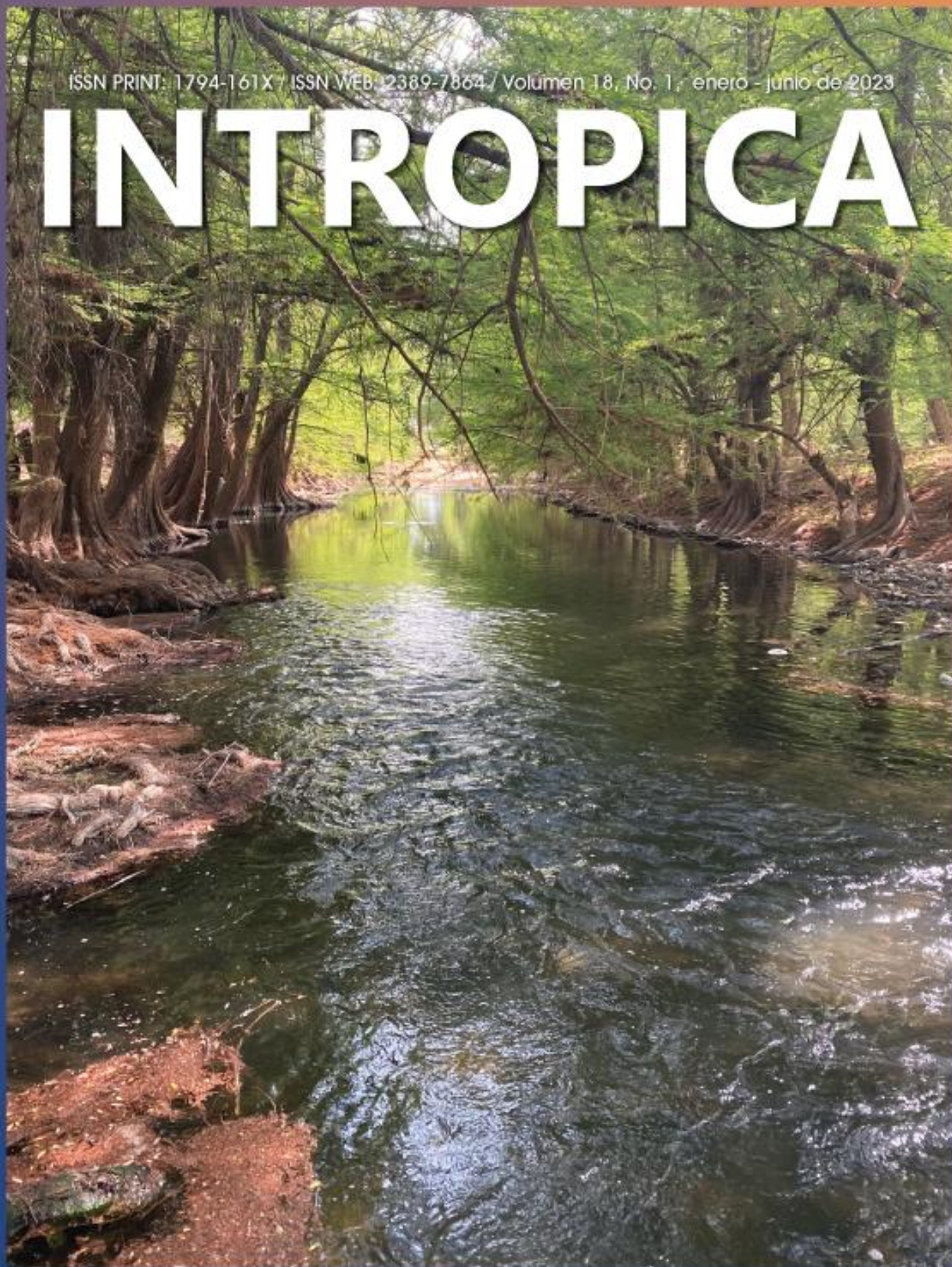


ISSN PRINT: 1794-161X / ISSN WEB: 2389-7864 / Volumen 18, No. 1, enero - junio de 2023

INTROPICA



INTROPICA

INTROPICA



Publicación seriada
Volumen 18, No. 1
Enero - junio de 2023
ISSN: 1794-161X - ISSN WEB: 2389-7864
Santa Marta - Colombia

INTROPICA

Volumen 18, No. 1 enero - junio 2023

/ 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-Turizo, Universidad del Magdalena, Colombia
Juan Carlos Narvaéz- Barandica, Universidad del Magdalena, Colombia

COMITÉ EDITORIAL

Cesar Tamaris Turizo -Universidad del Magdalena, Colombia
Saeko Gaitán-Universidad del Magdalena, Colombia
Luis Manjarrés-Universidad del Magdalena, Colombia
Pablo Gutiérrez-University of Puerto Rico Río Piedras, Puerto Rico
Gladys Reinoso-Universidad del Tolima, Colombia
Ernesto Otero-Universidad de Puerto Rico, Puerto Rico
Fernando Alzate-Universidad de Antioquia, Colombia
Jairo Altamar-Universidad del Magdalena, Colombia
Rosa Cerros-Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México
Jose Carmelo Murillo-Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Gabriel Navas-Universidad de Cartagena, Colombia
Carlos Iregui-Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Víctor Macías-Universidad del Magdalena, Colombia
Carlos López-Universidad Técnica de Manabí, Ecuador
María del Carmen Zúñiga-Universidad del Valle, Colombia
Reinhard Schnetter - Universidad de Giessen, Alemania
Jaiber J. Solano-Iguaran, Instituto de Fomento Pesquero
Sergio Losada - Universidad del Tolima, Colombia
Jorge Maldonado - Universidad de Los Andes, Colombia
Francisco Guerrero - University of Wisconsin,, Estados Unidos
Karim Erzini -Universidade Do Algarve, Portugal
Juan Gutiérrez - Universidad de Huelva, España
Mónica Lugo - Universidad Nacional de San Luis, Argentina
Eduardo Domínguez - Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), CONICET
Carlos Molineri - Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), CONICET
Carlos García- Alzate- Universidad del Atlántico
Florenci V. Gonzalez Adelantado -Universitat Jaume I
Daniel Castañeda-Valbuena, Universidad de Chiapas
Lennin Florez-Leiva, Universidad de Antioquia
Nancy Yolimar Suárez-Mozo, Universidad Nacional Autónoma de México
Brian Effer, Universidad de La Frontera
Víctor Atencio-García, Universidad de Córdoba
Juan Diego Gaitán-Espitia, University of Hong Kong
Julián F. Quintero-Galvis, Universidad Austral de Chile
Ana Carolina Torregroza Espinosa, Universidad de la Costa
Alejandro Martínez García, Water Research Institute
Juan Esteban Uribe, Museo Nacional de Ciencias Naturales

Editor invitado

Rosario Martínez-Yáñez, Universidad de Guanajuato

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

Fátima Romero

Fundación Miguel Lillo

Yuly Paulina Ramírez

Universidad de Caldas

Julio J. Chacón-Pacheco

Universidad de Córdoba

Leonardo Lemus Mejía

ProCAT Colombia

Sebastián Villada-Bedoya

Institute of Ecology INECOL

Cesar E. Tamaris - Turizo

Universidad del Magdalena

Diego Andrés Villate Daza

Centro de Investigaciones Oceanográficas e
Hidrográficas CIOH

Francisco Serna

Universidad Nacional de Colombia

Francisco Quesada Alvarado

Universidad Nacional, Costa Rica

William Rómel Chamorro Fuertes

Universidad Técnica Particular de Loja

Manuel Pantoja Guerra

Corporación Universitaria Lasallista

Juan Camilo Gómez Correa

Corporación Colombiana de Investigación
Agropecuaria – Agrosavia

Diego Fernando Córdoba Rojas

Universidad del Valle

Arlette Ivonne Gil Clavijo

Universidad De Cundinamarca

.

Lidia Quintana

Universidad Nacional de Itapúa

Raúl Sedano

Universidad del Valle

Sergio Losada Prado

Universidad del Tolima

Delly Rocío García Cárdenas

Universidad del Quindío

María Cristina Gallego Roperó

Universidad del Cauca

Anabel Rial

Conservación Internacional Venezuela

Teofilo Hernan Ortega Torres

Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Ciromar Lemus Portillo

Universidad Manuela Beltrán

Yolanda Cuellar Medina

Universidad de la Amazonia

David Alejandro Sanchez Nuñez

Universidad Nacional de Colombia

Juan Felipe Blancos Libreros

Universidad de Antioquia

Contenido - Contents

Artículo de investigación científica y tecnológica

- Patogenicidad de morfotipos endofíticos de *Colletotrichum* en hojas y ramas de mango (*Mangifera indica* L.) CV. azúcar, en el departamento del Magdalena, Colombia**
Pathogenicity of endophytic morphotypes of *Colletotrichum* in leaves and branches of mango (*Mangifera indica* L.) CV. azúcar, in the department of Magdalena, Colombia
Alvaro José Mercado Correa, Luz Edith Arrieta Mesa, Andrés Felipe Quintero Mercado, y Alberto Rafael Páez Redondo.....8
- Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de tres zonas agrícolas en la cuenca alta del río San Pedro-Mezquital, México**
Aquatic macroinvertebrate diversity and water quality of three agricultural zones in the upper San Pedro-Mezquital River Basin, Mexico
Ariel Pulgarín-Ríos.....24
- Aquatic plants in the freshwater artificial lagoons in Ciego de Avila, Cuba**
Plantas acuáticas en lagunas artificiales de agua dulce en Ciego de Ávila, Cuba
Leslie Hernández Fernández, Isidro E. Méndez, José Gerardo Vázquez, Roberto González de Zayas, y José Carlos Lorenzo Feijoo.....37
- Diversidad de escarabajos coprófagos en dos periodos de precipitación anual en un fragmento de bosque andino, Santander, Colombia**
Dung beetles diversity in two periods of annual precipitation in an andean forest fragment, Santander, Colombia
Andrés Felipe Morales Alba, Juan E. Carvajal-Cogollo, Irina Morales.....50
- Fenología de diez cultivares de *Cannabis sativa* L. bajo las condiciones ambientales de Palomino, la Guajira**
Exotic ants in urban environments of Santa Marta, Colombia
Jhoan Roncallo, Lina María Ramos Ortega, Roberto J. Guerrero, Hubert Sierra..... 65
- Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) asociadas a *Lecythis minor* j. (Ericales: Lecythidaceae) en un relicto de bosque seco tropical, Santa Marta, Colombia**
Associated ants (Hymenoptera: Formicidae) to *Lecythis minor* j. (Ericales: Lecythidaceae) in a relict of tropical dry forest, Santa Marta, Colombia
Hubert Andrés Sierra-Chamorro, Michelle Vanesa Soto-Avenidaño, Aldair de Jesús Castrillo Miranda.....79

Ecología trófica y reproductiva del bagresito endémico *Trichomycterus nigromaculatus* (Siluriformes: Trichomycteridae) en el río Gaira, Colombia

Trophic and reproductive ecology catfish endemic of *Trichomycterus nigromaculatus* (Siluriformes: Trichomycteridae) in Gaira River, Colombia

Eduardo J. Ibarra-Trujillo, Carlos A. García-Alzate..... 86

Nota científica

Integrated index to evaluate the conservation status and commercial interest of ornamental fish imported to Costa Rica

Índice integrado para evaluar el estado de conservación e interés comercial de peces ornamentales importados a Costa Rica

Steve A. Stephens-Cárdenas y Ana Robles-Herrera.....100

Comercio de carne de monte en el mercado urbano de Plato, Magdalena, Colombia

Colombia wild meat trade in the urban market of Plato, Magdalena, Colombia

Steve A. Stephens-Cárdenas y Ana Robles-Herrera.....107

Variación fenológica de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* en isla Múcura, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano

Phenological variation of *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* in Isla Múcura, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Colombian Caribbean

Alejandro Henao-Castro, Camilo Valcárcel Castellanos y Guido Ricardo López

Paternina.....113

Patogenicidad de morfotipos endofíticos de *Colletotrichum* en hojas y ramas de mango (*Mangifera indica* L.) CV. azúcar, en el departamento del Magdalena, Colombia

Pathogenicity of endophytic morphotypes of *Colletotrichum* in leaves and branches of mango (*Mangifera indica* L.) CV. azúcar, in the department of Magdalena, Colombia

Álvaro José Mercado-Correa , Luz Edith Arrieta-Mesa , Andrés Felipe Quintero-Mercado  y Alberto Rafael Páez-Redondo 

Programa de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ingeniería, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.

Resumen

La antracnosis, asociada al género fitopatogénico *Colletotrichum*, es una de las enfermedades más limitantes de mango en el mundo al generar daños en campo y poscosecha. El patógeno es hemibiótrofo y además puede ser endófito asintomático; asimismo, algunas especies presentan quiescencia. El papel de estos estados biológicos como fuente de inóculo es aún incierto. Se evaluó la patogenicidad de 14 aislamientos endofitos-quiescentes de *Colletotrichum* obtenidos de estudios previos y de un aislamiento extraído de un fruto sintomático de mango cv. Azúcar. Al describir morfométricamente (colonia) los aislamientos en cultivos monospóricos y compararlos por su tasa de crecimiento, densidad de inóculo, conidias y apresorios, se encontraron diferencias estadísticas para las primeras tres variables. Asimismo, se evaluó la patogenicidad de los morfotipos en hojas y ramas de mango cv. Azúcar mediante inoculaciones con atomizador en árboles de dos años en condiciones de trópico seco, se describieron síntomas y se evaluaron variables biológicas (número, diámetro y tasa de crecimiento de lesiones). En hojas, todos los morfotipos indujeron lesiones, pero solo hubo diferencias en la tasa de crecimiento; en ramas, se observaron diferencias altamente significativas entre morfotipos en el número y diámetro de lesiones, y diferencias en la tasa de crecimiento de estas, aunque hubo morfotipos que no indujeron daños. Hay alta variabilidad morfológica y biológica entre morfotipos de *Colletotrichum*, y los aislamientos endofíticos son potencialmente infectivos sobre hojas y ramas de mango cv. Azúcar.

Palabras clave: antracnosis; hongo; infección; inoculación; virulencia

Abstract

Anthraxnose, associated with the phytopathogenic genus *Colletotrichum*, is one of the most harmful mango diseases in the world, causing field and postharvest damage. The pathogen is hemibiotrophic and an asymptomatic endophyte, and some species show quiescence; the role of these biological states as a source of inoculum is still uncertain. The pathogenicity of 14 *Colletotrichum* endophyte-quiescent isolates obtained from previous studies and one isolate from symptomatic mango fruit were evaluated. Initially, the isolates were described morphometrically (colony) from monosporic cultures and compared for growth rate, inoculum density, conidia, and appressoria, finding statistical differences for growth rate, inoculum density, and conidia size. The pathogenicity of the morphotypes on mango leaves and branches was evaluated with spray inoculations on two-year-old trees under dry tropical conditions; symptoms were described, and biological variables (number, diameter, and growth rate of lesions) were evaluated. In leaves, all morphotypes induced lesions but there were differences in growth rate; in branches, highly significant differences were found between morphotypes in the number and diameter of lesions and differences in lesion growth rate; however, there were morphotypes that did not induce lesions. *Colletotrichum* morphotypes have high morphological and biological variability, and endophytic isolates are potentially infective on mango leaves and branches.

Key words: anthracnose; fungus; infection; inoculation; virulence

*Autor de correspondencia:

alvaromercadojc@unimagdalena.edu.co

Editor: Juan Cubillos

Recibido: 07 de junio de 2022

Aceptado: 25 de enero de 2023

Publicación en línea: 20 abril de 2023

Citar como: Mercado Correa, A. J., Arrieta Mesa, L. E., y Quintero Mercado, A. F. y Páez Redondo, A. R. (2023). Patogenicidad de morfotipos endofíticos de *Colletotrichum* en hojas y ramas de mango (*Mangifera indica* L.) cv. azúcar, en el departamento del Magdalena, Colombia. Intropica, 18 (1): 8-23. <https://doi.org/10.21676/23897864.4651>.



Introducción

El género *Colletotrichum* se asocia a la antracnosis en especies vegetales y es considerado el octavo fitopatógeno de mayor importancia a nivel mundial por su impacto en los cultivos, causando daños en los diferentes órganos de plantas y pudriciones en poscosecha (Kamle y Kumar, 2016; Pavitra y Singh, 2017). El patógeno se presenta particularmente en árboles frutales de regiones tropicales, subtropicales y templadas de todo el mundo (Whitelaw *et al.*, 2007). El hongo *Colletotrichum* spp., en particular, ha limitado la producción y comercialización del mango, del cual se han reportado pérdidas del 60 % en campo y en poscosecha del 20 % a 46 % (Kamle y Kumar, 2016; Pavitra y Singh, 2017). Concretamente, en mango cv. Azúcar se han informado pérdidas en fruta cercanas al 40 % (Páez, 2003). La mayoría de las infecciones se deben a estructuras que permanecen inactivas en los diferentes órganos del árbol (Sharma *et al.*, 2017).

Colletotrichum es un género que presenta un estilo de vida hemibiótrofo, es decir, su ciclo de vida comprende inicialmente una etapa biotrófica en la que se hospeda de forma asintomática en la planta, en las células de la epidermis, absorbiendo nutrientes y compuestos celulares para su crecimiento y desarrollo a partir de vesículas de infección primarias, pero sin causar muerte celular, ya que en este periodo las reacciones enzimáticas para degradar los componentes de la pared celular son muy restringidas (De Silva *et al.*, 2017). Posteriormente se da la etapa necrotrófica, donde el patógeno altera las funciones fisiológicas y los compuestos bioquímicos de la planta; además, se desarrollan hifas secundarias o infectivas que invaden y generan la muerte de las células contiguas a la inicialmente hospedada, incluyendo células subepidermales (Barimani *et al.*, 2013; De Silva *et al.*, 2019; Perfect *et al.*, 1999).

El patógeno ha desarrollado estrategias de evolución que le han permitido sobrevivir y diseminarse con éxito (Akem, 2006), lo cual lo ha llevado a constituirse como limitante de cultivos de importancia socioeconómica en el mundo (Sharma *et al.*, 2017). Asociado a estos procesos evolutivos, se plantea que especies del género *Colletotrichum* presentan dos eventos biológicos que les han facilitado establecerse en sus hospedantes con total éxito y así sobrevivir: el endofitismo y la etapa de quiescencia (De Silva *et al.*, 2017).

El endofitismo es un estilo de vida en el cual los microbios habitan en el interior de las células de la planta hospedante sin causarle daños aparentes (Hardoim *et al.*, 2015; Rodríguez *et al.*,

2009; Wilson, 1995), aunque también se plantea su rol en procesos infectivos (De Silva *et al.*, 2017; Photita *et al.*, 2004). Ahora bien, en condiciones tropicales, y mucho más en cultivos de mango, aún hay incertidumbres sobre especies endófitas patogénicas de *Colletotrichum*, y algunas investigaciones evidencian que la condición como endófito antecede a la infección. De esta manera, el patógeno pasa desapercibido cuando no se han dado condiciones para pasar a un estado patogénico en el hospedante (Dangond, 2018; Sánchez *et al.*, 2013). Estudios realizados en Brasil (Vieira *et al.*, 2014) y en Colombia (Páez, 2020; Quintero *et al.*, 2019) han reportado que ciertos aislamientos endofíticos de *Colletotrichum* obtenidos a partir de órganos de mango tienen la capacidad de producir antracnosis, lo cual permite inferir que endófitos de *Colletotrichum* permanecen como fuente de inóculo oculta en los cultivos de esta fruta y se expresarán como patogénicos cuando las condiciones del medio sean favorables para la interacción patogénica hongo-hospedante.

Por otra parte, la quiescencia se define como el periodo de tiempo en el ciclo de vida del patógeno en el que permanece en el hospedante en aparente quietud después de la fase biotrofa, y antes de pasar a una fase necrotrófica en la que aparecen los síntomas. Esta etapa es importante en patógenos que producen enfermedades en la poscosecha de frutas y verduras, en el transporte y el almacenamiento (De Silva *et al.*, 2017; Prusky *et al.*, 2013). La quiescencia en *Colletotrichum* está regulada por compuestos antifungales y factores de maduración en el hospedante que hacen que el patógeno permanezca inactivo, tales como apresorios melanizados o hifas gruesas no infectivas, y se activa como infectivo en especial en etapas maduras de floración o fructificación de los órganos (Akem, 2006; Páez, 2003; Prusky y Lichter, 2007; Sangeetha y Rawal, 2008). Así, a pesar de que no todas las especies de *Colletotrichum* evidencian quiescencia (Páez, 2020), es posible que muchas infecciones pasen desapercibidas cuando, en efecto, pasan por dicho estado (Prusky *et al.*, 2013).

Con el fin de entender la interacción entre morfotipos endofíticos de *Colletotrichum* y órganos de mango, y teniendo en cuenta los pocos estudios en condiciones del trópico y en cultivares de importancia regional como el mango cv. Azúcar, se llevó a cabo la evaluación de la capacidad patogénica de 14 morfotipos endófitos-quiescentes de *Colletotrichum* obtenidos de ramas y frutos de cultivos de esa variedad, y de uno más proveniente de un fruto sintomático, sobre hojas y ramas de árboles.

Materiales y métodos

Aislamientos endofíticos-quiescentes

De los 15 aislamientos evaluados, 14 se encontraban depositados en el cepario del Laboratorio de Fitopatología de la Universidad del Magdalena y habían sido obtenidos en estudios previos (Dangond, 2018; Quintero *et al.*, 2019) a partir de ramas de árboles de mango cv. Azúcar localizados en el municipio de Ciénaga, Magdalena. El aislamiento adicional provino de frutos sintomáticos de mango cv. Azúcar hallado en un cultivo de nueve años ubicado en el corregimiento de Cordobita, municipio de Ciénaga, Magdalena (finca Las Margaritas).

Para obtener el aislamiento, previo a lavado del fruto con agua corriente, se cortaron fragmentos de epidermis de 5x5 mm de tejido sano con zona de avance de la lesión dentro de la cámara de flujo laminar marca Streamline®, en condiciones de asepsia. Estos fragmentos se desinfectaron con hipoclorito de sodio al 1 % durante un minuto; posteriormente, se lavaron con agua destilada estéril (ADE) dos veces seguidas durante un minuto cada uno y se secaron sobre papel estéril en la cámara de flujo laminar. Finalmente, se sembraron en platos de Petri que contenían medio de agar de dextrosa y papa más 200 partes por millón (ppm) de gentamicina (Genfar®) y, una vez se evidenció crecimiento micelial, se transfirieron a un nuevo plato de Petri con PDA para su purificación. Los cultivos de los aislamientos se dejaron crecer durante 10 días y se conservaron en nevera (6 °C).

Preparación del inóculo para siembra de cultivos monospóricos

En la cámara de flujo laminar marca Streamline® y bajo condiciones de asepsia, se transfirió una porción de la zona de crecimiento activo del cultivo (zona periférica) de cada aislamiento al centro de tres nuevos platos de Petri con PDA, adicionando 200 ppm de gentamicina (Genfar®). Estas muestras se dejaron crecer durante 10 días en el cuarto de incubación dentro de una nevera de poliestireno expandido, esterilizado con hipoclorito de sodio al 1 %, a 26±2 °C.

Para cada aislamiento, se obtuvieron cultivos monospóricos. Con ese fin, se seleccionó un plato de Petri con crecimiento fungoso de cada aislamiento y, en la cámara de flujo laminar marca Streamline®, se añadieron 20 mL de ADE. Luego, con la ayuda de un rastrillo plástico estéril se raspó la superficie de cada crecimiento, se homogeneizó la suspensión fungosa y se

filtró con gasas estériles. La suspensión filtrada se recogió en tubos para centrifuga tipo Falcon de 20 mL esterilizados, los cuales se centrifugaron durante cinco minutos a 3.000 rpm.

A continuación, se descartó el sobrenadante, dejando la masa de conidias en el fondo del tubo, a la que se adicionaron 5 mL de ADE. Dicha suspensión de conidias se mantuvo en agitación, y se hizo conteo de conidias en la cámara de Neubauer mediante observaciones en un microscopio Leica ICC50. Las concentraciones se ajustaron a 3x10³ conidias/mL y posteriormente, con la ayuda de una micropipeta de 10 µL, se añadieron en total 20 µL de suspensión en platos de Petri con medio PDA y 200 ppm de gentamicina (Genfar®), distribuyendo en forma de zigzag sobre la superficie del medio con la ayuda de un asa bacteriológica. Los platos de Petri con la suspensión de conidias se incubaron a 26±2 °C en total oscuridad.

Dos días después, una vez se identificaron colonias fúngicas dispersas sobre el medio, se transfirió una de ellas a la zona central de un nuevo plato de Petri con PDA y 200 ppm de gentamicina (Genfar®) previamente preparado bajo condiciones de asepsia. El procedimiento se repitió tres veces con cada uno de los aislamientos.

Caracterización morfométrica de aislamientos de *Colletotrichum*

Una vez se sembraron los cultivos monospóricos, se realizaron mediciones diarias durante 10 días para calcular el crecimiento radial de las colonias y se determinó la tasa de crecimiento de cada morfotipo, así como la descripción morfológica de las colonias (color, textura, anillos y márgenes). A partir de los cultivos de 10 días de cada morfotipo, se obtuvieron suspensiones de conidias tal como se ha descrito y se cuantificó la densidad de inóculo. Asimismo, se midieron el largo y el ancho de las conidias mediante el software Leica Application Suite, versión 3.2.0 (32-bits) 2015.

La eficiencia biológica de los morfotipos de *Colletotrichum* spp. se determinó por medio del porcentaje de conidias germinadas y de apresorios formados y germinados a partir de las suspensiones a una concentración de 5x10⁵ conidias/mL. Para ello, con una micropipeta de 10 µL, se colocaron 10 microgotas (10 µL) separadas entre sí sobre un portaobjetos estéril en el interior de un plato de Petri estéril con papel filtro humedecido en el fondo. Cada plato se selló y se incubó durante 24 horas en total oscuridad (interior de la nevera de poliestireno expandido, esterilizada con hipoclorito de sodio al 1 %), a 26±2 °C. Se

revisaron tres gotas de cada plato por aislamiento y se hicieron observaciones mediante el microscopio Leica ICC50 en tres campos de cada gota a 40X.

Para el análisis de las variables evaluadas, se utilizó un diseño de efectos fijos con tres repeticiones, exceptuando el largo y el ancho de conidias, en cuyo caso se hicieron 50 mediciones, y se realizaron un análisis ANAVA de una vía y la comparación de promedios mediante el procedimiento de diferencia honestamente significativa de Tukey a un nivel de confianza del 95 %. Debido al no cumplimiento de normalidad, homogeneidad de la varianza e independencia de errores, se usó una prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis) para el estudio de la tasa de crecimiento micelial (mm/día), densidad de inóculo (conidias/mL) y porcentaje de apresorios germinados. Se usó el programa estadístico Statgraphics Centurion XVI, versión 16.1.18 (32-bits) 2012.

Patogenicidad de los morfotipos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum*

Para la prueba de patogenicidad, en todos los tratamientos se inocularon tres hojas en estado fenológico 129 según la escala BBCH (Hernández et al., 2011) y el segundo crecimiento de una rama, en estado vegetativo por aislamiento o morfotipo, de árboles de mango cv. Azúcar de 24 meses de edad, los cuales fueron obtenidos de un vivero certificado por el Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) y mantenidos en una casa malla en la granja de la Universidad del Magdalena.

Como inóculo, se utilizaron cultivos de 10 días en medio PDA con 200 ppm de gentamicina (Genfar®), provenientes de cultivos monospóricos. En una cámara de flujo laminar marca Streamline -y bajo condiciones de asepsia, se vertieron 20 mL de ADE a un plato de Petri con crecimiento micelial de cada uno de los aislamientos seleccionados y con la ayuda de un rastrillo plástico se removió dicho crecimiento, con el fin de que la solución quedara totalmente homogénea. Posteriormente, con la ayuda de gasas clínicas estériles se filtraron las soluciones de los aislamientos y se depositaron en tubos de ensayo de 20 mL. Los tubos preparados se centrifugaron durante cinco minutos a 3.000 rpm. Luego de este proceso, se eliminó el sobrenadante, dejando en el fondo de los tubos la masa de conidias, a la cual se añadieron 5 mL de ADE. Se hizo un ajuste de concentraciones hasta llegar a una concentración de 5×10^5 conidias/mL para cada aislamiento, con la ayuda de la cámara de Neubauer y un microscopio Leica ICC50.

Con el fin de simular el ambiente más favorable para que el patógeno interactuara con los tejidos susceptibles de la planta

y teniendo en cuenta que las inoculaciones se hicieron en árboles fisiológicamente activos, se llevó a cabo un proceso de limpieza previo en hojas y ramas. Este consistió en asperjar ADE con un frasco atomizador, lo que permitió eliminar la suciedad en la superficie de las hojas y ramas sin afectar la población epífita y endófita propia de la planta.

Las inoculaciones se realizaron con atomizadores que contenían las suspensiones de conidias, asperjando tanto el haz como el envés de las hojas seleccionadas por planta, así como las ramas, de tal forma que las hojas y ramas quedaran cubiertas en forma de rocío con la atomización. La planta correspondiente al control absoluto se inoculó con ADE. Posteriormente, las hojas y las ramas se cubrieron con bolsas plásticas transparentes estériles y se colocaron motas de algodón humedecidas para crear condiciones similares a una cámara húmeda. Dichas bolsas se sellaron con cuerdas ajustadas a las ramas, al igual que el control.

Se hizo seguimiento diario con el fin de verificar la aparición de síntomas. Para determinar la patogenicidad, se midieron: número de lesiones, diámetro de lesiones y tasa de crecimiento de lesiones en hojas y ramas. A partir de estas observaciones se obtuvieron el periodo de incubación (PI) y el periodo de latencia (PL). Por una parte, se seleccionaron tres hojas inoculadas y se cuantificó en cada una la cantidad de lesiones. Luego, de cada hoja seleccionada se eligieron a su vez tres lesiones a las que se les hizo seguimiento cada dos días durante ocho días, midiendo su tamaño en diámetro (mm) con la ayuda de un pie de rey y calculando su tasa de crecimiento (mm/día). En el caso de las ramas, cada una se dividió en tres secciones, de 5 cm cada una, en las cuales se cuantificaron las lesiones, y a tres lesiones por sección se les midió el tamaño en diámetro (mm) cada dos días durante ocho días, calculando la tasa de crecimiento (mm/día). Tras las inoculaciones, se llevaron a cabo aislamientos a partir de las lesiones típicas de antracnosis inducida en hojas y ramas, con el fin de confirmar mediante los postulados de Koch la asociación de estos síntomas con los morfotipos inoculados. El estudio se evaluó mediante un diseño de efectos fijos con tres repeticiones y, debido al no cumplimiento de normalidad, homogeneidad de la varianza e independencia de errores, las diferencias en la virulencia en hojas se analizaron mediante una prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis) a un 95 % de confianza, mientras que en ramas las diferencias en virulencia se analizaron mediante ANAVA de una vía y se realizó comparación de medias mediante test de Tukey a un nivel de confianza del 95 %. Se usó el programa estadístico Statgraphics Centurion XVI-Versión 16.1.18 (32-bits) 2012.

Resultados

Descripción de las características morfológicas y aspectos biológicos de morfotipos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum*.

Prevalcieron morfotipos que presentaron colonias de textura algodonosa y coloraciones variables entre blancuzcas a más oscuras. Los márgenes de las colonias fueron mayoritariamente enteros y, excepcionalmente, se presentaron colonias con anillos y formación de esclerocios (tabla 1, figura 1).

En cuanto a la tasa de crecimiento micelial, la prueba de Kruskal-

Wallis mostró diferencias estadísticas ($p=0,009$) a un nivel del 95 % de confianza, al igual que en las variables densidad de inóculo ($p=0,000$) y porcentaje de apresorios formados ($p=0,000$), siendo altamente significativas. El aislamiento UM 042 obtuvo la mayor tasa de crecimiento (12,4 mm/día), mientras que UM 048 registró la menor (6,8 mm/día) (tabla 2).

Para la densidad de inóculo, el aislamiento UM 044 registró la mayor concentración de conidias, con un promedio de $8,189 \times 10^7$ conidias/mL. Por su parte, UM 047 arrojó el menor valor, con 1×10^5 conidias/mL en promedio. Los valores difirieron entre todos los morfotipos (tabla 2).

Tabla 1. Características morfológicas de colonias correspondientes a los diferentes morfotipos de *Colletotrichum* asociados a mango cv. Azúcar.

Aislamiento	Origen del morfotipo	Textura	Color	Observaciones
UM 035	Rama de estrato alto	Algodonosa	Blanco grisáceo, anillos color bronce	Anillos concéntricos y crecimiento a ras del medio
UM 036	Rama de estrato medio	Algodonosa	Blanco, anillos color bronce	Margen entero hialino y anillos irregulares
UM 037	Rama de estrato alto	Algodonosa	Crema, zona central color lavanda	Margen filamentosos y presencia de un solo anillo
UM 038	Rama de estrato alto	Algodonosa	Blanco, anillos color salmón	Margen entero, presencia de esclerocios y anillos concéntricos
UM 039	Rama de estrato bajo	Algodonosa	Beige, anillos color salmón	Margen entero y anillos concéntricos
UM 040	Rama de estrato alto	Granular	Blanco, anillos color salmón y negro	Margen filamentosos y anillos concéntricos bien marcados
UM 041	Rama de estrato alto	Granular	Blanco, anillos color salmón	Margen rizado, anillos irregulares y presencia de esclerocios
UM 042	Rama de estrato alto	Algodonosa	Blanco, anillos con tono variable	Margen ondulado y anillos concéntricos
UM 043	Rama de estrato medio	Algodonosa	Blanco, anillos color salmón	Margen entero y anillos concéntricos bien definidos
UM 044	Rama de estrato alto	Algodonosa	Blanco, anillos color cobre	Margen entero y anillos concéntricos granulares
UM 045	Rama de estrato alto	Algodonosa	Blanco, anillos color salmón	Margen entero y anillos irregulares
UM 046	Rama de estrato alto	Algodonosa	Crudo, anillos color salmón	Margen entero y anillos concéntricos granulares
UM 047	Rama de estrato medio	Algodonosa	Beige, anillos color salmón	Margen entero y anillos concéntricos granulares
UM 048	Rama de estrato alto	Algodonosa	Beige, anillos color salmón	Margen entero y anillos concéntricos múltiples
UM 049	Fruto sintomático	Algodonosa	Beige, anillos oscuros	Margen entero y anillos concéntricos múltiples

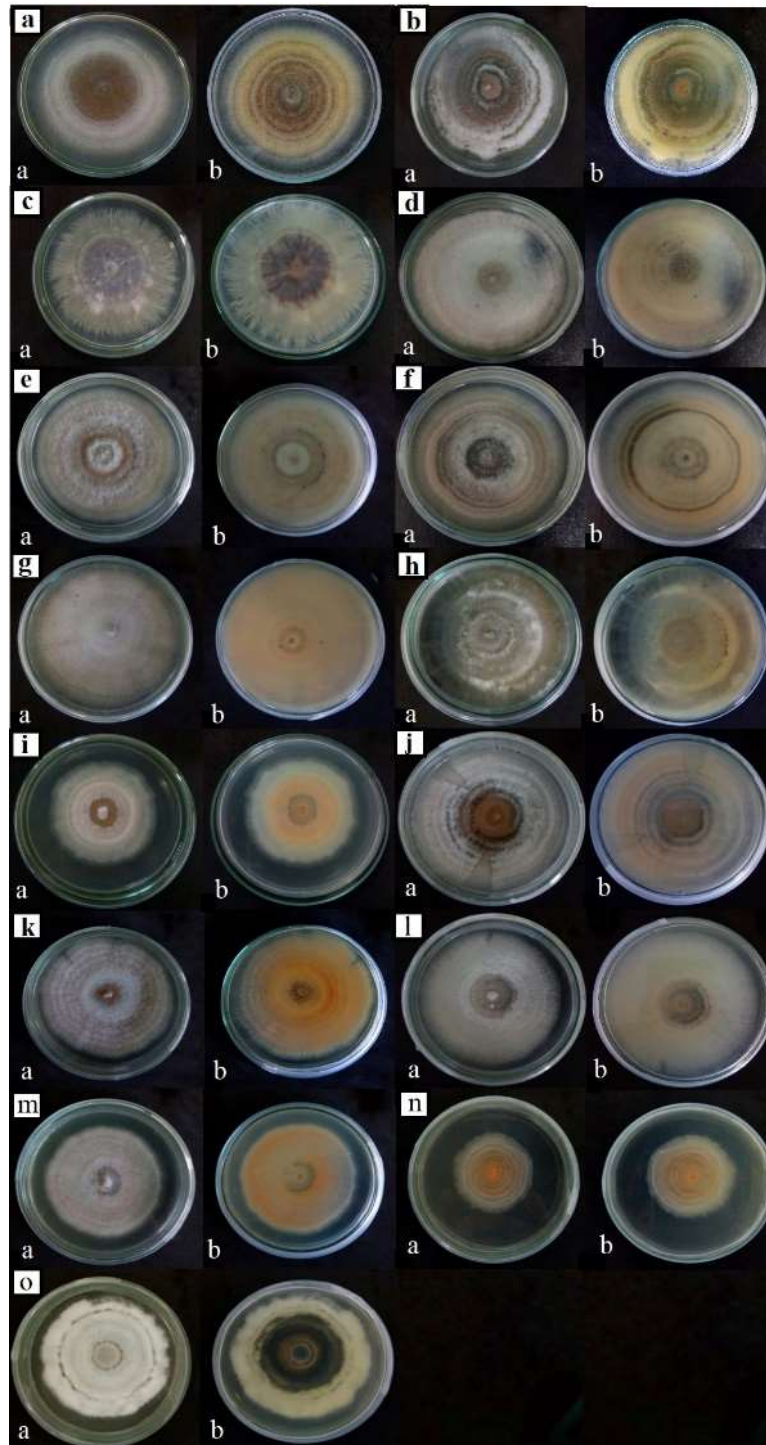


Figura 1. Morfotipos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum*, después de 10 días de crecimiento en PDA a $26\pm 2^{\circ}\text{C}$: a) anverso de la colonia; b) reverso de la colonia. Morfotipos: a) UM 035; b) UM 036; c) UM 037; d) UM 038; e) UM 039; f) UM 040; g) UM 041; h) UM 042; i) UM 043; j) UM 044; k) UM 045; l) UM 046; m) UM 047; n) UM 048; o) UM 049.

El porcentaje más alto de apresorios formados fue registrado por el morfotipo UM 042, con un 67 %. Por otro lado, UM 044 fue el único morfotipo en el que no hubo formación de apresorios y, entre los demás aislados, los valores fueron
Enero – junio de 2023

diferentes, con registros entre 4 % y 37 % (tabla 2). En el análisis de ANAVA una vía se encontró que para el largo de conidias no se encontraron diferencias estadísticas ($p=0,122$) a un nivel del 95 % de confianza. Sin embargo, se destaca

que UM 038 registró las conidias más largas con 13,08 µm en promedio, y UM 040 presentó las conidias de menor longitud con un promedio de 8,26 µm. Con respecto al ancho de las conidias, se reportan diferencias estadísticamente significativas entre los morfotipos (p=0,033), confirmándose con la prueba de Tukey (95 % de confianza). UM 038 mostró las conidias de mayor grosor, con un valor promedio de 5,05 µm; en contraste, UM 048 evidenció las conidias menos anchas, con 2,95 µm en promedio. En el morfotipo UM 038 se observaron las conidias de mayor tamaño (tabla 2).

Para las variables conidias sin germinar, conidias germinadas y apresorios germinados, el análisis de varianza ANAVA de una vía mostró diferencias estadísticas altamente significativas (p=0,000) a un nivel del 95 % de confianza, confirmándose con

la prueba de Tukey (95 % de confianza). El aislamiento UM 044 fue el de menor viabilidad en las conidias al registrar 83 % de conidias sin germinar, en tanto que a UM 047 corresponde el mayor porcentaje de conidias germinadas, con 77 % en promedio. Solo UM 044 no formó apresorios bajo las condiciones del experimento, y asimismo se destaca UM 042 por presentar 67 % de apresorios formados a partir de las conidias germinadas, mientras que los demás morfotipos registraron valores promedios entre 4 % y 37 % de apresorios formados con respecto a las conidias germinadas. Los aislamientos UM 039 y UM 045, en particular, resaltaron al registrar 25 % de apresorios germinados o en proceso de formación de una hifa de penetración; en contraste, los morfotipos UM 038, UM 041, UM 043, UM 046 y UM 049 no registraron apresorios germinados (tabla 2).

Tabla 2. Características morfológicas y eficiencia biológica de morfotipos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum*. Nota: Δ=Comparación de medias con un nivel de significancia p<0,05. Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis. *=Comparación de medias con un nivel de significancia p<0,05. Prueba de rangos múltiples (HSD) de Tukey. DE: desviación estándar.

Morfotipo	Δ Tasa de crecimiento micelial (mm/día)	Δ Densidad de inóculo (conidias/mL)	Longitud de conidias		* Conidias germinadas (%)	Δ Apresorios formados (%)	* Apresorios germinados (%)
			*Largo (µm)	*Ancho (µm)			
UM 035	8,9	6,500x106	11,03a	4,04ab	73a	20	10ab
UM 036	8,8	6,383x106	10,22a	4,19ab	63b	18	8ab
UM 037	8,5	1,131x107	9,42a	3,74ab	59b	15	1b
UM 038	8,9	3,583x106	13,08a	5,06a	19de	4	0b
UM 039	8,1	3,000x105	11,33a	4,26ab	77a	37	25a
UM 040	7,9	1,483x106	8,26b	3,05b	52c	21	4b
UM 041	10,4	1,916x106	10,22a	4,02ab	38cd	11	0b
UM 042	12,4	2,666x105	10,28a	3,65ab	75a	67	8ab
UM 043	8,7	1,816x106	11,34a	4,73ab	43cd	22	0b
UM 044	10,4	8,189x107	10,27a	3,66ab	17e	0	0b
UM 045	9,0	2,648x107	11,04a	3,78ab	75a	25	25a
UM 046	8,1	3,65x106	10,86a	4,07ab	31d	6	0b
UM 047	7,4	1,000x105	11,45a	4,61ab	77a	13	8ab
UM 048	6,8	1,816x106	9,61a	2,95b	36cd	9	7ab
UM 049	10,1	2,666x105	10,49a	3,9ab	34cd	7	13ab
D.E.	0,19	2,33	1,64	0,8	14,1	16,1	9,8

Patogenicidad de los morfotipos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum*

Inducción de síntomas de morfotipos de *Colletotrichum* en hojas y ramas de mango cv. Azúcar

En hojas, se encontró que los 15 morfotipos evaluados causaron

lesiones. Se visualizaron daños en los bordes del limbo y en toda la lámina foliar (figura 2a). Inicialmente, se observaron puntos circulares de negros a marrones en el haz y el envés de las hojas, al igual que en las nervaduras (figura 2b). A medida que fueron creciendo las lesiones foliares, estas presentaron formas ovoides y redondas con bordes definidos y delimitadas por halo clorótico (figura 2c) hasta lesiones alargadas o elípticas (figura

2d) con zonas deprimidas, típicas de antracnosis foliar, que podían afectar las nervaduras (figura 2e). En una etapa avanzada, las lesiones presentaron centro cenizo, delimitado por bordes negros y halo clorótico muy marcados debido al avance del daño del patógeno (figura 2f y figura 2g). Finalmente, las lesiones coalescieron y formaron áreas necróticas grandes e

irregulares, similares a un añublo foliar (figura 2h). Las hojas que emergieron durante el estudio se deformaron, presentando encrespamiento en los bordes y enrollamiento hacia el haz, acompañado de necrosis de bordes y áreas irregulares desde la nervadura central hasta los bordes (figura 2i). En el control absoluto no se registraron síntomas visibles (figura 2j).

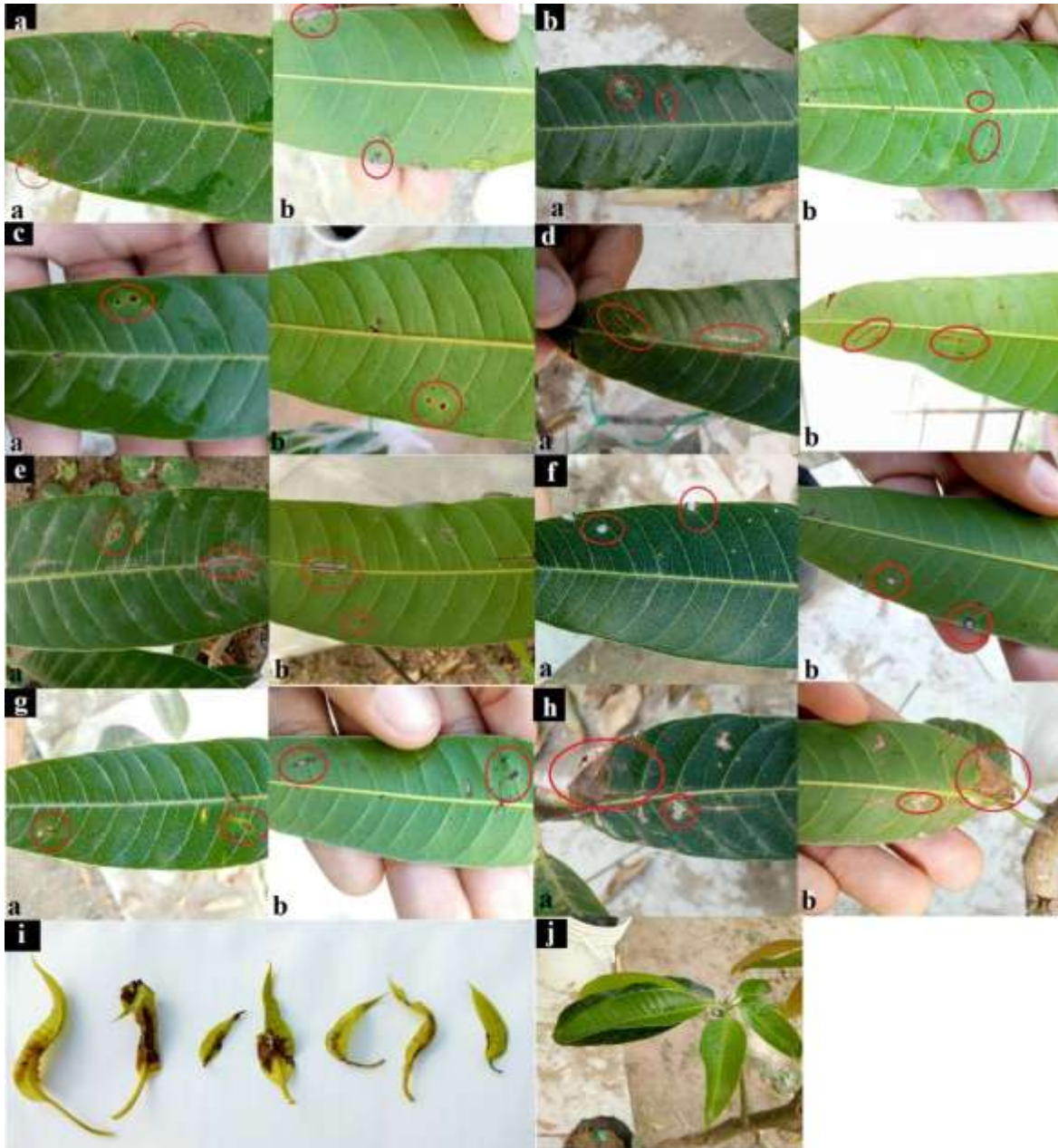


Figura 2. Lesiones inducidas por morfotipos endofíticos-quiéscientes de *Colletotrichum* en hojas, 16 días después de las inoculaciones: a) haz; b) envés. a) Lesiones en bordes del limbo y toda la lámina foliar, inducidas por UM 035; b) síntomas iniciales en forma de puntos circulares oscuros, inducidos por UM 041; c) lesiones con forma ovoide y halo clorótico, inducidas por UM 036; d) lesiones alargadas o elípticas, inducidas por UM 048; e) lesiones alargadas tipo antracnosis foliar, en ocasiones afectando las nervaduras, inducidas por UM 039; f) lesiones con centro cenizo y bordes oscuros, inducidas por UM 040; g) lesiones con centro cenizo, bordes oscuros y halo, inducidas por UM 047; h) lesiones coalescentes formando área irregular similar a un añublo, inducidas por UM 042; i) deformaciones y necrosis en hojas jóvenes inducidas por UM 049; j) control sin síntomas.

En ramas, se encontró que 10 morfotipos (67 %) indujeron síntomas de la enfermedad, mientras que los morfotipos UM 038, UM 042, UM 044, UM 046 y UM 049 no fueron patogénicos en ramas.

En los órganos afectados, se presentaron dos tipos de síntomas: (1) lesiones corchosas o suberosas, similares a roñas, de color marrón a negro, alargadas y de tamaños variables, con halos cloróticos de forma irregular (figura 3a), y (2) presencia de chancros, de color negro a marrón oscuro, de forma circular a

alargada con un halo clorótico difuso (figura 3b).

Se llevaron a cabo aislamientos a partir de las lesiones típicas de antracnosis inducida en hojas y ramas posterior a las inoculaciones. Estos mostraron las estructuras típicas del hongo, confirmando así que los síntomas reproducidos en hojas y ramas fueron producto de las inoculaciones. Adicionalmente, la no ocurrencia de síntomas en el control absoluto (inoculación con ADE) confirmó la relación de los morfotipos inoculados y la expresión de síntomas.



Figura 3. Lesiones inducidas por morfotipos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum* en ramas, 16 días después de las inoculaciones: a) roñas o costras en ramas, inducidas por UM 037; b) chancre inducido por UM 045.

Patogenicidad de morfotipos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum* en hojas y ramas

El PI en hojas y ramas fue de ocho días para todos los aislamientos patogénicos, y en condiciones ambientales de la casa de malla los órganos inoculados no mostraron signos del patógeno.

En las hojas, no se presentaron diferencias estadísticas para el número de lesiones ($p=0,104$) de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis, a un nivel del 95 % de confianza. Sin embargo, se pudo evidenciar que el morfotipo UM 049 indujo el mayor número de lesiones, con 22 lesiones/hoja en promedio, mientras que el menor valor en este sentido se obtuvo inoculando el aislamiento UM 038, con un valor promedio de 2 lesiones/hoja (figura 4a).

En cuanto al diámetro de las lesiones expresadas, tampoco se

encontraron diferencias estadísticas ($p=0,071$) entre los morfotipos de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis, a un nivel del 95 % de confianza. No obstante, el morfotipo UM 048 indujo las lesiones de mayor tamaño, con un valor promedio de 6,99 mm. En contraste, las hojas inoculadas con UM 043 registraron el menor tamaño de lesiones, con 2,33 mm en promedio (figura 4b).

Referente a la tasa de crecimiento diaria de las lesiones, se presentaron diferencias estadísticas ($p=0,017$) entre aislamientos de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis, a un nivel del 95 % de confianza. Particularmente, se destacó el morfotipo UM 048 por inducir la mayor tasa de crecimiento de las lesiones, con valor promedio de 0,40 mm/día; por el contrario, UM 043 fue un aislamiento con baja virulencia, ya que la tasa de crecimiento diario de las lesiones fue de 0,06 mm/día en promedio (figura 4c).

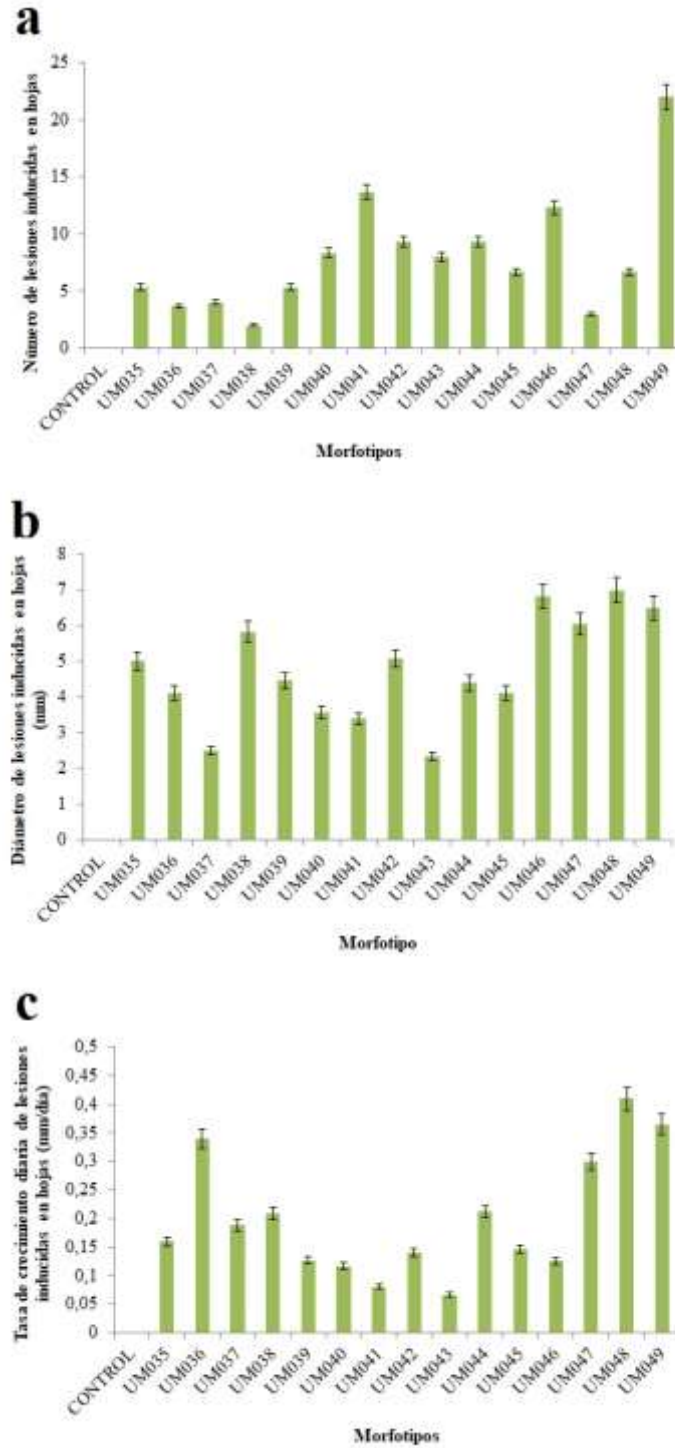


Figura 4. Virulencia de aislamientos endofíticos-quietescentes de *Colletotrichum* en hojas, 16 días después de la inoculación: a) número de lesiones en hojas; b) diámetro (mm) de lesiones en hojas; c) tasa de crecimiento (mm/día) de lesiones en hojas. Las columnas indican las comparaciones de las medianas de los morfotipos de acuerdo con el tamaño de lesiones, mientras que las barras en las columnas indican la variabilidad de las desviaciones estándar de las medias de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis, a un nivel del 95 % de confianza.

En las ramas, la prueba de ANOVA de una vía mostró diferencias estadísticas altamente significativas ($p=0,000$), a un nivel del 95 % de confianza, para el número y tamaño de lesiones, lo cual fue confirmado con la prueba de Tukey a un nivel del 95 % de

confianza. El morfotipo UM 037 causó el mayor número de lesiones sobre los órganos inoculados, con valor promedio de 5,33 lesiones/hoja (figura 5a), e indujo las lesiones de mayor diámetro al registrar un promedio de 10 mm por lesión (figura 5b).

Para la tasa de crecimiento diaria, la prueba ANAVA de una vía

mostró diferencias estadísticas ($p=0,022$), a un nivel del 95 % de confianza, entre los aislados patogénicos, lo cual fue confirmado con la prueba de Tukey a un nivel del 95 % de confianza. De nuevo, en este caso se destacó el morfotipo UM 037 al presentar la mayor tasa de crecimiento de las lesiones, con un valor promedio de 0,45 mm/día (figura 5c).

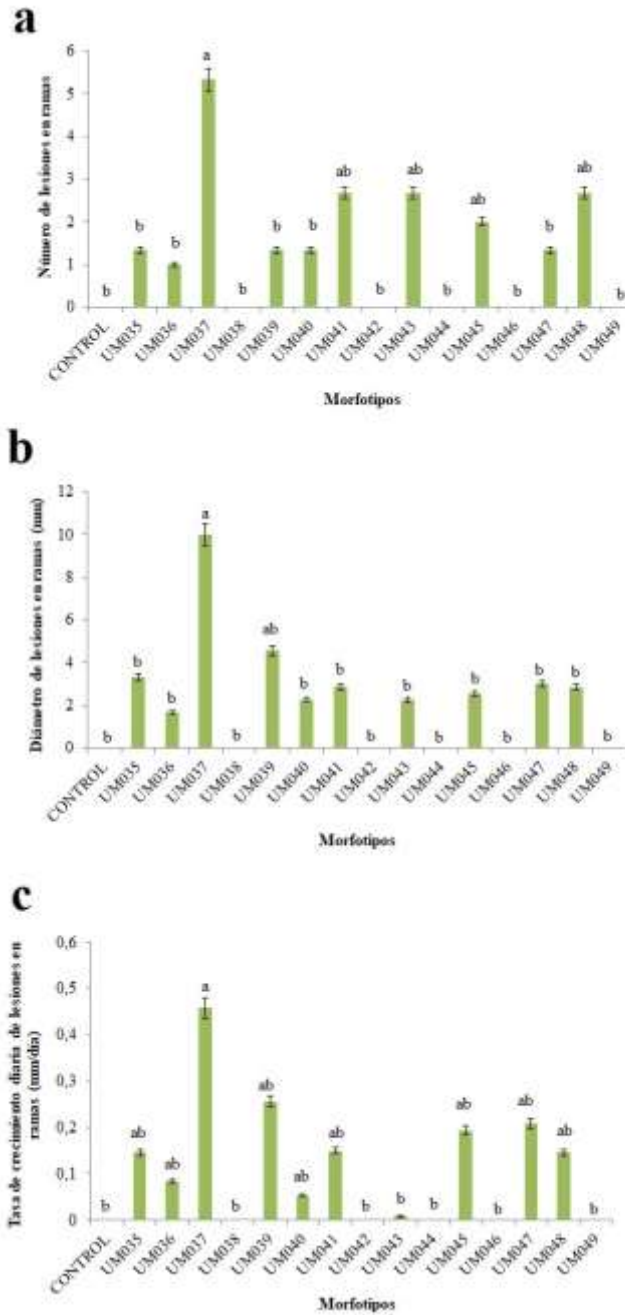


Figura 5. Virulencia de morfotipos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum* en ramas, 16 días después de la inoculación: a) número de lesiones en ramas; b) diámetro (mm) de lesiones en ramas; c) tasa de crecimiento de lesiones en ramas. Las columnas indican las comparaciones de las medias de los morfotipos de acuerdo con el tamaño de lesiones, mientras que las barras en las columnas indican la variabilidad de las desviaciones estándar de las medias. Las columnas con letras iguales no presentan diferencias estadísticamente significativas según la prueba HSD de Tukey ($p<0,05$).

Discusión

La mayoría de los morfotipos presentaron textura algodonosa, en línea con lo reportado para aislados obtenidos de antracnosis en mango por Gañán *et al.* (2015), Páez (2020) y Valdés *et al.* (2017), quienes adicionalmente describen colonias lanosas, harinosas y afelpadas. Se observaron pocas colonias granulares, lo cual coincide con lo reportado por Domínguez *et al.* (2014). La tasa de crecimiento fue similar entre los morfotipos caracterizados (desviación estándar [DE]=0,19), cuyos valores fueron cercanos a los obtenidos por Quintero *et al.* (2019), quienes reportan tasas medias entre 8,5-9,1 mm/día.

Los rangos de concentración de inóculo (DE=2,33) oscilaron entre 1×10^5 (UM 047) y $8,189 \times 10^7$ conidias/mL (UM 044), mostrando diferencias bien marcadas en la capacidad esporulativa entre los morfotipos evaluados. Esta situación se ha evidenciado en otras investigaciones, como son los casos reportados por Bersisa *et al.* (2018) y Majumdar y Mandal (2018), con valores de concentraciones de conidias que fluctuaron entre $17,99 \times 10^6$ y $33,30 \times 10^6$ conidias/mL y $7,5 \times 10^5$ y $1,44 \times 10^6$ conidias/mL, respectivamente.

En cuanto al tamaño de las conidias, no hubo diferencias estadísticas entre morfotipos para el largo de estas, pero sí para el ancho. Se registraron valores promedios de largo entre 8,26-13,08 μm (DE=1,64), mientras que los valores de ancho fluctuaron entre 2,95-5,06 μm (DE=0,8). Estos datos difieren de los obtenidos en otros estudios en mango para morfotipos del mismo género de hongo (Páez, 2003), donde se registraron mediciones entre 11,03-15,9 μm de largo y entre 3-7,11 μm de ancho.

Ahora bien, en estudios de patogenicidad de *Colletotrichum* en otros frutales se encontraron similitudes con lo hallado en el presente estudio. Por ejemplo, Granados y Guevara (2010) indican valores de longitud de conidias entre 8,39-8,83 μm , y Damm *et al.* (2012) dan cuenta de un rango más amplio en el tamaño de conidias, considerando la variabilidad biológica de *Colletotrichum*, con medidas de largo que varían entre 7-18 μm y de ancho entre 3-4,5 μm , cercanas a las presentadas en esta investigación. Otros trabajos de esta índole reportan valores entre 13,5-14,2 μm de largo y entre 4-4,02 μm de ancho (Rojo *et al.*, 2017), o valores promedios de 17,9 μm y 5,2 μm de largo y ancho, respectivamente (Harp *et al.*, 2008).

En cuanto a aspectos biológicos de los aislados evaluados, la germinación de las conidias fue variable entre ellos, con valores que oscilaron entre 19 % y 77 % (DE=14,1), así como la

formación (DE=16,1) y germinación de apresorios (DE= 9,8). Este comportamiento ya ha sido observado en otras investigaciones como la de Oliveira *et al.* (2005), quienes registraron valores entre 40 % y 90 % de germinación de las conidias de diferentes aislamientos de *Colletotrichum* obtenidos de olivos afectados, al igual que un menor porcentaje de apresorios formados con respecto a las conidias germinadas, tal como lo hallado en el presente estudio.

