical* 55(2): 479-498. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6026>.
- Otero, A. 2013. Río Ranchería: Entre la economía, la biodiversidad y la cultura. En: Documentos de trabajo sobre Economía Regional y Urbana (N.o 190; Documentos de Trabajo Sobre Economía Regional y Urbana, Número 190). Banco de la Republica de Colombia. URL: <https://ideas.repec.org/p/bdr/region/190.html>. Consultado: 10 de abril de 2022.
- Polania, J., y Orozco, C. 2017. Delta del río Ranchería (La Guajira, Colombia): caudal, salinidad y transporte de sólidos y su posible influencia sobre la composición y estructura de los manglares. *Revista de Actualidades Biológicas* 84 (28): 27-37.
- Quirós, J., y Arias, J. 2013. Taxocenosis of mollusks and crustaceans on roots of *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) at Cispatá Bay, Córdoba, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 18(2): 329-340.
- Quirós, J., Medrano, W., y Santafé, G. 2017. Esponjas (Porifera: Demospongiae) de raíces sumergidas de *Rhizophora mangle* en la bahía de Cispatá, Córdoba, Caribe colombiano. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88(1): 80-85. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.023>.
- Ramírez, J., Molina, E., y Bernal, M. 2010. Anillos anuales y clima en *Rhizophora mangle* L. de la Bahía de Cispatá, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía* 63(2): 5639-5650.
- Rodríguez, G., Aguirre, G., y Chiriboga, F. 2016. La Gestión Ambiental Empresarial, Su Función Frente A Cambios Climáticos Globales: Camaroneras, Caso: Manglares De Ecuador. *Revista Universidad y Sociedad* 8(3): 43-50.
- Rodríguez, J., Pineda, J., Trujillo, L., Rueda, M., y Ibarra, K. 2016. Ciénaga Grande de Santa Marta: The largest lagoon-delta ecosystem in the Colombian Caribbean. In: Finlayson, C.M., Milton, G.R., Prentice, R.C., Davidson, N.C. Editor. *The Wetland Book*. Springer, Berlin.
- Romero, C. 2016. Machala amenazada por la pérdida de sus manglares, causas, magnitud y medidas de recuperación. Tesis de maestría. Facultad de Arquitectura y Urbanismo. Universidad de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador.
- Ruiz, J. 2005. El Carpinterito Castaño (*Picumnus cinnamomeus*) en el bosque de manglar del antiguo delta del Río Sinú, Departamento de Córdoba, Noroeste de Colombia. *Boletín SAO* 15: 112-115.
- Rull, V. 1998. Evolución de los manglares neotropicales: La crisis del Eoceno. *Interciencia* 23(6): 355-362.

- Salgado, N. 2014. Neoliberalismo e industria camaronera en Ecuador. *Letras verdes* 15: 55-78.
- Sánchez, A., y Sandoval, Y. 2005. Estructura de los crustáceos decápodos asociados a sustratos artificiales, ubicados en la punta norte del Golfo de Morrosquillo (San Onofre-Sucre) y Punta Betín (Santa Marta-Magdalena) Caribe colombiano. Tesis de pregrado. Programa de Biología Marina, Fundación Universitaria Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia.
- Serrano Díaz, L. A., Botero, L., Cardona, P., y Mancera-Pineda, J. E. 1995. Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-Ciénaga Grande de Santa Marta, una zona tensionada por alteraciones del equilibrio hídrico. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR* 24(1):135-164. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1995.24.0.381>.
- Sobrado, M. 2005. Leaf characteristics and gas exchange of the mangrove *Laguncularia racemosa* as affected by salinity. *Photosynthetica*, 43(2): 217-221. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11099-005-0036-8>.
- Uribe, E. 2015. *El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), Santiago de Chile.
- Uribe, J., y Urrego, L. 2019. Gestión ambiental de los ecosistemas de manglar. Aproximación al caso colombiano. *Gestión y Ambiente* 12(2). 57-72
- Urueta, J., Garay, C., Zamora, A., Galván-Guevara, S., y De La Ossa, J. 2010. Ciénaga de la caimanera: Manglares y aves asociadas. *Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA* 2(2): 365-372. Doi: <https://doi.org/10.24188/recia.v2.n2.2010.317>.
- Von Cosel, R. 1986. Moluscos de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (costa del Caribe de Colombia). *Bulletin of Marine and Coastal Research* 15 15-16. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1986.15.0.466>.
- Yáñez, A., Day, J., Twilley, R., y Day, R. 2014. Manglares: Ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y bosques* 20(SPE): 39-75. Doi: <https://doi.org/10.21829/myb.2014.200147>.