Los síntomas observados en hojas y ramas en esta investigación correspondieron a lesiones típicas ocasionadas por *Colletotrichum* en mango. Valdés *et al.* (2017) reportaron manchas marrones, regulares, que crecían hasta unirse y formar grandes áreas en hojas, y Baquero *et al.* (2013) encontraron lesiones irregulares de gran tamaño en los bordes de las hojas y daños en las nervaduras. También se han reportado lesiones inicialmente circulares, irregulares y angulares de color negro-marrón con halo clorótico que se alargan y se desprenden de la hoja, así como lesiones necróticas en los brotes jóvenes y nervaduras de árboles de mango (Akem, 2006; Scot, 2008). En ramas se describen lesiones necróticas subcirculares y angulares con bordes irregulares (Kamle *et al.*, 2013; Páez, 2003; Scot, 2008) y lesiones alargadas con tonos grises o marrón a negro (Akem, 2006), lo cual coincide con lo observado en este estudio. Los 15 morfotipos indujeron lesiones en todas las hojas inoculadas, mientras que en ramas solo 10 morfotipos, correspondientes al 67 % del total, indujeron daños. Páez (2020) encontró que en frutos inoculados con aislamientos endofíticos-quiescentes de *Colletotrichum* el 62 % de los aislamientos utilizados resultaron patogénicos, mientras que Quintero *et al.* (2019) y Vieira *et al.* (2014) reportaron lesiones del 100 % de los aislamientos endofíticos-quiescentes sobre frutos de mango. Si bien los órganos y los métodos de inoculación en estos casos fueron diferentes respecto a los del presente estudio, donde se inocularon por atomización o aspersión hojas y ramas de árboles en casa de malla (plantas activas metabólicamente), el porcentaje de aislamientos patogénicos fue similar a lo obtenido en órganos desprendidos y condiciones controladas en laboratorio, lo cual confirma el potencial infectivo de los aislamientos endofíticos de *Colletotrichum* en órganos de mango cv. Azúcar.

Referente a la patogenicidad en hojas, los aislamientos mostraron un comportamiento similar con respecto al número y al diámetro de las lesiones inducidas. Sin embargo, se destacó el morfotipo UM 048 por presentar la mayor tasa de crecimiento de las lesiones en el tiempo. En las ramas, se observaron diferencias entre los morfotipos, y UM037 indujo los mayores

número, diámetro y tasa de crecimiento diaria de lesiones, lo que lleva a considerarlo el más virulento en ramas. Diversos autores han encontrado variabilidad en la virulencia de morfotipos del hongo, con base en el número y tamaño de lesiones en frutos inoculados (Páez *et al.*, 2020; Quintero *et al.*, 2019; Vieira *et al.*, 2014), lo cual concuerda con lo encontrado en la presente investigación.

Teniendo en cuenta que el aislado UM 037 fue el más virulento en ramas y UM 048 mostró mayor virulencia en hojas, se podría inferir una posible especificidad tisular morfotipo-órgano. Sin embargo, Vieira *et al.* (2014) encontraron, en su estudio sobre endófitos en mango, que no hubo un patrón de distribución de los aislamientos endofíticos en los órganos en que fueron aislados y, al contar con pocos aislamientos de otras especies de *Colletotrichum*, no se pudo inferir si hubo especificidad tisular.

Asimismo, se destaca el endofitismo como un medio del patógeno para permanecer no infectivo en órganos de mango sin expresar síntomas, solo hasta que se expresen condiciones cambiantes en el hospedante o el ambiente que permitan cambiar su estilo de vida y desarrollar su ciclo infectivo (Carroll, 1998; De Silva *et al.*, 2017; Hyde y Soyong, 2008; Stone *et al.*, 2000). La no inducción de síntomas en ramas por los morfotipos UM 038, UM 042, UM 044, UM 046 y UM 049 probablemente obedezca a que la cutícula y la epidermis de este órgano podrían ser mucho más gruesas que en hojas, constituyendo una barrera y limitante para el proceso de infección y colonización de los aislados en mención debido a estas estructuras preformadas (Auyong *et al.*, 2015; De Silva *et al.*, 2019). En efecto, varias investigaciones plantean el papel de estructuras en la superficie de órganos de la planta hospedante como barreras ante la infección del patógeno (Calo *et al.*, 2006; De Silva *et al.*, 2017; Serrano *et al.*, 2014).

Prihastuti *et al.* (2009) concluyeron que los aislamientos endófitos de *Colletotrichum* pueden ser patógenos oportunistas, por lo que se debe profundizar en la comprensión de las infecciones naturales. Además, la técnica de inoculación usada en el presente estudio (sin heridas) y las condiciones ambientales de trópico seco no son favorables para patógenos oportunistas, por lo cual los morfotipos que no indujeron lesiones en ramas pudieron haberse enmarcado en este estilo de vida, mientras que los patogénicos son hemibiotróficos o verdaderos necrotrofos.

Por otra parte, el PI para los morfotipos evaluados fue de ocho días en hojas y ramas no desprendidas. Los resultados coinciden

con lo observado por Vieira *et al.* (2014) para aislamientos endofíticos de *Colletotrichum* inoculados sobre frutos de mango variedad Tommy Atkins, pero difieren con lo registrado por Quintero *et al.* (2019), quienes obtuvieron PI de dos días al inocular aislamientos endofíticos obtenidos de hojas y ramas en frutos de mango cv. Azúcar en condiciones controladas en laboratorio. Páez (2020), a su vez, reporta PI variable de acuerdo con el morfotipo endofítico-quiescente de *Colletotrichum* inoculado en frutos de mango cv. Azúcar en ambiente controlado en laboratorio. Estas diferencias con respecto a la variable PI dan pie a nuevas hipótesis sobre métodos de inoculación que reflejen de mejor manera el comportamiento real de aislamientos de *Colletotrichum* bajo las condiciones de campo o en el ambiente de la región.

Finalmente, la densidad de inóculo no se relacionó con la virulencia de los morfotipos inoculados en hojas y ramas, ya que los de mayor concentración de inóculo no fueron los más virulentos. Así pues, cabe suponer que una alta producción de inóculo corresponde más a una estrategia de supervivencia del patógeno o una estrategia para asegurar inóculo suficiente que le permita iniciar el proceso infectivo.

Conclusiones

Prevalcieron morfotipos con texturas algodonosas pero variables en coloración, con características biológicas variables entre ellos. Se confirmó el potencial infectivo de morfotipos endofíticos de *Colletotrichum* en hojas y ramas de mango cv. Azúcar, lo que permite constatar que este estilo de vida es una fuente de inóculo oculta en campo.

Estos resultados constituyen los primeros registros de patogenicidad de endófitos de *Colletotrichum* sobre hojas y ramas de mango en el trópico seco, bajo condiciones de árboles activos.

Conflicto de intereses

Los autores declararon no tener ningún conflicto de intereses.

Contribución de los autores

Álvaro José Mercado-Correa, Luz Edith Arrieta-Mesa, Andrés Felipe Quintero-Mercado y Alberto Rafael Páez-Redondo: conceptualización, escritura y edición, desarrollo del diseño metodológico, toma de datos y análisis de datos y adquisición de la financiación.

Agradecimientos

Al fondo de investigación Fonciencias de la Universidad del Magdalena por apoyar financieramente el desarrollo de la presente investigación. Al Programa de Ingeniería Agronómica de la Universidad del Magdalena por los recursos académicos y de laboratorio suministrados.

Referencias

Akem, C. (2006). Mango Anthracnose Disease: Present Status and Future Research Priorities. *Plant Pathology Journal*, 5(3), 266-273. <https://dx.doi.org/10.3923/ppj.2006.266.273>.

Auyong, A., Ford, R. y Taylor, P. (2015). The Role of Cutinase and its Impact on Pathogenicity of *Colletotrichum truncatum*. *Journal of Plant Pathology & Microbiology*, 8(3), 1-11. <http://dx.doi.org/10.4172/2157-7471.1000259>.

Baquero, M., Peres, N. y Arauz, L. (2013). Presencia de *Colletotrichum acutatum* y *Colletotrichum gloeosporioides* en helecho hoja de cuero, limón criollo, papaya, carambola y mango en Costa Rica y Florida (Estados Unidos). *Agronomía Costarricense*, 37(1), 23-38. <https://doi.org/10.15517/rac.v37i1.10710>.

Barimani, M., Pethybridge, S., Vaghefi, N., Hay, F. y Taylor, P. (2013). A new anthracnose disease of pyrethrum caused by *Colletotrichum tanacetii* sp. nov. *Plant Pathology*, 62(6), 1248-1257. <https://doi.org/10.1111/ppa.12054>.

Bersisa, H., Dejene, M. y Derso, E. (2018). Isolation, Identification and Characterization of *Colletotrichum Kahawae* from Infected Green Coffee Berry in Arsi, Southeastern Etiopia. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, 8(21), 41-49.

Calo, L., García, I., Gotor, C. y Romero, L. (2006). Leaf hairs influence phytopathogenic fungus infection and confer an increased resistance when expressing a *Trichoderma* α -1,3-glucanase. *Journal of Experimental Botany*, 57(14), 3911-3920. <https://doi.org/10.1093/jxb/er155>.

Carroll, G. (1998). Fungal Endophytes in Stems and Leaves: From Latent Pathogen to Mutualistic Symbiont. *Ecology*, 69(1), 2-9. <https://doi.org/10.2307/1943154>.

Damm, U., Cannon, P., Woudenberg, J. y Crous, P. (2012). The *Colletotrichum acutatum* species complex. *Studies in Mycology*, 73(1), 37-113. <https://doi.org/10.3114/sim0010>.

Dangond, F. (2018). Aislamientos endofíticos de *Colletotrichum*

spp. en hojas de mango (*Mangifera indica* L.) cultivar Azúcar, en el municipio de Ciénaga (Magdalena, Colombia) [Tesis de pregrado, Universidad del Magdalena]. Repositorio de la Universidad del Magdalena. <http://repositorio.unimagdalena.edu.co/handle/123456789/3795>.

De Silva, D., Crous, P., Ades, P., Hyde, K. y Tylor, P. (2017). Life styles of *Colletotrichum* species and implications for plant biosecurity. *Fungal Biology Reviews*, 31(3), 155-168. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2017.05.00>.

De Silva, D., Groenewald, J., Crous, P., Ades, P., Nasruddin, A., Mongkolporn, O. y Taylor, P. (2019). Identification, prevalence and pathogenicity of *Colletotrichum* species causing anthracnose of *Capsicum annum* in Asia. *IMA Fungus*, 10(8), 1-32. <https://doi.org/10.1186/s43008-019-0001-y>.

Domínguez, I., Mohail, S. y Pino, H. (2014). Análisis morfométrico del género *Colletotrichum* en palma aceitera. *Agricultura Andina*, 20, 80-96.

Gañán, L., Álvarez, E. y Castaño, J. (2015). Identificación genética de aislamientos de *Colletotrichum* spp. causantes de antracnosis en frutos de aguacate, banano, mango y tomate de árbol. *Revista de la Académica Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(152), 339-347. <https://doi.org/10.18257/raccefy.192>.

Granados, G. y Guevara, Y. (2010). Caracterización biológica y molecular de aislamientos de *Colletotrichum* spp., obtenidos de frutales de clima frío moderado con síntomas de antracnosis [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana de Colombia]. Repositorio de la Universidad Javeriana. <https://repositorio.javeriana.edu.co/handle/10554/8474>.

Hardoim, P., Van Overbeek, L., Berg, G., Pirttilä, A., Compant, S., Campisano, A., Döring, M. y Sessitsch, A. (2015). The Hidden World within Plants: Ecological and Evolutionary Considerations for Defining Functioning of Microbial Endophytes. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 79(3), 293-320. <https://doi.org/10.1128/mmb.00050-14>.

Harp, T., Pernezny, K., Ivey, M., Miller, S., Kuhn, P. y Datnoff, L. (2008). The etiology of recent pepper anthracnose outbreaks in Florida. *Crop Protection*, 27(10), 1380-1384. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2008.05.006>.

Hernández, P., Aranguren, M., Reig, C., Fernández, D., Mesejo, C., Martínez, A., Galán, V. y Agustí, M. (2011). Phenological growth stages of mango (*Mangifera indica* L.) according to the BBCH

- scale. *Scientia Horticulturae*, 13(3), 536-540. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2011.07.027>.
- Hyde, K. y Soyong, K. (2008). The fungal endophyte dilemma. *Fungal Diversity*, 33, 163-173.
- Kamle, M. y Kumar, P. (2016). *Colletotrichum gloeosporioides*. Pathogen of Anthracnose Disease in Mango (*Mangifera indica* L.). En P. Kumar, V. Gupta, A. Tiwari y M. Kamle (Eds.), *Current Trends in Plant Disease Diagnostics and Management Practices* (pp. 1-440). Springer.
- Kamle, M., Kumar, P., Gupta, V., Tiwari, A., Misra, A. y Pandey, B. (2013). Identification and phylogenetic correlation among *Colletotrichum gloeosporioides* pathogen of anthracnose for mango. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 2(3), 285-287. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2013.04.001>.
- Majumdar, N. y Mandal, N. (2018). Effect of pH on Mycelial Growth and Sporulation of Postharvest Pathogen *Colletotrichum gloeosporioides* (Penz.) Penz & Sacc. and *Pestalotiopsis mangiferae* (Henn.) Steyaert. *International Journal of Bio-resource and Stress Management*, 9(1), 416-420. <https://doi.org/10.23910/ijbsm/2018.9.3.1874>
- Oliveira, R., Moral, J., Bouhmidi, K. y Trapero, A. (2005). Caracterización morfológica y cultural de aislados de *Colletotrichum* spp. causantes de la antracnosis del olivo. *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas*, 31, 531-548.
- Páez, A. (2003). Tecnologías sostenibles para el manejo de la antracnosis en papaya y mango (Boletín Técnico N.º 8). Corpoica.
- Páez, A. (2020). Biología y manejo de estados quiescentes de *Colletotrichum* spp. en mango cultivar Azúcar, en el departamento del Magdalena, Colombia [Tesis de doctorado, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio de la Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/82503/5/056184.2020.pdf?sequence=2&isAllowed=y>.
- Pavitra, R. y Singh, R. (2017). Anthracnose of mango incited by *Colletotrichum gloeosporioides*: A Comprehensive Review. *International Journal of Pure & Applied Bioscience*, 5(1), 48-56. <http://dx.doi.org/10.18782/2320-7051.2478>.
- Perfect, S., Hughes, H., O'Connell, R. y Green, J. (1999). *Colletotrichum*. A Model Genus for Studies on Pathology and Fungal-Plant Interactions. *Fungal Genetics and Biology*, 27(2-3), 186-198. <https://doi.org/10.1006/fgbi.1999.1143>.
- Photita, W., Lumyong, S., Lumyong, P., McKenzie, E. y Hyde, K. (2004). Are some endophytes of *Musa acuminata* latent pathogens? *Fungal Diversity*, 16, 131-140.
- Prihastuti, H., Cai, L., Chen, H., McKenzie, E. y Hyde, K. (2009). Characterization of *Colletotrichum* species associated with coffee berries in northern Thailand. *Fungal Diversity*, 39, 89-109.
- Prusky, D. y Lichter, A. (2007). Activation of quiescent infections by postharvest pathogens during transition from the biotrophic to the necrotrophic stage. *Microbiology Letters*, 268(1), 1-8. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2006.00603.x>.
- Prusky, D., Alkan, N., Mengiste, T. y Fluhr, R. (2013). Quiescent and Necrotrophic Lifestyle Choice During Postharvest Disease Development. *Annual Review of Phytopathology*, 51, 155-176. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-082712-102349>.
- Quintero, A., Dangond, F. y Páez, A. (2019). Aislamientos endofíticos de *Colletotrichum* spp. a partir de hojas y ramas de mango (*Mangifera indica* L.) cultivar Azúcar en el municipio de Ciénaga, Magdalena, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(166), 65-77. <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.788>.
- Rodríguez, R., White, J., Arnold, A. y Redman, R. (2009). Fungal endophytes: diversity and functional roles. *New Phytologist*, 182(2), 314-330. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.02773.x>.
- Rojo, I., Álvarez, B., García, R., León, J., Sañudo, A. y Allende, R. (2017). Situación actual de *Colletotrichum* spp. en México: Taxonomía, caracterización, patogénesis y control. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 35(3), 549-570. <https://doi.org/10.18781/r.mex.fit.1703-9>.
- Sánchez, R., Sánchez, B., Monserrat, Y., Ulloa, A., Armendáriz, B., García, M. y Macías, M. (2013). Hongos endofitos: fuente potencial de metabolitos secundarios bioactivos con utilidad en agricultura y medicina. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 16(2), 132-146. [https://doi.org/10.1016/S1405-888X\(13\)72084-9](https://doi.org/10.1016/S1405-888X(13)72084-9).
- Sangeetha, C. y Rawal, R. (2008). Nutritional Studies of *Colletotrichum gloeosporioides* (Penz.) Penz. & Sacc. The Incitant of Mango Anthracnose. *World Journal of Agricultural Sciences*, 4(6), 717-720.
- Scot, N. (2008). *Mango anthracnose* (*Colletotrichum gloeosporioides*). *Plant Disease*, 1-7.
- Serrano, M., Coluccia, F., Torres, M., L'Haridon, F. y Métraux, J. (2014). The cuticle and plant defense to pathogens. *Frontiers in Plant Science*, 5, 1-8.

<https://dx.doi.org/10.3389%2Ffpls.2014.00274>.

Sharma, G., Maymon, M. y Freeman, S. (2017). Epidemiology, pathology and identification of *Colletotrichum* including a novel species associated with avocado (*Persea americana*) Anthracnose in Israel. *Scientific Reports*, 7, 1-16. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15946-w>.

Stone, J., Bacon, C. y White, J. (2000). An overview of endophytic microbes: Endophytism defined. En C. Bacon y J. White (Eds.), *Microbial endophytes* (pp. 1-391). Elsevier.

Valdés, L., Calero, D., Carballo, M., Capote, M., González, I., Álvarez, J. y Rohde, W. (2017). Caracterización morfológica, cultural y patogénica de aislados de *Colletotrichum* sp. produciendo antracnosis en mango (*Mangifera indica* L.). *La Granja: Revista de Ciencias Naturales*, 26(2), 38-51.

Vieira, W., Michereff, S., de Morais, M., Hyde, K. y Câmara, M. (2014). Endophytic species of *Colletotrichum* associated with

mango in northeastern Brazil. *Fungal Diversity*, 67, 181-202. <https://doi.org/10.1007/s13225-014-0293-6>.

Whitelaw, W., Curtin, S., Huang, R., Steel, C., Blanchard, C. y Roffey, P. (2007). Phylogenetic relationships and pathogenicity of *Colletotrichum acutatum* isolates from grape in subtropical Australia. *Plant Pathology*, 56(3), 448-463. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2007.01569.x>.

Wilson, D. (1995). Endophyte: The Evolution of a Term, and Classification of Its Use and Definition. *Oikos*, 73(2), 274-276. <https://doi.org/10.2307/3545919>.

Abdo, M.S.A. and Da Silva, C.J. (2000). Nutrient Stock in the Aquatic Macrophytes *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* in the Pantanal-Brazil. *In of the German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems. Hamburg*, 3, 8, 875-880.

Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de tres zonas agrícolas en la cuenca alta del río San Pedro-Mezquital, México

Aquatic macroinvertebrate diversity and water quality of three agricultural zones in the upper San Pedro-Mezquital River Basin, Mexico

Ariel Pulgarín-Ríos 

Agricultura Sustentable y Protegida, Universidad Tecnológica de Poanas, Durango, México

Resumen

La agricultura es la principal actividad económica de las comunidades que integran la parte alta de la cuenca del río San Pedro-Mezquital. Por tal razón, el presente trabajo se enfoca en analizar la calidad del agua que se utiliza para riego agrícola mediante la observación de macroinvertebrados acuáticos, ya que son excelentes indicadores de dicho atributo y una alternativa importante para evaluar cuerpos de agua con vertido de actividades agrícolas. En la primera zona muestreada, en el río Nombre de Dios, se realizaron cuatro muestreos y se encontraron ocho órdenes, 12 familias y una calidad de agua media en su cauce. Para la segunda zona muestreada, en el río Graseros, se llevaron a cabo cuatro muestreos y se hallaron siete órdenes y 18 familias, con una calidad del agua alta en su cauce. En la tercera zona muestreada, en el río La Constancia, se hicieron seis muestreos, para los cuales se reportaron 11 órdenes y 23 familias, con una calidad del agua alta en su cauce. Los datos recabados servirán para generar un registro de las familias de macroinvertebrados y de la calidad del agua que hay en cada una de las zonas agrícolas muestreadas en la parte alta de la cuenca del río San Pedro-Mezquital.

Key words: cuencas; agricultura; macroinvertebrados; diversidad; río San Pedro-Mezquital; calidad del agua

Abstract

Agriculture is the main economic activity in the communities that make up the upper part of the San Pedro-Mezquital river basin, therefore the present work focuses on analyzing the water quality of rivers used for agricultural irrigation using aquatic macroinvertebrates, which are excellent indicators of water quality, and an important alternative that can be used to analyze water quality in rivers and streams with discharges from agricultural activities. The first zone sampled was in the river Nombre de Dios, for which four samples were taken in sites considered agricultural; in this site, 8 orders and 12 families were found, with a medium water quality in the riverbed. The second zone sampled was in the Graseros river, carrying out four samplings; in this site, 7 orders and 18 families were found, with a high water quality in the riverbed. The third zone sampled was in the La Constancia river, where six samples were taken; in this site 11 orders and 23 families were found, with a high water quality in the riverbed. The data collected will be used to generate a record of the families of macroinvertebrates and water quality in each of the agricultural areas sampled in the upper part of the San Pedro-Mezquital river basin.

Palabras clave: watersheds; agriculture; macroinvertebrates; diversity; San Pedro-Mezquital River; water quality

*Autor de correspondencia: apulgarinrios@gmail.com

Editor: Carlos Molineri

Recibido: 05 de abril de 2022

Aceptado: 22 de noviembre de 2022

Publicación en línea: 13 abril de 2023

Citar como: Pulgarín-Ríos, A. (2023). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de tres zonas agrícolas en la cuenca alta del río San Pedro-Mezquital, México. *Intropica*, 18(1): 24-36. <https://doi.org/10.21676/23897864.4542>.



Introducción

Los macroinvertebrados son uno de los conjuntos más diversos dentro de los ambientes de agua dulce de América Latina. Debido a que muchos de los grupos conformados por estos organismos acuáticos alcanzan su máxima diversidad dentro del gradiente latitudinal comprendido en esta región, son de gran importancia para realizar diversos estudios en ríos y arroyos (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014). Asimismo, los macroinvertebrados son una opción mucho más rápida y menos costosa para determinar la calidad del agua de los ríos en comparación con los sistemas tradicionales, como la medición de parámetros físico-químicos.

El método biológico de analizar macroinvertebrados presenta amplias ventajas que permiten una visión más integral y además retrospectiva de las cualidades del medio en el cual se desarrollan estos organismos acuáticos (Sermeño-Chicas *et al.*, 2010). Este tipo de análisis cobra importancia en la medida en que los sistemas acuáticos tanto lóticos como lénticos han sido por muchos años utilizados como vertederos de basura tanto en pueblos como en ciudades (Guitrón-López y García-Velasco, 2018). De hecho, no solo los plásticos y papel son un problema de contaminación de estos cuerpos de agua; también se encuentran allí residuos de agroquímicos, que son sin duda otro de los principales contaminantes en el planeta.

Los macroinvertebrados cumplen un rol importante en la red trófica de los sistemas dulceacuícolas al acelerar la descomposición de detritos y contribuir al reciclaje de nutrientes (Del C. Guinard *et al.*, 2013). Debido a su sensibilidad y a las variaciones ambientales, estos organismos pueden ser usados para evaluar el grado de integridad ecológica del sistema tanto momentánea como estacional (Bueñaño *et al.*, 2018). Son excelentes indicadores de la calidad del agua y pueden aprovecharse para establecer diferentes índices que aporten información sobre el grado de alteración de los ríos. Un indicador de este tipo fiable, rápido y sencillo es el BMWP, que solo requiere identificación a nivel de familia, lo que facilita su estudio (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1978).

El índice BMWP está relacionado con la riqueza de familias de taxones acuáticos y se basa en los cambios de biodiversidad de macroinvertebrados a causa de la contaminación orgánica del agua, aprovechando que algunos de estos organismos son más sensibles a ella que otros (Escalona-Domenech *et al.*, 2022). Este índice fue establecido en Inglaterra en 1970, y los datos solo son cualitativos, es decir, miden la presencia y ausencia de taxones. Además, requiere adaptaciones de acuerdo a cada región

(Roldán-Pérez, 2016). En México, por ejemplo, se han utilizado índices BMWP en algunas regiones como Querétaro (Ramos-Barrios, 2014) y Coyuca de Benítez, Guerrero (Rosas-Acevedo *et al.*, 2014), en ambos casos con resultados de una moderada contaminación antrópica del agua.

De acuerdo con lo antes mencionado, a través del índice BMWP se puede saber de la importancia del agua y de su cuidado y gestión en diferentes tipos de ecosistemas acuáticos. En ese sentido, esta investigación se enfoca en los ríos ya que son las principales reservas de agua dulce a nivel mundial y, en particular, en la cuenca del río San Pedro-Mezquital, que es uno de los más importantes a nivel nacional para su cuidado y evaluación. En efecto, los macroinvertebrados comprenden una gran parte de la diversidad acuática de dicho río, constituyendo una de las comunidades principales de este. Así pues, el objetivo principal del presente trabajo fue determinar la calidad del agua a la luz de la diversidad de familias de macroinvertebrados acuáticos presentes, obtenida mediante el cálculo del índice BMWP, en tres zonas de importancia agrícola, en la parte alta de la cuenca del río San Pedro-Mezquital, México.

Materiales y métodos

La cuenca del río San Pedro-Mezquital se encuentra ubicada dentro de los estados Durango, Zacatecas y Nayarit, pertenecientes a la región hidrológica número 11 Presidio-San Pedro (Consejo de Cuenca Presidio al San Pedro, 2014). El área muestreada se encuentra ubicada dentro de la ecorregión de los valles, al sureste del estado de Durango. La vegetación en esta zona, conocida como "región de los llanos", es de amplios valles de matorral de huizache y mezquite. El clima para las áreas de los ríos Nombre de Dios y La Constancia es semiseco templado (BS1k), con una precipitación anual de 400 a 600 mm, mientras que, para el sector del río Graseros, el clima es semiseco semicálido (BS1h), con una precipitación anual de 400 a 500 mm (González-Elizondo *et al.*, 2006).

Sitios de muestreo

El área de estudio se distribuyó en tres zonas distintas pertenecientes a la cuenca alta del río San Pedro-Mezquital, en diferentes lugares considerados fuertemente agrícolas y donde las aguas de riego van a dar al cauce del río (figura 1). La primera se encuentra en el río Nombre de Dios, y en ella se realizaron

cuatro muestreos el día 14 de junio de 2019, durante la temporada de estiaje en la región: uno en La Barranca, poblado de Ignacio Zaragoza (Las Cotorras); otro en La Escondida, en la cabecera municipal; un tercero en El Frontón, en la cabecera municipal, y el último en Los Salones, en la cabecera municipal. La segunda zona muestreada fue el afluente del río Graseros. En este caso también se realizaron cuatro muestreos el día 13 de febrero del 2020, correspondiente a la temporada de estiaje en la región. El primer punto de muestreo se seleccionó aguas arriba del poblado La Michilía (Súchil, Durango), donde hay poco impacto antropogénico; el segundo, aguas abajo del mismo poblado; el tercero, en La Soledad (Súchil, Durango), y el

cuarto, en San Pedro Alcántara (Vicente Guerrero, Durango). La tercera zona muestreada fue el afluente del río La Constanca, que es un tributario del San Pedro-Mezquital. En ella se tomaron seis muestreos el día 13 de noviembre del 2020, en temporada de lluvias de la región. El primero corresponde a San Isidro (Nombre de Dios, Durango); el segundo, a San Juan (Nombre de Dios, Durango); el tercero, a Los Berros (Nombre de Dios, Durango); el cuarto, a La Sabina, perteneciente a Las Corrientes, poblado del municipio de Nombre de Dios (Durango); el quinto, a Las Compuertas, de la localidad La Constanca (Nombre de Dios, Durango), y el sexto, a Las Alberquitas, también de La Constanca (Nombre de Dios, Durango) tabla1.

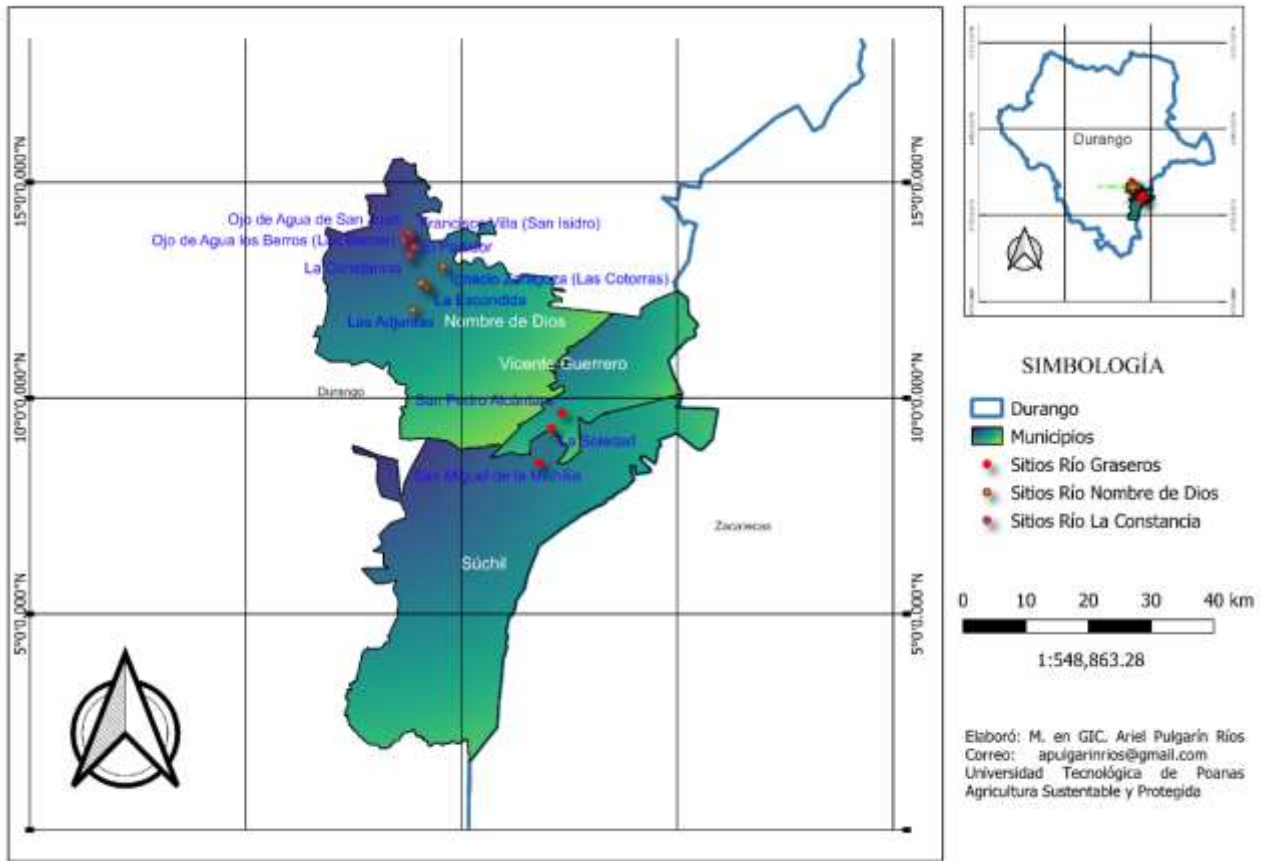


Figura 1. Mapa de ubicación de las tres zonas de muestreo.

Tabla 1. Datos de ubicación para las tres zonas muestreadas.

Zonas	Sitios	Coordenadas	Altura (m s. n. m.)
Río Nombre de Dios	1. La Barranca	N 23°51,360' W 104°14,856'	1766
	2. La Escondida	N 23°51,612' W 104°14,540'	1759
	3. El Frontón	N 23°51,359' W 104°14,864'	1753
	4. Los Salones	N 23°50,039' W 104°15,520'	1716
Río Graseros	1. La Michilía	N 23°34'26,8"	2025
	1Aguas arriba del pueblo	W 104°04'58,3"	
	2. La Michilía	N 23°35'44,8"	2013
	2Aguas abajo del pueblo	W 104°03'39,8"	
Río La Constancia	3. La Soledad	N 23°38'56"	1942
		W104°02'32,7"	
	4. San Pedro Alcántara	N 23°40'22,1"	1943
		W 104°01'51"	
Río La Constancia	1. San Isidro	N 23°56'43"	1810
		W 104°15'46"	
	2. San Juan	N 23°57'5"	1820
		W 104°16'2"	
	3. Los Berros	N 23°56'24"	1800
		W 104°16'28"	
Río La Constancia	4. La Sabina	N 23°55'26"	1790
		W 104°15'52"	
	5. La Constancia (Las Compuertas)	N 23°55'5"	1790
		W 104°15'59"	
Río La Constancia	6. La Constancia (Las Alberquitas)	N 23°54'49"	1780
		W 104°15'59"	

Muestreo biológico

Para cada sitio muestreado en cada una de las tres zonas y sus ríos, se realizaron tres repeticiones con diferentes tipos de hábitat, de manera que se pudieran obtener datos más precisos de los taxones presentes en cada lugar. Para dicho fin, se llevaron a cabo movimientos con una red acuática tipo D en el fondo de los ríos, removiendo sustrato, rocas, grava, arena y materia orgánica presente con miras a capturar la mayor cantidad posible de macroinvertebrados por un tiempo aproximado de 10 m en cada uno de los sitios.

Posteriormente, se depositaron las muestras en bolsas de plástico con agua, sustrato de donde se obtuvieron y alcohol al 70 %, marcadas con una etiqueta que daba cuenta de la ubicación, la fecha y la hora de recolecta. En el laboratorio se separaron las muestras removiendo los residuos del sustrato y

dejando solo los macroinvertebrados en frascos con alcohol al 70 %. Enseguida, con la ayuda de un estereoscopio electrónico y claves taxonómicas de insectos acuáticos (Jessup *et al.*, 2003; Kohlmann 2010; Merrit *et al.*, 2008), se identificaron cada una de las muestras recolectadas y se registraron los resultados de familias de macroinvertebrados presentes.

Luego, para el cálculo del BMWP, se utilizó el índice adaptado por Ramos-Barrios (2014) y Pineda-López *et al.* (2014) y se identificó a nivel de familia. De acuerdo a la puntuación de las familias que se encontraron, se realizó la suma y así, al final, se determinó el grado de contaminación del río. Asimismo, según la sumatoria de los puntajes de las familias halladas en cada uno de los sitios (Bueñaño *et al.*, 2018), se estableció la calidad del agua para cada sitio muestreado, asignando un color de acuerdo al valor obtenido (tablas 2 y 3).

Tabla 2. Valores e interpretación del índice BMWP relacionado a la presencia de familias de macroinvertebrados acuáticos y colores que determinan la calidad ambiental (Ramos-Barrios, 2014).

Grupos	Límites de la calidad	Intervención	Calidad	Color
I	100 ≥	Mínima	Alta	Azul
II	80 a 99	Leve	Buena	Verde
III	60 a 79	Importante	Media	Amarillo
IV	30 a 59	Grave	Escasa	Anaranjado
V	≤29	Muy grave	Mala	Rojo

Tabla 3. Puntuaciones de sensibilidad asignadas a contaminantes para las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos encontrados (Ramos-Barrios, 2014).

Órdenes	Familias	Puntos de sensibilidad
Acari	Hidracarina	5
Amphipoda	Hyalellidae	7
Coleoptera	Dytiscidae	9
	Elmidae	6
	Hydrophilidae	3
	Psephenidae	10
	Scirtidae	7
	Staphylinidae	6
	Diptera	Ceratopogonidae
Chironomidae		2
Simuliidae		8
Stratiomyidae		4
Tabanidae		5
Tipulidae		3
Ephemeroptera		Baetidae
	Leptohyphidae	7
	Leptophlebiidae	9
Hemiptera	Belostomatidae	5
	Corixidae	7
	Mesovelidae	5
	Veliidae	8
Lepidoptera	Pyralidae	5
Megaloptera	Corydalidae	6
Mesogastropoda	Thiaridae	5
Odonata	Libellulidae	6
Trichoptera	Ecnomidae	10
	Hydrobiosidae	9
	Hydropsychidae	7
	Hydroptilidae	7
Veneroidea (Mollusca)	Sphaeriidae	4

Resultados

En las tres zonas pertenecientes a la cuenca alta del río San Pedro-Mezquital, muestreadas en diferentes épocas del año, se encontró lo siguiente: para la zona del río Nombre de Dios, ocho órdenes (Diptera, Odonata, Hidracarina, Megaloptera, Mollusca, Ephemeroptera, Coleoptera, Hemiptera) y 12 familias (Libellulidae, Hidracarina no identificada, Corydalidae, Sphaeriidae, Leptophlebiidae, Ceratopogonidae, Leptohiphidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Elmidae, Hyallelidae, Belostomatidae) (tabla 4). El índice BMWP en este caso fue de 70 puntos.

Tabla 4. Diversidad y hábitat de macroinvertebrados presentes en las tres zonas muestreadas. Ordenes y familias de macroinvertebrados presentes en la cuenca del río San Pedro-Mezquital.

Zonas	Sitios	Muestra	Profundidad (cm)	Hábitat	Orden	Familia
Río Nombre de Dios	La Barranca	A	15	Lento	Diptera	Ceratopogonidae
		B	50	Rápido	Diptera	Ceratopogonidae
		C	10	Materia orgánica	Ephemeroptera	Baetidae
					Odonata	Libellulidae
					Mollusca	Sphaeriidae
					Acari	Hidracarina
	La Escondida	A	30	Lento	-	-
		B	10	Rápido	Coleoptera	Dytiscidae
		C	30	Materia orgánica, árbol	Odonata	Libellulidae
					Mollusca	Sphaeriidae
					Acari	Hidracarina
	El Frontón	A	20	Rápido	Odonata	Libellulidae
					Acari	Hidracarina
					Megaloptera	Corydalidae
					Mollusca	Sphaeriidae
				Ephemeroptera	Leptophlebiidae	
		B	10	Lento, hojarasca	Ephemeroptera	Baetidae
				Coleoptera	Hydrophilidae	
		C	40	Lento unido al árbol	Coleoptera	Hydrophilidae
				Odonata	Libellulidae	
				Diptera	Psychodidae	
Los Salones	A		10	Rápido	Odonata	Libellulidae
					Ephemeroptera	Leptohiphidae

Zonas	Sitios	Muestra	Profundidad (cm)	Hábitat	Orden	Familia
Río Graseros	La Michilía aguas arriba del pueblo	B	30	Lento raíces	Coleoptera	Baetidae Elmidae Dytiscidae
					Ephemeroptera	Leptophlebiidae Baetidae
		C	40	Semi-rápido	Crustacea	Hyalellidae
					Coleoptera	Elmidae Dytiscidae
		A	10	Sitio rápido, alejado de carretera, poca intervención antrópica	Ephemeroptera	Leptophlebiidae Baetidae
					Hemiptera	Belostomatidae Baetidae
	Michilía aguas debajo del pueblo	B	30	Sitio lento, poco impacto de gente, alejado de carretera	Odonata	Leptophlebiidae Libellulidae
					Diptera	Ceratopogonidae
		C	15	Materia orgánica, hojarasca y raíces de pequeños arbustos, poca intervención antrópica y alejado de la carretera	Coleoptera	Psephenidae Elmidae
					Ephemeroptera	Elmidae Baetidae
A	10	Sitio lento, actividad agrícola en parcelas, considerable intervención antrópica	Diptera	Leptophlebiidae Ceratopogonidae		
			Ephemeroptera	Elmidae Baetidae		
				Diptera	Tipulidae	

Diversidad de macroinvertebrados acuáticos cuenca alta del río San Pedro-Mezquital

Zonas	Sitios	Muestra	Profundidad (cm)	Hábitat	Orden	Familia
		B	15	Sitio rápido, actividad agrícola en parcelas, considerable intervención antrópica.	Mollusca Coleoptera	Sphaeriidae Staphylinidae
		C	8	Sitio rápido, actividad agrícola en parcelas, impacto considerable intervención antrópica, embebimiento de sedimentos.	Ephemeroptera Diptera Acari Coleoptera	Elmidae Leptophlebiidae Baetidae Chironomidae Hidracarina Hydrophilidae
	La Soledad	A	40	Sitio lento, bastante materia orgánica, ramas, hojarasca, impacto por actividad agrícola.	Ephemeroptera Trichoptera Ephemeroptera	Dytiscidae Scirtidae Baetidae Leptophlebiidae Libellulidae Chironomidae Ceratopogonidae Tipulidae Hydropsychidae Leptophlebiidae
		B	25	Sitio lento, embebimiento de sedimentos, hojarasca, algas, impacto por actividad agrícola.	Diptera Trichoptera Ephemeroptera Diptera	Chironomidae Hydroptilidae Baetidae Ceratopogonidae Chironomidae

Zonas	Sitios	Muestra	Profundidad (cm)	Hábitat	Orden	Familia
		C	50	Sitio lento, impacto por actividad agrícola.	Diptera	Ceratopogonidae
					Coleoptera	Elmidae
					Ephemeroptera	Baetidae
					Odonata	Libellulidae
	San Pedro Alcántara	A	20	Sitio rápido, algas, materia orgánica, basura, ramas, actividad agrícola.	Coleoptera	Elmidae
		B	15	Sitio lento, plantas, algas, raíces, materia orgánica, basura, ramas, actividad agrícola.	Ephemeroptera	Leptophlebiidae
					Odonata	Libellulidae
					Diptera	Chironomidae
						Tabanidae
						Tipulidae
		C	20	Sitio lento, plantas, algas, raíces, materia orgánica, basura, ramas, actividad agrícola.	Mollusca	Planorbidae
					Ephemeroptera	Leptophlebiidae
						Baetidae
					Trichoptera	Hydropsychidae
					Odonata	Libellulidae
					Diptera	Tipulidae
						Chironomidae
						Mesoveliidae
Río La Constancia	San Isidro; San Juan	A: San Isidro	15	Humedal natural con aguas grises, presencia de lirio acuático, sistema lento a un costado de la carretera.	Hemiptera	
					Diptera	Corixidae
						Stratiomyidae
						Chironomidae
						Tabanidae
						Tipulidae
					Coleoptera	Hydrophilidae
						Elmidae

Diversidad de macroinvertebrados acuáticos cuenca alta del río San Pedro-Mezquital

Zonas	Sitios	Muestra	Profundidad (cm)	Hábitat	Orden	Familia
		B : San Juan Acequia	30	Ubicado en la salida del manantial en una pequeña acequia, poca corriente, poco impacto.	Odonata Mollusca	Libellulidae Thiaridae
		C: San Juan ojo de agua	20	Ubicado en el manantial, lento, algas, rocas de 50 cm.	Diptera Hemiptera Odonata Ephemeroptera Coleoptera	Chironomidae Corixidae Libellulidae Leptophlebiidae Hydrophilidae
	Los Berros	A: Ojo de agua	15	Laguna con sistema lento, presencia de lirio acuático, algas, raíces, rocas y sedimentos.	Mollusca Mollusca	Thiaridae Thiaridae
		B: acequia	20	Acequia pequeña a un costado de la carretera, con algo de corriente, con arena, grava y raíces.	Coleoptera Mollusca	Dytiscidae Thiaridae
		C: acequia	10	Acequia con corriente fuerte, presencia de guijarros, grava, y hierba en las riberas.	Coleoptera	Elmidae
	La Sabina	A:	20	Rápido, con guijarros grandes, con bastante algas y sedimentos abundantes, arena y grava.	Mollusca Coleoptera	Thiaridae Psephenidae
					Diptera	Elmidae Hydrophilidae Chironomidae Simulidae Tipulidae

Zonas	Sitios	Muestra	Profundidad (cm)	Hábitat	Orden	Familia
					Odonata	Libellulidae
					Trichoptera	Hydropsychidae
					Acari	Hidracarina
					Megaloptera	Corydalidae
					Mollusca	Thiaridae
						Sphaeriidae
						Veliidae
	Las Compuertas	A: las compuertas	20	Rápido, con rocas, sedimentos, árboles y raíces.	Hemiptera	
					Diptera	Chironomidae
					Coleoptera	Elmidae
					Trichoptera	Hydropsychidae
					Mollusca	Thiaridae
					Odonata	Libellulidae
	La Alberquitas	B:	40	Rápido, guijarros, a la salida del pueblo, basura y desechos, entre árboles y raíces	Mollusca	Sphaeriidae
						Thiaridae
					Trichoptera	Hydropsychidae
						Ecnomidae
					Odonata	Libellulidae
					Crustacea	Hyallelidae
					Diptera	Tipulidae
					Lepidoptera	Pyralidae
					Acari	Hidracarina
					Hemiptera	Veliidae

En la zona correspondiente al río Graseros se encontraron siete órdenes (Ephemeroptera, Odonata, Diptera, Mollusca, Trichoptera, Coleoptera, Acari) y 18 familias (Baetidae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Sphaeriidae, Chironomidae, Hydroptilidae, Elmidae, Psephenidae, Staphylinidae, Hidracarina no identificada, Tabanidae, Hydrophilidae, Dytiscidae, Scirtidae, Hydropsychidae, Planorbidae) (tabla 4). El índice BMWP para esta zona fue de 104 puntos

Finalmente, en la zona del río La Constancia se encontraron 11 órdenes (Hemiptera, Diptera, Coleoptera, Odonata, Mollusca, Trichoptera, Hidracarina, Megaloptera, Ephemeroptera, Crustacea, Lepidoptera) y 23 familias (Mesoveliidae, Corixidae, Stratiomyidae, Chironomidae, Tabanidae, Tipulidae, Hydrophilidae, Elmidae, Libellulidae, Thiaridae, Hydroptilidae, Leptophlebiidae, Dytiscidae, Psephenidae, Simuliidae, Hydropsychidae, Hidracarina no identificada, Corydalidae, Sphaeriidae, Veliidae, Ecnomidae, Hyallelidae, Pyralidae) (tabla 4). El índice BMWP en esta área fue de 141 puntos.

Discusión

El índice BMWP de la zona del río Nombre de Dios, de acuerdo con el total de puntos acumulados, se marcó en color amarillo, con una calidad del agua media, lo cual indica un grado de contaminación del agua importante (Rosas-Acevedo *et al.*, 2014) debida a varios factores. Uno de ellos son las descargas de aguas de uso agrícola que van a dar al cauce del río, ya que es un sector donde hay un gran número de tierras utilizadas para la agricultura semiintensiva, con una cantidad importante de invernaderos donde se cultivan distintos tipos de hortalizas, ubicados a las orillas del río en los diferentes sitios muestreados. A este fenómeno se suman las descargas de aguas grises de la cabecera municipal de Nombre de Dios, que van a dar directamente al cauce del río (Hero González, 2015; Torres-García *et al.*, 2014).

El índice BMWP para la zona del río Graseros, de acuerdo con el total de puntos acumulados, se marcó en color azul y con una calidad del agua alta. Este hallazgo indica un grado de contaminación del agua mínimo, que se puede explicar por el hecho de que dos de los sitios muestreados se encontraban en áreas muy poco impactadas, en La Michilía. Esta situación aumentó el número de taxones indicadores de calidad de aguas limpias, pero por otro lado en La Soledad y en San Pedro Alcántara se reporta un grado de contaminación mayor debido a que allí aumentan la actividad agrícola y las descargas de

aguas grises de las casas al cauce del río (Gómez, 2010; Hero González, 2015).

El índice BMWP para la zona del río La Constancia, de acuerdo al total de puntos acumulados, se marcó en color azul y con una calidad del agua alta, lo que también indica un grado de contaminación del agua mínimo, probablemente debido a que esta zona tiene poca actividad agrícola y en la mayoría de los casos aún se realiza un sistema de agricultura extensiva, lo que disminuye el uso de agroquímicos en gran medida. La poca contaminación presente es atribuible a la descarga de aguas grises de las casas en el cauce del río (Gómez, 2010).

Las familias de macroinvertebrados encontradas en estos sitios constituyen los primeros registros para la cuenca alta del río San Pedro-Mezquital, por lo que se consideran de gran importancia ya que servirán como base de datos y registro de los taxones existentes en estas partes del río. Sin embargo, se recomienda seguir muestreando y analizando la diversidad de entomofauna en las diferentes zonas de transición (cuenca alta, cuenca media, cuenca baja) que conforman la cuenca para poder generar comparativos con base en las actividades antropogénicas que se realizan en estas zonas y su relación con la presencia de los macroinvertebrados.

Conflicto de intereses

El autor declaró no tener ningún conflicto de interés.

Contribución de los autores

Ariel Pulgarín-Ríos: conceptualización, escritura y edición, desarrollo del diseño, metodológico, toma de datos y análisis de datos y adquisición de la financiación.

Referencias

- Alba-Tercedor, J. y Sánchez-Ortega, A. (1978). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4(1), 51-56. <https://doi.org/10.23818/limn.04.06>.
- Bueñaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, G. y Pérez, R. (2018). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica*, 13(1), 41-49. <https://doi.org/10.21676/23897864.2405>.
- Del C. Guinard, J., Ríos, T. y Bernal-Vega, J. A. (2013). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad del

- agua de las cuencas alta y baja del río Gariché, provincia de Chiriquí, Panamá. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 61-70.
- Escalona-Domenech, R. Y., Infante-Mata, D., García-Alfaro, J. R., Ramírez-Marcial, N., Ortiz-Arrona, C. I. y Barba-Macías, E. (2022). Evaluación de la calidad del agua y de la ribera en la cuenca del río Margaritas, Chiapas, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38, 37-56. <https://doi.org/10.20937/RICA.54092>.
- Gómez, A. R. (2010). *La cuenca alta del río San Pedro Mezquital*. Fundación Río Arronte y WWF. <http://www.amd.gob.mx/amd/cuenca.pdf>.
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M. y Márquez-Linares, M. A. (2006). *Vegetación y ecorregiones de Durango (primera edición)*. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Instituto Politécnico Nacional.
- Guitrón-López, M. M. y García-Velasco, J. (2018). *Macroinvertebrados como una nueva herramienta de diagnóstico de calidad del agua*. México. Prometeo Editores S. A.
- Hero González, M. E. (2015). *Base de datos climática y de variables ambientales para un estudio en la cuenca del Río Mezquital*. Informe Final. Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD).
- Jessup, B. K., Markowitz, A. y Stribling, J. B. (2003). *Family-Level Key to the Stream Invertebrates of the Maryland and Surrounding Areas* (tercera edición). CBWP-MANTA-EA. Maryland Department of Natural Resources.
- Kohlmann, B. (2010). *Bioindicadores de la calidad del agua, cuenca del río Tempisque. Guía Ilustrativa de campo*. EARTH, UCR. https://www.researchgate.net/publication/274719388_Bioindicadores_de_la_calidad_del_agua_Cuenca_del_Rio_Tempisque.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. y Berg, M. B. (2008). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (cuarta edición). Editorial Kendall/Hunt Publishing Company.
- Pineda-López, R., Pérez-Munguía, R. M., Mathuriau C., Villalobos-Hiriart J. L., Barba-Álvarez R., Bernal, T. y Barba-Macías, E. (2014). Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012). Programa Nacional de Reservas Potenciales de Agua, Comisión Nacional del Agua. <http://www.ibiologia.unam.mx/aguas/2PHFT2F2CtnF.pdf>.
- Ramírez, A. y Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 9-20. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15775>.
- Ramos-Barrios, C. S. (2014). Propuesta de norma para el monitoreo participativo de calidad de agua en ríos usando macroinvertebrados acuáticos [Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Querétaro].
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista Académica Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Ciencias Naturales*, 40(155), 254-274. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>.
- Rosas-Acevedo, J. L., Ávila-Pérez, H., Sánchez-Infante, A., Rosas-Acevedo, A. Y., García-Ibáñez, S., Sampedro-Rosas, L., Granados-Ramírez, J. G. y Juárez-López, A. L. (2014). Índice BMWP, FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 2(1), 81-88.
- Serméño-Chicas, J. M., Gutiérrez-Fonseca, P. E., Serrano-Cervantes, L., Springer, M., Paniagua-Cienfuegos, M. R., Pérez, D., Rivas-Flores, A. W., Menjivar, R., Bonilla, B. L., Carranza, F. A., Flores, J. M., Gonzales, C. A., Hernández, M., Monterrosa, A. J. y Arias de Linares, A. Y. (2010). *Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010)*. Editorial Universitaria UES.
- Torres-García, U., Pérez-Valladares, C. X., Herrería-Diego, Y. y Pineda-López, R. F. (2014). Efecto de los factores ambientales sobre la diversidad de insectos hemimetábolos y coleópteros acuáticos en la cuenca del Río Xichú, Guanajuato, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 69-80. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15779>.

Aquatic plants in the freshwater artificial lagoons in Ciego de Avila, Cuba Plantas acuáticas en lagunas artificiales de agua dulce en Ciego de Ávila, Cuba

Leslie Hernández Fernández^{1*} , Isidro E. Méndez² , José Gerardo Vázquez¹ , Roberto González de Zayas³ 
and José Carlos Lorenzo Feijoo¹ 

1. Centro de Bioplasmas. Universidad "Máximo Gómez Báez", Ciego de Ávila, Cuba

2. Centro de Estudio de Gestión Ambiental. Universidad de Camagüey "Ignacio Agramonte Loynaz" Camagüey, Cuba

3. Facultad de Ciencias Técnicas. Universidad "Máximo Gómez Báez" de Ciego de Ávila, Ciego de Ávila, Cuba

Abstract

Seven artificial freshwater lagoons (L1-L7) were studied in Ciego de Ávila, Cuba. They were characterized using different genetic, hydrologic, and morphologic criteria. All the environments were young and lagoons of anthropogenic origin; one is a temporary pond (L.1), and the others are permanent. A floristic list was made to identify the plants present in delineated parcels at the borders of the lagoons. The identified taxa were classified according to their origin and presence in Cuba, growth form, usefulness for humans, response to anthropic impacts, and conservation status. Forty-nine (49) species from 44 genera and 34 families were recorded. Most species (27 and 26, respectively) were identified at L.3 and L.6 (lagoons formed in old stone quarries used to construct the local airport). The least(seven) at L.1. Exotic and synanthropic plants prevailed, and invasive species were abundant, which indicates the transition through the early stages of ecological succession. 31 % of autochthonous plants and 2 % of endemic plants were recorded. 4 % is critically endangered. 39 % of these plants are medicinal, 29 % ornamental, 12 % are phytoremediators, and 4 % are frequently used in folklore-related practices. Plants that live in the freshwater environments of Ciego de Avila municipality have diverse characteristics, values, and uses that increase the environmental services of these ecosystems.

Key words: invasive plants; ecosystems; *Eichhornia*, *Utricularia*, wetlands

Resumen

Se estudiaron siete lagunas artificiales de agua dulce (L1 – L7) en el municipio de Ciego de Ávila (Cuba), los cuales se caracterizaron según criterios genéticos, hidrológicos y morfológicos. Todas son lagunas, de origen antrópico, relativamente recientes. Una de ellas es semipermanente (L.1) y las restantes son permanentes. A partir de la identificación de las plantas presentes en parcelas delineadas, desde los bordes de las lagunas, fue confeccionada una lista florística. Los taxones identificados fueron catalogados según su origen y presencia en Cuba, hábito de crecimiento, utilidad para el hombre, comportamiento ante el impacto antrópico y estado de conservación. Se registraron 49 especies pertenecientes a 44 géneros y 34 familias. En L.3 y L.6 (lagunas ubicadas en las Canteras del aeropuerto) se identificó el mayor número de especies (27 y 26 respectivamente) y en L.1, el menor (7). Predominaron plantas exóticas y sinantrópicas y abundaron las invasoras, lo cual indica el tránsito por etapas tempranas de la sucesión ecológica. No obstante, se detectó un 31 % de plantas autóctonas y un 2 % de endemismo. Un 4 % se encuentran amenazadas de extinción, clasificadas en Peligro Crítico. El 39 % tiene uso medicinal, el 29 % ornamental, el 12 % son fitorremediadoras y el 4 % aparecen frecuentemente incorporadas a prácticas folclóricas. Las plantas asociadas a estas lagunas artificiales del municipio de Ciego de Ávila presentan condiciones, valores y usos diversos, lo que incrementa los servicios ambientales de estos ecosistemas.

Palabras clave: plantas invasoras; ecosistemas; *Eichhornia*, *Utricularia*, humedales

*Autor de correspondencia: coraleslh@gmail.com

Editora: Denisse Viviana Cortes Castillo

Recibido: 04 de agosto de 2022

Aceptado: 21 de marzo de 2023

Publicación en línea: 20 abril de 2023

Citar como: Hernández Fernández, L., Méndez, I. E., Gerardo Vázquez, J., González de Zayas, R. and Lorenzo Feijoo, J.C. (2023). Aquatic plants in the freshwater artificial lagoons in Ciego de Avila, Cuba. *Intropica*, 18(1): 37 - 49.

<https://doi.org/10.21676/23897864.4753>.



Introduction

The aquatic flora of freshwater environments, whether lentic or lotic, permanent or temporary, is vital. It is the basis of the food chain, and its presence favors the reproduction of other species, for which it is also a feeding ground. The capacities of these plants to filter and purify water are indicators of habitat type and help understand the functionality of lagoons (Madríñán *et al.*, 2017). However, the aquatic flora may be problematic to the food chain due to the substances and compounds that it absorbs (Posada-García, 2016).

Some species of aquatic plants have medicinal properties (Behera and Satapathy, 2020), and others are used as biofertilizers (Ramírez *et al.*, 2021). However, some aquatic plants are also negatively related to human and animal health because they favor the growth and reproduction of some organisms as culicids and mollusks, intermediate hosts of parasites that cause dangerous diseases (Posada-García, 2016).

Studies of aquatic plants in freshwater environments in Cuba are scarce (Plasencia-Fraga, 2008). These habitats have been considered among the most altered for decades (Vales *et al.*, 1998). One of the first studies on aquatic plants in Cuba was conducted in lagoons and saltmarshes of the western and central portions of the island (Uphof, 1924). Later, some studies on the vegetation of diverse freshwater environments of the entire country were made (Ponce de León, 1955; Plasencia-Fraga, 1982; Plasencia-Fraga, 1992; Torranzo-Linares, 1993). In recent years, other authors compiled information on aquatic plants from two important botanic gardens (Maldonado-González, 2010; Pérez-Hernández, 2016) and western Cuba (Pérez-Hernández, 2013; Vilamajó-Alberdi *et al.*, 2010). However, although in the Ciego de Ávila province, La Leche and La Redonda lagoons have been the most studied freshwater lagoons, no studies have been published on the flora and vegetation of these water bodies. There is also no information on this region's freshwater artificial lagoons' aquatic flora.

A complete inventory of the natural resources of any region is vital for their conservation and sustainable use, as well as for understanding them. For this reason, the main objective of this study is to make an inventory of plants associated with artificial freshwater lagoons of the municipality of Ciego de Ávila and suggest alternatives for the sound management and rational

use of the most economically and ecologically important of these plants.

Materials and methods

The province of Ciego de Ávila is located in Central Cuba and borders to the west with Sancti Spíritus province, to the east with Camagüey province, to the north with Los Perros and Buenavista bays, and to the south with the Gulf of Ana María.

The municipality of Ciego de Avila is located at the center of a calcareous plain that stretches from the town of Júcaro on the southern coast to the city of Morón near the northern coast. The region has an area of 444,36 km² with flat relief, and a height above mean sea level of 27 meters. Hydrologically, the region is regarded as poor; it has few rivers and streams, most temporary (Brown *et al.*, 2017).

The municipality of Ciego de Avila is located at the center of a calcareous plain that stretches from the town of Júcaro on the southern coast to the city of Morón near the northern coast. The region has an area of 444,36 km² with flat relief, and a height above mean sea level of 27 meters. Hydrologically, the region is regarded as poor; it has few rivers and streams, most temporary (Brown *et al.*, 2017).

The studied freshwater lagoons were characterized according to the genetic, hydrologic, and morphologic criteria proposed by Jocu and Gandullo (2020). The genetic criterion was based on the natural and anthropogenic causes that originated these freshwater lagoons. The hydrologic criterion was based on the hydrologic regime (semi-permanent or permanent) and water stream movement (lentic or lotic). For the morphologic criterion, the water surface area of the lagoons (in km²) was considered. The area of each lagoon was calculated using remote sensing methods (A Sentinel image 2A was downloaded, and the area was measured using the Q-Gis software). Based on this information, all studied sites were classified as freshwater lagoons: Vista Alegre lagoon (L.1), La Turbina lagoon (L.2), and five old stone quarries near the local airport (L.3, L.4, L.5, L.6 and L.7) (figure 1).

L.1 lagoon is in the western part of the city of Ciego de Ávila; L.2 is in a semi-natural park in the city's center; the rest of the lagoons are on the eastern part of the city, far from the most populated areas (table 1).

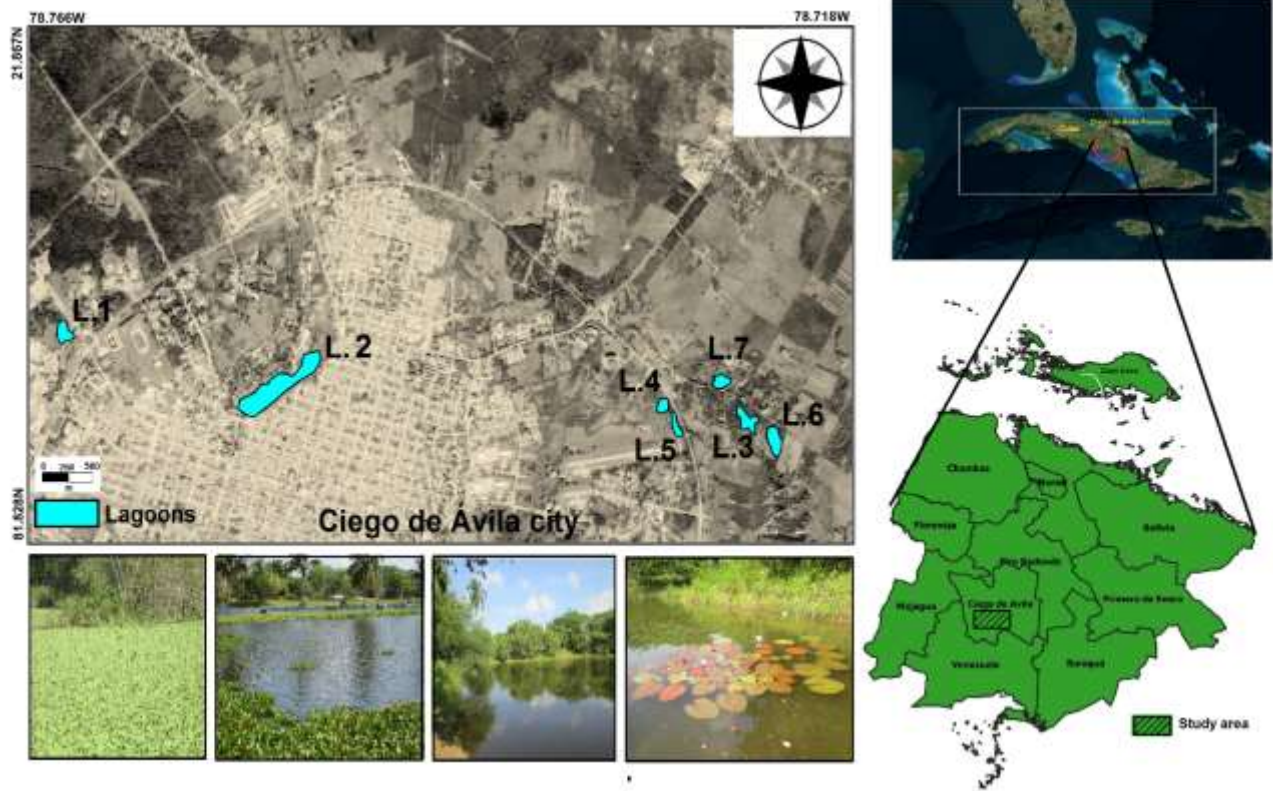


Figure 1. Study area in the Ciego de Ávila municipality, Cuba. Localization of studied artificial freshwater lagoons. L1: Vista Alegre. L2: La Turbina. L3-L7: Canteras del Aeropuerto lagoons.

Table 1. Some data of studied artificial freshwater lagoons.

Lagoons		Coordinates	Height above sea level (m)	Water area (km ²)
Vista Alegre	(L1)	21°51'9"N-78°46'39"W	56	0,0129
La Turbina	(L2)	21°50'51"N-78°45'43"W	46	0,0865
Cantera del Aeropuerto L.3	(L3)	21°50'45"N-78°72'65"W	53	0,059
Cantera del Aeropuerto L.4	(L4)	21°50'46"N-78°72'54"W	26	0,008
Cantera del Aeropuerto L.5	(L5)	21°50'35"N-78°73'20"W	24	0,019
Cantera del Aeropuerto L.6	(L6)	21°50'35"N-78°43'26"W	45	0,0118
Cantera del Aeropuerto L.7	(L7)	21°50'75"N-78°72'53"W	32	0,0456

The inventory of plants associated with the lagoons was made (observing environmental conditions and plants) using transects one meter wide and twenty meters long established at the borders of the lagoons (Pérez-Hernández, 2016). The plants inside each lagoon were collected with hooks designed for this purpose and, in some cases, directly by the researchers. Fieldwork was done between 2020 and 2021, during the wet season (May to October) and during the dry season (November to April). During fieldwork, visual identification was used to identify taxa in the study area preliminarily. Some samples were herborized, and many pictures of the plants were taken for final taxonomic identification. Samples were compared with preserved plant specimens of the "Julián Acuña Galé" (HIPC)

herbarium of the University of Camagüey, using identification keys from the literature and consulting other plant researchers. The taxonomy and nomenclature proposed by Greuter and Rankin (2017) were used for identification. All taxa were classified following various criteria. For the classification of plant origin and presence in Cuba, two criteria were used: autochthonous (specifying whether they were endemic or not) and non-autochthonous (detailing whether they are cultural or have naturalized) (Acevedo-Rodríguez & Strong, 2012; Ricardo *et al.*, 1995). Plants were classified as trees, shrubs, and herbs using the growth form criterion. The potential value of aquatic plants for humans was evaluated using the criteria proposed by Acuña (1970), Méndez-Santos *et al.* (2000). and Roig (1965;

1974). This assessment considered various criteria: forest value, medicinal use, animal food, craft use, agricultural use, folklore practices, ornamental use, and fiber sourcing. For a broader evaluation of medicinal uses, other references were revised (Abdul-Manap *et al.*, 2019; Arshad *et al.*, 2020; Behera & Satapathy, 2020; Dyera-Forestryana, 2020; Hazarika *et al.*, 2021; Heredia-Díaz *et al.*, 2018; Liau *et al.*, 2021; Nayaka *et al.*, 2020; Pratyusha *et al.*, 2012; Salatino *et al.*, 2007; Teixeira *et al.*, 2017). The use of these plants as phytoremediators was evaluated according to the criteria of Eid *et al.* (2020), Liu *et al.* (2021), Muthusaravanan *et al.* (2020), and Nash *et al.* (2019). Plant response to anthropogenic impacts and synanthropism were evaluated following the criteria of Ricardo *et al.* (1995); invasive potential (of exotic species) as proposed by Oviedo Prieto & González-Oliva (2015) and conservation status according to González-Torres *et al.* (2016).

Results

L.1 lagoon is considered anthropic and semi-permanent. The other six studied lagoons L.2 – L.7) are anthropic and permanent. L.2 lagoon (shallow and permanent) originated from an old ballast quarry dating back to the 19th century, which was closed in 1935 due to the appearance of a spring and a significant amount of precipitation related to the 1932 hurricane (Cabrera-Sánchez, 2010). According to Cabrera-Sánchez (pers.comm), the origin of L.1 lagoon is unknown; the other lagoons (L.3 – L.7) formed from stone extraction to construct the local airport during the first two decades of the 20th century. There is no objective evidence of present morphology and

status. Groundwater could be the principal water source of these lagoons (L.3 – L.7). Rainfall is another water source, which, combined with the closed morphology, creates ideal conditions for permanent water accumulation.

The small area and variety of the environmental conditions of the freshwater lagoons studied cause their limited diversity of habitats with scarce but interesting flora. All taxa found in the surveyed lagoons were identified to the species level, with a high degree of certainty (except *Sabal palmetto* (Walter) Lodd. ex Schult. & Schult.f). There was uncertainty regarding the characters of this plant, which could be similar to those described for *Sabal maritima* (Kunth) Burret.

This study registered 49 plant species of 44 genera and 34 families. Only three families were present in all the lagoons (Onagraceae, Poaceae, and Salviniaceae) (figure 2). The highest number of plant species were identified at L.3 and L.6 lagoons, while the lowest number of plant species (seven) was recorded at L.1. The number of plant species identified at the borders of the lagoons was higher than inside the lagoons (figure 3).

In L.1, *Pistia stratiotes* L. was predominant (it covered most water area). At L.2 lagoon, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms covers most of the lagoon water area all year long. L.3 lagoon is divided into four parts. The predominance of species at this lagoon varied according to its parts. In one portion, *Nymphoides indica* (L.) Kuntze was dominant in the dry and wet seasons, while *E. crassipes* was dominant elsewhere. During the dry season, *Hydrocotyle umbellata* L. and *Potamogeton illinoensis* Morong were dominant in the fourth and third parts, respectively.

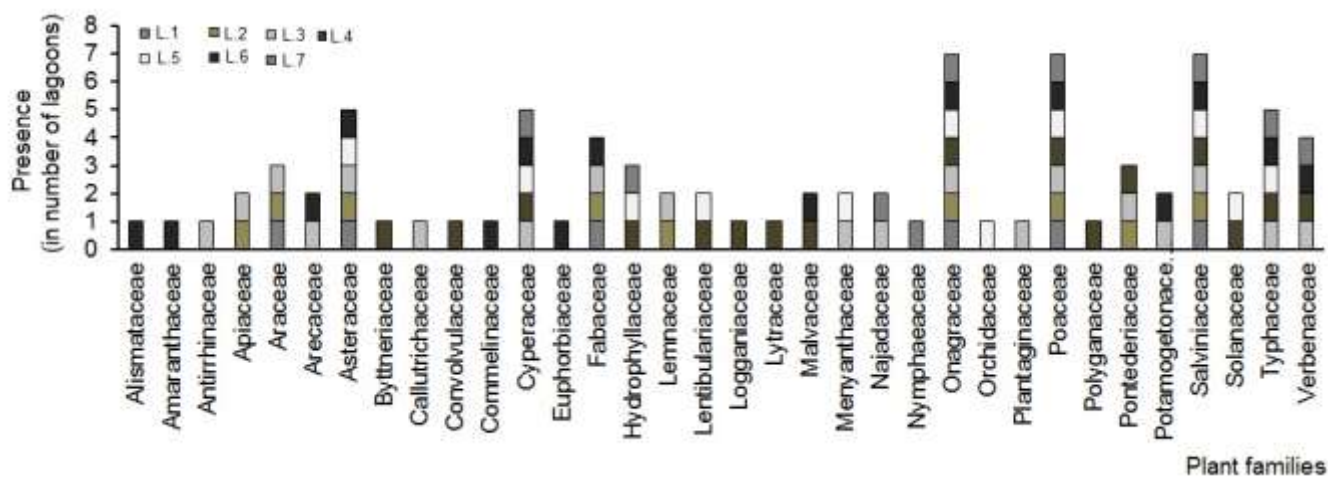


Figure 2. Distribution of identified plant families at each studied freshwater artificial lagoon. L1: Vista Alegre. L2: La Turbina. L3-L7: Canteras del Aeropuerto lagoons.

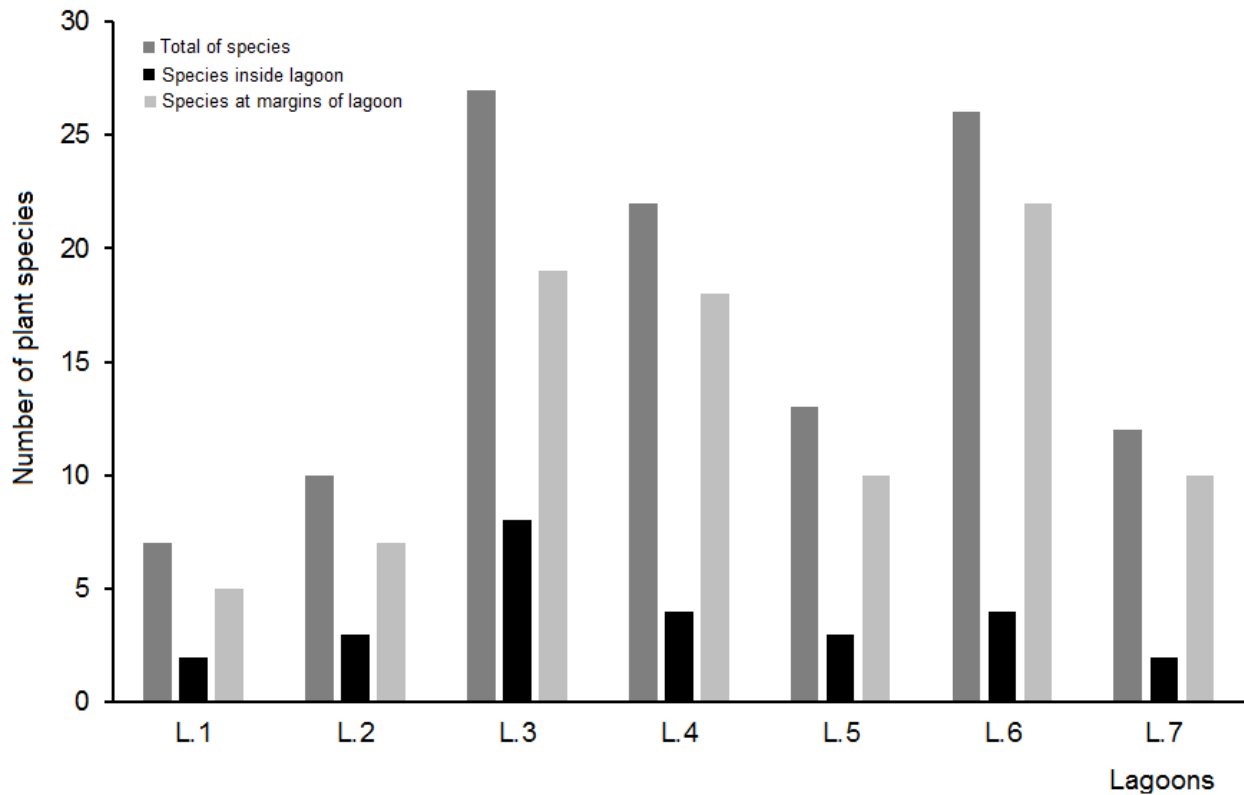


Figure 3. Number of identified plant species at borders and inside each studied artificial freshwater lagoon and total number of identified plant species. L1: Vista Alegre. L2: La Turbina. L3-L7: Canteras del Aeropuerto lagoons.

Salvinia auriculata Aubl. was dominant in L.4 lagoon all year long, coinciding with *Utricularia gibba* L. during the dry season. Both species were present in L.5 lagoon, too. In L.5 lagoon, two species (*Koanophyllon villosum* (Sw.) R. M. King & Rob, and *Bletia purpurea* (Lam.) were dominant all year long. In L.6 lagoon, *P. illinoensis* was the dominant species, particularly during the dry season. Four specimens of *S. palmetto* (two adults and two young) were observed at this lagoon. At L.7 lagoon, *Nymphaea ampla* (Salib.) DC. was dominant during the wet season.

Of the identified species, no autochthonous plants (69 %) were dominant; among them, 97 % were naturalized, and 12 % were classified as invasive plants, particularly *P. stratiotes* and *E. crassipes*, regarded as exotic invasive plants. Both species are

classified as more noxious and subject of concern in Cuba (Oviedo-Prieto & González-Oliva, 2015).

Autochthonous plants represent only 31 % of all the species, with an endemism of 2 % (*Koanophyllon villosum* (Sw.). The 4 % (*U. gibba* and *S. palmetto*) are species included in the category of Critically Endangered (LC) (González-Torres et al., 2016).

Of the recorded plants, 29 % had ornamental use, 39 % medicinal uses, 12 % were phytoremediators, 6 % had forestal value, 4 % are regarded as a source of fiber, and the same percentage is used in folklore practices (particularly religious rituals), craftsmanship and agriculture; only 2 % of the plants are used as animal food (table 2). Plants with ornamental, medicinal, and phytoremediation uses were present in all the lagoons (figure 4).

Plants in artificial lagoons

Table 2. Plant species inventory in studied artificial freshwater lagoons of Ciego de Ávila, EN: endemic, NEN: non-endemic, EN: Endémica. NEN: No endémica. Growth form: H-Herbs, T: Tree, S-Shrub. Utility: F-Forest. M- Medicinal. Af-Animal feed. C-Craft use, Ag-Agriculture, Fu- Folkloric, Or-Ornamental, Fi- Fiber potential, Ph- Phytoremediation. Anthropic Impact: ES-Expansive synanthropic, IS- Invasive synanthropic, NS- No synanthropic. Conservation: CE-Critical Endangered and LC-Least Concern (IUCN, 2022).

Plant species	Presence in Cuba				Growth form	Utility	Anthropic impact and conservation
	Autochthonous		Non Autochthonous				
	EN	NEN	Naturalized	Cultural			
ALISMATACEAE							
<i>Sagittaria intermedia</i> Micheli				x	H	Or.	NS
AMARANTHACEAE							
<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. Ex DC			x		H	M.	ES
ANTIRRHINACEAE							
<i>Stemodia maritima</i> L.			x		H	M.	NS
APIACEAE							
<i>Hydrocotyle umbellata</i> L.			x		H	M.	ES
ARACEAE							
<i>Pistia stratiotes</i> L.		x			H	Or., Ph., Ag., M.	IS
ARECACEAE							
<i>Sabal palmetto</i> (Walter) Lodd. ex Schult. & Schult.f.		x			T	F., Or.	NS, CE, LC
<i>Roystonea regia</i> (Kunth) O. F. Cook			x		T	Or. C. Fu. Ph	ES
ASTERACEAE							
<i>Koanophyllon villosum</i> (Sw.) R. M. King & H. Rob. subsp. villosum	x				H	Or., M.	NS
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L			x		H	M.	ES
<i>Spilanthes urens</i> Jacq			x		H		ES
<i>Pluchea carolinensis</i> (Jacq.) G. Donm.			x		S	Or., M., Fu.	ES
BYTTNERIACEAE							
<i>Melochia nodiflora</i> Sw.		x			H	F.	ES
CALLITRICHACEAE							
<i>Callitriche peploides</i> Nutt.		x			H	Or.	NS
CONVOLVULACEAE							
<i>Ipomoea pes-caprae</i> (L.) R. Br.		x			H		ES
COMMELINACEAE							
<i>Commelina rufipes</i> Seub		x			H		NS
CYPERACEAE							
<i>Cyperus flexuosus</i> Vahl			x		H		NS
<i>Cyperus imbricatus</i> Retz			x		H		NS
<i>Fuirena simplex</i>			x		H		NS
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Palla			x		H		NS
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult		x			H		ES
<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult			x		H		NS
EUPHORBIACEAE							
<i>Croton argenteus</i> L.		x			S	M.	IS
FABACEAE							
<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn			x		S	F., M.	IS
<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw.		x			S		ES
HYDROPHYLLACEAE							
<i>Hydrolea spinosa</i> L.		x			H	M.	NS

Plant species	Presence in Cuba				Growth form	Utility	Anthropic impact and conservation
	Autochthonous EN	NEN	Non Autochthonous Naturalized	Cultural			
LEMNACEAE							
<i>Lemna perpusilla</i> Torr.			x		H	Fr.	IS
LENTIBULARIACEAE							
<i>Utricularia gibba</i> L.			x		H		NS, CE, LC
LOGANIACEAE							
<i>Spigelia anthelmia</i> L.			x		H	Or., M.	ES
LYTRACEAE							
<i>Ammannia latifolia</i> L.			x		H	Or.	ES
MALVACEAE							
<i>Sida cordifolia</i> L.		x			H	M.	ES
<i>Malachra capitata</i> (L.) L.		x			H	M.	ES
<i>Malachra fasciata</i> Jacq.		x			H	M.	ES
MENYANTHACEAE							
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze		x			H	Or.,M.	NS
NAJADACEAE							
<i>Najas marina</i> L.			x		H	Or.	NS
NYMPHAEACEAE							
<i>Nymphaea ampla</i> (Salib.) DC.			x		H	Or.	NS
ONAGRACEAE							
<i>Ludwigia peploides</i> (H. B. K.) Raven			x		H		NS
<i>Ludwigia peruviana</i> (C. Wright ex Griseb.) M. Gómez			x		H	Ph.	NS
ORCHIDACEAE							
<i>Bletia purpurea</i> (Lam.)			x		H	Or.	ES
PLANTAGINACEAE							
<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell var. Monnieri			x		H	M.	ES
POACEAE							
<i>Brachiaria mutica</i> (Forssk.) Stapf.			x		H		IS
POLYGONACEAE							
<i>Persicaria maculosa</i> var. <i>argentea</i> Gray.			x		H		NS
PONTEDERIACEAE							
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms			x		H	Or.,Ph., C., M., Af., Fu., Ag.	IS
POTAMOGETONACEAE							
<i>Potamogeton illinoensis</i> Morong			x		H		NS
SALVINIACEAE							
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl			x		H	Fr.	NS
SOLANACEAE							
<i>Physalis angulata</i> L.			x		H	M.	NS
TYPHACEAE							
<i>Typha domingensis</i> Pers Kunth			x		H	Fr.	ES
VERBENACEAE							
<i>Phyla stoechadifolia</i> (L.) Small			x		H		NS
<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene			x		H	M.	ES
<i>Stachytarpheta angustifolia</i> (Mill.) Vahl			x		H		NS

Plants in artificial lagoons

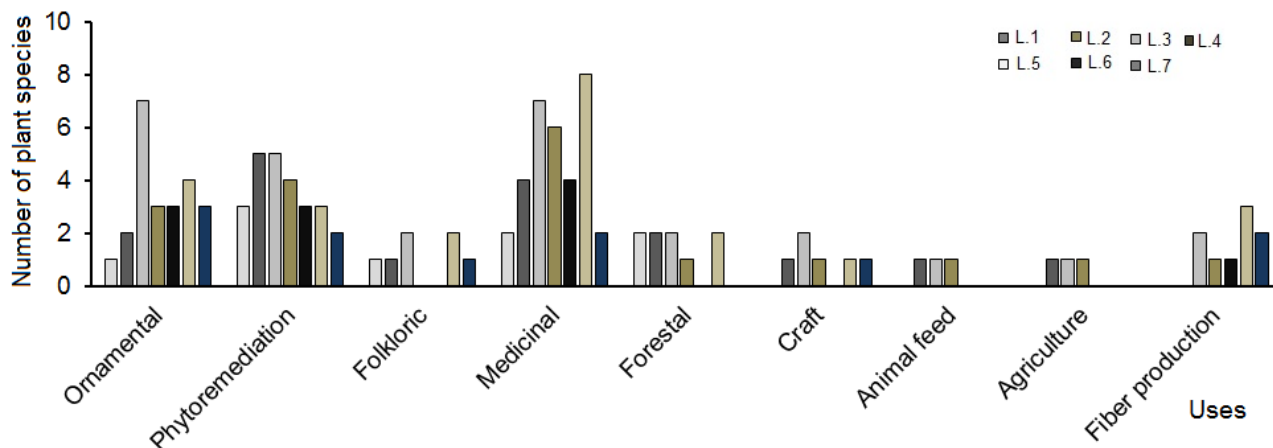


Figure 4. Number of identified plant species per use at each studied freshwater artificial lagoon. L1: Vista Alegre. L2: La Turbina. L3-L7: Canteras del Aeropuerto lagoons.

Discussion

Other important values have been described for some of the lagoons studied. For instance, Gutiérrez-Domenech *et al.* (2012) found a noteworthy paleontological site at L4 lagoon, with abundant fossils that could be exploited for geotourism activities and other uses. The value (from the holistic point of view) of the studied freshwater lagoons could help to increase environmental awareness in the municipality, including the educational sector, due to the proximity of these water bodies to the most important economic and social site of this region.

Although L3 and L6 are not the largest of the studied lagoons, they were characterized by presenting the most significant structural complexity, which may be one of the reasons why they have the largest number of species. Also, these lagoons are more distant (compared with L1 and L2) from the center of the city of Ciego de Ávila and consequently do not receive sewage discharges from the city system. These conditions could explain the number of plant species and the prevalence of certain species. However, in L3 lagoon, plants that are common in oligotrophic conditions, such as *P. illinoensis* (Hardion *et al.*, 2021), were registered, which indicates an environment rich in heavy metals (as *E. crassipes*) (Mehmood *et al.*, 2009; Muthusarayanan *et al.*, 2020). At the same lagoon (L3), *H. umbellata* was registered, which according to Liu *et al.* (2021), tolerates high levels of cadmium (Cd). At L4 and L5 lagoons, *S. auriculata* was recorded. According to some authors, this species is a bioaccumulative macrophyte (particularly with Zinc), and its presence indicates heavy metals in aquatic environments (Negrao *et al.*, 2021). The presence of some of these plants at L3, L4, and L5 could suggest certain levels of anthropic

pollution. In L6 and L7 lagoons, these indicator species did not prevail.

Among the identified invasive aquatic plants is *P. stratiotes*, native to tropical America but distributed worldwide (Henry-Silva *et al.*, 2008). In Cuba, this plant is classified as invasive, noxious, and a transformer species (Oviedo-Prieto and González-Oliva, 2015). It occupies most of the water area in L1. Despite these negative effects on local ecology, this plant (before growing excessively) has environmental benefits such as water oxygenation, fixation of carbon dioxide, recycling, nutrient absorption, regulation of water temperature, light and sediment transport, and occasionally contributes to decreasing suspension of solid particles and pollution (Chang-Gutiérrez and Huamán-Taype, 2019; Trisilawati *et al.*, 2020). In addition, this species can be used as a biofertilizer due to its capacity to store considerable contents of nitrogen (N) and phosphorus (P) (Abdo and Da Silva, 2000; Henry-Silva *et al.*, 2008). *P. stratiotes* could be helping the ecological functioning at L1 lagoon as a phytoremediating plant due to its ability to absorb heavy metals such as Cd and Zn (Muthusarayanan *et al.*, 2020). In addition, *P. stratiotes* has some active organic compounds with antiseptic use (Tyagi and Agarwal, 2017). Cook (1990) considered this plant one of the most important in the world.

Another identified invasive and transformer plant was *E. crassipes* (Oviedo-Prieto and González-Oliva, 2015). This plant is native to South America, specifically the Amazon River, but is present worldwide (Ito *et al.*, 2020). The excessive growth of this plant has blocked rivers, lakes, and reservoirs, affecting fluvial navigation, swimming, and fishing. This plant causes a decrease in sunlight penetration into the water, affecting oxygenation

and submerged plants. Furthermore, the excessive growth of *E. crassipes* (it can double its population in 12 days) has impacted biological diversity in the water bodies. This species is classified by some authors (Lowe *et al.*, 2004) as one of the 100 most noxious plants in the world. However, *E. crassipes* is considered by Cook (1990) as one of the most important plants worldwide because it is bioabsorbent (Kalam *et al.*, 2019), phytoremediator (Nash *et al.*, 2019), an animal food source (de Vasconcelos *et al.*, 2016); apt for composting (Goswami *et al.*, 2017), biogas production (Sarto *et al.*, 2019) and as biofertilizer, due to its high contents of nitrogen, phosphorus, and potassium (Goswami *et al.*, 2017). Some authors reported that this plant could be used in healthcare procedures (Sharma *et al.*, 2020) because of its anticancer properties (Aboul-Enein *et al.*, 2014; Tyagi and Agarwal, 2017).

Both species (*P. stratiotes* and *E. crassipes*) are abundant in the studied lagoons L.1 and L.2. In L.2 lagoon (which receives sewage discharges), when *E. crassipes* grows excessively and begins to cover most of its water area, it is extracted manually and deposited on the margins of the lagoon or sent to final disposal. Both disposal methods are environmentally questionable (disposed of plants could contaminate groundwaters) because this species may absorb high levels of heavy metals and nutrients (Mehmood *et al.*, 2009; Muthusaravanan *et al.*, 2020). More research could be done on the potential uses of these plants to know more about their agricultural uses (Ito *et al.*, 2020; Behera and Satapathy, 2020). However, local authorities must work on management actions that improve the utilization of these plants and their appropriate and safe final disposal.

One of the most interesting plants registered in these freshwater lagoons was *U. gibba* (Critically Endangered (CE), as country categorization (González-Torres *et al.*, 2016) and Least Concern (LC) IUCN, 2022). In Cuba, it covers an area of less than 10 km². This limited area is decreasing, and consequently, its habitat. (González-Torres *et al.*, 2016). However, according to Panflet-Valdés (2008), *U. gibba* is distributed almost in the entire country. Our study recorded this species for the first time in Ciego de Ávila. During all the samplings, *U. gibba* was observed to be associated with *S. auriculata*. This association could be unique (a topic for future ecological studies) because *U. gibba* is a rare and uncommon species that lives mainly in polluted environments.

Another Critically Endangered (CE) country categorization (González-Torres *et al.*, 2016) and Least Concern (LC) (IUCN, 2022) species (*S. palmetto*) was found in these lagoons.

However, more in-depth studies are being conducted to corroborate its identity. In Cuba, their populations are restricted to areas of less than 10 km² of fragmented habitats. The main conservation issues are habitat area and quality (González-Torres *et al.*, 2016). *S. palmetto* is a solitary palm species that forms groups in freshwater habitats and coastal zones. Its distribution range stretches from North Carolina to South Florida (USA), The Bahamas, and Cuba. It is a long-lived and slow-growing tree that reaches a height of 12 meters (some specimens can reach up to 24 meters). This species has a high tolerance to drought and strong winds and is widely adaptable to low-nutrient soils (Brown *et al.*, 2011). In Cuba, only its fruit's potential as a source of oil has been studied (Rodríguez-Leyes *et al.*, 2007). This species was only observed at L.6 lagoon.

The plants associated with the artificial freshwater lagoons, already naturalized in Ciego de Ávila, have diverse conditions, values, and uses that could influence the environmental services of these aquatic ecosystems. The study of these plant species could be replicated in other of the country's aquatic ecosystems to increase knowledge of these species and their economic and social uses. We recommend implementing management actions regarding the final disposal of *E. crassipes* at L.2 lagoon and conservation actions to protect *U. gibba* and *S. palmetto* if identification of the latter is corroborated.

Conflict of interest

The authors have declared no conflicts of interest for this article.

Contribution of the authors

Leslie Hernández Fernández, Isidro E. Méndez, José Gerardo Vázquez, Roberto González de Zayas and José Carlos Lorenzo Feijoo: conceptualization, writing, editing, methodological design development, data collection and data analysis, and financing acquisition.

Acknowledgments

The authors are grateful to the NGO IdeaWild for its support with electronic equipment used in this research and Vicente Osmel Rodríguez for reviewing and revising the manuscript in English.

References

- Abdo, M.S.A. and Da Silva, C.J. (2000). Nutrient Stock in the Aquatic Macrophytes *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* in the Pantanal-Brazil. In of the German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems. *Hamburg*, 3(8), 875-880.
- Abdul-Manap, A. S. A., Vijayabalan, S., Madhavan, P., Chia, Y. Y., Arya, A., Wong, E. H., Rizwan, F., Bindal, U. and Koshy, S. (2019). Bacopa monnieri, a neuroprotective lead in Alzheimer disease: a review on its properties, mechanisms of action, and preclinical and clinical studies. *Drug Target Insights*, 13, 1-13. <https://doi.org/10.1177/1177392819866412>.
- Aboul-Enein, A. M., Shanab, S. M., Shalaby, E. A., Zahran, M. M., Lightfoot, D. A., and El-Shemy, H. A. (2014). Cytotoxic and antioxidant properties of active principals isolated from water hyacinth against four cancer cell lines. *BMC complementary and alternative medicine*, 14(1): 1-11. <https://doi.org/10.1186/1472-6882-14-397>.
- Acevedo-Rodríguez, P. and Strong, M. T. (2012). *Catalogue of Seed Plants of the West Indies*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution. URL. <https://doi.org/10.5479/si.0081024X.98.1>.
- Acuña, J. (1970). Plantas melíferas de Cuba. *Serie Agrícola Academia de Ciencias de Cuba*, 14, 67.
- Arshad, S., Hussain, I., Ibrahim, M., Imran, M., Assiri, A. M., Thind, S., Bilal, M., Irfan, A., Abdullah, G. and Al-Sehemi, G. A. (2020). Biochemical studies on protein, phenolic contents, and antioxidant activities of *Sida cordifolia* extracts. *Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia* 34 (2), 427-434. <https://doi.org/10.4314/bcse.v34i2.18>.
- Behera, B. and Satapathy, K. B. (2020). Hydrophytic flora of our environment: Their ethnic uses and pharmacological evaluation. *International Journal of Botany Studies*, 5, 23-31.
- Brown, S. H., Cressman, D. and Gardener, M. (2011). Sabal palmetto Family: Arecaceae. <https://www.tripreads.com/hosted/sabal-palmetto-cabbage-palm.pdf>.
- Brown, O., Díaz-Ruiz, R., Gallardo-Ballat, Y. and Valero-Freyre J. (2017). Caracterización de precipitaciones diarias en el municipio de Ciego de Ávila, Cuba. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 2, 44-58.
- Cabrera Sánchez, Ángel E. (2010). La Turbina: un símbolo de Ciego de Ávila. Ciego de Ávila: Oficina del Historiador de la Ciudad, Archivo Histórico Provincial. URL. https://www.ecured.cu/Lago_artificial_La_Turbina.
- Chang-Gutiérrez, K. and Huamán-Taype, C. R. (2019). Eficiencia en el tratamiento de aguas residuales domesticas mediante las macrófitas *Eichhornia Crassipes* y *Pistia Stratiotes*, plantas típicas de la Selva Peruana. [Tesispregrado, Universidad peruana unión]. Repositorio Universidad Peruana Unión. URL. <https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/3230>.
- Cook, C. D. K. (1990). Origin, autecology, and spread of some of the world's most troublesome aquatic weeds. I: Pieterse, A. H. and K. J. Murphy. (Eds), *Aquatic Weeds*. (pp 31-38) Oxford University Press.
- De Vasconcelos, G. A., Vêras, R. M. L., de Lima Silva, J., Cardoso, D. B., de Castro Soares, P., de Moraes, N. N. G. and Souza, A. C. (2016). Effect of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) hay inclusion in the diets of sheep. *Tropical Animal Health and Production*, 48 (3), 539-544. <https://doi.org/10.1007/s11250-015-0988-z>.
- Dyera-Forestryana, A. (2020). Phytochemical screenings and thin layer chromatography analysis of ethanol extract jeruju leaf (*Hydrolea spinosa* L.). *Journal Ilmiah Farmako Bahari*, 11, 113-124. <https://doi.org/10.52434/jfb.v11i2.859>.
- Eid, M. E., Galal, M. T., Shaltout, H. K., El-Sheikh, A. M., Asaeda, T., Alatar, A. A., Alfarhan, H. A., Alharthi, A., Alshehri, M. A. A., Picó, Y. and Barcelo, D. (2020). Biomonitoring potential of the native aquatic plant *Typha domingensis* by predicting trace metals accumulation in the Egyptian Lake Burullus. *Science of the Total Environment*, 714, 136603. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136603>.
- González-Torres, L.R., Palmarola, A., González Oliva, L., Bécquer, E.R., Testé, E. and Barrios, D. (Eds.) (2016). Lista roja de la flora de Cuba. *Bissea*, 10(1): 1-352.
- Goswami, L., Nath, A., Sutradhar, S., Bhattacharya, S. S., Kalamdhad, A., Vellingiri, K. and Kim, K. H. (2017). Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *Journal of Environmental Management*, 200, 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.073>.
- Greuter, W. and Rankin Rodríguez, R. (2017). *Plantas Vasculares de Cuba inventario preliminar. Segunda edición, actualizada, de Espermatófitos de Cuba con inclusión de los Pteridófitos*. Königin-Luise-Str. 6-8, D-14195 Berlin, Germany.
- Gutiérrez-Domenech, R. M., Bernal-Rodríguez, R. L., Pantaleón-

- Vento, G., Barrientos-Duarte, A., Delgado-Carballo, I., Gozález, C., Candelaria, L., Díaz-González, J. L. and Córdova-Tejedo, C. A. (2012). Geositos de interés patrimonial de la provincia Ciego de Ávila protección y conservación del patrimonio geológico. <https://doi.org/10.52568/000802/JCSP/41.05.2019>.
- Informe Final del Proyecto 613130. Instituto de Geología y Paleontología. 34 pp.
- Hardion, L., Chanez, E., Staentzel, C., Combroux, I., Beisel, N. J., Espinosa-Prieto, A., Béral, H., Trémolieres, M. and Grac, C. (2021). An infraspecific dimension of bioindication? Comparison between genotypes and ecological distribution of *Potamogeton coloratus*. *Aquatic Botany*, 171, 103373. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2021.103373>.
- Hazarika, I., Mukundan, G. K., Sundari, P. S. and Laloo, D. (2021). Journey of *Hydrocotyle sibthorpioides* Lam.: From traditional utilization to modern therapeutics—A review. *Phytotherapy Research*, 35(4) 1847-1871. <https://doi.org/10.1002/ptr.6924>.
- Henry-Silva, G. G., Camargo, F. M. A. and Pezzato, M. M. (2008). Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. *Hydrobiologia*, 610, 153-160. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9430-0>.
- Heredia-Díaz Y., García-Díaz J., López-González T., Chil-Nuñez I., Arias-Ramos D., Escalona-Arranz J. C., González-Fernández R., Costa-Acosta J., Suarez-Cruz D., Sánchez-Torres M. and Martínez-Figueroa, Y. (2018). An ethnobotanical survey of medicinal plants used by inhabitants of Holguín, Eastern Region, Cuba. *Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas*, 17(2), 160-196.
- Ito, Y., Tanaka, N., Keener, B. R. and Lehtonen, S. (2020). Phylogeny and biogeography of *Sagittaria* (Alismataceae) revisited: evidence for cryptic diversity and colonization out of South America. *Journal of Plant Research*, 133 (6), 827-839. <https://doi.org/10.1007/s10265-020-01229-5>.
- IUCN. (2022). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2022-2. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on 15-12-2022.
- Jocou, I. A. and Gandullo, R. (2020). Diversidad de plantas vasculares de los humedales de la Norpatagonia (Argentina). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales n.s.*, 22, 131-154. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.22.688>.
- Kalam, A., Rahman, L. and Ahmed, N. (2019). Removal of toxic Congo red dye using water hyacinth petiole, an efficient and selective adsorbent. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 41 (5) 825-833.
- Liau, M., Cheong, B. E. and Teoh, P. L. (2021). Antioxidant and anticancer properties of solvent partitioned extracts of *Phyllanthus nodiflora* L. *Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences* 7 (1), 42-46. <https://doi.org/10.15414/jmbfs.2017.7.1.42-46>.
- Liu, K., Liang, X., Li, Ch., Wang, L. He, X., Qin, R., Li, Y., Yu, F. (2021). *Hydrocotyle vulgaris* L.: a new cadmium-tolerant landscape species and its physiological responses to cadmium exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 26045-26054. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12511-x>.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. and De Poorter, M. (2004). 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del global invasive species database. Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN). <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2000-126-Es.pdf>.
- Madrrián, S., Rial A., Bedoya, A. M. and Fernández-Lucero, M. (2017). *Plantas acuáticas de la Orinoquia colombiana*. Ediciones Uniandes.
- Maldonado-González, S. G. (2010). La colección de plantas acuáticas del Jardín Botánico Nacional de Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 30/31,15-20.
- Mehmood, T., Malik, S. A. and Hussain, S. T. (2009). Role of microbes in nitrogen and metal hyperaccumulation by taxilaion *Eichhornia crassipes*. *African Journal of Microbiology Research*, 312, 914-924.
- Méndez-Santos, I. E., Villalobos, R. R., Varona, L. D., Valdespino, N. G. and Calderín, M. G. (2000). Flora apícola de la provincia de Camagüey. *Revista del Jardín Botánico Nacional*, 1, 235-252.
- Muthusaravanan, S., Sivarajasekar, N., Vivek, J. S., Vasudha Priyadharshini, S., Paramasivan, T., Dhakal, N. and Naushad, M. (2020). Research updates on heavy metal phytoremediation: enhancements, efficient post-harvesting strategies, and economic opportunities. *Green Materials for Wastewater Treatment*, 191-222. https://doi.org/10.1007/978-3-030-17724-9_9.
- Nash, D. A. H., Abdullah, S. R. S., Hasan, H. A., Idris, M., Muhammad, N. F., Al-Baldawi, I. A. and Ismail, N. I. (2019). Phytoremediation of Nutrients and Organic Carbon from Sago Mill Effluent using Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Engineering & Technological Sciences*, 51 (4) 573-

584. <https://doi.org/10.5614/j.eng.technol.sci.2019.51.4.8>.

Nayaka, S., Hiremath, H., Chakraborty, B., Swamy, P. S., Basavarajappa, D.S., Nagaraja, S. K., Rudrappa, M., Bhat, M. P., Airodagi, D. and Murigennavar, M. S. (2020). Efficacy of antibiotic sensitivity and antimicrobial activity of *Streptomyces cinereoruber* RSA-14 isolated from rhizosphere soil of *Alternanthera sessilis* (L.) R. Br. ex DC. *Journal of Applied Biology and Biotechnology* 8(4),1-6.

Negrão, G. N., Souza, N. U. and Butik, M. (2021). Avaliação do Potencial Fitorremediador da Macrófita Aquática *Salvinia auriculata* na Absorção e Acúmulo de Zinco. *Geografia (Londrina)*, 30 (1), 367-385. <https://doi.org/10.5433/2447-1747.2021v30n1p367>.

Oviedo-Prieto, R. and González-Olivera, L. (2015). Lista nacional de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la república de Cuba. *Bisbea*, 9(2), 1-88.

Panfret-Valdés, C. M. (2008). El género *Utricularia* (Lentibulariaceae) en las Antillas Mayores. *Revista del Jardín Botánico Nacional*, 29, 11-19.

Pérez- Hernández, V. (2013). Seasonal Dynamic of the Vegetation at "Los Carneros" Lagoon: Handled Floral Reserve Sabanalamar-San Ubaldo, Pinar del Río, Cuba. In: Farfán González, H., Corvea Porras, J. L., de Bustamente Gutiérrez, I. and LaMoreaux, J. W. Editores. *Management of Water Resources in Protected Areas*. (pp 309-316). Springer.

Pérez-Hernández, V. (2016). La colección de especies acuáticas y palustres en el Jardín Botánico de Pinar del Río, Cuba. *ECOVIDA*, 6, 210-224.

Plasencia-Fraga, J. M. (1982). Ciclo de vida de *Typha domingensis* (Pers.) Kunth reproducida vegetativamente en el embalse de Sierra del Rosario, Cuba. *Revista de Investigaciones del Instituto de Botánica*, 2, 1-13.

Plasencia-Fraga, J. M. (1992). La vegetación acuática y su influencia sobre el estado trófico de algunos embalses cubanos. *Revista de Investigaciones del Instituto de Ecología y Sistemática (La Habana)*, 12.

Plasencia-Fraga, J. M. (2008). Flora Acuática de la provincia de Camagüey, Cuba. *Polibotánica*, 25, 17-28.

Ponce de León, P. (1955). La vegetación de la Laguna de Ariguanabo. *Revista de la Sociedad Cubana de Botánica*, 12, 48-52.

Posada-García, A. J. (2016). Plantas acuáticas invasivas y su relación con la salud en Colombia. In: Campo-Morales K., Enero – junio de 2023

Caselles-Osorio. Editores. *Especies Invasoras Acuáticas y Salud. Memorias del II Seminario sobre Especies Invasoras en Humedales, Calidad del Agua y Desarrollo de Vectores de Enfermedades*. Universidad del Atlántico, Octubre, 2016 Barranquilla-Colombia. 110-122.

Pratyusha, S., Jayasri, P. and Elumalai, A. (2012). Study on phytochemical profile and anti-ulcerogenic effect of *Malachra capitata* (L.) in albino Wistar rats. *International Journal of Preclinical and Pharmaceutical Research* 3, 2, 97-103.

Ramirez, A., Pérez, S., Flórez, E. and Acelasa, N. (2021). Utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) rejects as phosphate-rich fertilizer. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9 (1), 104776. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104776>.

Ricardo, N., Pouyú, E. and Herrera, P. (1995). The synanthropic flora of Cuba. *Fontqueria*, 42, 367-429.

Rodríguez-Leyes, A. E., González-Canavaciolo, L. V., Marrero-Delange, D., Sgambelluri, R. A. and Adames-Fajardo, Y. (2007). Fatty acid composition and oil yield in fruits of five arecaceae species grown in Cuba. *Journal of the American Oil Chemists Society*, 84, 765-767. <https://doi.org/10.1007/s11746-007-1103-z>.

Roig, J. T. (1965). *Diccionario botánico de nombres vulgares cubanos*. La Habana. Editorial Nacional de Cuba.

Roig, J. T. (1974). *Plantas medicinales, aromáticas o venenosas de Cuba*. La Habana. Editorial Científico-Técnica.

Sarto, S., Hildayati, R. and Syaichurrozi, I. (2019). Effect of chemical pretreatment using sulfuric acid on biogas production from water hyacinth and kinetics. *Renew. Energy*, 132, 335-350. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.07.121>.

Salatino, A., Salatino, M. L. F. and Negri, G. (2007). Traditional uses, chemistry, and pharmacology of *Croton* species (Euphorbiaceae). *Journal of the Brazilian chemical society* 18, 1, 11-33. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532007000100002>.


Sharma, A. K., Sharma, V., Sharma, V., Sharma, J. K., and Singh, R. (2020). Multifaceted potential of *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth) laden with numerous value aided and therapeutic properties. *Plant Archives*, 20, 2, 2059-2065.

Teixeira, A. H., Freire, J. Md., De Sousa, L. H. T., Parente, A. T., De Sousa, N. A., Arriaga, A. M. C., Lopes da Silva, F. R., Melo, I. M., Castro da Silva, Il., Pereira, K. M. A., Goes, P., Costa, J. JdN., Cristino-Filho, G., Pinto, V. dPT., Chaves, H. V. and Bezerra, M. M.

- (2017). *Stemodia maritima* L. extract decreases inflammation, oxidative stress, and alveolar bone loss in an experimental periodontitis rat model. *Frontiers in physiology*, 8, 988. <https://doi.org/10.3389/fphys.2017.00988>.
- Trisilawati, O., Rizal, M. and Pribadi, E. (2020). Organic cultivation of medicinal crops in the efforts to support the sustainable availability of Jamu raw materials. IOP Conference Series: *Earth and Environmental Science*, 418, 1, 012077. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/418/1/012077>.
- Torranzo-Linares, A. (1993). Estudio de caso sobre la vegetación acuática en el embalse Casas II, Isla de la Juventud, Cuba. Relación con las condiciones ecológicas imperantes. *Congreso Forestal Español – Lourizán. Ponencias y comunicaciones*, 1, 447-451.
- Tyagi, T. and Agarwal, M. (2017). Phytochemical screening and GC-MS analysis of bioactive constituents in the ethanolic extract of *Pistia stratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) solms. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 6, 195-206. <https://doi.org/10.22159/ijcpr.2017.v9i3.19970>.
- Uphof, J. C. Th. (1924). Ecological Observations on Plants of the Marshes and Swamps of Central Cuba. *Ecology*, 5, 363-371. <https://doi.org/10.2307/1929298>.
- Vales, M., Álvarez, A., Montes, L. and Ávila, A. (1998). Estudio Nacional sobre la diversidad biológica en la República de Cuba. CITMA, PNUMA, IES, CeNBio. <https://repositorio.geotech.cu/xmlui/handle/1234/2736>.
- Vilamajó-Alberdi, D., Ricardo-Napoles, N. E., Capote-López, R. P., González- González, A. and Cabrera-Herrera, L. (2010). La Vegetación de la Provincia Matanzas, Cuba. *Acta Botánica Cubana*, 209, 33-50.

Diversidad de escarabajos coprófagos en dos periodos de precipitación anual en un fragmento de bosque andino, Santander, Colombia

Dung beetles diversity in two periods of annual precipitation in an andean forest fragment, Santander, Colombia

Andrés F. Morales-Alba^{1,2} * , Juan E. Carvajal-Cogollo² , Irina Morales^{1,2} 

1. Grupo Sistemática Biológica-SisBio, Laboratorio de Entomología, Programa de Biología, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja, Boyacá, Colombia
2. Grupo de Investigación Biodiversidad y Conservación, Museo de Historia Natural Luis Gonzalo Andrade, Programa de Biología, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja, Boyacá, Colombia

Resumen

Las fluctuaciones temporales de la diversidad, tanto taxonómica como funcional, permiten evaluar las dinámicas de los ensamblajes bióticos a diferentes escalas regionales y locales. Esta última, en particular, cuenta con un menor número de investigaciones que aclaren los patrones de dichos ensamblajes. El objetivo de esta investigación fue determinar las diversidades taxonómica y funcional de escarabajos coprófagos en dos periodos climáticos en un fragmento de bosque andino (escala local). Se utilizó un diseño de 10 trampas replicadas dentro de este ecosistema, cebadas con excremento humano. Las diversidades taxonómica y funcional se evaluaron mediante métricas de diversidad alfa y beta. Se recolectaron 2.199 individuos, correspondientes a 13 especies y nueve géneros. En el periodo de lluvia se registraron 11 especies y el 72 % de individuos, mientras que en el periodo de sequía se hallaron 10 especies y 28 % de individuos. La diversidad beta fue del 57 % ($\beta_{sor}=0,57$), con un porcentaje de anidamiento del 33 % ($\beta_{sim}=0,33$) y otro de recambio del 24 % ($\beta_{nes}=0,24$). Se reportan siete tipos funcionales, donde el grupo de escarabajos paracópridos, de tamaño y patas medianas, fue el mejor representado. La riqueza funcional fue igual para ambos periodos ($Fric=4,24$), en tanto que la uniformidad funcional y la dispersión funcional fueron menores en el periodo de lluvia (lluvia: $FEve=0,29$ y $FDis=0,59$; sequía: $FEve=0,34$ y $FDis=0,75$). Se encontró que la variación temporal en los regímenes de lluvias solo tuvo efectos sobre la abundancia, pero no sobre los demás atributos del ensamblaje de escarabajos coprófagos a nivel local. La congruencia entre las diversidades taxonómica y funcional muestra una complementariedad para entender mejor los patrones de diversidad y tomar mejores decisiones en términos de conservación.

Palabras clave: periodos climáticos; número efectivo de especies; rasgos funcionales; región Andina; Scarabaeinae

Abstract

Temporal fluctuations in diversity, both taxonomic and functional, allow us to evaluate the dynamics of biotic assemblages at different regional and local scales; the latter has a smaller number of investigations that elucidate the patterns of said assemblages. This research aimed to determine the taxonomic (alpha and beta) and functional diversity of dung beetles in two climatic periods, in a fragment of Andean forest (local scale). We used a design of 10 replicate traps inside a forest fragment, baited with human excrement. Taxonomic and functional diversities were assessed by alpha and beta diversity metrics. We collected a total of 2199 individuals, 13 species and nine genera. In the rainy season, we recorded 11 species and 72 % of individuals, and in the dry season, ten species and 28 % of individuals. The β diversity was 57 % ($\beta_{SOR} = 0.57$), with a nesting percentage of 33 % ($\beta_{sim} = 0.33$) and 24 % turnover ($\beta_{nes} = 0.24$). We recorded seven functional types, where the group of paracoprid beetles, of medium size and legs, was the best represented. Functional richness was equal for both periods ($Fric = 4.24$), while the functional uniformity and functional dispersion were lower in the rainy period (Rain: $FEve = 0.29$ and $FDis = 0.59$; Drought: $FEve = 0.34$ and $FDis = 0.75$). We found that temporal variation in rainfall regimes only had effects on abundance, but not on the other attributes of the dung beetle assemblage at the local level. The congruence between taxonomic and functional diversities shows show a complementarity to better understand the patterns of diversity and make better decisions in terms of conservation.

Key words: climatic periods; effective species number; functional traits; Andean Region; Scarabaeinae

*Autor de correspondencia: andres.morales@uptc.edu.co

Editora: Claudia Alejandra Medina Uribe

Recibido: 16 de mayo de 2022

Aceptado: 22 de diciembre de 2022

Publicación en línea: 17 abril de 2023

Citar como: Morales-Alba, A. F., Carvajal-Cogollo, J. E. y Morales, I. (2023). Diversidad de escarabajos coprófagos en dos periodos de precipitación anual en un fragmento de bosque andino, Santander, Colombia. *Intropica*, 18(1): 50 – 64. <https://doi.org/10.21676/23897864.4625>.



Introducción

Los ensamblajes biológicos, definidos como el grupo de especies taxonómicamente cercanas que usan un mismo recurso dentro de una comunidad (Fauth *et al.*, 1996), presentan dinámicas marcadas a lo largo de los ciclos anuales en uno o varios atributos de sus propiedades emergentes, tales como la riqueza, la composición y la abundancia (Begon *et al.*, 2006). Estas variaciones pueden ser espaciales cuando se presentan a lo largo de gradientes altitudinales o latitudinales (Willig *et al.*, 2003) o temporales si están dadas por los regímenes climáticos.

En los gradientes altitudinales, la biodiversidad muestra patrones de cambio no solo a nivel de riqueza específica, sino también de la estructura (valores de abundancia) de las especies que componen el ensamblaje (Myers y LaManna, 2016). Estas variaciones son fácilmente reconocibles mediante dos patrones definidos por Baselga (2010): recambio, entendido como el reemplazo de algunas especies por otras como consecuencia de factores o restricciones ambientales, y anidamiento, esto es, la pérdida de especies sin reemplazo, que genera un subconjunto de especies. Ambos forman lo que se conoce como diversidad beta (taxonómica o funcional). Pese a que esta diversidad está ampliamente documentada, la información sobre los patrones de recambio o anidamiento que sigue generalmente está relacionada con cambios espaciales, pero no temporales (Amell-Caez *et al.*, 2019).

Las fluctuaciones naturales de los ensamblajes a través de los periodos de precipitación en el Neotrópico se ven afectadas por procesos de fragmentación y pérdida de hábitats, dados principalmente por los cambios acelerados en el uso de la tierra, que dificultan dilucidar patrones en las diversidades alfa y beta a lo largo de ciclos anuales en las épocas de lluvia (Gardner *et al.*, 2008; Palm *et al.*, 2014). En la configuración de un paisaje fragmentado se forman mosaicos, representados por matrices y parches. La escala local hace referencia concretamente a estos últimos, en los que las variables bióticas y abióticas dentro de un único fragmento causan presiones sobre la biodiversidad (Fahrig, 2003). Así, la suma de las condiciones locales son las que generan los patrones identificables a nivel de paisaje. Estos parches o fragmentos de bosques presentan dinámicas particulares durante un periodo anual que ejercen presión sobre las diversidades taxonómica y funcional de los ensamblajes (Barlow *et al.*, 2010), un fenómeno de lo cual existe poca documentación en áreas relictuales.

Asimismo, la dinámica de las especies que componen los ensamblajes dentro de un fragmento de bosque a lo largo de

diferentes periodos de precipitación ha sido poco estudiada en la ecología de comunidades, principalmente en grupos de insectos (Rangel-Acosta *et al.*, 2016; Viegas *et al.*, 2014). De esta manera, la mayoría de los trabajos que se documentan en paisajes transformados por actividades antropogénicas abarcan una amplia gama de tipos de fragmentos con diferentes tamaños y formas, sin detallar las dinámicas únicas que presentan las diferentes facetas de la diversidad en el interior de un único parche (Viegas *et al.*, 2014).

En este orden de ideas, existe un entendimiento avanzado sobre las dinámicas que siguen los ensamblajes de escarabajos coprófagos en paisajes transformados con diferentes tipos de vegetación (bosques, pastizales, bordes, cercas vivas entre muchos otros). Sin embargo, los patrones y procesos que se dan en un único fragmento (escala de parche) se encuentran poco estudiados y se hace indispensable entenderlos, dado que se ha documentado que la escala local o de parche tiene una influencia sobre los patrones identificados a la escala de paisaje, lo cual está ampliamente documentado por Collinge (2009) y Fischer y Lindenmayer (2002).

Dentro de la diversidad taxonómica, existen atributos como la riqueza y la abundancia que permiten hacer comparaciones básicas entre sitios y periodos de tiempo (Gotelli y Colwell, 2001). De igual manera, en la diversidad funcional el conjunto de rasgos funcionales de las especies permite cuantificar las diferencias en la morfología, la fisiología y la etología de los taxones y sus efectos en las funciones de un ecosistema (Audino *et al.*, 2014). En las últimas dos décadas, la diversidad funcional se ha utilizado para evaluar respuestas de las comunidades al cambio, con el fin de obtener información más eficiente en términos de funcionalidad en un ecosistema (Beiroz *et al.*, 2018). No obstante, usar solo las métricas taxonómicas para predecir cambios en los ecosistemas podría no ser suficiente para aclarar dudas sobre el mantenimiento de las funciones y servicios ecosistémicos (Mouillot *et al.*, 2013), por lo que es importante combinar ambas medidas de la diversidad para tener aproximaciones más precisas sobre los cambios en los ensamblajes biológicos.

Las diversidades taxonómica y funcional se complementan entre sí y proporcionan información sobre los mecanismos naturales y de origen antrópicos que impulsan los cambios en los ensamblajes (Correa *et al.*, 2019). Recientemente, Beiroz *et al.* (2018) demostraron que las métricas taxonómicas fueron más sensibles que las funcionales para detectar los efectos de transformación del hábitat en escarabajos coprófagos de la Amazonía brasilera. Por su parte, Chapman *et al.* (2018)

reportaron que la pérdida de especies funcionalmente especializadas en el Pacífico de Norteamérica afectó los valores de diversidad funcional, incluso cuando la riqueza total de especies fue alta. De igual forma, Correa *et al.* (2019) evidencian que la información generada por índices conceptualmente similares (riqueza de especies y riqueza funcional) puede no proporcionar datos semejantes en torno a las respuestas de los escarabajos coprófagos a diferentes perturbaciones.

Los escarabajos coprófagos son muy diversos en las regiones tropicales y prestan gran variedad de servicios ecosistémicos, como la descomposición de la materia orgánica, la dispersión secundaria de semillas, la eliminación de parásitos, la bioturbación, entre otros (Nichols *et al.*, 2008). Estos insectos son altamente sensibles a la modificación de hábitat y son uno de los primeros grupos en verse afectados por perturbaciones antropogénicas (Noriega *et al.*, 2020).

De acuerdo con Blanco y Rangel (2010), los escarabajos coprófagos presentan alta sensibilidad a las variaciones temporales que caracterizan a la región neotropical (periodos de lluvia y sequía). De este modo, durante las temporadas de alta precipitación se ha registrado una relación directa entre los dos picos y el aumento en las poblaciones de insectos (Ferreira *et al.*, 2019; Uribe y Vallejo, 2013). Asimismo, para la región Caribe colombiana, Rangel-Acosta *et al.* (2016) reportan un incremento considerable de la abundancia de escarabajos coprófagos durante el periodo de lluvia respecto al de sequía. Por último, en cuanto a la funcionalidad, recientemente Casas *et al.* (2021) evidenciaron una clara relación entre la biomasa de escarabajos coprófagos y las épocas de precipitaciones en bosques altoandinos de la cordillera Oriental colombiana.

Ahora bien, a pesar de que se cuenta con varios estudios acerca de la diversidad de escarabajos coprófagos en paisajes fragmentados como los mencionados anteriormente, existe un vacío de información sobre el comportamiento de un ensamble de escarabajos coprófagos a lo largo de gradientes temporales dentro de un mismo fragmento relictual de bosque.

Con base en esta falta de investigaciones para los ecosistemas andinos a la escala de parche en paisajes fragmentados, y a partir de los antecedentes señalados, en este estudio se determinaron las fluctuaciones de las diversidades taxonómica y funcional de escarabajos coprófagos durante los periodos de mayor precipitación (lluvia) y menor precipitación (sequía) en un fragmento de bosque andino.

Así, de manera específica, se evaluó cómo la abundancia, la riqueza, la composición de especies y la diversidad funcional se ven afectadas a lo largo de un periodo anual de lluvias y sequía. Para dicho fin, se partió de la premisa de que las temporadas de precipitación (lluvia y sequía) presentarán efectos sobre los valores de diversidad alfa (α) taxonómica en sus parámetros de riqueza, composición y abundancia, mientras que la diversidad beta (β) estará explicada por fenómenos de anidamiento principalmente. A su vez, se asumió que la diversidad funcional reflejará mayores valores de riqueza funcional, uniformidad funcional y dispersión funcional en la época de mayor precipitación.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en un fragmento de bosque andino del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes (PNNSY), en la cordillera Oriental de Colombia, en el departamento de Santander. Este fragmento se encuentra entre los 2000-2500 m s. n. m. (6°35'13"N y 73°21'18"W) y presenta una temperatura anual que oscila entre los 12-18 °C. Cuenta con un área de 197 ha y un perímetro aproximado de 25 km. Se caracteriza por estar inmerso en una matriz de pastos y vegetación secundaria que hace parte de un proceso de recuperación natural de pastoreo que se realizaba en la región (figura 1). Allí se presenta un sistema de precipitación bimodal, con dos periodos de poca precipitación y dos de mayor precipitación. Los de lluvia se dan entre marzo y mayo (~150 mm de precipitación) y de septiembre a noviembre (~180 mm de precipitación), mientras que las épocas de sequía se presentan entre junio y agosto (~70 mm de precipitación) y de diciembre a febrero (~80 mm de precipitación) (Guzmán *et al.*, 2014).

Diseño y métodos de muestreo

Se implementó un diseño de 10 trampas replicadas dentro del fragmento de bosque, distanciadas entre sí por 50 m para evitar pseudoréplicas en el muestreo (Larsen y Forsyth, 2005). El diseño se repitió en la temporada de mayor precipitación (marzo de 2018) y en el periodo de menores lluvias (junio de 2018). Cada trampa consistía en un vaso de 500 mL enterrado al ras del suelo con alcohol al 70 % y estaba cubierta con un plato plástico para protegerla de la lluvia. Como atrayente, se usaron 20 g de excremento humano colgado en un alambre en forma de U invertida. Las trampas se revisaron y recibieron a las 24 horas y se desactivaron al cabo de 48 horas de ser instaladas.

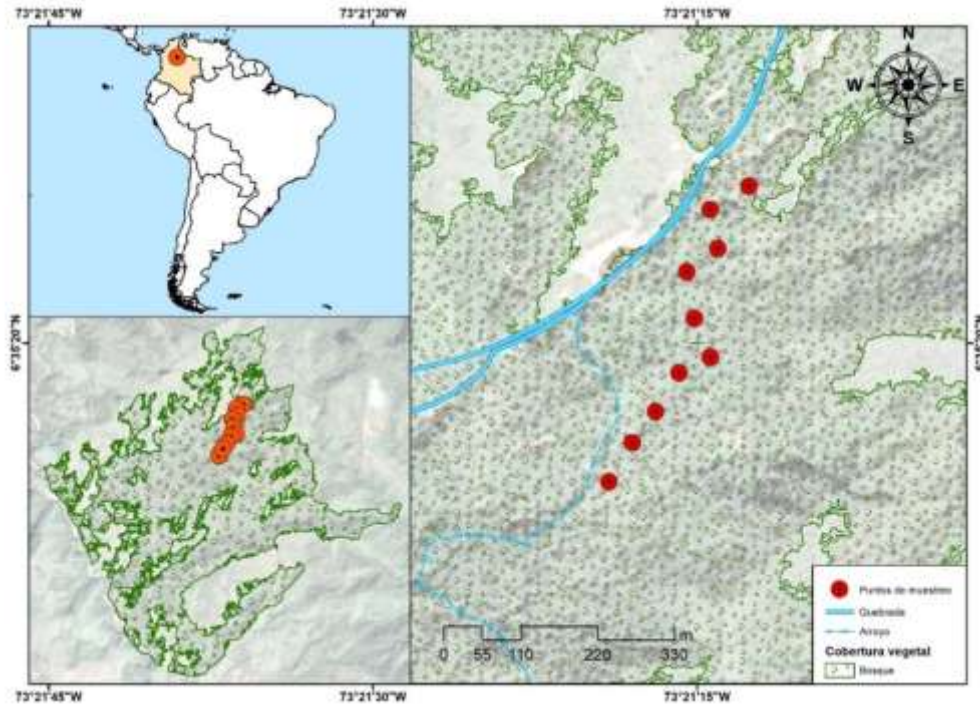


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las trampas pitfall en un fragmento de bosque del PNNNSY.

Diseño y métodos de muestreo

Se implementó un diseño de 10 trampas replicadas dentro del fragmento de bosque, distanciadas entre sí por 50 m para evitar pseudoréplicas en el muestreo (Larsen y Forsyth, 2005). El diseño se repitió en la temporada de mayor precipitación (marzo de 2018) y en el periodo de menores lluvias (junio de 2018). Cada trampa consistía en un vaso de 500 mL enterrado al ras del suelo con alcohol al 70 % y estaba cubierta con un plato plástico para protegerla de la lluvia. Como atrayente, se usaron 20 g de excremento humano colgado en un alambre en forma de U invertida. Las trampas se revisaron y recibieron a las 24 horas y se desactivaron al cabo de 48 horas de ser instaladas.

Con el uso único de excremento humano se garantizó obtener resultados de los escarabajos coprófagos a nivel de ensamblajes en el sentido de la definición de Fauth *et al.* (1996). Los insectos fueron recolectados y preservados en alcohol al 70 % y transportados al laboratorio de entomología de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC).

Trabajo de laboratorio

Los escarabajos se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible mediante las claves taxonómicas de Medina y Lopera-Toro (1998) y Vaz-de-Mello *et al.* (2011). Adicionalmente, al no contar con claves taxonómicas especializadas para la identificación de especies de los géneros

Canthidium, *Uroxyis* y *Onthophagus*, se contó con la ayuda por parte de expertos del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt (IAvH, Colombia) y del Museo de Historia Natural "Luis Gonzalo Andrade" de la UPTC (Tunja, Colombia).

A 10 individuos de cada especie se les midieron tres rasgos funcionales, dos morfológicos, tamaño corporal (distancia entre el clipeo y pigidio) y longitud de la pata posterior (desde la base de la coxa a la parte apical del tarso) y uno etológico, estrategia de reubicación del estiércol (paracóprido, telecóprido y endocóprido) (tabla 1). Estos rasgos funcionales están ligados con los papeles ecológicos de dispersión de semillas y remoción de estiércol (Braga *et al.*, 2017; Griffiths *et al.*, 2016; Urrea-Galeano *et al.*, 2019).

Para conocer si existía colinealidad entre los rasgos morfológicos, se realizó un análisis de correlación de Spearman mediante la librería "corrplot" del programa R. De esta forma se detectó una correlación positiva entre el tamaño corporal y la longitud de la pata trasera ($Rho=0,96$). Por esta razón, la longitud de la pata se expresa como una proporción de la longitud total del cuerpo (longitud de la pata/longitud corporal) (Alvarado, com. pers., 2021). Las medidas fueron tomadas con ayuda de un estereoscopio Leica S9i y el software de digitalización LAS EZ v. 1-8-0 (Leica Microsystems 2019).

Tabla 1. Rasgos funcionales y papel ecológico de escarabajos coprófagos en un fragmento de bosque, PNNY Serranía de Los Yariquíes, cordillera Oriental de Colombia.

Rasgo	Atributo	Tipo	Proceso ecológico
Tamaño corporal	Grande (>13 mm) Mediano (6,1-12,9 mm) Pequeño (<6 mm)	Categórica	El tamaño corporal de los escarabajos coprófagos determina la cantidad de estiércol y de semillas relocalizadas, además de la profundidad de entierro (Andresen, 2005).
Longitud de pata posterior	Larga (>10mm) Mediana (4,1-9,9 mm) Corta (<4 mm)	Categórica	La longitud de la pata posterior se torna determinante al relocalizar el excremento, en un proceso conocido como remoción de estiércol (Griffiths <i>et al.</i> , 2016).
Estrategia de reubicación	Paracóprido Telecóprido Endocóprido	Categórica	La estrategia de reubicación define si los escarabajos reubican el estiércol de manera vertical u horizontal o si no lo reubican, en procesos ecológicos de remoción de estiércol y dispersión de semillas (Halffter y Edmonds, 1982).

Análisis de datos

Para evaluar la diversidad alfa entre los dos periodos de precipitación, se construyeron perfiles de diversidad basados en los números de Hill, mediante el trazado de los diferentes órdenes de diversidad: q_0 o riqueza de especies; q_1 , que muestra la uniformidad de las abundancias, y q_2 , que es un indicador de la dominancia en el ensamble (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2016; Moreno *et al.*, 2011). Las diferencias estadísticas se evaluaron mediante análisis de similitudes (ANOSIM), calculado con el paquete Vegan (Oksanen *et al.*, 2020), cuyo valor estadístico resultante (R) cercano a 1 indica mayor disimilitud entre comunidades, mientras que valores cercanos a 0 corresponden a comunidades más parecidas entre sí (Alonso, 2022).

Con el fin de examinar los cambios en la estructura de los escarabajos coprófagos, se construyeron curvas rango-abundancia para cada uno de los periodos de precipitación. Además, para determinar la dinámica en la composición de especies entre periodos climáticos, se utilizó la tasa de reemplazo de especies a través los patrones de diversidad beta mediante los postulados de Baselga (2010, 2012), que van desde una renovación completa (β_{sim}) hasta una estructura de anidamiento (β_{nes}), donde los ensambles con menos especies estarían formados por subconjuntos de especies de los ensambles más ricos. Los análisis se realizaron con los paquetes iNEXT (Hsieh *et al.*, 2016) para evaluar la diversidad taxonómica y Betapart (Baselga *et al.*, 2018) para la diversidad beta, ambos del programa R, mediante la interfaz de RStudio versión 1.4.1717.

Los tipos funcionales son grupos de especies que muestran

respuestas similares ante distintos factores ambientales, a partir de dos o más rasgos funcionales. Así, cabe aclarar que una especie puede pertenecer a diferentes tipos funcionales según el proceso ecológico al que se haga referencia (Casanoves *et al.*, 2010). Los análisis se realizaron bajo los programas InfoStat (versión 2017) y F-Diversity (versión 2008), que se conecta al programa estadístico R con una interfaz escrita en Delphi con DCOM-R (Casanoves *et al.*, 2010).

Resultados

Diversidad alfa y beta de escarabajos

Se recolectaron 2199 individuos, distribuidos en 13 especies, nueve géneros y cuatro tribus (tabla 2). Se obtuvo una cobertura de muestreo del 98 % para ambos casos y se observó un comportamiento asintótico de la curva de acumulación de especies (figura 2a). El ensamble de escarabajos mostró un patrón que se ajusta a un modelo de serie logarítmica (figura 2c) y se detectó que, para el periodo de mayor precipitación, las especies *Canthidium* sp. 1 (81 %), *Dichotomius* aff. *satanas* (5 %) y *Uroxys* aff. *cupresens* (5 %) fueron las más abundantes, mientras que *Canthon* aff. *politus* (62 %), *Uroxys* sp. 1 (11 %) y *D. aff. satanas* (6 %) presentaron mayor abundancia en la época de sequía (tabla 2).

De acuerdo con el análisis de riqueza de especies q_0 , el periodo de mayor precipitación (lluvia) presentó 11 especies, mientras que en el periodo de menor precipitación (sequía) se hallaron 10 especies (figura 2b). En términos de uniformidad y dominancia, la diversidad fue mayor durante la temporada seca ($q_1=3,48$ y $q_2=2,38$) respecto a la de precipitación ($q_1=2,19$ y

q2=1,49) (figura 2b). En términos de abundancia, se presentaron diferencias significativas entre periodos climáticos (ANOSIM: R=0,9998; p=0,001), donde el periodo de lluvia presentó la mayor abundancia respecto al periodo de sequía.

Tabla 2. Especies de escarabajos recolectados durante la temporada de lluvia y sequía en el bosque ripario del PNN Serranía de Los Yariquíes, Santander, Colombia. Tipos funcionales de los escarabajos de acuerdo con los rasgos funcionales escogidos: paracópridos-pequeños-patacorta (G1), telecópridos-medianos-patamediana (G2), paracópridos-medianos-patamediana (G3), paracópridos-grandes-patalarga (G4), telecópridos-grandes-patalarga (G5), endocópridos-medianos-patamediana (G6) y endocópridos-grandes-patalarga (G7).

Tribu	Especie/Código	Tipo funcional	Abundancia		
			Lluvia	Sequía	Total
Atheuchini	<i>Ateuchus</i> sp.	(G3)	3	-	3
	<i>Canthidium</i> sp. 1/Cant.sp1	(G1)	1,280	27	1,307
	<i>Canthidium</i> sp. 2	(G3)	81	7	88
	<i>Uroxys</i> sp. 1/Uro sp1	(G1)	-	68	68
	<i>Uroxys</i> sp. 2	(G1)	2	37	39
	<i>Uroxys</i> aff. <i>cuprescens</i>	(G3)	78	-	78
Coprini	<i>Dichotomius</i> aff. <i>satanas</i> /Dic sat	(G4)	90	41	131
	<i>Ontherus</i> sp.	(G3)	3	2	5
Deltochilini	<i>Canthon</i> aff. <i>politus</i> /Cant pol	(G2)	2	393	395
	<i>Deltochilum</i> sp.	(G5)	-	37	37
Oniticellini	<i>Eurystemus contractus</i> Génier, 2009/Eur cont	(G7)	9	8	17
	<i>Eurystemus marmoreus</i> Castelnau, 1840	(G6)	16	5	21
Onthophagini	<i>Onthophagus curvicornis</i> Latreille, 1811	(G3)	10	-	10
Total			1,574	625	2,199

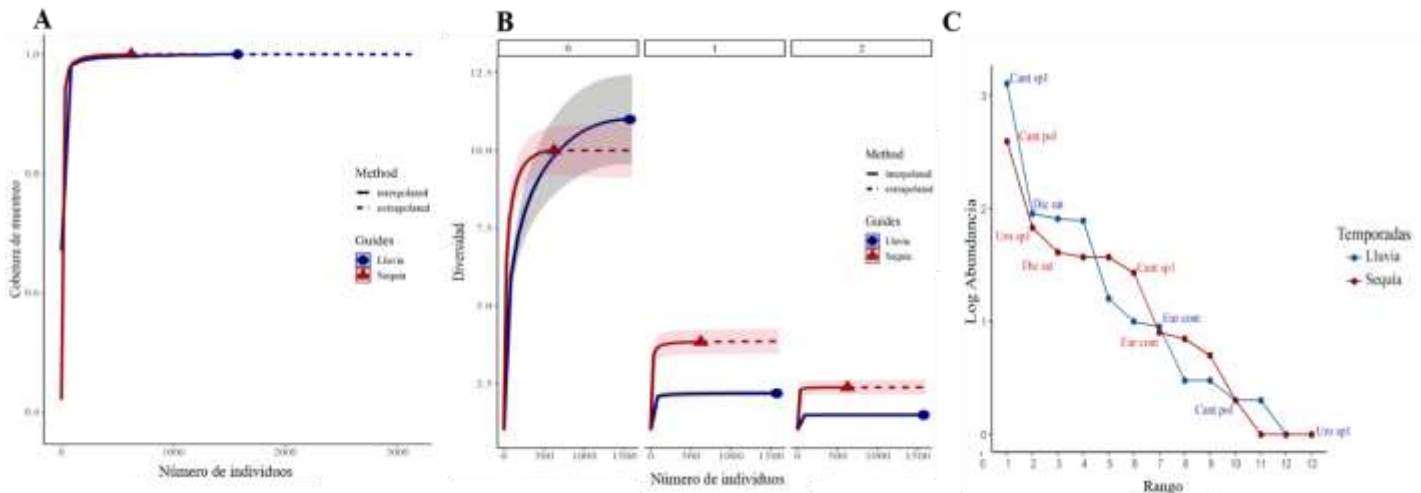


Figura 2. A) cobertura de muestreo; B) diversidad de especies por periodo climático; C) curva rango-abundancia de escarabajos coprófagos del fragmento de bosque, en dos periodos climáticos (Cant sp1= *Canthidium* sp. 1; Cant pol= *Canthon* aff. *politus*; Dic Sat = *Dichotomius* aff. *satanas*; Uro sp1= *Uroxys* sp. 1; Eur cont= *Eurystemus contractus*).

La diversidad beta a lo largo de los dos periodos climáticos fue baja, con un valor del 57 % de acuerdo al índice de Sorensen ($\beta_{sor}=0,57$), y el proceso que mejor explica este cambio fue el anidamiento, con un 33 % ($\beta_{sne}=0,33$) en comparación con el recambio, cuyo valor fue de 24 % ($\beta_{sim}=0,24$). A pesar de encontrar diferencias en estadísticas en la abundancia, el análisis

de similitud (ANOSIM) mostró que, en términos de composición, no hubo diferencias estadísticamente significativas en el ensamble de escarabajos coprófagos entre temporadas de mayor y menor precipitación ($R=0,042$; $p=0,172$). Se registraron ocho especies presentes en ambos periodos de precipitación (figura 3).

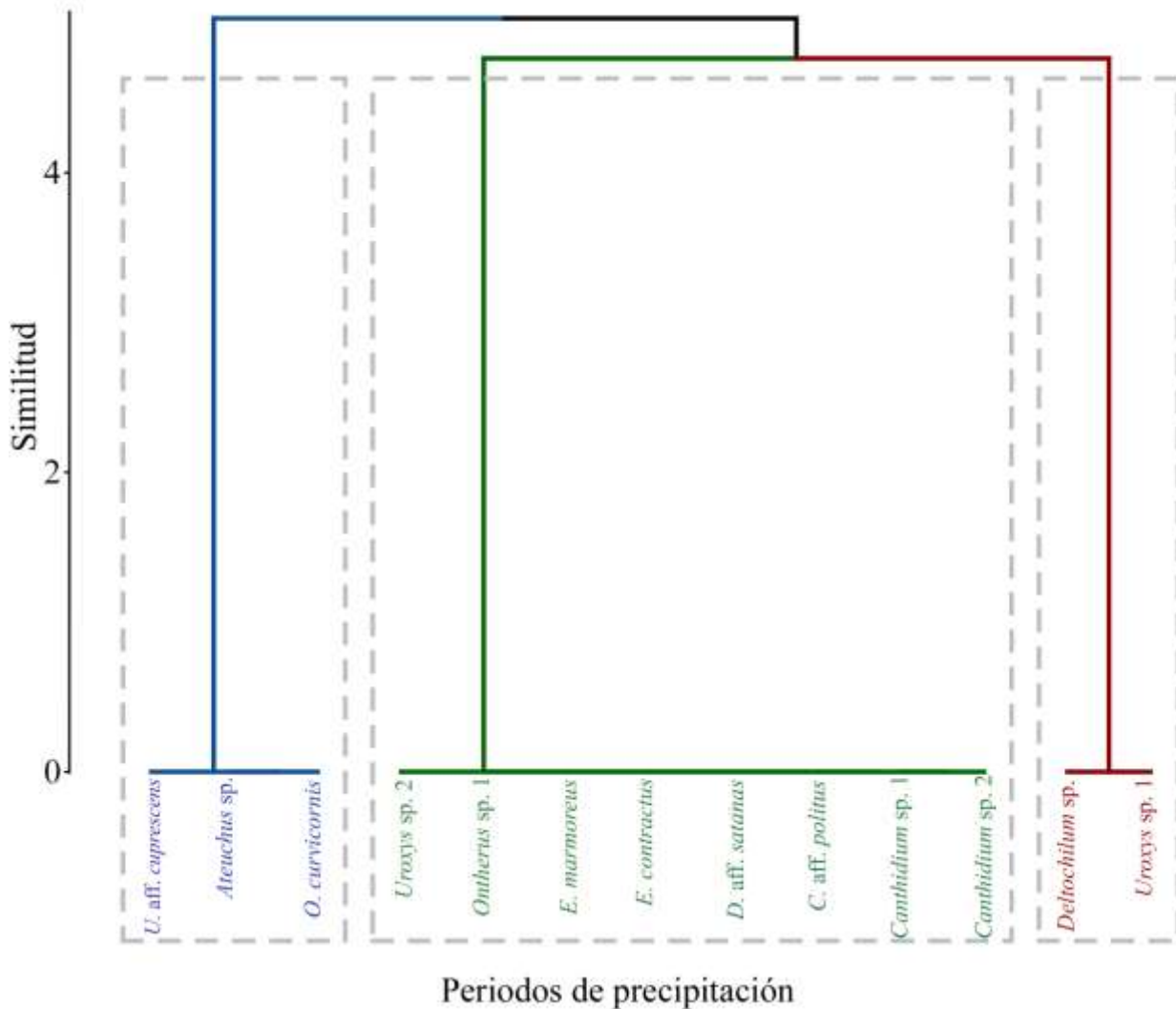


Figura 3. Diversidad beta de escarabajos coprófagos. En azul: especies exclusivas del periodo de mayor precipitación. En rojo: especies exclusivas del periodo de menor precipitación. En verde: especies compartidas para ambos periodos.

Diversidad funcional

La organización funcional de los rasgos evaluados mostró la conformación de siete tipos funcionales (figura 4). El grupo de escarabajos paracópridos, de tamaño mediano, con patas medianas (G3), agrupó al 38,5 % de especies y fue el más

representativo, seguido por el grupo de escarabajos paracópridos, de tamaño pequeños, con patas cortas (G1), que agrupó al 23 % de especies. Los cinco tipos funcionales restantes fueron representados por una sola especie cada uno

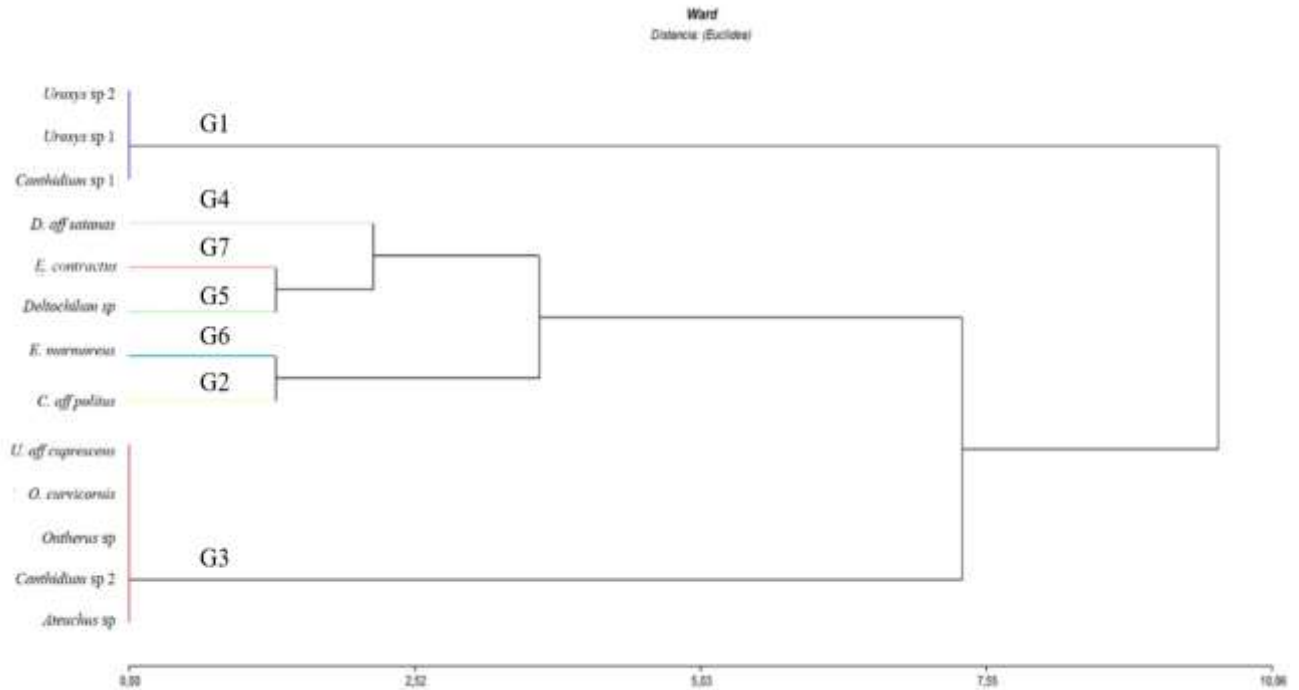


Figura 4. Dendrograma del análisis de conglomerados generado con el método de Ward y distancias euclidianas para tres rasgos funcionales de escarabajos coprófagos en un fragmento de bosque ripario de los Andes colombianos.

Todos los tipos funcionales se registraron tanto en lluvia como en sequía, a excepción de G5, que solo se detectó en época seca (figura 5). La riqueza funcional fue igual para cada periodo de precipitación (FRic=4,24), y la equidad y la dispersión

funcionales fueron mayores en la temporada de sequía (FEve=0,34; FDis=0,75) con relación a la de lluvia (FEve=0,29; FDis=0,59).

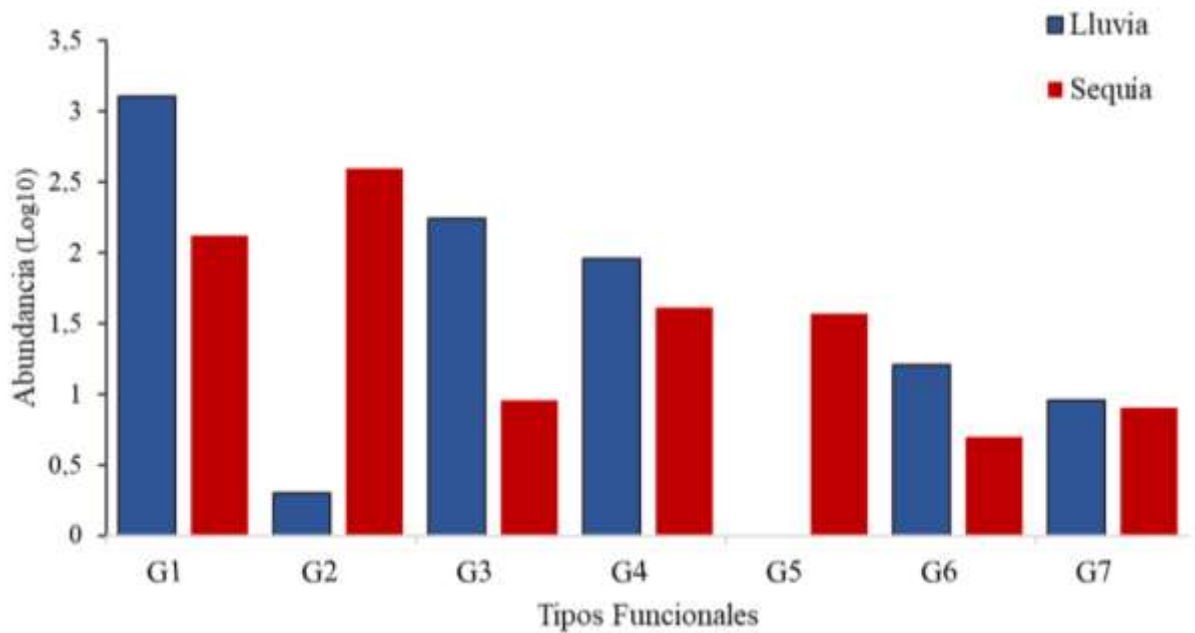


Figura 5. Abundancia de escarabajos coprófagos (Log10) por cada tipo funcional en un fragmento de bosque ripario de los Andes colombianos. G1: paracópidos-pequeños-patacorta, G2: telecópidos-medianos-patamediana, G3: paracópidos-medianos-patamediana, G4: paracópidos-grandes-patalarga, G5: telecópidos-grandes-patalarga, G6: endocópidos-medianos-patamediana, G7: endocópidos-grandes-patalarga.

Enero – junio de 2023

Discusión

Las predicciones de la investigación se cumplieron de manera parcial, ya que la precipitación mostró efectos sobre la abundancia de escarabajos, pero no sobre la riqueza y la composición, ni sobre la diversidad funcional. La abundancia de especies presentó cambios considerables en el ensamble de escarabajos coprófagos, que mostró relación directa con la temporada de lluvia.

Estos resultados van acordes a lo documentado respecto a que la variación temporal en la abundancia y la actividad de los escarabajos coprófagos está fuertemente influenciada por los periodos más húmedos en las regiones tropicales (Andresen, 2008; Cassenote *et al.*, 2019). Resultados similares fueron encontrados por Uribe y Vallejo (2013) en un bosque semihúmedo de los Andes colombianos y por Rangel-Acosta *et al.* (2016) en bosques ribereños de la cuenca del río Cesar, en Colombia, donde la mayor abundancia de escarabajos coprófagos se registró durante las lluvias.

Este patrón se presenta porque algunas especies de escarabajos tienen la capacidad de sincronizar su ciclo reproductivo con la precipitación y otros parámetros ambientales estrechamente relacionados como la temperatura del ambiente y la dureza del suelo, como se ha documentado previamente (Blanco y Rangel, 2010; Wang *et al.*, 2014). Estos resultados coinciden asimismo con lo expuesto por Sulca y Huamantínco (2016), quienes mencionan que los insectos tropicales exhiben una gran variabilidad en su estacionalidad y año a año muestran cambios en sus abundancias. Incluso, autores como Ferreira *et al.* (2019) sugieren que las diferencias en las condiciones ambientales son más importantes en la distribución de las especies de escarabajos coprófagos que en los efectos espaciales, incluso en grandes extensiones

Pese a la alta abundancia de escarabajos coprófagos durante el periodo de lluvias, los valores de diversidad fueron más altos en época seca (figura 2b) debido a que la abundancia no se distribuyó de manera similar en el total de especies registradas (baja uniformidad). Esto se presenta porque la distribución en las abundancias de cada especie no fue muy uniforme en el periodo de lluvia, donde la abundancia total estuvo representada por pocas especies muy abundantes y otras con pocos individuos, lo que forma un patrón común en estudios realizados en bosques neotropicales (Louzada *et al.*, 2007). Es posible que el aumento de recursos ligado a los periodos de mayor precipitación traiga como consecuencia un aumento en las abundancias de algunas especies que aumentan la

dominancia, como se observó en este estudio.

De acuerdo con la curva rango-abundancia, se observó un patrón que se ajusta a un modelo de serie logarítmica (figura 2c), en donde las especies con abundancia intermedia son las más comunes (Fisher *et al.*, 1943). Este patrón es el más esperado en ensambles donde la explotación de recursos es heterogénea (Magurran y McGill, 2010) y se ha documentado principalmente en insectos, cuyas especies están alineadas de mayor a menor abundancia, como se presentó en este estudio.

Como se mencionó, el fragmento de bosque se encuentra inmerso en una matriz de pastos debido a la actividad de origen antrópica que se realizaba en la región. Sin embargo, en esta zona se está adelantado un proceso de restauración ecológica donde se eliminaron los tensionantes como el pastoreo. De acuerdo con Aguirre-Calderón *et al.* (2008), este patrón indica que las comunidades pueden estar atravesando por un proceso de sucesión, donde las condiciones ambientales mejoran luego de un fuerte disturbio.

La especie dominante durante el periodo de lluvia fue *Canthidium* sp. 1, la cual se encontró en las dos épocas del año. Este hallazgo valida lo registrado por Noriega *et al.* (2007) y Cárdenas-Bautista *et al.* (2020) para la Orinoquía colombiana y por Caro-Melgarejo *et al.* (2018) en la porción nororiental de los Andes colombianos, quienes reportan al género *Canthidium* como el más abundante. Esto posiblemente se debe a que este género cuenta con una dieta amplia, no solo de estiércol, sino también frutos y hojas en descomposición, comportándose como especies euríticas o generalistas (Halffter y Matthews, 1966). Además, según lo argumentan Slade *et al.* (2007), los escarabajos pequeños, como *Canthidium*, compensan su valor ecológico con un aumento en su densidad, por lo que es común encontrar altas abundancias de estas especies, un fenómeno propio de especies con estrategias tipo *r*. De hecho, Sarandón y Flores (2014) mencionan que la mayoría de especies asociadas a ambientes disturbados y con alta disponibilidad de recursos (como ocurre en el periodo de lluvia) poseen características tipo *r*.

Sin embargo, de acuerdo con Andresen (2008), cuando se presenta una especie pequeña con valores tan altos de abundancias respecto a los demás, es recomendable realizar análisis basados en la biomasa en lugar de abundancia debido a que, según las funciones evaluadas, las especies de mayor tamaño pueden generar un efecto más notorio en el funcionamiento de los ecosistemas; por ejemplo, en la remoción de estiércol o en la dispersión de semillas (Griffiths *et al.*, 2016; Morales-Alba *et al.*, 2022; Urrea-Galeano *et al.*, 2019). Ahora, si bien una especie grande poco abundante puede remover más

estiércol que una especie pequeña con mayor abundancia, en términos de biomasa es posible que ambas especies sean equivalentes funcionalmente.

El ensamble de escarabajos coprófagos no presentó diferencias significativas en la composición de especies entre los periodos de alta y baja precipitación ($R = 0,042$, $p = 0,172$). Esto indica que los ensambles no deben ser interpretados como independientes, sino que son un mismo ensamble cuyas dinámicas fluctúan con las condiciones ambientales. Además, se observó un valor bajo de diversidad beta entre las épocas de lluvia ($\beta_{sor} = 0,57$), que estuvo dado por la combinación de recambio ($\beta_{sim} = 0,24$) y anidamiento ($\beta_{sne} = 0,33$), lo que sugiere que la mayoría de especies presentes en la temporada seca son un subconjunto de aquellas halladas en el periodo de lluvia, con la adición de dos especies diferentes. Esto sucede porque en la región tropical las fluctuaciones temporales no son tan marcadas como en otras zonas, en las que dichas variaciones ofrecen oportunidades para la división temporal de nichos, donde las condiciones del hábitat favorecen a diferentes especies en distintos momentos, lo que promueve los valores de recambio (Agoglitto *et al.*, 2012). Sin embargo, al observar que algunos estudios muestran valores de diversidad beta dados principalmente por recambio (Cassenote *et al.*, 2019; Da Silva *et al.*, 2013; Medina y Vaz-de-Mello, 2009) y otros por anidamiento, como en este caso, se puede advertir que la respuesta de los componentes de dicha diversidad para escarabajos coprófagos depende del contexto y de la historia natural de las especies y las áreas.

Por su parte, la precipitación no mostró efectos sobre los diferentes atributos de la diversidad funcional, ni en la distribución de los tipos funcionales, ni en los índices evaluados. Esto cumple de manera parcial con la hipótesis planteada de temporalidad climática, ya que se reporta una variación temporal en algunas métricas taxonómicas, pero ninguna en las métricas funcionales medidas, lo que valida lo observado por Correa *et al.* (2019) en fragmentos de bosque de El Cerrado, Brasil. Dichos autores mencionan que las diferencias en los patrones taxonómicos y funcionales pueden ser el resultado de una redundancia funcional, dada por el reemplazo de especies funcionalmente equivalentes que podrían mantener valores FRic similares. Asimismo, Beiroz *et al.* (2018) encontraron congruencia entre algunos valores de las diversidades taxonómica y funcional de escarabajos coprófagos dentro del mismo año en la Amazonía brasileña.

Estos resultados indican que es poco probable que la variación interanual causada por los periodos de precipitación influya en

las evaluaciones de la biodiversidad dentro de un mismo fragmento de bosque. Los hallazgos de este estudio, a su vez, brindan información importante para mejorar la interpretación de la dinámica o estabilidad temporal del ensamble de escarabajos coprófagos dentro de un mismo fragmento de bosque, más aún al observar la alta tasa de deforestación que se presenta actualmente en los ecosistemas andinos.

Los parámetros de diversidad funcional mostraron que el fragmento de bosque estuvo dominado por escarabajos paracópidos, de tamaño mediano, con patas medianas (G3), y escarabajos paracópidos de tamaño pequeño, con patas cortas (G1) (figura 5). Estos resultados siguen un patrón común en el que los escarabajos paracópidos son más abundantes en los bosques neotropicales (Da Silva *et al.*, 2013). Además, de acuerdo con Culot *et al.* (2013), los escarabajos paracópidos parecen prosperar mejor en áreas perturbadas y defaunadas, como la evaluada.

Finalmente, es importante resaltar la dominancia de escarabajos pequeños, ya que sugiere que la transformación de paisajes conlleva a una reducción de especies de escarabajos grandes, como se ha documentado anteriormente (Culot *et al.*, 2013). Esto podría resultar en una disminución de funciones ecológicas debido a que los escarabajos pequeños podrían no ser tan eficientes como los escarabajos grandes en el momento de cumplir algunas de ellas, como dispersar semillas, eliminar estiércol o remover tierra (Braga *et al.*, 2017; Morales-Alba *et al.*, 2022; Urrea-Galeano *et al.*, 2019).

Los valores similares de FRic en ambas épocas climáticas pueden ser el resultado de la redundancia funcional entre especies que conforman los ensambles de lluvia y sequía (Magnago *et al.*, 2014) y no por el reemplazo por especies funcionalmente distintas. Esto significa que, aunque se encontraron algunas especies taxonómicamente diferentes entre temporadas, este reemplazo está dado por especies funcionalmente similares, lo que implica que el funcionamiento y los servicios del ecosistema no se ven afectados (Correa *et al.*, 2019). Tanto FEve como FDis fueron levemente mayores en el periodo de sequía debido a que en este las abundancias de los escarabajos se distribuyen más uniformemente y, por lo tanto, la dispersión de los rasgos funcionales también. La baja diferencia entre FEve y FDis en ambas épocas podría sugerir que la función ecológica está ocupada y desarrollada uniformemente a lo largo de los periodos de precipitación, independientemente de la composición del ensamble de escarabajos coprófagos (Audino *et al.*, 2014). Sin embargo, la interpretación de estos índices va a depender principalmente de

los rasgos funcionales escogidos (Beiroz *et al.*, 2018).

La diversidad funcional no presentó diferencias entre los periodos climáticos evaluados, lo que indica que en este estudio se cumple el principio de congruencia entre la diversidad taxonómica y la funcional documentada previamente para aves (Devictor *et al.*, 2010) y para peces dulceacuícolas (Strecker *et al.*, 2011). Sin embargo, se recomienda realizar siempre estudios complementarios entre ambos parámetros, ya que la diversidad taxonómica aborda la pérdida de especies de manera particular, mientras que los atributos funcionales se pueden relacionar con la pérdida de función en un ecosistema y permiten determinar si la pérdida o el reemplazo de algunas especies cambia el espacio funcional (Beiroz *et al.*, 2018). Los estudios de las dinámicas taxonómica y funcional de ensamblajes que combinan los enfoques de diversidades funcional y taxonómica para identificar las respuestas a los cambios antropogénicos pueden arrojar información más precisa de las respuestas biológicas a la perturbación y se tornan muy importantes en estrategias y mecanismos de conservación.

Conclusiones

La variación temporal en los regímenes de lluvias mostró efectos sobre algunos parámetros de la diversidad taxonómica, como la abundancia de escarabajos coprófagos a nivel local. A pesar de notar un aumento considerable en esta última, se observó que la diversidad beta estuvo dada por la combinación de recambio y anidamiento, este último levemente mayor; lo que permite concluir que, debido a que no hay un reemplazo drástico en la composición de especie entre periodos climáticos, tampoco hay cambio en los rasgos funcionales evaluados.

Se recomienda realizar nuevos estudios con diferentes variables climáticas ya que es posible que existan otros factores microclimáticos que deban ser evaluados, como la estructura del suelo, la competencia o la temperatura, que pueden afectar la estructura, la composición y la funcionalidad de los escarabajos coprófagos en diferentes ecosistemas. Finalmente, se sugiere realizar estudios que abarquen atributos tanto taxonómicos como funcionales y generen resultados complementarios para llegar a conclusiones más certeras en términos de conservación de la biodiversidad y la funcionalidad del ecosistema en paisajes fragmentados.

Conflicto de intereses

Los autores manifestaron no presentar conflictos de intereses.

Contribución de los autores

Andrés F. Morales-Alba, Juan E. Carvajal-Cogollo, Irina Morales: conceptualización, escritura y edición, desarrollo del diseño metodológico, tomar y análisis de datos, adquisición de la financiación.

Agradecimientos

A la Dirección de Investigaciones y a la Vicerrectoría de Investigación y Extensión de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC), al Dr. Enrique Vera López y a Laura Rivera por su gestión, colaboración y apoyo a la formación de investigadores (Convocatoria 21 de 2020 – Jóvenes investigadores 2021 “Aportando a la agenda 2030 – Objetivos de desarrollo sostenible [ODS]”). Al Grupo de Investigación Sistemática Biológica de la UPTC por su apoyo logístico. Este manuscrito se realizó en el marco del proyecto BPIN 2020000100003, financiado por el Sistema General de Regalías.

Referencias

- Agoglitia, R., Moreno, C. E., Zunino, M., Bonsignori, G. y Dellacasa, M. (2012). Cumulative annual dung beetle diversity in Mediterranean seasonal environments. *Ecological Research*, 27 (2), 387-395.
- Aguirre-Calderón, O. A., Corral-Rivas, J., Vargas-Larreta, B. y Jiménez-Pérez, J. (2008). Evaluación de modelos de diversidad-abundancia del estrato arbóreo en un bosque de niebla. *Revista Fitotecnica Mexicana*, 31(3), 281-281. <https://doi.org/10.35196/rfm.2008.3.281>.
- Alonso, A. (2022). *Análisis de comunidades: ANOSIM y NMDS*. Rpubs.
- Amell-Caez, Y., Decastro-Arrazola, I., García, H., Monroy, J. D. y Noriega, J. A. (2019). Spatial diversity of dung beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in five ecoregions from Sucre, Colombian Caribbean coast. *Revista Colombiana de Entomología*, 45 (2), e7963. <https://doi.org/10.25100/socolen.v45i2.7963>.
- Andresen, E. (2005). Interacción entre primates, semillas y escarabajos coprófagos en bosques húmedos tropicales: un caso de diplocoria. *Universidad y Ciencia*, (11), 73-84.

- Andresen, E. (2008). Short-term temporal variability in the abundance of tropical dung beetles. *Insect Conservation and Diversity*, 1(2), 120-124. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00013.x>.
- Audino, L. D., Louzada, J. y Comita, L. (2014). Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? *Biological Conservation*, 169, 248-257.
- Barlow, J., Louzada, J., Parry, L., Hernández, M. I., Hawes, J., Peres, C. A., Vaz-de-Mello, F. y Gardner, T. A. (2010). Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: A field test on Amazonian dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 779-788.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21 (12), 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x>.
- Baselga, A., Orme, D., Villegger, S., De Bortoli, J. y Leprieur, F. (2018). Betapart: Partitioning Beta diversity into turnover and nestedness components (R package version 1.5.1). R project.
- Begon, M., Townsend, C. y Harper, J. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4.a edición. Blackwell Publishing.
- Beiroz, W., Sayer, E., Slade, S., Audino, L., Braga, R. F., Louzada, J., y Barlow, J. (2018). Spatial and temporal shifts in functional and taxonomic diversity of dung beetle in a human-modified tropical forest landscape. *Ecological Indicators*, 95, 418-526.
- Blanco, O. y Rangel, J. (2010). Ensamblaje de coleópteros coprocópro-fagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) en el agropaisaje de tierra arena, departamento del Atlántico, Colombia [Trabajo de grado, Universidad del Atlántico]. Repositorio de la Universidad del Atlántico.
- Braga, R. F., Carvalho, R. L., Andresen, E., Anjos, D. V., Alves-Silva, E. y Louzada, J. (2017). Quantification of four different post-dispersal seed deposition patterns after dung beetle activity. *Journal of Tropical Ecology*, 33 (6), 407-410. <https://doi.org/10.1017/S0266467417000335>.
- Cárdenas-Bautista, J. S., Parada-Alfonso, J. A. y Carvajal-Cogollo, J. E. (2020). Dung beetles (Scarabaeidae, Scarabaeinae) of the Foothills-Andean Forest strip of Villavicencio, Colombia. *Check List*, 16(4), 821-839.
- Caro-Melgarejo, D. P., Morales-Puentes, M. E. y Gil-Novoa, J. E. (2018). *Revelando tesoros escondidos: flora y fauna flanco oriental de la Serranía de Los Yariquíes*. UPTC.
- Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J. A. y Díaz, S. (2010). FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(3), 233-237. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00082.x>.
- Casas, C., Pineda, N., Monroy, D., Realpe, E. y Noriega, J. A. (2021). Variación estacional de la biomasa de un ensamble de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) en un pastizal altoandino. *Acta Biológica Colombiana*, 26(3), 318-326. <https://doi.org/10.15446/abc.v26n3.84603>.
- Cassenote, S., Silva, P. G. D., Mare, R. A. D. y Paladini, A. (2019). Seasonality of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in Atlantic Forest sites with different levels of disturbance in southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 109, e2019035 <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019035>.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. y Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Chapman, A. S., Tunnicliffe, V. y Bates, A. E. (2018). Both rare and common species make unique contributions to functional diversity in an ecosystem unaffected by human activities. *Diversity and Distributions*, 24 (5), 568-578. <https://doi.org/10.1111/ddi.12712>.
- Collinge, S. K. (2009). *Ecology of fragmented landscapes*. Johns Hopkins University Press.
- Correa, C. M., Braga, R. F., Puker, A. y Korasaki, V. (2019). Patterns of taxonomic and functional diversity of dung beetles in a human-modified variegated landscape in Brazilian Cerrado. *Journal of Insect Conservation*, 23(1), 89-99. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-00118-6>.
- Culot, L., Bovy, E., Vaz-de-Mello, F. Z., Guevara, R. y Galetti, M. (2013). Selective defaunation affects dung beetle communities in continuous Atlantic rainforest. *Biological Conservation*, 163, 79-89. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.004>.
- Da Silva, P. G., Vaz-de-Mello, F. Z. y Di Mare, R. A. (2013). Diversity and seasonality of Scarabaeinae (Coleoptera:

- Scarabaeidae) in forest fragments in Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85(2), 679-697. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652013005000033>.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W. y Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13(8), 1030-1040. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., González, L. A., Tablada, E. M. y Díaz, M. D. P. (2008). *Estadística para las ciencias agropecuarias*. Editorial Brujas.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- Fauth, J. E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W. J., Van Buskirk, J. y McCollum, S. A. (1996). Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. *The American Naturalist*, 147(2), 282-286. <https://doi.org/10.1086/285850>.
- Ferreira, S. C., Da Silva, P. G., Paladini, A. y Di Mare, R. A. (2019). Climatic variables drive temporal patterns of α and β diversities of dung beetles. *Bulletin of Entomological Research*, 109 (3), 390-397. <https://doi.org/10.1017/S0007485318000676>.
- Fischer, J. y Lindenmayer, D. B. (2002). Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation*, 106(1), 129-136. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00241-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00241-5).
- Fisher, R. A., Corbet, A. S. y Williams, C. B. (1943). The Relation Between the Number of Species and the Number of Individuals in a Random Sample of an Animal Population. *Journal of Animal Ecology*, 12(1), 42-58. <https://doi.org/10.2307/1411>.
- Gardner, T. A., Hernández, M. I., Barlow, J. y Peres, C. A. (2008). Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45 (3), 883-893. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01454.x>.
- Gotelli, N. J. y Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4 (4), 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>.
- Griffiths, H. M., Bardgett, R. D., Louzada, J. y Barlow, J. (2016). The value of trophic interactions for ecosystem function: dung beetle communities influence seed burial and seedling recruitment in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society B*, 283, 20161634. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1634>.
- Guzmán, D., Ruiz, J. F. y Cadena, M. (2014). *Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través análisis de componentes principales (ACP)* (Informe técnico). IDEAM
- Halffter, G. y Edmonds, W. D. (1982). The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach. *Publicaciones del Instituto de Ecología de México*, 10, 1-176.
- Halffter, G. y Matthews, E. G. (1966). The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). *Folia Entomológica Mexicana*, (12-14), 1-312.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. y Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *To appear in Methods in ecology and evolution*. British Ecological Society.
- Laliberté, E. y Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Larsen, T. H. y Forsyth, A. (2005). Trap Spacing and Transect Design for Dung Beetle Biodiversity Studies. *Biotropica*, 37 (2), 322-325. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00042.x>.
- Louzada, J. N., Santos, F. y Vaz-de-Mello, F. Z. (2007). Structure and composition of a dung beetle community (Coleoptera, Scarabaeinae) in a small forest patch from Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Zootecias*, 9(2), 199-203.
- Magnago, L. F., Edwards, D. P., Edwards, F. A., Magrach, A., Martins, S. V. y Laurance, W. F. (2014). Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102(2), 475-485. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12206>.
- Magurran, A. E. y McGill, B. J. (Eds.). (2010). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. OUP Oxford.
- Medina, C. A. y Lopera-Toro, A. (1998). Clave ilustrada para la identificación de géneros de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) de Colombia. *Caldasia*, 22 (2), 299-315.
- Medina, M. I. y Vaz-de-Mello, F. Z. (2009). Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil.

Revista Brasileira de Entomologia, 53(4), 607-613.

Morales-Alba, A., Morales, I. y Alvarado, F. (2022). Bigger and stronger bury deeper: the role of dung beetles as secondary seed dispersers in the northern Colombian Andes. *International Journal of Tropical Insect Science*, 42 (3), 2259-2268. <https://doi.org/10.1007/s42690-022-00748-z>.

Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249-1261. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>.

Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W. y Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>.

Mouillot, D., Mason, W. H., Dumay, O. y Wilson, J. B. (2005). Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia*, 142, 353-359. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1744-7>.

Myers, J. A. y LaManna, J. A. (2016). The promise and pitfalls of β -diversity in ecology and conservation. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1081-1083. <https://doi.org/10.1111/jvs.12482>.

Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S., Favila, M. E. y The Scarabaeinae Research Network. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141 (6), 1461-1474. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>.

Noriega, J. A., Realpe, E. y Fagua, G. (2007). Diversidad de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque de galería con tres estadios de alteración. *Universitas Scientiarum*, 12(1), 51-63.

Noriega, J. A., Zapata-Prisco, C., García, H., Hernández, E., Hernández, J., Martínez, R., Santos-Santos, J. H., Pablo-Cea, J. D. y Calatayud, J. (2020). Does ecotourism impact biodiversity? An assessment using dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) as bioindicators in a tropical dry forest natural park. *Ecological Indicators*, 117, 106580. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106580>.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D. y Wagner, H. (2020). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. 2019. R project.

Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L. y Grace, P. (2014). Conservation agriculture and ecosystem services: An

overview. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 187, 87-105. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>.

Rangel-Acosta, J. L., Martínez-Hernández, N. J., Gutierrez-Rapalino, B. P., Gutiérrez-Moreno, L. C. y Borja-Acuña, R. A. (2016). Efecto del tamaño de la ronda hidráulica sobre las comunidades de escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) en la cuenca media y baja del río Cesar. *Entomotropica*, 31(15), 109-130.

RStudio Team. (2021). RStudio: Integrated Development for R. RStudio. PBC. <http://www.rstudio.com/>.

Sarandón, S. J. y Flores, C. C. (Eds.) (2014). *Principios de ecología de poblaciones. Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables*. Universidad Nacional de La Plata.

Slade, E. M., Mann, D. J., Villanueva, J. F. y Lewis, O. T. (2007). Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *Journal of Animal Ecology*, 76 (6), 1094-1104. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01296.x>.

Strecker, A. L., Olden, J. D., Whittier, J. B. y Paukert, C. P. (2011). Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications*, 21 (8), 3002-3013. <https://doi.org/10.1890/11-0599.1>.

Sulca, L. y Huamantínco, A. A. (2016). Variación estacional de la comunidad de escarabajos Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) de un bosque inundable amazónico de Perú. *Ecología Aplicada*, 15 (1), 47-55. <https://doi.org/10.21704/rea.v15i1.582>.

Uribe, M. y Vallejo, L. F. (2013). Diversidad de escarabajos Carabidae y Scarabaeidae de un bosque tropical en el Magdalena medio colombiano. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 17(2), 174-196.

Urrea-Galeano, L. A., Andresen, E., Coates, R., Mora-Ardila, F. e Ibarra-Manríquez, G. (2019). Dung beetle activity affects rain forest seed bank dynamics and seedling establishment. *Biotropica*, 51(2), 186-195. <https://doi.org/10.1111/btp.12631>.

Vaz-de-Mello, F. Z., Edmonds, W. D., Ocampo, F. C. y Schoolmeesters, P. (2011). A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa*, 2854(1), 1-73. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2854.1.1>.

Viegas, G., Stenert, C., Schulz, U. H. y Maltchik, L. (2014). Dung

beetle communities as biological indicators of riparian forest widths in southern Brazil. *Ecological Indicators*, 36, 703-710. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.036>.

Villéger, S., Mason, N. W. y Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89 (8), 2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>.

Wang, X., Müller, J., An, L., Ji, L., Liu, Y., Wang, X. y Hao, Z. (2014).

Intra-annual variations in abundance and species composition of carabid beetles in a temperate forest in Northeast China. *Journal of Insect Conservation*, 18 (1), 85-98. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9617-9>.

Willig, M., Kaufman, D. M. y Stevens, R. (2003). Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 273-309. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.012103.144032>.

Fenología de diez cultivares de *Cannabis sativa* L. bajo las condiciones ambientales de Palomino, la Guajira

Phenology of ten cultivars of *Cannabis sativa* L. under the environmental conditions of Palomino, La Guajira

David A. Candelario-Guerrero¹ , Luis E. Calabria-Parodi¹ , Catherine Pardey-Rodríguez¹ *  y Jhon Jairo Vargas- Sanchez² 

1. Grupo de investigación de Fitotecnia del Trópico, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

2. Grupo de investigación Estadística y Métodos cuantitativos, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Resumen

Los estudios sobre fenología de *Cannabis sativa* L. son una herramienta al momento de realizar prácticas de manejo del cultivo como la aplicación de fertilizantes, el manejo de plagas y enfermedades, y para valorar la adaptación del cultivo a las condiciones climáticas. La fenología estudia la ocurrencia de las fases en el ciclo de vida de las plantas, para su determinación es necesario el uso de la escala BBCH que codifica las etapas fenológicas días después del trasplante. El objetivo del trabajo fue evaluar el comportamiento de 10 genotipos de *Cannabis sativa* L. bajo condiciones de invernadero en etapas vegetativa, floración y cosecha para identificar los genotipos con la mejor adaptación a las condiciones climáticas en el corregimiento de Palomino. Las variables a evaluar fueron: altura de la planta, número de brotes, número de inflorescencias, índice de cosecha y rendimiento expresado en flor seca. Los datos de altura, brotes e inflorescencia se registraron tres veces por semana durante 10 semanas y en la semana 10 se cuantificó la altura final. El índice de cosecha y rendimiento se estimó al momento de la cosecha. El diseño estadístico fue completamente al azar con 10 tratamientos y 6 repeticiones por tratamiento. Los resultados mostraron que, de 58 etapas fenológicas definidas para Cannabis, en un ciclo asexual solo se evalúan 19 etapas. Además, con los datos recolectados de ganancia de altura, brotes e inflorescencias, se puede predecir quienes serán los genotipos más rendidores. El rendimiento de flor seca está influenciado por la longitud de la planta, número de brotes y número de inflorescencias; igualmente, el índice de cosecha mostró ser un indicador al momento de determinar el rendimiento de cada genotipo. El genotipo mejor adaptado a la zona de estudio fue PS111 por la altura, la cantidad de brotes vegetativos, inflorescencias y el rendimiento.

Palabras clave: fases de crecimiento; escala BBCH; fenología; *Cannabis*

Abstract

Studies on the phenology of *Cannabis sativa* L. are vital because they are an excellent tool for crop management practices, such as fertilizer application, pest and disease management, and determining the adaptations needed for crop cultivation under different climatic conditions. Phenology studies the occurrence of phases in the life cycle of plants; therefore, for determining the moments of phenological events, it is necessary to use tools facilitating the process of interpreting the information taken in the field; accordingly, the BBCH scale was adapted to determine the phenological phases taking into account the days after transplantation. The work's objective was to evaluate the phenology of ten Cannabis sativa L. genotypes to identify the genotypes with the best performance under greenhouse conditions in Palomino. The variables considered were: plant height, number of sprouts, number of inflorescences, harvest index, and yield expressed in dry flower quantity. Height, sprout, and inflorescence data were recorded three times a week for ten weeks, and at week ten, the final height was quantified. Harvest index and yield were estimated at harvest time. The statistical design was completely randomized, with ten treatments and six repetitions per treatment. The results showed that of 58 phenological stages defined for Cannabis in an asexual cycle, only 19 stages are evaluated. In addition, with data collected on height gain, sprouts, and inflorescences, allows the prediction of the higher-yielding genotypes. The dry flower yield is influenced by the length of the plant, number of buds, and number of inflorescences; likewise, the harvest index proved to be a good indicator when determining the performance of each genotype. The genotype best adapted to the climatic conditions of the trial area was PS111 due to height, the number of vegetative sprouts, inflorescences, and yield.

Key words: growth phases; BBCH scale; phenology; *Cannabis*

*Autor de correspondencia: catty68@hotmail.com

Editora: Mónica Lugo

Recibido: 04 de junio de 2022

Aceptado: 28 de abril de 2023

Publicación en línea: 28 abril de 2023

Citar como: Candelario-Guerrero D. A., Calabria-Parodi L. E., Pardey-Rodríguez, C., Vargas-Sánchez, J. J. (2023). Fenología de diez cultivares de Cannabis sativa L. bajo las condiciones ambientales de Palomino, la Guajira. Intropica, 18 (1). <https://doi.org/10.21676/23897864.4672>.



Introducción

A nivel global, el *Cannabis* ha sido reconocido con muchos nombres científicos, como *C. indica*, *C. afgana*, *C. ruderalis*, etc. Sin embargo, botánicos de diferentes nacionalidades han considerado que es una especie monotípica, y el único nombre aceptado por esta comunidad es *C. sativa* L. (Bernal *et al.*, 2019; Missouri Botanical Garden, 2022; Royal Botanic Gardens, 2022).

Desde que el hombre empezó a domesticar los cultivos hace más de 10 000 años, el *Cannabis* ha sido utilizado por la humanidad con fines medicinales, textiles, alimenticios y recreativos (Suárez *et al.*, 2018). Esta planta es originaria de Asia central, y su registro más antiguo corresponde a las montañas del Cielo, en China (Russo *et al.*, 2008). Es considerada una planta herbácea anual, dioica, con hojas palmiformes de cinco a siete segmentos largos y dentados. Por lo general, el primer par de hojas tiene un foliolo, y el segundo par, tres foliolos, los cuales van aumentando hasta llegar a once o doce (Suárez *et al.*, 2018). Las inflorescencias masculinas se caracterizan por ser ramificadas y laxas, mientras que las inflorescencias femeninas son densas. El fruto es un aquenio, que puede tener una tonalidad blanquecina, verdosa o púrpura, y su composición química ha sido estudiada ampliamente. De este modo se han identificado más de 500 compuestos, entre los cuales los más estudiados son el Δ^9 -tetrahidrocannabinol (THC) y el cannabidiol (CBD) (Ángeles *et al.*, 2014).

Por estas características, tanto botánicas como químicas, *C. sativa* ha sido considerada de gran interés investigativo. No obstante, de igual forma ha sido relegada del ámbito científico durante mucho tiempo, opacando sus diversas cualidades terapéuticas (Ángeles *et al.*, 2014). En Colombia, en particular, las restricciones sobre el uso de esta planta a lo largo de los años han estado influenciadas por el ámbito internacional, con políticas que se caracterizaron por ser represivas y poco efectivas durante el siglo XX (Guzmán y Uprimny, 2010). Sin embargo, recientemente, gracias a iniciativas gubernamentales como el Decreto 613 de 2017 y el Decreto 811 de 2021 del Ministerio de Salud y Protección Social, donde se reglamenta el acceso seguro e informado al uso médico y científico del *Cannabis*, la academia cuenta con herramientas para realizar e incentivar investigaciones en torno a esta especie a nivel nacional, lo que aumentó el interés sobre su cultivo. Por ello, el proyecto aquí descrito pretende proporcionarle a la comunidad científica y agrícola colombiana conocimiento sobre el desarrollo fenológico de la planta bajo condiciones de invernadero.

La fenología estudia la ocurrencia de las fases en el ciclo de vida

de las plantas (De Marco *et al.*, 2021). En este caso, el término "fase" se relaciona con la aparición o desaparición de los órganos vegetales; así, se cuenta, por ejemplo, con la fase de emergencia o la fase de floración, las cuales dependen de factores ambientales (Torres, 1995). En efecto, la sensibilidad fotoperiódica de *C. sativa* hace que sea considerada como una planta de día corto, porque florece cuando los días se acortan y las noches se alargan (Small, 2017). Las plantas de este tipo tienen como característica que la duración de los días influye en el momento de inicio de floración (Lisson *et al.*, 2000). Asimismo, la inducción floral en *C. sativa* está estrechamente influida por factores abióticos como la temperatura, el fotoperiodo y la humedad ambiental (Casiano y Paz, 2018).

Los estudios sobre la fenología de *C. sativa* son de gran importancia porque pueden ser una herramienta a la hora de realizar prácticas de manejo de cultivo como la aplicación de fertilizantes, el control de plagas y enfermedades, y el estudio sobre la adaptabilidad a diferentes condiciones climáticas (Mishchenko *et al.*, 2017). La escala BBCH (por las siglas del alemán *Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt und Chemische Industrie*) es una forma de codificar las etapas fenológicas de las plantas (Meier, 2018) que fue estandarizada por Mishchenko *et al.* (2017) para las fases de crecimiento de *C. sativa*. De esta manera se han identificado seis fases para dicha planta: germinación, emergencia, etapa vegetativa, floración, formación de semillas y senescencia (Mediavilla *et al.*, 1998).

El sistema BBCH para el cultivo de *C. sativa* propone ocho códigos para la etapa de germinación; diez para la aparición de las hojas; dos para la formación de brotes laterales; nueve para la elongación del tallo; tres para la inflorescencia masculina; siete para la inflorescencia femenina; nueve para el desarrollo del fruto; cinco para maduración del fruto, y cinco para la muerte de la planta. Esta codificación fue el resultado del trabajo mancomunado del Centro Federal de Investigaciones Biológicas para Agricultura y Silvicultura (BBA), el Instituto Federal de Variedades (BSA), la Asociación Alemana de Agroquímicos (IVA) y el Instituto para Horticultura y Floricultura en Grossbeeren, Erfurt, Alemania (IGZ) (Bleiholder *et al.*, 1996).

El objetivo de la presente investigación fue evaluar el comportamiento de 10 genotipos de *C. sativa* L. bajo condiciones de invernadero e identificar aquel que mejor se hubiera adaptado a los parámetros climáticos del corregimiento de Palomino, La Guajira.

Materiales y métodos

La siembra se realizó en el segundo semestre del año 2019 bajo

un sistema productivo de invernadero ubicado en el corregimiento de Palomino, del municipio de Dibulla, en el departamento de La Guajira, Colombia. Según informes del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) de 2020, como condiciones climáticas externas de la zona se registran lluvias con un régimen bimodal, con una primera temporada de precipitación entre julio y agosto y una segunda temporada entre septiembre y octubre. El promedio de precipitaciones anuales para esta zona es de 500-1 000 mm (IDEAM y Universidad Nacional de Colombia (UNAL), 2020).

Para monitorear las condiciones ambientales dentro del invernadero, se instalaron sensores en cinco puntos estratégicos que hicieron seguimiento a la temperatura (°C) y a la humedad relativa (%). La luminosidad fue registrada con el luxómetro DT-8809^a-CEM. Estas lecturas se realizaron tres veces al día, durante todo el ciclo del cultivo. El microclima del invernadero se caracterizó por tener una temperatura (T°) promedio de 29,7 °C, humedad relativa (HR) promedio de 78,3 % y luminancia (LUX) promedio de 5,088.

El material vegetal fue de origen asexual y provino de plantas madre femeninas clasificadas como psicoactivas y no psicoactivas. El endurecimiento de los clones se realizó en laboratorio durante 15 días en condiciones controladas de HR y temperatura. El trasplante se llevó a cabo en macetas de 10 L, con un sustrato que constaba de una mezcla de turba de coco, perlita y micorrizas para el óptimo desarrollo radicular (Martínez *et al.*, 2011; Tchameni *et al.*, 2011).

La duración de la etapa vegetativa fue de cuatro semanas. Las plantas se expusieron a un fotoperiodo de 18 horas luz y 12 horas de luz natural, y seis horas complementarias de luz artificial con bombillas LED de 30 w. En la semana 5, las plantas fueron sometidas a la inducción floral, momento en la cual se cambió el fotoperiodo a 12 horas de luz natural y 12 horas de oscuridad. El inicio de la floración se determinó con la metodología propuesta por Amaducci *et al.* (2007), que indica darle comienzo a una etapa si el 50 % de la población de estudio presenta inflorescencias.

El manejo del cultivo se realizó de manera tradicional bajo condiciones de invernadero, con distancia de siembra de 0,55 m entre planta y 0,40 m entre surcos. La fertilización, las podas fitosanitarias, el control de plagas y el fotoperiodo se hicieron de acuerdo con los requerimientos y la finalidad del cultivo. El diseño estadístico en el invernadero fue completamente al azar, con 10 genotipos y seis repeticiones por cada uno de estos.

Las variables directas evaluadas fueron: altura de planta (cm),

número de brotes (unidades), número de inflorescencias (unidades), peso fresco del tallo (g), peso fresco de la raíz (g), peso fresco de la flor (g), peso fresco de las hojas (g) y peso seco de la flor (g). Las variables indirectas fueron índice de cosecha (IC) (%) y rendimiento (g).

Las mediciones de altura, número de brotes y número de inflorescencias se realizaron tres veces por semana para identificar el cambio de etapa. La altura de la planta se midió desde el cuello de la raíz hasta la punta del ápice de la última hoja (cm). Por otra parte, para determinar el IC se cuantificó la biomasa total de cada individuo, se separó por órganos y se obtuvieron el peso fresco de las hojas (PFH), el peso fresco del tallo (PFT), el peso fresco de las flores (PFF) y el peso fresco de la raíz (PFR). Luego se empleó la fórmula $IC = Pff/B_t$, donde PFF= peso fresco de las flores y B_t= biomasa total (la biomasa total es la suma de PFH, PFT, PFF y PFR).

Para identificar los mejores índices de ganancia entre las semanas del ciclo fenológico, en las variables altura de planta, brotes vegetativos e inflorescencia se realizó el análisis de varianza. Asimismo, cuando se presentaron diferencias estadísticas, se hizo la comparación de medias con la prueba de Duncan al 5 %.

El rendimiento por genotipo, expresado en peso seco de la flor (PSF), se determinó luego de que las inflorescencias cosechadas fueran almacenadas en el cuarto de secado a una temperatura de 19 °C y con HR del 40 % durante 10 días, hasta que el material vegetal registrara 15 % de humedad. Dicho grado de humedad del material vegetal se determinó utilizando métodos tradicionales, doblando el tallo de la inflorescencia de manera que, si este se rompía, la muestra se consideraba en el punto óptimo de secado. Las diferencias entre los rendimientos de los genotipos se evaluaron con el análisis de varianza, y las diferencias entre las medias, con la prueba de Duncan al 5 %.

Finalmente, la asociación de las variables altura de planta, número de brotes, número de inflorescencias, IC y rendimiento de los 10 genotipos de *C. sativa* se cuantificó con el coeficiente de correlación de Pearson. Todos los análisis estadísticos se realizaron mediante el software R Studio, en su versión 4.1 de libre acceso.

Parámetros ambientales bajo condiciones de invernadero

Los registros de temperatura máxima en el día y durante la noche fueron constantes. La temperatura máxima registrada en el día fue de 40,8 °C, y en la noche, de 22 °C, con un rango de temperatura promedio de 15 °C (figura 1). La HR entre las 17:00

y las 20:00 horas alcanzó un máximo de 99 %, mientras que entre las 11:00 y las 13:00 horas se obtuvieron lecturas entre 24-60 % (figura 2). La luminosidad máxima se presentó entre las

11:00 y las 14:00 horas, con un valor de 3,11,6 LUX. En horas de la tarde los registros decayeron entre 27,4 y 196,2 LUX a causa de las lluvias torrenciales (figura 3).

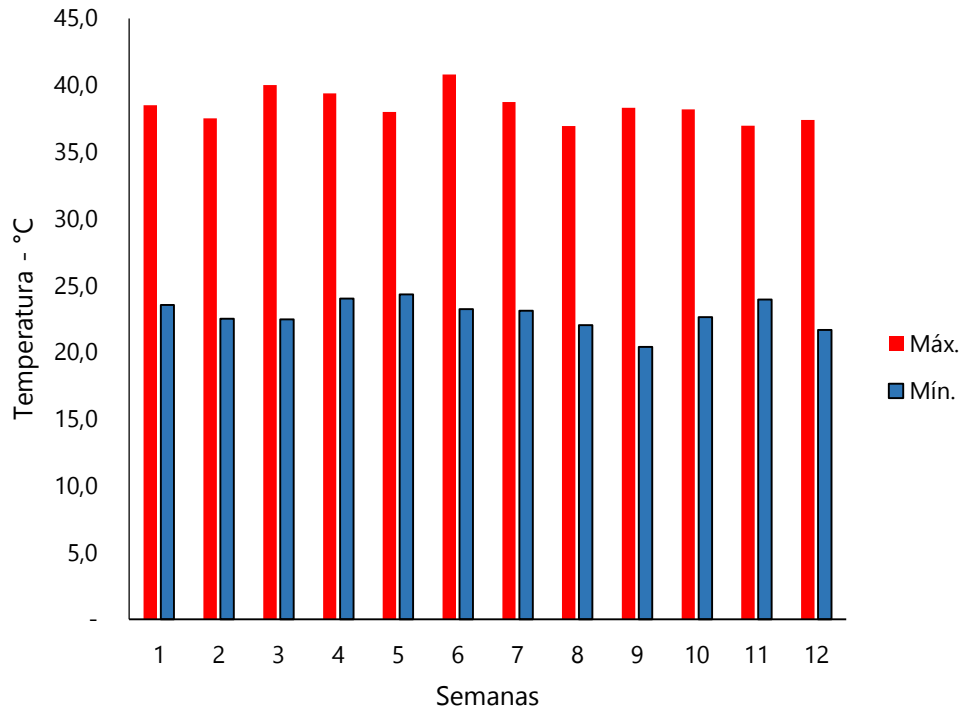


Figura 1. Registro de temperaturas bajo condiciones de invernadero en Palomino, La Guajira, durante todo el ciclo del cultivo de 10 genotipos de *C. sativa*.

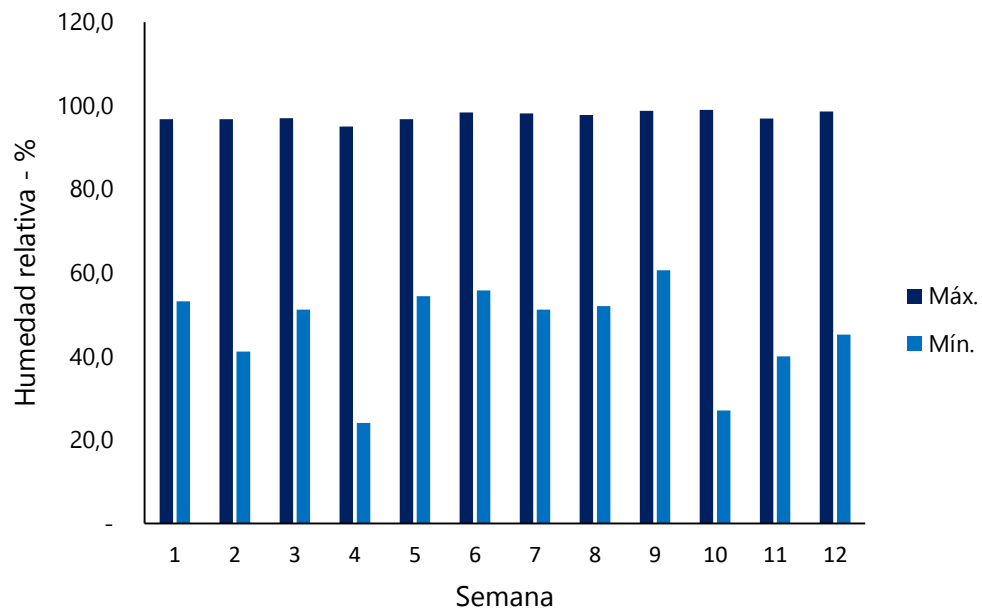


Figura 2. Registro de humedad relativa bajo condiciones de invernadero en Palomino, La Guajira, durante todo el ciclo del cultivo de 10 genotipos de *C. sativa*.

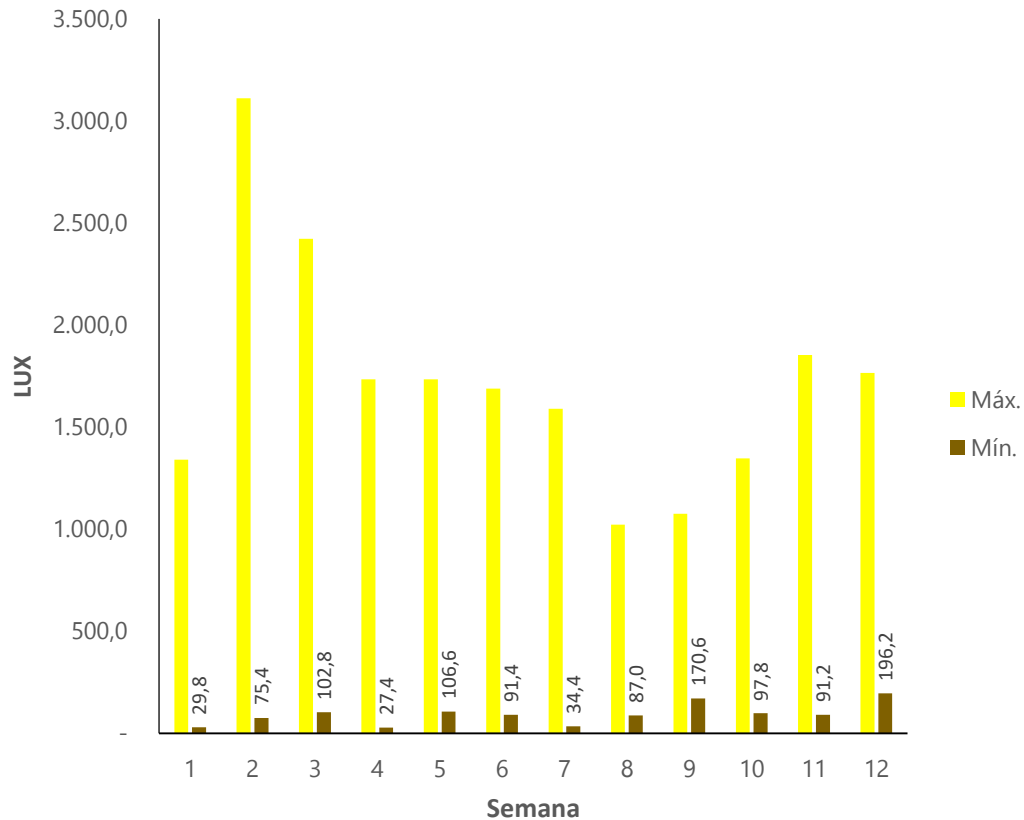


Figura 3. Registro de intensidad lumínica bajo condiciones de invernadero en Palomino, La Guajira, durante el ciclo del cultivo de 10 genotipos de *C. sativa*.

Altura de la planta

Se observó un incremento en la altura de los 10 genotipos de *Cannabis* desde la semana 2 después del trasplante (ddt). Luego, a partir de la semana 7 ddt, la velocidad de crecimiento tomó una gradual tendencia a ralentizarse (figura 4). Así pues, la ganancia de altura fue diferente entre las semanas (tabla 1); particularmente, en la 5 ddt y la 6 ddt se cuantificó la mayor ganancia, con un promedio de 3,47 cm y 3,10 cm respectivamente (tabla 2).

Los genotipos con mayor altura en la semana 5 ddt fueron PS108, PS57, PS11, PS111 y PS153, con ganancia de crecimiento por semana entre 4,26-3,36 cm. Por otra parte, en el momento de la cosecha en la semana 10 ddt, los genotipos con mayor altura fueron PS57, PS108 y PS11, cuyas alturas fluctuaron entre

171-148 cm. Los genotipos más bajos fueron PS60 y PS165, con 101,83 cm y 80,83 cm, respectivamente (tabla 2).

Número de brotes

El desarrollo de nuevas yemas de crecimiento sobre el tallo en los 10 genotipos de *Cannabis* se presentó a partir de la semana 5 ddt, posterior a la inducción floral, con un incremento significativo en el número de brotes (figura 5). En este caso también se registraron diferencias entre las semanas (tabla 1); en concreto, en la 6 ddt y la 7 ddt se contabilizó la mayor ganancia de brotes (tabla 2). En la semana 6 ddt los genotipos PS111, PS57 y PS97 arrojaron un rango de 6,53-5,11 brotes (tabla 2). Finalmente, en el momento de la cosecha, el genotipo PS111 tuvo la mayor cantidad de brotes con 153 unidades, y los genotipos con menor cantidad fueron PS108, PS42, PS60 y PS165, con un rango de 113 a 95 brotes en total (tabla 2).

Fenología de diez cultivares de *Cannabis sativa* l. bajo las condiciones ambientales

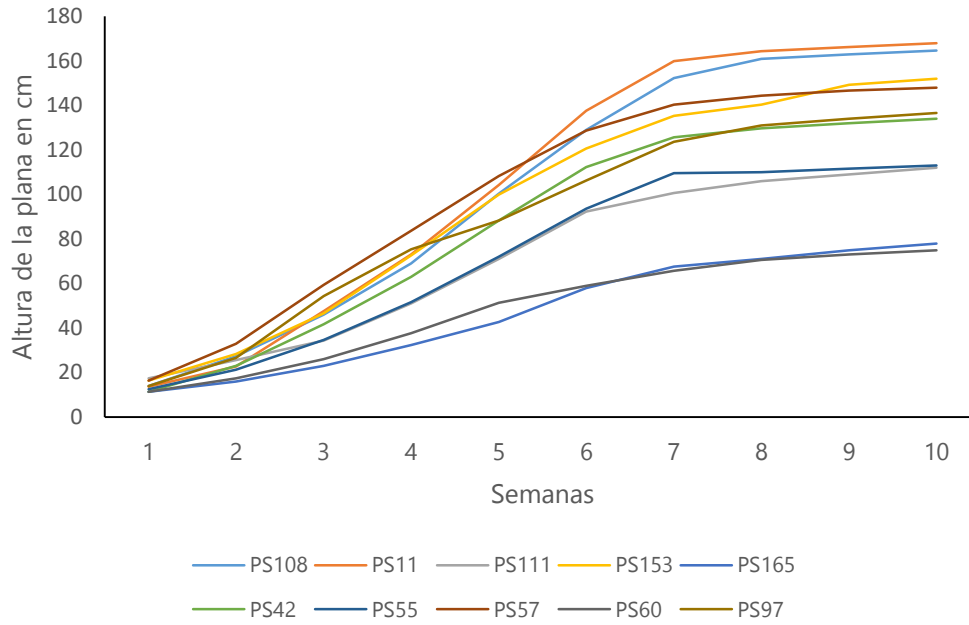


Figura 4. Altura de la planta a través del tiempo de 10 genotipos de *C. sativa* evaluados bajo condiciones de invernadero en el corregimiento de Palomino, La Guajira.

Tabla 1. Análisis de varianza para altura, brotes e inflorescencias de 10 genotipos de *C. sativa* durante 10 semanas, evaluados bajo condiciones de invernadero, en el corregimiento de Palomino, La Guajira. Niveles de significancia: **p<0,001; *p<0,05.

Diferencia entre semana para ganar altura, brotes e inflorescencia				
Fuente de variación	Grados de libertad	Ganancia	Brotes	Inflorescencia
Semana	9	Altura 169,2**	323,8**	980,6**
Error	590	1,87	3,1	3,2

Diferencia entre genotipos para la semana de mayor ganancia en altura, brotes e inflorescencia				
Fuente de variación	Grados de libertad	Semana de mayor ganancia		
		5	6	7
		Altura	Brotes	Inflorescencia
Genotipo	9	5,613**	4,479*	28,564
Error	50	1,303	1,63	0,913

Diferencia entre genotipos en el momento de la cosecha en la semana 10 para altura, brotes e inflorescencia				
Fuente de variación	Grados de libertad	Semana 10		
		Altura	Brotes	Inflorescencia
Genotipo	9	5,613**	1,571,1**	1,975,8**
Error	50	1,303	268,5	221,5

Diferencias entre genotipos para índice de cosecha (IC) y rendimiento (g)			
Fuente de variación	Grados de libertad	IC	Rendimiento
Genotipos	9	0,009	516,7**
Error	50	0,004	

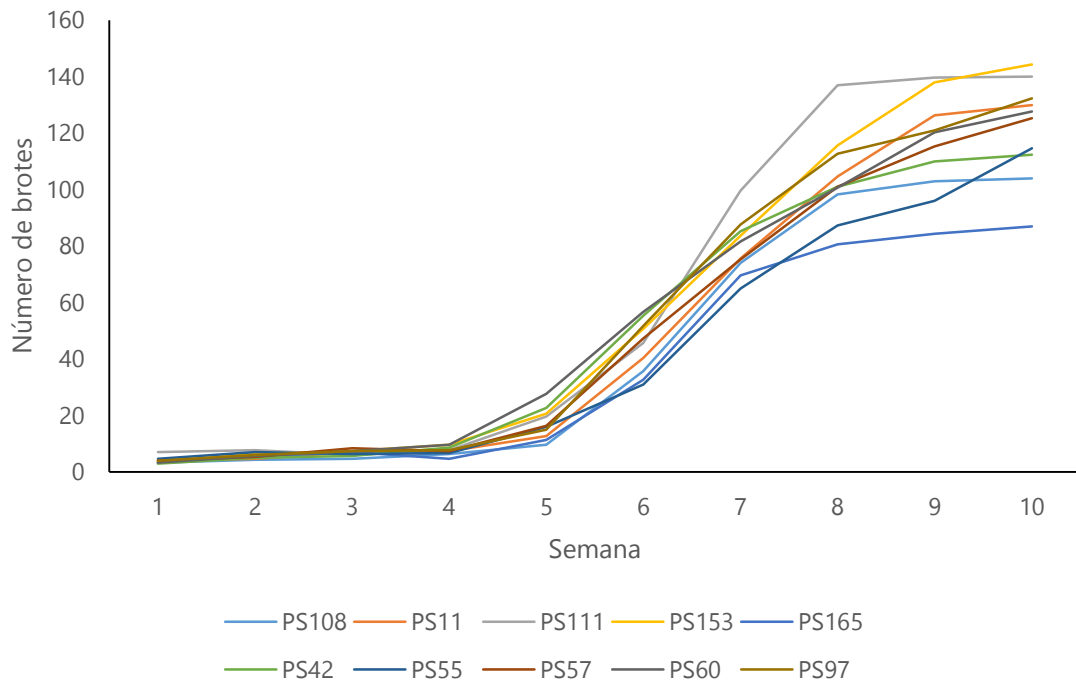


Figura 5. Desarrollo de brotes de 10 genotipos de *C. sativa* evaluados bajo condiciones de invernadero en el corregimiento de Palomino, La Guajira.

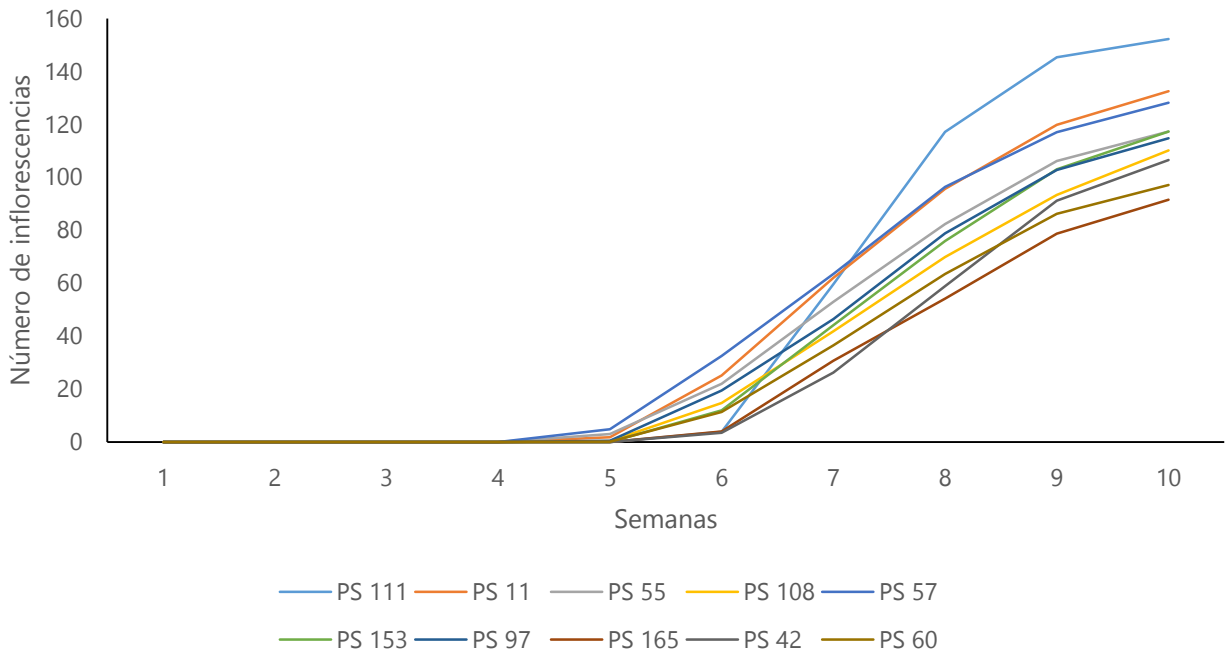


Figura 6. Número de inflorescencias de 10 genotipos de *C. sativa* evaluados bajo condiciones de invernadero en el corregimiento de Palomino, La Guajira.

Tabla 2. Test de comparaciones de medias de Duncan para las semanas de mayor ganancia de altura, brotes e inflorescencia entre genotipos, los mejores genotipos para la mejor semana de mayor ganancia y los mejores genotipos en el momento de la cosecha en la semana 10, evaluados bajo condiciones de invernadero en Palomino, La Guajira. Grupos de medias aritméticas con la misma letra no son significativamente diferentes a nivel de alfa 0,05.

Semana de mayor ganancia	Altura	Grupos	Semana de mayor ganancia	de Brotes	Grupos	Semana de mayor ganancia	de Inflorescencia	Grupos
5	3,47	A	6	45,78	A	7	50,55	A
6	3,10	AB	7	44,08	A	8	46,47	A
4	2,82	B	8	32,06	B	6	30,72	B
3	2,61	B	5	20,46	C	9	29,29	B
2	1,99	C	9	15,51	C	10	13,23	C
7	1,78	C	10	0,56	D	5	0,44	D
1	0,76	D	4	0,43	D	1	0,00	D
8	0,51	DE	2	0,24	D	2	0,00	D
9	0,44	DE	3	0,23	D	3	0,00	D
10	0,13	E	1	0,16	D	4	0,00	D

Genotipo	Semana 5, de mayor ganancia de altura	Grupos	Genotipo	Semana 6, de mayor ganancia de brotes	Grupos	Genotipo	Semana 7, de mayor ganancia de inflorescencia	Grupos
PS108	4,26	A	PS111	6,53	A	PS111	11,12	A
PS57	4,18	A	PS57	5,25	AB	PS11	5,14	B
PS11	3,93	AB	PS97	5,11	AB	PS55	4,95	BC
PS111	3,36	ABC	PS153	4,68	B	PS153	4,71	BC
PS153	3,36	ABC	PS108	4,42	B	PS57	4,49	BC
PS97	3,09	BCD	PS165	4,11	B	PS165	4,39	BC
PS42	3,08	BCD	PS60	4,05	B	PS97	4,05	BC
PS55	2,87	CD	PS11	4,03	B	PS42	3,97	BC
PS60	2,40	CD	PS42	3,9	B	PS60	3,92	BC
PS165	2,29	D	PS55	3,64	B	PS108	3,77	C

Genotipo	Semana 10: altura	Grupos	Genotipo	Semana 10: brotes	Grupos	Genotipo	Semana 10: inflorescencias	Grupos
PS57	171,66	A	PS111	153	A	PS111	152	A
PS108	162,5	A	PS11	132	B	PS11	130	B
PS11	148	AB	PS57	131	B	PS57	124	BC
PS111	136	BC	PS153	122	BC	PS55	115	BCD
PS153	133,83	BC	PS97	120	BC	PS153	115	BCD
PS97	127,5	BC	PS55	118	BC	PS97	112	BCDE
PS42	121	CD	PS108	113	BCD	PS108	106	CDEF
PS55	120,83	CD	PS42	111	BCD	PS42	104	DEF
PS60	101,83	DE	PS60	103	CD	PS60	94	EF
PS165	80,83	E	PS165	95	D	PS165	89	F

Número de inflorescencias

Entre las semanas 5 ddt y 6 ddt, la emisión de inflorescencias aumentó de forma notable (figura 6), presentándose diferencias significativas entre estos periodos evaluados (tabla 1). En las

semanas 7 ddt y 8 ddt se observó la mayor cantidad de flores, con 50,55 y 46,47 unidades emitidas respectivamente (tabla 2), y las diferencias entre los genotipos en la semana 7 ddt fue significativa (tabla 1).

El genotipo con la mejor emergencia floral fue PS111, con 11,12 unidades. En efecto, en el momento de la cosecha, en la semana 10 ddt, PS111 acumuló en promedio 152 botones florales. Por el contrario, los genotipos con la menor cantidad fueron PS108, PS42, PS60 y PS165, que produjeron entre 106 y 89 botones florales (tabla 2).

Índice de cosecha (IC)

El IC para los 10 genotipos fluctuó entre 30-43 % (figura 7). Sin

embargo, no se presentaron diferencias significativas entre las medias de estos genotipos debido a la variabilidad de los datos dentro y entre los genotipos. Por consiguiente, las medias comparadas de los genotipos de *C. sativa* obtuvieron un comportamiento similar.

Al relacionar el IC con el rendimiento, se observó una correlación de 0,75. Es decir, los genotipos con mayores IC tienen la capacidad de obtener un mejor rendimiento de flor seca (figura 8).

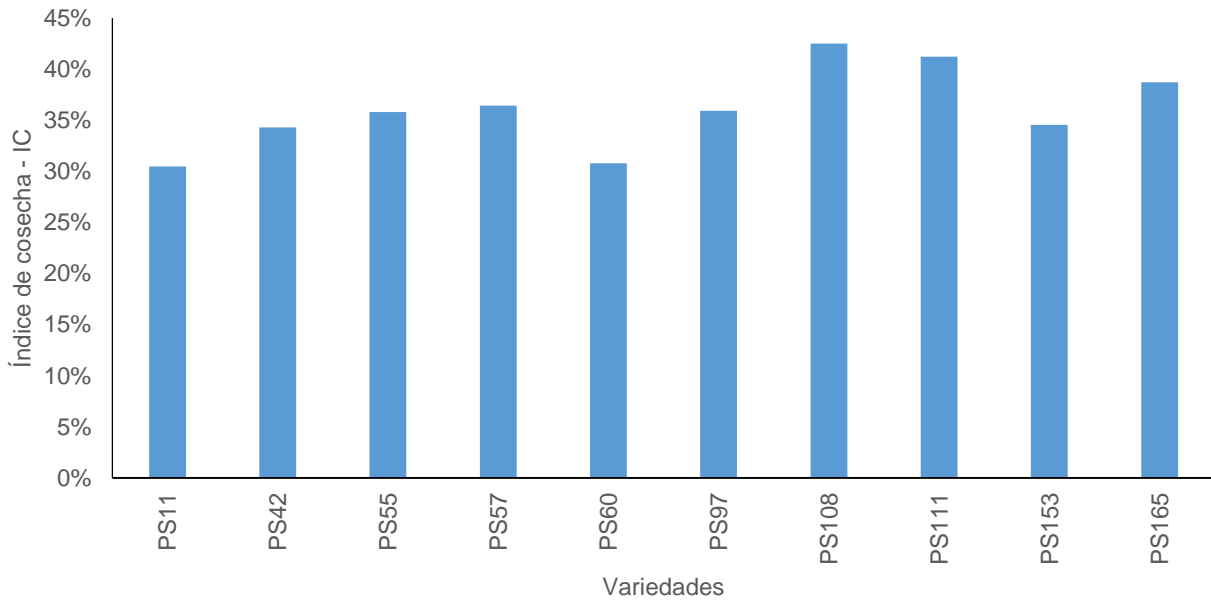


Figura 7. Índice de cosecha de 10 genotipos de *C. sativa* evaluados bajo condiciones de invernadero en el corregimiento de Palomino, La Guajira.

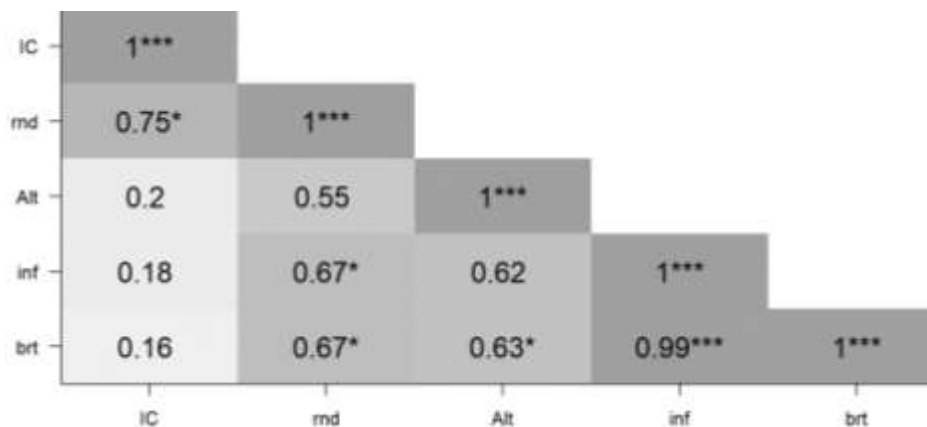


Figura 8. Matriz de correlación de Pearson entre altura (Alt), rendimiento (rnd), índice de cosecha (IC), inflorescencias (inf) y brotes (brt) para los 10 genotipos de *C. sativa* bajo las condiciones de invernadero en Palomino, La Guajira (nivel alfa del 0,05).

Rendimiento

Se presentaron diferencias estadísticas entre los rendimientos de flor seca entre los 10 genotipos de Cannabis (tabla 1). El rendimiento fluctuó entre 29,5-61 g de flor seca por planta, y los mejores registros en esta variable se presentaron en los genotipos PS111, con 61 g, PS108, con 55,2 g, y PS97, con 49,8 g de flor seca (figura 9).

El análisis de correlación entre las variables altura, rendimiento, IC, inflorescencias y brotes mostró una asociación positiva entre la cantidad de brotes vegetativos y la cantidad de inflorescencias emitidas. La altura de la planta a su vez reflejó una asociación positiva con los brotes y las inflorescencias, y así mismo se detectó asociación entre IC y rendimiento (figura 8). Por último, no se encontró correlación con la altura de la planta ni con la cantidad de brotes e inflorescencias.

Etapas de desarrollo fenológico

La formación de brotes laterales comienza en la etapa 2, de manera que los genotipos iniciaron la emergencia de nuevas yemas vegetativas al día 4 ddt, aunque el genotipo PS57 lo hizo a los 11 días ddt (tabla 3).

Por otro lado, el alargamiento del tallo, correspondiente a la etapa 3, comenzó a los 16 días después de la inducción floral, y los 10 genotipos obtuvieron un aumento en la altura del 30 %. La inducción floral se inició a los 30 días ddt, y las primeras inflorescencias se visualizaron entre los 36-41 días ddt. Los genotipos que generaron las primeras inflorescencias a los 36

días ddt fueron PS11, PS55, PS57 y PS97. Por el contrario, los genotipos PS111, PS108, PS153, PS165, PS42 y PS60 abrieron sus primeras inflorescencias entre los días 39-41 ddt.

Por otro lado, el alargamiento del tallo, correspondiente a la etapa 3, comenzó a los 16 días después de la inducción floral, y los 10 genotipos obtuvieron un aumento en la altura del 30 %. La inducción floral se inició a los 30 días ddt, y las primeras inflorescencias se visualizaron entre los 36-41 días ddt. Los genotipos que generaron las primeras inflorescencias a los 36 días ddt fueron PS11, PS55, PS57 y PS97. Por el contrario, los genotipos PS111, PS108, PS153, PS165, PS42 y PS60 abrieron sus primeras inflorescencias entre los días 39-41 ddt. Más adelante, al medir la altura de la planta en la fase de floración, el genotipo PS55 se destacó por su precocidad, pues alcanzó el 90 % de su longitud final a los 41 ddt. El resto de los genotipos, en cambio, alcanzaron el 90 % del crecimiento entre los 43 y 46 días ddt (tabla 3).

En la fase de floración se identificaron dos grupos, teniendo en cuenta que el inicio de esta etapa se determinó como el momento en que la población tuviera el 50 % de las inflorescencias abiertas. Por una parte, hubo un grupo de floración temprana entre los días 46 y 48 ddt, conformado por los genotipos PS11, PS55, PS57, PS97, PS153 y PS60 (semana 7 ddt). Por otra parte, el segundo grupo tuvo una floración tardía entre los 50-53 días ddt, constituido por los genotipos PS111, PS108, PS165 y PS42 (semana 8). La cosecha para todos los materiales fue realizada a los 70 días ddt (tabla 3).

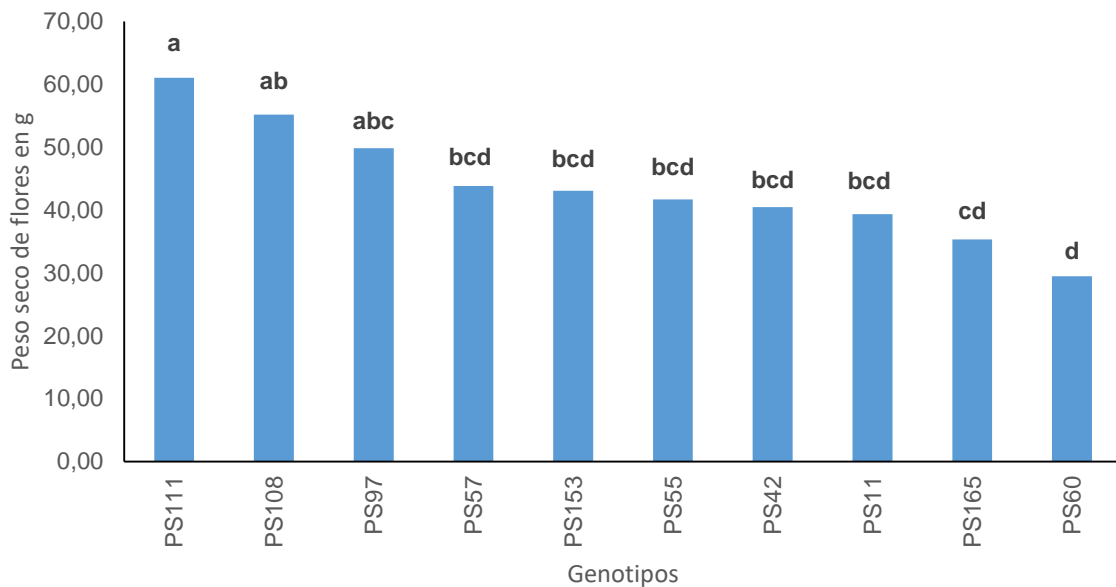


Figura 9. Test de Duncan para rendimiento de 10 genotipos de *Cannabis sativa* evaluados en invernadero. Grupos según probabilidad de diferencias de medias y nivel alfa (0,05).

Tabla 3. Etapas fenológicas de crecimiento y desarrollo de 10 genotipos de *Cannabis sativa* bajo las condiciones ambientales de Palomino, La Guajira, durante el periodo de julio a diciembre del año 2020 según la escala BBCH.

BBCH	Etapas de desarrollo	PS111	PS11	PS55	PS108	PS57	PS97	PS153	PS165	PS42	PS60
	N.º 2: formación de brotes laterales										
21	Primer brote lateral visible	4	4	4	6	11	6	6	6	6	6
25	Varios brotes laterales en la base de la hoja	6	11	6	13	13	11	11	13	11	8
	N.º 3: alargamiento del tallo										
31	Tallo 10 % de la longitud final	4	6	4	6	6	4	4	1	4	4
32	Tallo 20 % de la longitud final	11	13	11	13	13	11	13	11	13	13
33	Tallo 30 % de la longitud final	18	18	18	18	15	18	18	18	18	18
34	Tallo 40 % de la longitud final	22	22	22	22	20	22	22	22	20	20
35	Tallo 50 % de la longitud final	27	27	25	27	25	27	27	27	27	27
36	Tallo 60 % de la longitud final	29	32	29	32	29	29	29	32	29	29
37	Tallo 70 % de la longitud final	34	34	32	36	34	32	34	34	34	34
38	Tallo 80 % de la longitud final	39	39	39	39	36	39	39	39	39	39
39	Tallo 90 % de la longitud final	46	43	41	43	43	43	46	46	43	43
	N.º 6: floración										
59	Inducción floral	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
60	Se abren las primeras inflorescencias	39	36	36	39	36	36	39	41	41	39
62	20 % de inflorescencias abiertas	43	39	39	41	39	39	41	43	43	41
63	30 % de inflorescencias abiertas	46	41	41	43	41	43	43	46	48	43
64	40 % de inflorescencias abiertas	48	43	46	46	43	46	46	48	50	46
65	Plena floración: 50 % de las inflorescencias abiertas	50	46	48	50	46	48	48	50	53	48
67	Acabado de floración: 70 % de las inflorescencias abiertas	53	53	55	55	53	53	55	55	55	55
69	Fin de floración	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70

Discusión

Se describieron 19 etapas fenológicas para los 10 genotipos de *Cannabis sativa* L. de origen asexual, teniendo en cuenta los estados formación de brotes laterales, alargamiento del tallo y floración. La etapa vegetativa para los 10 genotipos bajo las condiciones de estudio fue similar dado que recibieron el mismo tratamiento de fotoperiodo hasta los 30 días ddt, cuando se inició la inducción floral. No obstante, cabe aclarar que la etapa vegetativa para el *Cannabis* puede variar según el fin del cultivo. Por ejemplo, en los cultivos de cáñamo, donde el manejo agronómico presenta variaciones en cuanto a densidades de siembra y fertilización, la etapa vegetativa puede alcanzar hasta las 8 semanas ddt (Tang *et al.*, 2016).

En las semanas 1 ddt y 2 ddt, la velocidad de crecimiento fue mínima, tal como suele ocurrir al comienzo de la etapa vegetativa, las fitohormonas como las auxinas, giberelinas y citoquininas son capaces regular el crecimiento de las plantas y sus procesos fisiológicos (Alcántara *et al.*, 2019). Luego, a partir de la semana 3 ddt, la velocidad de crecimiento aumenta significativamente como respuesta a la fertilización foliar y

edáfica, para estabilizarse más adelante a partir de la semana 5 ddt puesto que, al iniciar la fase de floración, la elongación del tallo tiende a ralentizarse gradualmente debido a la intervención de las fitohormonas (Collazos *et al.*, 2017). Como consecuencia de estos cambios, el desarrollo de nuevas hojas se inhibe para dar lugar al meristemo floral (Azcón y Talón, 2008).

Teniendo en cuenta que el *Cannabis* es una planta de día corto, la floración está inducida por un periodo de oscuridad, de entre 13 y 14 horas (Small, 2017). En la presente investigación, la inducción floral para los 10 genotipos probados se realizó a los 30 días ddt. Ahora bien, así como la respuesta a la formación de los primordios florales es propia de cada genotipo, igualmente ocurre con la apertura de las flores. De tal forma se identificó a PS111 dentro de los genotipos de floración tardía, mientras que PS108 y PS97 fueron más tempraneros. De cualquier modo, estos tres genotipos fueron los más rendidores. Asimismo, en los resultados de altura se observó que entre las semanas 5 y 6 de floración se dio la mayor ganancia, de forma que para esta misma fecha los 10 genotipos alcanzaron el 90 % de su longitud final.

La floración se presenta cuando la radiación solar es constante y no se ve ocultada por las nubes cargadas de agua, por lo cual la actividad fotosintética es constante. A su vez, el estrés hídrico es un factor que detiene el crecimiento, de manera que es clave controlar la cantidad de riego y la humedad del suelo para evitar la presencia de enfermedades. En ese orden de ideas, es posible medir la respuesta de los genotipos a la luz de ambos factores: la intensidad lumínica y el riego en los invernaderos climatizados (Rodríguez-Yzquierdo *et al.*, 2021; Stemeroff, 2017).

Caplan *et al.* (2019), por ejemplo, realizaron sequías controladas para maximizar tanto el peso seco de la inflorescencia como el rendimiento de cannabinoides. Así, los autores lograron aumentar las concentraciones de ácido tetrahidrocannabinólico (THCA) y de ácido cannabidiólico (CBDA) en un 12 % y un 13 %, respectivamente, en comparación con plantas con irrigación constante. Además, el rendimiento de THCA por unidad de área de cultivo fue un 43 % superior al control irrigado, así como el de CBDA, un 47 % más alto. Del mismo modo, el THC y el CBD tuvieron un mayor rendimiento en un 50 % y un 67 %, en ese orden.

Al finalizar el ciclo del cultivo, los genotipos PS108, PS57 y PS11 alcanzaron promedios de altura entre 148-172 cm, resultados que difieren de los reportados por Cosentino *et al.* (2012), quienes obtuvieron promedios de altura entre 74-226 cm para cuatro variedades de *C. sativa* en diferentes fechas de siembra. Sin embargo, para los cultivadores de la zona es preferible seleccionar genotipos que no superen los 180 cm de altura porque esto les facilita las labores de campo como las podas fitosanitarias, las fumigaciones, el monitoreo de plagas y la cosecha. Por ello, estos resultados son satisfactorios.

A partir de la semana 5 ddt, el incremento en la producción de brotes fue notoria. Así como Gaitán y Chivata (2022) reportaron entre 12 y 16 brotes en la semana 4 ddt, la presente investigación arrojó valores similares para la misma semana de crecimiento: de 9 a 12 brotes. En las semanas de mayor ganancia de brotes e inflorescencias (semanas 6 ddt y 7 ddt), el genotipo PS111 obtuvo el mejor comportamiento. Igualmente, al finalizar su ciclo fenológico (semana 10), este genotipo se destacó por tener el mejor promedio de brotes e inflorescencias. Sin embargo, es preciso advertir que estos resultados pudieron ser sesgados por las labores de campo realizadas durante la ejecución de este proyecto. Por ejemplo, durante las 10 semanas se ejecutaron tres podas fitosanitarias dirigidas al tercio inferior de la planta con el fin de mejorar el flujo de aire entre las plantas. Por lo tanto, el conteo de brotes e inflorescencias pudo haber tenido cierto margen de error.

En cuanto al rendimiento de flor seca y el IC en el cultivo de *Cannabis*, no es posible contrastar los resultados con otros estudios debido a que en la actualidad no existen investigaciones que contemplen estas variables. No obstante, conviene anotar que el IC presentó una correlación positiva con el rendimiento debido a que gran parte de la biomasa total de la planta se aloja en las inflorescencias. Al respecto, es pertinente recordar que el IC indica la cantidad de materia acumulada en el órgano de interés con respecto a la biomasa total de la planta (Escalante y Kohashi, 2015).

En contraste, al comparar el IC con el número de brotes e inflorescencias, la correlación es baja. Esto pudo ser influenciado por las condiciones ambientales en la zona de estudio y el microclima presente en el invernadero, con cambios bruscos de temperatura y humedad, alcanzando durante el día picos mayores a 30 °C y HR 78 % y, en la noche, de 20 °C y HR 98 %. Así se produjo una alta incidencia de *Botrytis cinerea*, lo que implicó realizar la cosecha antes de lo pronosticado. Por ello, se hace necesario estudiar a fondo las variaciones microclimáticas dentro del invernadero para lograr un control adecuado de estas variables (Arellano *et al.*, 2006).

Cabe resaltar que en el momento de examinar los tricomas bajo lupa se observó una maduración adecuada para iniciar la cosecha. Esta maduración temprana pudo ser influida por el estrés biótico causado por el patógeno *B. cinerea*, que puede interferir en el crecimiento, la senescencia y la abscisión de los órganos afectados (Azcón y Talón, 2008). De hecho, al analizar los promedios de temperatura y HR durante el ciclo del cultivo, se observa que los resultados no fueron muy fluctuantes entre las semanas; por ello, el estrés biótico causado por *Botrytis* es la hipótesis más acertada en cuanto a la maduración temprana de los tricomas.

En definitiva, comprender la relación que existe entre las plantas y el ambiente representa una herramienta cultural que posibilita mejorar el desarrollo del cultivo y, por ende, la productividad (De Castro *et al.*, 2018). otro factor determinante que influyó la presencia de *B. cinerea*. el sistema de recirculación de aire dentro del invernadero, el cual no cumplía a cabalidad con su función. En ese sentido, es clave tener presente que la temperatura tiene un efecto significativo sobre la tasa de desarrollo de dicho patógeno. Incluso, se ha comprobado que la temperatura óptima de desarrollo de *Botrytis* en las flores es de 20 °C en un periodo de incubación de 24 horas (Latorre *et al.*, 2002).

Conclusión

De 58 etapas fenológicas definidas para *Cannabis*, en un ciclo asexual solo se evalúan 19 porque no se incluyen el desarrollo de la hoja, el del fruto, la maduración de este y la senescencia. Además, con los datos recolectados de ganancia de altura, brotes e inflorescencias basta para predecir cuáles serán los genotipos de mayor rendimiento.

Así pues, se ha determinado que el rendimiento de flor seca está influenciado por la longitud de la planta y el número de brotes y de inflorescencias. Igualmente, el IC es un gran indicador para establecer el rendimiento de cada genotipo. El genotipo mejor adaptado a la zona de estudio fue PS111 por la altura, la cantidad de brotes vegetativos, las inflorescencias y el rendimiento.

Conflicto de intereses

Los autores manifiestan no presentar conflictos de intereses.

Contribución de los autores

David A. Candelario Guerrero: conceptualización, escritura y edición, desarrollo del diseño, metodológico, adquisición de la financiación.

Luis Eduardo Calabria Parodi: toma datos y escritura.

Catherine Pardey Rodriguez: supervisión, escritura, revisión y edición.

Jhon Jairo Vargas Sanchez: revisión y edición.

Agradecimientos

A la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad del Magdalena por financiar el proyecto de pregrado. A la empresa Dream Green por dar espacio en sus instalaciones y permitir llevar a cabo la investigación. A los profesores Irma del Rosario Quintero Pertuz y Verónica Hoyos Castaño y a Cristian Rincón por su colaboración.

Referencias

Alcántara, J. S., Acero, J., Alcántara, J. D. y Sánchez, R. (2019). Principales reguladores hormonales y sus interacciones en el crecimiento vegetal. *NOVA*, 17(32), 109-129. <https://doi.org/10.22490/24629448.3639>.

Amaducci, S., Colauzzi, M., Bellochi, G. y Venturi, G. (2007). Modelling post-emergent hemp phenology (*Cannabis sativa* L.): Theory and evaluation. *European Journal of agronomy*, 28(2), 90-102. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.05.006>.

Ángeles, G., Brindis, F., Cristians, S. y Ventura, R. (2014). *Cannabis sativa* L., una planta singular. *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas*, 45, 1-6.

Arellano, M., Valera, D., Urrestarazu, M., García, S., Sánchez, A. y Soria, J. (2006). Estudio del microclima en dos subtipos de invernaderos Almería. *Agricultura Técnica en México*, 32, 25-234.

Azcón, J. y Talón, M. (2008). *Fundamentos de fisiología vegetal*. McGraw-Hill.

Bernal, R., Robbert, S. y Celis, M. (2019). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia.

Bleiholder, H., Feller, C., Hess, M. y Meier, U. (1996). *Compendio para la identificación de los estadios fenológicos de especies mono- y dicotiledóneas cultivadas: Escala BBCH extendida*. Centro Federal de Investigaciones Biológicas para Agricultura y Silvicultura (BBA).

Caplan, D., Dixon, M. y Zheng, Y. (2019). Increasing Inflorescence Dry Weight and Cannabinoid Content in Medical Cannabis Using Controlled Drought Stress. *HortScience Orts*, 54(5), 964-969. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI13510-18>.

Casiano, M. y Paz, F. (2018). Patrones espectrales de la fenología del desarrollo vegetativo y reproductivo de árboles de huizache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.). *Terra Latinoamericana*, 36(4), 393-409. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i4.417>.

Collazos, R., Vilca, N. y Rascón, J. (2017). Utilización de fitohormonas para la inducción floral del cultivo de piña (*Ananas comosus* (L.) Merr.) en el distrito de Santa Rosa, Rodríguez de Mendoza, región Amazonas (Perú). *Sustainable Agroproduction*, 1(1).

Cosentino, S., Testa, G., Scordia, D. y Copani, V. (2012). Sowing time and prediction of flowering of different hemp (*Cannabis sativa* L.) genotypes in southern Europe. *Industrial Crops and Products*, 37(1), 20-33. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2011.11.017>.

De Castro, M., Oliveira, L. F. C., Wendland, A., Guimarães, C. M., Quintela, E. D., Barbosa, F. R., Carvalho, M. da C. S., Lobo, M. y Silveira, P. M. (2018). *Conhecendo a Fenologia do Feijoeiro e Seus Aspectos Fitotécnicos*. Embrapa.

- De Marco, R., Martins, R., Herter, F., Ribeiro, C. y Nava, G. (2021). Ciclo de desenvolvimiento da nogueira-pecã – Escala fenológica. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 20(4), 260-270. <https://doi.org/10.5965/223811712042021260>.
- Escalante, J. y Kohashi, J. (2015). *El rendimiento y crecimiento del frijol: manual para la toma de datos*. México. Instituto de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas.
- Gaitán, J. y Chivata, D. (2022). Validación de un sustrato, la nutrición y el control de humedad en el cultivo de *Cannabis* sp. *Metroflor-agro*, 96, 40-41.
- Guzmán, D. y Uprimny, R. (2010). *Políticas de drogas y situación carcelaria en Colombia*. Wola.
- IDEAM y UNAL. (2020). *La variabilidad climática y el cambio climático en Colombia*. Universidad Nacional de Colombia.
- Latorre, B., Rioja, M. y Lillo, C. (2002). Efecto de la temperatura en el desarrollo de la infección producida por *Botrytis cinerea* en flores y bayas de uvas de mesa. *Ciencia e Investigación Agraria*, 29(3), 145-151. <https://doi.org/10.7764/rcia.v29i3.407>.
- Lisson, S., Mendham, N. y Carberry, P. (2000). Development of a hemp (*Cannabis sativa* L.) simulation model 2. The flowering response of two hemp cultivars to photoperiod. *Revista Australiana de Agricultura Experimental*, 40(3), 413-417. <https://doi.org/10.1071/EA99059>.
- Martínez, A., Roldán, A. y Pascual, J. (2011). Interaction between arbuscular mycorrhizal fungi and *Trichoderma harzianum* under conventional and low input fertilization field condition in melon crops: Growth response and *Fusarium* wilt biocontrol. *Applied Soil Ecology*, 47(2), 98-105.
- Mediavilla, V., Jonquera, M., Schmid-Slembrouck, I. y Soldati, A. (1998). Decimal code for growth stages of hemp (*Cannabis sativa* L.). *Journal of The International Hemp Association*, 5(2), 68-74.
- Meier, U. (2018). *Etapas de desarrollo de las plantas monocotiledóneas y dicotiledóneas*. Instituto Julius Kühn.
- Mishchenko, S., Mokher, Y., Laiko, I., Burbulis, N., Kyrychenko, H. y Dudukova, S. (2017). Phenological growth stages of hemp (*Cannabis sativa* L.): codification and description according to the BBCH scale. *Žemės ūkio Mokslai*, 24 (2), 31-36. <https://doi.org/10.6001/zemesukiomokslai.v24i2.3496>.
- Missouri Botanical Garden. (2022). Tropicos.org. <http://www.tropicos.org>.
- Rodríguez-Yzquierdo, G.A., Patiño- Moscoso, M.A. y Betancourt-Vásquez, M. (2021). Caracterización fisiológica en plantas de Cannabis medicinal durante diferentes etapas fenológicas bajo estrés abiótico. *Agronomía Mesoamericana*, 32(3), 823-840. <https://doi.org/10.15517/am.v32i3.44443>.
- Royal Botanic Gardens. (2022). Plants of the World Online. <https://powo.science.kew.org>.
- Russo, E., Jiang, H. E., Li, X., Sutton, A., Carboni, A., Bianco, F., Mandolino, G., Potter, D., Zhao, Y. X., Bera, S., Zhang, Y. B., Lü, E. G., Ferguson, D. K., Hueber, F., Zhao, L. C., Liu, C. J., Wang, Y. F. y Li, C. S. (2008). Phytochemical and genetic analyses of ancient Cannabis from Central Asia. *Journal of Experimental Botany*, 59(15), 4171-4182. <https://doi.org/10.1093/jxb/ern260>.
- Small, E. (2017). *Cannabis a complete guide*. CRC Press.
- Stemeroff, J. (2017). Irrigation Management Strategies for Medical Cannabis in Controlled Environments [Tesis de maestría en Ciencia Ambiental, University of Guelph, School of Environmental Sciences]. <https://atrium.lib.uoguelph.ca/xmlui/handle/10214/12125>.
- Suárez, P., Reyes, G. y Quintero J. (2018). Cannabis: desde sus orígenes hasta la actualidad. *Revista de Historia de los Cuidadores Profesionales y de las Ciencias de la Salud*, 5, 19-29.
- Tang, K., Struik, P., Yin, X., Thouminot, M., Bjelková, M., Stramkale, V. y Amaducci, S. (2016). Comparing hemp (*Cannabis sativa* L.) cultivars for dual-purpose production under contrasting environments. *Industrial Crops and Products*, 87, 33-34. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.04.026>.
- Tchameni, S., Ngonkeu, E., Begoude, D., Nana, L., Fokom, R., Owona, A. D., Mbarga, J. B., Tchana, T., Tondje, P. R., Etoa, F. X. y Kuate, J. (2011). Effect of *Trichoderma asperellum* and arbuscular mycorrhizal fungi on cacao growth and resistance against black pod disease. *Crop Protection*, 30(10), 1321-1327. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.05.003>.
- Torres, R. (1995). *Agrometeorología*. Trillas S. A.

Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) asociadas a *Lecythis minor* j. (Ericales: Lecythidaceae) en un relicto de bosque seco tropical, Santa Marta, Colombia

Associated ants (Hymenoptera: Formicidae) to *Lecythis minor* j. (Ericales: Lecythidaceae) in a relict of tropical dry forest, Santa Marta, Colombia

Hubert Andrés Sierra-Chamorro* , Michelle Vanesa Soto-Avenidaño  y Aldair de Jesús Castrillo Miranda 

Programa de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Resumen

El bosque seco es uno de los ecosistemas estratégicos en Colombia por su alta biodiversidad y los múltiples servicios ecosistémicos que brinda. En estos ambientes se destacan especies de plantas como *Lecythis minor*, una lecitidácea que se distingue por su fruto en forma de olla. Estas plantas pueden establecer interacciones complejas con organismos como las hormigas, grupo de insectos que se caracteriza por sus diversidades taxonómica y funcional y por su éxito ecológico. Asimismo, estas asociaciones permiten entender procesos de coevolución complementarios a niveles ecológico y funcional. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar la comunidad de hormigas asociadas a la olla de mono, sus grupos funcionales y las posibles interacciones en un relicto de bosque seco tropical en la Universidad del Magdalena. Para ello, se muestrearon ocho individuos en el relicto de bosque seco tropical en los que se registraron 11 especies de hormigas y cinco de sus grupos funcionales. La comunidad estuvo representada en su mayoría por formicinas generalistas y myrmicinas arbóreas; las cuales se registraron aprovechando recursos como néctar, mucilago y sitios para nidificar. Los grupos funcionales de las depredadoras epigeas y arbóreas solo estuvieron representadas por una especie. Algunas hormigas como *Crematogaster* y *Pseudomyrmex* presentan la capacidad de brindar protección a la planta; otras, como *Cephalotes*, se asocian a procesos de polinización, mientras que la planta ofrece alimento y sitios para nidificar. Por su parte, las generalistas como *Camponotus* y *Brachymyrmex* aprovechan recursos de la planta sin brindar un beneficio aparente a esta. Este primer acercamiento a la comunidad de hormigas asociadas a *L. minor* y sus interacciones sugiere la posible mirmecofilia de la planta. Sin embargo, es necesario llevar estudios en zonas más conservadas que permitan ampliar el conocimiento de las especies de hormigas asociadas a la olla de mono.

Palabras clave: interacción hormiga-planta; olla de mono; mirmecofilia

Abstract

The dry forest is one of the strategic ecosystems in Colombia due to its high biodiversity and the multiple ecosystemic services it provides. Plant species such as *Lecythis minor*, a lecythidaceous distinguished by its pot-shaped fruit, stand out in these environments. These plants can establish complex interactions with organisms such as ants, a group of insects characterized by their taxonomic and functional diversity and ecological success. Likewise, these associations allow us to understand complementary coevolutionary processes at ecological and functional levels. Therefore, the objective of this work was to specify the community of ants associated with the monkey pot, their functional groups, and possible interactions in a relict of a tropical dry forest at the University of Magdalena. For this, eight individuals were sampled in the relict of tropical dry forest in which 11 ant species and five of their functional groups were recorded. Generalist formycins and arboreal myrmecins predominantly represented the community and were recorded taking advantage of resources such as nectar, mucilage, and nesting sites. The functional groups of epigeal and arboreal predators were only represented by one species. Some ants, such as *Crematogaster* and *Pseudomyrmex*, can protect the plant; others, like *Cephalotes*, are associated with pollination processes, while the plant offers food and nesting sites. For their part, generalists such as *Camponotus* and *Brachymyrmex* take advantage of plant resources without providing it with any apparent benefit. This first approach to the community of ants associated with *L. minor* and their interactions suggests the plant's potential myrmecophily. However, it is necessary to carry out studies in more conserved areas to broaden the knowledge of the ant species associated with the monkey pot.

Key words: ant-plant interaction; olla de mono; myrmecophily

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

Editora: María Cristina Gallego Roperio

Recibido: 04 de agosto de 2022

Aceptado: 02 de febrero de 2023

Publicación en línea: 04 de mayo 2023

Citar como: Sierra-Chamorro, H.A., Soto-Avenidaño, M. V. y Castrillo-Miranda A. J. (2023). Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) asociadas a *Lecythis minor* j. (Ericales: Lecythidaceae) en un relicto de bosque seco tropical, Santa Marta, Colombia. *Intropica*, (18),79-85.

<https://doi.org/10.21676/23897864.4750>



Introducción

El bosque seco tropical (bs-t) es considerado uno de los ecosistemas con una gran diversidad de fauna y flora adaptada a un clima seco con altos niveles de estrés hídrico. Además, presta múltiples servicios ecosistémicos como la retención de suelos y la captura de carbono (Pizano *et al.*, 2016). En el Caribe colombiano, el bs-t se distribuye en los departamentos del Magdalena, La Guajira, Atlántico, Cesar, Sucre y las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt [IAvH], 2014). Sin embargo, dada la intensificación y transformación de este ecosistema, en la actualidad queda aproximadamente el 3 % de su cobertura original en Colombia (Ortega-Echeverría *et al.*, 2019).

Dentro de los bosques secos se destaca la familia Lecythidaceae, considerada como indicador de zonas poco perturbadas (Mori *et al.*, 2007). Esta se divide en tres subfamilias: Foetidioideae, Planchonioideae, y Lecythioidae (Mori, 1995). En esta última se encuentra el género *Lecythis* Loefl con 27 especies descritas, entre las cuales *Lecythis minor* (olla de mono) se destaca como una especie distintiva. Esta última se caracteriza por ser un árbol leñoso que puede alcanzar más de 25 m de altura o crecer como un arbusto y, produce grandes cantidades de flores llamativas que presentan discos nectaríferos y frutos con semillas carnosas por un periodo de más de cuatro meses, lo que puede considerarse como fuente de recurso alimenticio para diversos organismos (Dugand, 1947; Mori y Kallunki, 1976). A pesar de esto, diferentes aspectos biológicos o ecológicos como las interacciones planta-animal han sido poco estudiados tanto en Lecythidaceae como en *L. minor* puesto que la mayoría se enfocan en inventarios taxonómicos y aspectos sobre la polinización (Gamboa, 1997) (CBD) (Ángeles *et al.*, 2014).

Por otra parte, las hormigas son uno de los grupos de insectos más comunes y diversos en los ecosistemas terrestres de todo el mundo (Chacón de Ulloa y Abadía, 2014). Aspectos ecológicos como su capacidad para aprovechar gran variedad de recursos y establecer diversas relaciones con animales y plantas las convierten en uno de los grupos de artrópodos más exitosos (Fernández *et al.*, 2019). En los trópicos, estas pueden llegar a representar hasta la mitad del total de la biomasa de artrópodos en un ecosistema determinado y más del 90 % de los individuos presentes en un árbol (Corbara *et al.*, 2019). Asimismo, desempeñan funciones como la regulación de las poblaciones de otros artrópodos o la dispersión de semillas y participan en procesos de recirculación de nutrientes, indispensables para el funcionamiento de los ecosistemas

(Brandão *et al.*, 2012). De esta manera, conocer los grupos funcionales permite dilucidar aspectos sobre el papel que desempeñan las especies en una comunidad, sus implicaciones ecológicas y sus relaciones tróficas (Branstetter *et al.*, 2017).

Dentro de las relaciones planta-hormigas, estas últimas pueden actuar como polinizadoras, herbívoras, defensoras etc., mientras que las plantas proporcionan alimentos y sitios para nidificar (Holldobler y Wilson 1990; Huzley y Cutler, 1991). En los casos donde esta relación es benéfica para ambas partes se conocen como mutualismo (Ibarra-Manríquez y Dirzo, 1990), y, específicamente, se denominan como mirmecofilia cuando las plantas brindan estructuras para alimentar a las hormigas. En muchos casos, estas interacciones son el resultado de procesos coevolutivos de complementariedad ecológica y funcional (Corbara *et al.*, 2019). De esta manera, comprender las relaciones planta-hormiga, permite dilucidar los procesos subyacentes de coevolución. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue determinar la riqueza, la composición y los grupos funcionales de hormigas asociadas a *L. minor*, así como sus posibles interacciones en un relicto de bs-t de la ciudad de Santa Marta, Colombia.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el remanente de bs-t ubicado en la sede principal de la Universidad del Magdalena durante marzo y abril del 2022 (figura 1), una formación vegetal de aproximadamente tres hectáreas, que hace parte de la matriz urbana de la ciudad de Santa Marta, y que está conformada principalmente por plantas de las familias Fabaceae, Euphorbiaceae y Poaceae. Este relicto presenta una altitud de 21 m (Barranco-Pérez *et al.*, 2016), un promedio anual de temperatura de 27 °C y una precipitación de 608,8 mm (Rangel y Carvajal-Cogollo, 2012).

Para la localización de los individuos de *L. minor*, se revisó el Plan Decenal de Manejo del Bosque Seco en el campus de la Universidad del Magdalena, donde se provee la ubicación de los individuos previamente censados (Barranco *et al.*, 2015). Para complementar el número de individuos de *L. minor* muestreados, se realizaron búsquedas activas en las zonas restantes del relicto no contempladas en dicho plan. Además, con el fin de conocer la comunidad de hormigas que se encuentra asociada a *L. minor*, se realizó la búsqueda en la base del vástago principal hasta aproximadamente 2 m de la altura de los individuos en estado arbóreo incluyendo la superficie de las ramas vivas, las flores, las hojas y el interior de ramas muertas. Esta búsqueda de las hormigas finalizó, una vez revisadas todas las estructuras encontradas en este intervalo de altura.

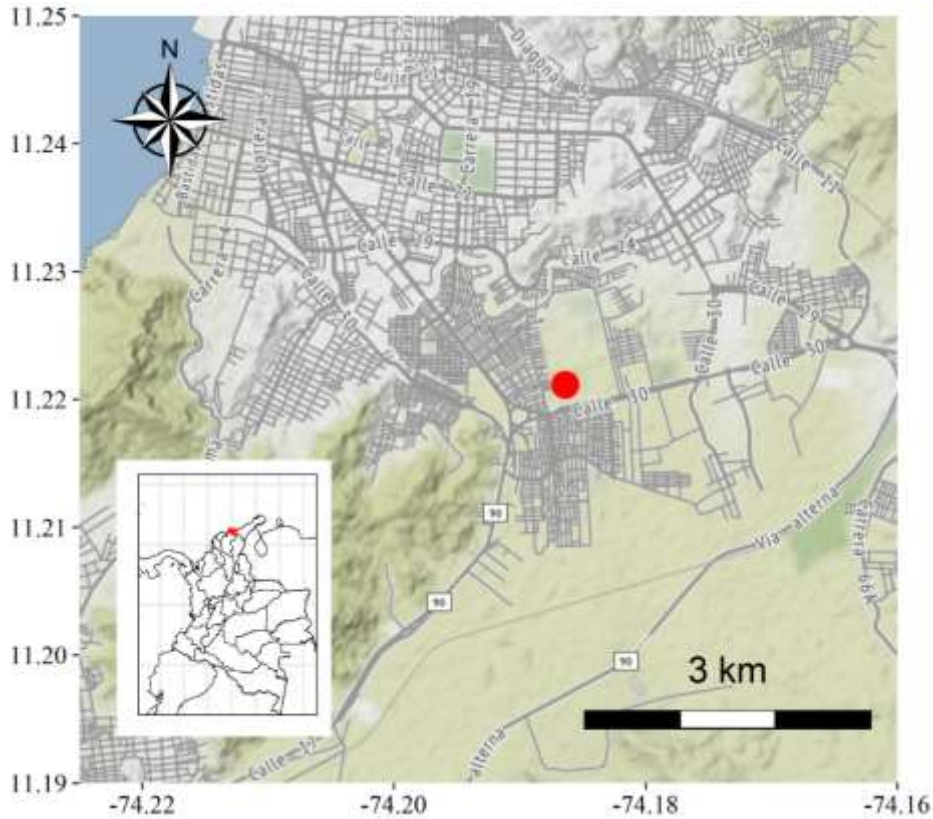


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio. El mapa fue construido en RStudio 4.0.3 (Equipo central de R, 2020) mediante la librería ggmap 3.0.0 (Kahle y Wickham, 2013).

Una vez halladas las hormigas, se observó su comportamiento hasta identificar la actividad y el tipo de estructura donde la realizaban (*e. g.*, forrajeo sobre ramas, consumo de néctar o polen, etc.). Cada individuo de *L. minor* fue muestreado una única vez. Las hormigas fueron recolectadas y preservadas en alcohol al 96 %. La identificación taxonómica se realizó usando las claves especializadas de Fernández *et al.* (2019) y los grupos funcionales fueron identificados bajo la propuesta de Brandão *et al.* (2012).

Resultados

Se muestrearon ocho individuos de *L. minor* (seis árboles y dos arbustos) en los que se registraron 11 especies de cuatro subfamilias, Formicinae y Myrmicinae presentaron la mayor riqueza de especies (cuatro), mientras que las subfamilias restantes solo estuvieron representadas por una única especie (tabla 1). Para Formicinae, solo se registraron especies del grupo funcional de formicinas generalistas (FG), caracterizadas por su capacidad de aprovechar gran variedad de recursos.

Las especies *Camponotus lindigi* y *Camponotus blandus* se les registró anidando en la base de los árboles muestreados y,

forrajeando a lo largo de vástagos y ramas. Además, se observaron algunas asociadas a las inflorescencias, alimentándose de tejidos blandos presentes en los botones florales, estaminodios y en zonas blandas del cáliz en flores fecundadas (figura 2c). Asimismo, *Brachymyrmex minutus* y *C. lindigi* se observaron anidando y alimentándose de los tejidos blandos y el mucilago de las yemas apicales en los individuos de *L. minor* que aún se encontraban en estado arbustivo (figura 2a).

Dentro de las formicinas y dolicoderinas generalistas se registraron especies exóticas y vagabundas como *Tapinoma melanocephalum* y *Paratrechina longicornis*, hormigas oportunistas consideradas a nivel mundial como una plaga con alta capacidad para desplazar fauna nativa (Dekoninck *et al.*, 2019). *T. melanocephalum* se observó anidando en ramas huecas, y forrajeando sobre el vástago principal, las obreras de *P. longicornis*, se registraron forrajeando en áreas aledañas al árbol y, ocasionalmente, algunas obreras se encontraron forrajeando sobre las ramas y en el vástago principal de los árboles. Esta especie solo fue encontrada en los individuos de *L. minor* hallados en el borde del relicto.

Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) asociadas a *Lecythis minor* J.

Tabla 1. Composición y grupos funcionales de las hormigas asociadas a *Lecythis minor*. AD: Arbórea dominante, AP: Arbórea que se alimenta de polen, FG: Formicina generalista, DG: Dolicoderina generalista, DGE: Depredadora generalista epigea, DA: Depredadora arbórea. El valor entre paréntesis seguido del grupo funcional representa el número de árboles-arbustos en que se registró la especie.

Subfamilias	Especies	Grupo funcional
Formicinae	<i>Brachymyrmex minutus</i> Forel, 1893	FG (4)
	<i>Camponotus blandus</i> (Smith, 1858)	FG (6)
	<i>Camponotus lindigi</i> Mayr, 1870	FG (5)
	<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	FG (2)
Myrmicinae	<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)	AP (3)
	<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)	AP (4)
	<i>Crematogaster obscurata</i> Emery, 1895	AD (4)
	<i>Crematogaster crinosa</i> Mayr, 1862	AD (3)
Dolichoderinae	<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	DG (2)
Pseudomyrmecinae	<i>Pseudomyrmex curacaensis</i> (Forel, 1912)	DA (2)
Ectatomminae	<i>Ectatomma ruidum</i> (Roger, 1860)	DGE (1)



Figura 2. A. *Camponotus lindigi* alimentándose de mucilago en las yemas apicales de un individuo en estado arbustivo. B. *Cephalotes femoralis* y *C. minutus* alimentándose de estructuras de la inflorescencia. C. *Camponotus blandus* alimentándose de los botones florales. D. Entrada de un nido de *Crematogaster obscurata* en *L. minor*.

En cuanto a las myrmecinas, solo se registraron especies de hábito arbóreo representadas por los géneros *Crematogaster* y *Cephalotes*, clasificadas en los grupos de las arbóreas dominantes (AD) y las arbóreas que se alimentan de polen (AP),

respectivamente. Las especies del género *Cephalotes* se encontraron forrajeando sobre las inflorescencias y alimentándose sobre los botones florales, así como de los discos nectaríferos y el polen de los estaminodios. De hecho, ambas

especies de *Cephalotes* se observaron coexistiendo sobre las mismas fuentes de recursos (figura 2b). Asimismo, las especies de *Crematogaster* se observaron anidando dentro de ramas muertas y forrajeando sobre los vástagos (figura 2d). Los árboles de *L. minor* ubicados hacia el interior del relicto solo presentaron especies de este género. También cabe señalar que, en la presencia de *Crematogaster*, algunas especies como *P. longicornis* y *B. minutus* evidenciaron un comportamiento estratificado, donde estas dos últimas no llegan hacia las ramas donde se encuentra *Crematogaster* y suelen bajar del árbol, o forrajear sitios diferentes de donde se encuentra.

Por otro lado, *Pseudomyrmex curacaensis*, única especie para Pseudomyrmecinae considerada depredadora arbórea (DA), presentó un comportamiento semejante a *C. lindigi* y *C. blandus*. Sin embargo, a *P. curacaensis* se le registró asociada a los botones florales, mientras que no se registró forrajeando sobre las flores maduras, ni a lo largo de los vástagos y ramas de *L. minor*. Finalmente, *Ectatomma ruidum*, una depredadora generalista epigea (DGE), solo se observó forrajeando a lo largo del vástago principal, sin un aparente aprovechamiento directo de alguna fuente de recurso presente en la planta.

Discusión

Se ha sugerido que algunas especies de formicinas como *B. minutus* anidan principalmente en el suelo y con menos frecuencia bajo piedras y en plantas (Santchii, 1923), un comportamiento que se atribuye a la asociación que el género puede establecer con cóccidos y áfidos. Sin embargo, durante la investigación esta especie se encontró anidando en los domacios de *L. minor* hallados en la base del vástago principal, además, no se registró infestación por Coccidae y Aphididae. Por lo tanto, es posible que los hábitos arborícolas de *B. minutus* no necesariamente estén determinados por la presencia de insectos escama y pulgones en el árbol, y en parte pueden deberse a la disponibilidad de recurso para la nidificación, por lo que este tipo de asociación podría suponer una relación de tipo comensalista, donde *B. minutus* puede sacar provecho de estructuras de *L. minor* sin provocarle mayor afectación.

El mismo patrón se presentó en otras formicinas y dolícoderinas como *P. longicornis* y *T. melanocephalum* a las que es posible atribuir un comportamiento oportunista en un tipo de relación comensalista respecto a *L. minor* dado que, aunque estas se encuentran anidando en el vástago principal de la planta, suelen forrajear alrededor de ella. Este par de especies son unas de las plagas de hormigas más ampliamente distribuidas en todo el mundo, y su éxito se debe a aspectos ecológicos como la gran

capacidad que presentan para aprovechar diferentes fuentes de recursos, además de su poliginia, nidos inestables que pueden cambiar de sitio fácilmente, etc. (Fernández y Ortiz-Sepúlveda, 2019). Por lo tanto, pueden estar involucradas en el desplazamiento de especies nativas, tanto de hormigas como de otro tipo de entomofauna asociada a *L. minor*.

Por otro lado, *C. lindigi* y *C. blandus*, son hormigas ampliamente distribuidas en Colombia que presentan hábitos generalistas y es común encontrarlas forrajeando sobre árboles (Mackay y Mackay, 2019). Estas especies se registraron asociadas a la inflorescencia de *L. minor* y alimentándose de néctar. Aunque es posible que estén involucradas en procesos de polinización, se ha determinado que las hormigas generalmente no son buenas polinizadoras (Corbara *et al.*, 2019), por lo que la relación entre estas FG puede ser de carácter comensalista, donde las hormigas *Camponotus* pueden aprovechar el recurso alimenticio presente en *L. minor* (*e. g.*, néctar y mucilago), mientras que la planta no presenta una aparente ventaja por esta asociación.

Las myrmecinas como *Crematogaster* se observaron forrajeando a lo largo del vástago principal y en ramas vivas, aprovechando recursos como el néctar, y con sus colonias establecidas al interior de ramas muertas. Estas especies clasificadas como AD, suelen presentar colonias altamente pobladas, gran capacidad para establecer nidos y, una alta agresión inter e intraespecífica cuando detectan invasión hacia su territorio (Corbara *et al.*, 2019). Por lo tanto, para *L. minor* puede resultar beneficioso la presencia de las hormigas de este género, en un tipo de relación mutualista donde estos insectos tienen la capacidad de ofrecer protección a la planta, mientras que esta puede proporcionar alimento y estructuras para nidificar.

También se ha demostrado que la presencia de las AD puede inducir a estratificación de la comunidad de hormigas a lo largo del árbol (Dejean *et al.*, 2003). Esto podría explicar el comportamiento de *P. longicornis* y *B. minutus* en presencia de *Crematogaster*. De esta manera, *Crematogaster* podría regular las poblaciones de hormigas plaga como *P. longicornis*.

Por otro lado, *Cephalotes* se registró asociada a las flores alimentándose del néctar y del polen. Sin embargo, y a diferencia de *Crematogaster*, este género no presenta una alta dominancia ni agresividad contra otros organismos, ni brinda defensa a la planta hospedera a pesar de todas las adaptaciones que estas evidencian para la vida arbórea (De Andrade y Baroni-Urbani, 1999). Se ha demostrado que las especies de *Cephalotes* forrajean frecuentemente sobre las flores y que en algunos

casos las obreras desechan el polen que se encuentra sobre diferentes estructuras de la planta, y este termina dispersándose por anemocoria. Por lo tanto, es posible que estas hormigas en particular se encuentren relacionadas en eventos de polinización (Baroni-Urbani y De Andrade 1997). A pesar de ello, según estos resultados, la relación entre *Cephalotes* y *L. minor* podría ser de tipo comensalista, donde las especies de *Cephalotes* aprovechan recursos de alimentación y nidificación sin que *L. minor* tenga un beneficio evidente.

En cuanto a *Pseudomyrmex curacaensis*, una especie que se registró alimentándose del néctar de las flores, se ha demostrado que estas DA pueden establecer relaciones mutualistas con la planta hospedera, de forma que la hormiga brinda protección contra competidores y herbívoros, mientras que la planta proporciona recursos para nidificación y alimentación (Ward, 1991; Ward, 2019). Por otro lado, *Ectatomma ruidum* es una DGE que se le encontró forrajeando sobre el vástago principal a no más de metro y medio del suelo en los individuos de *L. minor* en que se registró. La dieta de estas hormigas va desde artrópodos de tamaño semejante al de ellas, hasta gasterópodos y lombrices, y raras veces pueden llegar a visitar o cuidar nectarios, por lo que la asociación de esta hormiga con *L. minor* puede estar determinada por la presencia de otros macroinvertebrados que utiliza como alimento y no al recurso directo que puede ofrecer *L. minor*, como néctar y domacios.

Conclusión

Los resultados de este estudio son indicios de la posible mirmecofilia de *L. minor*, dada la comunidad de hormigas con las que tiene la capacidad de establecer relaciones. Asimismo, estos resultados representan el primer acercamiento al conocimiento de la comunidad de hormigas asociadas a la olla de mono y a sus interacciones en el bs-t de la ciudad de Santa Marta. Sin embargo, es necesario llevar a cabo estudios en zonas más conservadas que permitan ampliar la información sobre las comunidades de hormigas asociadas a *L. minor*, además de un registro más detallado de sus posibles interacciones.

Conflicto de intereses

Los autores declararon no tener ningún conflicto de intereses.

Contribución de los autores

Hubert Andrés Sierra-chamorro: conceptualización, escritura y

edición, desarrollo del diseño metodológico, adquisición de la financiación.

Michelle Vanesa Soto-Avenidaño y Aldair de Jesús Castrillo Miranda: apoyo en la redacción de las secciones de la introducción y la metodología, toma de datos y edición de fotografías.

Referencias

- Baroni-Urbani, C. y De Andrade, M. (1997). Pollen Eating, Storing, and Spitting by Ants. *Naturwissenschaften*, *84*, 256-258.
- Barranco, W. (2015). Plan decenal de manejo bosque seco tropical en el campus de la Universidad Del Magdalena [2015-2025]. Universidad del Magdalena.
- Barranco-Pérez, W., Castellanos-Berliza, J., García-Quiñones, H. y Yepes-Rapelo, D. (2016). Florula de un fragmento urbano de bosque seco tropical. *Revista de la Facultad de Ciencias*, *5*(1), 141-147. <https://doi.org/10.15446/rev.fac.cienc.v5n1.54119>.
- Brandão, C., Silva, R. y Delabie, J. (2012). Neotropical Ants (Hymenoptera) Functional Groups: Nutritional and Applied Implications. En A. Panizzi y J. Parra (Eds.), *Insect Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management* (pp. 213-236). CRC Press.
- Branstetter, M., Jesovnik, A., Sosa-Calvo, J., Lloyd, M., Faircloth, B., Brady, S. y Schultz, T. (2017). Dry habitats were crucibles of domestication in the evolution of agriculture in ants. *Proceedings of the Royal Society*, *284*, 1-10. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0095>.
- Chacón de Ulloa, P. y Abadía, J. (2014). Dos décadas de estudio de la diversidad de hormigas en Colombia. *Revista Académica Colombiana de Ciencias*, *38*(148), 250-260. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.124>.
- Corbara, B., Leroy, C., Orivel, J., Dejean, A. y Delsinne, T. (2019). Relaciones entre las hormigas y las plantas en los trópicos del Nuevo Mundo. En F. Fernández, R. Guerrero, y T. Delsine (Eds.), *Hormigas de Colombia* (pp. 1-78). Editorial Universidad Nacional.
- De Andrade, M. y Baroni-Urbani, C. (1999). Diversity and adaptation in the ant genus *Cephalotes*, past and present. *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde*, *271*, 1-889.
- Dejean, A., Corbara, B., Fernández, F. y Delabie, J. (2003). Mosaicos de hormigas arbóreas en bosques y plantaciones tropicales. En F. Fernández (Ed.), *Introducción a las hormigas de*

- la región Neotropical* (pp. 149-150). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Dekoninck, W., Wauters N. y Delsinne, T. (2019). Hormigas invasoras en Colombia. En F. Fernández, R. Guerrero y T. Delsine (Eds.), *Hormigas de Colombia* (pp. 1149-1169). Editorial Universidad Nacional.
- Dugand, A. (1947). Observaciones taxonómicas sobre las *Lecythis* del Norte de Colombia. *Caldasia*, 4(20), 411-426.
- Equipo Central de R. (2020). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Fernández, F. y Ortiz-Sepúlveda, C. (2019). Subfamilia Formicinae. En F. Fernández, R. Guerrero y T. Delsine (Eds.), *Hormigas de Colombia* (pp. 71-742). Editorial Universidad Nacional.
- Fernández, F., Guerrero, R. y Delsine, T. (2019). *Hormigas de Colombia*. Editorial Universidad Nacional.
- Gamboa, M. Á. (1997). Biología reproductiva de *Eschweilera bogotensis* (Lecythidaceae), en la Cordillera Occidental de Colombia. *Caldasia*, 19(3), 479-485.
- Hölldobler, B. y Wilson, E. (1990). *The Ants*. Harvard University Press.
- Huzley, C. R. y Cutler, D. F. (1991). *Ant-Plant Interactions*. Oxford University Press.
- IAvH. (2014). *Bosques secos tropicales en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Ibarra, M. G. y Dirzo, R. (1990). Plantas mirmecófilas arbóreas de la Estación de Biología "Los Tuxtlas", Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*, 38(1), 79-82.
- Kahle, D. y Wickham, H. (2013). ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. *The R Journal*, 5(1), 144-161. <https://doi.org/10.32614/RJ-2013-014>.
- Mackay, W. y Mackay, E. (2019). Género *Camponotus*. En F. Fernández, Guerrero R. y Delsine T. (Eds.), *Hormigas de Colombia* (pp. 743- 790). Editorial Universidad Nacional.
- Mori, S. A. (1995). Observações Sobre as Espécies De Lecythidaceae do Leste do Brasil. *Boletim Botânica*, 14, 1-31. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v14i0p1-31>.
- Mori, S. A. y Kallunki, J. A. (1976). Phenology and Floral Biology of *Gustavia superba* (Lecythidaceae) in Central Panama. *Biotropica*, 8(3), 184-192.
- Mori, S. A., Tsou, C. H., Wu, C. C., Cronholm, B. y Anderberg, A. A. (2007). Evolución de Lecythidaceae con énfasis en la circunscripción de géneros neotropicales: información de datos de secuencia combinados de ndhF y trnL-F. *Revista Americana de Botánica*, 94(3), 289-301. <https://doi.org/10.3732/ajb.94.3.289>.
- Ortega-Echeverría, C., Navas, G. R. y Noriega, J. (2019). Estacionalidad del ensamblaje de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) del jardín botánico de Cartagena "Guillermo Piñeres" Bolívar-Colombia. *Caldasia*, 41(1), 124-138.
- Pizano, C., González, R., López, R., Jurado, R. D., Cuadros, H., Castaño-Naranjo, A., Rojas, A., Pérez, K., Vergara-Varela, H., Idárraga, A., Isaacs, P. y García, H. (2016). El bosque seco tropical en Colombia. En M. F. Gómez, L. A. Moreno, G. I. Andrade y C. Rueda (Eds.), *Biodiversidad 2015. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Instituto Alexander von Humboldt.
- Rangel, O. y Carvajal-Cogollo, J. (2012). Clima de la región Caribe. En O. Rangel (Ed.), *Diversidad Biótica XII* (pp. 67-129). Editorial Universidad Nacional.
- Ward, P. (1991). Phylogenetic analysis of pseudomyrmecine ants associated with domatia bearing plants. En C. Huxley y D. Cutler (Eds.), *Ant-plant interactions* (pp. 335-352). Oxford University Press.
- Ward, P. (2019). Subfamilia Pseudomyrmecinae. En F. Fernández, R. Guerrero y T. Delsine (Eds.), *Hormigas de Colombia* (pp. 1082-1114). Editorial Universidad Nacional.

Ecología trófica y reproductiva del bagresito endémico *Trichomycterus nigromaculatus* (Siluriformes: Trichomycteridae) en el río Gaira, Colombia

Trophic and reproductive ecology catfish endemic of *Trichomycterus nigromaculatus* (Siluriformes: Trichomycteridae) in Gaira River, Colombia

Eduardo J. Ibarra-Trujillo¹  y Carlos A. García-Alzate^{1, 2} 

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

2. Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Facultad de Ciencias Ambientales y Desarrollo Sostenible, Popayán, Colombia

Resumen

El río Gaira, en Minca, SNSM, sufre una transformación acelerada de sus paisajes naturales, fomentada por actividades como el turismo y la agricultura. Esto es preocupante considerando que allí habita una diversidad de especies endémicas como el pez *Trichomycterus nigromaculatus*. El objetivo del trabajo fue analizar aspectos de la dieta y la reproducción de *T. nigromaculatus*. Para ello, se realizaron siete muestreos abarcando los periodos hidroclimáticos del área de estudio. Los peces fueron capturados empleando una red de arrastre y una atarraya, y las variables fisicoquímicas se midieron *in situ*. Durante el estudio se analizó el contenido estomacal de 245 ejemplares de *T. nigromaculatus* a través de métodos numéricos, volumen y frecuencia de ocurrencia. Se calcularon factores como el índice de importancia alimentaria, el coeficiente de vacuidad, la amplitud del nicho trófico, el factor de condición y la sección reproductiva. Con las gónadas se determinaron la proporción de sexos, el índice gonadosomático, la fecundidad, las tallas mínima y media de madurez sexual y el diámetro de los ovocitos. El río Gaira, considerado mesotrófico con tendencia a la eutrofización, presentó un aumento en variables como pH y conductividad eléctrica del agua. Con respecto a la dieta de *T. nigromaculatus*, el coeficiente de vacuidad de los ejemplares fue de 13,88 %, y se observó un comportamiento omnívoro con principal consumo de larvas *Simulium* sp. e insectos. El factor de condición indicó que la especie estuvo bien alimentada. Se identificó una proporción sexual 1:1,5, con 73 machos y 50 hembras. Los machos alcanzaron la talla media de madurez sexual a los 90,46 mm (longitud estándar [LE]), y las hembras, a los 63,0 mm LE. La relación gonadosomática indicó tres eventos reproductivos, en los que la fecundidad fue menor en bajas lluvias, con 194 ovocitos, y mayor en altas lluvias, con 369. El diámetro del ovocito fue de 0,07 mm en promedio.

Palabras clave: diversidad; ecología; peces tropicales de agua dulce; teleosteos

Abstract

The Gaira River, in Minca, SNSM, undergoes an accelerated transformation of its natural landscapes, promoted by activities such as tourism and agriculture; This is worrisome considering that there is a diversity of endemic species such as the fish *Trichomycterus nigromaculatus*. The objective of the work was to study aspects of the diet and reproduction of *T. nigromaculatus*; for this, seven samplings were carried out covering the hydroclimatic periods of the study area; the fish were collected with a trawl net and cast net, the physicochemical variables were measured *in situ*. During the study, the stomach contents of 245 specimens of *T. nigromaculatus* were analyzed using numerical methods, volume, and frequency of appearance; Factors such as the food importance index, the void coefficient, the amplitude of the trophic niche, the condition factor, the reproductive section with the gonads, the sex ratio, the gonadosomatic index, fecundity, minimum sizes mean sexual maturity and diameter of the oocyte. The Gaira River is considered mesotrophic with a tendency to eutrophication, variables such as pH and electrical conductivity of the water showed an increase. Regarding the diet of *T. nigromaculatus*, the void coefficient of the specimens was 13.88 %, presenting an omnivorous behavior with the main consumption of *Simulium* sp. and insects; the condition factor indicated that the species was well-fed. A sexual relationship of 1:1.5 was identified with 73 males and 50 females; males reached a mean size at sexual maturity at 90.46 mm SL and females at 63.0 mm SL. The gonadosomatic relationship indicated three reproductive events, in which fecundity was lower with 194 oocytes in low and 369 in high precipitation; the oocyte diameter was 0.07 mm on average.

Key words: diversity; ecology; freshwater tropical fish, teleost

*Autor de correspondencia:

carlosgarciaa@mail.uniatlantico.edu.co

Editor: Jairo Altamar

Recibido: 23 junio de 2022

Aceptado: 26 de junio de 2023

Publicación en línea: 27 junio de 2023

Citar como: Ibarra-Trujillo, E. J. y García-Alzate, C. A. (2023).

Ecología trófica y reproductiva del bagresito endémico *Trichomycterus nigromaculatus* (Siluriformes: Trichomycteridae) en el río Gaira, Colombia. *Intropica*, (18), 86 – 99.

<https://doi.org/10.21676/23897864.4670>.



Introducción

En el río Gaira, se desarrollan actividades turísticas permanentes que proveen de sustento económico a la población ribereña del corregimiento de Minca (Duran-Izquierdo y Olivero-Verbel, 2021; Ibarra-Trujillo y García-Alzate, 2017). La ictiofauna de las partes media y alta de este río está compuesta por cuatro especies: *Hemibrycon sierraensis*, *Poecilia gillii*, *Sicydium* sp. y una del género *Trichomycterus*, el cual cuenta con 42 especies distribuidas en el piedemonte transandino y en los sistemas fluviales montañosos de Colombia (DoNascimento *et al.*, 2020). Concretamente, *Trichomycterus nigromaculatus* se encuentra en la cuenca de los sistemas Caribe-bajo Magdalena (Castellanos-Morales y Galvis 2012; García-Alzate *et al.*, 2020). Se trata de un pez de hábitos nocturnos que vive por lo general asociado a pequeños charcos con gran cantidad de hojarasca, bajo la cual permanece oculto. Ahora bien, no se encuentran precedentes que den cuenta sobre la dieta y el ciclo reproductivo de estos organismos ya que los estudios ecológicos en poblaciones de alta montaña neotropical siguen siendo reducidos (Román-Valencia 1998; Villa-Navarro *et al.*, 2015).

De hecho, el conocimiento de aspectos tróficos y reproductivos de las especies ícticas es de importancia para entender su biología básica. Particularmente, la dieta resulta fundamental si se quiere determinar el papel trófico de las especies dentro de la comunidad y entender cómo se distribuye el alimento en el ecosistema, información vital para la elaboración de acciones de conservación y manejo (Da Costa *et al.*, 2021; Villa-Navarro *et al.*, 2015).

La Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) comprende el sistema montañoso con mayor elevación en zonas costeras a nivel mundial (5.775 msnm). Se considera una de las fuentes hídricas y uno de los centros de diversidad y endemismo más importantes de Colombia. Además, en 1986 la Organización de

las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Unesco) la declaró Reserva del Hombre y la Biosfera. Los patrones climatológicos de esta formación son particulares debido a su distancia geográfica de la cordillera de los Andes (Prosierra, 1998). Sin embargo, sufre una rápida transformación de sus paisajes naturales y, por ende, una pérdida irreparable de su biodiversidad, fomentada en mayor medida por actividades antropogénicas como el turismo acelerado y la agricultura (Duran-Izquierdo y Olivero-Verbel, 2021). Estas circunstancias ameritan generar información necesaria y útil para la estructuración y articulación de planes o estrategias que promuevan la conservación de las especies de la SNSM y su hábitat. Teniendo en cuenta lo anterior, y que se dispone de poca información sobre la ecología de *T. nigromaculatus*, una especie endémica para Colombia (Castellanos-Morales y Galvis, 2012), se estudiaron aspectos de su ecología trófica y reproductiva con el objetivo de obtener información necesaria que permita promover la conservación de esta especie y de sus hábitats.

Materiales y métodos

Área de estudio

El trabajo se realizó en el río Gaira, a la altura del corregimiento de Minca, en el municipio de Santa Marta, ubicado al norte del departamento del Magdalena, en las estribaciones de la SNSM, Caribe, Colombia (11°8'32" N-74°7'7" W) a 670 msnm. El corregimiento registra una temperatura anual promedio de 24,5 °C y un modelo de distribución de la precipitación con un periodo de lluvias altas desde abril hasta noviembre y otro de bajas entre diciembre y marzo. El promedio de precipitación mensual de la región entre 2004 y 2014 fue de 207,1 mm, con octubre como el periodo más lluvioso, con 470,3 mm de media, y febrero como el más seco, con 0,3 mm (figura 1).

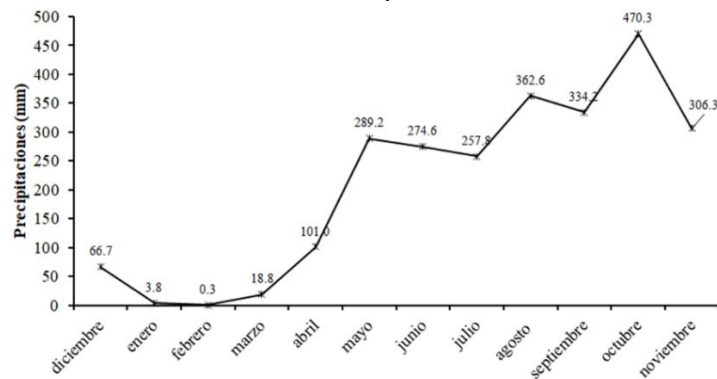


Figura 1. Precipitación promedio mensual en estación Minca, SNSM, Caribe, Colombia. Años 2004 a 2014. Datos de estación pluviométrica Minca del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM).

Fase de campo

Se realizaron siete muestreos entre marzo de 2016 y febrero de 2018, incluyendo los periodos de bajas lluvias (abril de 2017, junio de 2017, agosto de 2017 y octubre de 2017) y los de altas lluvias (marzo de 2016, diciembre de 2017 y febrero de 2018) para la zona. Las capturas de los ejemplares se llevaron a cabo entre las 18:00 h y las 24:00 h, utilizando una red de arrastre de 4 m de largo y 1,5 m de altura, con un tamaño de ojo de malla de 0,5 cm, y una atarraya de 2 m de diámetro con un ojo de malla de 0,5 cm. Se hicieron barridos a favor y en contra de la corriente, y de ribera a ribera, con el fin de incluir todos los biotopos del río (Ibarra-Trujillo y García-Alzate, 2017; Morales y García-Alzate, 2016).

Inmediatamente tras la captura, los ejemplares recoletados se depositaron en neveras de poliestireno con hielo para evitar la digestión del contenido estomacal y para su posterior traslado al laboratorio en la Universidad del Atlántico, Barranquilla. En cada individuo se registró el peso total (g) con una balanza analítica Adventurer Pro AV 264, de hasta cuatro cifras de precisión (0,0001 g). También se determinaron la longitud total y la estándar (mm) con un calibrador digital hasta centésimas de milímetro. Los peces fueron disectados con un corte uroventral para extraer estómagos, intestinos y gónadas. Cada una de estas estructuras se pesó (g) en una balanza analítica y se midió (mm) con un calibrador digital, y luego fueron fijadas en alcohol al 70 % y depositadas en frascos plásticos debidamente rotulados con la información del ejemplar: número de etiqueta y de ejemplar, fecha y lugar de recolección, sexo y estructura fijada (Morales y García-Alzate, 2016).

Los ejemplares fueron etiquetados asimismo con un número, fecha, lugar y el nombre del recolector. Posteriormente, se fijaron en formol al 10 % y se conservaron en alcohol al 70 % para depositarlos en la colección de peces del Museo de Colecciones Biológicas de la Universidad del Atlántico, Barranquilla, región Caribe, Colombia (UARC-IC).

El total de ejemplares se distribuyeron en tallas según su longitud estándar (LE), al utilizar las ecuaciones:

$$A=N/R, R=\sqrt{n} \text{ y } N=\text{Máx}-\text{Mín.}$$

donde:

A=amplitud de los intervalos.

R=número de intervalos.

n=número de observaciones.

Máx=valor máximo.

Mín=valor mínimo.

Además, en cada muestreo se evaluaron variables fisicoquímicas in situ como: caudal (m³/s), pH (con un potenciómetro LAB-KITS ELE-711), temperaturas del aire y superficial del agua (°C) (con una estación meteorológica portátil PROOF modelo ADC-Pro), oxígeno disuelto (mg/L) (con un equipo multiparamétrico Hanna Instruments®), y conductividad (μs/cm) y salinidad (mg/L) (con un conductímetro Weilheim Cond 3110).

Fase de laboratorio

Para evaluar la dieta, el contenido del estómago y de la primera porción del intestino se depositó en cajas Petri y se examinó en un microscopio Leica DM500. Estas muestras se clasificaron por grupos taxonómicos o categoría trófica, de acuerdo a su origen y con ayuda de claves (Domínguez y Fernández, 2009; Roldán, 1988; Streble y Krauter, 1987).

El contenido estomacal se analizó con el método numérico (%N) $N=(n_i/N_p)*100$, donde n_i es el número total de representantes de la presa i ; N_p es el número total de presas consumidas; el método volumétrico (%V), al colocar una hoja de papel milimétrica de 10 x 10 cuadros, en el fondo de una caja Petri, el contenido fue depositado en la caja donde fue extendido y separados por ítems alimenticios, el número total de cuadros ocupados por los distintos ítems del mismo estómago representa el 100 % de la dieta de ese individuo; y el método de frecuencia de ocurrencia (%FO): $FO\% = E_i/E_t*100$, donde E_i es el número de estómagos con la presa i ; E_t es el número total de estómagos examinados (Hyslop, 1980).

Para estimar las presas de mayor aporte en la dieta de la especie objeto de estudio, se aplicó el Índice de Importancia Alimentaria (I.A) por medio de la ecuación: $IA = (\%V \times \%FO)/100$, donde se relaciona el porcentaje del volumen (%V) con la frecuencia (%FO) de cada ítem alimenticio (Kawakami y Vazzoler, 1980; Lauzanne, 1975).

Con el fin de comprobar la distribución de los datos, se realizó una prueba de bondad de ajustes (Shapiro-Wilk) a los valores de número, volumen y frecuencia de ocurrencia de los ítems alimenticios. Seguidamente, se empleó el modelo Kruskal-Wallis (K-W) para observar la significancia estadística de las diferencias de la dieta consumida entre periodos climáticos, sexo, tallas y las variables fisicoquímicas de cada uno de los muestreos. Además, se ejecutó la prueba de igualdad de medias entre las variables fisicoquímicas y los periodos climáticos por medio del programa Past 3.0, en Windows.

Se calculó la amplitud del nicho trófico a partir del Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') (1949), por medio de la

ecuación: $H' = (-\sum p_i \ln p_i)$ donde, p_i es el número de individuos del i ésimo componente trófico por el total de organismo de la muestra. La proporción de la diversidad observada se comparó con la máxima diversidad esperada por medio del índice de equidad de Pielou (J') (Krebs, 1998) $J' = H'/H_{max}$; donde, H_{max} es el logaritmo natural del número de componentes tróficos por muestra, cuyos valores tiene un rango de cero (0) a uno (1), cuando son menores a 0,6 la especie se considera especialista, cercanos a 1 ó mayores de 0,6 su espectro es generalista.

También se analizó el coeficiente de vacuidad (V_a) (Hyslop, 1980), que permite conocer el periodo de alimentación de la especie a partir de la ecuación $V_a = (n/N) \times 100$, donde n es el número de estómagos vacíos y N es el número de estómagos examinados. Asimismo, se evaluó el factor de condición K (Vazzoler, 1996) para conocer el grado de robustez y desarrollo del pez, que presupone un incremento alométrico del peso como función del tamaño del individuo al aplicar la ecuación $K = W_t / LE^b$, donde W_t es el peso total del ejemplar (g), LE representa la longitud estándar (mm) y b corresponde al coeficiente angular de la regresión entre W_t y LE .

De igual forma, se llevó a cabo un análisis de componentes principales (ACP) con los valores de frecuencia de ocurrencia para cada ítem alimenticio con respecto a la estructura de talla, con el fin de estimar el porcentaje de variación de la dieta y determinar qué presas se agrupan con las estructuras de tallas. A su vez, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) con el índice de importancia alimentaria por cada ítem alimenticio por monitoreo y las variables fisicoquímicas registradas durante cada fase, para establecer la relación o influencia de estas sobre la dieta de la especie.

Para estimar los aspectos reproductivos, se halló la proporción de sexos (Wenner, 1972) a partir de la ecuación $\%machos = 100 \times (N_m / N_t)$, donde N_m es el número de machos y N_t indica el número total de individuos, y luego se aplicó la prueba chi-cuadrado para identificar diferencias entre sexos. La talla media de madurez sexual se determinó mediante el método estadístico gráfico, cuando más del 50 % de la

población entró en el periodo reproductivo (Sokal y Rohlf, 1995). También se consideró la relación gonadosomática (RGS) (Vazzoler, 1996), que asocia el avance de la maduración ovocitaria con el peso del cuerpo y refleja el grado de desarrollo de la gónada. Esta variable se calculó a través de la ecuación $RGS = W_o / W_e \times 100$, donde W_o es el peso de la gónada y W_e es el peso del cuerpo ($W_t - W_o$; W_t = peso total). Otro dato analizado fue la fecundidad (Ricker, 1968), identificada por el método de las submuestras secas, que consta de un secado en horno digital Memmert a 40 °C durante 25 minutos para el posterior conteo directo con la balanza analítica Adventurer Pro AV 264, de hasta cuatro décimas de precisión (0,0001 g).

Por último, se aplicó la ecuación: $F_a = \sum n^o / N^o$, donde n^o = número de ovocitos por hembra, N^o = número total de hembras; con el fin de obtener el valor promedio de ovocitos en cada uno de los muestreos. El diámetro de los ovocitos se determinó con ayuda de papel milimetrado mediante la alineación de todos los ovocitos secos, posibles en 10 mm y el número total se dividió en 10, este procedimiento se repite tres veces para obtener un promedio por cada gónada, según el método de sub muestras secas (Ricker, 1968), e incluye desviación estándar (D.E).

Resultados

Hábitat

El Gaira es un río meándrico irregular que se encuentra representado en su recorrido por un sustrato rocoso y un alto número de cascadas. En la investigación, presentó un caudal promedio de 1,4 m³/s en bajas lluvias y 3,5 m³/s en altas lluvias. Las temperaturas ambiente y superficial del agua fueron, en promedio, de 23,9 °C y 22,1 °C durante las bajas lluvias y de 23,2 °C y 20,8 °C en altas lluvias, respectivamente. El oxígeno disuelto en general fue alto: 5,9 mg/L durante las bajas lluvias, con una disminución a 5,6 mg/L para la época de altas lluvias, mientras que la conductividad fue baja: de 77,7 µs/cm para las bajas lluvias y 56,6 µs/cm en altas lluvias. Finalmente, el pH tuvo tendencia a la basicidad, con 7,8 en bajas lluvias y una reducción a un valor neutro de 6,9 en altas lluvias (tabla 1).

Tabla 1. Datos fisicoquímicos en el río Gaira, SNSM, vertiente Caribe, Colombia.

Variable	Bajas lluvias				Altas lluvias			
	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar
	Cristalino				Marrón			
Caudal (m ³ /s)	0,8	2,3	1,4	0,92	1,7	5,2	3,5	1,42
Temperatura ambiente (°C)	20,4	25,8	23,9	2,10	20,1	24,7	23,2	1,62
Temperatura superficial del agua (°C)	19,3	25,9	22,1	2,37	19,4	22,4	20,8	1,06
Oxígeno disuelto (mg/L)	4,25	7,77	5,9	1,38	3,57	6,8	5,6	1,24
pH	7,2	8,9	7,8	0,66	5,67	7,7	6,9	0,77
Conductividad (µS/cm)	37,4	101,0	77,7	22,79	29,5	76,4	56,6	13,88

No se observaron diferencias significativas en las variables fisicoquímicas entre los muestreos ($p=0,982$) y periodos de precipitación ($p=0,295$). En general, el sistema se comportó como un ambiente mesotrófico con tendencia a la eutrofización.

Morfología del tracto digestivo

T. nigromaculatus tiene un sistema digestivo bien definido, con una boca en posición subterminal y un par de barbicelos en el ángulo de esta, generalmente con dos o más series de dientes caniniformes. El estómago sacular se ubica en la parte dorsal anterior de la cavidad abdominal, y la especie tiene un intestino corto con una longitud promedio de 27,6 mm (4,6-95,6 mm).

Dieta

Al examinar a 245 individuos y sus estómagos, se determinaron 29 ítems alimenticios. En general, *T. nigromaculatus* se reveló en

la investigación como una especie omnívora con tendencia a consumir una alta diversidad de larvas de insectos ($H'=0,70$) (tabla 2). El coeficiente de vacuidad (V_a) de 13,88 % equivale a 34 estómagos vacíos: 18 en altas lluvias y 16 en baja precipitación.

La dieta estuvo constituida además por una menor proporción de insectos adultos (95,01 %N, 88,54 %V, 90,23 %F y 97,23 %IA), pertenecientes a restos de estos organismos (72,78 %IA), seguidos por especies del orden Diptera, principalmente Chironomidae morfo1 (9,06 %IA), al igual que *Simulium* sp. (8,94 %IA). Como alimento circunstancial o de menor importancia estuvieron el componente vegetal, constituido por material no identificado (hojas y fibras) (2,51 % IA), y los insectos alóctonos (Hymenoptera), representados por las familias Formicidae (0,020 %IA) y Vespidae (0,014 %IA).

Tabla 2. Dieta de *T. nigromaculatus* en el río Gaira, SNSM, vertiente Caribe, Colombia. %N: porcentaje numérico, %V: porcentaje de volumen, %FO: porcentaje de frecuencia observada, IA: índice de importancia alimentaria, L: larva, A: adulto, C: casa, P: pupa.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Ítem	%N	%V	%F	% IA	
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i> sp. (L)	1,7	2,11	2,7	0,4	
			Diptera	Ceratopogonidae	<i>Alluaudomyia</i> sp. (L)	0,49	0,25	0,62	0,01
		Chironomidae		Chironomidae morfo1, (L)	28,35	11,44	11,23	9,06	
		Chironomidae		Chironomidae morfo2, (L)	8,39	3,96	4,57	1,28	
		Chironomidae		Chironomidae (P)	3,28	2,07	4,57	0,67	
		Psychodidae		<i>Maruina</i> sp. (L)	1,46	0,83	1,04	0,06	
		Psychodidae		<i>Clognia</i> sp. (L)	1,58	1,39	2,29	0,22	
		Simuliidae		<i>Simulium</i> sp. (L)	36,01	9,1	13,93	8,95	
		Simuliidae		<i>Simulium</i> sp. (P)	0,97	0,52	1,66	0,06	
				Restos Diptera	0,12	2,45	2,7	0,47	
		Ephemeroptera		Baetidae	<i>Baetodes</i> sp. (L)	5,6	3,96	4,78	1,34
					Restos Ephemeroptera	0	0,19	0,42	0,01
		Hemiptera		Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp. (A)	0,85	0,48	0,62	0,02
		Hymenoptera		Formicidae	Formicidae	0,49	0,35	0,83	0,02
				Vespidae	Vespidae	0,36	0,33	0,62	0,01
		Lepidoptera		Pyralidae	Pyralidae (Crambinae) (L)	0,24	0,41	0,42	0,01
		Megaloptera		Corydalidae	Corydalidae (L)	0,12	2,59	0,21	0,04
		Odonata			Restos Odonata	0,24	0,87	0,62	0,04
		Trichoptera		Helicopsychidae	Helicopsychidae (C)	2,55	3,38	1,66	0,4
			<i>Smicridea</i> sp.(L)		0,12	0,08	0,21	0	
			Leptoceridae	<i>Atanotolica</i> sp. (L)	2,07	1,49	1,87	0,2	
				Restos Trichoptera	0	5,08	3,33	1,19	
				Restos insectos	0	35,2	29,31	72,78	
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Ampullariidae	<i>Pomacea</i> sp.	0,12	0,04	0,21	0	
		Basommatophora	Lymnaeidae	<i>Lymanea</i> sp.	0,12	0,04	0,21	0	
				Restos Gastropoda	0	1,28	0,42	0,04	
Plantae				Restos vegetales	0	6,86	5,2	2,52	
Plantae				Semilla	0,24	0,97	0,21	0,01	
Plantae				Fruto	0	0,85	0,21	0,01	
				Sustrato (roca)	4,5	0,83	2,7	0,16	
				Sedimento	0	0,6	0,62	0,03	

Tanto en altas como en bajas lluvias los restos de insectos fueron el ítem de mayor aporte en la dieta, con 62,98 %IA y 78,51 %IA, respectivamente. Sin embargo, en bajas lluvias dominaron las larvas de *Simulium* sp. (10,20 %IA), seguidas de restos vegetales (7,18 %IA), mientras que en altas lluvias hubo un mayor consumo de larvas de Chironomidae morfo1 (16,45 %IA), así como de *Simulium* sp. (7,39 %IA). Se observaron diferencias significativas de la dieta entre los periodos de lluvias en volumen (K-W V: 4,25, p=0,038) y frecuencia de ocurrencia (K-W F: 4,75, p=0,029).

Variación de la dieta entre tallas

Se estimaron ocho intervalos de tallas (I a VIII), con una escala de 29,22-122,14 mm de LE y una amplitud de 11,6 mm entre ellas. La talla II fue la más abundante (40,83-52,43 mm LE), con 74 individuos (30,20 %). Siguen las tallas III (52,44-64,04 mm LE), con 56 ejemplares (22,86 %) y I (29,22-40,82 mm LE), con 49 individuos (20,00 %). Finalmente, las tallas VII (98,88-110,48 mm LE) y VIII (110,49-122,14 mm LE) fueron las menos abundantes, con seis ejemplares (2,45 %) y dos (0,82 %), respectivamente (figura 2).

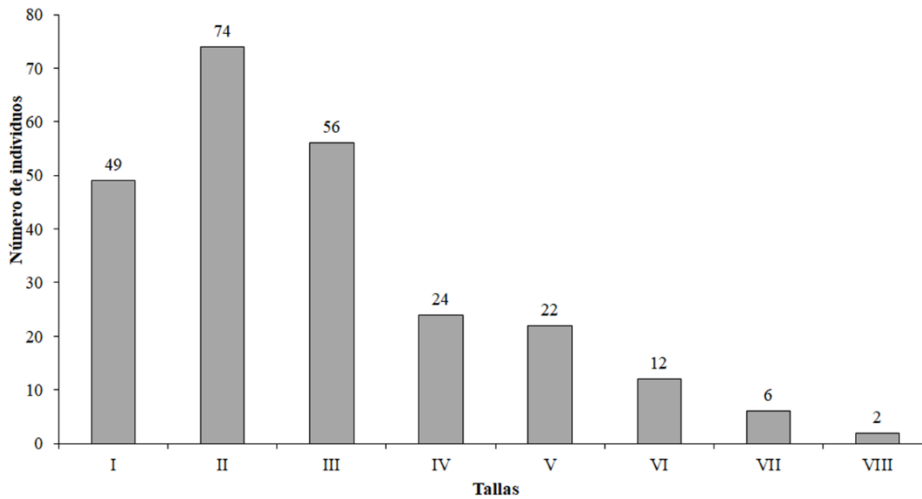


Figura 2. Frecuencia de tallas de *T. nigromaculatus*, en el río Gaira, SNSM, Caribe, Colombia.

Entre la dieta y las estructuras de tallas se encontraron diferencias significativas en número (K-W, $p=1,06 \times 10^{-5}$), volumen (K-W, $p=6,68 \times 10^{-8}$) y frecuencia de ocurrencia (K-W, $p=3,41 \times 10^{-9}$) de los ítems consumidos. El ACP entre la dieta y la estructura de tallas indicó que los dos primeros ejes del componente explicaron el 71,09 % de la variación; específicamente, el CP1 explicó el 58,03 %, y el CP2, el 13,05 % de la variación total.

Los ejemplares entre 29,22 mm y 64,04 mm (tallas I, II y III) se encuentran muy cercanos entre sí por el consumo de restos de

insectos y larvas de Chironomidae morfo1 como los de mayor aporte en la dieta. La talla IV, por su parte, registró también restos de insectos como el ítem de mayor consumo, aunque en menor cantidad que las tallas I, II y III. Para las tallas V y VI, con una baja proporción, dominaron los restos de insectos, seguidos de Trichoptera con Helicopsychidae y restos de Trichoptera respectivamente. En las tallas VII y VIII se evidenciaron los menores consumos de larvas de insectos, lo cual está asociado con que son las que presentaron la menor abundancia durante el estudio (figura 3 y tabla 3).

Tabla 3. Valores propios de los componentes principales para la dieta de *Trichomycterus nigromaculatus* en el río Gaira, Sierra Nevada de Santa Marta, cuenca Caribe, Colombia.

PC	Autovalores	% varianza
1	174,01	58,03
2	39,14	13,05

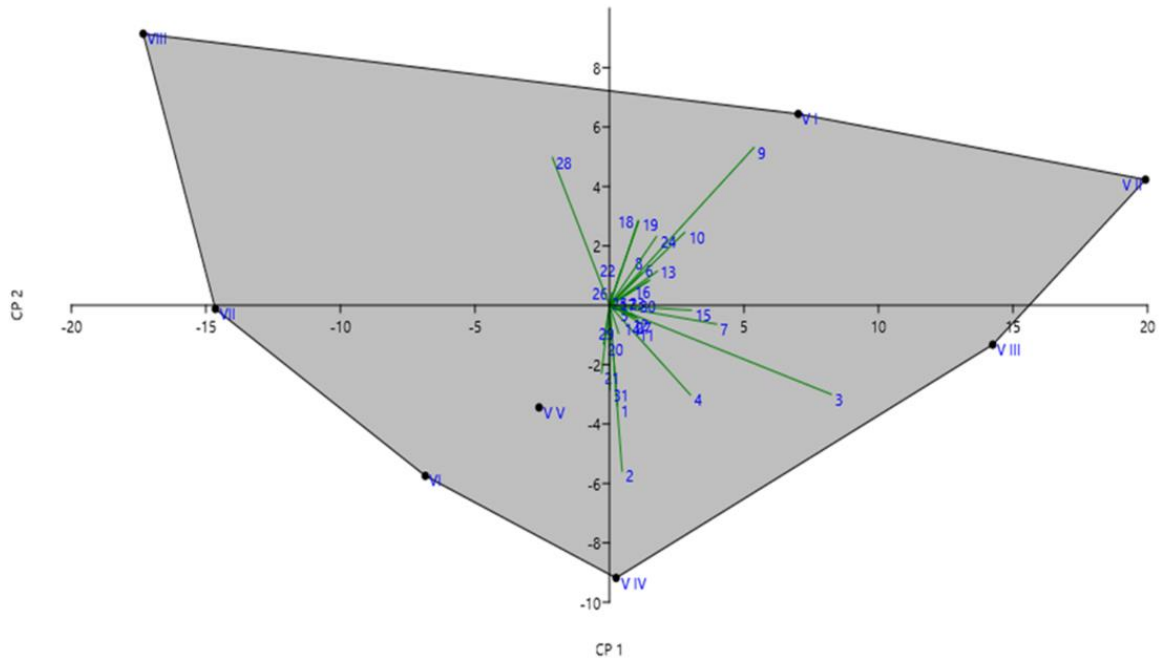


Figura 3. ACP para la dieta por tallas de *T. nigromaculatus* en el río Gaira, SNSM, Caribe, Colombia. Componente 1 en el eje Y; componente 2 en el eje X.

El factor de condición K osciló entre 1,47 y 4,64 e indicó que la especie se encuentra bien alimentada y con un alto grado de robustez. En ese sentido, se observó que las hembras (K=3,28) estaban mejor alimentadas con respecto a los machos (K=2,25). Asimismo, en hembras el valor más bajo (K=2,27, DE=0,9) se

presentó en bajas lluvias (marzo), mientras que el más alto (K=4,64, DE=1,4) se obtuvo en altas lluvias (abril). En machos, de igual forma, el registro más bajo fue en bajas lluvias (febrero) (K=1,47, DE=0,3), y el más alto (K=3,17, DE=1,7), en altas lluvias (octubre) (figura 4).

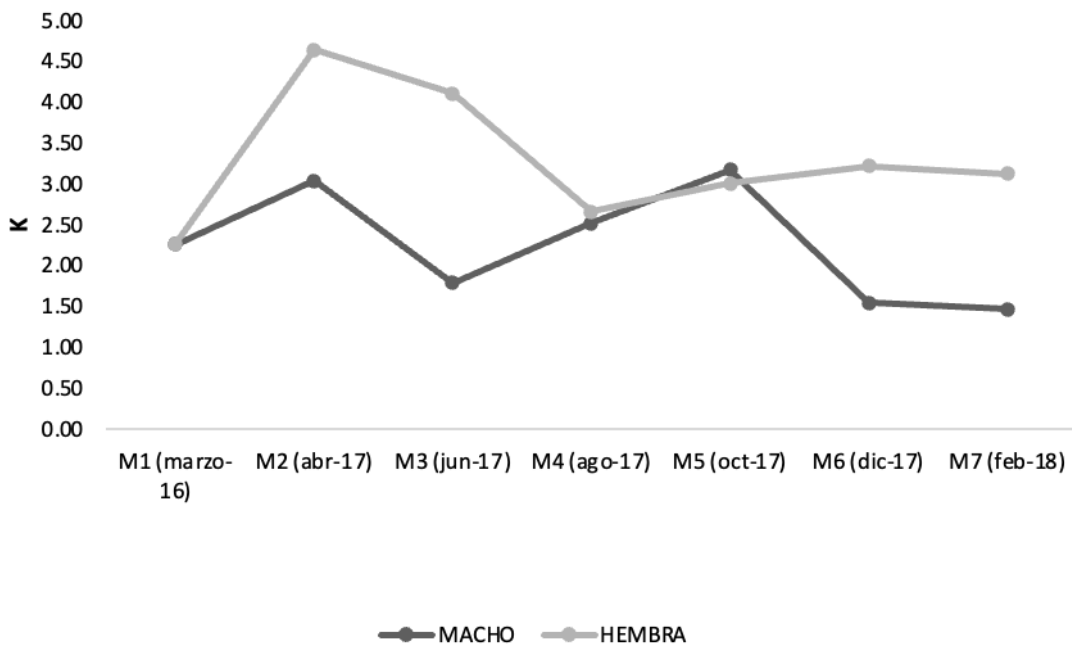


Figura 4. Factor de condición (K) para machos y hembras de *T. nigromaculatus*, en el río Gaira, SNSM, Caribe, Colombia.

Por otra parte, el ACC entre la dieta y variables fisicoquímicas in situ indicó que los dos primeros ejes del componente explicaron el 71,62 % de la variación. Así, el CP1 explicó el 49,84 %, y el CP2, el 21,78 % de la variación total (figura 5 y tabla 4). También se evidenció que el primer eje presentó el valor propio más alto (0,22; $p=0,47$), lo que indica una leve variación del sistema (figura 5). De esta manera, el primer eje y el segundo se asociaron positivamente con el pH y la temperatura ambiente en M5 (agosto de 2017) y el registro de larvas de insectos de las

familias Chironomidae, Baetidae y restos de Trichoptera. Además, el oxígeno disuelto y la conductividad eléctrica estuvieron asociados negativamente en el eje 1 y positivamente en el eje 2 con el hallazgo de insectos y restos vegetales en M3 (junio de 2017), M6 (diciembre de 2017) y M7 (febrero de 2018). Por último, se observa que el registro ocasional de algunos ítems (sustrato, sedimentos, semilla, Formicidae, Pomacea sp., *Lymanea* sp., fruto) no estuvo relacionado con las variables fisicoquímicas in situ (figura 5).

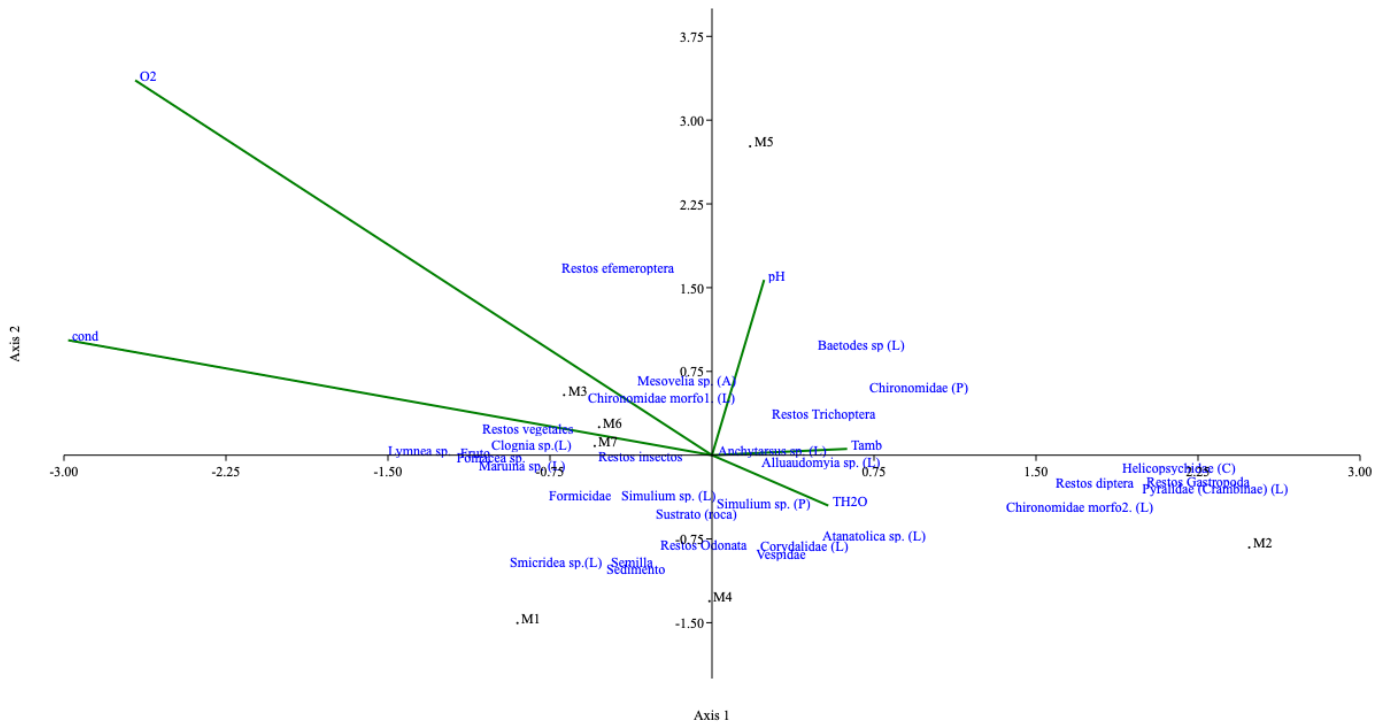


Figura 5. ACC para la dieta de *T. nigromaculatus* y variables in situ en el río Gaira, SNSM, Caribe, Colombia. Componente 1 en el eje Y; componente 2 en el eje X.

Tabla 4. Valores propios de los componentes principales para la dieta de *T. nigromaculatus* y variables fisicoquímicas en el río Gaira, SNSM, cuenca Caribe, Colombia.

PC	Autovalores	% varianza
1	0,22187	49,84
2	0,096951	21,78
3	0,08159	18,33
4	0,044769	10,06
5	8,80E-09	1,98E-06

Aspectos reproductivos

De los 245 ejemplares recolectados, 122 fueron indeterminados sexualmente, mientras que a 123 se les logró determinar el sexo: 73 machos (59,3 %) y 50 hembras (40,7 %). De esta forma, se observó relación 1:1,5 hembra-macho, sin diferencias significativas ($\chi^2=11,51$, $p=0,07$).

Las hembras dominaron únicamente en febrero de 2018, con 11

individuos (8,9 %), lo que coincide con el periodo de bajas lluvias, mientras que los machos registraron la mayor abundancia en el resto de los muestreos, con la proporción más alta en bajas lluvias, durante marzo de 2016 y diciembre de 2017, con 25 (20,3 %) y 13 ejemplares (10,6 %) respectivamente. La talla media de maduración sexual en hembras fue de 63,0 mm de LE, mientras que en machos fue de 90,46 mm de LE (figura 6).

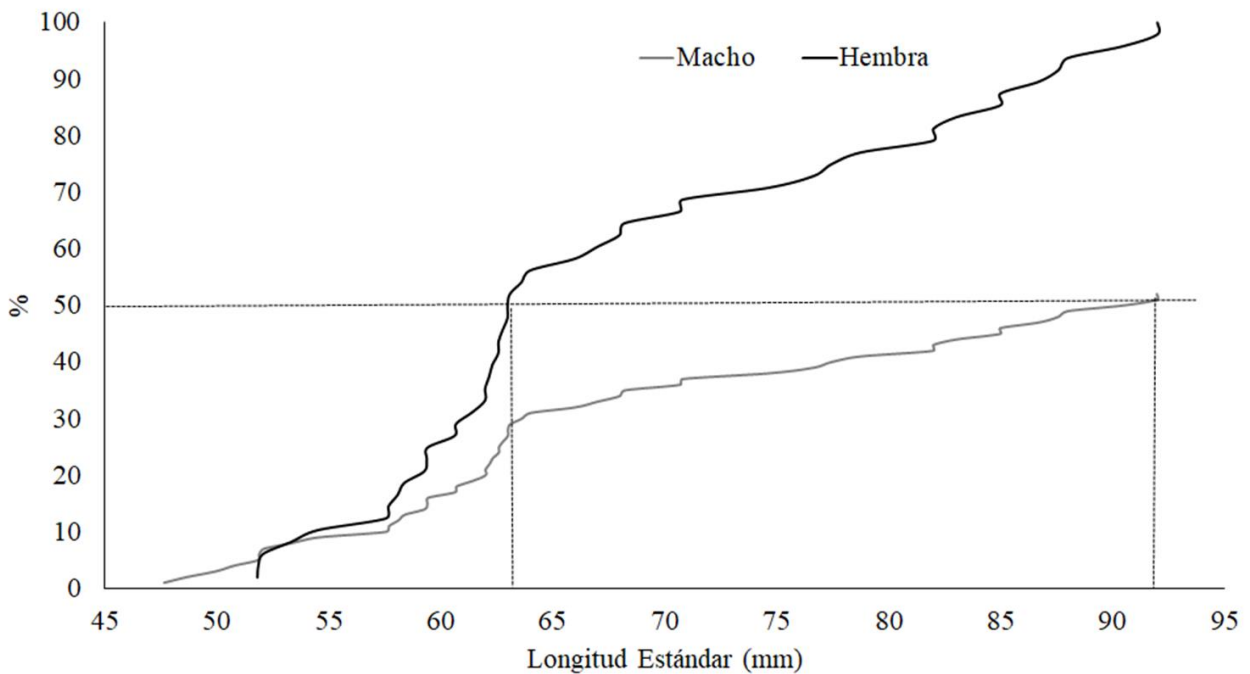


Figura 6. Talla de madurez sexual para machos y hembras de *T. nigromaculatus* en el río Gaira, SNSM, Caribe, Colombia.

La relación gonadosomática (RGS) en machos se mantuvo baja durante toda la fase de monitoreo y con poca variación. Su valor más bajo fue en bajas lluvias, con $4,48 \times 10^{-5}$, y el más alto, en junio de 2017, periodo de lluvias altas, con $9,63 \times 10^{-5}$. En hembras los valores de RGS más altos se registraron en altas lluvias, con 0,00059 y 0,00049 en octubre y agosto de 2017 respectivamente. Entretanto, los registros bajos de RGS para hembras corresponden en bajas lluvias al M1 (marzo de 2016): 0,00013 y al M7 (febrero de 2018): 0,00018, y en altas lluvias al M3 (junio de 2017): 0,00014, los cuales a su vez constituyen los tres momentos en los cuales la población llevó a cabo su desove

(figura 7).

No se observó relación directa entre la RGS y el factor de condición ($r=-0,10$; $p=0,782$). La fecundidad fue baja, pues se contabilizaron 194 ovocitos en promedio (44-549; $DE=153$) en bajas lluvias y 369 (82-1515; $DE=458$) por hembra durante altas lluvias. Asimismo, se presentó una correlación baja y positiva entre la LE y el peso de gónada ($Y=0,005x-0,2057$; $r=0,19$). Los ovocitos tuvieron en general un diámetro de 0,07 mm (0,06-0,09 mm; $DE=0,01$) para las bajas lluvias y de 0,07 mm (0,05-0,10 mm; $DE=0,01$) en altas lluvias.

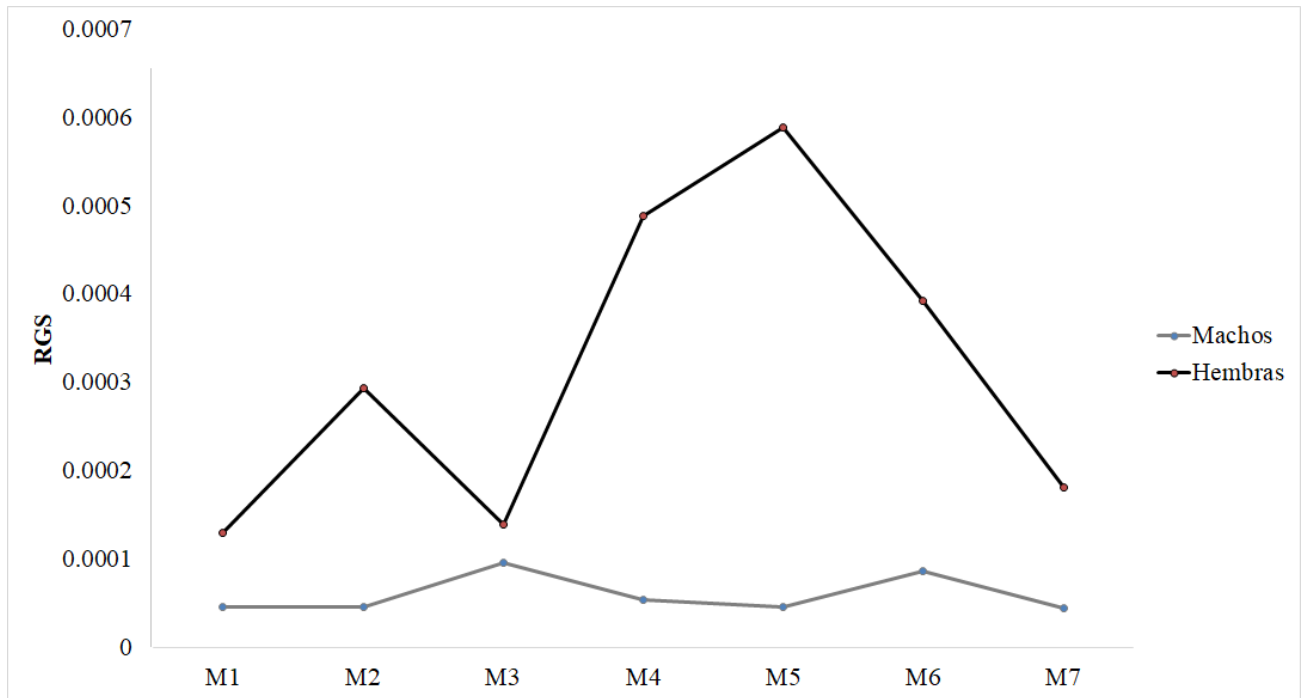


Figura 7. Relación Gonadosomática (RGS) para machos y hembras de *T. nigromaculatus* en el río Gaira, SNSM.

Discusión

Los valores de oxígeno, pH y conductividad registrados son similares a los reportados por Ibarra-Trujillo y García-Alzate en 2017, donde se mantiene la tendencia de aumento de estas variables en época de bajas lluvias y disminución en el periodo de altas lluvias; además, en ambos periodos los valores registrados corresponden a lo esperado en ríos de alta montaña (Roldán y Ramírez, 2008). Los ríos costeros del caribe colombiano enfrentan un alto número de problemática como agricultura mecanizada, ganadería extensiva, invasiones de cauce, extracción de material de arrastre y el turismo (Villa-Navarro *et al.*, 2015); lo cual fue evidenciado durante el presente estudio además de vertimientos de aguas residuales al río sin tratamiento previo, lo que puede generar un deterioro en las condiciones fisicoquímicas del agua.

Trichomycterus nigromaculatus tiene un sistema digestivo característico de especies carnívoras o insectívoras, que realizan acción enzimática en el estómago y posteriormente absorben nutrientes en el intestino corto (Pineda Santis *et al.*, 2012). Durante la investigación, se comportó como una especie omnívora con tendencia a insectívora generalista que consume principalmente estadios larvales de insectos, hábito que coincide con el de sus congéneres.

Por ejemplo, *Trichomycterus bogotense*, en dos arroyos de alta

montaña (Colombia), presentó un amplio espectro trófico compuesto de pequeños invertebrados asociados o fijos a sustratos fangosos y vegetación perifítica de macrófitas, con altos aportes de larvas de dípteros, chironomidos, tipulidos y simulidos, al igual que larvas de Trichoptera (Lozada y Forero, 1999). Asimismo, en Boyacá (Colombia), *T. bogotense* se destaca como especie omnívora con tendencia carnívora que consume principalmente larvas de insectos (González Acosta y Rosado Puccini, 2010).

De igual forma, Chará *et al.* (2006) demostraron que *Trichomycterus* spp. es un insectívoro que consume, sobre todo, larvas de Chironomidae, Trichoptera, Ephemeroptera y Oligochaeta. Por su parte, se han registrados hábitos similares para *Trichomycterus areolatus* en el río Itata (Chile) y sus canales de riego (Habit *et al.*, 2005), *Trichomycterus corduvensis* en la cuenca del río Quinto (Argentina) (Manoni *et al.*, 2009), *T. itacarambiensis* en la cueva de Olhos d'Água en Brasil (Trajano, 1997) y *Trichomycterus caliense* en el río Quindío (Colombia). Todos estos resultados coinciden con el presente estudio en cuanto a la preferencia por larvas de insectos, aunque difieren en la cantidad o importancia en que las consumen, lo cual se asocia a las diferencias físicas de cada área de estudio.

Los insectos observados en los tractos digestivos de *T. nigromaculatus* constituyen formas bentónicas comúnmente asociadas a sustratos del fondo de los ríos, lo que le confiere a la especie un hábito alimentario bentófago (González Acosta y

Rosado Puccini, 2010). Las larvas de insectos ya han sido registradas en la dieta de varias especies de *Trichomycterus*, y su alta proporción no resulta sorprendente puesto que estos peces cuentan con barbicelos sensoriales bien desarrollados que les permiten explorar pequeños espacios (microhábitats) donde se encuentran alojados dichos organismos. Además, estas larvas suelen ser muy comunes en ambientes dulceacuícolas ya que pueden tolerar una amplia variedad de factores ambientales (Poff y Allan, 1995).

Trichomycterus nigromaculatus mostró un alto consumo de larvas de la familia Chironomidae, tal como se ha observado para *T. punctulatus* en el río Pisco (Perú) (Vera-Arabe *et al.*, 2013), *T. areolatus* y *T. chiltoni* en el río Biobío (Chile) (Scott *et al.*, 2007) y *T. corduensis* en el río Quinto (Argentina) (Manoni, 2009). En contraste, en el río Quindío, Román-Valencia (2001) informa para *T. caliense* una dieta basada en larvas de coleópteros, dípteros y Trichoptera. Este consumo obedece a un mecanismo de defensa de los macroinvertebrados acuáticos frente a sus depredadores, los cuales en el día salen poco y en la noche se incrementan notoriamente o viceversa (Flecker, 1992). Dicho comportamiento se ajusta al de los peces analizados por Román-Valencia (2001), que prefieren la noche para realizar sus actividades tróficas, y coincide con los analizados en el presente estudio.

Por otra parte, Habit *et al.* (2005) registran, además de insectos, lumbricúlidos, gastrópodos y crustáceos en *T. areolatus*, mientras que Ferriz (1998) y Manoni *et al.* (2009) observaron algas filamentosas (Cladophoraceae) en los intestinos de *T. corduensis*. Asimismo, Barreto *et al.* (2013) informan sobre contenidos importantes de fragmentos de plantas en los estómagos de *Trichomycterus crassicaudatus* y *T. stawiarski* en el río Jordão. También se ha señalado el detritus como un alimento importante para *Trichomycterus* sp. en Rondineli *et al.* (2009) y para *T. crassicaudatus* y *T. stawiarski* en Barreto *et al.* (2013). No obstante, para *T. nigromaculatus* no se evidenció este componente en la dieta.

Las tallas pequeñas de *T. nigromaculatus* optan por un mayor consumo de restos de insectos y larvas de Chironomidae, mientras que las más grandes prefieren presas de mayor movilidad como las ninfas de tricópteros, lo que concuerda con lo registrado por Barreto *et al.* (2013) para *T. crassicaudatus* y *T. stawiarski* y por Habit *et al.* (2005) para *T. areolatus*. Scott *et al.* (2009) también observaron diferencias entre la dieta y la estructura de tallas de *T. chiltoni*, aunque no realizaron un análisis detallado sobre esta variación.

En bajas lluvias, el espectro trófico de *T. nigromaculatus* fue más

amplio ya que, además de restos de insectos, incluyó larvas de insectos e ítems como *Simulium* sp., Chironomidae y material vegetal. Esto coincide con lo hallado por Scott *et al.* (2007) para *T. areolatus* y *T. chiltoni*, que en temporada seca registraron una mayor variedad de ítems de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera. Vera-Arabe *et al.* (2013) observaron el mismo patrón en *T. punctulatus*, la cual cuenta con un mayor número de presas con ocurrencias e importancias más altas durante dicho periodo.

Dentro de los ítems alimenticios registrados, las larvas de insectos presentaron influencia de las variables fisicoquímicas. Esta relación ya ha sido evidenciada en otros trabajos que indican que la temperatura del agua repercute en la diversidad, la disposición y la distribución de las especies de macroinvertebrados acuáticos (Valdovinos *et al.*, 2010).

T. nigromaculatus presentó además mejores condiciones, fundamentadas en valores más altos del factor K, en el periodo de aguas altas, lo que coincide con uno de sus picos reproductivos (M3). Según Rondineli *et al.* (2009), la inversión en reproducción explica el mayor peso de las especies de *Trichomycterus* al presentar ovocitos grandes ricos en yema, que en las etapas finales de maduración pueden ocupar toda la cavidad visceral, contribuyendo de esta manera a un incremento en su peso.

La proporción de sexos de *T. nigromaculatus* se acercó a 1:1,5 hembra-macho, lo que difiere con la proporción 1:1 informada para *T. caliense* (Román-Valencia, 2001). Por su parte, Manriquez *et al.* (1988) obtuvieron resultados similares para *T. areolatus*, y Trajano (1997) también encontró una mayor proporción de machos *T. itacarambiensis* en la cueva Olhos d'Água de Brasil, aunque no entra en detalles sobre su hallazgo. Cabe mencionar que, en general, en poblaciones naturales de peces se espera una proporción de 1:1, pero un muestreo reducido o mal planteado puede conducir a conclusiones alejadas de la realidad (Granado-Lorencio, 2002). Igualmente, a menudo se cita a la temperatura como causa principal de sesgo en esta variable. En todo caso, hay que tener en cuenta que la relación de sexos puede variar en las distintas etapas del desarrollo, así como por estructuras de tallas, por lo cual es uno de los parámetros poblacionales más sometidos a controversia en cuanto a su interpretación absoluta (Granado-Lorencio, 2002).

T. nigromaculatus cuenta con un periodo reproductivo que va de junio a diciembre con dos eventos de desove: uno en aguas altas y otro en aguas bajas. La maduración gonadal inicia en

agosto, y el pico reproductivo tiene lugar en octubre, ambos en temporada de aguas altas. Este hallazgo coincide con lo registrado por Rondineli *et al.* (2009) y Casatti (2003) para *Trichomycterus* sp. y por Román-Valencia (2001) para *T. caliense* en el río La Vieja, alto Cauca, cuyo desove se da en temporada de lluvias. Sin embargo, Marraro *et al.* (2005) y Chiang *et al.* (2012) observaron que *T. corduense* y *T. areolatus* desovan en temporada seca.

La talla media de madurez sexual reflejó una diferencia de 27,4 mm de LE entre machos y hembras y se encontró cercana a la que informan Manriquez *et al.* (1988) para *T. areolatus* y Román-Valencia (2001) para *T. caliense*. Además, *T. nigromaculatus* presenta ovocitos pequeños (0,07 mm) y una fecundidad baja, con valores similares a los registrados por Román-Valencia (2001) en *T. caliense* y muy inferiores a los que Manriquez *et al.* (1988) indican para *T. areolatus* y *T. caliense*. Siguiendo a Winemiller (1989), *T. nigromaculatus* se adapta a una estrategia oportunista r-estacional al ser un pez pequeño que alcanza la madurez a tallas tempranas y cuyo periodo reproductivo se sincroniza con las lluvias, con un evento principal de desove en junio y otro secundario en febrero.

Conclusiones

El bagresito endémico *T. nigromaculatus* se comportó como una especie generalista que se alimenta principalmente de un amplio espectro de larvas de insectos, se reproduce en sincronía con las lluvias y presenta estrategia oportunista r-estacional con baja fecundidad y ovocitos pequeños. El río Gaira, en su parte media, reflejó un estado mesotrófico con tendencia a la eutrofización debido a diferentes factores que afectan la salud e integridad del sistema como agricultura mecanizada, ganadería extensiva, invasiones de cauce, extracción de material de arrastre, vertimientos de aguas residuales y turismo. Este estudio permite conocer aspectos tróficos y reproductivos de *T. nigromaculatus*, proporcionando información de referencia útil para crear estrategias de conservación de la especie y de su hábitat y para detener las principales perturbaciones que enfrenta.

Agradecimientos

A la Universidad del Atlántico, Vicerrectoría de Investigaciones, Extensión y Proyección Social, por el financiamiento. A la comunidad del corregimiento de Minca en la SNSM por el apoyo brindado durante la fase de campo. A los integrantes del semillero de Ictiología Continental del grupo de investigación Estudios en Sistemática y Conservación de la Universidad del Atlántico y al IDEAM.

Conflicto de intereses

Los autores declararon no tener ningún conflicto de intereses.

Contribución de los autores

Eduardo J. Ibarra-Trujillo y Carlos A. García-Alzate: conceptualización, escritura y edición, desarrollo del diseño metodológico, adquisición de la financiación, toma de datos, análisis de datos

Carlos A. García-Alzate: supervisión.

Referencias

- Barreto, A. P., Armiliato, F. C., Ribeiro, V. M., y Abilhoa, V. (2013). On the diet of two endemic and rare species of *Trichomycterus* (Ostariophysi: Trichomycteridae) in the Jordão River, Iguaçú River basin, southern Brazil. *Estudos de Biologia*, 35(84), 17-23. <https://doi.org/10.7213/estud.biol.7848>.
- Bennemann, S. T., Orsi, M. L., y Shibatta, O. A. (1996). Atividade alimentar de espécies de peixe do rio Tibagi, relacionada com o desenvolvimento de gordura e das gônadas. *Revista Brasileira de Zoologia*, 13(2), 501-512. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751996000200018>.
- Casatti, L. (2003). Biology of a catfish, *Trichomycterus* sp. (Pisces, Siluriformes), in a pristine stream in the Morro do Diabo State Park, Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38(2), 105-110. <https://doi.org/10.1076/snfe.38.2.105.15928>.
- Castellanos-Morales, C. A. y Galvis, F. (2012). Las especies del género *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) en Colombia. Boletín Científico. Centro de Museos. *Museo de Historia Natural*, 16(1), 194-206.
- Chará, J.D., Baird, D. J., Telfer, T.C. y Rubio, EA (2006). Ecología alimentaria y preferencias de hábitat del género *Trichomycterus* del bagre en arroyos de bajo orden de los Andes colombianos. *Revista de biología de peces*, 68 (4), 1026-1040.
- Chiang, G., Munkittrick, K. R., McMaster, M. E., Tucça, F., Saavedra, M. F., Ancalaf, A. y Barra, R. (2012). Cambios estacionales en el desarrollo de oocitos, crecimiento y distribución de talla poblacional de *Percilia gillissi* y *Trichomycterus areolatus* en la cuenca del río Itata, Chile. *Gayana* (Concepción), 76(2), 131-141.

<https://doi.org/10.4067/S0717-65382012000300006>.

Da Costa, J. H. A., Barrella, W. y Souza, U. P. (2021). Dieta de *Tryconamericus microcephalus* (Characiformes, Characidae) em riachos da bacia do rio Cubatão (São Paulo, Brasil). *Research, Society and Development*, 10(5), e56310515376. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i5.15376>.

Domínguez, E., y Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.

DoNascimento, C., F. A. Villa Navarro, J. G. Albornoz Garzón y E. E. Herrera Collazos. (2020). Lista de especies de peces de agua dulce de Colombia / Checklist of the freshwater fishes of Colombia. v. 2.12. *Asociación Colombiana de Ictiólogos*. Dataset/Checklist.

Duran-Izquierdo, M., y Olivero-Verbel, J. (2021). Vulnerability assessment of Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia: World's most irreplaceable nature reserve. *Global Ecology and Conservation*, 28, e01592. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01592>.

Ferriz, R. A. (1998). Diet of *Trichomycterus corduense* Weyenbergh, 1879 (Teleostei: Trichomycteridae) in two mountain rivers of San Luis, Argentina. *Biological Limnology*, 21(2): 161-167.

Flecker, A. (1992). Fish predation and the evolution of invertebrate drift periodicity: evidence from Neotropical Streams. *Ecology* 73(2), 438-448

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 C. A. Lasso (Eds.). XIX. *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible*. Pp: 85-113. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Granado-Lorencio, C., 2002. *Ecología de peces*. Universidad de Sevilla.

González Acosta, J. A. y Rosado Puccini, R. (2010). Estado del conocimiento sobre peces nativos del altiplano cundiboyacense: revisión. *Revista Ciencia Animal*, 1(3), 41-52.

Habit, E., Victoriano, P. y Campos, H. (2005). Ecología trófica y aspectos reproductivos de *Trichomycterus areolatus* (Pisces, Trichomycteridae) en ambientes lóticos artificiales. *Revista de*

Biología Tropical, 53(1-2), 195-210.

Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 411-429. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>.

Ibarra-Trujillo, E. J. y García-Alzate, C. A. (2017). Ecología trófica y reproductiva de *Hemibrycon sierraensis* (Characiformes: Characidae), pez endémico del río Gaira, Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65(3), 1033-1045. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v65i3.29439>.

Kawakami, E. y Vazzoler, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 29, 205-207. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000200043>.

Krebs, C. J. (1998). *Ecological Methodology* (2nd ed). Menlo Park California: Addison-Welsey Educational Publisher, Inc.

Lauzanne, L. (1975). Regime alimentaire d'Hydrocyon forskalii dans le lac Tchad et ses tributaires. *Hydrobiologia*, 9, 105-121.

Lozada, M. M. y Forero, J. E. (1999). Ecología trófica de *Trichomycterus bogotense*, eigenmann (1912), en la vereda la Concepcion, municipio de Guasca, Departamento de Cundinamarca. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23, S539-S539.

Manoni, R., Garelis, P., Tripole, E. y Vallania, E. (2009). Diet and feeding preferences of *Trichomycterus corduensis* Weyenbergh, 1877 (Siluriformes, Trichomycteridae) in two rivers of the Quinto River basin (San Luis, Argentina). *Biological Limnology*, 21, 161-167.

Manriquez, A., Huaquín, L., Arellano, M., y Arratia, G. (1988). Aspectos reproductivos de *Trichomycterus areolatus* Valenciennes, 1846 (Pisces: Teleostei: Siluriformes) en río Angostura, Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 23(2), 89-102. <https://doi.org/10.1080/01650528809360749>.

Marraro, F., de los Angeles Bistoni, M. y Carranza, M. (2005). Spawning season, ovarian development and fecundity of female *Trichomycterus corduense* (Osteichthyes, Siluriformes). *Hydrobiologia*, 534(1), 223-230. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-1635-2>.

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. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v64i2.18781>.

- Pineda Santis, H. R., Zuluaga Sepulveda, C. A. y Vertel Betancur, D. A. (2012). Evaluación de la morfometría y del hábito alimenticio en tilapia roja *Oreochromis* sp. y tilapia nilótica *Oreochromis niloticus* var. *chitralada* bajo diferentes condiciones de manejo en dos granjas piscícolas del occidente antioqueño. *Revista politécnica*, 8(14): 97-104.
- Poff, N. L., y Allan, J. D. (1995). Functional organization of stream fish assemblages about hydrological variability. *Ecology*, 76(2), 606-627. <https://doi.org/10.2307/1941217>.
- Prosierra, F. (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, Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, UAESPNN The Nature Conservancy-USAID-Embajada de Japón, Santa Marta.
- Ricker, W. E. (1968). *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Oxford: Blackwell Scientific.
- Roldán, G. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Bogotá: Impreades Presencia S.A. Colombia.
- Roldán, G. y Ramírez, J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Colombia. Editorial de la Universidad de Antioquia. Segunda Edición.
- Román-Valencia, C. (1998). Alimentación y reproducción de *Creagrutus brevipinnis* (Pisces: Characidae) en alto Cauca, Colombia. *Revista de biología tropical*, 46(3), 783-789. <https://doi.org/10.15517/rbt.v46i3.20454>.
- Román-Valencia, C. (2001). Ecología trófica y reproductiva de *Trichomycterus caliense* y *Astroblepus cyclopus* (Pisces: Siluriformes) en el río Quindío, Alto Cauca, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 49(2), 657-666.
- Rondineli, G. R., Carmassi, A. L. y Braga, F. M. D. S. (2009). Population biology of *Trichomycterus* sp. (Siluriformes, Trichomycteridae) in Passa Cinco stream, Corumbataí river sub-basin, São Paulo state, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 925-934. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000400022>.
- Scott, S., Pardo, R., y Vila, I. (2007). Trophic niche overlap between two Chilean endemic species of *Trichomycterus* (Teleostei: Siluriformes). *Revista Chilena de Historia Natural*, 80(4), 431-437. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000400004>.
- Shannon, C. E. y Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Champaign: University of Illinois Press.
- Sokal, R. R., y F. J. Rohlf. (1995). *Biometry*. San Francisco: W.H. Freeman.
- Streble, H. y Krauter, D. (1987). *Atlas de los microorganismos de agua dulce*. La vida en una gota de agua. Barcelona: Omega.
- Trajano, E. (1997). Food and reproduction of *Trichomycterus itacarambiensis*, cave catfish from south-eastern Brazil. *Journal of Fish Biology*, 51(1), 53-63. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb02513.x>.
- Valdovinos, C., Kiessling, A., Mardones, M., Moya, C., Oyanedel, A., Salvo, J. y Parra, Ó. (2010). Distribución de macroinvertebrados (Plecoptera y Aeglidae) en ecosistemas fluviales de la Patagonia chilena: Muestran señales biológicas de la evolución geomorfológica postglacial. *Revista chilena de historia natural*, 83(2), 267-287. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2010000200008>.
- Vazzoler, A. E. (1996). *Biología da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. São Paulo: EDUEM.
- Vera-Arabe, A., Oyague Passuni, E., Castañeda Córdova, L. y Quinteros Carlos, Z. (2013). Hábitos alimentarios del bagre "life" *Trichomycterus punctulatus* (Valenciennes, 1846) (Actinopterygii, Siluriformes) en el río Pisco, Peru. *Ecología aplicada*, 12(2), 121-131.
- Villa-Navarro, F., Sánchez-Duarte, P., Acero, A. y Lasso, C. A. (2015). Composición y estructura de la ictiofauna de ríos y arroyos costeros de la Sierra Nevada de Santa Marta, Caribe colombiano. Lasso, C.A, Blanco-Libreros J. F. Sánchez-Duarte y P.(Editores), 315-337.
- Wenner, A. M. (1972). Sex ratio as a function of size in marine Crustacea. *American Naturalist*, 106, 321-350. <https://doi.org/10.1086/282774>.
- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81, 225-241. <https://doi.org/10.1007/BF00379810>.

Integrated index to evaluate the conservation status and commercial interest of ornamental fish imported to Costa Rica

Índice integrado para evaluar el estado de conservación e interés comercial de peces ornamentales importados a Costa Rica

Steve A. Stephens-Cárdenas¹  y Ana Robles-Herrera^{2*} 

Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Latina de Costa Rica, San José, Costa Rica

Abstract

Ornamental fish species trading has exponentially increased on global scale, becoming a key driver for economic growth in several countries. Strict regulations have been developed, by governments and international organizations, to reduce and limit negative impacts of legal export/import of exotic species and local biota. However, understanding the local trends becomes fundamental to understand wildlife trade dynamics in specific countries. In order to improve the understanding on wildlife trading dynamics in Costa Rica the Relative Importance Index was adapted to develop an importance index that includes IUCN threat status to better inform the commercial trends based on both frequency, specimen volumes and conservation status for supporting institutional control and management of wildlife trading. The index was tested on sample of formal import request data of ornamental aquatic species provided by national regulatory agencies to assess the accuracy and congruence with traditional indicators. A total of 21 264 specimens from 81 species, mostly freshwater fish species were found in the request formats sample. Most requested species were *Betta splendens*, *Carassius auratus*, *Paracheirodon innesi* in congruence with international trading trends. The Conservation - Commercial Importance index identified 10 % of the species with high to very high trading importance, while the remaining were classified as low to moderate importance. This study provides a potential tool for improving national trade management and surveillance tools for better understanding of a commonly overlooked segment of biodiversity trading dynamics.

Key words: ornamental fish; biodiversity trading; management tools; importance index

Resumen

El comercio de especies de peces ornamentales ha aumentado exponencialmente a escala mundial, convirtiéndose en un motor clave para el crecimiento económico en varios países. Los gobiernos y organizaciones internacionales han desarrollado regulaciones estrictas para reducir y limitar los impactos negativos de la exportación/importación legal de especies exóticas y biota local. Sin embargo, comprender las tendencias locales se vuelve fundamental para entender la dinámica del comercio de vida silvestre en países específicos. Con el fin de mejorar la comprensión de la dinámica del comercio de vida silvestre en Costa Rica, el Índice de Importancia Relativa fue adaptado para desarrollar un Índice de Valor Relativo de Importancia Comercial que incluye el estado de amenaza de la UICN para informar mejor las tendencias comerciales en función de la frecuencia, los volúmenes de especímenes y el estado de conservación, para apoyar el control institucional y manejo del comercio de vida silvestre. El índice se probó con datos de solicitudes formales de importación de especies acuáticas ornamentales proporcionados por agencias reguladoras nacionales para evaluar la precisión y la congruencia con los indicadores tradicionales. Un total de 21 264 especímenes de 81 especies, en su mayoría especies de peces de agua dulce fueron encontrados en la muestra de formatos de solicitud. Las especies más solicitadas fueron *Betta splendens*, *Carassius auratus*, *Paracheirodon innesi* en congruencia con las tendencias del comercio internacional. El índice de Importancia Conservación - Comercial identificó 10 % de las especies con una importancia comercial alta a muy alta, mientras que el resto se clasificó como de importancia baja a moderada. Este estudio proporciona una potencial herramienta para mejorar la gestión del comercio nacional y las herramientas de vigilancia para una mejor comprensión de un segmento comúnmente pasado por alto de la dinámica del comercio de la biodiversidad.

Palabras clave: peces ornamentales; comercio de biodiversidad; herramientas de gestión; índice de importancia

*Autor de correspondencia: ana.robles@ulatina.cr

Editor: Saeko I. Gaitán Ibarra

Recibido: 01 de septiembre de 2022

Aceptado: 09 de junio de 2023

Publicación en línea: 15 de junio de 2023

Citar como: Steve A. Stephens-Cárdenas, S. A. & Robles-Herrera,

A. (2023). Integrated index to evaluate the conservation status

and commercial interest of ornamental fish imported to Costa

Rica. *Intropica*, 18 (1), 100 -106.

<https://doi.org/10.21676/23897864.4816>.



Legal international wildlife trade represents a profitable business that generates substantial revenues a year worldwide in exports alone (Jayalal & Ramachandran, 2012). In particular, the ornamental aquatic industry is a major engine in the commercial trade business, moving millions of marine species from their local habitats into particular and public aquariums and collections, around the world (King, 2019; Rhyne *et al.*, 2012;). The rising popularity of ornamental fish collection has resulted in a continuous translocation of species at a global scale, with detrimental ecological results (Singh & Lakra, 2011). Promoting the introduction of exotic animals to local environments and increased the risk of establishing communities of invading species in ecosystems that are not able to withstand this kind of pressure (Broad *et al.*, 2003; Green *et al.*, 2020). The impact of these activities has a wide ecological spectrum, as ornamental fish, is a generic term than a wide variety of aquatic animals such as fish, crustaceans, mollusks and echinoderms, as well as corals (Vivas Delgado, 2019).

Despite the often underestimated, or unknown, economic importance of this commercial activity, a comprehensive analyses of wildlife trade patterns and activities, at global and local scales is still missing (Fukushima, Mammola & Cardoso, 2020). Even though, great advances in structuring a global legal regulatory framework have been made through the implementation of the CITES Convention, there are still legal gaps when it comes to fine grained activities developed in species trade (Andersson *et al.*, 2021). The CITES Convention (www.cites.org) has become a fundamental instrument in mitigating species overexploitation by ensuring legal, long-term sustainability and traceable practices in international trade activities (Nakamura & Kuemlangan, 2020). The trade in ornamental species has been recognized worldwide as one of the main causes of the introduction of exotic species into new environments, especially in countries with limited legislation regarding the import of living organisms and their proper maintenance (Soundararajan *et al.*, 2015).

In Costa Rica, given its great biodiversity, legal wildlife trade of aquatic species has become a powerful industry (Gluszek *et al.*, 2020). In between 1998 and 2004, international ornamental aquatic species trade transactions included over 800000 organisms of 352 different species (Allen *et al.*, 2017). According to Allen *et al.* (2007), the Costa Rican Institute of Fishing and Aquaculture (INCOPECA, by its initials in Spanish) valued the total imports of ornamental fish in the country between 2008 and 2013 in around \$ 641 000 USD.

key species to be monitored due to the interest of wildlife traders and their global conservation status, based on available import permission applications provided national trading institutions and globally accepted conservation assessments. The proposed index has the potential to provide additional evidence to support national and international agencies in placing regulatory actions over imports and control over trading on marine biodiversity typically used in ornamental fish species trading.

The index was derived from random a sample of import permission requirements of ornamental fish, dated from July, 2019 to January, 2020, provided by the Costa Rican National Service for Animal Health (SENASA as in Spanish). A total sample of 23 permit application forms, for both marine and freshwater species, was provided. Documents were filtered and sensitive information was removed. No data regarding the import dates or country of origin was provided. Each form contained mostly common names for every species and breed, as well as the approved quantity.

A database was generated with all the registered species and breeds, the import requirement frequency, and the number total number of individuals per species in the sample. The species import frequency (IF) is an indicator of the number of times a species appeared on the invoices. Number of individuals per species was calculated as the sum all the individuals of the species that were registered on the permit application samples.

An Importance Value Index measures the proportional contribution of a taxonomic unit in the structure of a community sample. This predictor incorporates frequency and biometric variables that describe the relative abundance/density of a biological unit in a sample (Netto, Amaral & Coraiola, 2015). In order to produce a meaningful indicator, that accurately estimates the dominance of a species, in the bulk of commercial export transactions per time unit, we explored several importance value indexes, previously developed and adopted in multiple disciplines. Ultimately, we derived a relative importance index, Commercial - Conservation Importance Index (CCI Index) based on a revision of indexes developed to address fish diet composition (George & Hadley, 1979; Hart *et al.*, 2002), and forest composition/dominance (Ellenberg & Mueller-Dombois, 1974). Additionally, we examined the Use Importance Index developed for ethnobotanical studies (Hoffman & Gallaher, 2007).

The CCI Index is based on three main variables extracted from fundamental of the requisitions: the relative Species Frequency

(rSF), relative Species Abundance (rSA) and the relative Species Representativity (rSR). Plus an additional variable that incorporates the conservation status of the species as defined by the IUCN Red List of Threatened Species Criteria (IUNC, 2021) (www.iucnredlist.org). The rSF is the number of times a species (multiple breeds/subspecies of the same species count as 1), appears in the total sample of examined application forms. The rSA, is a measure of the abundance of a single species relative to the total amount of individuals reported in the complete set of application forms. The rSR, measures the total number of times a breed/subspecies is reported relative to the total number of taxonomic units required export purposes in the forms.

The IUCN Red List Criteria is produced by the IUCN Red List of Threatened Species initiative (www.iucnredlist.org), established by the International Union of Conservation of Nature (IUCN). As a leading authority on the assessment of conservation status of animal and plant species around the world (Rodrigues *et al.*, 2006), the IUCN Red List defines Threat Status Categories based on extinction risk analysis using scientific evidence on restricted geographical range, populations size and trends, and extinction probability analyses (IUCN, 2021). To integrate the IUCN Criteria as part of the CCI Index, a numerical value, Red List Categories (RLC), was assigned to each of the categories ranging from 1 for Least Concern, to 12 for Critically Endangered (table 1), representing incremental extinction risk status. To avoid underestimating risk, and following the original recommendation of IUCN (2001), as well as the consensus of several authors (Bland *et al.*, 2017; Parsons, 2016), the Not Evaluated (NE) and Data Deficient (DD) were not excluded as true risk categories. Instead, we assigned numerical values of 6 for NE and 9 for DD, following cross species evidence showing that species classified as NE and DD are predicted to be Vulnerable (VU) and Endangered (EN), respectively (Caetano *et al.*, 2022).

Table 1. IUCN extinction risk categories with numerical values assigned for index calculation.

IUCN Category	Code	RLC value
Critically Endangered	(CR)	12
Endangered	(EN)	9
Data Deficient	(DD)	9
Vulnerable	(VU)	6
Not Evaluated	(NE)	6
Near Threatened	(NT)	3
Least Concern	(LC)	1

As a preliminary step, we estimated the Proportional Weight of

a Species (*PW_i*) as a calculation of the percentages of abundance, representativity and frequency, coupled with the numerical factor according to the IUCN red list classification (Equation 1).

Equation 1. Proportional Weight of a Species (*PW_i*) Calculation

$$PW_i = [(rSA_i + rSR_i) \cdot rSF_i] \cdot RLC_i^2$$

Where,

rSA_i = Relative abundance of individuals per species in the sample * 100

rSR_i = Relative frequency for the breeds/subspecies per species requested * 100

rSF_i = Relative frequency for the species in the total amount of processed requisitions* 100

RLC_i = IUCN Red List Categories values for the evaluated species

The Commercial - Conservation Importance Index (*CCI_i*) was then established as the standardized Proportional Weight of a given Species (*PW_i*), to set a proper comparison scale (Equation 2).

Equation 2. *Standardized Commercial - Conservation Importance Index (CCI_i)*.

$$CCI_i = LOG_{10}(PW_i)$$

PW_i = Relative weight of the frequency for the species of interest

In order to establish a categorical scale that allows a rapid assessment we defined five major categories according to the 20th percentiles, with an index range of 1.25 units each. Category was ranked from 1 to 5, from the lowest to the highest percentile, where category 1 represents both threatened, or not, species with the least commercial importance, and category 5, the species with the highest importance given their high threat status or a disproportionately high commercial interest (table 2).

As result, a total of 21 264 specimens (3 544 specimens/month) of 160 varieties/subspecies from 81 different species were found in the consulted invoices. Of the requested species, almost all species, 78 species, were fish (Actinopterygii), while ornamental crabs (Crustacea), shrimp (Malacostraca) and fresh water snails (Gastropoda) were represented by one species each. In terms of total volume of specimens requested only 7 species accumulated approximately half of the total volume of requests (≈49 %), being the Siamese fighting fish, *Betta splendens*, the species with the highest amount of requests, 19.30 %, followed

by the goldfish, *Carassius auratus*, with 8.91 % of the requests. On the remaining species, 60 species reported specimen volumes of less than 1 %, making up for a cumulative percentage of ≈22 % (figure 1a).

Table 2. Importance categories based on the relative Commercial - Conservation Importance index classification.

Importance	Priority of concern level	CCI
1	Low: High/Low threat species with low commercial interest	≤1.25
2	Moderately Low: High/Low threat species with/or low commercial interest	1.25 > ≤ 2.50
3	Moderate: High/Low threat species with moderate commercial interest	2.50 > ≤ 3.25
4	Moderately high: High/Low threat species with/or high commercial interest	3.25 > ≤ 5
5	High: Threatened species with high commercial interest	> 5

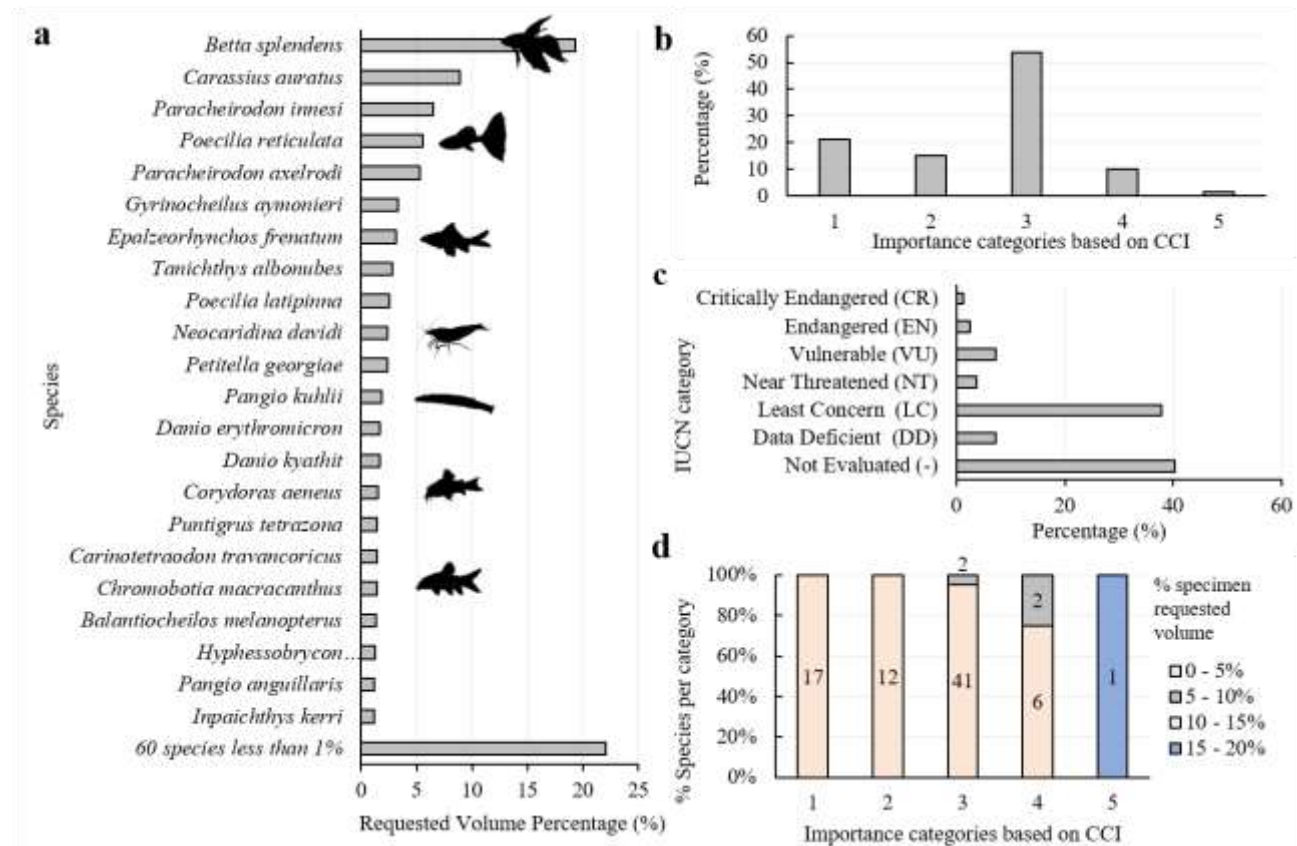


Figure 1. Species frequencies of species as classified according to a) Import request volumes per species on sample, b) Importance based on CCI Values, c) IUCN threat status, and d) Congruence of commercial importance index with import request volumes.

When applying the CCI Index to the test sample, most species were classified within the range of low to moderate importance categories (90 %), with 17 species (21 %) assigned to low, 15 species (15 %) as Moderately Low and 43 species (54 %) as of Moderate importance. Only 10 % of the total sample were assigned as Moderately High, 8 species (9 %) and only 1 species (1 %) as of High importance. This last species being on classified as Vulnerable according to IUCN and having a considerable volume of requested specimens according to the sample (Figure 1b). In terms of the threat status establish by IUCN, most species were classified as either "Not evaluated (NE)" or "Least concern (LC)", with 32 and 31 species respectively. While only 9 species were classified in the broad category of Threatened, which includes "Vulnerable (VU)", "Endangered (EN)" and "Critically Endangered (CE)" with 6, 2 and 1 species respectively. The remaining species are classified as either "Data Deficient (DD)", 3 species, or "Near Threatened (NT)" with 3 species figure 1c).

A cross validation was performed to check the concordance of the CCI Index classification with the specimen volumes percentage classification. The species with highest volumes were classified as high import frequency and very high quantity of individuals imported (category 5), while species with moderate to high volume requests were classified half in category 4 and half in category 3, as the IUCN threat index was the deciding factor for these species. For categories 1, 2, 3 once more IUCN index was the selective factor in classifying species with low volume demands (figure 1d).

The results obtained show a major interest on the Siamese fighting fish (*Betta splendans*), goldfish (*Carassius auratus*), Neon tetra (*Paracheirodon innesi*), Guppy (*Poecilia reticulata*), Cardinal tetra (*Paracheirodon axelrodiin*) as key ornamental aquatic species for importation in Costa Rica. These species are in accordance with previous national and international trends (Allen *et al.*, 2017; Atalah *et al.*, 2022; Teletchea, 2016). Although no negative ecological effects have been reported when these species have been introduced into nonnative ecosystems, most of these species have shown high adaptability, as well as accelerated reproduction rates (Magalhães & Jacobi, 2013). Additionally, most of these species are extremely prone to the spread of pathogens (Mendoza & Aguilera, 2015), as well as a series of environmental problems, such as the displacement of native species (Mendoza & Aguilera, 2015), and ecosystem dynamics alteration (Capps & Flecker, 2013; Daga *et al.*, 2015; Knight, 2010; Magalhães & Jacobi, 2008).

The CCI showed congruence on the commercial importance classification with the raw specimen requirement volumes.

However, the key implementation is that the inclusion of the IUCN threat categories helped highlighting species that otherwise will stay unremarked given the relatively low volumes on requirements in spite of its high caution or threat status (Biondo & Burki, 2019; Challender *et al.*, 2015). The CCI Index generates preliminary information of a comparative nature to identify the most important species in terms of imports, but also, becomes a much needed indirect indicator of both national potential hazards and the pressures that these species are experiencing on their native habitats (Evers *et al.*, 2019).

The implementation of stricter legislation regarding the import of ornamental fish, as well as the sale and maintenance of the species, including adequate oversight of the processes, is fundamental in the protection of native biodiversity. The results of the present investigation can act as a baseline that will allow the Costa Rican authorities to identify the most relevant species for the importation of aquatic flora and fauna for ornamental purposes. This study represents an initial effort in developing formal and objective analytical tools that improve the management and supervision of generally overlooked segment of the intricate wildlife trade phenomenon.

Conflicts of interests

The authors declare no conflict of interest related to this manuscript.

Author Contributions

Steve A. Stephens Cárdenas and Ana Robles Herrera: conceptualization, writing, editing, methodological design development, financing acquisition.

References

- Allen, P. E., Barquero, M. D., Bermúdez, E., Calderón, J. C., Hilje, B., Pineda, W., Saborío-Rodríguez, G., Arguedas, V., & Chacón-Madrugal, E. (2017). Calling for more accurate information in aquarium trade: analysis of live-fish imports permits in Costa Rica. *Management of Biological Invasions* 8(4), 533. <https://doi.org/10.3391/mbi.2017.8.4.08>.
- Andersson, A. A., Tilley, H. B., Lau, W., Dudgeon, D., Bonebrake, T. C., & Dingle, C. 2021. CITES and beyond: Illuminating 20 years of global, legal wildlife trade. *Global Ecology and Conservation* 26, e01455. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01455>.
- Atalah, J., Davidson, I. C., Thoene, M., Georgiades, E., & Hutson, K. S. (2022). Evaluating importation of aquatic ornamental

- species for biosecurity purposes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 959: :804160. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.804160>.
- Biondo, M. V., & Burki, R. P. 2019. Monitoring the trade in marine ornamental fishes through the European Trade Control and Expert System TRACES: Challenges and possibilities. *Marine Policy*, 108, 103620. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103620>.
- Bland, L.M., Bielby, J., Kearney, S., Orme, C.D.L., Watson, J.E.M. & Collen, B. (2017), Toward reassessing data-deficient species. *Conservation Biology*, 31: 531-539. <https://doi.org/10.1111/cobi.12850>.
- Broad, S., Mulliken, T., & Roe, D. (2003). The nature and extent of legal and illegal trade in wildlife. In Routledge, Editor. *The trade in wildlife: regulation for conservation*. Taylor & Francis Group.
- Capps, K. A., & Flecker, A. S. (2013). Invasive aquarium fish transform ecosystem nutrient dynamics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1769). <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1520>.
- Caetano, G.H, dO., Chapple, D. G., Grenyer, R, Raz, T., Rosenblatt, J, Tingley, R., Bohm, M., Meiri, S., & Rol, U. (2022). Automated assessment reveals that the extinction risk of reptiles is widely underestimated across space and phylogeny. *PLOS Biology* 20(5): e3001544. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001544>.
- Challender, D. W., Harrop, S. R., & MacMillan, D. C. (2015). Towards informed and multi-faceted wildlife trade interventions. *Global Ecology and Conservation*, 3, 129-148. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.11.010>.
- Daga, V. S., Skóra, F., Padiál, A. A., Abilhoa, V., Gubiani, É. A., & Vitule, J. R. S. (2015). Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746(1), 327-347. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2032-0>.
- Ellenberg, D., & Mueller-Dombois, D. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley and Sons.
- Evers, H. G., Pinnegar, J. K., & Taylor, M. I. (2019). Where are they all from? – sources and sustainability in the ornamental freshwater fish trade. *Journal of Fish Biology*, 94(6), 909-916. <https://doi.org/10.1111/jfb.13930>.
- Fukushima, C. S., Mammola, S., & Cardoso, P. (2020). Global wildlife trade permeates the Tree of Life. *Biological Conservation*, 247, 108503. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108503>.
- Gluszek, S., Ariano-Sánchez, D., Cremona, P., Goyenechea, A., Vergara, D. A. L., Mcloughlin, L., Morales, A., Rodríguez Fonseca, J., Radachowsky, J. & Knight, A. (2020). Emerging trends of the illegal wildlife trade in Mesoamerica. *Oryx*, 1-9. <https://doi.org/10.1017/S0030605319001133>.
- Green, J., Coulthard, E., Norrey, J., Megson, D., & D'Cruze, N. (2020). Risky business: Live non-CITES wildlife UK imports and the potential for infectious diseases. *Animals*, 10(9), 1632. <https://doi.org/10.3390/ani10091632>.
- George, E. L., & Hadley, W. F. (1979). Food and habitat partitioning between rock bass (*Ambloplites rupestris*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) young of year. *Transactions of the American Fisheries Society*, 108(3), 253-261. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1979\)108<253:FAHPBR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1979)108<253:FAHPBR>2.0.CO;2).
- Hart, R. K., Calver, M. C., & Dickman, C. R. (2002). The index of relative importance: an alternative approach to reducing bias in descriptive studies of animal diets. *Wildlife Research*, 29(5), 415-421. <https://doi.org/10.1071/WR02009>.
- Hoffman, B., & Gallaher, T. (2007). Importance indices in ethnobotany. *Ethnobotany Research and applications*, 5, 201-218. <https://doi.org/10.17348/era.5.0.201-218>.
- IUCN (2001). 2001 IUCN Red List Categories and Criteria version 3.1. Available online at: <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria/2001-categories-criteria#categories> Accessed on 15/07/2022.
- IUCN. (2021) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org> Accessed on 21/05/2022.
- Jayalal, L., & Ramachandran, A. (2012). Export trend of Indian ornamental fish industry. *Agriculture and Biology Journal of North America*, 3(11), 439-451.
- King, T. A. (2019). Wild caught ornamental fish: a perspective from the UK ornamental aquatic industry on the sustainability of aquatic organisms and livelihoods. *Journal of fish biology*, 94(6), 925-936. <https://doi.org/10.1111/jfb.13900>.
- Knight, J. D. M. (2010). Invasive ornamental fish: a potential threat to aquatic biodiversity in peninsular India. *Journal of Threatened Taxa*, 700-704. <https://doi.org/10.11609/JoTT.o2179.700-4>.
- Magalhães, A. L. B., & Jacobi, C. M. (2008). Ornamental exotic

- fish introduced into Atlantic Forest water bodies, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 3(2), 73-77.
- Magalhães, A. L. B. D., & Jacobi, C. M. (2013). Invasion risks posed by ornamental freshwater fish trade to southeastern Brazilian rivers. *Neotropical Ichthyology*, 11(2), 433-441. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000003>.
- Mendoza, R., Luna, S., & Aguilera, C. (2015). Risk assessment of the ornamental fish trade in Mexico: analysis of freshwater species and effectiveness of the FISK (Fish Invasiveness Screening Kit). *Biological Invasions*, 17(12), 3491-3502. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0973-5>.
- Nakamura, J.N., & Kuemlangan, B. (2020). *Implementing the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES) through national fisheries legal frameworks: a study and a guide*. Legal Guide No. 4. Rome, FAO.
- Netto, S. P., Amaral, M. K., & Coraiola, M. (2015). A new index for assessing the value of importance of species-VIS. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 87(4), 2265-2279. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520140351>.
- Parsons, E. C. M. (2016). Why IUCN should replace "data deficient" conservation status with a precautionary "assume threatened" status—a cetacean case study. *Frontiers in Marine Science*, 3, 193. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00193>.
- Rodrigues, A. S., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M., & Brooks, T. M. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in ecology y evolution* 21(2), 71-76. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010>.
- Rhyne, A.L., Tlustý, M. F., Schofield, P. J., Kaufman, L., Morris, J. A. Jr., & Bruckner, A.W. (2012). Revealing the Appetite of the Marine Aquarium Fish Trade: The Volume and Biodiversity of Fish Imported into the United States. *PLoS ONE* 7(5): e35808. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035808>.
- Singh, A. K., & Lakra, W. S. (2011). Ecological impacts of exotic fish species in India. *Aquaculture Asia*, 16(2), 23-25.
- Soundararajan, N., Raj, R. M., Kamaladhasan, N., Saidanyan, R. I., & Chandrasekaran, S. (2015). On-line trade of aesthetic exotic organisms: sword of Damocles?. *Current Science*, 1404-1410.
- Teletchea, F. (2016). Domestication level of the most popular aquarium fish species: Is the aquarium trade dependent on wild populations. *Cybium*, 40(1), 21-29. <https://doi.org/10.26028/cybium/2016-401-002>.
- Vivas Delgado, J. L. (2019). Comercio internacional de peces ornamentales [Tesis maestría Universidad de Valladolid, Valladolid]. Digital Repository Uva. <https://uvadoc.uva.es/bitstream/handle/10324/38339/TFG-J-94.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

Comercio de carne de monte en el mercado urbano de Plato, Magdalena, Colombia Colombia wild meat trade in the urban market of Plato, Magdalena, Colombia

Ramiro Gómez-Herrera¹ * , Candelaria García-Rico¹  y Javier Racero-Casarrubia² 

1. Programa de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

2. Grupo de investigaciones Biodiversidad, Departamento de Biología, Universidad de Córdoba, Montería, Colombia

Resumen

El comercio de carne de monte es una actividad que ha ocasionado la disminución persistente y la extinción local de un gran número de especies, cuya extracción irracional está produciendo cambios en la composición vegetal y agotamiento de la vida silvestre en los bosques. En este trabajo se reportaron las especies de fauna silvestre que son utilizadas para la venta en el mercado urbano de Plato, Magdalena, Colombia. Se realizaron conversaciones no estructuradas con los vendedores ubicados en el mercado urbano, y se registraron las especies usadas para el comercio, los precios locales del kilogramo en pesos colombianos y la regularidad de los productos en los puntos de venta. Doce especies de fauna silvestre son vendidas en el mercado urbano de Plato, Magdalena. Los mayores precios los presentan *Sylvilagus floridanus* y *Dasyus novemcinctus*, mientras que *Hydrochoerus isthmius* y *Trachemys callirostris* son las especies más comunes en los puestos de venta. Este es el primer reporte sobre el comercio ilegal de carne de animales silvestre en la región centro del departamento del Magdalena. Es importante hacer seguimiento de esta actividad en los demás municipios de esta subregión con el fin de conocer el posible impacto que se pueda estar generando en las poblaciones silvestres.

Palabras clave: aves; comercio; fauna silvestre; mamíferos; usos; vendedores urbanos

Abstract

The bushmeat trade is an activity that has caused the persistent decline and local extinction of many species; its irrational extraction is producing changes in plant composition and depletion of wildlife in the forests. This work reported which species of wild fauna are used for sale in the urban market of Plato, Magdalena, Colombia. Non-structured conversations were held with the vendors located in the urban market, the species used for trade, their local prices in Colombian pesos per kilogram, and the regularity of the products at the points of sale were recorded. Twelve wildlife species are sold in the urban market of Plato, Magdalena. *Sylvilagus floridanus* and *Dasyus novemcinctus* have the highest prices, while *Hydrochoerus isthmius* and *Trachemys callirostris* are the most commonly found species in the stalls. This work is the first report on the illegal trade of wild animal meat in the central region of the Department of Magdalena. Monitoring this activity in this subregion's other municipalities is essential to calculate its potential impact on the wild populations.

Key words: birds; dry forest; wildlife; mammals; uses; urban vendors

*Autor de correspondencia: ramiroalfonsog@gmail.com

Editor: Diego Zarrate

Recibido: 14 de abril de 2022

Aceptado: 19 de abril de 2023

Publicación en línea: 19 abril de 2023

Citar como: Gómez-Herrera, R., García-Rico, C. y Racero-Casarrubia, J. (2023). Comercio de carne de monte en el mercado urbano de Plato, Magdalena, Colombia. *Intropica*, 18(1), 107 - 112. <https://doi.org/10.21676/23897864.4563>.



El “consumo de carne de monte” hace referencia a la caza de cualquier especie de anfibio, reptil, ave o mamífero terrestre no domesticado para la alimentación (Sánchez-Sáenz, 2015). Esta actividad proporciona seguridad alimentaria y financiera a comunidades locales, considerándose como una fuente alternativa de proteína animal (Nielsen *et al.*, 2018; Sánchez-Sáenz, 2015). Sin embargo, la escasa sostenibilidad económica, social y ambiental que presenta la cacería para el comercio y el consumo de carne de animales silvestres, la cual abastece a los mercados urbanos, está ocasionando la disminución persistente y la extinción local de un gran número de especies en África, Asia y América Latina (Ripple *et al.*, 2016). La extracción irracional de fauna silvestre está provocando a su vez cambios en la composición vegetal y el agotamiento de la vida silvestre en los bosques. De tal forma, la sobreexplotación o el aprovechamiento no sostenible para el consumo doméstico o la comercialización tienen graves efectos sobre la biodiversidad, como la erosión genética, la reducción de los tamaños de poblaciones y la vulnerabilidad frente a procesos de extinción, creando así consecuencias negativas para las comunidades humanas que se encuentran en zonas rurales y que dependen de esta fuente de proteína e ingresos para su sobrevivencia (Kurten, 2013; Ministerio del Medio Ambiente *et al.*, 1995).

Para Colombia, diferentes trabajos hacen aportes sobre el comercio de fauna silvestre (Gómez *et al.*, 2016a, b; Gómez-Herrera *et al.*, 2023; Matallana-Tobón *et al.*, 2012; Quiceno *et al.*, 2015; Tinoco-Sotomayor *et al.*, 2021; Vanegas *et al.*, 2016; Vargas-Tovar, 2012) analizando el fenómeno del uso, donde se pone de manifiesto que los mamíferos son el grupo más capturado (45 %), seguido de las aves (23 %) y los peces (19 %). Las regiones Amazonía y Andina son las más estudiadas (Matallana-Tobón *et al.*, 2012), con un número reportado de caza de 129 y 100 especies respectivamente (Vargas-Tovar, 2012), mientras que la menos estudiada es la región Caribe, con el menor número de especies reportadas dentro de la cacería y con poca información sobre volúmenes de extracción y temporadas de caza (Tinoco-Sotomayor *et al.*, 2021). A nivel departamental, los estudios en el Magdalena son escasos, y los mayores reportes se sitúan en la zona norte del departamento (Gómez *et al.*, 2016a, b; Quiceno *et al.*, 2015; Vanegas *et al.*, 2016). El municipio de Plato cuenta con un área protegida que es el complejo cenagoso de Zárate, Malibú y Veladero donde se distinguen dos ecosistemas, los humedales y el bosque seco tropical. Este último se encuentra afectado por grandes procesos de deforestación los cuales buscan habilitar el territorio para fines productivos como la ganadería extensiva y agrosistemas ocasionando de esta manera desajustes

ambientales en la zona (Alcaldía de Plato-Magdalena, 2020). Dicha problemática pudo haber traído consigo la pérdida y el deterioro de hábitat, disminuyendo así la capacidad de estos para sostener la fauna silvestre. Lo anterior justifica la generación de conocimiento hacia nuevas zonas para facilitar la comprensión de los diferentes roles (económico, cultural, social) que desempeña la fauna silvestre en la satisfacción de las necesidades de las comunidades locales (Bobo *et al.*, 2015). El estudio actual tiene como objetivo documentar por primera vez las especies de fauna silvestre que son comercializadas por su carne en el mercado urbano del municipio de Plato, departamento del Magdalena, presentando información sobre sus precios de venta, las preferencias del producto, y rutas de transporte por donde llega la carne de monte al mercado.

El mercado urbano está ubicado en la calle 12, entre las carreras 14 y 15 del municipio de Plato, Magdalena (9°47'N y 74°47'O) (figura 1). Este espacio de comercialización es uno de los más concurridos por las personas debido a los bajos precios que aquí se encuentran en comparación con otros centros de abastos. Dentro de las actividades económicas de la zona se encuentra la venta de fauna silvestre para consumo debido a que los productos derivados de la cacería que se realiza en las zonas rurales abastecen al mercado urbano de Plato (Gómez-Herrera *et al.*, 2023).

Entre el 19 y el 26 de febrero del 2022 se registraron las especies de fauna silvestre que son comercializadas, los precios locales del kilogramo de su carne en pesos colombianos y aquellas que se venden frecuentemente en los puestos. Mediante el muestreo no probabilístico “bola de nieve”, se identificó un vendedor clave, el cual reconoció y relacionó al entrevistador con otras personas que se dedican a la venta de carne de animales silvestres (Albuquerque *et al.*, 2014). El muestreo culminó cuando no se identificaron más vendedores en el mercado.

Se visitaron en total cinco puestos donde potencialmente se podría encontrar venta de carne de monte. A los interesados en participar se les explicó el objetivo de la investigación, buscando fomentar en los vendedores la intención de compartir información sobre el comercio de vida silvestre en sus puestos. En estos sitios se llevaron a cabo conversaciones que siguieron un formato no estructurado, aunque estuvieron guiadas por preguntas como: “¿Qué especies de animales son vendidas en sus puestos?”, “¿Cuál es el precio de venta?”, “¿De dónde viene la carne que se comercializa en este puesto?”, “¿Qué especies se venden con mayor frecuencia?” (anexo 1). Finalmente, con la ayuda de los vendedores se mapearon las rutas de transporte

de la carne que llega al municipio (Van Vliet *et al.*, 2016).

En los cinco puntos de venta visitados se comercializaba carne de animales silvestres. En total, se registran 12 especies de fauna silvestre que son vendidas en el mercado urbano, pertenecientes a mamíferos, aves y reptiles de siete órdenes y

11 familias. Los mamíferos fueron el mayor número de especies comercializadas (siete especies), siendo el orden Rodentia el mayormente mencionado (tres especies). En el caso de las aves y los reptiles, el comercio está centrado en tres y dos especies, respectivamente (tabla 1).

Tabla 1. Especies de fauna silvestre utilizadas en el comercio local de Plato, Magdalena, y sus precios locales (en miles de pesos colombianos).

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Precio de venta(COP/kg)
Testudines	Testudinidae	<i>Chelonoidis carbonarius</i>	Morrocoyo	10 000
	Emydidae	<i>Trachemys callirostris</i>	Hicotea	10 000
Anseriformes	Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Pisingo	6 000
		<i>Anas discors</i>	Barraquete	4 000
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Pato yuyo	7 000
Artiodactyla	Cervidae	<i>Dicotyles tajacu</i>	Zaino	22 000
	Tayassuidae	<i>Mazama sanctaemartae</i>	Venado	25 000
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasybus novemcinctus</i>	Armadillo	30 000
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus</i> sp.	Conejo	30 000
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	Ñeque	18 000
Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochoerus isthmius</i>	Ponche	18 000
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Guartinaja	25 000

Para los vendedores, la carne del chigüiro (*Hydrochoerus isthmius*), el conejo (*Sylvilagus* sp.) y la guartinaja (*Cuniculus paca*) es la preferida por los clientes, mientras que la del pato yuyo (*Phalacrocorax brasilianus*) y la del barraquete (*Anas discors*) son las menos compradas por las personas. Asimismo, todos los vendedores estuvieron de acuerdo en que el ponche (*H. isthmius*) y la hicotea (*Trachemys callirostris*) son especies que, si bien no son muy abundantes, es común que se encuentren con más regularidad en los puestos de ventas en la primera época del año (figura 2). Por último, el conejo (*Sylvilagus* sp.) y el armadillo (*Dasybus novemcinctus*) son las especies más caras en los puntos de venta (30 000 COP.kg⁻¹,

mientras que el pato yuyo (*P. brasilianus*) y el pato migratorio barraquete (*A. discors*) son las más económicas (7 000 COP.kg⁻¹ y 6 000 COP.kg⁻¹ respectivamente).

Según lo expresado por los vendedores, las especies reportadas provienen de las zonas rurales del municipio de Plato; específicamente, de corregimientos como Apure. Individuos de las especies zaino (*Dicotyles tajacu*), ponche (*H. isthmius*), hicotea (*T. callirostris*), guartinaja (*C. paca*) y armadillo (*D. novemcinctus*) llegan de San Agustín y Zambrano, Bolívar, y de municipios cercanos como El Difícil y Granada, Magdalena (figura 1).

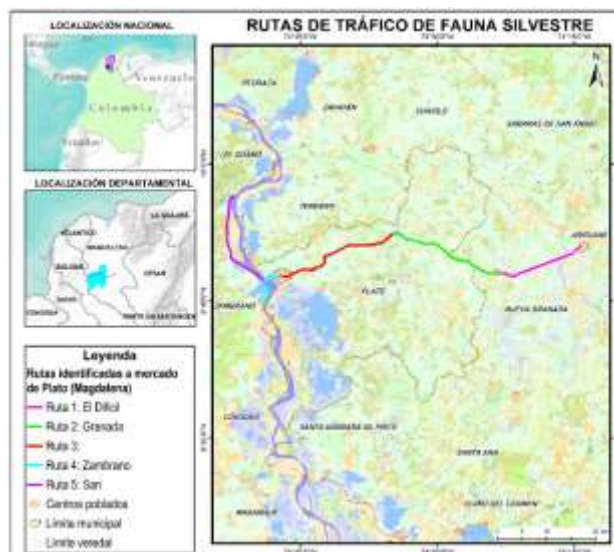


Figura 1. Área de estudio y rutas utilizadas para el abastecimiento de carne de monte en el mercado urbano de Plato, Magdalena.

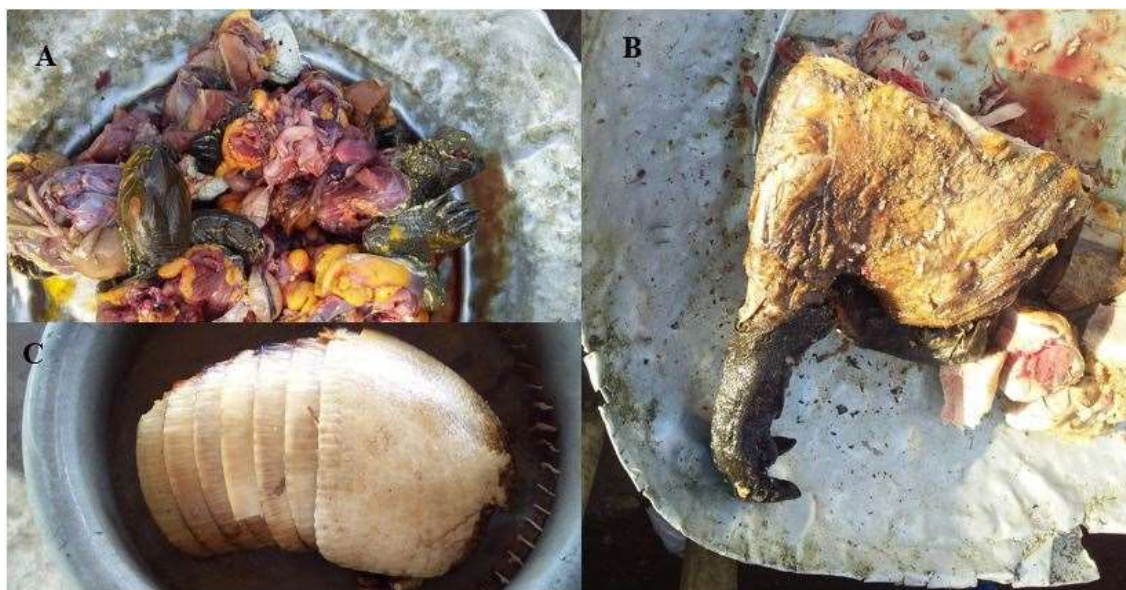


Figura 2. Piezas de especies comercializadas en el mercado urbano de Plato, Magdalena: a) hicoitea (*Trachemys callirostris*); b) ponche ahumado (*Hydrochoerus isthmius*); c) posta de armadillo (*Dasyus novemcinctus*).

Las especies de fauna silvestre utilizadas en el comercio local de Plato corresponden al 71 % de lo reportado previamente para el departamento del Magdalena por Quiceno *et al.* (2015). Además, si bien en este estudio no se cuantificaron los kilogramos de carne de monte que se comercializan, se logró percibir que los mamíferos son una importante alternativa de proteína animal en el casco urbano. Esta es una situación similar a la observada por Quiceno *et al.* (2015), Gómez *et al.* (2016b) y Van Vliet *et al.* (2016) en diferentes zonas del país, donde las especies de este grupo taxonómico son objeto de intenso comercio debido a que son consideradas por las comunidades como un producto de buen sabor, limpio y de excelente calidad (Gómez-Herrera *et al.*, 2023).

Sin embargo, para los compradores existen preferencias por *H. isthmius*, *Sylvilagus* sp. y *Cuniculus paca* según lo expresado por los vendedores, lo cual contrasta con lo encontrado en los siete departamentos de la región Caribe por Gómez *et al.* (2016a), quien determinó que la carne de monte más apetecida por los compradores es la que proviene de las especies *Mazama* sp. y *D. tajacu*.

El comercio de reptiles como la hicoitea (*T. callirostris*) en las zonas rurales y urbanas de Plato, Magdalena, está relacionada con cuestiones económicas y culturales de las comunidades locales. Como destacan De la Ossa y De la Ossa-Lacayo (2011) y Gómez *et al.* (2016b), el aprovechamiento de *T. callirostris* se ha realizado desde épocas precolombinas y hasta el día de hoy sigue siendo un componente significativo gracias a su aporte

nutricional y valor comercial. Esta última actividad, de hecho, se practica principalmente en tiempos de Semana Santa y Cuaresma debido a que su consumo se encuentra arraigado a una fuerte tradición cultural-religiosa. Lo encontrado en este trabajo sugiere que el comercio puede considerarse interdepartamental e intermunicipal, ya que la carne de monte que se vende en el municipio proviene del departamento de Bolívar y de municipios aledaños. Este hallazgo es igual a lo reportado por Gómez *et al.* (2016a), quien manifiesta que los departamentos Bolívar, Magdalena, Sucre y Córdoba son las zonas más importantes en el aporte de materia prima para su venta en los mercados urbanos de la región Caribe colombiana. De tal forma, la carne de monte de *Sylvilagus* sp. y *D. novemcinctus* (30 000 COP.kg⁻¹) presenta altos precios en la zona, situación ya reportada en otros departamentos de la región Caribe por Quiceno *et al.* (2015) y Van Vliet *et al.* (2016).

Si bien la información que se muestra en este trabajo es una aproximación, el análisis permitió reconocer las especies de fauna silvestre que están relacionadas con la venta y el consumo de su carne en el municipio de Plato. Además, los vendedores proporcionaron detalles sobre las preferencias y las rutas de transportes que tiene la carne de los vertebrados silvestres explotados en la zona, documentando por primera vez el uso comercial que recibe la fauna silvestre en este sector del departamento.

Se espera que los datos obtenidos sirvan para la realización de

nuevas investigaciones en donde confluyan la academia y las comunidades locales, con el fin de obtener nueva información sobre los volúmenes de extracción por especie en Plato. Esto va a permitir la toma de decisiones en cuanto al manejo de la vida silvestre y, en lo posible, identificar cuáles son las especies más presionadas y amenazadas por el tráfico ilegal.

Conflicto de intereses

Los autores manifestaron no tener conflictos de intereses.

Contribución de los autores

Ramiro Gómez-Herrera, Candelaria García-Rico y Javier Racero-Casarrubia: conceptualización, escritura y edición, desarrollo del diseño metodológico, adquisición de la financiación.

Referencias

Alcaldía de Plato-Magdalena. (2020). Mi municipio: Ecología. Plato, Colombia. Recuperado el 17/04/2023: <http://www.plato-magdalena.gov.co/MiMunicipio/Paginas/Ecologia.aspx>.

Albuquerque, U. P., da Cunha, L. V. F. C., De Lucena, R. F. P. y Alves, R. R. N. (2014). *Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology*. Humana Press.

Bobo, K. S., Aghomo, F. F. M. y Ntumwel, B. C. (2015). Wildlife use and the role of taboos in the conservation of wildlife around the Nkwende Hills Forest Reserve; South-west Cameroon. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 11(1), 1-24. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-11-2>.

De la Ossa, V. J. y De La Ossa-Lacayo, A. (2011). Cacería de subsistencia en santos marcos, sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 3(2), 213-224. <https://doi.org/10.24188/recia.v3.n2.2011.367>.

Gómez, J., Restrepo, S., Moreno, J., Daza, E., Español, L. M. y Van Vliet, N. (2016a). *Carne de monte y medios de vida: evaluación rápida de la aplicación de la inclusión de especies de carne de monte en los apéndices de la CITES para los medios de subsistencia de las comunidades rurales de Colombia*. Center for International Forestry Research (CIFOR).

Gómez, J., Van Vliet, N., Restrepo, S., Daza, E., Moreno, J., Cruz-Antia, D. y Nasi, R. (2016b). Uso y comercio de carne de monte en Colombia: Importancia para los medios de vida de las comunidades rurales. *Center for International Forestry Research (CIFOR)*, 160, 1-4. <https://doi.org/10.17528/cifor/006278>.

Gómez-Herrera, R., Racero-Casarrubia, J. y Ballesteros-Correa, J. (2023). Uso de fauna silvestre por comunidades campesinas en Plato, Magdalena, región Caribe colombiana. *Acta Biológica Colombiana*, 28(1): preprint.

Kurten, E. L. (2013). Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163, 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.025>.

Matallana-Tobón, C., Lasso, C. A. y Baptiste, M. P. (2012). *Carne de monte y consumo de fauna silvestre en la Orinoquía y Amazonia (Colombia y Venezuela)*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt; Universidad Nacional de Colombia.

Ministerio del Medio Ambiente, Departamento Nacional de Planeación e Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (1995). *Política Nacional de Biodiversidad*. Ministerio del Medio Ambiente.

Nielsen, M. R., Meilby, H., Smith-Hall, C., Pouliot, M. y Treue, T. (2018). The Importance of Wild Meat in the Global South. *Ecological Economics*, 146, 696-705. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.018>.

Quiceno, M. P., Van Vliet, N., Moreno, J. y Cruz, D. (2015). *Diagnóstico sobre el comercio de carne de monte en las ciudades de Colombia*. CIFOR.

Ripple, W. J., Abernethy, K., Betts, M. G., Chapron, G., Dirzo, R., Galetti, M., Levi, T., Lindsey, P. A., Macdonald, D. W., Machovina, B., Newsome, T. M., Peres, C. A., Wallach, A. D., Wolf, C. y Young, H. (2016). Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3(10), 160498. <https://doi.org/10.1098/rsos.160498>.

Sánchez-Sáenz, L. C. (2015). Consumo de Carne de Monte de Armadillo (*Dasyus novemcinctus*) y sus epercusiones en Salud Pública en Colombia. *Memorias de la Conferencia Interna en Medicina y Aprovechamiento de Fauna Silvestre, Exótica y no Convencional*, 11(1), 11-22.

Tinoco-Sotomayor, A. N., Zarrate-Charry, D., Navas-Suárez, G.R. y González-Maya, J.F. (2021). Valores de uso y amenazas sobre los mamíferos medianos y grandes del Distrito de Cartagena de Indias, Colombia. *Caldasia*, 43(2), 379-391. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v43n2.84872>.

Van Vliet, N., Quiceno, M., Moreno, J., Cruz, D., Fa, J. y Nasi, R. (2016). Is urban bushmeat trade in Colombia really insignificant? *Oryx*, 51(2), 305-314. <https://doi:10.1017/S0030605315001118>.

Vanegas, L., Van Vliet, N., Cruz, D. y Sandrin, F. (2016). Contribución proteica de animales silvestres y domésticos a los menús de los contextos rurales, peri-urbanos y urbanos de varias regiones de Colombia. *Biota Colombiana*, 17(1), 26-43. <http://dx.doi.org/10.21068/C2016v17r01a03>.

Vargas-Tovar, N. (2012). Carne de monte y seguridad alimentaria: Consumo, valor nutricional, relaciones sociales y bienestar humano. En S. Restrepo (Ed.), *Carne de monte y seguridad alimentaria: Bases técnicas para una gestión integral en Colombia*. (pp. 64-88). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Variación fenológica de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* en isla Múcura, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano

Phenological variation of *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* in Isla Múcura, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Colombian Caribbean

Alejandro Henao-Castro^{1*} , Camilo Valcárcel-Castellanos²  y Guido Ricardo López-Paternina² 

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

2. Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y San Bernardo, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Sede Cartagena de Indias, Cartagena

Resumen

Los manglares son ecosistemas marino costeros estratégicos ofrecen una variedad de servicios a la humanidad. No obstante, son vulnerables a perturbaciones naturales y antropogénicas, dentro de las cuales la fragmentación representa una mayor amenaza. Consecuente con lo anterior, han sido identificados como valor objeto de conservación del PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB). En particular, las especies más representativas son el mangle rojo *Rhizophora mangle*, el zaragoza *Conocarpus erectus* y el amarillo *Laguncularia racemosa*. Actualmente, la información existente y el programa de monitoreo de esta área protegida se limita a datos de coberturas, por lo que no existe información disponible sobre la fenología de estas especies. Por lo tanto, esta investigación tuvo como objetivo evaluar la variación de eventos fenológicos (producción de frutos, flores y hojas) de mangles rojo, zaragoza y amarillo en el PNNCRSB durante 2014-2015 y su relación con patrones climáticos interanuales. Los resultados muestran que existen patrones temporales de la variación de los eventos fenológicos. En el caso de *R. mangle*, no evidenció caída de hojas, pero sí presentó frutos y flores durante los 24 meses. Algo similar se observó para *C. erectus*. También se registraron correlaciones canónicas robustas y significativas ($R > 6$; $p < 0,05$) de grupos de variables ambientales climáticas y los eventos fenológicos en las tres especies en los dos años de estudio. De esta forma se infiere que existen condiciones ambientales idóneas para el desarrollo de los mangles y que los patrones climáticos inciden sobre la fenología de estas especies en el área de estudio. Finalmente, las características fenológicas de las especies se proponen como insumo importante para la adopción de medidas de manejo como procesos de restauración, pues permiten conocer los periodos indicados para realizar actividades de recolecta de propágulos, montaje de viveros y siembra de plántulas en zonas degradadas.

Palabras clave: fenología; manglares; isla Múcura, área marina protegida; Caribe colombiano

Abstract

Mangroves are strategic coastal marine ecosystems with a wide variety of services to humanity. However, they are vulnerable to natural and anthropogenic disturbances, being fragmentation a more significant threat. Consistent with the above, the Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB) have been identified as a conservation object value of the PNN. The most common mangrove species at PNNCRSB are the red mangrove *Rhizophora mangle*, the Zaragoza *Conocarpus erectus*, and the yellow *Laguncularia racemosa*. Currently, the available information and the monitoring program for this protected area are limited to coverage data, so there is limited information available on the phenology of these species, despite knowing that the latter responds to environmental changes in the ecosystem. Therefore, this research aimed to evaluate the variation of phenological events (production of fruits, flowers, and leaves) of red, zaragoza and yellow mangroves in the PNNCRSB for two years and its relationship with intra-annual climatic patterns. The results show that there are temporal patterns of the variation of the phenological events. In the case of *R. mangle*, it did not show leaf drops but presented fruits and flowers during the 24 months. Something similar was observed for *C. erectus*. Robust and significant canonical correlations ($R > 6$; $p < 0.05$) were also found for groups of climatic environmental variables and phenological events in the three species in the two years of study. Therefore, it is inferred that there are suitable environmental conditions for mangroves development and the climatic patterns affect the phenology of the species in the study area. Finally, phenological characteristics of the species are proposed as an important input for decision making such as restoration processes, since they allow knowing the periods of time indicated to carry out activities of collecting propagules, setting up nurseries and planting seedlings in degraded areas.

Key words: Phenology; mangroves; Múcura island; marine protected area; Colombian Caribbean

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

Editor: Juan Carlos Narvaéz

Recibido: 03 de noviembre de 2022

Aceptado: 11 de mayo de 2023

Publicación en línea: 06 de junio de 2023

Citar como: Henao-Castro, A. Valcárcel-Castellanos, C. y López Paternina, G. R. (2023). Variación fenológica de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* en isla Múcura, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano. *Intropica*, 18, (1), 113-123. <https://doi.org/10.21676/23897864.4910>.



Los ecosistemas de manglar se encuentran entre los más diversos del planeta (Field *et al.*, 1998; Luther y Greenberg, 2009; Ricklefs y Lathan, 1993) y se les atribuye una gran variedad de servicios ecosistémicos, entre los que se destaca la protección costera (Bryan-Brown *et al.*, 2020; Onrizal y Mansor, 2020; Sannigrahi *et al.*, 2020) y la captura de CO₂ (Atkison *et al.*, 2016; Atwood *et al.*, 2017). Además, son llamados sala cunas, ya que protegen organismos en los estados tempranos de sus ciclos de vida (Barbier, 2016; McLean *et al.*, 2001) y actúan como trampas de sedimentos, desempeñando un papel destacado en los ciclos biogeoquímicos (Himes-Cornell *et al.*, 2018; McLean *et al.*, 2001). A pesar de su importancia, los manglares están entre los ecosistemas más vulnerables a perturbaciones antropogénicas (Kumar *et al.*, 2021). Estudios sugieren que la deforestación, sobrepoblación y la huella ecológica humana, son los principales causantes de la degradación (Goldberg *et al.*, 2020; Turschwell *et al.*, 2020), lo que implica una disminución significativa de la disponibilidad de hábitats y de la capacidad para proveer los servicios ecosistémicos (Bryan-Brown *et al.*, 2020).

Colombia no es ajena a la degradación de ecosistemas de manglar (Chacón *et al.*, 2020). De hecho, se ha comprobado que estos ambientes a nivel nacional están sujetos a las mayores tasas de degradación por causas antropogénicas (Villate *et al.*, 2020). Específicamente en la zona norte del Caribe colombiano (Chacón *et al.*, 2020; Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú [CVS] y del San Jorge e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" [Invemar], 2010; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021; Sepúlveda *et al.*, 2020). Es así como las áreas protegidas se han propuesto como una de las medidas de conservación que pueden, contrarrestar eficazmente los efectos antropogénicos que conducen a la fragmentación (López-Angarita *et al.*, 2018). Consecuente con esto, el Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB) contempla los ecosistemas de manglar como valor objeto de conservación, priorizando su protección (Parques Nacionales Naturales de Colombia [PNN], 2020).

Adicionalmente, el área protegida mencionada ha realizado esfuerzos de restauración, sobre todo de la especie *Rhizophora mangle*, la cual, además de ser la más representativa, ha sido objeto de mayor presión por tala indiscriminada (Zarza-González, 2011). Asimismo, se ha implementado un programa de monitoreo que contempla la medición continua de atributos ecológicos importantes como la cobertura, el diámetro a la

altura del pecho (DAP), la densidad y la altura de las diferentes especies (PNN, 2020; Zarza-González, 2011). Sin embargo, a pesar de que estos atributos son importantes para el seguimiento del estado de salud del ecosistema, existen aún vacíos de información sobre la biología y ecología de las especies de mangle en la zona. Por ejemplo, si bien la fenología, entendida como el ciclo anual de crecimiento de especies vegetales (p. ej., producción de hojas, flores y frutos), es esencial para establecer niveles de respuesta hacia cambios ambientales de origen natural y antropogénico (Reed *et al.*, 1994; Small y Sousa, 2019), a la fecha la información sobre fenología de especies clave como *R. mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* es escasa para el Caribe colombiano.

No obstante, algunas investigaciones han permitido identificar factores que conducen a la floración en las principales especies, evaluando su relación con variables climatológicas y confirmando que el éxito de la reproducción de estas plantas depende de los periodos climáticos (Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011). Por lo general, la variación de eventos fenológicos responde a condiciones climáticas como precipitación, temperatura y salinidad. Así procesos como la floración y la producción de frutos y hojas, son consistentes con condiciones propicias para el desarrollo de las especies, por lo que se consideran bioindicadores del estado de salud y de conservación (Songsom *et al.*, 2019).

Asimismo, estas etapas pueden ser indicadores de cambios hidrodinámicos que, eventualmente, son capaces de conducir al colapso del ecosistema (Small y Sousa, 2019). Específicamente para el área protegida, se cuenta con información de los efectos producidos sobre la dinámica ecosistémica frente al registro de eventos climáticos extremos como tormentas, huracanes y sequías, que en escalas largas de tiempo permiten definir su grado de resiliencia (Galeano *et al.*, 2017). Para dicho fin, se tiene en cuenta, análogamente, las interacciones mutualistas en ciertas épocas del año con varios tipos de insectos incluidas las abejas, los cuales a largo plazo tienen un rol clave en el establecimiento y el mantenimiento del ecosistema, producto del incremento en el flujo genético promovido por los polinizadores (Sucerquia *et al.*, 2019).

Partiendo de lo anterior, el presente estudio se propuso evaluar los eventos fenológicos de las tres especies de mangle más representativas en el PNNCRSB durante un periodo de dos años y su relación con patrones climáticos intranuales. De esta

manera se genera un insumo importante para la adopción de medidas de manejo del área protegida.

El PNNCRS comprende parte de la zona marina frente a las costas de los departamentos de Bolívar y Sucre, con 120 000 ha (PNN, 2020). El marcaje y seguimiento de los individuos se llevaron a cabo en el archipiélago de San Bernardo (09°46'51,7'' N-075°52'07,3'' W), específicamente en el sector sureste de isla Múcura (figura 1). Las principales características climatológicas en el área se encuentran determinadas por el comportamiento de los vientos alisios del noreste, lo cual define una época seca entre diciembre y abril, con la presencia de fuertes vientos provenientes del noreste; una época de lluvias de agosto a noviembre, caracterizada por el registro de vientos débiles con

orientación variable y el reporte abundante de lluvias, y periodos de transición entre las dos estaciones (Andrade, 2001; Zarza-González, 2011).

Los bosques de manglar en el archipiélago de San Bernardo están conformados por las cuatro especies típicas del Caribe, conocidas comúnmente como mangle rojo, mangle amarillo, mangle bobo o zaragoza y mangle negro, que representan una extensión de 41,04 ha (PNN, 2020). Específicamente, isla Múcura aporta una cobertura de manglares igual a 0,36 ha y cuenta con ejemplares de tres especies *R. mangle* (mangle rojo), *C. erectus* (botoncillo o zaragoza) y *L. racemosa* (mangle amarillo) (Instituto Colombiano de Desarrollo Rural [INCODER Incoder] y Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano [UJTL], 2014).



Figura 1. Ubicación del PNNCRS (área con sombra azul) y del sitio de muestreo en isla Múcura (punto rojo). Elaborado por Kelly Cogollo (2023).

Durante 24 meses (enero a diciembre de los años 2014 y 2015) se realizó marcaje de cuatro individuos de árboles de bosque de manglar de cada una de las especies *R. mangle*, *C. erectus* y *L. racemosa* (N= 12), los cuales se encontraban distanciados entre sí aproximadamente 100 m. En cada individuo se registró mensualmente la variación fenológica siguiendo lo sugerido por Fournier (1974). Los eventos fenológicos evaluados fueron botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebrote de hojas (RB) y caída de hojas (CH). Cada una de las características se evaluó mediante una escala que oscila entre 0 y 4, considerando si el fenómeno era ausente (0), si evidenciaba una magnitud entre 1-25 % (1), entre 26-50 % (2), entre 51-75 % (3) y entre 76-100 % (4).

Se realizó un climograma a partir del promedio de la temperatura ambiente y la precipitación. Los datos para este

análisis se obtuvieron de la estación meteorológica más cercana a la zona de estudio para los años 2014 y 2015 en la base de datos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) (<http://www.pronosticosyalertas.gov.co/informacion-diaria-de-precipitacion-y-temperatura-de-los-principales-aeropuertos-del-pais>, revisado el 01/09/2022). Con el fin de comprobar la existencia de un patrón marcado de variación intraanual controlado por la variación en la cantidad de precipitación entre épocas (seca y lluvias), se realizaron pruebas de Mann-Whitney (previa comprobación de normalidad, Shapiro-Wilk $p < 0,05$).

Los datos fenológicos obtenidos se organizaron en una matriz usando el software Microsoft Excel. Posteriormente, se realizó un análisis estadístico básico descriptivo discriminando por especies, eventos fenológicos y época de muestreo. Con el fin

de hacer comparaciones entre los eventos fenológicos para cada especie, inicialmente se revisaron supuestos de normalidad (prueba Shapiro Wilk) y homocedasticidad (Levene) de los datos (Zar, 1996).

Debido a que los datos no se ajustaron a una distribución normal ($p \geq 0,05$) ni se presentó homogeneidad de varianzas ($p \geq 0,05$), se procedió a aplicar la prueba de Kruskal-Wallis, que permitió comparar los eventos fenológicos para cada especie. Finalmente, en los casos en que se detectaron diferencias significativas, se realizó la prueba *post hoc* de Dunn (Guisande *et al.*, 2006). También, se realizaron pruebas pareadas con la prueba U de Mann-Whitney de la fenología de cada especie entre los dos años de muestreo para comprobar la existencia (o no) de un patrón fenológico intraanual en el área protegida.

Por último, con el objeto de establecer si la precipitación y temperatura ambiente tienen una incidencia sobre la fenología de las especies de mangle estudiadas en el PNNCRSB, se realizó un análisis de correlaciones canónicas (Guisande *et al.*, 2006). Estas últimas se consideraron robustas en la medida en que los valores canónicos obtenidos fueran superiores a 0,3 (Munday *et al.*, 1997). La estadística inferencial aplicada se llevó a cabo con el uso de los softwares Past versión 4.09 (Hammer *et al.*, 2001) y Statistica 7.0 ® (Statsoft, 2004).

Durante los dos años de muestreo se registraron precipitaciones que oscilaron entre 0-259 mm en el año 2014 y 0-100,1 mm en el 2015. En 2014 las precipitaciones iniciaron en mayo, y en

2015, en marzo con tendencia de aumento hasta diciembre y picos entre septiembre y noviembre (figura 2). De este modo se evidenció un patrón climático en el que las precipitaciones no presentaron diferencias significativas entre años (U-Mann-Whitney=68; $z=0,2069$; $p=0,8391$). Adicionalmente, discriminando por épocas climáticas (seca: diciembre-marzo y lluvia: abril-noviembre), se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la cantidad de lluvia (U-Mann-Whitney=14; $z=3,0445$; $p=0,0023$).

La temperatura promedio mensual resultó menor durante enero, febrero y marzo, con aumentos importantes desde abril a junio en 2014 y desde abril a septiembre en 2015. Los estudios de patrones climáticos para la zona establecen que las lluvias se presentan entre agosto y noviembre, mientras que el periodo entre diciembre y marzo se considera época seca debido a una alta incidencia de los vientos alisios del norte (Andrade, 2001; Zarza-González, 2011).

Cabe destacar que, durante los años de muestreo, se registraron anomalías climáticas características del evento El Niño (https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php/, revisado el 03/09/2022), con época seca entre enero y marzo. Adicionalmente, el año 2015 por ser un año tipificado como El Niño, los valores de precipitación resultaron más bajos que en los registros de 2014, coincidiendo con el estudio de Galeano *et al.* (2017), quienes obtuvieron un evento de sequía entre septiembre de 2014 y marzo de 2015 para el archipiélago Nuestra Señora del Rosario dentro del Área Marina Protegida.

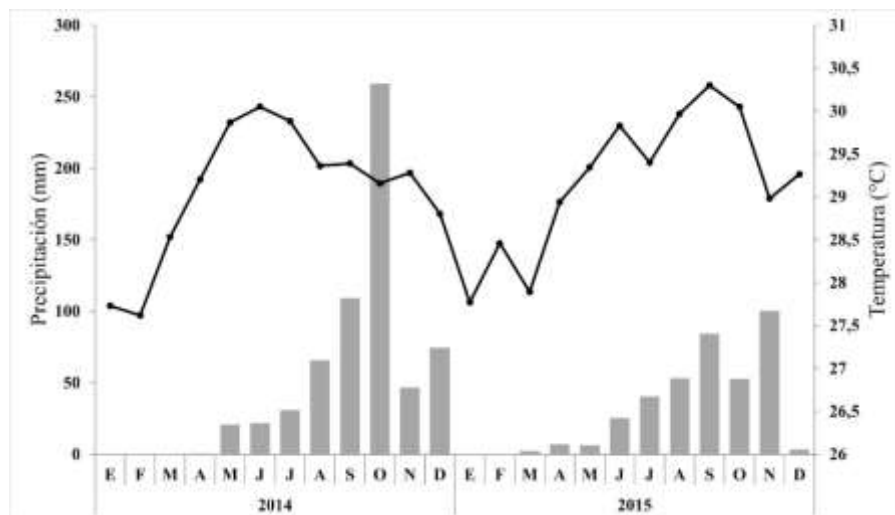


Figura 2. Climograma con precipitaciones (barras) y temperaturas promedio (línea y puntos) mensuales durante 2014 y 2015. Datos del IDEAM (<http://www.pronosticosyalertas.gov.co/informacion-diaria-de-precipitacion-y-temperatura-de-los-principales-aeropuertos-del-pais>, revisado el 01/09/2022).

En general se evidenció que los eventos de (RB) y (CH) son los menos frecuentes para las tres especies con intensidades inferiores al 25 %. Sin embargo, la metodología utilizada en la investigación principalmente para el evento de (CH), al no contar con canastas para la recolecta de hojarasca, no permite registrar variaciones fenológicas leves. Específicamente, la especie *R. mangle* no evidenció ninguno de estos eventos durante los dos años de estudio. Para el caso de *C. erectus*, RB y CH mostraron una frecuencia de ocurrencia de 10,28 y 8,41 %, respectivamente, siendo baja con respecto a los demás eventos. Contrastando con lo anterior, *L. racemosa* tuvo mayor frecuencia de estos eventos, presentando 29,63 % (RB) y 14,81 % (CH) (figura 3).

Lo anterior permite inferir que los eventos fenológicos presentan similitudes y variaciones entre las tres especies de mangle en el sector de isla Múcura del PNNCRSB. Al comparar la intensidad de los cuatro eventos fenológicos observados para *R. mangle* (BF, F, FV y FM), se encontraron diferencias significativas (Kruskal-Wallis, H (chi cuadrado) = 57,1; p=5,644E-14). Como generalidad, la floración, la floración (presencia de BF y F) resultó ser el evento más común y de intensidades superiores, seguido por el hallazgo de por la presencia de FV. Asimismo, se evidenció que FM presentaron la menor intensidad (prueba Dunn, p≥0,05) con respecto a los demás eventos en ambos años de muestreo (figura 3).

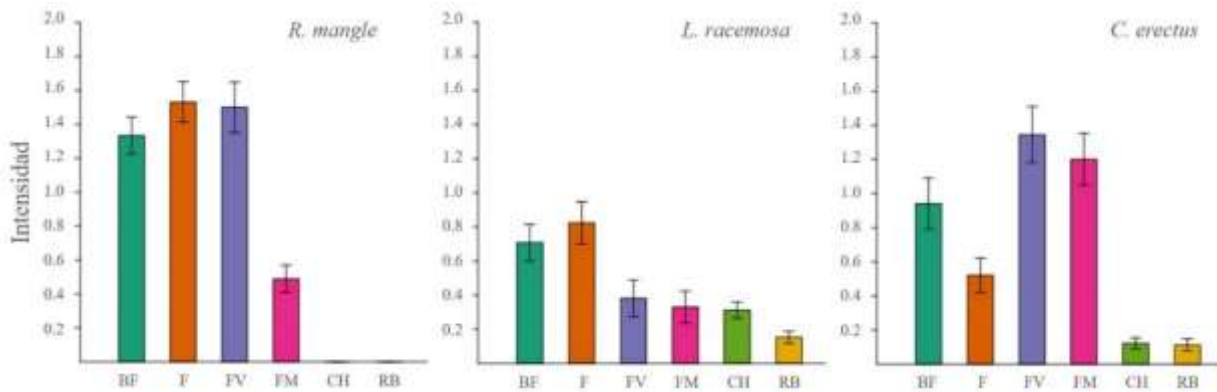


Figura 3. Valores promedio (±EE) de los eventos fenológicos de *R. mangle*, *L. racemosa* y *C. erectus* en el PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo durante los años 2014 y 2015: botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebote de hojas (RB) y caída de hojas (CH).

Por otra parte, la prueba de Mann-Whitney (tabla 1) sugiere que, en general, la fenología de cada especie comparando entre años no presenta variaciones estadísticamente significativas. No obstante, algunos eventos como F y caída de hojas CH en *C. erectus* arrojaron diferencias significativas entre 2014 y 2015 (p= 0,0003 y p= 0,0148, respectivamente; tabla 1).

Esta situación también ocurrió con la presencia de FM y RB en *L. racemosa* (p= 0,0485 y p= 0,0012, respectivamente). De esta forma se comprobó que la fenología no varía entre los dos años de muestreo, por lo que se generan ciclos en las intensidades de los eventos fenológicos observados.

Tabla 1. Comparación de eventos fenológicos entre 2014 y 2015 con prueba Mann-Whitney para las especies de mangle estudiadas. Botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebote de hojas (RB) y caída de hojas (CH). (*) Valores con significancia estadística (p < 0,05).

Especies	BF			F			FV		
	U	z	p	U	z	p	U	z	p
<i>Rhizophora mangle</i>	1096	0,4592	0,646	907	1,9371	0,0527	1062,5	0,6915	0,4892
	1005,	1,2277	0,2195						
<i>Conocarpus erectus</i>	5			764	3,591	0,0003*	1050	0,7951	0,4265
<i>Laguncularia racemosa</i>	1087	0,5327	0,5941	1071	0,6537	0,5132	1126,5	0,3081	0,758
	FM			CH			RB		
	U	z	p	U	z	p	U	z	p
<i>Rhizophora mangle</i>	1083	0,5938	0,5526						
<i>Conocarpus erectus</i>	966,5	1,4446	0,1485	961	2,4351	0,0148*	1147,5	0,0553	0,9558
<i>Laguncularia racemosa</i>	981,5	1,9723	0,0485*	1126,5	0,2227	0,8237	866	3,2349	0,0012*

En cuanto a la variación temporal de los eventos fenológicos estudiados, es posible inferir que *R. mangle* presentó flores y FV durante todo el año. La tendencia de la presencia de flores se evidencia con picos importantes en octubre de 2014 y junio de 2015 para BF, y con la mayor presencia de flores en los árboles de esta especie en mayo de ambos años (figura 4).

Los valores más altos de floración se registraron al finalizar la época seca, y luego disminuyeron con el inicio del periodo de lluvias y la primera época de transición, mientras que la aparición de FV evidencia un comportamiento opuesto, aumentando su frecuencia con el incremento en las precipitaciones.

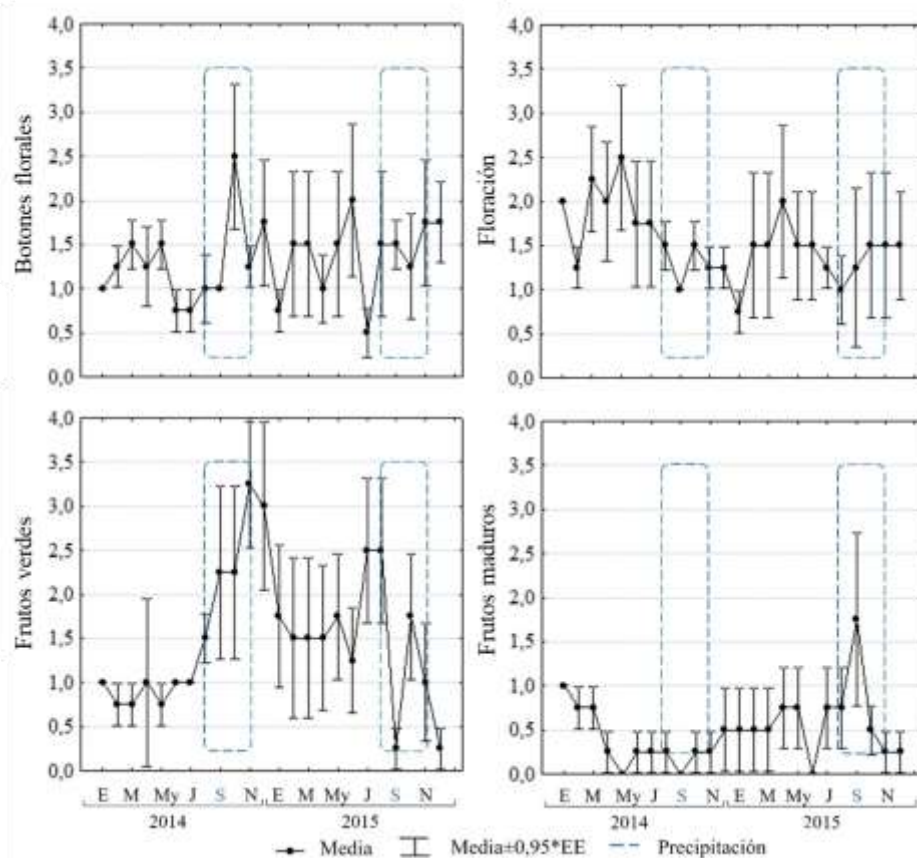


Figura 4. Variación de la intensidad promedio (\pm EE) de eventos fenológicos de la especie *R. mangle* en el PNNCRSB durante 2014 y 2015: botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV) y frutos maduros (FM). Se muestran meses con valores máximos de precipitación (líneas azules).

La floración abundante en temporada de lluvias durante los dos años es coherente con lo registrado por otras investigaciones (Tovilla y Orihuela, 2002). No obstante, la intensidad de este evento también podría estar influenciada por la cantidad de recursos disponibles después de la regulación de salinidad agua, la disponibilidad de nutrientes, la radiación solar y la hipoxia generada por la inundación (Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011). Al respecto, Sánchez (2009), indica que esta característica en *R. mangle* es independiente del área geográfica, verificando que su fenología reproductiva está determinada por el nivel de las precipitaciones, tal como la evidencia la mayor producción de frutos y propágulos durante esta época (Tovilla y Orihuela, 2002). Así pues, si bien se puede registrar la floración de la especie a lo largo del año, la mayor

intensidad de este evento corresponde al inicio de la época de lluvias (Domínguez-Cadena *et al.*, 2016). Adicionalmente, los eventos fenológicos en *R. mangle* podrían validar que el registro de eventos de sequía a corto plazo puede llegar a tener un efecto positivo, producto de una mayor oxigenación del sustrato, un aumento en la descomposición de la materia orgánica, que incrementa la disponibilidad de nutrientes y una mayor eficiencia del uso del agua en la fotosíntesis (Galeano *et al.*, 2017).

Por último, se destaca que no hay FM en mayo y septiembre de 2014. Sin embargo, son precisamente en estos meses (en particular, septiembre) del año siguiente (2015) los que se registraron la mayor intensidad de FM. Estudios en el Puerto El

Morro (Ecuador) sugieren que *R. mangle* presenta poca floración durante la época seca, reiterando que la dinámica de tal proceso está supeditada a la presencia de lluvia, cuyo efecto favorece la disponibilidad del recurso para su captación (Peña, 2020), pues el incremento en la salinidad reduce la tasa fotosintética (Sucerquia *et al.*, 2019).

Para *C. erectus* la intensidad de los eventos fenológicos mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis, H (chi cuadrado) = 59,97; $p = 2,749E-17$). Concretamente los FV y FM registraron la mayor intensidad en comparación con la CH y el RB (figura 5). Entretanto, BF y F fueron los únicos eventos que no mostraron

diferencias (Prueba Dunn, $p \geq 0,05$) en su intensidad. Asimismo, se observó mayor floración en 2014.

Por otra parte, *C. erectus* mostró tres picos de alta intensidad ($\geq 51\%$) de FV en enero de 2014 (100 %) y septiembre de 2014 y 2015. También se destaca que esta especie presentó frutos (incluyendo verdes y maduros) durante los 24 meses de muestreo (figura 5). Adicionalmente, la presencia de botones y flores coincidió con intensidades entre 26 y 50 % en los meses junio y julio 2014 y en agosto 2016, por lo que estos meses parecen ser característicos de este evento para la especie en isla Múcura.

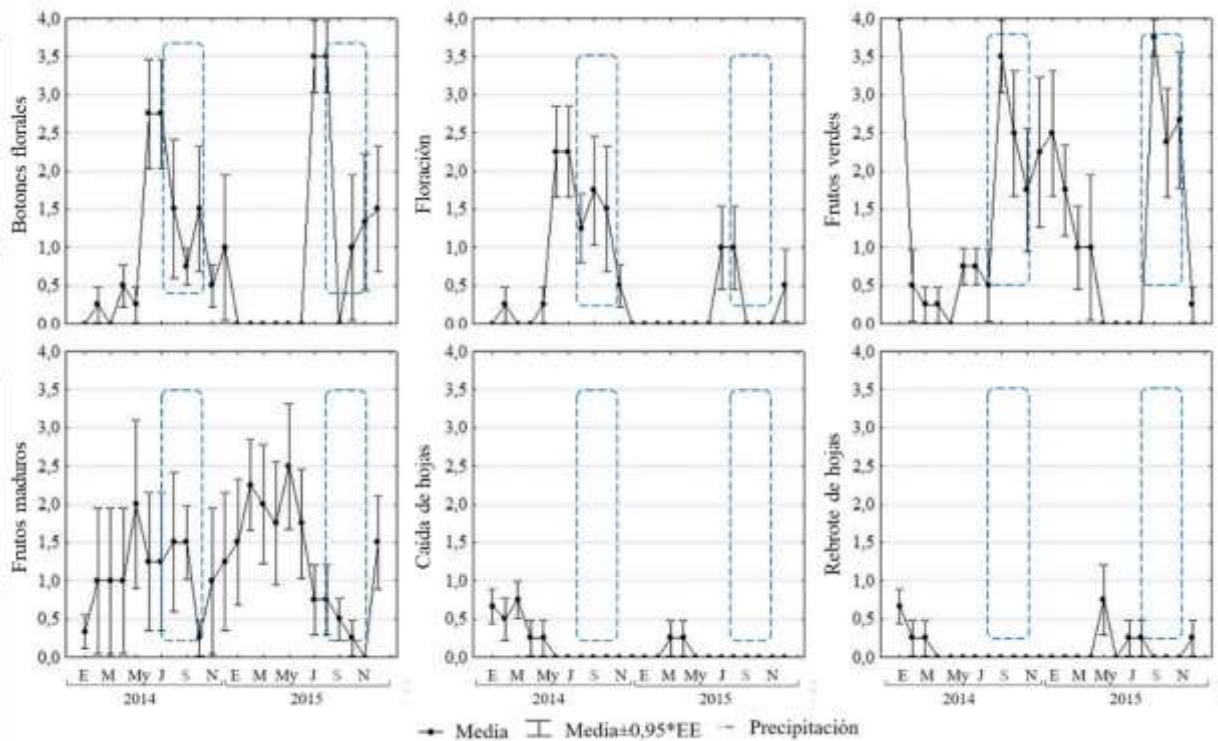


Figura 5. Variación de la intensidad promedio ($\pm EE$) de eventos fenológicos de la especie *Conocarpus erectus* en el PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo durante los años 2014 y 2015. Botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebrote de hojas (RB) y caída de hojas (CH). Se muestran meses con valores máximos de precipitación (líneas azules).

La floración en *L. racemosa* resultó ser el evento con mayor intensidad (figura 6) en comparación con la presencia de frutos (FV y FM) y RB y CH (Kruskal-Wallis, H (chi cuadrado) = 27,87; $p = 1,205E-08$). Adicionalmente, RB no mostró diferencias significativas entre la presencia de FV (Prueba Dunn, valor $p = 0,8928$) y FM (Prueba Dunn; $p = 0,796$).

Referente a la variación temporal de la fenología de *L. racemosa*, es posible inferir que existe una tendencia en la que durante algunos meses del año se incrementa la producción de flores. Mayo, junio y julio (en los dos años muestreados)

principalmente (figura 6). Esto se evidencia con una intensidad entre 51 -75 % de los árboles en el PNNCRSB para BF y F. También, se observaron tres picos importantes para la producción de FV y FM, que coinciden con enero (2014 y 2015), septiembre-noviembre de 2014 y septiembre-noviembre de 2015.

Finalmente, CH y RB también mostraron un patrón de tres picos de intensidad (figura 6), consistentes con el periodo entre febrero y abril para los dos años de muestreo y un lapso de octubre a noviembre también en los dos años de estudio.

Variación fenológica de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa*

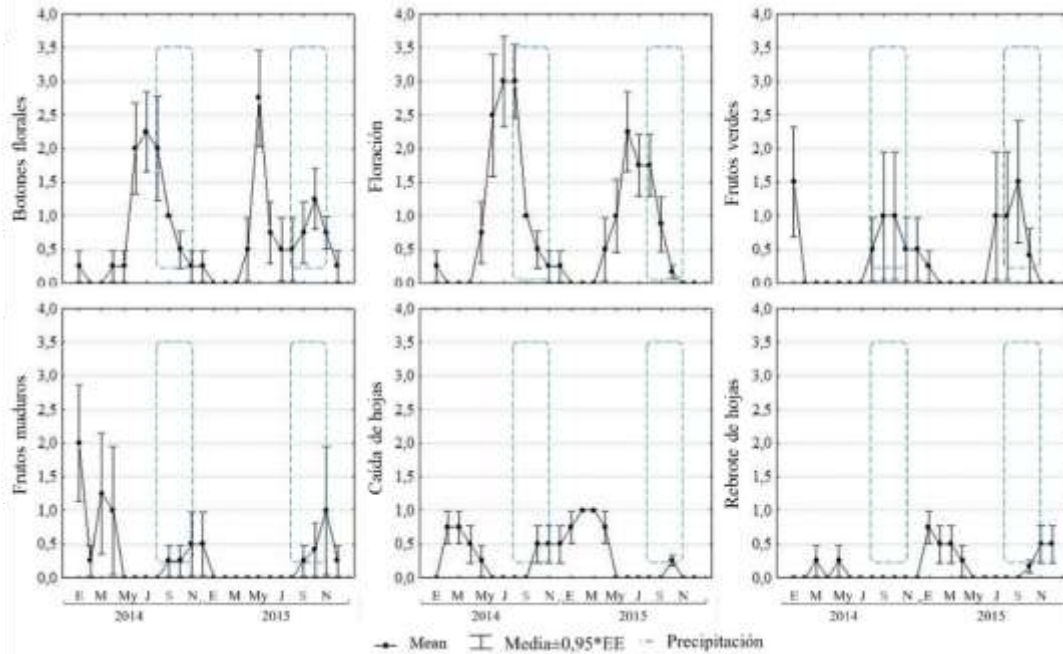


Figura 6. Variación de la intensidad promedio (\pm EE) de eventos fenológicos de la especie *L. racemosa* en el PNNCRSB durante 2014 y 2015: botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebrote de hojas (RB) y caída de hojas (CH). Se muestran meses con valores máximos de precipitación (líneas azules).

En el caso del mangle amarillo, el florecimiento y la producción de frutos están relacionados con la disminución en la concentración de sales en el suelo, generada por el aporte de agua típico de la temporada de lluvias (Mehlig, 2006), periodo en el que experimentaría una alta tasa fotosintética y mayor ganancia de carbono para el crecimiento y la producción de flores (Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011). Asimismo, los datos permiten validar que el proceso de florecimiento está influenciado por el clima, como una estrategia de adaptación debido a que el tiempo de crecimiento y liberación de los propágulos es uno de los factores relevantes para la dispersión y supervivencia de los manglares (Nadia *et al.*, 2012). En contraste, la producción de hojas se ve favorecida durante la época seca cuando la temperatura, la radiación solar y la

humedad tienen los valores más elevados, mientras que la caída de hojas aumenta en la época de lluvias, coincidiendo con temperaturas bajas (Gwada *et al.*, 2000).

En general, para las tres especies de mangle se establecen relaciones robustas y significativas entre sus eventos fenológicos y las variables climáticas (tabla 2), lo que demuestra la estrecha relación existente entre las variaciones de la precipitación y los eventos reproductivos de estas plantas en el área marina protegida. Esto ha sido comprobado en distintas zonas del Caribe (Sánchez-Núñez y Mancera, 2011; Sucerquia *et al.*, 2019; Tovilla y Orihuela, 2002), por lo que es importante hacer seguimiento a estas variables ambientales para entender la fenología de los bosques de manglar.

Tabla 2. Análisis de correlaciones canónicas entre grupos de variables climáticas y aspectos fenológicos de árboles de mangle en el PNNCRSB. (**) Correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$).

Año	Especie	Variables ambientales	Variables fenológicas	R canónico	Chi cuadrado	valor p
2014	<i>Rhizophora mangle</i>	Precipitación	BF, F, FV, FM	0,6143	36,146	0,0000**
	<i>Conocarpus erectus</i>	Temperatura ambiente	BF, F, FV, FM, RB, CH	0,7108	43,671	0,0000**
	<i>Laguncularia racemosa</i>			0,6006	27,544	0,0064**
2015	<i>Rhizophora mangle</i>	Precipitación	BF, F, FV, FM	0,2053	2,1469	0,9761
	<i>Conocarpus erectus</i>	Temperatura ambiente	BF, F, FV, FM, RB, CH	0,7128	37,301	0,0002**
	<i>Laguncularia racemosa</i>		BF, F, FV, FM, RB, CH	0,7616	46,783	0,0000**

Finalmente, se concluye que la información generada a partir de la presente investigación aporta insumos importantes para cumplir los objetivos del modelo de desarrollo sostenible y el PNNCRSB, lo cual puede contribuir en el fortalecimiento de los procesos de restauración o rehabilitación de ecosistemas estratégicos y sus servicios ecosistémicos, pues actualmente se presentan problemas de tala y relleno de manglares (PNN, 2020). En ese sentido, al determinar las características fenológicas de las principales especies es posible conocer los periodos de tiempo indicados para la recolecta de propágulos, el montaje de viveros y la siembra de plántulas en zonas degradadas. Además, los resultados servirán como referente para el estudio de fenología de especies de mangle en el Caribe colombiano, ya que existen pocos esfuerzos de investigación en este campo de estudio, a pesar de la relevancia ecológica de los manglares y las perturbaciones a las que están siendo sometidos actualmente.

Conflicto de intereses

Los autores manifiestan no presentar conflictos de intereses.

Contribución de los autores

Alejandro Henao-Castro, Camilo Valcárcel y Guido Ricardo López Paternina: conceptualización, desarrollo del diseño metodológico, toma de datos, análisis de datos, escritura y revisión.

Agradecimientos

Los autores agradecen al área protegida Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB) y a su equipo técnico por el acompañamiento y apoyo durante las distintas fases del proyecto. La presente investigación se enmarca en el plan de pasantía de un estudiante de cuarta cohorte del Doctorado en Educación y Cultura Ambiental (DECA) de la Universidad Surcolombiana - USCO. Finalmente, se agradece a los evaluadores, quienes con sus sugerencias contribuyeron con mejoras significativas del manuscrito.

Referencias

Andrade, C. (2001). Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 25 (96), 321 - 335.

Atkinson, S. C., Jupiter, S., Adams, V., Ingram, J., Narayan, S., Klein, C. J. y Possingham, H. (2016). Prioritising Mangrove

Ecosystem Services Results in Spatially Variable Management Priorities. *PloS one*, 11(3), e0151992. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151992>.

Atwood, T. B., Connolly, R. M., Almahasheer, H., Carnell, P. E., Duarte, C. M., Ewers, C. J., Irigoien, X., Kelleway, J. J., Lavery, P. S., Macreadie, P. I., Serrano, O., Sanders, C. J., Santos, I., Steven, A. D. y Loverlock, C. E. (2017). Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change*, 7(7), 523-528. <https://doi.org/10.1038/nclimate3326>.

Barbier, E. B. (2016). The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2), 676-681. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.033>.

Bryan-Brown, D. N., Connolly, R. M., Richards, D. R., Adame, F., Friess, D. A., y Brown, C. J. (2020). Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports*, 10(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>.

Chacón, S., Serrano, M. C., Bolívar-Anillo, H., Villate, D. A., Sánchez, H. y Anfuso, G. (2020). Bosques de manglar del Caribe Norte Colombiano: Análisis, evolución y herramientas de gestión. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 16(1), 31- 54.

CVS e Invemar. (2010). Plan integral de manejo del Distrito de Manejo Integrado (DMI) bahía de Cispata-La Balsa-Tinajones y sectores aledaños del delta estuarino del río Sinú, departamento de Córdoba. Serie de Publicaciones Especiales, 18. Invemar.

Domínguez-Cadena, R., Riosmena-Rodríguez, R. y la Luz, J. L. L. D. (2016). Effects of the Arid Environment on the Reproductive Phenology of three Mangrove Tree Species in the Southern Baja California Peninsula, México. *Wetlands*, 36(3), 497-503. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0758-3>.

Field, C. B., Osborn, J. G., Hoffman, L. L., Polsenberg, J. F., Ackerly, D. D., Berry, J. A., Bjorkman, O., Held, A., Matson, P. A. y Mooney, H. A. (1998). Mangrove Biodiversity and Ecosystem Function. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(1), 3-14. <https://doi.org/10.2307/2997693>.

Fournier, L.A. (1974). Quantitative method for measuring phenological characteristics of trees. *Turrialba*, 24, 422-423.

Galeano, A., Urrego, L. E., Botero, V. y Bernal, G. (2017). Mangrove resilience to climate extreme events in a Colombian Caribbean Island. *Wetlands Ecology and Management*, 25(6), 743-760. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9548-9>.

- Garcés-Ordóñez, O., Rodríguez-Rodríguez, A., Díaz, L., Escobar, F. y Delvalle, D. (2021). Respuesta a corto plazo de parámetros físicoquímicos del agua a la rehabilitación hidrológica de caños en manglares de Cispata, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(2), 151-160. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1106>.
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N. y Fatoyinbo, T. (2020). Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, 26(10), 5844-5855. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>.
- Guisande, C., Barreiro, A., Maneiro, I., Riveiro, I., Vergara, A.R. y Vaamonde, A. (2006). *Tratamiento de datos*. Díaz de Santos, Barcelona.
- Gwada, P., Makoto, T. y Uezu, Y. (2000). Leaf phenological traits in the mangrove *Kandelia candel* (L.) Druce. *Aquatic Botany*, 68(1), 1-14. [https://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00109-1](https://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00109-1).
- Hammer, O., Harper, D. y Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontological Electronica*, 4, 1-9.
- Himes-Cornell, A., Pendleton, L., y Atiyah, P. (2018). Valuing ecosystem services from blue forests: A systematic review of the valuation of salt marshes, sea grass beds and mangrove forests. *Ecosystem Services*, 30(A), 36-48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.006>.
- Incoder-UJTL. (2014). Visión integral de los Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo. Parte I. *Ambiente y Desarrollo en el Caribe colombiano*, 3 (1), 112.
- Kumar, A., Thattantavide, A., Vijay, A., Warriar, V. P., Kumar, S., Saikiran, G., Kumar, A., Singh, S., Komal, Singh, P., Kumar, R., Sharma, S., Radhakrishnan, A. y Ramchiary, N. (2021). Mangrove Forests: Distribution, Species Diversity, Roles, Threats and Conservation Strategies. En S. Sharma y P. Singh (Eds.), *Wetlands Conservation: Current Challenges and Future Strategies* (pp. 229-271). John Wiley & Sons.
- López-Angarita, J., Tilley, A., Hawkins, J. P., Pedraza, C. y Roberts, C. M. (2018). Land use patterns and influences of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific. *Biological Conservation*, 227, 82-91. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.020>.
- Luther, D. A., y Greenberg, R. (2009). Mangroves: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience*, 59(7), 602-612.
- McLean, R. F., Tsyban, A., Burkett, V., Codignotto, J. O., Forbes, D. L., Mimura, N., Beamish, R. J., e Ittekkot, V. (2001). Coastal Zones and Marine Ecosystems. En J. J. McCarthy, O. F. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken y K. S. White (Eds.), *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability* (pp. 343-379). Cambridge University Press.
- Mehlig, U. (2006). Phenology of the red mangrove, *Rhizophora mangle* L., in the Caeté Estuary, Pará, equatorial Brazil. *Aquatic Botany*, 84(2), 158-164. <https://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.09.007>.
- Munday, P., Jones, G. P. y Caley, M. J. (1997). Habitat specialisation and the distribution and abundance of coral-dwelling gobies. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 227-239. <https://doi.org/10.3354/meps152227>.
- Nadia, T. L., Cerdeira-Morellato, L. P. y Machado, I. (2012). Reproductive phenology of a northeast Brazilian mangrove community: Environmental and biotic constraints. *Flora*, 207(9), 682-692. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.06.020>.
- Onrizal, O. y Mansor, M. (2020). Recovery status of mangroves along western coast of Aceh until 7 years after the 2004 Tsunami. *Journal of Physics Conference Series*, 1542(1), <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1542/1/012060>.
- Peña, Z. (2020). Biología reproductiva del mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.) Puerto El Morro, Provincia del Guayas, Ecuador. [Tesis, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil]. Repositorio institucional de la Universidad de Guayaquil. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/49885>.
- PNN. (2020). Plan de manejo del Parque Nacional Natural los Corales del Rosario y de San Bernardo (2020-2025). bit.ly/3NIYB5C.
- Reed, B. C., Brown, J. F., VanderZee, D., Loveland, T. R., Merchant, J. W. y Ohlen, D. O. (1994). Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5, 703-714.
- Ricklefs, R. E. y Latham, R. E. (1993). Global patterns of diversity in mangrove floras. En R. E. Ricklefs y D. Schluter (Eds.), *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives* (pp. 1-414). University of Chicago Press.
- Sánchez, D. (2009). Patrones de floración, polinización y producción de frutos de tres especies neotropicales de mangle presentes en humedales de San Andrés isla, Caribe Colombiano [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia. Departamento de Biología]. Repositorio Institucional. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/70347?locale-attribute=en>.

- Sánchez-Núñez, D. A. y Mancera-Pineda, J. E. (2011). Flowering patterns in three neotropical mangrove species: evidence from a Caribbean island. *Aquatic Botany*, 94(4), 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.02.005>.
- Sannigrahi, S., Zhang, Q., Pilla, F., Kumar, P., Basu, B., Keesstra, S., Roy, P. S., Wang, Y., Sutton, P. C., Chakraborti, S., Kumar, S. y Sen, S. (2020). Responses of ecosystem services to natural and anthropogenic forcings: A spatial regression based assessment in the world's largest mangrove ecosystem. *Science of The Total Environment*, 715, 137004. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137004>.
- Sepúlveda, R.D., Taborda, M.A., Oviedo, T.J., Jiménez, Ó.G., Piedra, L., García-Alsina, M., García, R., Cobarsí, J., Díaz, J.L., Cassab, P.M. y Ortoll, E. (2020). *Economía y Agroecología. Construyendo alternativas al desarrollo rural*. Editorial Universidad Pontificia Bolivariana.
- Small, C. y Sousa, D. (2019). Spatiotemporal Characterization of Mangrove Phenology and Disturbance Response: The Bangladesh Sundarban. *Remote Sensing*, 11(17), 2063. <https://doi.org/10.3390/rs11172063>.
- Songsom, V., Koedsin, W., Ritchie, R. J. y Huete, A. (2019). Mangrove Phenology and Environmental Drivers Derived from Remote Sensing in Southern Thailand. *Remote Sensing*, 11(8), 955. <https://doi.org/10.3390/rs11080955>.
- Statsoft. (2004). *Statistica for Windows*. Statsoft Inc.
- Sucerquia, D. C., Urrego, L. E. y Prado, M. A. (2019). The utilization of floral resources from mangroves of the Gulf of Urabá (Colombian Caribbean) by introduced honey bees (*Apis mellifera*). *Journal of Apicultural Research*, 59(4), 626-637. <https://doi.org/10.1080/00218839.2019.1702323>.
- Tovilla, C. y Orihuela, D. (2002). Floración, establecimiento de propágulos y supervivencia de *Rhizophora mangle* L. en el manglar de Barra de Tecoanapa, Guerrero, Méxic. *Madera y Bosques*, 8(1), 89-102. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801293>.
- Turschwell, M.P., Tulloch, V.J., Sievers, M., Pearson, R.M., Andradi-Brown, D.A., Ahmadi, G.N., Connolly, R.M., Bryan-Brown, D., Lopez-Marcano, S., Adame, M.F. y Brown, C.J., (2020). Multi-scale estimation of the effects of pressures and drivers on mangrove forest loss globally. *Biological Conservation*, 247, 108637.
- Villate, D.A., Sánchez, H., Portz, L., Portantiolo, R., Bolívar-Anillo, H.J. y Anfuso, G. (2020). Mangrove forests evolution and threats in the Caribbean sea of Colombia. *Water*, 12(4), 1113.
- Zar, J. (1996). *Biostatistical analysis*. Tercera edición. Prentice Hall. Inc.
- Zarza-González, E. (2011). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo.