

ISSN PRINT: 1794-161X / ISSN WEB: 2389-7864 / Volumen 16, No. 1, enero - junio de 2021

INTROPICA



INTROPICA

INTRODUCIDA



Publicación seriada
Volumen 16, No. 1
enero - junio 2021
ISSN: 1794-161X - ISSN WEB: 2389-7864
Santa Marta - Colombia

INTROPICA

Volumen 16, No. 1 enero - junio 2021

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

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

©Universidad del Magdalena. Santa Marta - Colombia, 2021

EDITOR

Cesar E. Tamaris, Universidad del Magdalena, Colombia

COMITÉ EDITORIAL

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

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

Andrés M. Vélez Pereira

Universidad Tecnológica de Bolívar, Colombia

Antonio Jose Obregon la Rosa

Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Carlos Ardila

Universidad Metropolitana

Carlos G. Muñoz

Fundación Ecomares

Carlos Julio Polo

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano

Cornelio Botero

Instituto de Ecología A.C. (INECOL)

Elvira Maria Alvarado Chacon

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano

Emilia Inés Balbi

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
INTA, Estación Experimental Agropecuaria
Marcos Juárez

Fernando Castro Herrera

Universidad del Valle

Fredy Palacino Rodríguez

Universidad del Bosque

Gustavo Delucchi

Universidad Nacional de La Plata

Heyddy Calderón

Instituto de Geología y Geofísica, Universidad
Nacional Autónoma de Nicaragua

Ileana Ortegón-Aznar

Universidad Autónoma de Yucatán

Indiana Cristóbal Ríos Málaver

Universidad de Caldas

Juan Carlos Azofeifa-Solano

Universidad de Costa Rica

Laura Contreras-Vega

Universidad de Cartagena

María Elena Carranco Jáuregui

Instituto Nacional de Ciencias Médicas y Nutrición
Salvador Zubirán

María Fernanda Cingolani

Centro de Estudios Parasitologicos y de Vectores
CEPAVEU

María A. Negritto

Universidad del Magdalena

Martha Páez Melo

Universidad del Valle

Miguel Lozano Aburto

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad
Veracruzana

Milena Benavides Serrato

Parque Nacionales Naturales de Colombia

Nancy Yolimar Suárez Mozo

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad
Nacional Autónoma de México

Neys José Martínez

Universidad del Atlántico

Contenido - Contents

Artículos de investigación científica y tecnológica

Toxicidad del herbicida oxadiazon en larvas de *Engystomops pustulosus* (Cope,1864)

Toxicity of the herbicide oxadiazon in *Engystomops pustulosus* larvae (Cope,1864)
Natalia Mercedes Molina-Guerrero, Hugo Armando Llanos-Ramos y Germán Blanco-Cervantes 8

Escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba

Classification and scoring scale for health status of the coral community of the Jardines de la Reina National Park, Cuba
Leslie Hernández-Fernández 20

Desarrollo de un producto extruido a base de cereales y concentrado de proteína de calamar gigante (*Dosidicus gigas*)

Development of an extruded product based on cereals and giant squid protein concentrate (*Dosidicus gigas*)
David J.Roldán-Acero, Juan R.Omote-Sibina,Christopher M.Osorio-Lescano yAndrés A.Molleda-Ordoñez 34

Delimitación de zonas potenciales de recarga hídrica en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba, departamento de Madriz, Nicaragua

Delimitation of potential water recharge zones in the upper hydrographic unit Quebrada Arriba, department of Madriz, Nicaragua
Amarus A.Urbina-G. y Eddy Vladimir Maradiaga-F 43

Abundancia y morfometría de los quitones (Mollusca: Polyplacophora) asociados a rompeolas en Coveñas, Sucre-Colombia

Abundance and morphometry of the chitons (Mollusca: Polyplacophora) associated to breakwaters in Coveñas, Sucre-Colombia
Humberto Luis Quintana y Jesús Hernández 55

Daños causados por chinche barriga verde *Dichelops melacanthus* en maíz transgénico *Bacillus thuringiensis* (Bt)

Damage caused by green belly bug *Dichelops melacanthus* to transgenic corn *Bacillus thuringiensis* (Bt)
Marco Arturo Ferrerira-Agüero, Arsenio Benítez-Sánchez, José Augusto Velásquez, Gustavo Daniel Vega-Brítez, Nelson David Lesmo-Duarte y Matheus Francisco Acosta-Resquín 66

Distribución y abundancia de la raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*: Potamotrygonidae) en el Complejo Cenagoso de Zapatosa, Colombia

Distribution and abundance of the stingray from Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*: Potamotrygonidae) in Zapatosa wetland complex, Colombia
Eduardo J. Castañeda, Felix Cuello, María Pacheco y Jairo Altamar 72

Distribución de macroalgas e invertebrados bentónicos en la laguna arrecifal del Arrecife de Banco Chinchorro, Quintana Roo, México

Distribution of macroalgae and benthic invertebrates in the reef lagoons of Chinchorro Bank, Quintana Roo, Mexico

Alicia González-Solis, Daniel Torruco y Ángel Daniel Torruco-González

83

Nota científica

Inventario preliminar de plantas acuáticas, semiacuáticas y de ribera en la parte alta de tres ríos del Carmen de Viboral, Antioquia (Colombia)

Preliminary inventory of aquatic, semi-aquatic and riverside plants in the headwater of three rivers of el Carmen de Viboral, Antioquia (Colombia)

Cristian Botero-Álvarez, Yimmy Montoya-Moreno, Néstor Jaime Aguirre-Ramírez y Fabio de Jesús Vélez

96

Toxicidad del herbicida oxadiazon en larvas de *Engystomops pustulosus* (Cope, 1864) Toxicity of the herbicide oxadiazon on *Engystomops pustulosus* larvae (Cope, 1864)

Natalia Mercedes Molina-Guerrero,¹* Hugo Armando Llanos-Ramos y Germán Blanco-Cervantes

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

*Autor de correspondencia: nataly.151992@gmail.com

Recibido: 09 de noviembre de 2020

Aceptado: 02 de febrero de 2021

Publicación en línea: 20 de abril de 2021

Resumen

Palabras clave:
oxadiazon; ecotoxicología;
herbicidas; efectos subletales

El herbicida oxadiazon es usado como control de malezas en Colombia; sin embargo, la aplicación de esta sustancia, al igual que la de otros herbicidas, puede afectar la fauna asociada a cuerpos de agua. El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos letales, subletales, morfométricos y teratológicos en larvas de *Engystomops pustulosus* expuestas a este herbicida en tres volúmenes de hábitat. Se utilizaron larvas en estado 25 de Gosner y se expusieron durante 96 horas a tres volúmenes de hábitat (40, 200 y 1000 mL) y tres concentraciones del herbicida, con tres réplicas para cada uno. La CL_{50} hallada para los renacuajos en un volumen de 40 mL fue 1,46 mg/L, y en 1000 mL fue de 1,5 mg/L. En cuanto a los efectos subletales, las anomalías quietud prolongada y cola curvada fueron frecuentes en todos los volúmenes (de 27 % a 70 % y de 37 % a 43 %, respectivamente). Aun así, el análisis de regresión no mostró relación entre la variación del volumen y la aparición de anomalías ($p > 0,05$). En cambio, el desarrollo corporal de los renacuajos está relacionado con el volumen ($p < 0,05$), debido a que en volúmenes mayores se observan renacuajos con tallas superiores (3,10-3,25 mm, aproximadamente) en comparación con los depositados en un menor volumen (2,92-2,97 mm, aproximadamente), indistintamente de la concentración aplicada. Se concluye que el herbicida oxadiazon es tóxico para los volúmenes de 40 mL y 1000 mL (CL_{50} 1,46 mg/L y 1,5 mg/L) y que no existe una relación estadísticamente significativa ($p > 0,05$) entre el volumen y la aparición de las anomalías en los organismos expuestos, pero sí hay una relación estadísticamente significativa ($p < 0,05$) entre el volumen y el desarrollo morfométrico.

Abstract

Key words:
oxadiazon; ecotoxicology;
herbicide; sublethal effects

The herbicide oxadiazon is used as weed control in Colombia; however, the application of this substance, like other herbicides, can affect the fauna associated with bodies of water. The objective was to evaluate the lethal, sublethal, morphometric and teratological effects in *Engystomops pustulosus* larvae exposed to this herbicide in three habitat volumes. Gosner stage 25 larvae were used and exposed for 96 hours to three volumes of habitat (40, 200 and 1000 mL) and three concentrations of the herbicide, with three replicates for each one. The LC_{50} found for the tadpoles in a volume of 40 ml was 1.46 mg / L and in 1000 ml it was 1.5 mg / L. Regarding the sublethal effects, the abnormalities of prolonged quiet and curved tail were frequent in all volumes (from 27 % to 70 % and from 37 % to 43 %, respectively), even so, the regression analysis did not show a relationship between the volume variation and the appearance of abnormalities ($p > 0.05$). On the other hand, the body development of the tadpoles is related to the volume ($p < 0.05$), because in larger volumes tadpoles with larger sizes (3.10-3.25 mm, approximately) are observed compared to the deposited in a smaller volume (2.92-2.97 mm, approximately), regardless of the applied concentration. It is concluded that the herbicide Oxadiazon is toxic for volumes of 40 mL and 1000 mL (LC_{50} 1.46 mg / L and 1.5 mg / L) and that there is no statistically significant relationship ($p > 0.05$) between the volume and the appearance of abnormalities in exposed organisms, but there is a statistically significant relationship ($p < 0.05$) between volume and morphometric development.

Introducción

La transformación del sector agrícola ha sido notable en los últimos años debido al crecimiento en la demanda de alimentos y a las estrategias para incrementar la producción (Diez de Ulzurrun, 2013). Considerando que las malezas compiten con el cultivo por los nutrientes y afectan su crecimiento (Menalled, 2010), se han adoptado distintos métodos de control, entre ellos el control químico a través de herbicidas en gran número de cultivos (Diez de Ulzurrun, 2013) por ser económicos (Menalled, 2010), aumentar el rendimiento y la producción (Aktar *et al.*, 2009), reducir el trabajo manual y adaptarse al tiempo y a las necesidades del cultivo (Diez de Ulzurrun, 2013).

Sin embargo, el control químico genera impactos en el ambiente (Menalled, 2010) porque las malezas generan resistencia, lo que conlleva a un aumento en las dosis y aplicaciones por cultivo (Fischer y Valverde, 2010). Además, el uso de agroquímicos en cultivos provoca daños en el suelo, disminuye la cantidad de organismos benéficos presentes en este, contamina las fuentes hídricas y afecta no solo al organismo que se quiere controlar, sino también a aquellos que no eran objetivo como aves, peces, mamíferos y anfibios, causándoles la muerte o disminuyendo sus capacidades supervivencia (Aktar *et al.*, 2009; Boudh y Singh, 2019; Agostini *et al.*, 2020).

En Colombia el sector agropecuario ha incrementado su producción, lo que supone una mayor cantidad de hectáreas cultivadas y, por ende, una mayor cantidad de agroquímicos para su mantenimiento. Particularmente, el cultivo de arroz pasó de 117708,8 a 126221,2 hectáreas a nivel nacional en el segundo semestre del año 2018 y de 951,8 a 1336,3 hectáreas en el departamento del Magdalena durante el segundo semestre del 2019, lo que representa un incremento de aproximadamente el 7,2 % y el 40,4 % respectivamente (Ministerio de Agricultura, 2020).

De acuerdo al registro nacional de plaguicidas químicos de uso agrícola publicado por el Instituto Nacional Agropecuario (ICA), de los aproximadamente 2558 plaguicidas registrados, 1336 pueden ser usados en arroz; de estos, 117 corresponden a herbicidas, de los cuales 44 tienen como ingrediente activo el oxadiazon (Instituto Colombiano Agropecuario, 2019).

El oxadiazon fue reglamentado por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) mediante Resolución 00913 del 2018 (Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, 2018). Este

elemento, cuyo nombre químico según la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC por sus siglas en inglés) es 5-tert-butil-3-(2,4-dicloro-5-isopropoxifenil)-1,3,4-oxadiazol-2(3H)-ona, pertenece al grupo de los oxadiazoles, tiene poca solubilidad en agua, es persistente en suelos y agua, y está catalogado como extremadamente tóxico para organismos acuáticos (Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, 2018).

Se utiliza para el control de malezas gramíneas y de hoja ancha, es sistémico y bloquea el proceso de fotosíntesis al inhibir la enzima cloroplástica protoporfirinógeno oxidasa (PPO). Así pues, las malezas tratadas con oxadiazon presentan clorosis en hojas y tallos y, posteriormente, necrosis (Diez de Ulzurrun, 2013). Asimismo, estudios han demostrado que el oxadiazon reduce el número de esporas de hongos micorrizales, afecta el crecimiento de algas y es tóxico para las abejas (Aktar *et al.*, 2009). Mesléard *et al.* (2016), por su parte, compararon su efecto solo y combinado con el insecticida alfacipermetrina en huevos, larvas y renacuajos premetamórficos de la especie *Pelophylax perezii*, confirmando su efecto letal en renacuajos al aplicar estos agroquímicos, solos o combinados.

Una de las especies que podrían estar expuestas al efecto del oxadiazon es *Engystomops pustulosus* o rana túngara (figura 1), un anfibio de amplia distribución que ha sido reportado en cultivos de arroz (Acuña-Vargas, 2016; Triana-Velásquez *et al.*, 2017). En Colombia, concretamente, se reporta en los departamentos de Antioquia, Caldas, Caquetá, Cesar, Córdoba, Chocó, La Guajira, Magdalena, Santander y Tolima, en un rango altitudinal que va desde los 0 hasta 1540 m.s.n.m. (Ospina y Bedoya-Cañón, 2018).



Figura 1. Ejemplar de *Engystomops pustulosus*

La aplicación de herbicidas como el oxadiazon es una práctica generalizada en los cultivos de arroz, principalmente para el control de malezas. Sin embargo, los estudios sobre su

impacto en los anfibios en estados premetamórficos parecen estar restringidos a otras moléculas como el glifosato (Hena-Muñoz, 2014), el propanil (Triana-Velásquez *et al.*, 2016) y la cipermetrina (Triana-Velásquez *et al.*, 2017), en donde además no se considera la densidad poblacional como factor.

La exposición de renacuajos a agroquímicos puede generar efectos letales, subletales y teratológicos en los individuos. Algunos de los efectos subletales y teratológicos más comunes incluyen natación irregular, quietud prolongada e inmovilidad, y además los renacuajos pueden presentar edemas en distintas partes del cuerpo, cola curvada o anomalías axiales, anomalías intestinales y disminución en el número de queratodotes (Pérez-Iglesias *et al.*, 2019). En este trabajo se evaluó el efecto tóxico del oxadiazon en larvas de *E. pustulosus* en estados premetamórficos, en condiciones de laboratorio, teniendo en cuenta la densidad poblacional y considerando los efectos teratológicos y los cambios comportamentales y morfométricos producidos por el herbicida.

Materiales y métodos

Especie de estudio

La evaluación de toxicidad del herbicida oxadiazon se realizó con organismos premetamórficos de *E. pustulosus* en el Laboratorio de Fisiología Animal y Vegetal de la Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. Se siguieron los protocolos establecidos por el comité de ética de dicha institución educativa para el uso de animales.

Los ejemplares de *E. pustulosus* utilizados para los ensayos de toxicidad se obtuvieron recolectando la masa de huevos (cuatro masas de huevos aproximadamente) en el sector de Puerto Mosquito (11°10'26" N, 74°10'37" W a 80 m de altitud), en la cuenca baja del río Gaira. La vegetación predominante en la zona es la de monte espinoso tropical (Me-T), el promedio multianual de temperatura es de 28,2 °C, y el de precipitación es 448 mm (Noriega *et al.*, 2011; Tamaris-Turizo, 2018). El muestreo se realizó durante los meses de enero y febrero del año 2020.

Las puestas fueron recolectadas en horas de la mañana, y en el sitio de recolección se tomaron los valores de temperatura, pH y dureza. Las puestas fueron introducidas en bolsas plásticas Ziploc® y transportadas al Laboratorio de Biología y Fisiología Animal de la Universidad del Magdalena, donde se mantuvieron en agua en tanques plásticos de 10 L hasta que los individuos alcanzaron el estadio 25 según la escala Gosner (1960). Posteriormente, se seleccionaron individuos al azar para ser utilizados en el ensayo.

Montaje del ensayo

El ensayo de toxicidad se realizó en condiciones de laboratorio, aplicando un diseño completamente al azar con combinación factorial para las concentraciones del herbicida y los volúmenes del recipiente. Los individuos fueron depositados en recipientes plásticos de 40 mL, 200 mL y 1000 mL y expuestos durante 96 horas a tres concentraciones del herbicida oxadiazon (Moiss 250 EC) (1 mg/L, 1,5 mg/L y 2 mg/L) y a una de control (0 mg/L), con tres repeticiones para cada una, para un total de 36 unidades experimentales. No hubo recambio de agua, y los recipientes se llenaron con diluciones del herbicida en agua destilada según la concentración evaluada.

En cada recipiente se colocaron 10 larvas, de manera que se usaron 30 por cada concentración (0 mg/L, 1 mg/L, 1,5 mg/L y 2 mg/L) en cada volumen (40 mL, 200 mL y 1000 mL), para un total de 360 larvas en todo el experimento. La densidad de renacuajos fue de 250 renacuajos/L en los recipientes de 40 mL, 50 renacuajos/L en los de 200 mL y 10 renacuajos /L en los de 1000 mL. Se evaluaron distintos volúmenes teniendo en cuenta que la densidad poblacional, junto con otros factores, puede influir en la respuesta del organismo (Díaz *et al.*, 2004).

Evaluación de efectos letales

Tan pronto se realizó la dilución del herbicida por concentraciones, se depositaron las larvas de *E. pustulosus* en los recipientes plásticos y se observaron durante 96 horas. Todas ellas fueron revisadas a las 0, 12, 24, 48, 72 y 96 horas, y en cada revisión se midieron el pH y la temperatura de todos los recipientes con un tester de pH/temperatura pHep®4, marca Hanna HI 98127. Para observar a los individuos se empleó un estereoscopio marca Nikon modelo SMZ 745, y se contabilizó el número de individuos muertos para determinar los efectos letales del herbicida (Murialdo, 2016). Posteriormente, estos fueron retirados de los recipientes.

Evaluación de efectos subletales y teratológicos

Para determinar los efectos subletales se tuvieron en cuenta los cambios morfológicos y el desempeño locomotor en cada individuo (Arenas-Rodríguez, 2014). Las larvas observadas al estereoscopio se revisaron buscando anomalías (despigmentación, edema, cola curvada), hemorragias (caudal, cefálica, abdominal) y cambios comportamentales (natación irregular y quietud prolongada). Se contabilizaron los casos en que se presentaron cambios subletales y se mantuvieron en los recipientes.

Análisis morfométrico

Se realizó un registro fotográfico para una evaluación morfométrica mediante el programa *ImageJ* (Cortés y De Dulce, 1996; Triana-Velásquez *et al.*, 2016). Para el análisis morfométrico se tuvieron en cuenta la longitud corporal total (LT), la longitud de la cola (LC), la longitud del cuerpo (C) y el ancho del cuerpo (AC) de los organismos experimentales. Estas mediciones se tomaron al iniciar el experimento (0 horas) y al concluirlo (96 horas), y se compararon entre tratamientos y volúmenes (Henao-Muñoz, 2014).

Análisis estadístico

A la temperatura y al pH se les aplicó una prueba de correlación de Spearman mediante el programa Statgraphics Centurion XVII.II (Díaz-Báez *et al.*, 2004). Por su parte, la toxicidad del herbicida oxadiazon se determinó calculando los valores de concentración letal media CL₅₀ mediante el método probit, con intervalos de confianza al 95 % para cada volumen mediante el análisis gráfico (Peraza y Delgado-Blas, 2012) en el programa Statgraphics. Además, se calcularon los valores de NOEC y LOEC (Díaz-Báez *et al.*, 2004; Pérez-Iglesias *et al.*, 2019).

Para la evaluación de efectos subletales se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) con el tratamiento y el volumen como factores (Arenas-Rodríguez, 2014), y al análisis morfométrico se le aplicó una prueba de análisis multivariado de varianza (MANOVA), tomando como factores la concentración y el volumen. Además, se hicieron análisis ANOVA factoriales (Henao-Muñoz, 2014). Para estos propósitos se utilizó el software Rstudio, versión 1.3.959 (R Core Team, 2020).

Resultados

En la tabla 1 se muestran los valores de temperatura y pH a las 24 y 96 horas en los tres volúmenes evaluados. Estos parámetros se encuentran relacionados con el paso de las horas (Spearman, $p < 0,05$). En relación con la toxicidad del herbicida oxadiazon en larvas de *E. pustulosus*, la tabla 2 muestra el porcentaje de mortalidad, los valores de CL₅₀ y los intervalos de confianza al 95 %. Como se puede apreciar, el valor de CL₅₀ para el volumen de 40 mL fue ligeramente menor (1,46 mg/L) con respecto al registrado para los 1000 mL (1,5 mg/L). Entretanto, la mortalidad en los 200 mL fue baja en comparación con los otros dos volúmenes, por lo que no se pudo calcular la CL₅₀.

Tabla 1. Media y la desviación estándar de la temperatura y el pH a las 24 y 96 horas. (*): Diferencias significativas ($p < 0,05$); (**): Diferencias altamente ($p < 0,005$).

P. físico-químicos	40 mL		200 mL		1000 mL	
	24 h	96 h	24 h	96 h	24 h	96 h
pH	8,88*	9,65*	8,75**	9,60**	8,88**	9,98**
	(0,07)	(0,15)	(0,09)	(0,04)	(0,05)	(0,11)
T (°C)	22,73**	19,3**	23,68**	22,60**	24,36*	23,92*
	(0,90)	(0,61)	(0,47)	(0,51)	(0,47)	(0,35)

Tabla 2. Porcentaje de mortalidad, los valores de CL₅₀ e intervalos de confianza al 95 % por volumen. El valor de CL₅₀ para los 200 mL no fue calculado por el programa debido a la baja mortalidad. IC: intervalo de confianza. NOEC: Concentración más alta a la cual no se observa efecto. LOEC: Concentración más baja a la que se observa efecto. (*): Diferencias significativas entre grupos de datos ($p < 0,05$). T1: tratamiento 1 (1 mg/L); T2: tratamiento 2 (1,5 mg/L); T3: tratamiento 3 (2 mg/L).

Volumen (mL)	Porcentaje (%) de mortalidad por concentración			CL ₅₀	IC al 95 %	NOEC mg/L	LOEC mg/L
	T1	T2	T3				
40	0,00*	66,67*	100,00*	1,46	1,20 - 1,71	1	1,5
200	23,33	33,33	30,00	-	-	-	-
1000	23,33*	50,00*	76,67*	1,5	1,28 - 1,71	1	1,5

Efectos letales

En términos de efectos subletales, en el volumen de 40 mL se

registraron todas las anomalías evaluadas, además del cuerpo en forma de diamante en algunos individuos (figura 2 a, b, c). La mayor cantidad de anomalías en este volumen

se presentó en las concentraciones de 1,5 mg/L (T2) y 2 mg/L (T3), en donde la cola curvada (figura 2c) y la quietud prolongada fueron las más comunes respectivamente (tabla 3). Estas anomalías, junto con la despigmentación (figura 2a), presentaron diferencias significativas entre tratamientos (ANOVA $p < 0,05$). Asimismo, el análisis de regresión dio como resultado que la concentración del herbicida incide en la despigmentación ($r = -0,78$, $p < 0,05$) y en la deformación de la cola ($r = 0,87$, $p < 0,05$). En el grupo control no se registraron anomalías.

Efectos subletales y teratológicos

En el volumen de 200 mL se presentaron todas las anomalías, excepto la hemorragia cefálica (figura 3 a,b,c) en la mayoría de las concentraciones (tabla 4). Además, no se observaron anomalías en el grupo control. Las

anomalías de mayor frecuencia de aparición fueron la cola curvada (figura 3a) y la quietud prolongada (tabla 4), como en el caso del volumen de 40 mL. No obstante, al aplicar la prueba ANOVA no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0,05$), y el análisis de regresión no mostró un efecto significativo de las concentraciones en la aparición de anomalías. Para el ensayo en 1000 mL, las anomalías más frecuentes fueron también la cola curvada y la quietud prolongada (tabla 5). De estas, solo la cola curvada presentó diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos, aunque el análisis de regresión indicó que no existe un efecto de la concentración en la aparición de esta anomalía ($p > 0,05$). Además, se observaron anomalías como despigmentación, hemorragia abdominal y cuerpo en forma de diamante (figura 4). En cuanto al grupo control, no se presentaron anomalías.

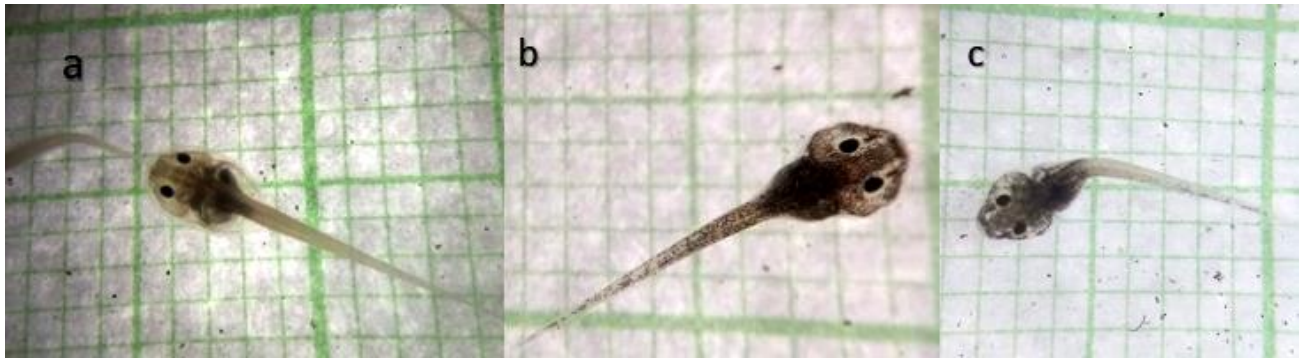


Figura 2. Anomalías observadas en renacuajos en el volumen de 40 mL. (a). Despigmentación. (b). Cuerpo en forma de diamante. (c). Cola curvada.

Tabla 3. Proporción de anomalías a los 40 mL. T1: tratamiento 1 (1 mg/L); T2: tratamiento 2 (1,5 mg/L); T3: tratamiento 3 (2 mg/L).

Anomalías	Características	T1	T2	T3
Malformación	Despigmentación	0,63	0	0
	Edema	0	0	0,03
	Cola curvada	0	0,2	0,43
Hemorragia	Caudal	0	0	0,07
	Cefálica	0	0	0,1
	Abdominal	0	0,07	0,07
Comportamiento	Natación irregular	0	0,07	0
	Quietud prolongada	0	0,7	0,27

Además del análisis anterior, se comparó cada anomalía entre volúmenes y concentraciones ensayadas mediante análisis de varianza (ANOVA) y análisis de regresión. Al realizar estos análisis no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre volúmenes y tratamientos para la despigmentación.

El análisis de regresión tampoco mostró relación entre datos (volumen: $r^2 = 0,0518$; concentración: $r^2 = 0,4253$), al igual que

para las anomalías de edemas (volumen: $r^2 = 0,125$; concentración: $r^2 = 0,05284$), cola curvada (volumen: $r^2 = 0,0006805$; concentración: $r^2 = 0,5323$), hemorragia caudal (volumen: $r^2 = 0,1332$; concentración: $r^2 = 0,3857$), hemorragia abdominal (volumen: $r^2 = 0,02292$; concentración: $r^2 = 0,378$), natación irregular (volumen: $r^2 = 0,28$; concentración: $r^2 = 0,06349$) y hemorragia cefálica (volumen: $r^2 = 0,03226$; concentración: $r^2 = 0,1875$).

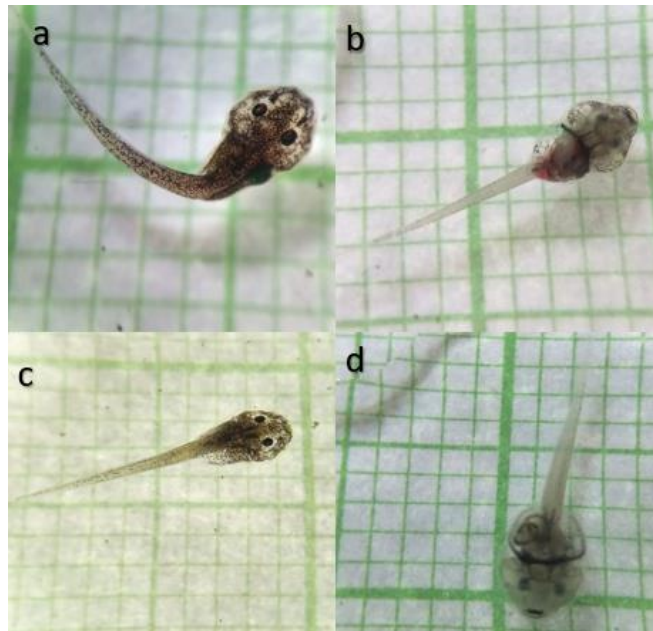


Figura 3. Anormalidades observadas en renacuajos en el volumen de 200 mL. (a). Cola curvada. (b). Hemorragia abdominal. (c). Cuerpo en forma de diamante. (d). Despigmentación.

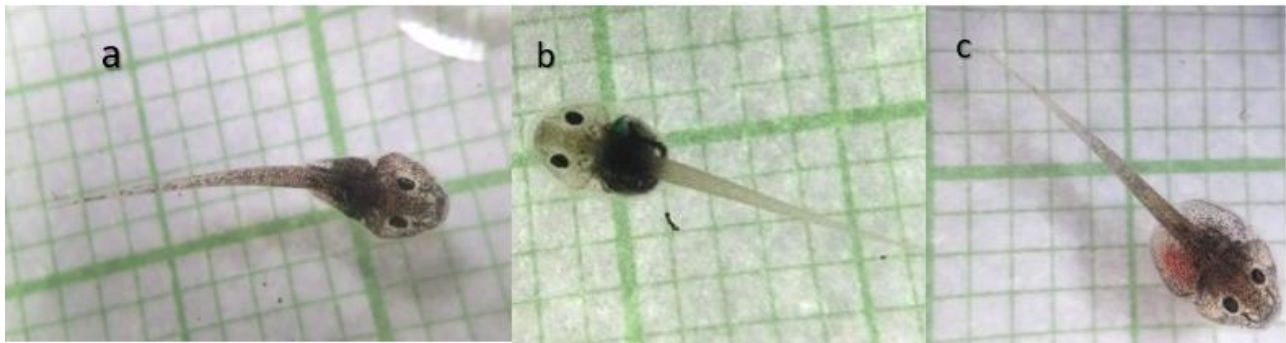


Figura 4. Anormalidades observadas en renacuajos en el volumen de 1000 mL. A. Cuerpo en forma de diamante. B. Despigmentación. C. Hemorragia abdominal.

Tabla 4. Proporción de anormalidades a los 200 mL. T1: tratamiento 1 (1 mg/L); T2: tratamiento 2 (1,5 mg/L); T3: tratamiento 3 (2 mg/L).

Anormalidades	Características	T1	T2	T3
Malformación	Despigmentación	0,07	0,23	0,13
	Edema	0,03	0,10	0,23
	Cola curvada	0,3	0	0,4
Hemorragia	Caudal	0,03	0	0,03
	Cefálica	0	0	0,13
	Abdominal	0	0	0
Comportamiento	Natación irregular	0	0	0
	Quietud prolongada	0	0	0,2

Tabla 5. Proporción de anomalías a los 1000 mL. T1: tratamiento 1 (1 mg/L); T2: tratamiento 2 (1,5 mg/L); T3: tratamiento 3 (2 mg/L).

Anormalidades	Características	T1	T2	T3
Malformación	Despigmentación	0,2	0	0
	Edema	0	0	0
	Cola curvada	0,03	0,47	0,27
Hemorragia	Caudal	0	0	0
	Cefálica	0,03	0,03	0,03
	Abdominal	0,03	0,03	0,03
Comportamiento	Natación irregular	0,13	0,13	0,17
	Quietud prolongada	0,3	0,43	0,13

Análisis morfométrico

Con respecto al análisis morfométrico, existen diferencias significativas (Hotelling=0,0003491; $p < 0,05$) para la longitud total (LT) y la longitud del cuerpo (C) con el volumen como factor. Para la longitud del cuerpo (C), el volumen de 1000 mL difiere de los volúmenes de 200 mL y 40 mL (Tukey, $p < 0,05$), y para la longitud total (LT) el volumen de 40 mL difiere de los volúmenes de 200 mL y 1000 mL. Al realizar este mismo análisis tomando como factor las concentraciones, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$) para ninguna de las medidas morfométricas analizadas. La media y la desviación estándar de las variables morfométricas al iniciar el

experimento (0 horas) y al concluirlo (96 horas) se presentan en la figura 5.

Al comparar los valores morfométricos a las 96 horas con los registradas al iniciar el ensayo, se observa que los renacuajos que se encontraban en el volumen de 1000 mL presentaron mayores valores de longitud del cuerpo y longitud total. El análisis estadístico indicó que entre volúmenes estas variables morfométricas difieren, y también se observa que los renacuajos que se encontraban en 40 mL reportaron para todos los casos un tamaño menor con respecto a las condiciones iniciales.

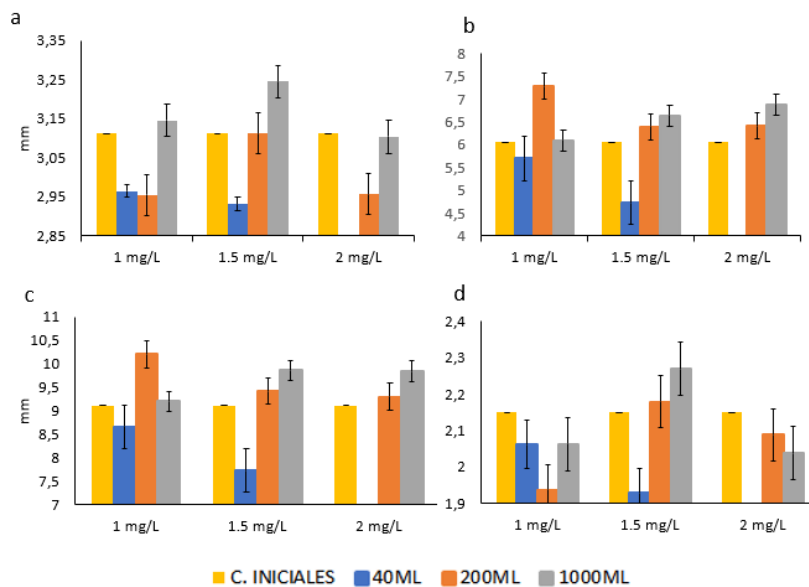


Figura 5. Gráfica de la media de las medidas morfométricas tomadas a las larvas de *E. pustulosus* a las 96 horas comparadas con las condiciones iniciales. (a). Longitud del cuerpo (C). (b). Longitud de la cola (LC). (c). longitud total (LT). (d). Ancho corporal (AC).

Discusión

Engystomops pustulosus es útil como modelo para investigaciones en laboratorio debido a que es una especie

abundante, sencilla de monitorear y de fácil mantenimiento, además de que es ideal para estimar la toxicidad en agua en estado larvario (Díaz-Báez *et al.*, 2004). Por otra parte, al estar presente en ambientes con intervención antrópica, puede

brindar una perspectiva amplia desde el punto de vista ecológico, ya que el efecto que tiene la contaminación química en su hábitat es un aspecto que puede seguir siendo estudiado para estos organismos (Ospina y Bedoya-Cañón, 2018). Por otro lado, identificar el impacto que tiene el herbicida oxadiazon puede contribuir a mejorar las estrategias de conservación y la disminución del impacto en las poblaciones no solo de *E. pustulosus*, sino de otras especies de anfibios (Agostini *et al.*, 2020).

Durante el ensayo de toxicidad la temperatura de todos los recipientes disminuyó, tal y como lo registraron Henao-Muñoz *et al.* (2013) al realizar una prueba de toxicidad con el agroquímico Cosmo-Flux®411F. Aun así, estas variaciones no influyen en el desarrollo y la supervivencia de los individuos en las condiciones ensayada, debido a que los rangos de temperatura hallados son similares a los reportados por Henao-Muñoz (2014). Además, *E. pustulosus* es una especie con un rango de distribución altitudinal amplio que va desde los 0 a los 1540 m s.n.m (Ospina y Bedoya-Cañón, 2018).

Por otro lado, se observaron valores altos de pH en el ensayo con soluciones frescas. Sin embargo, en un estudio para determinar la tolerancia a pH ácidos y básicos en *E. pustulosus* de estadio 25 se encontró que al exponer estos organismos a hidróxido de sodio (NaOH) la CL₅₀ fue de 9,87 (Henao-Muñoz y Bernal-Bautista, 2011). Este valor fue superior al reportado a las 96 horas para los volúmenes de 40 mL y 200 mL en esta investigación, y solo fue inferior al reportado en el volumen de 1000 mL (pH=9,98), aunque los renacuajos sobrevivientes en este último volumen tuvieron un mayor desarrollo corporal en comparación con los otros dos volúmenes, por lo que no se puede considerar como un agente de perturbación.

Al evaluar la toxicidad de agroquímicos, *E. pustulosus* ha sido catalogada como la menos sensible frente a agentes como la cipermetrina (Triana-Velásquez *et al.*, 2017), el glifosato y el Cosmo-Flux®411F (Henao-Muñoz *et al.*, 2013; Henao-Muñoz, 2014) con respecto a otras especies de anfibios colombianos. Sin embargo, *E. pustulosus* se encuentra en zonas de intervención antrópica y podría ser expuesta al oxadiazon por su rango de distribución y hábitat (Ospina y Bedoya-Cañón, 2018).

Ambrosi *et al.* (1977), en su estudio de la persistencia y el metabolismo de oxadiazon en el suelo, señalaron que la concentración de este herbicida en el agua nunca excedió las 0,06 ppm debido a su baja solubilidad. De todos modos, el coeficiente de partición del oxadiazon es de 5,33 (Autoridad

Nacional de Licencias Ambientales, 2018), lo que indica que presenta una alta bioacumulación en tejidos grasos (Murialdo, 2016).

En los organismos acuáticos, el factor de bioconcentración está relacionado con las características químicas de la sustancia, por lo que cabe tener en cuenta que el oxadiazon, que es poco soluble en agua y tiene un coeficiente de octanol elevado, tiende a permanecer en el organismo y acumularse (Murialdo, 2016). Por su parte, Imanaka *et al.* (1981) reportaron en su estudio una concentración de 0,017 ppm en individuos de *Carassius cuvieri* nueve meses después de haber sido aplicado el oxadiazon y cuando la concentración en el agua era de 0,024 ppb, lo que demuestra que, aunque el herbicida se degrade en el agua, este puede persistir por largos periodos en un organismo.

El resultado de la CL₅₀ para el ensayo de los 200 mL, la cual no fue calculada por el programa estadístico debido a la baja mortalidad, difiere de los resultados reportados para los ensayos de 40 mL (1,46 mg/L) y 1000 mL (1,5 mg/L). Esta diferencia puede tener varias razones, entre las cuales cabe considerar fuentes de variabilidad como variaciones biológicas propias de los individuos, variaciones en el agente químico, entre otras (Díaz-Báez *et al.*, 2004). Además, la tolerancia al agente tóxico varía entre los individuos de la población; así, aun cuando esta última sea homogénea, habrá organismos más tolerantes que otros, si bien generalmente la proporción de individuos muy tolerantes siempre es baja (Murialdo, 2016).

La CL₅₀ de oxadiazon entre los volúmenes de 40 mL y 1.000 mL fue similar, lo cual concuerda con lo reportado por Montealegre-Delgado *et al.* (2013), quienes no observaron diferencias significativas en la supervivencia de *E. pustulosus* entre los volúmenes evaluados (100 mL, 1000 mL y 2000 mL) a los 20 y 60 días. Además, la CL₅₀ de 1,46 mg/L para los 40 mL y de 1,5 mg/L para los 1000 mL también coincide con lo señalado por Montealegre-Delgado *et al.* (2013), en cuyo estudio la supervivencia de *E. pustulosus* fue menor en el volumen más pequeño. En cuanto a la acción del oxadiazon en las células de *E. pustulosus*, podría suponerse que el mecanismo de acción es similar que en las plantas: este herbicida destruye membranas vegetales e inhibe la acción de la enzima protoporfirinógeno oxidasa (PPO) (Clavijo, 2010). Por ejemplo, aunque no se reportan estudios para anfibios, cabe considerar los hallazgos de Matringe *et al.* (1989), quienes demostraron que el oxadiazon es un inhibidor de esta enzima, no solo en células vegetales sino también en las mitocondrias de células hepáticas de ratones. En los mamíferos, la PPO

participa en la biosíntesis del grupo hemo en la mitocondria, oxidando al protoporfirinógeno y obteniendo protoporfirina IX (PPIX), que al final forma el grupo hemo por la ferroquelatasa (FC) al catalizar la inserción de un átomo ferroso en la protoporfirina IX10 (Villavicencio-Queijeiro, 2012).

Al igual que en el estudio realizado por Mesléard *et al.* (2016), el resultado de la presente investigación confirma el efecto letal de oxadiazon en anfibios. Los efectos subletales más frecuentes producidos por la exposición a oxadiazon fueron la cola curvada, la despigmentación y la quietud prolongada, a diferencia de los reportados por Henao-Muñoz (2014), quienes afirman que los organismos de *E. pustulosus* no presentaron alteraciones en la locomoción al ser expuestos a glifosato y a Cosmo-Flux®411F. Por otra parte, Vismara *et al.* (2000), en un análisis histológico realizado a renacuajos de *Xenopus laevis* que presentaban la cola curvada, encontraron en la zona de curvatura anomalías en la disposición de las miofibrillas y en algunos de los miocitos. En todo caso, se trata de anomalías que, en ambientes naturales, disminuyen la capacidad de supervivencia de los organismos ya que, al presentar una movilidad reducida, se les dificulta huir de los depredadores o competir por los recursos (Triana-Velásquez *et al.*, 2016, 2017).

El análisis de regresión mostró una relación entre el aumento del volumen y el nado irregular en las soluciones frescas. En esa misma línea, Henao-Muñoz y Bernal-Bautista (2011) también reportaron natación irregular en individuos de *E. pustulosus* expuestos a valores de pH muy altos o muy bajos, y Triana-Velásquez *et al.* (2017) observaron esta anomalía para la misma especie en presencia de cipermetrina. En cuanto a la relación entre la natación irregular y el volumen del recipiente, esto podría deberse a que los renacuajos en el volumen de 1000 mL tuvieron una longitud total superior con respecto a los demás, lo que conllevaría a un mayor desempeño locomotor, aunque hayan presentado anomalías.

Por otro lado, la despigmentación fue otra de las anomalías frecuentes en todos los volúmenes. Cortés y De Dulce (1996) mencionan que la despigmentación en los renacuajos puede ser ocasionada por un descenso en la alfa MSH (hormona estimulante de melanocitos), que además no puede transportarse correctamente a través de los microtúbulos porque esta estructura es afectada por iones.

Es importante considerar que el oxadiazon ha sido formulado para que sus efectos como herbicida se cumplan en un determinado periodo de tiempo (Autoridad Nacional de

Licencias Ambientales, 2018). En ese orden de ideas, es de esperarse que desarrolle su acción durante los periodos requeridos para no afectar el crecimiento de otros cultivos y el metabolismo de fauna no objetiva. Sin embargo, los residuos de este agente pueden persistir en el suelo por periodos superiores a los descritos en la ficha técnica (Das *et al.*, 2003; Milan *et al.*, 2019) y ser transportados por escorrentía a fuentes de agua temporales que pueden ser utilizadas por anfibios durante su reproducción (Boudh y Singh, 2019; Agostini *et al.*, 2020).

En cuanto a los individuos del control, estos solo fueron más grandes que los contenidos en el volumen de 40 mL, los cuales redujeron su tamaño tal y como reportaron Henao-Muñoz *et al.* (2013) para el Cosmo-Flux®411F, Triana-Velásquez *et al.* (2016) para el propanil, y Triana-Velásquez *et al.* (2017) para cipermetrina, pero contrario a lo que reportaron Triana-Velásquez *et al.* (2013) para glifosato. Con respecto, los individuos contenidos en el volumen de 1000 mL fueron significativamente más grandes con respecto a los otros volúmenes ($p < 0,05$), al igual que lo reportado por Montealegre-Delgado *et al.* (2013), en cuya investigación los hábitats más grandes permitieron que los individuos de *E. pustulosus* tuvieran un desarrollo más avanzado y longitudes totales mayores con respecto al hábitat más pequeño. En cambio, en los renacuajos que estaban en un hábitat más pequeño la longitud total fue menor, y su desarrollo, más lento. Ahora bien, cabe mencionar que en el ensayo realizado por Montealegre-Delgado *et al.* (2013) el hábitat más pequeño fue de 100 mL, mientras que para este estudio el hábitat más pequeño fue de 40 mL, y en ambos casos se depositaron 10 renacuajos por recipiente, siendo la densidad de 100 larvas/L y 250 larvas/L respectivamente.

Los diferentes mecanismos de acción de los herbicidas permiten actuar de diferentes formas sobre las malezas. Sin embargo, los renacuajos expuestos a estos evidencian efectos similares entre ellos. Es así como Bernal *et al.* (2009) registraron movimientos anormales y quietud prolongada en *Rhinella granulosa*, *R. marina* y *Hyla crepitans*, lo que coincide con Bauer-Dial y Dial (1995), quienes observaron dificultades para nadar en *Lithobates berlandieri* cuando fue sometido a pruebas con glifosato y paraquat respectivamente. Asimismo, se evidencia que el retraso en el crecimiento de renacuajos se relaciona con los herbicidas usados en el cultivo de arroz, ya sea propanil (Triana-Velásquez *et al.*, 2016), paraquat (Osano *et al.*, 2002) y 2,4D (Coady *et al.*, 2013). El clomazone está relacionado con la aceleración de la metamorfosis de

Physalaemus nattereri y *Rhinella schneideri* (Freitas *et al.*, 2017), lo que puede concordar con las alteraciones de la actividad endocrina detectadas en *Xenopus laevis* con 2,4D (Coady *et al.*, 2013). Esta investigación reporta curvatura de la cola y quietud prolongada producidas por el oxadiazon como las de mayor frecuencia, lo que coincide con los resultados obtenidos en ensayos con glifosato (Bernal *et al.*, 2009; Moore *et al.*, 2012; Baier *et al.*, 2016). Además, se observa que la quietud prolongada y los movimientos anormales de los renacuajos pueden estar relacionados con compuestos químicos derivados de la glicina (paraquat-glifosato), los cuales pueden actuar como análogos en la síntesis de proteínas y dar como resultado proteínas disfuncionales o agentes quelantes de magnesio (Mn), cobre (Cu) y zinc (Zn), disminuyendo la biodisponibilidad de minerales (Seneff *et al.*, 2016).

Conclusión

El uso generalizado de pesticidas en el sector agrícola se ha convertido en un agente de perturbación para las poblaciones de anfibios debido a que su aplicación se realiza utilizando riego o aspersiones. Aunque aún se desconoce la acción que tienen gran parte de los herbicidas en la fisiología y el desarrollo de los anfibios, este estudio demuestra que, además de la letalidad que produce en individuos premetamórficos de *E. pustulosus*, el oxadiazon también genera anomalías físicas y comportamentales, sin importar la concentración ($p > 0,05$). De igual forma se comprobó la toxicidad de este químico para los volúmenes de 40 mL y 1000 mL (CL_{50} de 1,46 mg/L y 1,5 mg/L respectivamente). Además, se observó que el volumen de agua en el que se desarrolla un organismo de *E. pustulosus* influye en los valores morfométricos que este alcanza, indistintamente de la concentración del herbicida ($p > 0,05$). Por lo tanto, volúmenes mayores permiten que los renacuajos alcancen tallas más cercanas a su nivel de desarrollo, mientras que volúmenes menores producen un retraso en su crecimiento, sin relación con la letalidad o con la aparición de anomalías ($p > 0,05$).

Los resultados descritos podrían sugerir que el tamaño del hábitat y una baja densidad poblacional influyen en la supervivencia del organismo. Así, dentro de un escenario agrícola en el que los hábitats naturales se ven reducidos por la expansión de cultivos o el uso de aguas para riego, se podrían formar pequeños estanques que, al tener contacto con herbicidas, se contaminan y provocan un desarrollo inadecuado de los organismos que los habitan. Por lo tanto, se requerirán estudios en microcosmos y mesocosmos para

simular mejor las condiciones ambientales y tener una mejor comprensión del efecto del herbicida en larvas de anfibios colombianos.

Referencias

- Acuña-Vargas, J.C. 2016. Anfibios y reptiles asociados a cinco coberturas de la tierra, municipio de Dibulla, La Guajira, Colombia. *Acta Zoológica Mexicana* 32(2): 133-146. Doi:<https://doi.org/10.21829/azm.2016.322940>.
- Agostini, M. G., Roesler, I., Bonetto, C., Ronco, A. E. y Bilenca, D. 2020. Pesticides in the real world: The consequences of GMO-based intensive agriculture on native amphibians. *Biological Conservation* 241: 1-8. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108355>.
- Aktar, W., Sengupta, D. y Chowdhury, A. 2009. Impact of pesticides use in agriculture: Their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology* 2(1): 1-12. Doi: <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>.
- Ambrosi, D., Kearney, P. C. y Macchia, J. A. 1977. Persistence and Metabolism of Oxadiazon in Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 25(4): 868-872. Doi: <https://doi.org/10.1021/jf60212a019>.
- Arenas-Rodríguez, A. 2014. Efectos letales y subletales en embriones y renacuajos de anuros expuestos a pH ácidos y básicos. Tesis de Maestría, Universidad del Tolima, Ibagué, Tolima, Colombia.
- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. 2018. "Por la cual se emite Dictamen Técnico Ambiental para el producto formulado Oxadiazón CRL 250 EC, a partir del ingrediente activo grado técnico oxadiazón". Resolución 00092, 35.
- Baier, F., Jedinger, M., Grube, E. y Zaller, J.G. 2016. Temperature-dependence of glyphosate-based herbicide's effects on egg and tadpole growth of Common Toads. *Frontiers in Environmental Science* 4(28):51. Doi: <https://10.3389/fenvs.2016.00051>.
- Bauer Dial, C. y Dial, N. 1995. Lethal effects of the consumption of field levels of paraquat- Contaminated plants on frogs tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 55: 870-877. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00209467>.
- Bernal MP, Albuquerque JA, Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *A review Bioresour Technology* 100: 5444-5453.

Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>.

- Boudh, S. y Singh, J. 2019. Pesticide Contamination: Environmental Problems and Remediation Strategies. En: Bharagava, R. N. y Chowdhary, P. Editores. *Emerging and Eco-Friendly Approaches for Waste Management*. Springer Nature Singapore.
- Bucker, D. 1989. Histology. En: Austri, D., Editor. *Methods for the Microbiological Examination of Fish and Shellfish*. Wiley, Nueva York, Estados Unidos.
- Clavijo, J. 2010. Acción de los herbicidas en un arrozal: Modo y mecanismo. En: Degiovanni, V., Martínez, C. P. y Motta, F., Editores. *Producción Eco-Eficiente del Arroz en América Latina: Tomo I. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT)*. Universidad de Córdoba, Montería.
- Cortés, F. y De Dulce, B. 1996. Descripción de las alteraciones de embriones de *Hyla labialis* expuestos a Hg₂^{*}, Cl⁻ y NO₃⁽⁻¹⁾. *Universitas Scientiarum* 3(1-2): 41-52.
- Coady, K., Marino, T., Thomas, J., Sosinski, L., Neal, B. y Hammond, L. 2013. An evaluation of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid in the amphibian metamorphosis assay and the fish short-term reproduction assay. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 90:143-150. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.025>.
- Das, A. C., Debnath, A. y Mukherjee, D. 2003. Effect of the herbicides oxadiazon and oxyfluorfen on phosphates solubilizing microorganisms and their persistence in rice fields. *Chemosphere* 53(3): 217-221. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00440-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00440-5)
- Díaz-Báez, M. C., Bustos-López, M. C. y Espinosa-Ramírez, A. J. 2004. *Pruebas de toxicidad acuática: fundamentos y métodos*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Diez de Ulzurrun, P. 2013. *Modos de acción herbicida*. REM - AAPRESID, Rosario.
- Freitas J.S., Felício ,A.A., Teresa, F.B. y E. Alves de Almeida Combined effects of temperature and clomazone (Gamit®) on oxidative stress responses and B esterase activity of *Physalaemus nattereri* (Leiuperidae) and *Rhinella schneideri* (Bufonidae) tadpoles. *Chemosphere* 185: 58-562. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.061>.
- Fischer, A. y Valverde, B. 2010. Resistencia a herbicidas en malezas asociados con arroz. En: Degiovanni, V., Martínez, C. P. y Motta, F., Editores. *Producción eco-eficiente del arroz en América Latina*. Cali, Colombia.
- Glantz, S.A. 2006. *Bioestadística* (6o Edición). McGraw-Hill Interamericana, California.
- Gosner, K. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetológica* 16(3): 183-190.
- Henao-Muñoz, L.M. 2014. Toxicidad y efectos subletales de la aplicación individual y combinada del glifosato (Roundup® Activo) y Cosmo-Flux®411F en renacuajos de anuros colombianos. Tesis de Maestría, Universidad del Tolima, Ibagué, Tolima, Colombia.
- Henao-Muñoz, L.M. y Bernal-Bautista, M.H. 2011. Tolerancia al pH en embriones y renacuajos de cuatro especies de anuros colombianos. *Revista Académica Colombiana de Ciencias* 35(134): 105-110.
- Henao-Muñoz, L.M., Arango-Cubillos, V. y Bernal-Bautista, M. H. 2013. Toxicidad aguda y efectos subletales del Cosmo-Flux®411F en embriones de cuatro especies de anuros colombianos. *Actualidades Biológicas* 35(99): 209-218.
- Imanaka, M., Matsunaga, K., Shigeta, A. e Ishida, T. 1981. Oxadiazon Residues in Fish and Shellfish. *Journal of Pesticide Science* 6(4): 413-417. Doi: <https://doi.org/10.1584/jpestics.6.413>.
- Instituto Colombiano Agropecuario. 2019. Plaguicidas registrados - diciembre de 2019. Instituto Colombiano Agropecuario_URL: <https://www.ica.gov.co/getdoc/d3612ebf-a5a6-4702-8d4b-8427c1cdaeb1/registrosnacionales-pqua-15-04-09.aspx>. Consultado: 15 de febrero 2020.
- Matringe, M., Camadro, J., Labbe, P. y Scalla, R. 1989. Protoporphyrinogen oxidase inhibition by three peroxidizing herbicides: oxadiazon LS 82-556 and M&B 39279. *FEBS Letters* 245(1,2): 35-38. Doi: [https://doi.org/10.1016/0014-5793\(89\)80186-3](https://doi.org/10.1016/0014-5793(89)80186-3).
- Menalled, F.D. 2010. Consideraciones ecológicas para el desarrollo de programas de manejo integrado de malezas. *Agroecología* 5:73-78.
- Mesléard, F., Gauthier-Clerc, M. y Lambret, P. 2016. Impact of the insecticide Alphacypermetrine and herbicide Oxadiazon, used singly or in combination, on the most abundant frog in French rice fields, *Pelophylax perezi*. *Aquatic Toxicology* 176: 24-29. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.04.004>.
- Milan, M., Ferrero, A., Fogliatto, S., Piano, S., Negre, M. y

- Vidotto, F. 2019. Oxadiazon dissipation in water and topsoil in flooded and dry-seeded rice fields. *Agronomy* 9(9): 557. Doi: <https://doi.org/10.3390/agronomy9090557>.
- Ministerio de Agricultura. 2020. Base Agrícola EVA 2007-2019 (P). Ministerio de Agricultura de Colombia. URL: <https://www.agronet.gov.co/estadistica/Paginas/home.aspx?cod=59>. Consultado: 15 de febrero 2020.
- Montealegre-Delgado, X.K., Avendaño-Casadiago, K. y Hernando Bernal, M. 2013. Efecto del tamaño del hábitat en la supervivencia, desarrollo y crecimiento en renacuajos de *Engystomops pustulosus* (Anura: Leiuperidae) y *Rhinella humboldti* (Anura: Bufonidae). *Papéis Avulsos de Zoologia* 53(23): 309-314. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0031-10492013002300001>.
- Moore, L.J., Fuentes, L., Rodgers, J.H., Bowerman, W.W., Yarrow, G. K. y Chao, W.Y. 2012. Relative toxicity of the components of the original formulation of Roundup® to five North American anurans. *Ecotoxicology Environmental Safety* 78:28-133. Doi: <https://10.1016/j.ecoenv.2011.11.025>.
- Murialdo, R. 2016. *Ecología, ecosistemas y ecotoxicología: conceptos fundamentales*. Editorial Brujas, Buenos Aires.
- Noriega, J.A., Moreno, J. y Otavo, S. 2011. Quince años del arribo del escarabajo *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) (Coleoptera: Scarabaeidae) a Colombia: proceso de invasión y posibles efectos de su establecimiento. *Biota Colombia* 12 (2): 35-44. Doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2010.262724>.
- Osano, O., Admiraal, W. y Otieno, D. 2002. Developmental disorders in embryos of the frog *Xenopus laevis* induced by chloroacetanilide herbicides and their degradation products. *Environmental Toxicology Chemical* 21:375-379. Doi: <https://doi.org/10.1002/etc.5620210221>.
- Ospina, A.M y Bedoya-Cañón, M.A. 2018. *Engystomops pustulosus* (Leptodactylidae). En: Ospina, A.M y Bedoya-Cañón. *Catálogo de Anfibios y Reptiles de Colombia*. Asociación Colombiana de Herpetología ACH, Medellín.
- Peraza, R.G. y Delgado-Blas, V.H. 2012. Determinación de la concentración letal media (CL50) de cuatro detergentes domésticos biodegradables en *Laeonereis culveri* (Webster, 1879) (Polychaeta: Annelida). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28(2): 137-144.
- Pérez-Iglesias, J.M., Brodeur, J.C. y Larramendy, M.L. 2019. An imazethapyr-based herbicide formulation induces genotoxic, biochemical, and individual organizational effects in *Leptodactylus latinasus* tadpoles (Anura: Leptodactylidae). *Environmental Science and Pollution Research* 27(2): 2131-2143. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06880-7>.
- Seneff, S., Morley, W.A., Hadden, M.J. y Michener, M.C. 2016. Does Glyphosate Acting as a Glycine Analogue Contribute To ALS? *Journal of Bioinformatics and Proteomics Review* 2(2): 140-160. Doi: <https://doi.org/10.15436/2381-0793.16.1173>.
- Tamaris-Turizo, C.E. 2018. Relaciones tróficas de macroinvertebrados acuáticos en un río tropical de la Sierra Nevada de Santa Marta. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Triana-Velásquez, T.M., Montes-Rojas, C.M. y Bernal-Bautista, M.H. 2013. Efectos letales y subletales del glifosato (Roundup® Activo) en embriones de anuros colombianos. *Acta Biológica Colombiana* 18(2): 271-278.
- Triana-Velásquez, T.M., Henao-Muñoz, L.M. y Bernal-Bautista, M.H. 2016. Toxicidad del herbicida propanil (Propanil Trust® 500EC) en embriones y renacuajos de tres especies de anuros. *Acta Biológica Colombiana* 21(3): 627-634. <https://doi.org/10.15446/abc.v21n3.54845>.
- Triana-Velásquez, T.M., Henao-Muñoz, L.M. y Bernal-Bautista, M. H. 2017. Toxicidad aguda del insecticida cipermetrina (Cypermon® 20 EC) en cuatro especies de anuros colombianos. *Acta Biológica Colombiana* 22(3): 340-347. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.62631>.
- Villavicencio-Queijeiro, A. 2012. La mitocondria como fábrica de cofactores: biosíntesis de grupo hemo, centros Fe-S y nucleótidos de flavina (FMN/FAD). *Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas* 15(2): 116-132.
- Vismara, C., Battista, V., Vailati, G. y Bacchetta, R. 2000. Paraquat induced embryotoxicity on *Xenopus laevis* development. *Aquatic Toxicology* 49(3): 171-179. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(99\)00080-6](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00080-6).
- Citar como:** Molina-Guerrero, N.M., Llano-Ramos, H.A. y Blanco-Cervantes, G. 2021. Toxicidad del herbicida oxadiazon en larvas de *Engystomops pustulosus* (Cope, 1864) *Intropica* 16(1): 8-19. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3721>.

Escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba

Classification and scoring scale for health status of the coral community of the Jardines de la Reina National Park, Cuba

Leslie Hernández-Fernández  *

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

*Autor de correspondencia: coraleslhf@gmail.com

Recibido: 07 de diciembre de 2020

Aceptado: 23 de marzo de 2021

Publicación en línea: 21 de abril 2021

Resumen

Palabras clave:
indicadores ecológicos;
crestas de arrecifes;
escarpes; especies; reclutas

Para conocer el estado de salud de los arrecifes se han creado protocolos que permiten evaluar indicadores ecológicos sobre grupos focales de organismos que habitan en ellos. En este estudio se propone una escala específica, de clasificación y puntaje de condición de salud, para seis indicadores ecológicos (densidad, número de especies por transecto, cobertura, muerte antigua, muerte reciente y densidad de reclutas) de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina. Se estudiaron 29 sitios de buceo autónomo SCUBA, situados en escarpes poco profundos y designados como sitios de referencia, que fueron comparados con otros 52 sitios no utilizados para el buceo. También se estudiaron 27 crestas de arrecifes, usando como sitio de referencia la más conservada del área de estudio (La Puntica). Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis y se realizó un análisis de frecuencia a través del programa Statística 7. Para los indicadores ecológicos evaluados se propusieron cambios en la escala específica, con respecto a la sugerida para Cuba y el Gran Caribe, adecuando los niveles de la nueva escala a los valores obtenidos en un análisis integral y teniendo en cuenta, fundamentalmente, los sitios de referencia. Con una condición de "Muy buena", se clasificó la densidad con valores >20 colonias 10 m^{-1} en escarpes y >14 colonias 10 m^{-1} en crestas. El número de especies, >10 en escarpes y ≥ 6 en crestas. La cobertura $>30\%$ para ambos hábitats. Muerte antigua $\leq 10\%$ para ambos hábitats. Mortalidad reciente, $\leq 1\%$ para ambos hábitats. Densidad poblacional de reclutas, >20 reclutas m^{-2} en escarpes y >10 reclutas m^{-2} en crestas. Se recomienda la creación de una escala específica de clasificación y puntaje para la condición de salud en cada AMPs, lo que permitiría realizar acciones de manejo acorde a las características intrínsecas de sus arrecifes coralinos.

Abstract

Key words:
ecological indicators;
reef crests;
fore reefs; species; recruits

In order to know the health status of the reefs, some protocols have been created to evaluate various ecological indicators on focal groups of organisms that inhabit these reefs. In this study we a specific scale, for classification and status score, for six ecological indicators (coral density, number of species per transect, coverage, old death, recent death and recruits population density) of the coral community of the Jardines de la Reina National Park. Were studied 29 SCUBA diving sites, located in fore reefs and designated as reference sites, which were compared with 52 other sites not used for diving. Also, were studied 27 reef crests, using the most conserved crests in the study area, as the reference site (La Puntica), although in this case, another indicator (density of recruits) was added. The non-parametric Kruskal Wallis test was applied and frequency analysis was carried out through the Statística 7 program. For evaluated ecologic indicators were proposed some changes in the specific scale, with regard to the suggested for Cuba and the Great Caribbean, adapting the levels of a new scale to obtained values from integral analysis, taking into account, the reference sites. With a condition of "Very Good", density was classified with values >20 colonies 10 m^{-1} in fore reefs and >14 colonies 10 m^{-1} in crests. The number of species with values >10 in fore reefs and ≥ 6 in crests. The coral covers $>30\%$ for both habitats. Old mortality $\leq 10\%$ for both habitats. Recent mortality, $\leq 1\%$ for both habitats. Recruits population density, with values >20 recruits m^{-2} in fore reefs and >10 recruits m^{-2} in crests. We recommend one specific scale for classification and score was for health status for each MPAs, which would allow made some management actions, according to each coral reef intrinsic behaviors.

Introducción

Uno de los componentes fundamentales de los arrecifes coralinos son los corales, considerados los constructores de este ecosistema. Su principal degradación está dada por el cambio climático antropogénico, que es la causa de la declinación global de los arrecifes (Bruno *et al.*, 2019). Dentro de las acciones locales que se realizan para mitigar dicha declinación está la creación de las áreas marinas protegidas (AMPs), que tienen entre sus propósitos ser un instrumento para incrementar la resistencia y resiliencia de los arrecifes coralinos ante los efectos negativos del cambio climático. Las AMPs se consideran importantes herramientas para la conservación, aunque tengan limitaciones en la mitigación de eventos naturales, por lo que necesitan ser complementadas con políticas de punta para reducir las consecuencias del cambio climático (Selig *et al.*, 2012). Una de estas políticas es la implementación de monitoreos en grupos focales, a los que se les evalúan indicadores ecológicos que reflejan las tendencias en la estructura y en los procesos ecológicos que ocurren dentro y entre las poblaciones de especies de interés. Estos indicadores permiten realizar una evaluación integral de la condición ecológica *in situ* de dichas poblaciones y del ecosistema en su conjunto (Perera-Valderrama *et al.*, 2020).

En aras de realizar evaluaciones integrales de las condiciones de salud de los arrecifes y conocer cuál es la tendencia de su estructura en el tiempo, en el ámbito mundial, y específicamente en el Caribe, se han creado protocolos donde se analizan varios indicadores ecológicos, entre los que se encuentran la densidad, el número de especies, la cobertura, muerte antigua (MA), muerte reciente (MR), entre otros. Estos se valoran sobre grupos focales de organismos que habitan en los arrecifes como corales, macroalgas, peces herbívoros y carnívoros, tortugas, manatíes o tiburones ballenas; incluso también se tiene en cuenta la calidad del agua (McField y Kramer, 2008; Obura y Grimsdith, 2009; Alcolado y Durán, 2011). Dichos indicadores requieren de escalas de clasificación y puntaje que permiten evaluar y clasificar la condición de salud del arrecife o de algunos de sus componentes bióticos, y son de utilidad y fácil comprensión para los tomadores de decisiones de las AMPs (Alcolado y Durán, 2011). Contar con una escala de evaluación y puntaje del arrecife constituye una herramienta necesaria para evaluar cómo y por qué ocurren cambios en los indicadores ecológicos a través de los años (González-Díaz *et al.*, 2013).

En el Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR), una de las

AMPs más importantes de Cuba (Perera-Valderrama *et al.*, 2018), se han realizado estudios sobre la comunidad de corales (Hernández-Fernández *et al.*, 2016a; 2016b; 2019a; 2019b; 2019c), en los que se ha empleado la escala para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe (Alcolado y Durán, 2011). Los resultados, sobre dicha escala, no han mostrado una condición favorable para esta comunidad, en la mayoría de los indicadores ecológicos analizados (densidad de corales, MA y MR, número de especies, cobertura), específicamente, para las crestas de arrecifes (Hernández-Fernández *et al.*, 2016a), para algunos sitios de buceo (Hernández-Fernández *et al.*, 2016b), y para zonas de la reserva dentro del parque nacional (Hernández-Fernández *et al.*, 2019a), a pesar de estar considerada entre las AMPs menos dañadas del Caribe (Linton *et al.*, 2002).

Teniendo en cuenta los estudios anteriormente referidos y el criterio de que cada arrecife tiene su propia "personalidad" (McField y Kramer, 2008), es decir, presenta características intrínsecas tanto bióticas, como abióticas, y que específicamente los de Cuba, muestran gran variabilidad en términos de identidad y dominancia de corales a escala regional y local (Caballero Aragón *et al.*, 2019), y el hecho de que escala empleada para su evaluación puede variar circunstancialmente, a criterio del autor, para ser mejorada con la práctica o para la adición de nuevos indicadores (Alcolado y Durán, 2011), este estudio se propone como objetivo establecer una escala específica de clasificación y puntaje de condición de salud, para seis indicadores ecológicos de la comunidad de corales, tanto para el hábitat de escarpes poco profundos, como para el de crestas de arrecifes, que permita comparar temporalmente las diferentes zonas de la reserva del PNJR.

Materiales y métodos

El archipiélago de los Jardines de la Reina está conformado por 661 cayos y se extiende a lo largo de 360 km al sur de las provincias de Sancti Spiritus, Ciego de Ávila y Camagüey, en Cuba. Las aguas del norte corresponden al golfo de Ana María, y las del sur, al mar Caribe. A esta región, por sus valores ecológicos y su estado de conservación, le fue otorgada la categoría de parque nacional, por acuerdo 6803/2010 del Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros de Cuba.

Los sitios estudiados en el Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR), ubicado al sur de los cayos, presentan escarpes poco profundos entre los 10 m y 30 m y crestas de arrecifes

entre 1 y 3 m de profundidad (figura 1). En los escarpes poco profundos predominan las especies de corales *Siderastrea siderea* (Ellis & Solander, 1786) y *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758), y en las crestas de arrecifes, predominan *Porites astreoides* (Lamarck, 1816), *Millepora complanata* (Lamarck,

1816) y *Acropora palmata* (Lamarck, 1816). En este estudio se analizaron datos obtenidos en expediciones conjuntas en tres años: 2001, 2012 y 2017. También se analizaron datos obtenidos en 2014, en un estudio sobre los sitios donde se realiza buceo autónomo SCUBA (tabla 1).

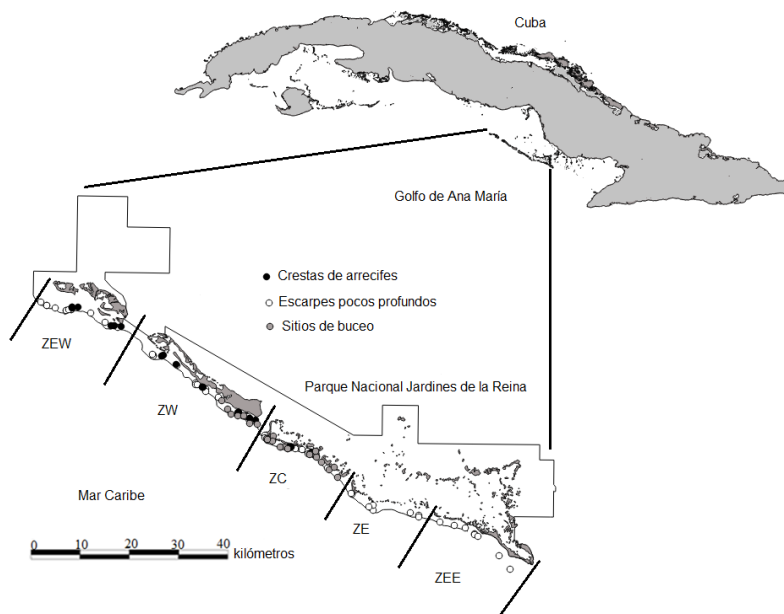


Figura 1. Sitios de estudio en escarpes poco profundos, crestas de arrecifes y sitios de buceo autónomo SCUBA en zonas de reserva (ZR) del Parque Nacional Jardines de la Reina. Zona extremo oeste (ZEW), zona oeste (ZW), zona centro (ZC), zona este (ZE) y zona extremo este (ZEE).

Tabla 1. Años, expediciones y metodologías empleadas, para el análisis de la escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del PNJR.

Años	Expediciones	Metodología
2001	Agosto. CUBAGRRA II.	AGRRA (2000)
2012	Abril. Expedición conjunta: Instituto de Oceanología de Cuba, Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de La Habana (CIM) y Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC).	Versión simplificada de AGRRA (2000) (Caballero <i>et al.</i> , 2013)
2017	Septiembre-octubre. Expedición conjunta: Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), con especialistas de la embarcación "Oceans For Youth" y personal de la Sucursal Marlin Jardines de la Reina.	Versión simplificada de AGRRA (2000) (Caballero <i>et al.</i> , 2013)
2014	Estudio de los sitios de buceo. Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC).	Versión simplificada de AGRRA (2000) (Caballero <i>et al.</i> , 2013)

Teniendo en cuenta el criterio de que cada arrecife tiene su propia "personalidad" y debe tener para su evaluación un punto de referencia (McField y Kramer, 2008) (sitios en la misma región, donde los indicadores ecológicos analizados muestren los mejores resultados), se escogieron 81 sitios en escarpes poco profundos. De estos, se seleccionaron como "sitios de referencia" 29, en los que se practica buceo autónomo SCUBA, debido a sus propias condiciones de densidad, diversidad y cobertura de corales, y cuya comunidad

coralina no está afectada por esta actividad (Hernández-Fernández *et al.*, 2016b). Los 52 sitios restantes, de escarpes poco profundos, no son usados para el buceo. Se analizaron 10 transectos por sitios, en tres años de estudio (2001, 2012 y 2017). Se seleccionaron, además, 27 sitios de la zona frontal de crestas de arrecifes, y como "sitio de referencia" se seleccionó cresta La Puntica, catalogada como la de mejor condición de salud (Hernández-Fernández *et al.*, 2016 a), a pesar de ser visitada por los turistas que frecuentan el PNJR, para realizar

buceo libre (Hernández-Fernández y Bustamante-López, 2017). Se analizaron 10 transectos por sitios, también en tres años de estudio (2001, 2012 y 2017).

Para determinar los valores del sistema de clasificación y puntaje de las condiciones de salud para los corales del PNJR, se compararon los datos obtenidos sobre los indicadores ecológicos densidad de corales (colonias 10 m^{-1}), número de especies de corales por transectos, cobertura de corales (%), MA (%) y MR (%) en los sitios de buceo (sitios de referencia) con los de los restantes sitios de escarpes poco profundos. Para los sitios de buceo (29), se calculó el porcentaje de representación por escalas (densidad $\leq 10-30 <$; número de especies $\leq 4-10 <$; cobertura $\leq 10-30 <$; MA $\leq 10-30 <$; MR $\leq 1-5 <$), mediante un análisis de frecuencia usando el programa Statistica 7 (StatSoft, 2004). Además, se determinó el comportamiento de estos indicadores ecológicos para los restantes 52 sitios por zonas de la reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017). Las ZR han sido establecidas en el PNJR en otros estudios (Pina-Amargós *et al.*, 2008; Pina-Amargós *et al.*, 2014; Hernández-Fernández *et al.*, 2019a, 2019b) (figura 1).

La escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales de los escarpes poco profundos del PNJR fue determinada a partir de un análisis integral de los resultados, teniendo en cuenta los valores obtenidos, fundamentalmente, en los sitios de buceo (sitios de referencia). La escala para la densidad poblacional de reclutas de corales (reclutas m^{-2}) para este hábitat se obtuvo a partir de los resultados obtenidos en los 52 sitios que no son para buceo, en los tres años (2001, 2012 y 2017). En los sitios de buceo este indicador no pudo ser determinado.

Los indicadores ecológicos también se compararon entre la cresta de arrecife La Puntica (sitio de referencia) y las restantes crestas estudiadas. Para la cresta La Puntica se calculó el porcentaje de representación por escalas, por transectos (densidad $\leq 4-14 <$; número de especies 2 o 3; cobertura $\leq 10-30 <$; MA $\leq 20-40 <$; MR $\leq 1-8 <$; densidad poblacional de reclutas $\leq 5-20 <$) a través de un análisis de frecuencia usando el programa Statistica 7 (StatSoft, 2004). Asimismo, se analizó el comportamiento de estos indicadores ecológicos para las restantes 26 crestas, por zonas de la reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017). La escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales de las crestas de arrecifes del PNJR se determinó a

partir de un análisis integral de los resultados, teniendo en cuenta los valores obtenidos, fundamentalmente, en cresta La Puntica.

La normalidad de los datos se estableció con los tests de Shapiro-Wilk y Bartlett (para los datos de los sitios de buceo y otros sitios en escarpes poco profundos, y para los datos de la cresta La Puntica y los restantes sitios, en arrecifes de crestas). Los datos no cumplieron las premisas de normalidad y homogeneidad de varianza, por lo que se les realizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. En los casos donde hubo diferencias significativas, se aplicó la prueba de Wilcoxon para conocer entre qué sitios existían estas. Los análisis estadísticos fueron realizados con el software R versión 3.1.2 (R Core Team, 2014), con el paquete vegan (Oksanen *et al.*, 2014). Dentro del término "corales" se incluyeron especies del orden Scleractinia y el género *Millepora*, orden Capitata.

Resultados

Densidad de corales (colonias 10 m^{-1}) para escarpes poco profundos y crestas de arrecifes

La densidad promedio de corales en sitios de buceo fue 24,5 colonias 10 m^{-1} , y la de los otros sitios de escarpes poco profundos fue 12,6 colonias 10 m^{-1} ($p < 0,05$) (figura 2a). La cresta La Puntica tuvo una densidad promedio de 8,3 colonias 10 m^{-1} , y las restantes crestas 6,2 colonias 10 m^{-1} ($p = 0,051$) (figura 2b).

Según el análisis de frecuencia, el mayor porcentaje (44 %) de sitios de buceo tuvo una densidad $> 10 \leq 20$ colonias 10 m^{-1} . En cresta La Puntica, el mayor porcentaje de transectos (32 %) tuvo una densidad $> 4 \leq 7$ colonias 10 m^{-1} (tabla 2). Por ZR por años, tanto en los escarpes poco profundos como en las crestas de arrecifes, la densidad fue variable (figura 3 a y b).

Número de especies de corales en escarpes poco profundos y en crestas de arrecifes

El número de especies promedio de corales por transectos, en los sitios de buceo, fue de 8,6 especies, significativamente mayor a los restantes sitios analizados (6 especies) ($p < 0,05$) (figura 4a). En cresta La Puntica, este número fue menor (2,4 especies) que en las restantes crestas (2,6 especies), sin diferencias significativas ($p > 0,05$) (figura 4b).

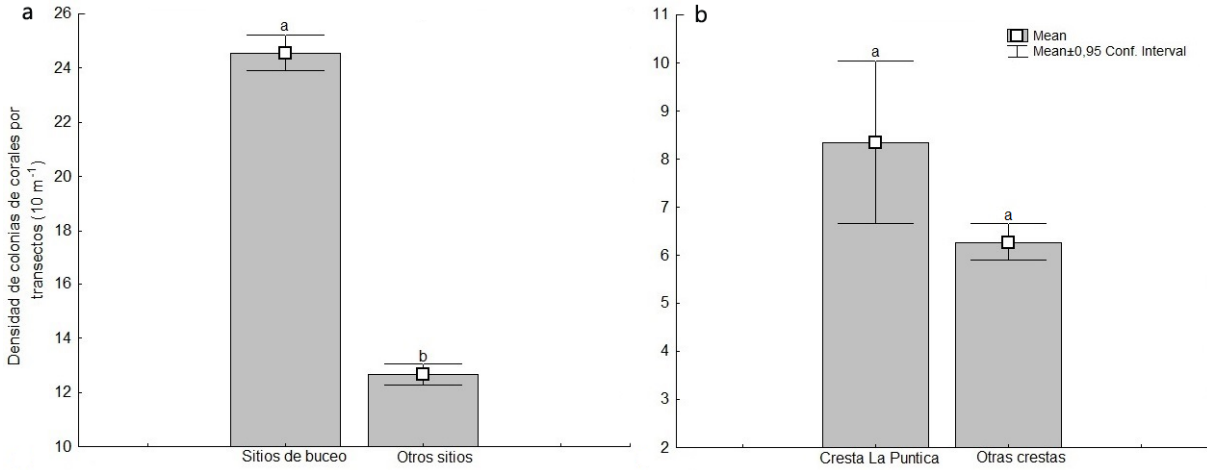


Figura 2. Densidad de corales (colonias 10 m^{-1}). (a): Sitios de buceo y otros sitios en escarpes poco profundos. (b): La Puntica y otras crestas de arrecifes.

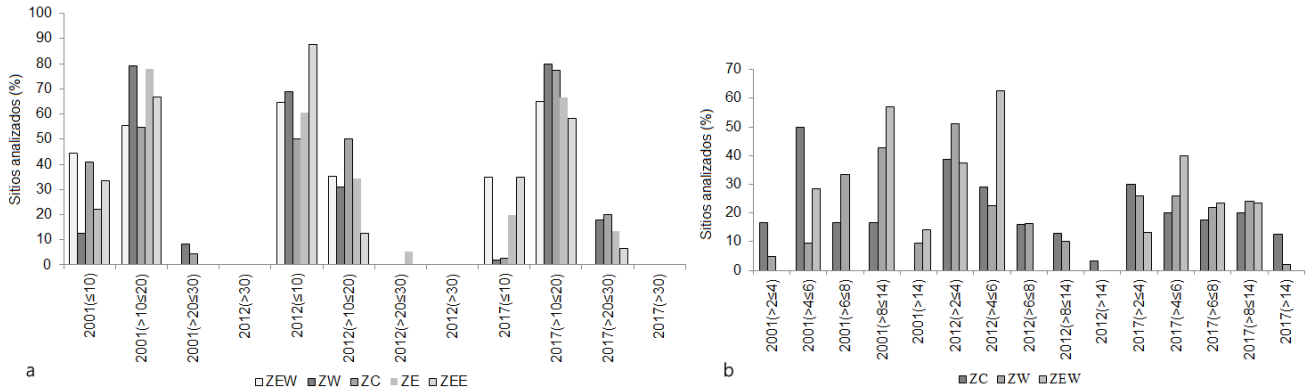


Figura 3. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de densidad de corales (colonias 10 m^{-1}), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el Parque Nacional Jardines de la Reina. (a): escarpes poco profundos. (b): crestas de arrecifes.

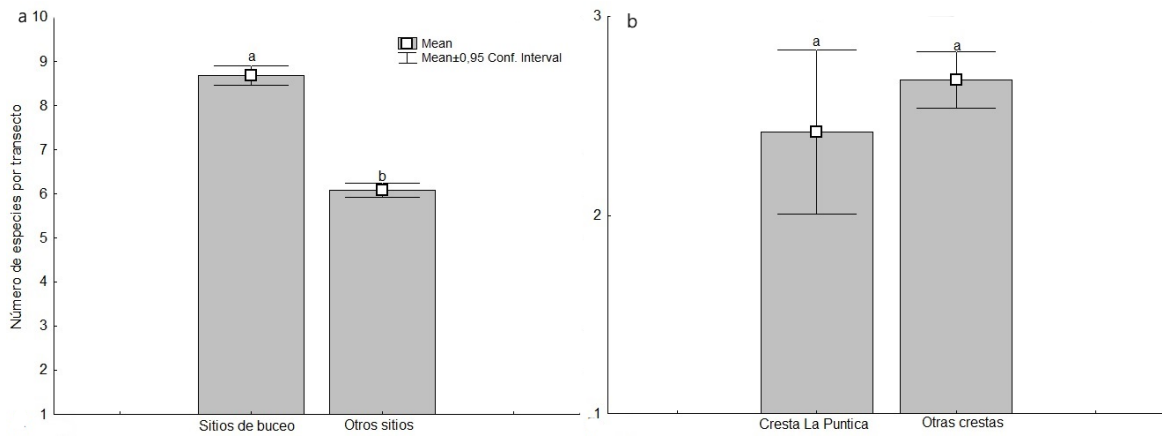


Figura 4. Número de especies por transectos. (a): Sitios de buceo y otros sitios en escarpes poco profundos. (b): La Puntica y otras crestas de arrecifes.

Escala de clasificación y puntaje para la comunidad de corales

Tabla 2. Escala de densidad de corales (colonias 10 m⁻¹) en sitios de buceo y en cresta La Puntica del Parque Nacional Jardines de la Reina.

Escala de densidad (colonias 10 m ⁻¹)	% en sitios de buceo	Escala de densidad (colonias 10 m ⁻¹)	% de transectos en La Puntica
≤10	24,09	≤4	22,58
>10 ≤20	44,22	>4 ≤7	32,25
>20 ≤30	25,96	>7 ≤10	9,67
>30	5,71	>10 ≤14	19,35
		>14	16,12

Tabla 3. Escala de número de especies de corales por transectos en sitios de buceo y en cresta La Puntica del Parque Nacional Jardines de la Reina.

Escala de no. de especies en escarpes	% de representación por sitios de buceo	Escala de no. de especies en crestas	% de representación por transectos en La Puntica
≤4	19,6	1	22,6
>4 ≤6	41,3	2 o 3	67,6
>6 ≤10	37,6	4 o 5	6,4
>10	1,4	≥6	3,2

Según el análisis de frecuencia, en la mayoría de los sitios de buceo (79,9 %), se identificaron entre cuatro y diez especies de corales por transectos. En cresta La Puntica, en la mayoría de los transectos (77,2 %), se identificaron entre dos y seis especies de corales (tabla 3).

Para las ZR por años, en los escarpes poco profundos, el mayor porcentaje de sitios analizados, tuvo entre cuatro y diez especies de corales (figura 5 a). En las crestas de arrecifes, en la mayoría de los sitios, se identificaron entre una y cinco especies de corales (figura 5 b).

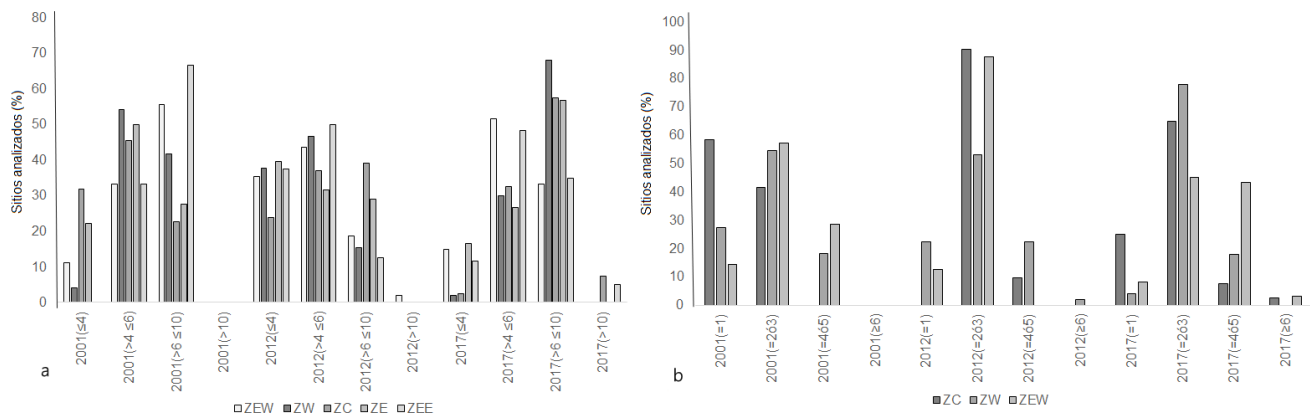


Figura 5. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de número de especies por transectos, en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el Parque Nacional Jardines de la Reina. (a) escarpes poco profundos. (b) crestas de arrecifes.

Cobertura de corales y porcentaje de muerte antigua y muerte reciente para escarpes poco profundos y crestas de arrecifes

Los sitios de buceo tuvieron mayor cobertura promedio de corales y menor porcentaje de muerte antigua que los restantes sitios en los escarpes poco profundos ($p < 0,05$). La muerte reciente tuvo menor porcentaje, sin diferencia significativa con los restantes sitios ($p > 0,05$) (figura 6a). Cresta

La Puntica, tuvo mayor cobertura de corales que las restantes crestas, sin que fuera significativamente diferente ($p > 0,05$). Igual condición se presentó en la MA ($p > 0,05$), mientras que la MR fue significativamente menor en La Puntica con respecto a las restantes crestas ($p < 0,05$) (figura 6b). Según el análisis de frecuencia, la mayoría de los sitios de buceo (45,2 %) tuvieron una cobertura $>10 \leq 20$ %. En cresta La Puntica, el mayor porcentaje de transectos (51,6 %) tuvo una cobertura ≤ 10 % (tabla 4).

Tabla 4. Escala de cobertura de corales en sitios de buceo y en cresta La Puntica del Parque Nacional Jardines de la Reina.

Escala de % de cobertura	% en sitios de buceo	% en transectos en La Puntica
≤10	2,05	51,6
>10 ≤20	45,2	19,35
>20 ≤30	43,8	12,9
>30	8,9	16,12

La cobertura de corales, en los escarpes poco profundos, fue >30 % en la ZW en 2001. En el 2012, fue la ZE la que tuvo una cobertura >30 %, y en 2017 todas las zonas tuvieron cobertura >30 % (figura 7a). En las crestas de arrecifes hubo cobertura >30 % en todas las ZR en 2001, aunque no fue así en 2012 y 2017 (figura 7b). Según el análisis de frecuencia, la mayoría de los sitios de buceo (58,6 %) tuvieron entre 10 % y 20 % de MA. En cresta La Puntica, la mayoría de los transectos (54,8 %) tuvieron una MA ≤40 % (tabla 5).

En los escarpes poco profundos, la MA estuvo por encima del 30 % en todas las ZR en 2001. En 2012, el porcentaje de MA disminuyó por ZR, y aumentó en 2017 (figura 8a). En las crestas, la MA fue >30 % en todas las ZR en 2001. En 2012, la

ZEW fue la de mayor porcentaje de MA, y en 2017 el porcentaje de MA >30 % disminuyó en todas las ZR (figura 8b).

Según el análisis de frecuencia, el mayor porcentaje de los sitios de buceo (77,7 %), tuvo una MR ≤1 %. En cresta La Puntica, la mayoría de los transectos (67,7 %) tuvieron una MR ≤1% (tabla 6). En los escarpes poco profundos, en todas las ZR, la MR tuvo valores >5 %. En 2012, este indicador se mostró con valores ≤1 %, pero en 2017 aumentó sus porcentajes de representación desde valores ≤1 % hasta >5 % (figura 9a). En las crestas de arrecifes hubo igual tendencia (figura 9b).

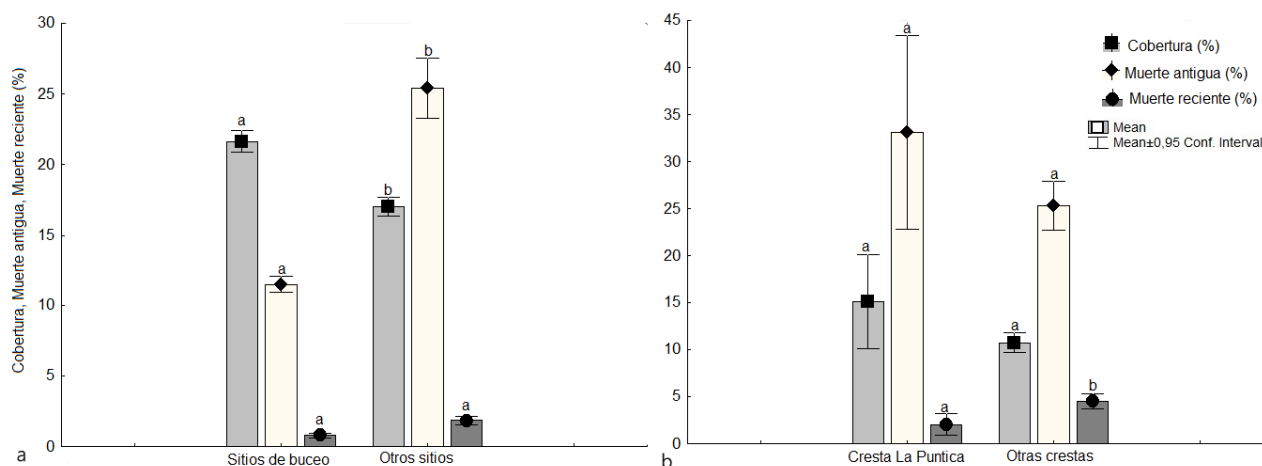


Figura 6. Cobertura de corales (%), muerte antigua (MA) (%) y muerte reciente (MR) (%). (a) Sitios de buceo y otros sitios en escarpes poco profundos. (b) La Puntica y otras crestas de arrecifes.

Escala de clasificación y puntaje para la comunidad de corales

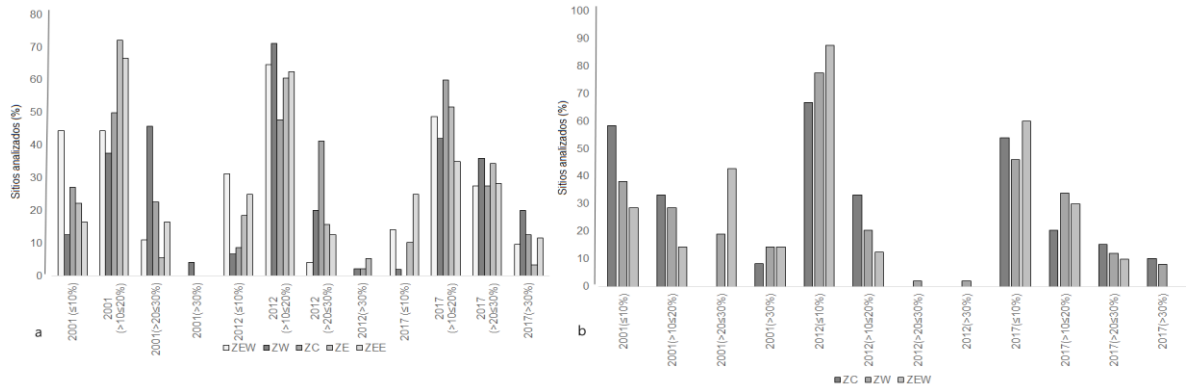


Figura 7. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de cobertura de corales (%), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el Parque Nacional Jardines de la Reina. (a) escarpes poco profundos. (b) crestas de arrecifes.

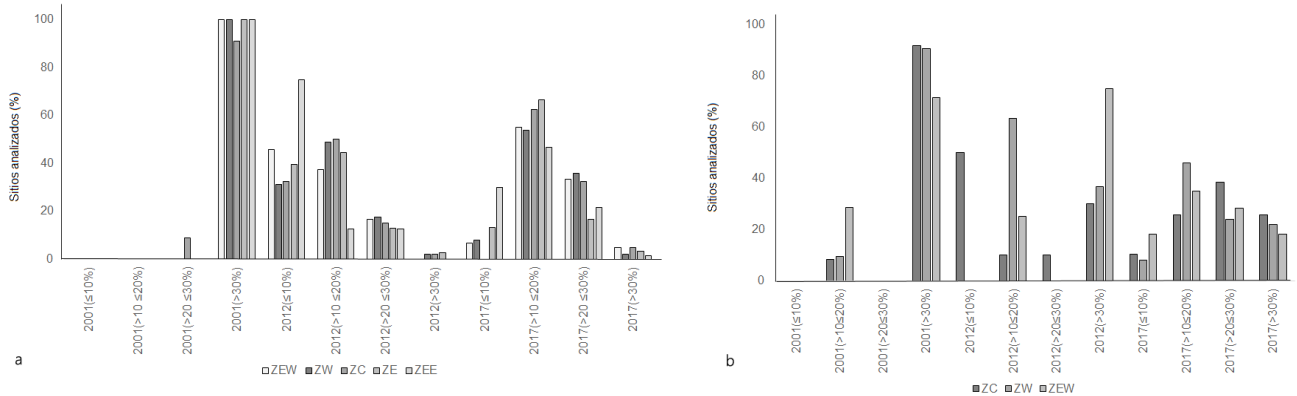


Figura 8. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de muerte antigua en corales (%), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el PNJR. (a) escarpes poco profundos. (b) crestas de arrecifes.

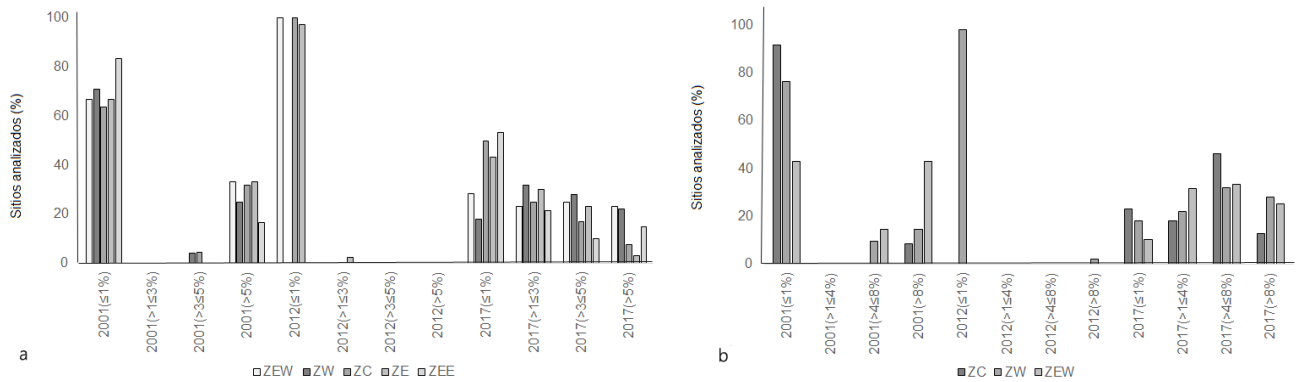


Figura 9. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de muerte reciente en corales (%), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el PNJR. (a): escarpes poco profundos. (b): crestas de arrecifes.

Tabla 5. Escala de muerte antigua (MA) en sitios de buceo y en cresta La Puntica en el PNJR.

Escala de % de MA en escarpes	% en sitios de buceo	Escala de % de MA en crestas	% de transectos en La Puntica
≤10	37,7	≤20	32,25
>10 ≤20	58,6	>20≤40	22,58
>20 ≤30	3,70	≥40	45,16
> 30	0		

Tabla 6. Escala de muerte reciente (MR) en sitios de buceo y en cresta La Puntica en el PNJR.

Escala de % de MR en escarpes	% en sitios de buceo	Escala de % de MR en crestas	% de transectos en La Puntica
≤1	77,7	≤1	67,7
>1≤3	15,4	>1≤4	3,20
>3≤5	5,4	>4≤8	25,8
>5	1,3	>8	3,20

Tabla 7. Densidad poblacional de reclutas de especies de corales (reclutas m⁻²) en cresta La Puntica y porcentaje de representación en el PNJR.

Número de reclutas (reclutas m ⁻²)	% de representación por transectos en La Puntica
≤5	91,56
>5≤10	0
>10≤20	0
>20	8,43

Densidad poblacional de reclutas en escarpes poco profundos y en crestas de arrecifes

La densidad poblacional de reclutas tuvo diferencias significativas entre cresta La Puntica, las restantes crestas y los escarpes poco profundos (p<0,05) (figura 10).

En los últimos, la mayoría de los sitios presentaron una

densidad poblacional de reclutas ≤ 5 reclutas m⁻². En 2012 y 2017, hubo densidades ≥10≤20 reclutas m⁻², alcanzando valores > 20 reclutas m⁻² (figura 11a). En cresta La Puntica, la mayoría de los transectos analizados tuvieron ≤ 5 reclutas m⁻² (tabla 7). En 2012 y 2017, hubo sitios con >10 reclutas m⁻² (figura 11 b).

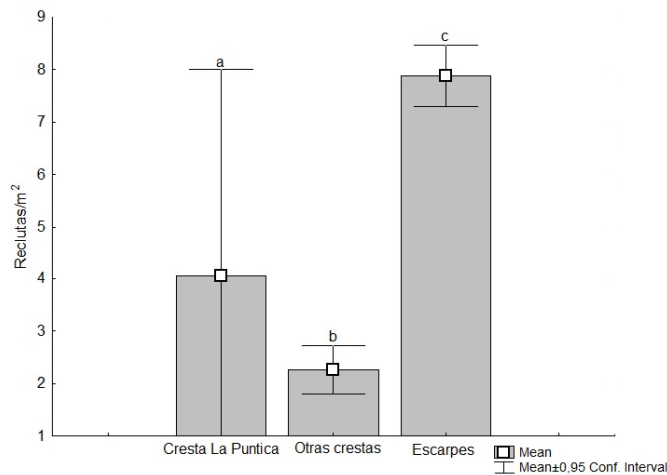


Figura 10. Densidad poblacional de reclutas (reclutas m⁻²) en cresta La Puntica, otras crestas y en los escarpes poco profundos.

Escala de clasificación y puntaje para la comunidad de corales

Los resultados de los indicadores ecológicos estudiados, incluyendo los sitios de referencia y los restantes sitios, tanto en escarpes poco profundos como en crestas de arrecifes, son descritos en la tabla 8, usando una escala específica para la clasificación y puntaje de las condiciones de salud de la comunidad de corales en el PNJR. En dicha escala se separa la

clasificación y puntaje de los indicadores ecológicos de densidad, número de especies, mortalidad reciente y densidad poblacional de reclutas entre escarpes poco profundos y crestas, mientras que para ambos hábitats se mantiene, la clasificación y puntaje para los indicadores ecológicos de cobertura de corales y mortalidad antigua.

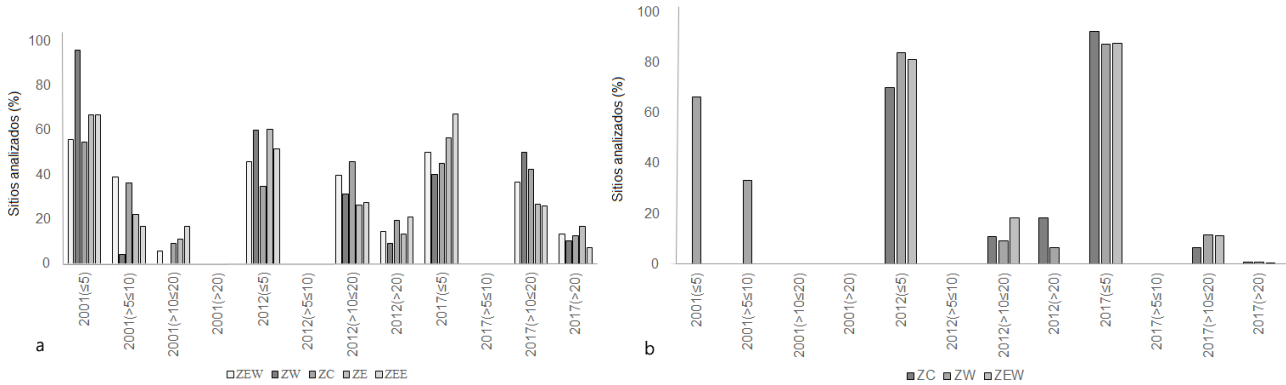


Figura 11. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de densidad poblacional de reclutas (reclutas m⁻²), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el PNJR. (a): escarpes poco profundos. (b) crestas de arrecifes.

Tabla 8. Propuesta de escala específica para la clasificación y puntaje de las condiciones de salud de la comunidad de corales en el PNJR.

Indicadores	Clasificación y Puntaje				
	Crítica 1	Mal 2	Regular 3	Buena 4	Muy Buena 5
Densidad de corales (colonias 10 m ⁻¹) (escarpes poco profundos)	≤5	>5≤10	>10≤15	>15≤20	>20
Densidad de corales (colonias 10 m ⁻¹) (crestas de arrecifes)	≤4	>4≤7	>7≤10	>10≤14	>14
Número de especies de corales por transectos de 10 m (escarpes poco profundos)	2	3	4-5	6-10	>10
Número de especies de corales por transectos de 10 m (crestas de arrecifes)	1	2	3	4-5	≥6
Cobertura de corales (escarpes poco profundos y crestas de arrecifes) (%)	≤5	>5≤10	>10≤20	>20≤30	>30
Mortalidad antigua total (con corales muertos en pie), (escarpes poco profundos y crestas de arrecifes) (%)	>40	>30≤40	>20≤30	>10≤20	≤10
Mortalidad reciente de corales (escarpes poco profundos) (%)	>10	>5≤10	>3≤5	≥2≤3	≤1
Mortalidad reciente de corales (crestas de arrecifes) (%)	>15	>10≤15	>5≤10	≥2≤5	≤1
Densidad poblacional de reclutas de corales en 1 m ² (escarpes poco profundos) (reclutas m ⁻²)	2	3-5	>5 ≤10	>10≤20	>20
Densidad poblacional de reclutas de corales en 1 m ² (crestas de arrecifes) (reclutas m ⁻²)	1	2	>2 ≤5	>5 ≤10	>10

Discusión

Mantener los monitoreos en la comunidad de corales de las AMPs, permite detectar los impactos negativos provenientes de los estresores locales y globales, y conocer cuáles de los indicadores ecológicos analizados contribuyen a la resiliencia de dicha comunidad (Obura y Grimsditch, 2009). Contar con una escala de evaluación y puntaje del arrecife, para estos monitoreos, constituye una herramienta necesaria para evaluar

cómo y por qué ocurren cambios en los indicadores ecológicos a través de los años (González-Díaz *et al.*, 2013). Teniendo en cuenta los resultados de estas evaluaciones se pueden realizar acciones de manejo que reduzcan el estrés sobre la comunidad coralina estudiada, por sitios de monitoreo (Maynard *et al.*, 2015).

Alcolado y Durán (2011) expusieron que una densidad baja de corales no siempre indica una condición crítica, pues puede ser

que los corales tengan tallas grandes. Tampoco indica una condición favorable, ya que puede tratarse de un sitio con colonias pequeñas y de una especie oportunista. Los autores recomendaron que la densidad debe ser analizada de forma independiente y no incluirla para evaluar el estado de salud de la comunidad de coral, algo que podría aplicarse para el PNJR. Sin embargo, si se estudia para un sitio determinado o para un hábitat en específico, a través de transectos fijos, se puede detectar con mayor facilidad su variación, así como las posibles causas, lo que representaría un elemento más para evaluar el estado de salud de la comunidad de coral. En este estudio, a pesar de no tenerse en cuenta las tallas de las colonias, se apreció que los sitios de buceo presentaron mayor densidad de corales, con diferencias significativas, respecto a los restantes sitios, en los escarpes poco profundos. Sin embargo, a pesar de que la cresta La Puntica tuvo mayor densidad que las restantes crestas estudiadas, esta diferencia no fue significativa.

Al analizar los resultados sobre la densidad de corales de todos los sitios estudiados en el PNJR, se propone una clasificación y puntaje para los escarpes poco profundos y otra para las crestas de arrecifes, diferente a la propuesta por Alcolado y Durán (2011) para Cuba y el Gran Caribe, quienes asignaron un mismo valor para ambos hábitats (e.j., "muy buena" >16 colonias 10 m^{-1}). En el PNJR, el mayor porcentaje de los sitios de buceo presentaron una densidad >10 y ≤ 20 colonias 10 m^{-1} , al igual que los restantes sitios de escarpes poco profundos. Sin embargo, más del 30 % de los sitios de buceo presentaron una densidad >20 colonias 10 m^{-1} . En cuanto a los restantes sitios, la densidad, con valores >20 y ≤ 30 colonias 10 m^{-1} aumentó en 2017, respecto a 2001 y 2012. Para las crestas, La Puntica, considerada sitio de referencia, tuvo un mayor porcentaje de representación con densidades >4 y ≤ 7 colonias 10 m^{-1} , por transecto. Por ZR, las restantes crestas, presentaron bajo porcentaje con una densidad >14 colonias 10 m^{-1} . Manteniendo la escala propuesta por Alcolado y Durán (2011), los arrecifes de crestas del PNJR, siempre estuvieron en desventaja, dadas sus propias características ("personalidad"). Sobre ello, se propone una condición "muy buena" para los escarpes con >20 colonias 10 m^{-1} y >14 colonias 10 m^{-1} para las crestas de arrecifes.

No siempre un número bajo de especies indica condiciones desfavorables. En zonas de rompiente, se considera una condición "muy buena" una población densa de una o pocas especies de acropóridos (Alcolado y Durán, 2011). Precisamente, esta es una razón para diferenciar las escalas de

clasificación y puntaje en correspondencia a la región y al hábitat de estudio. En este sentido, se proponen cambios en la puntuación de la escala específica, considerándose una condición de "muy buena" en aquellos sitios de escarpes con >10 especies por transectos, y en crestas con ≥ 6 especies por transectos, a diferencia de lo asignado por Alcolado y Durán (2011) (>20 especies en escarpes y >12 especies en crestas).

De forma general, la condición para el PNJR, en ambos hábitats, según la escala de Alcolado y Durán (2011), estaría entre "regular" y "pobre". Sin embargo, el número de especies por transectos, debe responder a las condiciones intrínsecas del AMP ("personalidad"), y no estar en correspondencia con una condición regional. El número de especies en los sitios de buceo, fue mayor, con diferencias significativas, respecto a los restantes sitios. No obstante, su mayor porcentaje de representación de especies fue >4 y ≤ 10 , y el resto de las zonas, apenas alcanzaron valores >10 . Similar situación ocurrió con las crestas. En cresta La Puntica, a pesar de considerarse un sitio de referencia, el mayor porcentaje de sus transectos presentó de dos a tres especies; pocas ZR, para este hábitat, llegaron a mostrar ≥ 6 especies por transectos. Con estos números de especies, característicos del PNJR, difícilmente el AMP llegaría a alcanzar una condición de "muy buena" en este indicador ecológico teniendo en cuenta los criterios de Alcolado y Durán (2011).

Asimismo, una cobertura baja no siempre indica una condición crítica. Hay zonas del arrecife donde la cobertura puede ser normalmente baja (e.j., terrazas abrasivas donde el oleaje es fuerte) (Alcolado y Durán, 2011) y que no se corresponden con las analizadas en el PNJR (zona frontal de las crestas de arrecifes y escarpes poco profundos desde 10 a 30 m de profundidad). Precisamente esta es otra razón por la que se sugiere, que cada arrecife y hábitat debe tener su propia escala de clasificación y puntaje.

El porcentaje de cobertura de corales, en los sitios de buceo, fue significativamente superior al de los restantes sitios de escarpes lo que los cataloga, de forma general, con una condición "buena", teniendo en cuenta la escala de Alcolado y Durán (2011). Según los resultados obtenidos en las ZR por años, el porcentaje de cobertura $>30\%$, fue aumentando para las ZR desde 2001 a 2017. Esto puede ser una evidencia de que es posible catalogar a los arrecifes del PNJR como resilientes ante la incidencia de eventos meteorológicos extremos o el aumento de la temperatura de la superficie del mar, aspectos considerados como los de mayor ocurrencia ante la mortalidad de los corales (Steneck *et al.*, 2019), pues según González-Díaz

et al. (2018) no existen indicios de que estos arrecifes estén afectados por estresores locales, como los impactos antrópicos.

Para las crestas se propone la misma escala de clasificación y puntaje que para los escarpes, en cuanto a la cobertura de corales. Cresta La Puntica tuvo un promedio por debajo de la media reportada en Cuba (17,6 %) (Alcolado *et al.*, 2009), mientras las restantes crestas presentaron valores de ≤ 10 %, lo que fue más acentuado en 2012. En 2017 se observó cierta recuperación con valores > 30 %, fundamentalmente en la ZC y en la ZW. Este resultado fue similar al obtenido por Hernández-Fernández *et al.* (2019b) en el estudio sobre la distribución de colonias vivas de *Acropora* spp. Se proponen cambios en la puntuación de la escala específica, tanto para los escarpes como para las crestas, considerándose una condición de "muy buena" en aquellos sitios con cobertura > 30 %, a diferencia de lo asignado por Alcolado y Durán (2011) (> 40 %).

La MA en los sitios de buceo fue significativamente inferior al resto de los sitios de escarpes. Aquí se registró que los valores de MA > 30 % fueron representativos en 2001, reduciéndose en 2012 y aumentando en 2017. En 2001 se registró un mayor porcentaje de MA en todas las ZR de crestas, y en 2012 fue menor, aunque se mantuvo elevada para la ZEW, donde disminuyó en el 2017. Teniendo en cuenta los resultados de MA obtenidos, tanto para los escarpes como en las crestas, se propone una misma escala específica con cambios en la puntuación, considerándose una condición "crítica" para sitios con valores > 40 % de MA, a diferencia de lo propuesto por Alcolado y Durán (2011) (> 80 %). Precisamente, por los propios valores del PNJR, considerado como la mayor reserva marina del Caribe (Appeldoorn y Lindeman, 2003) y una de las AMPs más importantes de Cuba (Perera-Valderrama *et al.*, 2018), los sitios con > 40 % de MA deberían constituir una alerta para establecer acciones de manejo, en aras de mantener una adecuada salud de la comunidad coralina en el AMP McField y Kramer (2008) plantearon que la MR es la expresión fundamental de lo que fue la condición del arrecife durante el año anterior (refleja cuánto ha perdido un arrecife en un periodo relativamente corto), cuyas causas pueden ser encontradas con mayor facilidad analizando tanto los posibles estresores locales, como los estresores globales, que han incidido sobre el arrecife en dicho periodo. En los sitios de buceo, el porcentaje promedio de MR fue menor que para el resto de los sitios en los escarpes, sin mostrar diferencias significativas. En los escarpes poco profundos, hubo diferencias entre ZR por años. La MR en cresta La Puntica, tuvo

un valor ≤ 1 % en la mayoría de los transectos, aunque en algunos alcanzó valores superiores al 8 %. La MR aumentó su porcentaje en 2017, cuando, al igual que en 2001, todas las ZR presentaron valores > 8 %. Se proponen cambios en la puntuación de la escala específica de forma que se considere una condición "muy buena" para aquellos sitios con valores ≤ 1 %, a diferencia de lo asignado por Alcolado y Durán (2011) (≤ 2 %), mientras que una condición de "crítica" correspondería a los sitios con valores > 10 % en los escarpes y > 15 % en las crestas, en lugar de lo establecido por dichos autores (> 16 % para ambos hábitats). Por los propios valores del PNJR, al igual que la MA, una variación en los porcentajes de MR que tienda al incremento, según la escala propuesta en este estudio, para ambos hábitats, constituirá una alerta para establecer acciones de manejo, en aras de mantener una adecuada salud de la comunidad coralina en el AMP.

En las crestas se identificó menor número de densidad poblacional de reclutas que en los escarpes, por lo que se propone un puntaje menor de clasificación para las crestas, a diferencia de lo sugerido por Alcolado y Durán (2011), quienes señalan el mismo puntaje para ambos hábitats. En la escala específica, para los escarpes, la condición de "muy buena" se les atribuyó a valores > 20 reclutas m^{-2} , y la de "buena", a valores $> 10 \leq 20$ reclutas m^{-2} . En cambio, la propuesta por Alcolado y Durán (2011) supone valores > 16 reclutas m^{-2} y 8-16 reclutas m^{-2} , respectivamente. A su vez, para las crestas, se sugiere considerar una condición de "muy buena" para sitios con valores > 10 reclutas m^{-2} y de "buena" para valores $> 5 \leq 10$ reclutas m^{-2} , valores no apreciables en 2001, pero sí en 2012 y 2017 para casi todas las ZR.

La creación de la escala específica de clasificación y puntaje para la condición de salud de los arrecifes del PNJR, permite tener una visión real y pragmática al respecto ante la propia "personalidad" del ecosistema toda vez que es evaluado bajo sus propias características imperantes pues, como plantearon Caballero Aragón *et al.* (2019), los arrecifes coralinos en Cuba muestran gran variabilidad a escalas regional y local. La evaluación de los indicadores ecológicos debe ser realizada sobre transectos fijos, procurando detectar en ellos las variaciones con mejor precisión en el transcurso del tiempo, ya sea que estén dadas por el ciclo de vida de la propia comunidad, por incidencias antrópicas, por estresores globales, o por la interacción de todos estos factores. En ese sentido, se recomienda la creación de una escala específica de clasificación y puntaje para la condición de salud en cada AMP, no solo para la comunidad de coral, sino también para los

restantes grupos focales que conforman el arrecife coralino. Ello permitirá realizar acciones de manejo, en cada AMP, acordes a sus características intrínsecas.

Agradecimientos

La autora agradece a todos los participantes en la expedición conjunta CUBAGRRA II, realizada en agosto de 2001. A los técnicos y especialistas del Instituto de Oceanología de Cuba, del Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de La Habana (CIM) y del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC). A los especialistas y el personal de apoyo de la embarcación "Oceans For Youth" y de la Sucursal Marlin Jardines de la Reina, quienes participaron en las expediciones e hicieron posible la obtención de los datos. En especial, a Eduardo del Sol Cruz, Evelio A. Alemán Martín, Roy Phillips Pérez, Claudia Bustamante López, Fabián Pina Amargós y Roberto González-De Zayas. También agradece a la ONG Idea Wild.

Referencias

Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment, (AGRRA). 2000. *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Methodology*. Institute for Tropical Marine Ecology Inc. ITME, Dominica.

Alcolado, P.M., Caballero, H. y Perera, S. 2009. Tendencia del cambio en el cubrimiento vivo por corales pétreos en los arrecifes coralinos de Cuba. *Serie Oceanológica* 5: 1-14.

Alcolado, P.M. y Durán, A. 2011. Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Serie Oceanológica* 8: 25-29.

Appeldoorn, R.S. y Lindeman, K.C. 2003. A Caribbean-wide survey of marine reserves: spatial coverage and attributes of effectiveness. *Gulf and Caribbean Research* 14:139-154. Doi: <https://doi.org/10.18785/gcr.1402.11>.

Bruno, J.F., Côté, M.I. y Toth, T.L. 2019. Climate Change, Coral Loss, and the Curious Case of the Parrotfish Paradigm: Why Don't Marine Protected Areas Improve Reef Resilience? *Annual Review of Marine Science* 11: 307-34. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010318-095300>.

Caballero, H., Alcolado, P. M., González, P., Perera, S. y Hernández-Fernández, L. 2013. *Protocolo para el monitoreo de bentos en arrecifes coralinos. Versión ajustada a partir del método de campo AGRRA 2000*. Centro Nacional de Áreas Protegidas. La Habana.

Caballero Aragón, H., Armenteros, M., Perera Valderrama, S., Rey Villiers, N., Cobián Rojas, D., Campos Verdecia, K. y Alcolado Menéndez, P. M. 2019. Ecological condition of coral reef assemblages in the Cuban Archipelago. *Marine Biology Research*. Doi: <https://doi.org/10.1080/17451000.2019.1577557>.

González-Díaz, P., Martínez-Rodríguez, Y. B., Perera-Pérez, O. y Álvarez-Fernández, S. 2013. Estimación de indicadores ecológicos a nivel de comunidad y población de corales hermatípicos en arrecifes con grado diferente de impacto. UCE Ciencia. *Revista de Postgrado* 1: 1-21.

González-Díaz, P., González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C., Álvarez-Fernández, S., Perera-Pérez, O., Hernández-Fernández, L., Ferrer-Rodríguez, V.M., Cabrales-Caballero, Y., Armenteros, M. y de la Guardia-Llanso, E. 2018. Status of Cuban coral reefs. *Bulletin of Marine Science* 94: 229-247. Doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1035>.

Hernández-Fernández, L., Guimaraes, M., Arias, R. y Clero, L. 2011. Composición de las comunidades de octocorales y corales pétreos y la incidencia del blanqueamiento del 2005 en Jardines de la Reina, Cuba. *Revista Marina y Costera* 3: 77-90. Doi: <https://doi.org/10.15359/revmar.3.6>.

Hernández-Fernández, L., Olivera, Y.M., Figueredo-Martín, T., Gómez Fernández, R., Brizuela-Pardo, L. y Pina-Amargós, F. 2016b. Incidencia del buceo autónomo y capacidad de carga en sitios de buceo del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Costeras* 8: 9-27. Doi: <https://doi.org/10.15359/revmar.8-2>.

Hernández-Fernández, L. y Bustamante-López, C. 2017. Condición de la población de *Acropora palmata* Lamarck, 1816 en arrecifes del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Marina* 37: 91-97.

Hernández-Fernández, L., Bustamante López, C., Dulce Sotolongo, L.B., Pina Amargós, F. y Figueredo, T. 2019a. Influencia del gradiente de protección sobre el estado de las comunidades de corales y algas coralinas costosas en el Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 38: 83-99.

Hernández-Fernández, L., González de Zayas, R., Olivera, Y. M., Pina-Amargós, F., Bustamante-López, C., Dulce-Sotolongo, L. B., Bretos, F., Figueredo-Martín, T., Lladó Cabrera1, D. y Salmón Moret, S. 2019b. Distribution and status of living colonies of *Acropora* spp. in the reef crests of a protected marine area of the Caribbean (Jardines de la Reina National Park, Cuba). *PeerJ*

<https://doi.org/10.7717/peerj.6470>.

Hernández-Fernández, L., González de Zayas, R., Weber, L., Apprill, A. y Armenteros, M. 2019c. Small-Scale Variability Dominates Benthic Coverage and Diversity Across the Jardines de La Reina, Cuba Coral Reef System. *Frontiers in Marine Science* 6: 747, Doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00747>.

Kramer, P. 2003. Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: Result of the AGRRA program (1997-2000). *Atoll Research Bulletin* 496: 1-57. Doi: <https://doi.org/10.5479/si.00775630.496-3.1>

Linton, D.R., Smith, R., Alcolado, P.M., Hanson, C., Edwards, P., Estrada, R., Fisher, T., Fernández, R. G., Gerald, F., McCoy, C., Vaughan, D., Voegeli, V., Warner, G. y Wiener, J. 2002. Status of Coral Reefs in the Northern Caribbean and Atlantic Node of the GCRMN. En: Wilkinson, C.R. Editor. *Status of Coral reefs of the World*. 2002. GCRMN Report, Australian. Institute of Marine Science. Townsville.

Maynard, J.B. Parker, R., Beeden, J., Tamelander, P., McGowan, L., Gramer, S.F., Heron, M.S., Kendall, S., McKagan, E., McLeod, K., Oleson S. y Pittman, S.J. 2015. *Coral Reef Resilience Research and Management-Past, Present and Future: Workshop Report*. NOAA Coral Reef Conservation Program. Silver Spring.

McField, M.D. y Kramer, P. 2008. Arrecifes saludables. Una guía de referencia rápida.

Obura, D.O. y Grimsdith, G. 2009. *Resilience Assessment of coral reefs-Assessment protocol for coral reefs, focusing on coral bleaching and thermal stress*. IUCN working group on Climate Change and Coral Reefs. IUCN, Gland.

Oksanen, J., Blanchet, J.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. y Wagner, H. 2014. Vegan: Community Ecology Package. R

package version 2.2-0.

Perera-Valderrama, S., Hernández-Ávila, A., González-Méndez, J., Moreno-Martínez, O., Cobián-Rojas, D., Ferro-Azcona, H., Milián-Hernández, E., Caballero-Aragón, H., Alcolado, P.M., Pina-Amargós, F., Hernández-González, Z., Espinosa-Pantoja, L. y Rodríguez-Farrat, L.F. 2018. Marine protected areas in Cuba. *Bulletin of Marine Science* 94. Doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2016.1129>.

Perera-Valderrama, S., Cerdeira-Estrada, S., Martell-Dubois, R., Rosique-de la Cruz, L.O., Caballero-Aragón, H. Y Ressler, R. 2020. Protocolos de monitoreo de la biodiversidad marina en áreas naturales protegidas del Caribe Mexicano. Conabio, México.

Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Martín-Blanco, F. y Valdivia, A. 2014. Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ* 2:e274. Doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.274>.

Pina-Amargós, F., Hernández-Fernández, L., Clero, L. y González-Sansón, G. 2008. Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 29: 225-237.

Selig, R. E., Casey, S. K. y Bruno, F. J. 2012. Temperature-driven coral decline: the role of marine protected areas. *Global Change Biology* 18 (5): 1561-1570. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02658.x>.





StatSoft. 2004. STATISTICA for Windows. Computer program manual. Tulsa, OK: StatSoft, Inc.

Steneck, R. S., Arnold, S. N., Boenish, R., de León R., Mumby, P. J., Rasher, D. B., Wilson, M. W. 2019. Managing Recovery Resilience in Coral Reefs Against Climate-Induced Bleaching and Hurricanes: A 15 Year Case Study From Bonaire, Dutch Caribbean. *Frontiers in Marine Science* 6: 265. Doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00265>.

Citar como: Hernández-Fernández, L. 2021. Escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Intropica* 16 (1): 20-33. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3864>.

Desarrollo de un producto extruido a base de cereales y concentrado de proteína de calamar gigante (*Dosidicus gigas*)

Development of an extruded product based on cereals and giant squid protein concentrate (*Dosidicus gigas*)

David J. Roldán-Acero , Juan R. Omote-Sibina *, Christopher M. Osorio-Lescano  y Andrés A. Molleda-Ordoñez 

Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú

*Autor de correspondencia: romote@lamolina.edu.pe

Recibido: 12 de noviembre de 2020

Aceptado: 02 de marzo de 2021

Publicación en línea: 21 de abril de 2021

Palabras clave:

cebada; extrusión de cereales; alimento enriquecido; *Dosidicus gigas*

Key words:

barley; cereal extrusion; enriched food; *Dosidicus gigas*

Resumen

Los diversos alimentos de origen vegetal que se cultivan en el Perú, entre los que destacan los cereales y granos andinos, han sido utilizados durante muchos años para atender los programas sociales de asistencia alimentaria de niños en edad escolar y preescolar (niños entre tres y diez años). Actualmente, se conoce que su valor nutricional aumenta en mezcla con una proteína de origen animal. Ante ello, la posibilidad de utilizar proteínas de recursos hidrobiológicos es un tema de interés y motivo de investigación. El trabajo realizado tuvo por objetivo elaborar un producto alimenticio extruido para niños utilizando cereales y granos andinos complementados con un concentrado de proteína de calamar gigante. El estudio fue desarrollado en el distrito de Acostambo, región de Huancavelica, Perú. Se utilizaron cebada y maíz molidos como los principales cereales de la mezcla, harina de arveja y concentrado de proteína de calamar gigante. El producto alimenticio extruido alcanzó elevada aceptabilidad (90 %) por los niños de la localidad y no presentó olor ni sabor remanentes del calamar gigante. Asimismo, los resultados microbiológicos confirmaron las adecuadas condiciones sanitarias de elaboración. Por otro lado, se cumplió con la NTP 209.260 de 2004 respecto a cantidad de proteínas y contenido de aminoácidos esenciales para alimentación infantil. Con el desarrollo de este producto alimenticio se espera ofrecer una nueva alternativa a los programas sociales para atender los requerimientos de la población infantil con deficiencia nutricional.

Abstract

The various foods of plant origin that are cultivated in Peru, among which Andean cereals and grains stand out, have been used for many years to attend social programs of food assistance for children between 3 to 10 years old, it is currently known that their Nutritional value increases when mixed with a protein of animal origin. Given this, the possibility of using proteins from hydrobiological resources is a topic of interest and reason for research. The objective of the work carried out was to produce an extruded food product for children using Andean cereals and grains supplemented with a giant squid protein concentrate. The study was developed in the district of Acostambo Region Huancavelica Peru. Ground barley and corn were used, as the main cereals of the mixture, pea flour and giant squid protein concentrate. The extruded food product reached high acceptability (90 %) by the children of the locality and did not present the odor or taste of the giant squid. Likewise, the microbiological results confirmed the adequate sanitary conditions of elaboration. On the other hand, it complied with the NTP 209.260 (2004) regarding the amount of proteins and content of essential amino acids, for infant feeding. The development of this food product is expected to offer a new alternative to social programs to meet the needs of children with nutritional deficiencies.

Introducción

Los Gobiernos del Estado peruano e instituciones de ayuda internacional han desarrollado programas sociales de asistencia alimentaria, en el marco de la lucha contra la pobreza y la desnutrición infantil, que tienen como una de sus principales actividades la distribución de alimentos. Ante ello, la búsqueda de productos de consumo inmediato, como es el caso de los extruidos de cereales, toma cada vez más importancia.

Los cereales son semillas de plantas, y en la mayor parte de los casos, aunque con algunas excepciones, pertenecen a la familia de las gramíneas. Al igual que todas las semillas, los cereales tienen gran aporte nutricional ya que contienen todos los nutrientes que el embrión de la planta necesita para empezar a crecer. En este grupo se encuentran el arroz, el maíz, la kiwicha, la quinua, etc. (Muller y Tobin, 1986). Los cereales son imprescindibles en cualquier dieta por el alto contenido en vitaminas y minerales, pero, sobre todo, por su aporte de carbohidratos complejos (almidón), que son una fuente de energía de alta calidad. También son la principal fuente de hierro y de fibra. Contienen entre 6 y 10 % de proteínas cuya calidad mejora notablemente al ser consumidos con una proteína animal, como son los productos derivados de leche (Asociación Española de Fabricantes de Cereales, 2020).

El calamar gigante, segundo recurso capturado después de la anchoveta, es una buena fuente de proteínas y aminoácidos esenciales de alto valor biológico, presenta bajo contenido graso y es fuente de vitaminas del complejo B. Asimismo, aporta minerales como el fósforo, el potasio y el magnesio. Por otro lado, el calamar gigante contiene taurina, un aminoácido que regula la presión sanguínea, disminuye la formación de coágulos en las venas, mejora la visión y la visibilidad nocturna, y actúa como antioxidante (Córdova, 2016). El concentrado de proteína de este animal es un polvo de color blanco elaborado a partir del manto o tubo que, por las condiciones de su elaboración, sirve para consumo humano directo. Su valor biológico es del 90 % y tiene un contenido de proteínas de 86 y 3 % de grasa (40 % de las cuales son omega 3). El concentrado se elabora sin el uso de solventes ni agentes químicos de ninguna especie (Lazo, 2006).

La tecnología de la extrusión se destaca en la industria de alimentos como un proceso eficiente, es utilizado en el procesamiento de cereales, para alimentación humana y animal (Cuguiño, 2008). La extrusión a altas temperaturas y presión por corto tiempo, es uno de los procesos tecnológicos

de mayor versatilidad para la elaboración de productos alimenticios a partir de cereales y leguminosas (Delahaye *et al.*, 1997). Su alta productividad, costos bajos de operación, eficiencia energética, obtención de productos de alto valor biológico y elevada digestibilidad de las proteínas (Mercier *et al.*, 1998; Milán-Carrillo *et al.*, 2002) lo convierten en un proceso tecnológico atractivo. Así mismo, Yanova *et al.* (2019) mencionan la mejora de la eficiencia económica de las empresas procesadoras de cereales mediante la introducción de tecnologías desarrolladas de extrusión y producción de harina a partir de granos extruidos de los principales cultivos de cereales.

Por lo anterior, el uso del proceso de extrusión en mezclas de recursos naturales propios del país (cereales y granos andinos, leguminosas y concentrados de proteína animal), cumpliendo con los requerimientos de proteína y aminoácidos para la población infantil (cinco a diez años), permitiría el desarrollo de productos alimenticios extruidos de buena aceptabilidad para la población infantil con deficiencia nutricional. Los productos elaborados de esa forma tendrían los beneficios nutricionales de un producto enriquecido que deben ser tomados en cuenta en los programas sociales de asistencia alimentaria, sobre todo de las regiones alejadas de la costa, como son Huancavelica, Ayacucho y Puno.

Materiales y métodos

El trabajo se realizó en las instalaciones de la Universidad Nacional Agraria La Molina y de la empresa Cereales Acostambo S.A., ubicada en la provincia de Tayacaja, Huancavelica. Las materias primas utilizadas fueron cebada (*Hordeum vulgare*), maíz (*Zea mays*) y arroz (*Oryza sativa*) molidos, harinas de quinua (*Chenopodium quinoa*), kiwicha (*Amaranthus caudatus*) y arveja (*Pisum sativum*), concentrado de proteína en polvo de calamar gigante (*Dosidicus gigas*), leche entera en polvo, azúcar y sal.

Las materias primas se evaluaron física y químicamente. Para el concentrado de proteína de calamar gigante, se utilizó la tabla de evaluación sensorial propuesta por Lazo (2006), y la composición química proximal fue realizada con los procedimientos de AOAC (1995). La granulometría se determinó según el sistema de malla Retsch, sugerido por Perry (1980). Entretanto, para la evaluación de las mezclas teóricas propuestas se empleó el *score* o cómputo químico de aminoácidos, según procedimiento reportado por Gibney *et al.* (2002). Para ello, se tomó como patrón referencial el requerimiento de aminoácidos para niños mayores de dos

años propuesto por la NTP-209.260 para productos de reconstitución rápida.

Las muestras extruidas fueron evaluadas sensorialmente utilizando un panel aleatorio no entrenado. Los resultados de las pruebas de preferencia fueron analizados por el método estadístico de Friedman (Conover, 1980), con un nivel de significancia de 0,05, y las diferencias estadísticas entre las muestras fueron evaluadas con la prueba de comparaciones múltiples de Duncan. En el producto extruido se determinaron el índice de gelatinización, según método indicado en Agustiniano (2004), la capacidad de rehidratación con procedimiento descrito por Suzuki (1987), y el pH a través del método recomendado por AOAC (1995).

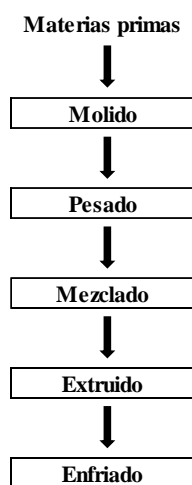


Figura 1: Flujo experimental para elaborar los productos extruidos.

Los ensayos microbiológicos se realizaron utilizando los procedimientos descritos por Ingram *et al.* (1983). Las pruebas fueron: conteo de aerobios en placa a 35 °C, número más probable (NMP) de coliformes totales y fecales, numeración de *Staphylococcus*, indicador y numeración de mohos y levaduras. Para la prueba de aceptabilidad se utilizó el test de Student (Ureña *et al.*, 1999).

El trabajo se realizó en tres etapas: en la primera se formularon mezclas teóricas con maíz, arroz, cebada, quinua, kiwicha y arvejas complementadas con el concentrado de proteína de calamar gigante. Para ello se utilizó la información de las tablas peruanas de composición de alimentos (Centro Nacional de Alimentación y Nutrición (CENAN), 2017) y el contenido en aminoácidos de los alimentos y datos biológicos sobre las proteínas (Food and Agriculture Organization (FAO), 1981). Para evaluar estas mezclas se calculó el *score* o cómputo químico de los aminoácidos esenciales según porcentaje de materias primas en las mezclas, utilizando como patrón los

requerimientos de aminoácidos de niños mayores de dos años, y se seleccionaron cinco con puntaje químico mayor a 100. Estas muestras seleccionadas fueron extruidas utilizando el flujo de procesamiento reportado por Sevatsón y Huber (2000) con modificaciones (figura 1), y se evaluaron sensorialmente para obtener la de mayor preferencia.

La segunda etapa consistió en optimizar los parámetros del proceso de extrusión mediante un diseño experimental en bloques al azar (DBCA). Las variables estudiadas fueron temperatura de extrusión (120, 140 y 160 °C) y adición o inyección de agua (1,5 y 2,0 galones por hora (GPH)). Las variables respuesta fueron el sabor y el olor del producto extruido.

Por último, en la tercera etapa se evaluó la adición de leche en polvo (1,5 y 3 %) con la finalidad de aportar un mayor olor, y de 5 % de azúcar y 1 % de sal en 100 % de la mezcla para definir el sabor (Guy, 2002). El diseño experimental en esta instancia también fue en DBCA, y las variables repuestas fueron la crocancia y el sabor en el producto extruido.

Resultados

Se elaboró una matriz para integrar las materias primas utilizadas en las mezclas propuestas con los nutrientes de cada uno de ellos. En ella se incluyeron la composición química proximal, el contenido de aminoácidos esenciales y los principales minerales. Se tomó como referencia inicial la mezcla utilizada por la empresa Cereales Acostambo S. A., que incluye maíz, cebada, arveja y leche en polvo en la preparación de papilla y que presenta como aminoácido limitante la lisina.

Las mezclas teóricas propuestas buscaron incrementar la lisina y el contenido de cebada, principal cereal de la zona de Acostambo, e incluir arroz, quinua y kiwicha, así como reemplazar leche en polvo por concentrado de proteína de calamar gigante. El *score* químico de aminoácidos esenciales de las nuevas mezclas fue cercano a 100. Se seleccionaron cinco de estas (M₁, M₂, M₃, M₄, M₅) para el proceso de extrusión, y se incluyó la mezcla de la empresa como testigo. La tabla 1 muestra las formulaciones de las mezclas seleccionadas.

Los resultados del *score* químico de las mezclas seleccionadas se muestran en la tabla 2. Se destaca que una sola de las mezclas (M₃) presentó valor inferior de 100 (99 para el triptófano). La tabla 3, por su parte, reporta la granulometría, en promedio, de las harinas de cebada, maíz, arroz y arveja, así como del concentrado de calamar gigante.

Tabla 1: Formulaciones de mezclas seleccionadas (%).

Materias primas	M1	M2	M3	M4	M5	Testigo
Harina de maíz	20,0	31,5	39,0	20,0	30,0	37,7
Harina de arroz	15,0	19,5	25,0	20,0	25,0	26,5
Harina de arveja	16,0	15,0	10,0	15,0	10,0	13,8
Harina de cebada	45,0	30,0	21,0	40,0	27,5	12,8
Concentrado de proteína	4,0	4,0	5,0	5,0	7,5	0,00
Concentrado de soya	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Leche en polvo	0,0	0,0	0,0	00	0,0	8,8
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabla 2. *Score* químico de aminoácidos de mezclas seleccionadas y testigo.

Aminoácido	Formulaciones ensayadas					Testigo
	M1	M2	M3	M4	M5	
Isoleucina	158	158	161	161	166	156
Leucina	126	133	140	128	135	141
Lisina	102	101	101	105	109	93
Metionina+cistina	148	146	152	151	160	130
Fenilalanina+tirosina	131	131	132	131	132	137
Treonina	118	118	119	119	122	113
Triptófano	109	102	99	108	105	103
Valina	147	146	146	147	146	155
Histidina	126	128	130	126	128	135

Tabla 3. Granulometría de las harinas de cebada, maíz, arroz, arveja y concentrado de proteína de calamar gigante.

Nº malla Retsch	Cebada	Maíz	Arroz	Arveja	Concentrado de proteína
40 (425 µ)	65,35	75,60	44,04	44,65	0,92
50 (300 µ)	20,95	11,45	18,84	9,36	17,81
60 (250 µ)	5,47	5,39	8,96	8,76	19,28
100 (150 µ)	3,59	4,14	12,56	10,10	26,32
200 (75 µ)	3,77	3,22	14,32	22,20	20,05
> 200 (< 75 µ)	0,87	0,20	1,28	4,94	15,62

Tabla 4. Composición química de harinas de cebada, maíz, arroz y arveja (%).

Componentes	Cebada	Maíz	Arroz	Arveja
Humedad	10,60	12,20	11,70	11,50
Proteína	9,90	8,40	6,50	21,70
Grasas	1,80	1,10	1,00	3,20
Ceniza	1,10	8,90	4,00	2,50
Carbohidratos	76,60	69,40	76,80	61,10

Tabla 5. Consolidado de puntajes asignados, según opinión de panelistas, a las muestras y testigo extruidas.

Panelistas	M1	M2	M3	M4	M5	Testigo
1	1,0	4,0	5,0	6,0	3,0	2,0
2	5,5	2,0	5,5	4,0	2,0	2,0
3	3,0	5,5	2,0	4,0	1,0	5,5
4	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5
5	3,0	3,0	3,0	6,0	3,0	3,0
6	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5
7	5,0	5,0	2,0	2,0	5,0	2,0
8	3,5	5,5	1,5	5,5	1,5	3,5
9	5,0	6,0	4,0	2,0	1,0	3,0
10	4,5	1,0	4,5	4,5	4,5	2,0
Total	37,5	39,0	34,5	41,0	28,0	30,0

El concentrado de proteína de calamar gigante se presentó como un polvo blanco lechoso, de olor agradable y suave a marisco; el sabor fue neutro. La composición química de las harinas de cereales y de la arveja se muestra en la tabla 4. El concentrado de proteína de calamar gigante presentó 5,90 % de humedad, 85,98 % de proteína, 5,79 % de grasa, 1,74 % de ceniza, y 0,59 % de carbohidratos.

La calificación consolidada de la prueba de preferencia se muestra en la tabla 5. Los resultados estadísticos de las muestras extruidas indicaron que no existió diferencia significativa ($p \geq 0,05$) entre ellas, por lo que, para la selección de la mezcla, se utilizaron el valor de cómputo de lisina (105) y el contenido de cebada (40 %) en la mezcla. De este modo se eligió el producto extruido elaborado con la M₄. Todas las muestras extruidas ensayadas presentaron adecuada cocción. Con la mezcla M₄ se procedió a optimizar los parámetros del proceso de extrusión. Las variables estudiadas fueron temperatura de extrusión y caudal de inyección de agua. Se mantuvieron constantes el caudal de alimentación (35 kg/h) y la humedad en la mezcla (12,5 %). En la figura 2 se muestran los resultados de la evaluación sensorial de los productos extruidos elaborados con las variables consideradas: V₆ (120 °C

y 1,5 GPH), V₇ (140 °C y 1,5 GPH), V₈ (160 °C y 1,5 GPH), V₉ (120 °C y 2 GPH), V₁₀ (140 °C y 2 GPH) y V₁₁ (160 °C y 2 GPH).

Los resultados de las pruebas de preferencia de las muestras extruidas, según los atributos de crocancia y sabor, indicaron que había diferencias significativas entre ellas ($p \leq 0,05$). Por su parte, el análisis de comparaciones múltiples realizadas mostró que las muestras V₁₀ y V₁₁ no presentaron diferencias significativas entre sí y fueron las de mayor preferencia entre los panelistas. De este modo se eligieron los parámetros de elaboración de la muestra V₁₀ (140 °C y 2 GPH) como los más apropiados. Las mezclas finales para evaluar la adición de leche en polvo y azúcar se muestran en la tabla 6.

Los resultados de la evaluación sensorial según los atributos de sabor y olor, con las muestras extruidas elaboradas (M₁₂ y M₁₃), indicaron que había diferencias significativas entre ellas ($p \leq 0,05$), siendo la muestra extruida con 2,78 % de leche en polvo (M₁₃) la de mayor preferencia. Los panelistas reportaron que dicha variable presentó un ligero olor característico a leche y sabor dulce. La tabla 7 refleja la composición química proximal del producto final (M₁₃) en contraste con la de un producto comercial.

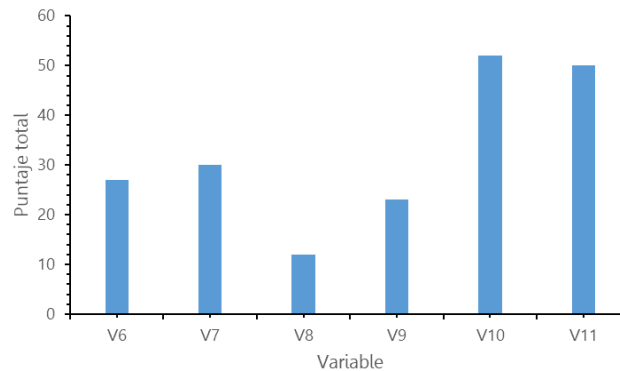


Figura 2. Preferencias según puntajes de las muestras extruidas.

Tabla 6. Formulaciones complementadas con leche en polvo y azúcar (%).

Insumos	M12	M13
Harina de maíz	18,78	18,52
Harina de arroz	18,78	18,52
Harina de arveja	14,08	13,89
Harina de cebada	37,56	37,04
Concentrado de proteína	4,69	4,63
Leche en polvo	1,41	2,78
Azúcar	4,69	4,63
Total	100,00	100,00

Tabla 7. Composición química del producto final y un producto comercial (%).

Componentes	Extruido de cereales con Concentrado de proteína de calamar gigante	Producto comercial de cereales
Humedad	5,44	5,00
Proteína total (N x 6.25)	13,34	8,80
Extracto etéreo	0,57	2,30
Fibra	0,76	8,50
Ceniza	1,77	-
(ELN) carbohidratos	78,56	74,30
Calorías (Kcal/100 g)	372,16	350,80

El índice de gelatinización del producto final fue 98,36 % (de acuerdo a la NTP-209.260 de 2004, se establece, para productos extruidos, un índice de gelatinización mayor de 94 %). Por otro lado, la actividad de agua fue 0,484, y el pH del producto extruido fue de 5,6, con una capacidad de rehidratación de 5,59. Los resultados microbiológicos fueron: recuento de aerobios mesófilos (UFC/g) < 250; coliformes totales (NMP/g) < 3, y recuento de mohos y levaduras (UFC/g) = 400. Estos valores se encontraron por debajo de los límites que exige la NTP-209.260.

Discusión

Con la matriz se pudo formular 60 mezclas con las distintas materias primas consideradas, de ellas se seleccionaron cinco (5) mezclas que presentaron mayor contenido de cebada (de 12,8 % hasta 45,0 %) (tabla 1). La cebada es el principal cereal andino que se cultiva en la zona de Acostambo, para atender la economía familiar (Fondo de Cooperación para el Desarrollo Social (FONCODES), 2020), por otro lado, se buscó darle un valor agregado a dicho cereal.

El *score* químico de aminoácidos utilizado para evaluar las mezclas seleccionadas (tabla 2) reportó que todas las mezclas superaron el valor recomendado por la NTP-209.260 (2004) para todos los aminoácidos esenciales de un producto

enriquecido para niños mayores de 2 años; este valor no debe ser menor de 80, por ello todas las mezclas propuestas (superiores a ese valor) fueron apropiadas nutricionalmente, respecto a los aminoácidos y fueron consideradas para elaborar el producto extruido.

McNurlan (2012) menciona que, en determinadas circunstancias, es beneficioso una ingesta proteica por encima de las cantidades necesarias para mantener el equilibrio nitrogenado; hay casos especiales en los cuales es deseable incrementar la ingesta de aminoácidos específicos. Así, se reconoce que la leucina es un regulador potencial de la síntesis de proteínas en una gran variedad de circunstancias; por ello una ingesta elevada de leucina puede ayudar a vencer la resistencia normal a los efectos anabólicos.

La granulometría de las harinas de cebada y maíz presentó en promedio 70,47 % de partículas superiores a 425 μ , y en el arroz y la arveja el 58,44 % en promedio tuvieron partículas superiores a 300 μ . Al respecto, Mercier *et al.* (1989) mencionan que la granulometría de las harinas utilizadas tiende a influir en la textura del producto extruido final: si se desea una textura final blanda, el mayor porcentaje de las partículas debe estar entre 180 y 250 μ ; si por el contrario se desea una textura más crujiente, el mayor porcentaje deberá estar entre 425 y 850 μ . Entretanto, el concentrado de proteína

de calamar gigante presentó el 61,99 % de las partículas inferiores a 150 μ , considerada una molienda muy fina. Ahora, si bien el tamaño de partículas de las harinas utilizadas en la mezcla que se va a extrudir es relevante para el procesamiento, es recomendable que las partículas no sean muy pequeñas pues estas funden rápidamente y no tienen buenas propiedades de transporte, mientras que, por el contrario, las de mayor tamaño (como máximo 1410 μ) retrasan la gelatinización del almidón hasta justo antes de salir del dado, haciendo más fácil su transporte (Mercier *et al.*, 1989). La granulometría de las mezclas fue orientada para obtener productos crujientes. Por otra parte, las características sensoriales del concentrado de proteína de calamar gigante fueron atribuidas al procesamiento realizado y reportado por Lazo (2006). Estas características no influyeron en las mezclas elaboradas, y no se percibió olor a calamar gigante o marisco.

La composición química proximal del concentrado de proteína de calamar gigante fue similar al reportado por Lazo (2006) y a los valores propuestos por el Comité Consultivo Concentrado Proteico de Pescado del tipo A (Bourgeois y Le Roux, 1986). El contenido de grasa (5,79 %), por su lado, fue un poco elevado respecto al reportado por Lazo (2006). En este sentido, Sikorski (1994) reporta que este componente varía según la época y zona de captura, el sexo, el estado de madurez sexual, entre otros factores. Además, de los resultados se deben destacar los altos contenidos de proteínas del concentrado de calamar gigante (85,98 %) y de carbohidratos en las harinas de los cereales y arveja utilizadas (61,10-76,80 %), así como el bajo contenido de humedad (<12,20 %). Con relación a esta última variable, Riaz (2000) recomienda que el contenido de humedad, para un proceso óptimo de extrusión de las harinas, no exceda del 14 %.

Después del proceso de extrusión, todas las muestras fueron aceptadas sin ningún rechazo a pesar de no presentar sabor dulce o salado. Asimismo, en ninguna de las muestras se pudo notar olor ni sabor residual a calamar gigante. Las pruebas de preferencia de las cinco muestras extruidas y el testigo, cuyos puntajes consolidados se reportan en la tabla 5, se analizaron estadísticamente e indicaron que no existe diferencia significativa en cuanto a la preferencia por alguna de las muestras extruidas. De tal modo, se escogió la M₄ por el mayor contenido de cebada y lisina, pues Ramón (2006) afirma que este aminoácido esencial es muy importante en el desarrollo infantil y ayuda a mejorar la función inmunitaria, colaborando en la formación de anticuerpos, al tiempo que optimiza la función gástrica, minimiza el daño que la glucemia alta causa

en los ojos, contribuye en la reparación celular, participa en el metabolismo de los ácidos grasos y en la síntesis del colágeno, ayuda al transporte y la absorción del calcio, asegurando su distribución y, junto a la vitamina C, parece retardar o impedir las metástasis cancerosas.

Los resultados de la prueba de preferencia, según los atributos de crocancia y sabor, y el análisis de comparaciones múltiples de los extruidos V₆, V₇, V₈, V₉, V₁₀ y V₁₁ con la mezcla M₄ (figura 2) indicaron que había diferencias significativas entre ellas, siendo la muestra V₈ la que presentó la menor preferencia. Según las observaciones de los panelistas, esta muestra presentó sabor y olor a "quemado", lo que fue atribuido a la mayor temperatura y al menor caudal de inyección de agua utilizada, que generó un bajo contenido de humedad de la mezcla y permitió que esta alcanzara un grado de cocción excesivo. Las muestras V₆ y V₇ también presentaron un ligero sabor y olor a "quemado", pero en menor intensidad que la variable V₈. Las muestras V₁₀ y V₁₁ por su parte no arrojaron diferencias significativas entre sí, y fueron las de mayor preferencia entre los panelistas. En estos dos casos, el aumento de la humedad de la mezcla evitó el quemado y fue atribuido al mayor caudal de agua en el extrusor.

En relación con lo anterior, Mosso *et al.* (1982), citados por Mottaz y Bruy (2002), realizaron un estudio sistemático de las condiciones de operación sobre la temperatura utilizando un producto alimenticio complejo (una mezcla de varias harinas) y mostraron que, aumentando el contenido de humedad (con caudal de alimentación y velocidad de tornillo constantes), se reduce la temperatura de la mezcla, por lo cual se requiere una mayor temperatura de extrusión para lograr un grado de cocción óptimo. Esto explica que las variables con menor contenido de humedad (V₆, V₇ y V₈) se hayan sobrecocinado al ser sometidas a altas temperaturas. En cambio, las muestras V₁₀ y V₁₁, que contaban con mayor humedad, necesitaban una mayor temperatura para alcanzar una cocción más adecuada sin llegar a quemarse.

Por otro lado, Riaz (2000) reporta que no se debe trabajar con temperaturas altas en el cilindro del extrusor con mezclas de humedades bajas debido a que se promueve la reacción de Maillard en el desarrollo de la extrusión. Los azúcares reductores, incluyendo los que se forman durante el cizallamiento del almidón y la sacarosa, pueden reaccionar con lisina, bajando de este modo el valor nutritivo de la proteína. Por ello se seleccionó la muestra V₁₀, elaborada con 140 °C y 2 GPH, pues su temperatura fue menor respecto a la V₁₁ (160 °C y 2 GPH).

La definición del sabor y del olor del producto extruido final consideró dos mezclas adicionales (M₁₂ y M₁₃). Con la adición de leche en polvo se mejoraron el contenido y la calidad de la proteína de las mezclas. Por otro lado, la adición de azúcar en el producto extruido permitió mejorar su sabor. El azúcar cambia la textura del extruido cuando se seca y puede formar un cristal menos poroso en las paredes de la célula para dar un mordisco más crujiente (Guy, 2002), lo que explicaría que los panelistas señalaran que la textura de ambos productos fuera crujiente. La prueba de preferencia de los extruidos reportó que la muestra M₁₃ alcanzó la mayor preferencia, y fue considerado como producto final.

Respecto a la composición química del producto extruido final, los valores de humedad, proteína y fibra estuvieron dentro de los requerimientos de la NTP-209.260. La cantidad de carbohidratos (ELN) presente en el producto final fue similar a la del producto comercial denominado cereales para desayuno. Ello se debe a que los insumos utilizados en las formulaciones experimentales fueron harinas con altos contenidos de carbohidratos. El aporte calórico fue de 372,16 kcal/100 g, lo que, según requerimiento de energía del INS (2015), atendería el 26,58 % del requerimiento diario de niños de siete años. El índice de gelatinización fue 98,36 %, valor que indicó la cocción completa de la mezcla. Respecto a su capacidad de rehidratación, que es atribuido al estado de la proteína, los resultados encontrados (5,59) sugieren que los parámetros del proceso de extrusión no afectarían mayormente a este nutriente. Suzuki (1987), por ejemplo, reporta grados de rehidratación de las proteínas de 6,2. Finalmente, el pH fue 5,6, con una actividad de agua de 0,484. Todas estas características, además de los resultados obtenidos en los análisis microbiológicos, confirmaron las condiciones de elaboración del producto y cumplieron con los requerimientos para alimentos de consumo humano directo.

Como conclusión, es posible afirmar que se pudo elaborar un producto extruido con una mezcla de harinas de cereales (cebada, maíz y arroz) más harina de arveja, leche en polvo y un concentrado de proteína de calamar gigante que cumplió con los requerimientos para alimentos cocidos destinados a la población infantil, y el concentrado de proteína de calamar gigante adicionado no afectó las características sensoriales del producto extruido. Por otro lado, los parámetros óptimos para el proceso de extrusión determinados en el presente trabajo fueron: caudal de inyección de agua de 2 GPH y temperatura de extrusión de 140 °C. El producto extruido presentó muy buena aceptación y cumplió con la NTP-209.260 respecto a la

cantidad de proteínas y aminoácidos esenciales y aporte energético.

Agradecimientos

Al Concejo de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica (CONCYTEC) por el financiamiento del presente trabajo de investigación. A la empresa Cereales Acostambo S.A. y Caritas del Perú por las facilidades prestadas durante su desarrollo.

Referencias

- Asociación Española de Fabricantes de Cereales, (AEFC). 2020. Asociación Española de Fabricantes de Cereales. [URL: http://www.asociacioncereales.es/asociacion/cereales-y-alimentacion/informacion-nutricional/](http://www.asociacioncereales.es/asociacion/cereales-y-alimentacion/informacion-nutricional/). Consultado: 9 de febrero 2021.
- Agustiniano, J. 2004. Obtención de un producto con almidón resistente mediante extrusión a partir de almidón de mango *Mangifera indica* L. (VAR. Tommy Atkins). Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional, Yautepec, Morelos, México.
- Asociación Internacional de Químicos Analíticos, AOAC. 1995. *Official Methods of Analysis of AOAC International. 2 vols*. Association of Analytical Communities. 16th ed. Arlington, Virginia.
- Bourgeois, C. y Le Roux, P. 1986. *Proteínas Animales*. Editorial El Manual Moderno. México D.F.
- Conover, W. 1980. *Practical Nonparametric Statistics*. John Wiley & Sons, New York.
- Córdova, J. 2016. Efecto del polvo proteico de pota (*Dosidicus gigas*) como insumo para la elaboración de yogurt. Tesis de Magister en Ciencias de los Alimentos. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú.
- Centro Nacional de Alimentación y Nutrición, CENAN 2017. Tablas Peruanas de Composición de Alimentos. URL: <https://repositorio.ins.gob.pe/xmlui/bitstream/handle/INS/1034/tablas-peruanas-QR.pdf?sequence=3&isAllowed=y>. Consultado: 9 de febrero 2021.
- Cugíño, M. 2008. Desarrollo de alimentos precocidos por extrusión a base de maíz-leguminosa. Tesis de Maestría. Instituto de Tecnología de los Alimentos (ITA) Facultad de Ingeniería Química. Santa fe, Argentina.
- Delahaye, P.; Vázquez, H.; Herrera, I. y Garrido, R. 1997. Snacks de maíz enriquecidos con fibra dietética y carotenoides de la

- harina de zanahoria (*Daucus carota*) procesados por extrusión. *Revista de la Facultad de Agronomía* 23: 235-248.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 1981. Contenido en Aminoácidos de los Alimentos y datos Biológicos sobre las Proteínas. _URL: <http://www.fao.org/3/AC854T/AC854T00.htm>. Consultado: 15 de febrero 2021.
- Fondo de Cooperación para el Desarrollo Social (FONCODES) 2020. Fondo de Cooperación para el Desarrollo Social. Ministerio de Desarrollo e Inclusión Social. URL: <http://www.foncodes.gob.pe/portal/index.php/comunicacion-e-imagen/noticias-y-comunicaciones/item/1341-huancavelica-empresarios-rurales-cosechan-cebada-y-trigo-y-reactivan-economias-familiares> . Consultado: 09 de febrero de 2021.
- Gibney, M., Vorster, H. y Kok, F. 2002. *Introducción a la nutrición humana*. Editorial Acribia S.A. Zaragoza.
- Guy, R. 2002. *Extrusión de los alimentos*. Editorial Acribia S.A, Zaragoza.
- Ingram, M., Bray, D. y Clark, D. 1983. *Microorganismos de los Alimentos. Técnicas de Análisis Microbiológicos*. Editorial Acribia S.A, Zaragoza.
- Instituto Nacional de Salud (INS) 2015. Informe Técnico Requerimiento de Energía para la población peruana. _URL: <https://www.portal.ins.gob.pe/es/component/rsfiles/preview>. Consultado: 09 de febrero de 2021.
- Lazo, L. 2006. Elaboración de harina de papa (*Dioscorea esculenta*) precocida para consumo humano. Tesis de pregrado ingeniero pesquero. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.
- McNurlan, M. 2012. New perspectives in the control of body protein metabolism. *British Journal of Nutrition* 108: 2: S94-S104. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0007114512002449> .
- Mercier, C., Linko, P. y Harper, J. 1998. *Extrusion Cooking*. American Association of Cereal Chemists, Inc, Minnesota.
- Milán-Carrillo, J., Reyes-Moreno, C., Camacho-Hernández, I.L. y Rouzaud-Sandez, O. 2002. Optimization of extrusion process to transform hardened chickpeas (*Cicer arietinum* L) into a useful product. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 82: 1718-1728.
- Citar como:** Roldán-Acero, D.J., Omote-Sibina J.R., Osorio-Lescano, C.M. y Molleda-Ordoñez, A.A. 2021. Desarrollo de un producto extruido a base de cereales y concentrado de proteína de calamar gigante (*Dosidicus gigas*). *Intropica* 16(1): 34-42. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3777>.
- Mosso, K.; Jeunink, J. y Cheftel, J.C. 1982. Température, pression et temps de séjour d'un mélange alimentaire dans un cuiseur-extrudeur bi-vis. Influence des paramètres opératoires. *Industries alimentaires et agricoles* 99: 5-18.
- Mottaz, J. y Bruy, L. 2002. Rendimiento térmico optimizado en la extrusión. En: Guy, R. *Extrusión de los alimentos*. Editorial Acribia, Zaragoza.
- Muller, H. y Tobin, G. 1986. *Nutrición y Ciencia de los Alimentos*. Editorial Acribia S.A, Zaragoza.
- NTP-209.260. 2004. Norma técnica peruana. Comisión de Reglamentos Técnicos y comerciales. INDECOPI. Alimentos cocidos de reconstitución instantánea. Papilla. Requisitos. Lima, Perú.
- Perry, J. 1980. *Manual del Ingeniero Químico*. Editorial Hispano Americana. México D.F.
- Ramón, J. 2006 Aminoácidos esenciales. Revista virtual Discovery salud. Madrid. Url: http://www.ds salud.com/medicinaorto_numero56.htm . Consultado: 15 de febrero de 2021.
- Riaz, M. 2000. *Extrusores en las aplicaciones de alimentos*. Editorial Acribia S. A. Zaragoza.
- Sevatson, E. y Huber, G. 2000. Extrusores en la industria de alimentos. En: Riaz, M. *Extrusores en las aplicaciones de alimentos*. Editorial Acribia S. A., Zaragoza.
- Sikorski, Z. 1994. *Tecnología de los Productos del Mar: Recursos, Composición Nutritiva y Conservación*. Editorial Acribia S. A., Zaragoza.
- Suzuki, T. 1987. *Tecnología de las Proteínas de Pescado y Krill*. Editorial Acribia. SA. Zaragoza.
- Ureña, M., D'arrigo, M. y Giron, O. 1999. *Evaluación sensorial de los alimentos, aplicación didáctica*. Editorial Agraria, Lima.
- Yanova, M., Oleynikova, E., Sharopatova, A. y Olentsova, J. 2019. Increasing economic efficiency of flour production from grain of the main cereal crops by extrusion method. IOP Conf. Series: *Earth and Environmental Science* 315 022024. Doi: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/315/2/022024>.

Delimitación de zonas potenciales de recarga hídrica en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba, departamento de Madriz, Nicaragua

Delimitation of potential water recharge zones in the upper hydrographic unit Quebrada Arriba, department of Madriz, Nicaragua

Amarus A. Urbina-G.¹* y Eddy Vladimir Maradiaga-F.²

1. Universidad Nacional Agraria, Managua, Nicaragua

2. Fundación Aldea, Jinotega, Nicaragua

*Autor de correspondencia: amaruz.au@gmail.com

Recibido: 02 de noviembre de 2020

Aceptado: 03 de marzo de 2021

Publicación en línea: 22 de abril de 2021

Resumen

Palabras clave:
unidad hidrográfica; infiltración;
manejo de agua; mapeo de zonas;
conservación de recursos

El agua subterránea es un recurso indispensable para el abastecimiento, el consumo humano y el desarrollo de actividades agropecuarias en las zonas rurales del país. Con el propósito de desarrollar estrategias y acciones de conservación y manejo de agua por parte de los comunitarios, se aplicó el mapeo de zonas potenciales de recarga hídrica en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba, ubicada en el municipio de Yalagüina, departamento de Madriz, Nicaragua. El mapa de zonas potenciales de recarga hídrica (ZPRH) aporta un valioso instrumento de trabajo para la gestión ambiental, y ofrece los elementos esenciales para el desarrollo de una política de ordenamiento del territorio. La metodología empleada permitió delimitar unidades espaciales de recarga hídrica de forma integral y asocia variables ambientales como factores morfológicos, edáficos y efectos antrópicos, como elementos que rigen el almacenamiento y movimiento de agua en el recurso suelo. El estudio determinó que en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba hay cuatro categorías de posibilidad de recarga: un área de 91 ha (14 %) con una muy baja posibilidad, otra de 286 ha en categoría de baja recarga (44 %), seguida por 214,5 ha (33 %) de moderada posibilidad, y 58,5 ha (9 %) con alta posibilidad de recarga. En consecuencia, el contexto físico de la cuenca se clasifica con moderada capacidad de infiltración de agua en el suelo. Se concluye que las zonas con posibilidad de recarga baja y moderada son las áreas por priorizar, con acciones encaminadas a protección y conservación de recursos naturales.

Abstract

Key words:
hydrographic unit; infiltration; water
management; zone mapping;
conservation of resources

Groundwater is an indispensable resource for the supply of water for human consumption and the development of agricultural activities in rural areas of the country. In order to develop strategies and actions of conservation and water management by the communities, the mapping of potential water recharge zones was applied, in the hydrographic unit Quebrada Arriba, located in the municipality of Yalagüina, Department of Madriz, Nicaragua. The Water Recharge Potential Zones (ZPRH) map provides a valuable working tool for environmental management and provides the essential elements for the development of a territory management policy. The methodology allowed to delimit spatial units of water recharge in an integral way and associates environmental variables, such as morphological factors, soils and anthropic effects, as elements that govern the storage and movement of water in the soil resource. The study determined that in the Quebrada Arriba hydrographic unit there are 4 categories of recharge possibility, ranging in a very low possibility with an area of 91 ha (14 %) 286 ha in low recharge category (44 %), followed by a moderate possibility in 214.5 ha (33 %), and high recharge chance at 58.5 ha (9 %). Consequently, the physical context of the basin is classified as moderate water infiltration capacity in the soil. It is concluded that, in areas with the possibility of low and moderate recharge are the areas to be prioritized, in actions aimed at the protection and conservation of natural resources.

Introducción

Nicaragua cuenta con múltiples riquezas naturales y condiciones que favorecen el desarrollo agrícola, pecuario y agroindustrial (Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados, 2004; Sánchez-Merlos *et al.*, 2005). Entre ellas se encuentra el agua del subsuelo, un recurso de gran importancia, pero de difícil manejo debido a su sensibilidad a la contaminación y a la sobreexplotación (Ordóñez Gálvez, 2011; Buenaño *et al.*, 2018).

La recarga hídrica es la capacidad del suelo para retener y almacenar agua, lo que a su vez permite el flujo horizontal y vertical de esta como escorrentía subterránea y como recarga de acuíferos, respectivamente (González-Carrasco, 2011). El recurso hídrico es indispensable para el abastecimiento de agua de consumo humano y el desarrollo de actividades agropecuarias en las zonas rurales del país (Barranco Salazar, 2018) Sin embargo, muchas de las actividades humanas, como la degradación de los suelos por el mal manejo y la pérdida de los bosques, propician la erosión y cambios en los regímenes de infiltración (Rodríguez, y Pérez-Álvarez, 2014). Adicionalmente, estos problemas ambientales limitan la capacidad natural de recarga en acuíferos (International Union of Soil Sciences, 2008).

Según la Sociedad Mundial para el Agua (GWP, por sus siglas en inglés), en 2013, como un producto complementario al IV Censo Nacional Agropecuario, el Ministerio de Agricultura de Nicaragua (MAG) elaboró un mapa de escala nacional de regiones con potencial de recarga hídrica donde se utilizaron los siguientes criterios: perfil del suelo (profundidad, textura, drenaje y estructura) y topografía (pendiente). A partir de esta información se determinaron las superficies con mayor o menor capacidad de infiltración de agua para recarga subterránea y se clasificaron en tres tipos de recarga hídrica: alta, media y baja. Este estudio se hizo para todo el territorio, tomando en cuenta las propiedades concretas de cada cuenca hidrográfica del territorio, y los resultados del análisis evidenciaron que las regiones con más potencial de recarga hídrica se encuentran mayoritariamente en el sector central norte del territorio, en las piezas altas de la cuenca del flujo de agua Coco y del flujo de agua Enorme de Matagalpa. Cuantitativamente, hay 45,209 ha clasificadas con elevado potencial de recarga hídrica, 571,289 ha con potencial de recarga hídrica media y 465,057 ha con potencial de recarga baja (Global Water Partnership, 2016).

La identificación, delimitación y caracterización de regiones

potenciales de recarga hídrica en las cuencas es fundamental para la defensa de las fuentes de agua que abastecen las sociedades, con miras a priorizar inversiones en la defensa, conservación y funcionamiento correcto de estas. Derivado de este contexto y tomando en consideración que la identificación y caracterización de zonas potenciales de recarga hídrica es una herramienta para la reducción del deterioro de los recursos naturales, y además facilita la planificación y la gestión de los recursos hídricos (Maderey-Rascón, 2005), se pretende describir y representar geográficamente en escala semidetallada (1:25.000) zonas con potenciales de recarga de agua en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba. De esta manera se espera contribuir al futuro desarrollo de estrategias de conservación y protección en la cuenca que garanticen el funcionamiento del ciclo hidrológico, así como el bienestar y desarrollo económico de los actores locales del área de estudio.

Materiales y métodos

Descripción del sitio

La unidad hidrográfica Quebrada Arriba se encuentra localizada en el departamento de Madriz, y corresponde administrativa y geográficamente al municipio de Yalagüina, entre las coordenadas 13°29' latitud norte y 86°30' longitud oeste (Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal, 2012). La cuenca tiene una extensión de 6,5 km² y una elevación media de 806 m, y corresponde al nivel 7 (45-9516828) de acuerdo con el sistema de clasificación Pfafstetter para Nicaragua (figura 1).

Proceso metodológico

El presente trabajo se sustenta en la metodología propuesta por Matus *et al.* (2009), la cual aporta un valioso instrumento de trabajo para la gestión ambiental que ofrece los elementos esenciales para el desarrollo de una política de ordenamiento del territorio. Este método sencillo y de bajo costo fue seleccionado porque considera factores que condicionan los procesos de recarga como: pendiente, suelos, geología, cobertura boscosa y uso de suelos. Se ha decidido aplicarlo en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba porque esta se encuentra ubicada en el corredor seco nicaragüense, área geográficamente crítica en el tema de seguridad hídrica durante las últimas décadas, tal como sugiere (Rodríguez, 2014). Para la optimización de recursos se han utilizado técnicas de sistemas de información geográfica (SIG) con el fin de automatizar la ejecución del procesamiento de datos.

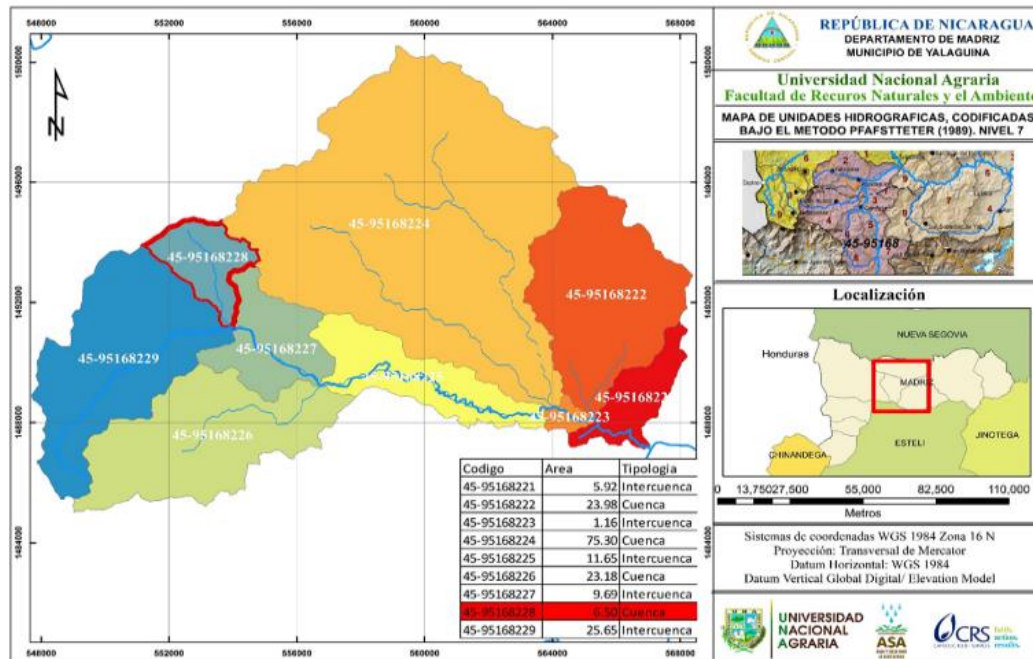


Figura 1. Ubicación de la unidad hidrográfica Quebrada Arriba.

Organización de la investigación

Partiendo de información edáfica actualizada de investigaciones realizadas en la localidad, se identificaron a través de los SIG unidades de intervención para el muestreo y análisis de las condiciones fisiográficas, sumado a la recopilación de información secundaria del municipio. Esto permitió un primer acercamiento con las posibles zonas potenciales de recarga hídrica. La información utilizada fue: el mapa geológico del Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales (Ineter) del año 2014, el mapa topográfico del Ineter del año 1989, el modelo de elevación digital (DEM) con resolución espacial de 12,5 m, imágenes satelitales del software Terra Incógnita para la clasificación de los usos actuales de suelo, y el levantamiento edáfico a escala semidetallada en el sitio (Urbina y Maradiaga, 2019).

Levantamiento en campo

Para la evaluación de los elementos del modelo propuesto se emplearon los siguientes aspectos: el tipo de suelo (textura de los horizontes), la pendiente y micro relieve (porcentaje o grado de inclinación del sitio), la cobertura forestal (porcentaje de dosel y sombra de las especies forestales), el tipo de roca (asociada a litología del lugar), el uso de suelo (incluye uso actual y cobertura) (figura 2).

De acuerdo con la metodología de Matus (2007). Para cada

elemento de la ecuación se elabora una unidad de mapeo para cada variable que expone la posibilidad de que la recarga hídrica sea muy alta o muy baja, en base a las características específicas de las mismas.

La ponderación numérica que se utiliza para la evaluación y mapeo de cada componente del modelo se encuentra entre valores de 1 al 5 según las diferentes situaciones que se pueden encontrar dentro de cada elemento evaluado, siendo 5 el valor máximo asignado a las zonas con mayor potencial de recarga y 1, el valor mínimo que se le asigna a las zonas con menor potencial de recarga hídrica.

Análisis de la información

Una vez evaluados cada uno de los elementos del modelo y aplicada la ponderación correspondiente (tabla 1), se empleó la ecuación propuesta por Matus (2007).

$$ZPRH = 0,27 (Pend) + 0,23 (Ts) + 0,12 (Tr) + 0,25 (Cve) + 0,13 (Us)$$

Donde:

Pend: Pendiente y Micro relieve

Ts: Tipo de suelo

Tr: Tipo de roca

Cve: Cobertura vegetal permanente

Us: Usos del suelo

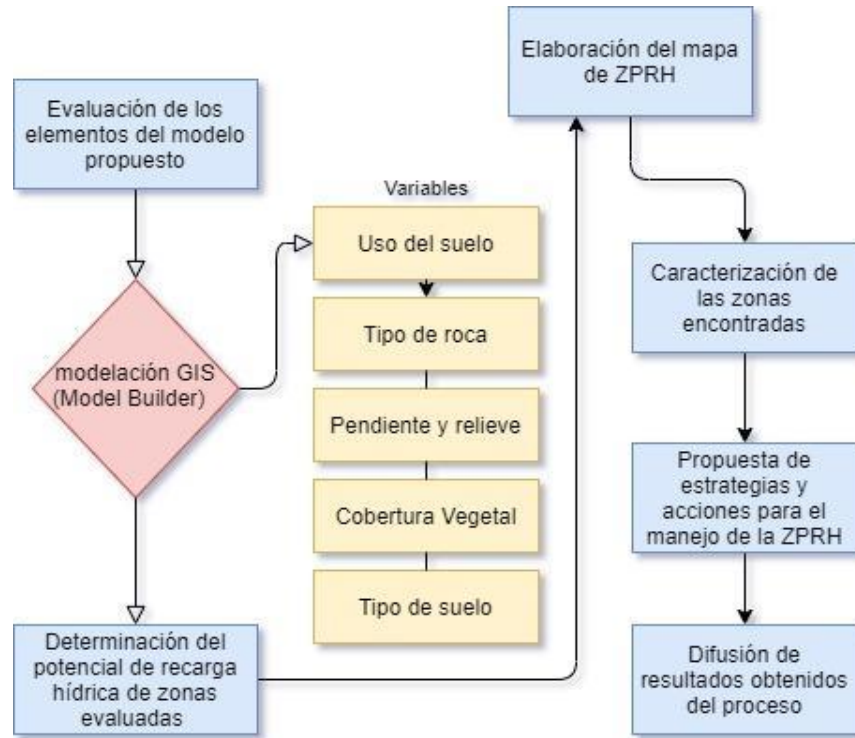


Figura 2. Flujograma para la determinación de ZPRH en la Unidad Hidrográfica QA.

Tabla 1. Posibilidades de Recarga Hídrica. (Fuente: Matus, 2007)

Posibilidad de Recarga Hídrica	Rango (adimensional)
Muy alta	4,1-5
Alta	3,5 – 4,09
Moderada	2,6 – 3,49
Baja	2 – 2,59
Muy baja	1 – 1,99

Resultados

Descripción de los suelos

En la unidad hidrográfica Quebrada Arriba se identificaron cinco subgrupos taxonómicos de suelo (figura 3): Typic Ustorthens (30 %), Typic Argiustolls (7,9 %), Typic Calcustep (13,2 %), Typic Haplustalf (35,09 %) y Typic Haplustepts (14 %). En estos se puede encontrar una posibilidad de recarga predominante baja y moderada por el tipo de textura presente en los endopedones y la alta presencia de rocas impermeables en los perfiles. A continuación, se describen los suelos de esta cuenca:

Typic Argiustolls: suelo resultado de la adición a largo plazo de altos contenidos de materiales orgánicos. Es de color oscuro y alta fertilidad, reconocido como el suelo agrícola más importante desde el punto de vista productivo. Presenta un

horizonte B enriquecido con arcilla y alto grado de humedad. Su posibilidad de recarga hídrica es de alta a muy alta por las condiciones que posee para la infiltración en sus horizontes.

Typic Calcustep: suelo de moderada fertilidad, conformado en la parte baja de la cuenca, desde deposiciones coluviales. Muestra horizonte superficial y subsuperficial de color negro y textura de franco arcillosa a arcillosa. Descansa sobre horizontes cámbicos Bw1, Bw2. Muestra una disminución de calcio disponible a partir de los endopedones hasta el horizonte superficial (A). Su probabilidad de recarga hídrica es de moderada a alta.

Typic Haplustepts: Suelo mineral con débil desarrollo de horizontes que muestra una serie de pedogénesis de A-Bw1-Bw2-Cr y textura franco arcillosa a arcillosa. Tiene escasa capacidad de retención de humedad y baja producción de

biomasa. Su capacidad de recarga es baja por la limitante arcillosa de su textura en los horizontes, que restringe la infiltración de agua subsuperficial por largos periodos de tiempo.

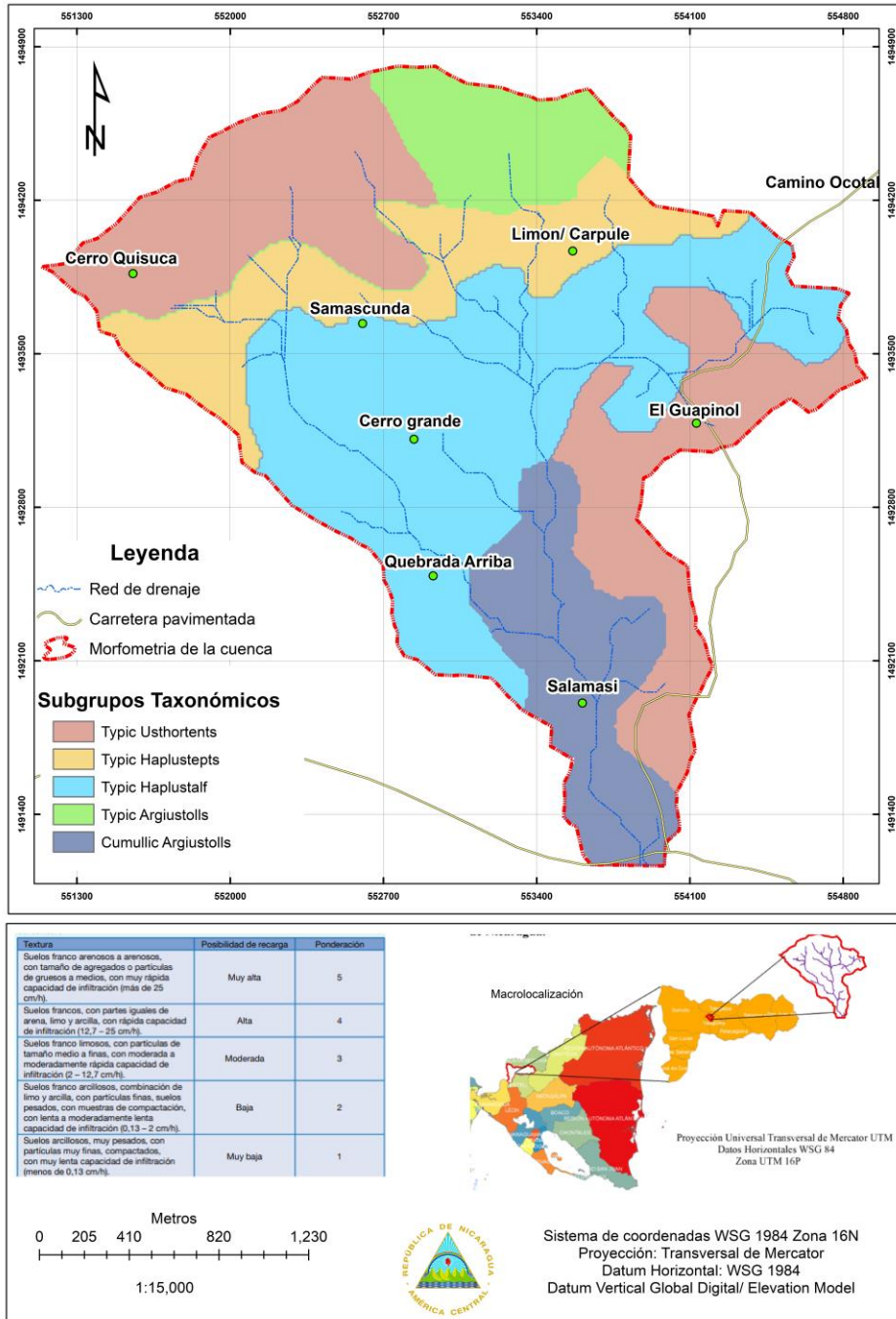


Figura 3. Subgrupos taxonómicos de suelo para la unidad hidrológica Quebrada Arriba.

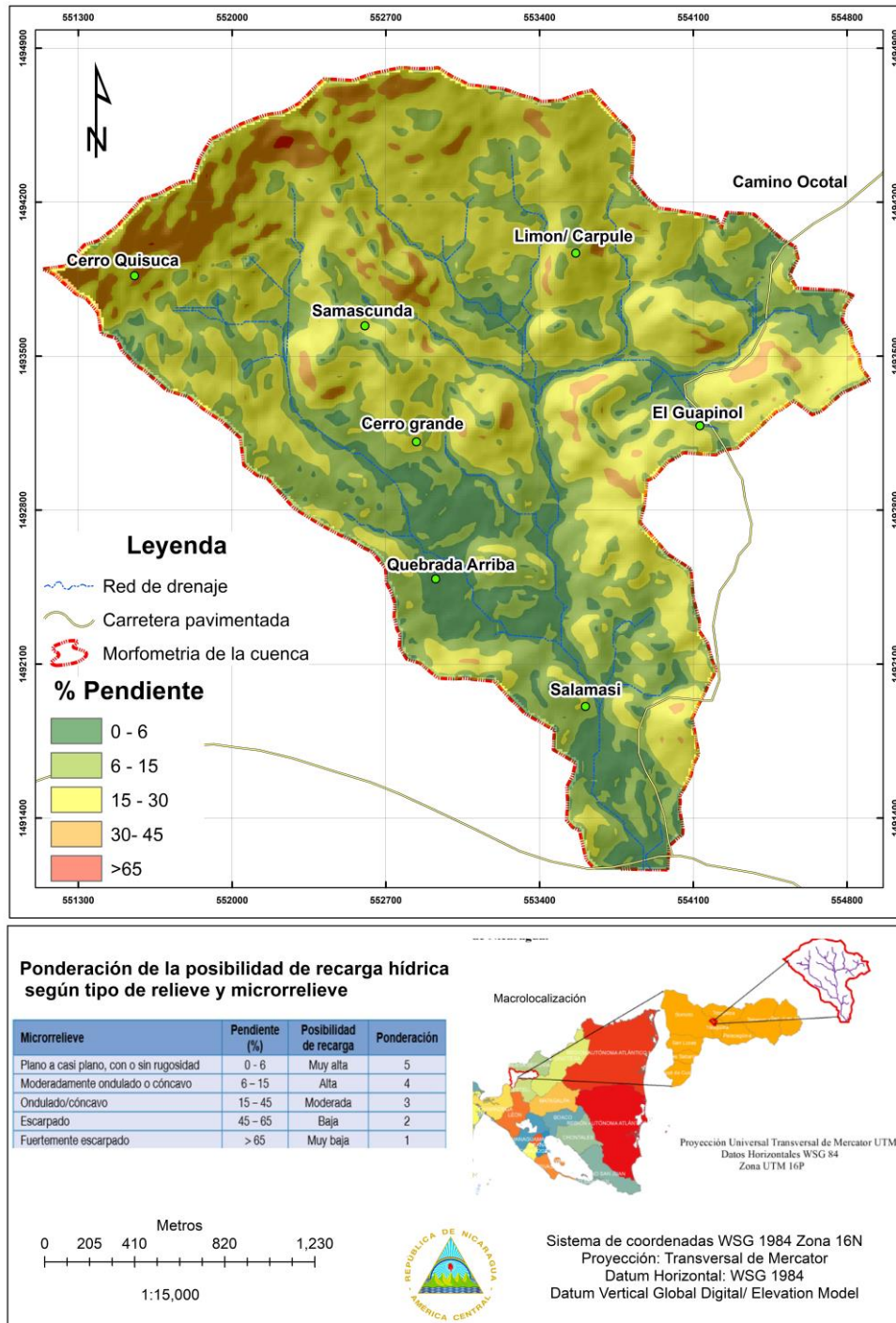


Figura 4. Pendiente de la unidad hidrográfica Quebrada Arriba.

Typic Haplustalf: suelo predominante en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba, que ocupa un área de 228 ha, un 35,09 % del total del área de estudio. Las características de esta unidad de suelo fueron clasificadas como alfisol de régimen de humedad ústico (llueve la mitad del año y seis meses son de sequía), con presencia de epipedón ócrico, que descansa sobre un horizonte argílico de acumulación de arcilla iluvial. La

secuencia textural es arcillosa en los horizontes A y Bt. La capacidad de recarga es moderada.

Typic Usthorthens: suelos superficiales con alta presencia de conglomerados rocosos en la superficie y dentro del perfil, característicos de un suelo entisol, con perfil A-R. Su posibilidad de recarga hídrica es de muy baja a baja dado que son suelos jóvenes o en desarrollo y que se encuentran

situados en pendientes mayores de 30 %, por lo que no favorecen a la infiltración.

Porcentaje de pendiente del terreno

La unidad hidrográfica Quebrada Arriba está constituida por un sistema montañoso de relieve que varía desde extremadamente ondulado a muy escarpado, con alturas entre los 980 y 1.638 m. Las pendientes que más predominan oscilan entre 15 % y 30 % y ocupan un área total de 203,89 ha, que corresponde al 31,36 % del área total de cuenca.

Las áreas de pendiente del terreno que tienen posibilidades de recarga para el acuífero se presentan en la figura 4. En este apartado es importante reconocer que más del 75 % de la unidad (504 km²) tiene de baja a muy baja posibilidad de infiltrar agua de lluvia en el suelo debido a que las pendientes son mayores a 30 % de inclinación, lo que favorece el escurrimiento superficial y, con ello, se aceleran los procesos erosivos en los suelos de la microcuenca.

Cobertura y uso actual de suelos

La mayor parte de la extensión territorial de la unidad hidrográfica Quebrada Arriba, 213 ha aproximadamente (33 % del área total de la cuenca), está siendo utilizada por sistemas de pasto y árboles dispersos. En segundo lugar, 180 ha (28 % del área total de la cuenca) corresponden a cultivos anuales. Por último, otras áreas menores están ocupadas por vegetación arbustiva, bosque latifoliado ralo y bosque de coníferas (25 %, 12 % y 13 %, respectivamente). En la figura 5 queda evidenciado cómo estas variables combinadas (cobertura y uso) arrojan como resultado una moderada recarga para el territorio.

Litología de la unidad hidrográfica

De acuerdo con el levantamiento del Ineter del año 2004, la litología en el área se caracteriza por dos tipos de formaciones, que se describen a continuación:

Formación matagalpa. Se caracteriza por poseer rocas volcánicas y sedimentarias tales como tobas riolíticas-dacíticas, lavas andesíticas-basálticas, ignimbritas y areniscas. De acuerdo con el grado de permeabilidad que poseen este tipo de rocas, se da normalmente una moderada posibilidad de recarga a los acuíferos del sitio. La formación abarca un área aproximada de 280,87 ha, que representa un 43,2 % del área total de la unidad hidrográfica.

Formación grupo coyol inferior. Esta formación posee únicamente rocas de origen volcánico como lavas basálticas, andesíticas, riolíticas-dacíticas y aglomerados. De acuerdo con el grado de permeabilidad que poseen este tipo de rocas, la posibilidad de recarga hídrica a los cuerpos oscila entre baja y moderada. Esta formación abarca un área de 369,41 ha, es decir, un 56,8 % del área respectiva (figura 6).

Estos resultados son determinantes porque su aporte ofrece un panorama general y datos exactos del comportamiento de la dinámica del agua en las capas de los acuíferos que hay en la unidad hidrográfica.

Zonas potenciales de recarga hídrica

El estudio determinó que en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba existen cuatro categorías de posibilidad de recarga: muy baja, en un área de 91 ha (14%); baja, en 286 ha (44 %); moderada, en 214,5 ha (33 %), y alta, en 58,5 ha (9 %). En consecuencia, el contexto físico de la cuenca se clasifica como de "moderada" capacidad de infiltración de agua en el suelo. Más del 40 % del área total se ubica en la categoría de moderada a alta posibilidad de ocurrencia de recarga hídrica (figura 7).

Zonas con potencial de recarga hídrica muy baja: estas unidades corresponden a la parte alta de la cuenca y presenta un mosaico similar a la parte baja y media con áreas de cultivo, pasto y vegetación arbustiva como lo manifiestan Urbina y Maradiaga (2019). La alteración del ecosistema forestal en el área de estudio es crítica siendo necesario el manejo y conservación de la vegetación existente para que mejore los procesos que intervienen en la producción de agua y las condiciones edafoclimáticas. En estas áreas se ha podido observar la disminución de cobertura tanto de los bosques de coníferas como el bosque seco latifoliado; lo cual evidencia una seria fragmentación del ecosistema forestal. Asimismo, en el escurrimiento superficiales en estas áreas es alta, debido a las características del relieve y el tipo de suelo, además, de aspectos geológicos que no favorecen la recarga del acuífero.

Zonas con potencial de recarga hídrica baja: estas zonas se encuentran ubicadas en las comunidades del Guapinol y Samascunda principalmente, las pendientes se encuentran en el rango del 15 al 30 % y refleja características similares a las unidades anteriormente descritas, con predominio del uso de pasto más árboles dispersos, vegetación arbustiva y ciertos fragmentos de bosque latifoliado ralo.

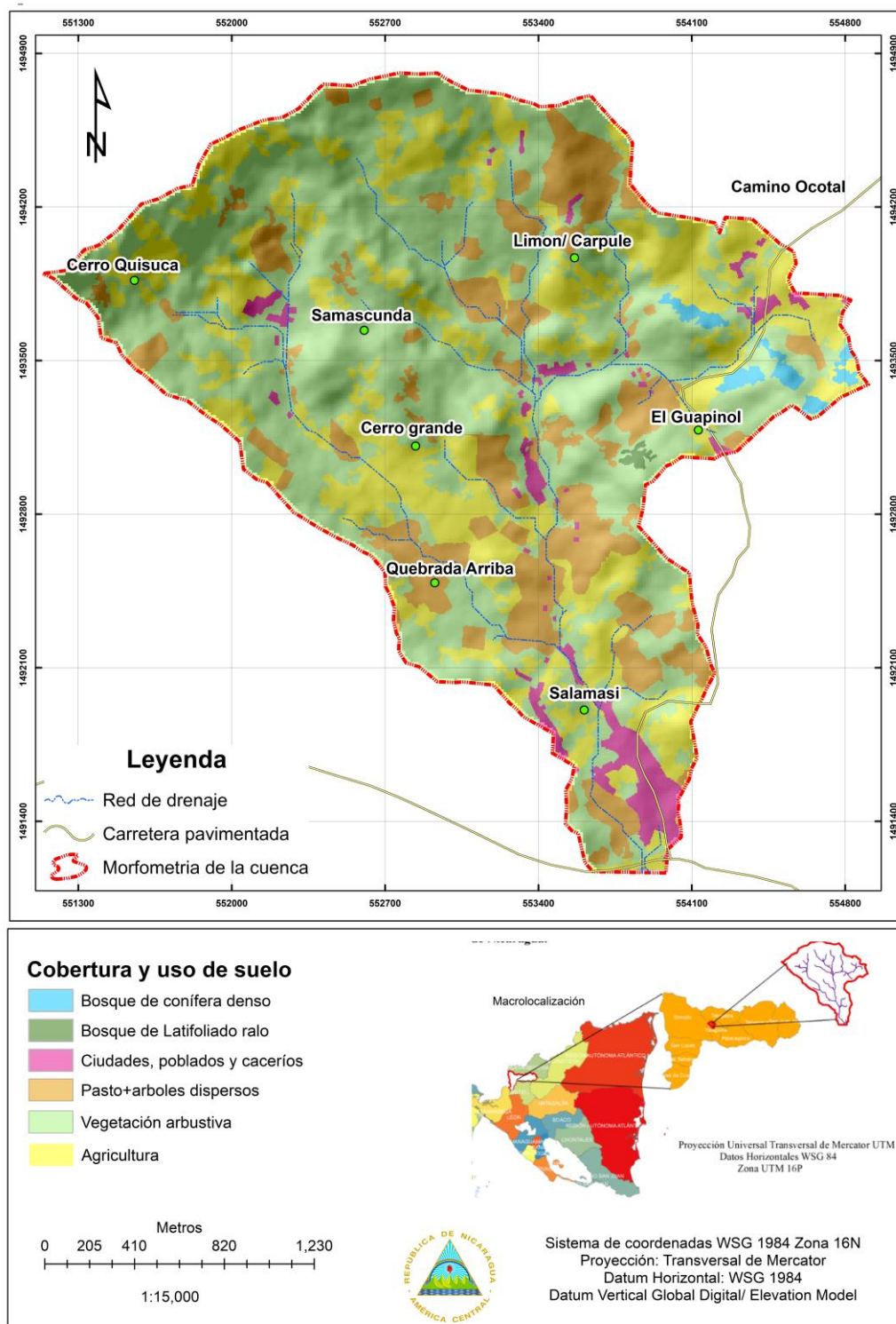


Figura 5. Cobertura y uso actual del suelo en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba.

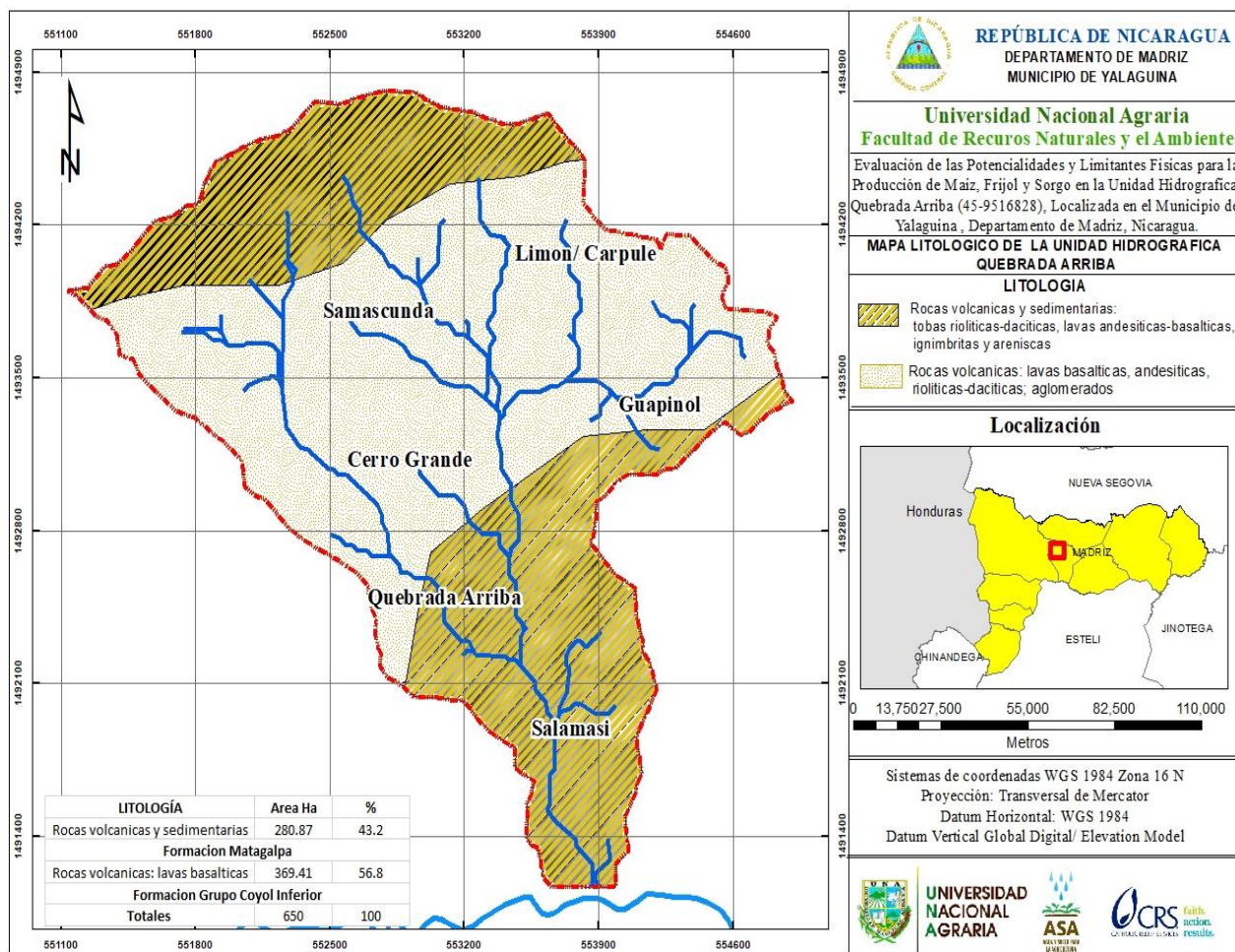


Figura 6. Litología de la unidad hidrográfica Quebrada Arriba.

Zonas con potencial de recarga hídrica moderada: muestran propiedades litológicas favorables, pendientes onduladas y tipos de suelo asociados a texturas franco arenosa y depósitos coluviales del cuaternario, localizados en comunidades como Cerro Grande, El Limón y los Carpules. En este rango de recarga, se tiene la oportunidad de impulsar actividades de conservación y protección de recursos naturales para aumentar la posibilidad de infiltración.

Zonas con potencial de recarga hídrica alta: el modelo permitió definir que las comunidades Salamasi y Quebrada Arriba son

zonas con alta y muy alta posibilidad de recarga, dado que se encuentran en terrenos planos a moderadamente ondulante, con texturas franco arcillosa a franco arenosas en sus perfiles. Por lo que estas zonas deben ser manejadas bajo un enfoque de conservación y protección de recursos naturales, con el fin de garantizar la infiltración en estas. Por otro lado, Urbina y Maradiaga (2019) recomiendan establecer zonas de protección especial para el bosque de galería, por su posición estratégica y el elevado potencial de recarga hídrica que este tiene por su amplia cobertura forestal y las propiedades de su relieve.

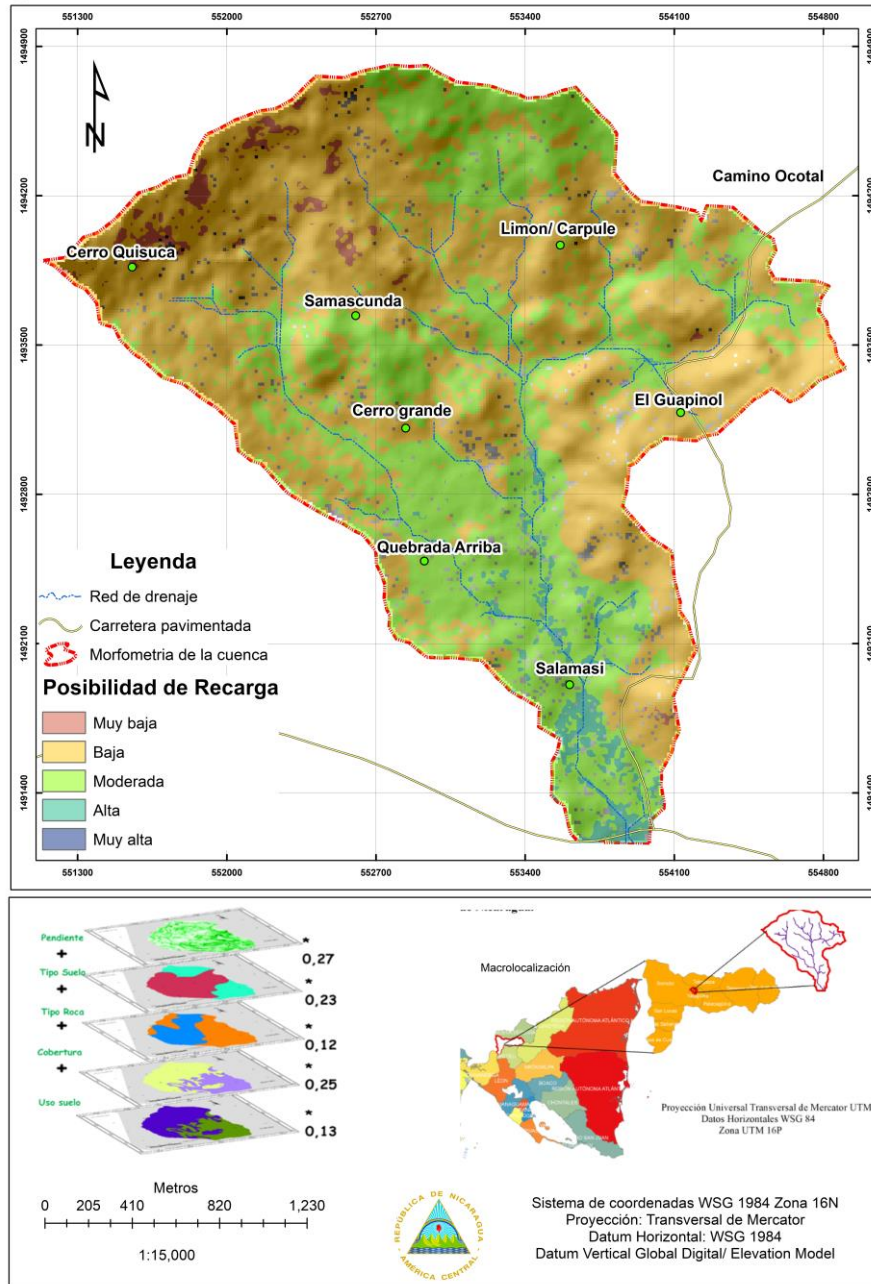


Figura 7. Mapa de zonas potenciales de recarga hídrica de la unidad hidrográfica Quebrada Arriba.

Discusión

Las áreas con pendientes planas a casi planas, que ocupan aproximadamente 7,78 ha (1,19 % del área total de la unidad hidrográfica), son las que más favorecen a la recarga hídrica ya que, como sugieren Matus *et al.* (2009) en pendientes suaves, el agua se mueve lentamente y permanece por más tiempo en contacto con el suelo, lo que favorece el proceso de infiltración. Además, en estas zonas se da un bajo escurrimiento superficial, por lo que se clasifican con una

posibilidad de recarga hídrica muy alta. Asimismo, dado que su unidad geográfica en el territorio es relativamente pequeña, se optó por denominarla zona de alta posibilidad de recarga.

Las áreas con pendientes moderadamente escarpadas ocupan una superficie de aproximadamente 80,79 ha (12,42 % respecto al área total) y tienen una posibilidad de recarga alta dado que, aunque hay escurrimiento superficial, según lo registrado por Úbeda (2016), el agua se mueve con menor velocidad hacia las zonas más planas, permitiendo que buena

parte del líquido se infiltre y se recarguen los acuíferos.

Las pendientes que se encuentran en el rango del 15 % al 30 %, que ocupan 203,89 ha (31,36 % del área de la unidad hidrográfica), tienen potencial de recarga moderada debido a que hay una mayor limitación para que el agua se infiltre, de forma que se incrementa la escorrentía en volumen y velocidad (Gámez-Morales, 2010). Entretanto, las áreas con pendientes mayores del 45 % de inclinación, las cuales representan el 46,27 % de la superficie, se categorizaron con una posibilidad de recarga baja y muy baja ya que en estos casos el agua que se precipita escurre superficialmente con mucha más facilidad gracias a la energía cinética (Unesco, 1986), por lo que la infiltración será mucho más baja, incrementando a su vez los procesos erosivos en el suelo.

Las condiciones edáficas de la unidad hidrográfica Quebrada Arriba facilitan potencialmente el proceso de recarga hídrica subsuperficial, particularmente en zonas de la cuenca donde los suelos tienen alta capacidad de retener agua, sobre una base con presencia de horizontes subsuperficiales arcillosos. No obstante, la deforestación de la ribera del río expone el suelo a la erosión en general de la cuenca (Urbina y Maradiaga, 2019). De igual modo, la parte baja de la cuenca presenta un potencial de recarga muy alto debido a la presencia de agregados gruesos (gravas y arenas) provenientes de las laderas. En este sentido, Matus *et al.* (2009) explican que se presentan buenos niveles de recarga hídrica en suelos con texturas gruesas debido a su gran capacidad de permeabilidad.

En la unidad hidrográfica también se identificaron sitios con pendientes altas que favorecen el aumento en la velocidad de la escorrentía y alteran las condiciones del suelo, la capacidad de recarga y la susceptibilidad a procesos erosivos, mientras que, por el contrario, en las pendientes suaves, principalmente la ribera del cauce principal y sus tributarios, el agua permanece por más tiempo en contacto con la superficie, lo que ayuda al proceso de infiltración (Urbina y Maradiaga, 2019). Un dato importante y particular en el estudio es que los mejores suelos de la cuenca, de acuerdo con su capacidad productiva, se encuentran ubicados en zonas escarpadas y degradadas, que reducen la capacidad de recarga hídrica en la unidad de tierra. Además, la parte baja del territorio está constituida por una matriz arenosa, proveniente de una terraza aluvial, con moderado potencial de recarga debido al cambio de uso de suelo en el sitio de estudio.

Agradecimientos

Agradecemos a toda la comunidad universitaria de la Universidad Nacional Agraria por su apoyo, en especial a la Facultad de Recursos Naturales y el Ambiente por poner a nuestra disposición a catedráticos de vasta experiencia en las ciencias del suelo y agua. También a Catholic Relief Services (CRS) por brindarnos las herramientas y los recursos que fueron necesarios para llevar a cabo esta investigación. Finalmente, agradecemos a los actores locales de la unidad hidrográfica Quebrada Arriba por su disposición y acompañamiento en el trabajo de campo de este proceso investigativo.

Referencias

- Alberto Rodríguez, W. 2012. Análisis Espacial de la Cobertura y uso de suelos en imágenes satelitales. Tesis de grado. Universidad Nacional Agraria. Managua, Nicaragua.
- Barranco Salazar, A.R. 2018. El agua subterránea y su importancia socio ambiental. <http://www.uaslp.mx/ComunicacionSocial/Documents/Divulgacion/Revista/Quince/227/227-04.pdf> . Consultado: 11 de febrero de 2020. Consultado: 15 de mayo 2020.
- Buenaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, J. 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. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.2405>
- Gámez-Morales, W.R. 2010. *Texto básico de Hidrología Superficial (1ª ed)*. Universidad Nacional Agraria. Managua.
- González-Carrasco, W. 2011. Manejo y protección de zonas de recarga hídrica y fuentes de agua para consumo humano en la subcuenca del río Zaratí, Panamá. Tesis de Maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.
- GWP (Global Water Partnership). 2016. Situación de los recursos hídricos en Centroamérica. Nicaragua_URL: https://www.gwp.org/globalassets/global/gwpcam_files/srh_nicaragua_2016.pdf . Consultado: 15 de septiembre 2020.
- Instituto de Nicaragüense de Fomento Municipal (INIFOM). 2012. Caracterización del Municipio de Yalagüina. Madriz, Nicaragua.URL:<https://es.scribd.com/doc/137753725/Caracterizacion-Yalaguina-Tgl-2012> . Consultado: 27 febrero de 2018.

- Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales (INETER). 2014. Cuencas Hidrográficas de Nicaragua bajo la Metodología Pfafstetter. Managua, Nic: GIZ Nicaragua. <http://www.ana.gob.ni/DocumentosSiAGUA/slideshow/Album%20Cuencas%20Nic%20Revisado.pdf>. Consultado: 01 de julio 2019.
- International Union of Soil Sciences (IUSS). 2008. Base referencial mundial del recurso suelo: Un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Roma.
- La Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados (ENACAL). 2004. Características generales del País Análisis Sectorial De Agua Potable Y Saneamiento De Nicaragua._URL: https://www.paho.org/nic/index.php?option=com_docman&view=download&category_slug=desarrollo-Aostenible-y-salud-ambiental&alias=32-analisis-sectorial-de-agua-potable-y-saneamiento-nic&Itemid=235. Consultado: 10 de mayo de 2020.
- Maderey-Rascón, L.E. 2005. *Principios de Hidrogeografía: Estudio del ciclo hidrológico*. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F.
- Matus, O., Faustino, J. y Jiménez, F. 2009. *Guía para la identificación participativa de zonas con potencial de recarga hídrica. Aplicación práctica en la subcuenca del río Jucuapa, Nicaragua*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba.
- Ordoñez-Gálvez, J.J. 2011. Cartilla Técnica: Aguas subterráneas –Acuíferos. URL: https://www.gwp.org/globalassets/global/gwpsam_files/publicaciones/varios/aguas_subterraneeas.pdf. Consultado: 11 de febrero de 2020.
- Porta, J., López-Acevedo, M. y Roquero, C. 2003. *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente*. Editorial. Mundi-Prensa. Madrid.
- Rodríguez, D.M y Pérez Álvarez, P. 2014. Determinación de la recarga hídrica potencial en la cuenca hidrográfica guara, de Cuba. Aqua-LAC: *Revista del Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe* 6(2): 58-70.
- Sánchez Merlos, D., Harvey, C.A., Grijalva, A., Medina, A., Vilchez, S. y Hernández, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 53 (3-4) 387-414.
- Úbeda, O. 2016. Potencial a deslizamientos de tierra y zonas de recarga hídrica en la subcuenca del Río Musunce, Madriz, Nicaragua. Tesis de grado. Universidad Nacional Agraria, Managua, Nicaragua.
- UNESCO. 1986. Manual de uso y conservación del agua en zonas rurales de América Latina y el Caribe: agua, vida y desarrollo, tomo 2. Montevideo: INCA Editorial Mendoza.
- Urbina, A., y Maradiaga, E. 2019. Evaluación del Potencial Biofísico para la Producción de Maíz (*Zea mays* L.), Frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y Sorgo (*Sorghum bicolor* L.) en la Unidad Hidrográfica Quebrada Arriba (45-9516828), Yalagüina, Madriz. Tesis de grado. Universidad Nacional Agraria, Managua, Nicaragua.
- Citar como:** Urbina-G, A.A. y Maradiaga-F, E.V. 2021. Delimitación de zonas potenciales de recarga hídrica en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba, departamento de Madriz, Nicaragua. *Intropica* 16(1): 43-54. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3813>.

Abundancia y morfometría de los quitones (Mollusca: Polyplacophora) asociados a rompeolas en Coveñas, Sucre-Colombia

Abundance and morphometry of chitons (Mollusca: Polyplacophora) associated with breakwaters in Coveñas, Sucre-Colombia

Humberto Luis Quintana¹* y Jesús Hernández²

.Grupo de Investigación Biología Evolutiva Facultad de Educación y Ciencias, Universidad de Sucre, Colombia

*Autor de correspondencia: humberto.quintana@unisucra.edu.co

Recibido: 07 de diciembre de 2020

Aceptado: 26 de abril de 2021

Publicación en línea: 09 de mayo de 2021

Resumen

Palabras clave:
abundancia; Caribe colombiano;
golfo de Morrosquillo;
malacología, poblaciones

Los quitones son un grupo de moluscos muy comunes en el mar de la costa Caribe colombiana. No obstante, los estudios respecto a estos organismos y el seguimiento a sus poblaciones son escasos, por lo que el objetivo de la investigación fue determinar la abundancia de la población de quitones y su morfometría en el municipio de Coveñas, Sucre. Se realizaron muestreos mensuales entre marzo y agosto del 2015. Con ayuda de un cuadrante de 1 m², se contabilizaron los individuos presentes en la zona semisumergida de los rompeolas. Adicionalmente, se recolectaron quitones para medir características morfométricas: largo, ancho y peso. Se identificaron tres especies: *Acanthopleura granulata*, *Chiton tuberculatus* y *C. marmoratus*. Se contabilizaron 2529 individuos (10,62 ind/m²) siendo la especie más abundante *A. granulata*, con 1758 individuos (7,32 ind/m²), mientras la menos abundante fue *C. marmoratus* con 45 individuos (3,02 ind/m²). El mes con mayor densidad fue junio con 12,45 ind/m², mientras agosto tuvo la menor (8,80 ind/m²). No se encontraron diferencias significativas entre las especies de acuerdo con las variables morfométricas evaluadas. Las masas estimadas en este estudio son los primeros registros para estas especies en Colombia. La población de quitones evaluada en Coveñas parece estar en buen estado, debido al mantenimiento de su abundancia en comparación a estudios anteriores en la zona. El comportamiento temporal observado coincide con el encontrado en otras zonas del Caribe.

Abstract

Key words:
Abundance; Colombian Caribbean;
Gulf of Morrosquillo;
Malacology; populations

Chitons are a group of mollusks that are very common in the Colombian Caribbean coast. However, studies regarding these organisms and the monitoring of their populations are scarce, so the objective of the research was to determine the abundance of the chiton population and its morphometry in the municipality of Coveñas, Sucre. Monthly samplings were carried out between March and August 2015. With the help of a 1 m² quadrat, the individuals present in the semi-submerged area of the breakwaters were counted. Additionally, chitons were collected to measure morphometric characteristics: length, width, and weight. Three species were identified: *Acanthopleura granulata*, *Chiton tuberculatus* and *C. marmoratus*. In total, 2529 individuals (10.62 ind/m²) were counted, the most abundant species was *A. granulata*, with 1758 individuals (7.32 ind/m²), while the least abundant was *C. marmoratus* with 45 individuals (3.02 ind/m²). The month with the highest density was June with 12.45 ind/m², while August had the lowest (8.80 ind/m²). No significant differences were found between the species according to the morphometric variables evaluated. The weights obtained are the first for these species in Colombia. The chiton population evaluated in Coveñas seems to be in good condition, due to the maintenance of its abundance compared to previous studies in the area. The temporal pattern coincides with that found in other areas of the Caribbean.



Introducción

Los quitones son un grupo de moluscos exclusivamente marinos pertenecientes a la clase Polyplacophora (Córdoba *et al.*, 2021). Se distribuyen en todos los mares del mundo siendo la región del Pacífico Oriental y el Indo-Pacífico las más ricas en especies (Schwabe, 2010). No obstante, muchas de ellas presentan una distribución restringida a determinadas zonas, debido a la corta duración de la fase larval pelágica y su escasa movilidad (Gracia *et al.*, 2005). Estos organismos pueden habitar desde ambientes abisales hasta la zona costera, ubicándose sobre sustratos rocosos naturales o artificiales y arrecifes de coral (Eernisse *et al.*, 2007).

Su alimentación se basa en el raspado de algas presentes en el sustrato, aunque también se ha demostrado que invertebrados como briozoos, hidroides y esponjas pueden hacer parte de su dieta (Aguilera y Navarrete, 2007). Por tal razón, los quitones tienen una gran importancia en el proceso de sucesión, distribución de algas y algunos invertebrados de la comunidad intermareal (Fernández *et al.*, 2000). Además, el mecanismo de alimentación por raspado genera un desgaste sobre las rocas, haciendo de estos un agente biológico relevante en la bioerosión de los litorales (Sampedro *et al.*, 2012).

Recientemente se ha registrado el uso de poliplacóforos como recurso alimenticio en algunas poblaciones costeras (Flores-Campaña *et al.*, 2007; Flores-Campaña *et al.*, 2012; Ávila-Poveda 2013) ya sea para consumo humano o como carnada para la captura de peces (García-Ibáñez *et al.*, 2013). Además, se ha confirmado que la carne de los quitones presenta un buen aporte de minerales esenciales para el bienestar del cuerpo humano; por lo tanto, su ingesta puede jugar un papel importante en la salud de las personas (Melo *et al.*, 2011). Esta situación ha generado interés por el estudio de las poblaciones de quitones y su morfología, con el fin de conocer las abundancias y tallas características de las poblaciones para su conservación y aprovechamiento, integrando variables como: peso, largo y ancho total del cuerpo o de algunas estructuras (Flores-Campaña *et al.*, 2007; Flores-Campaña *et al.*, 2012). El conocimiento de estas variables, en especial su peso, permite tener valores de referencia para futuras comparaciones intra o interespecíficas (Ávila-Poveda, 2013), además de un registro de las poblaciones para su explotación (Ávila-Poveda, 2020).

En las últimas décadas, las costas de todo el mundo han comenzado a ser transformadas por la acción del hombre modificando los espacios naturales para introducir estructuras artificiales (*e.g.* rompeolas, espolones, embarcaderos y pilotes),

con el fin de ganar terreno al creciente aumento del nivel del mar o para el desarrollo de actividades económicas como el turismo y la pesca (Moreira *et al.*, 2007). La presencia de los rompeolas ha generado un nuevo sustrato de colonización para muchas especies de invertebrados, entre ellos los quitones. Sin embargo, son pocas las investigaciones que describen aspectos ecológicos de los poliplacóforos que colonizan estas estructuras, destacándose estudios en áreas como: Australia (Chapman, 2006; Liversage y Kotta, 2019), Hong Kong (Lam *et al.*, 2009) y Colombia (Sampedro *et al.*, 2012).

Adicionalmente, en el Caribe colombiano los estudios sobre poliplacóforos son escasos y se encuentran enfocados en el desarrollo de listados y registros de especies para el departamento del Magdalena (Götting, 1973; Gracia *et al.*, 2005). Mientras que para el sur en los departamentos de Córdoba y Sucre han tenido un enfoque ecológico (Sampedro *et al.*, 2012; Quirós-Rodríguez *et al.*, 2015). Es por ello que el objetivo de este trabajo fue determinar la densidad y morfometría de las poblaciones de quitones en cuatro rompeolas del municipio de Coveñas, Sucre, Caribe colombiano.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los muestreos se realizaron en el municipio de Coveñas, localizado al noroccidente del departamento de Sucre, perteneciente a la Subregión golfo de Morrosquillo, cuyas coordenadas geográficas corresponden a 9°27' N y 75° 37' O, con una elevación de 2 msnm (Tobios y Obeid, 2004). Presenta un clima cálido seco, temperatura media anual de 27,4 °C, precipitaciones que oscilan entre 82,9 mm y 131 mm (Aguilera-Díaz, 2005), y se caracteriza por presentar diversos ambientes de arrecifes coralinos y un litoral costero diferenciado por la presencia de ecosistemas de manglar y lagunas costeras (Díaz y Puyana, 1994).

La investigación se realizó en cuatro rompeolas paralelos a la línea de costa (figura 1), en las playas de la desembocadura de la laguna costera La Caimanera del municipio de Coveñas-Sucre, abarcando un área aproximada de 0,13 km² entre las coordenadas 9°26'7,84"N; 75°37'50,79"O y 9°25'50,07" N; 75°38'6,41" O (figura 2), los datos de georreferencia se tomaron con un GPS Garmin eTrex 20x. Esta área fue seleccionada debido a su importancia económica y ecológica al estar cerca de una laguna costera y ser un centro importante para la actividad turística en el departamento de Sucre.



Figura 1. Rompeolas construido con roca caliza. Coveñas, Sucre, Colombia.

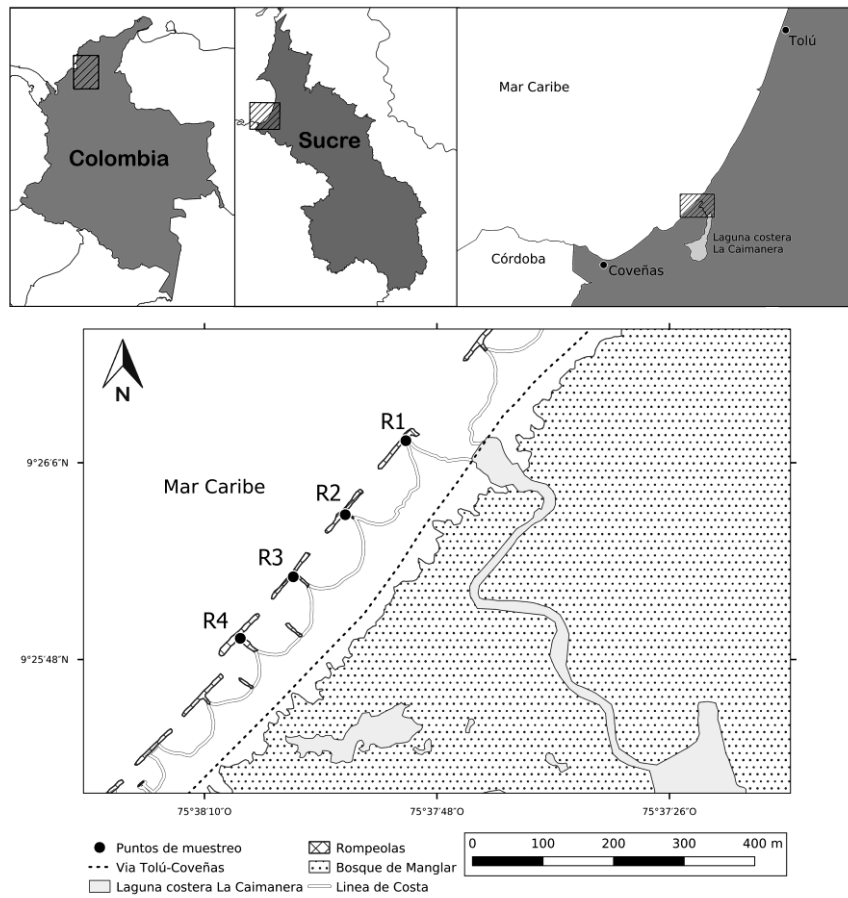


Figura 2. Mapa de los sitios muestreados. Rompeolas cercanos a la desembocadura de la laguna costera La Caimanera Coveñas- Sucre, Colombia.

Recolecta e identificación de individuos

Se realizó un muestreo mensual durante seis meses (entre marzo y agosto del 2015), involucrando el periodo seco (diciembre-abril) y de lluvias (mayo-noviembre), y entre los meses de junio y julio una época seca conocida como el veranillo de San Juan. Los datos sobre la densidad de los quitones se registraron en el barlovento y el sotavento de los rompeolas en las zonas supralitoral y mesolitoral de las rocas, entre las 8:00 y las 13:00 h. Esta variable se estimó mediante un cuadrado de policloruro de vinilo (PVC) ajustado a 1 m² (Weinberg, 1978) que se colocaba cada 5 m paralelo a la línea costera. El área total cubierta en todos los muestreos fue de 240 m².

Las especies se identificaron *in situ* con ayuda de las descripciones de Díaz y Puyana (1994), los caracteres diagnósticos se observaron con ayuda de una lupa de campo con aumento de 10 X. Siguiendo los métodos de García-Ríos y Álvarez-Ruiz (2007), durante cada salida a campo se recolectaron 15 ejemplares, tratando de tomar los individuos de mayor tamaño y que no presentaran epibiontes asociados. Después, fueron preservados usando alcohol etílico diluido en agua de mar hasta una concentración final del 70 %, para su posterior pesaje en el laboratorio.

Análisis morfométrico

Los 15 individuos recolectados de cada especie fueron medidos (largo y ancho) *in situ* debido a que se contraen al ser despegados del sustrato (Flores-Campaña *et al.*, 2007). La longitud se tomó desde el inicio de la parte anterior hasta la parte posterior del cinturón. El ancho se midió de lado a lado del cinturón en la parte media del individuo (figura 3). Las medidas fueron tomadas con un calibrador vernier manual graduado en mm, con un error de $\pm 0,01$ mm. Siguiendo el método de Ávila-Poveda (2013), el peso total de los individuos se obtuvo a más tardar 48 horas después de la recolecta, usando una balanza Ohaus Scout Pro con precisión de $\pm 0,1$ g, en el laboratorio de Conservación Biológica de la Universidad de Sucre.

La densidad por mes de muestreo se calculó sumando la cantidad de individuos por especie encontrados en cada rompeolas y luego dividiendo entre la suma del área muestreada en todos los rompeolas (40 m²). Mientras que la densidad por rompeolas se estableció al sumar el número de individuos por especie encontrados en cada mes, entre la sumatoria del área total muestreada en cada rompeolas durante el periodo de estudio (60 m²). Las densidades de las

especies entre rompeolas y los meses de estudio se organizaron en gráficos de barras y se confrontaron por medio de tablas de contingencia usando la prueba no paramétrica de chi-cuadrado de Pearson.

Para las variables largo, ancho, relación largo /ancho y peso de los quitones se calculó la media, desviación estándar, y los valores mínimos y máximos de cada uno de ellos. A estos datos se les analizó su normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilks, y la homocedasticidad a través de la prueba de Levene, encontrándose de que ninguna de las variables cumplía con ambos criterios ($p < 0,05$), por lo que se optó por comparar estas variables entre las tres especies usando la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (H').

Los gráficos de densidad se realizaron con el programa Microsoft Excel 2019, mientras que el análisis de los datos morfométrico se realizó en el programa infoStat versión 2018, a excepción del test de Levene que fue hecho en el programa R versión 4.0.5. Para todas las pruebas estadísticas se usó un índice de confianza del 5 %.

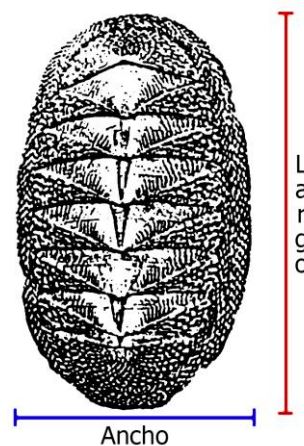


Figura 3. Principales medidas morfológicas tomadas en este estudio.

Resultados

Se encontraron tres especies de quitones de la familia Chitonidae pertenecientes a dos géneros: *Acanthopleura granulata* (Gmelin, 1797), *Chiton tuberculatus* Linnaeus, 1758 (figura 4) y *Chiton marmoratus* Gmelin, 1791. Todas las especies fueron halladas únicamente en la parte donde impactan las olas (barlovento). Durante la realización de este trabajo, se contabilizaron un total de 2529 individuos (10,54 ind/m²), de los cuales la mayoría corresponden a *A. granulata* con 1758 (7,33 ind/m²), seguida de *C. tuberculatus* con 726 (3,03 ind/m²), y por último *C. marmoratus* con 45 individuos (0,19 ind/m²).

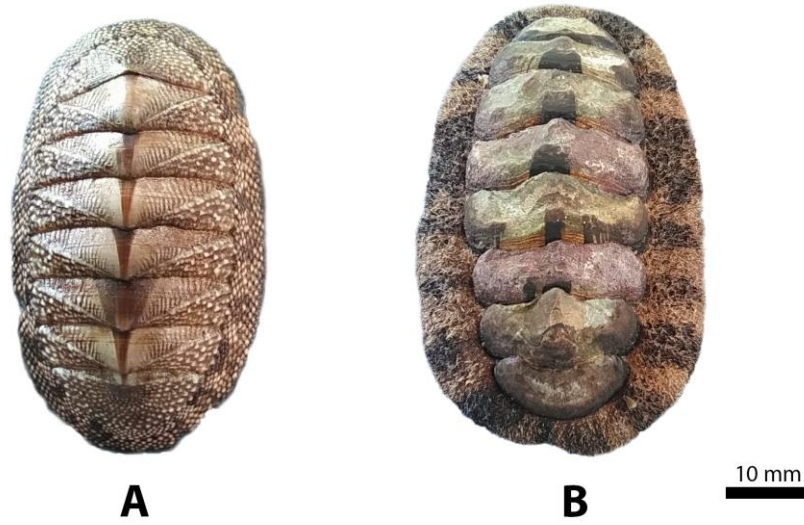


Figura 4. Dos especies de poliplacóforos asociados a los rompeolas de Coveñas. *Chiton tuberculatus* (A) y *Acanthopleura granulata* (B).

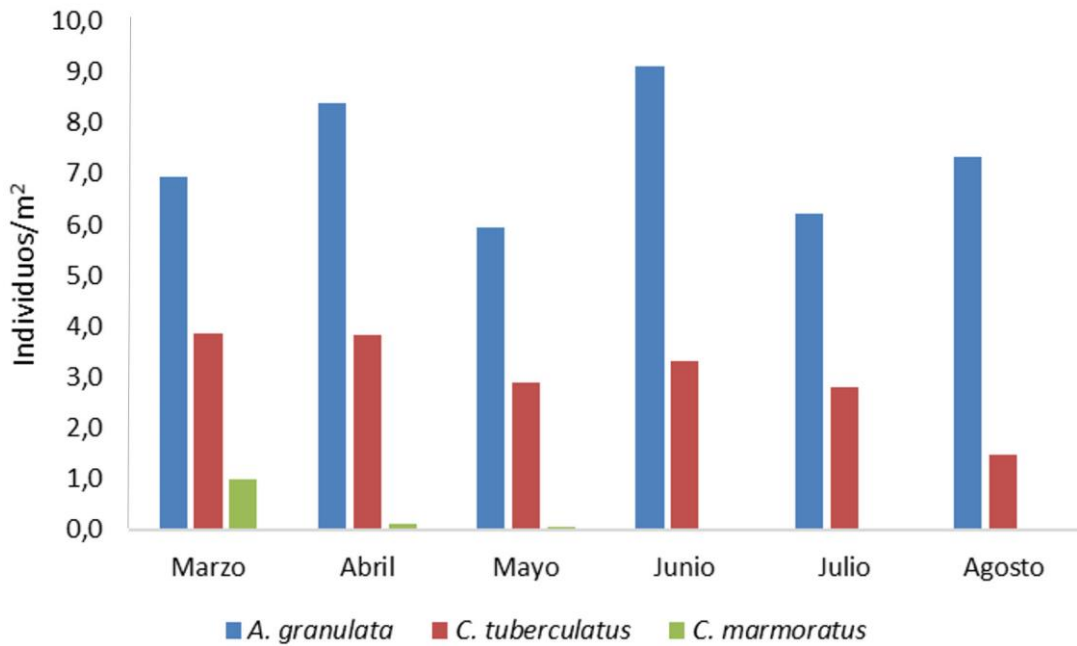


Figura 5. Variación temporal de las densidades de quitones asociados a rompeolas de Coveñas, Sucre, Colombia, en el periodo marzo-agosto 2015.

En general, el mes con mayor densidad fue junio con 12,45 ind/m² mientras la menor se encontró en agosto (8,80 ind/m²). *A. granulata* presentó su máxima densidad en junio (9,13 ind/m²) mientras la menor se obtuvo en mayo (5,95 ind/m²). Asimismo, *C. tuberculatus* tuvo su mayor densidad en marzo (3,85 ind/m²) y la menor en agosto (1,48 ind/m²). *Acanthopleura granulata* y *C. tuberculatus* se encontraron a lo largo de todo el periodo de estudio, en cambio *C. marmoratus* sólo se observó entre marzo y mayo, y su densidad no superó

los 0,98 ind/m² (figura 5). No se encontraron diferencias significativas entre las densidades de las especies a lo largo de los meses de muestreo ($X^2=5,93$; $p>0,05$).

El rompeolas R2 presentó la densidad total más alta (12,13 ind/m²) seguido del R1 (11,26 ind/m²), el R3 (10 ind/m²), y por último el R4 (8,75 ind/m²) (figura 6). No se encontraron diferencias significativas entre las densidades de las especies entre los rompeolas ($X^2=0,18$; p -valor=0,98).

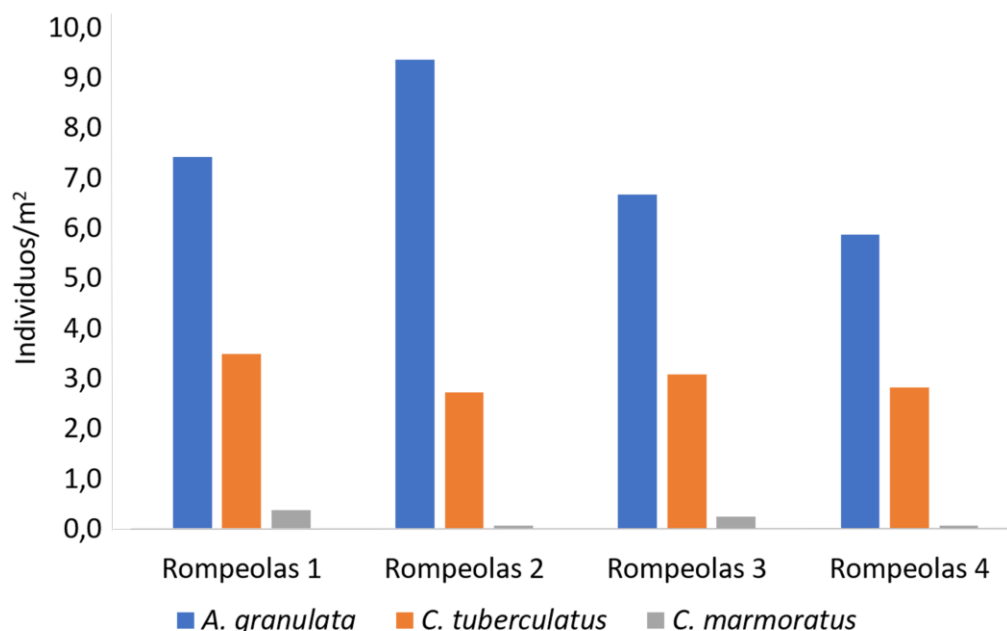


Figura 6. Densidad de quitones en cuatro rompeolas de Coveñas, Sucre, Colombia, en el periodo marzo-agosto 2015.

Tabla 1. Datos morfométricos de las especies de Quitones de Coveñas, Sucre. *A. granulata* (n=89), *C. tuberculatus* (n=90) y *C. marmoratus* (n=8) DE: desviación estándar; H': estadístico de Kruskal-Wallis.

Variable	Especie	Media	DE	Mínimo	Máximo	H'	p-valor
Largo (mm)	<i>A. granulata</i>	62,40	10,09	38,00	90,00	1,45	0,484
	<i>C. tuberculatus</i>	63,48	12,23	11,00	96,00		
	<i>C. marmoratus</i>	65,88	12,63	42,00	80,00		
Ancho (mm)	<i>A. granulata</i>	39,62	6,34	28,00	55,00	3,99	0,135
	<i>C. tuberculatus</i>	41,99	6,61	31,00	59,00		
	<i>C. marmoratus</i>	40,88	8,10	25,00	51,00		
Ancho/largo	<i>A. granulata</i>	0,64	0,07	0,45	0,84	4,06	0,132
	<i>C. tuberculatus</i>	0,71	0,46	0,49	4,91		
	<i>C. marmoratus</i>	0,62	0,04	0,56	0,67		
Peso (g)	<i>A. granulata</i>	19,92	5,40	7,30	32,20	0,27	0,872
	<i>C. tuberculatus</i>	20,80	6,66	9,10	43,40		
	<i>C. marmoratus</i>	19,48	8,21	4,80	28,60		

Por otro lado, se analizaron las medidas de 187 individuos de *A. granulata* (n=89), *C. marmoratus* (n=8) y *C. tuberculatus* (n=90) (tabla 1). Con respecto a la variable largo, *C. marmoratus* presentó la media más alta (65,88 mm), mientras que en el ancho fue *C. tuberculatus* (41,99 mm). En general, las tres especies mostraron una relación ancho/largo por encima de 0,5 lo que indica que mantienen una forma oblonga. La especie que presentó el mayor valor promedio de peso fue *C. tuberculatus* (20,8 g) seguido de *A. granulata* (19,92 g) y con el menor valor *C. marmoratus* (19,48 g). La prueba de Kruskal-Wallis mostró que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) en las variables largo, ancho, relación largo/ancho y peso entre

las especies *C. tuberculatus*, *C. marmoratus* y *A. granulata* (tabla 1).

Discusión

Las especies encontradas en el estudio coinciden con las halladas por Sampedro *et al.* (2012) en el supralitoral y mesolitoral de los rompeolas en el mismo lugar de muestreo cercano a la desembocadura de la laguna costera La Caimanera entre el año 2010 y 2011, esta baja riqueza puede ser atribuida a la presencia de aportes de agua fluviales provenientes de la laguna costera La Caimanera, lo cual

disminuye la salinidad impidiendo el establecimiento de otras especies, caso similar a lo que ocurre en la localidad de Montepío en el sur del Golfo de México (Sanvicente-Añorve *et al.*, 2018). La ausencia de individuos en el sotavento de los rompeolas es un patrón común en estas estructuras artificiales (Sampedro *et al.*, 2012), pudiendo ser atribuida a las altas temperaturas e intensa desecación causada por la baja influencia del oleaje en este costado, limitando la humectación de las rocas. Cabe señalar también que se incluyó más sitios de muestreos en esta investigación, cuatro rompeolas, en comparación con el estudio previo de Sampedro *et al.* (2012) que solo trabajó en dos rompeolas.

La densidad total de los quitones encontrados en este estudio es muy similar a lo hallado por Sampedro *et al.* (2012) (10,89 ind/m²), pero mucho mayor si se contrasta con el reportado por Quirós-Rodríguez *et al.* (2015) (4,14 ind/m²) en dos estaciones de la franja costera de San Antero (sector sur del golfo de Morrosquillo) en el departamento de Córdoba, y cercanas a la zona de Coveñas. Esa diferencia de densidades puede deberse a que los rompeolas de la zona de San Antero son perpendiculares a la línea de costa y presentan un tamaño menor, en comparación con los del área de este estudio que son paralelos y más grandes, otorgando mayor superficie para la colonización de los quitones por recibir mayor oleaje.

La mayor densidad de *A. granulata*, en comparación con las otras especies, coincide con lo encontrado en los estudios de Glynn (1970), Sampedro *et al.* (2012) y Quirós-Rodríguez *et al.* (2015), y puede ser atribuida a su mayor resistencia a condiciones de desecación, mostrando a veces una distribución aislada con preferencia por rocas altas y aisladas (Chan, 1971). Por el contrario, las especies del género *Chiton* prefieren ambientes sumergidos o poco propensos a la desecación, aunque pueden solaparse en su distribución con *A. granulata* cuando aumenta la fuerza del oleaje (Glynn, 1970; Chan 1971; Sampedro *et al.*, 2012; Quirós-Rodríguez *et al.*, 2015), ya que este fenómeno incrementa la humedad en la parte superior de las rocas permitiendo el desplazamiento de estas especies a una mayor altura.

Al comparar entre especies, la densidad de *A. granulata* en este trabajo fue mayor a la reportada por Sampedro *et al.* (2012) y Quirós-Rodríguez *et al.* (2015) en la zona anteriormente mencionada (4,74 y 2 ind/m² respectivamente), e igualmente para *C. tuberculatus* (1,31 y 1,72 ind/m² respectivamente). Lo contrario sucedió con *C. marmoratus*, donde en el estudio de Sampedro *et al.* (2012) se encontró una densidad de 4,84 ind/m², mucho mayor en comparación con el

presente trabajo (0,19 ind/m²), pero similar a la encontrada por Quirós-Rodríguez *et al.* (2015). No obstante, la densidad de *C. tuberculatus* y *C. marmoratus* no se ajusta con lo reportado por Sampedro *et al.* (2012) en donde *C. marmoratus* fue más abundante que *C. tuberculatus*, mientras si coincide con los resultados de Quirós-Rodríguez *et al.* (2015) en la localidad vecina de San Antero. Lo anterior se pudo deber a diferencias climatológicas en los periodos de tiempo en que se efectuaron los muestreos, dado que presentaron un lapso entre tres y cuatro años entre cada estudio. Sin embargo, ningún estudio hasta la fecha ha tenido encuenta el efecto del clima sobre el ensamblaje quitones, y explicar el porqué de este fenómeno está fuera del alcance del objetivo de este trabajo.

Si se comparan las abundancias con otros ambientes, los quitones pueden ser encontrados en mayor número en los rompeolas debido a dos razones fundamentales. Primero, el agrupamiento de los individuos causado por el escaso espacio proporcionado por los rompeolas (Sampedro *et al.*, 2012) junto con la estrecha amplitud de los niveles de marea en el litoral Caribe (0,5 m) permiten el solapamiento de especies de distintas franjas (López-Victoria *et al.*, 2004), haciendo más fácil el conteo en comparación con ambientes naturales como los arrecifes de coral o litorales rocosos. Segundo, la cercanía a la costa, la poca inclinación de los rompeolas y el constante grado de exposición permiten su acceso sin necesidad de medios de transportes como: lanchas y canoas o accesorio especializados (equipo de buceo y snorkel), que son necesarios para realizar conteo en ambientes naturales como arrecifes de coral, fondos rocosos o pastos marinos.

En cuanto a la temporalidad de los quitones de Coveñas *A. granulata* estuvo durante todo el periodo de muestreo, lo que es una característica común en los quitones del Caribe (Glynn, 1970; Chan, 1971; Sampedro *et al.*, 2012; Quirós-Rodríguez *et al.*, 2015). *C. tuberculatus* se mantuvo a lo largo de la investigación con una disminución gradual de su población desde su valor más alto en el mes de marzo, que se caracteriza por ser lluvioso, hasta la conclusión del estudio en el mes de agosto, el cual es seco (figura 5). En contraste, *C. marmoratus* solamente se encontró en los primeros tres muestreos y con una baja densidad. Quirós *et al.* (2015) explican que este patrón puede ser resultado de una mayor resistencia de *C. tuberculatus* ante factores como fuerte oleaje en comparación con *C. marmoratus*. Igualmente, Sampedro *et al.* (2012) menciona que hacer muestreos en horas cercanas al medio día pudo influir en la abundancia de *C. marmoratus* y *C. tuberculatus*.

Las características del ensamblaje de quitones de Coveñas son similares a las encontradas en el Caribe, donde *A. granulata* y *C. tuberculatus* generalmente son dominantes. No obstante, este patrón difiere con otras áreas como el golfo de México en el cual tienden a ocurrir alteraciones bruscas en la dominancia de las especies existiendo tasas de recambio del hasta el 50 % de especies y la abundancia puede variar en la misma magnitud dependiendo de la época (Sanvicente-Añorve *et al.*, 2018). Esta disparidad seguramente se ve influenciada por la diferencia en la temporalidad entre estas dos áreas. Para el golfo de Morrosquillo existen principalmente dos épocas climáticas: una seca (diciembre-abril) y lluvias (mayo-noviembre), entre los meses de junio y julio se da una breve disminución de las precipitaciones llamada veranillo de San Juan (Sánchez y Sandoval, 2005). En cambio, para el golfo de México se pueden hallar tres épocas climáticas bien marcadas: seca (febrero-mayo), lluvias (junio-septiembre) y norte (octubre a febrero) (Ruíz y López-Portillo, 2014). Siendo esta última la más agresiva, debido a llegada de fuertes tormentas tropicales y cambio brusco de temperatura por corrientes, lo que afecta el establecimiento de muchas especies por un lapso largo de tiempo, lo que puede estar influyendo en la riqueza y abundancia de las especies de quitones en el golfo de México (Sanvicente-Añorve *et al.*, 2018).

C. marmoratus se observó durante tres meses (marzo, abril y mayo), mostrando su menor densidad en este último mes. Este resultado contrasta con lo encontrado por Sampedro *et al.* (2012) quien reportó la abundancia más alta de esta especie para el mes de mayo, el cual se caracteriza por ser lluvioso. Quirós-Rodríguez *et al.* (2015) destacan que las poblaciones de *C. marmoratus*, presentan un bajo número de individuos en la ecorregión sur del golfo de Morrosquillo, en la cual se encuentra el área de estudio, mientras en la ecorregión del Darién su población es mayor. La variación en la población de esta especie se puede estar dando por las diferentes condiciones hidrológicas de cada ecorregión, ya que el sur del golfo de Morrosquillo se caracteriza por la gran deposición de aguas continentales por parte de arroyos, la laguna costera La Caimanera y la bahía de Cispatá, lo que disminuye la salinidad, en algunos casos de forma drástica cuando inicia la época de lluvias (Patiño y Flórez, 1993). En cambio, la región del Darién presenta una salinidad constante que varía ligeramente con las aguas oceánicas (Ordoñez-Zuñiga *et al.*, 2017).

Con relación a la densidad en los cuatro rompeolas, esta fue similar, posiblemente a la cercanía entre ellos (80-90 m), que

puede posibilitar el intercambio de larvas entre ellos. Además, los cuatro rompeolas parecen estar influenciados de la misma manera por las descargas de la desembocadura de la laguna costera la Caimanera (Sanvicente-Añorve *et al.*, 2018).

Los valores morfométricos obtenidos en este estudio superan los encontrados por Sampedro *et al.* (2012) (40,2 mm a 93 mm de longitud), pero son más cercanos a descripciones de estudios previos en el Caribe colombiano como los de Díaz y Puyana (1994) (70 mm a 75 mm de longitud). Este incremento en las tallas, podría reflejar una mejor explotación del nicho y por ende un incremento en el tamaño de los individuos de las poblaciones de quitones asociados a los rompeolas (Watters, 1991). La forma similar de las especies de quitones es resultado de habitar en el mismo ambiente, dado que se encuentran sometidas a similares condiciones de estrés, y los organismos responden de forma parecida ante los factores estresantes (Sampedro *et al.*, 2012). La forma oblonga y el gran tamaño de estas especies les permite mayor adhesión a las rocas y por ende resistir el fuerte oleaje y las altas temperaturas (Watters, 1991).

En Colombia es poca la información sobre el peso de las especies de poliplacóforos analizadas en este estudio, por lo que estos valores se convierten en el primer registro para el país. En general, son escasos los estudios que miden esta variable, siendo los valores de longitud y ancho los más comunes, en algunos casos solo existe el registro de la longitud total (Flores-Campaña *et al.*, 2007). El conocimiento del peso de los quitones no era un factor de interés, ya que no se veía como una fuente económica potencial para el consumo humano o materia prima para la creación de productos como las artesanías. Siendo la mayoría de los estudios enfocados en moluscos como: caracoles, lapas y bivalvos (Soto *et al.*, 2000; Tokeshi *et al.*, 2000; Savini *et al.*, 2004; Diouf *et al.*, 2016). El peso de las especies de quitones obtenidos en este estudio (tabla 1) es mayor en comparación con otras especies como *Chiton articulatus* (11,3 ± 7,2 g) y *Chiton albolineatus* (3,7 ± 2 g), distribuidos en el Pacífico mexicano. Las especies anteriormente mencionadas son usadas como carnada para la pesca, como complemento de la alimentación doméstica o la venta de comida para turistas; aun siendo escaso su peso. Lo anterior sugiere que, las especies de quitones asociadas a los rompeolas en Coveñas, tienen un potencial como recurso gastronómico debido a la gran talla y peso que estos pueden alcanzar.

En general, se pudo inferir que las poblaciones de quitones de la costa de Coveñas se encuentran en un buen estado de

conservación, debido a su alta densidad poblacional y el mantenimiento de su población en comparación con el estudio realizado por Sampedro *et al.* (2012). Asimismo, factores como el oleaje y la temperatura pueden estar afectando el ensamblaje de estos organismos y el número de especies que se pueden encontrar en el área, variables que no fueron tenidas en cuenta en este estudio por lo que esto sería una hipótesis. Se recomienda desarrollar estudios que analicen con más profundidad la conservación y ecología de ambientes tanto artificiales como naturales, involucrando la búsqueda de patrones biogeográficos, análisis de la tasa de reclutamiento y conectividad genética. Así como, trabajos que incluyan análisis de tasa de crecimiento y madurez sexual, con el fin de poder aprovechar de forma sustentable los quitones para comercio, sea como alimento o fuente de materia prima para la fabricación de artesanías y, de esta forma, generar una nueva fuente de ingresos económicos para los habitantes de la zona.

Agradecimientos

A Samuel Angulo, Katy Medina y Maira Vásquez por su colaboración en la recolecta de quitones y registro de datos morfométricos. Agradecemos a Liliana Solano Flórez por sus comentarios al manuscrito y a los evaluadores por sus valiosos comentarios al documento.

Referencias

Aguilera-Díaz, M.M. 2005. *La economía del departamento de Sucre: ganadería y sector público*. Banco de la República, Cartagena.

Aguilera, M.A. y Navarrete, S.A. 2007. Effects of *Chiton granosus* (Frembly, 1827) and other molluscan grazers on algal succession in wave exposed mid-intertidal rocky shores of central Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 349 (1): 84-98. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.05.002>.

Ávila-Poveda, O.H. 2013. Annual change in morphometry and in somatic and reproductive indices of *Chiton articulatus* adults (Polyplacophora: Chitonidae) from Oaxaca, Mexican Pacific. *American Malacological Bulletin* 31 (1): 65-75. Doi: <https://doi.org/10.4003/006.031.0118>.

Ávila-Poveda, O. H. 2020. Large-scale project 'Chiton of the Mexican Tropical Pacific': *Chiton articulatus* (Mollusca: Polyplacophora). *Research Ideas and Outcomes* 6: e60446. Doi: <https://doi.org/10.3897/rio.6.e60446>.

Chan, M.R. 1971. *Some aspects of the biology of chitons,*

Chitons marmoratus and Acanthopleura granulata. McGill University, Quebec.

Chapman, M.G. 2006. Intertidal seawalls as habitats for molluscs. *Journal of Molluscan Studies* 72(3): 247-257. Doi: <https://doi.org/10.1093/mollus/eyi069>.

Córdoba D., Serra, L. y Belton, E. 2021. Clasificación y cuantificación de quitones (mollusca: polyplacophora) en cinco playas del distrito de San Carlos, provincia de Panamá Oeste. *Centros* 6(1): 12-30.

Díaz J. y Puyana, M. 1994. *Moluscos Marinos del Caribe Colombiano: un Catálogo Ilustrado*. Fundación Natura, Colciencias e Invemar, Bogotá D.C.

Diouf, M., Faye, A., Cadot, N., Sanyang, I. y Karibuhoye, C. 2016. Study of Bometric Relationships of the Mollusc, *Tagelus angulatus* Sowerby II, 1847 (Mollusca; Solecurtidae) on the west african coast in Niimi National Park (Gambia). *Indian Journal of Scientific Research and Technology* 4(1) 1-6. Doi: <https://doi.org/10.9734/ARRB/2017/33652>.

Eernisse, D., Clark, R. y Draeger, A. 2007. Polyplacophora. En: *Light and Smith Manual: Intertidal Invertebrates from Central California to Oregon*. University of California Press, Berkeley.

Fernández, M., Jaramillo, E., Marquet, P., Moreno, C., Navarrete, S., Ojeda, P., Valdovinos, C. y Vasquez, J. 2000. Diversity, dynamics and biogeography of chilean benthic nerarshore ecosystems: an overview and guielines for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 797-830. Doi: <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2000000400021>.

Flores-Campaña, L.M., González-Montoya, M.A., Ortiz-Arellano, M.A. y Arzola-González, J.F. 2007. Estructura poblacional de *Chiton articulatus* en las islas Pájaros y Venados de la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 78: 23-31. Doi: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2007.002.299>

Flores-Campaña, L. M., Arzola-González, J. F. y de León-Herrera, R. 2012. Body size structure, biometric relationships and density of *Chiton albolineatus* (Mollusca: Polyplacophora) on the intertidal rocky zone of three islands of Mazatlan Bay, SE of the Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47(2): 203-211. Doi: <https://doi.org/10.4067/S0718-19572012000200004>.

García-Ibáñez, S., Flores-Garza, R., Flores-Rodríguez, P., Violante-González J., Valdés-González, A. y Olea-de la Cruz, F.G. 2013. Diagnóstico pesquero de *Chiton articulatus*





- (Mollusca: Polyplacophora) en Acapulco, México. *Revista de biología marina y oceanografía* 48(2): 293-302. Doi: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572013000200009>.
- García-Ríos, C. y Álvarez-Ruiz, M. 2007. Comunidades de quitones (Mollusca: Polyplacophora) de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical* 55(1):177-182. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i1.6068>.
- Glynn, P. 1970. On the Ecology of the Caribbean chitons *Acanthopleura granulata* and *Chiton tuberculatus* Linne: Density, Mortality, Feeding, Reproduccion and Growth. *Smithsonian contributions to zoology* 66:1-21. Doi: <https://doi.org/10.5479/si.00810282.66>.
- Götting, K. 1973. Die Polyplacophora der Karibischen Küste Kolumbiens. *Archiv für Mulluskenkunde* 103 (4-6): 243-261.
- Gracia, A., Díaz, J.M. y Ardila, N.E. 2005. Quitones (Mollusca: Polyplacophora) del mar Caribe colombiano. *Biota Colombiana* 6 (1): 117 - 125. Doi: <https://doi.org/10.21068/bc.v6i1.152>.
- Lam, N.W., Huang, R. y Chan, B.K. 2009. Variations in intertidal assemblages and zonation patterns between vertical artificial seawalls and natural rocky shores: a case study from Victoria Harbour, Hong Kong. *Zoological Studies* 48(2): 184-195.
- Liversage, K. y Kotta, J. 2019. A rare example of non-native chitons: broad intertidal habitat range and large densities of *Sypharochiton pelliserpentis* show no evidence of habitat engineering effect in South Australia. *Aquatic Invasions* 14(2): 267-279.
- López-Victoria, M., Cantera, J. R., Díaz, J. M., Roza, D. M., Posada, B. O. y Osorno, A. 2004. Estado de los litorales rocosos en Colombia: acantilados y playas rocosas. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. En: INVEMAR, Editor. *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros Santa Marta*. INVEMAR, Santa Marta.
- Melo, V., Quirino, T., Macín, S., García, M., Calvo, C. y Miramontes, B. 2011. *The Chiton articulatus* source of minerals for human health. *Emirates Journal of Food and Agriculture* 23(6): 490-4.
- Moreira, J., Chapman, M.G. y Underwood, A.J. 2007. Maintenance of chitons on seawalls using crevices on sandstone blocks as habitat in Sydney Harbour, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 347(1): 134-143. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.04.001>.
- Ordoñez-Zúñiga, A., Peña-Mejía, C., Bastidas-Salamanca, M. y Ricaurte-Villota, C. 2017. Región Sinú-Urabá. En: Ricaurte-Villota, C., y Bastida-Salamanca., Editores. *Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andreis (INVEMAR). Serie de publicaciones especiales de INVEMAR Santa Marta, Colombia.
- Patiño, F y Flórez, F. 1993. *Estudio Ecológico del Golfo de Morrosquillo*. Universidad Nacional de Colombia. Fondo FEN, Bogotá D.C.
- Quirós-Rodríguez J.A., Arias-Ríos, J.E. y Campos-Campos, N.H. 2015. Ensamblaje de quitones (Mollusca: Polyplacophora) en el litoral rocoso del departamento de Córdoba, Caribe colombiano. *Actualidades Biológicas* 37 (103): 177-184. Doi: <http://dx.doi.org/10.17533/udea.acbi.v37n103a06>.
- Ruiz, M. y López-Portillo, J. 2014. Variación espacio-temporal de la comunidad de macroinvertebrados epibiontes en las raíces del mangle rojo *Rhizophora* mangle (Rhizophoraceae) en la laguna costera de La Mancha, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical* 62(4): 1309-1330.
- Sánchez, A. y Sandoval, Y. 2005. Estructura de los crustáceos decápodos asociados a sustratos artificiales, ubicados en la punta norte del golfo de Morrosquillo (San Onofre – Sucre) y Punta Betín (Santa Marta – Magdalena) Caribe colombiano. Tesis de maestría, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Magdalena, Colombia.
- Sampedro A.C., Prasca, S.M., Suárez, D. y Escobar, L. 2012. Estado de las poblaciones de quitones (Mollusca: Polyplacophora) en rompeolas artificiales de Coveñas, Sucre, Colombia. *Caldasia* 34 (2):397-407. Doi: <http://dx.doi.org/10.15446/caldasia>.
- Sanvicente-Añorve L., Rodríguez-Vázquez, R., Lemus-Santana, E., Alatorre-Mendieta, M. y Reguero, M. 2018. Variaciones estacionales de la comunidad de quitones (Mollusca: Polyplacophora) en una zona intermareal rocosa del sur del Golfo de México. *Revista de biología marina y oceanografía* 53:19-26. Doi: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572018000100019>.
- Savini, D., Castellazzi, M., Favruzzo, M. y Ochchipinti-Ambroggi, A. 2004. The Alien Mollusc Rapa venosa (Valencinnes, 1846; Gastropoda, Muricide) in the Northern Adriatic Sea: Population Structure and Shell Morphology. *Chemistry and Ecology* 20(1) S411-S424. Doi: <https://doi.org/10.1080/02757540310001629242>.
- Schwabe, E. y Sellanes, J. 2010. Revision of Chilean bathyal

- chitons (Mollusca: Polyplacophora) associated with cold-seeps, including description of a new species of Leptochiton (Leptochitonidae). *Organisms Diversity & Evolution* 10: 31–55. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13127-009-0002-6>.
- Soto, M., Ireland, M. y Marigómez, I. 2000. Changes in Mussel Biometry on Exposure to Metals: Implications in Estimation of Metal Bioavailability in 'Mussel-watch' Programmes. *Science of Total Environment* 247(2-3): 175-187. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00489-](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00489-).
- Tobios, M. y Obeid, A. 2004. Plan de manejo ambiental para el relleno sanitario del municipio de Coveñas, Sucre. Tesis de Pregrado, Universidad de Sucre, Sucre, Colombia.
- Tokeshi, M., Ota, N. y Kawai, W. 2000. A Comparative Study of Morphometry in Shell-Bearing Mollusc. *Journal of Zoology* 251(1): 31-38. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00590.x>.
- Watters, G.T. 1991. Utilization of a simple morphospace by polyplacophorans and its evolutionary implications. *Malacologia* 33 (1-2): 221-240. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1467-842X.1991.tb00429.x>.
- Weinberg, S. 1978. The minimal area problem in invertebrate communities of Mediterranean rocky substrata. *Marine Biology* 49(1): 33-40. Doi: <https://doi.org/10.1007/bf00390728>.

Citar como: Quintana, H.L. y Hernández, J. 2021. Abundancia y morfometría de los quitones (Mollusca: Polyplacophora) asociados a rompeolas en Coveñas, Sucre-Colombia. *Inotropica* 16(1): 55-65. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3788>.

Daños causados por chinche barriga verde *Dichelops melacanthus* en maíz transgénico *Bacillus thuringiensis* (Bt)

Damage caused by green belly bug *Dichelops melacanthus* to transgenic corn *Bacillus thuringiensis* (Bt)

Marco Arturo Ferrerira-Agüero *, Arsenio Benítez-Sánchez, José Augusto Velásquez, Gustavo Daniel Vega-Brítez , Nelson David Lesmo-Duarte  y Matheus Francisco Acosta-Resquín 

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción, Pedro Juan Caballero, Paraguay

*Autor de correspondencia: ingeniero.ferreira1@gmail.com

Recibido: 07 de diciembre de 2020

Aceptado: 12 de abril de 2021

Publicación en línea: 11 de mayo de 2021

Resumen

Palabras clave:
D. melacanthus; Pentatomidae;
fitófagos; maíz Bt

El maíz transgénico que expresa la toxina de *Bacillus thuringiensis* (Bt) produce un cristal (Cry) de proteína tóxica para las orugas de las hojas y los tallos de maíz Bt, pero es atóxica para chinches. Los objetivos de este estudio fueron identificar la cantidad de plantas de maíz atacadas y no por la chinche barriga verde *Dichelops melacanthus*, evaluar los daños foliares a través del número de punturas, la altura de plantas y la producción en peso de granos de las plantas de maíz atacadas y no. La investigación se realizó en una granja agrícola de producción comercial en una superficie de 700 m². Los datos fueron registrados en hoja impresa, tabulada en planilla electrónica Excel y analizados estadísticamente por el test T-Student con una significancia del 5 % para comparación de dos grupos de muestras independientes. Los resultados obtenidos indican que el 80,7 % de las plantas de maíz fueron atacadas por la chinche *D. melacanthus* presentando punturas foliares. La altura promedio de las plantas atacadas fue de 41,2 ± 2,2 cm y 41,5 ± 3,3 cm de las no atacadas. En relación a la producción se ha verificado una reducción significativa del 23 %. El peso de los granos de maíz por planta atacada tuvo un promedio de 3,048 ± 199 g y 3,956 ± 269 g en planta no atacada, demostrando así que los daños ocasionados por *D. melacanthus* reducen el rendimiento del maíz Bt.

Abstract

Key words:
D. melacanthus; Pentatomidae;
phytophagous; Bt Cor

Transgenic maize expressing *Bacillus thuringiensis* (Bt) toxin produces a crystal (Cry) protein toxic to caterpillars that is non-toxic to stink bugs. The objectives of this study were to identify the number of plants attacked and not by *Dichelops melacanthus*, to evaluate foliar damage through the number of punctures, to evaluate plant height and weight of grain production by corn plants attacked and not. The research was carried out on a commercial production agricultural farm in an area 700 m². Data were recorded, tabulated in Excel spreadsheet and statistically analyzed by T Student test with 5 % of significance for comparison of two independent groups. The results indicate that 80.7 % of corn plants were attacked by *D. melacanthus* presenting punctures in their leaves. The average height of attacked plants was 41.2 ± 2.2 cm and 41.5 ± 3.3 cm for not attacking. A significant reduction in the production of 23 % was verified. The weight of grains of the attacked plant was on average 3.048 ± 319 g and 3.956 ± 269 g in a not-attacked plant, demonstrating that the damage caused by *D. melacanthus* reduces Bt corn productivity.

Introducción

El maíz Bt es un maíz transgénico que produce una proteína de origen bacteriano. La proteína Cry, producida naturalmente por *Bacillus thuringiensis* (Bt), es tóxica para las orugas defoliadoras o barrenadoras del tallo, pero no para las chinches. El maíz se cultiva prácticamente en todo el territorio paraguayo, con diferentes sistemas productivos y niveles tecnológicos empleados. Algunos cambios en el sistema de producción, tales como la siembra directa, el uso de híbrido con alto potencial productivo, el aumento de áreas cultivadas en segunda zafra después de la cosecha de soja y la utilización de híbridos genéticamente modificados como el maíz Bt, han contribuido al aumento de la productividad de este cereal (Ortigoza *et al.*, 2019). No obstante, estos cambios pueden desencadenar nuevos problemas que demandan constantes estudios para su adecuado manejo.

La ocurrencia de nuevas plagas o el aumento de otras que atacan a diversos cultivos pueden ser vistos como reflejos directos de alteraciones de los sistemas productivos (Hurtado *et al.*, 2017). De esta forma, el *Dichelops melacanthus* (Hemiptera: Pentatomidae), comúnmente conocido como chinche barriga verde, ha llegado a encontrarse en Brasil, Argentina, Paraguay, Uruguay, Bolivia, Colombia, Perú y Venezuela (Dellapé *et al.*, 2015). La infestación y el daño de esta especie se producen en la etapa de plántulas como resultado de la migración de los adultos desde los desechos de cultivos circundantes u otras plantas dentro del campo (Torres *et al.*, 2013; Smaniotto y Panizzi, 2015; Chiesa *et al.*, 2016).

En este orden de ideas, una transformación de gran magnitud como la experimentada en nuestra agricultura debería responder a un proceso razonado, apoyado por conocimiento y manejo tecnológico adecuado de cada componente del sistema de producción. Uno de los pilares fundamentales en que se apoya el cultivo de maíz y que por ende influye directamente en los rendimientos logrados es el control de plagas (Hurtado *et al.*, 2017).

El conocimiento de la dinámica poblacional de las plagas es importante en el manejo de estos organismos ya que a través de esta información se estima la incidencia y se puede planificar el manejo del insecto, lo que resulta fundamental a la hora de determinar una estrategia de control que evite el incremento de la brecha existente entre rendimientos potenciales y rendimientos reales (Vázquez-Porrás *et al.*, 2016).

El daño al maíz de las plántulas causa manchas marrones, decoloración y torsión de las hojas, rendimiento reducido (Crosariol Netto *et al.*, 2015) o muerte de las plantas (Roza-Gomes *et al.*, 2011; Torres *et al.*, 2013).

La realización de este trabajo se fundamenta en la preocupación actual sobre la elevada incidencia de *D. melacanthus* en el cultivo de maíz, mismo con el tratamiento de semillas y una serie de aplicaciones de insecticidas durante el ciclo del cultivo. Esta investigación trata de obtener datos reales del campo que permitan verificar el nivel de daño que ocasiona el ataque de las chinches en la producción de maíz y cómo eso puede afectar económicamente al productor.

En esta investigación se han planteado como objetivos evaluar los daños foliares por el ataque de chinche barriga verde *D. melacanthus* en maíz transgénico Bt y en la producción de granos, identificar la cantidad de plantas atacadas y no atacadas, cuantificar el número de punturas por plantas, verificar la altura de la planta en la etapa fenológica V₆ del maíz, y determinar el peso de granos de las plantas atacadas y no atacadas para comparar el rendimiento.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en la zafra 2016 en la granja agrícola Gredos del grupo Martin & Martin. Esta se sitúa a 12 km de la ciudad de Pedro Juan Caballero, en la colonia Vicepresidente Sánchez, sobre la ruta V "Gral. Bernardino Caballero", departamento de Amambay, y se encuentra georreferenciada en 21 k 621880 UTM 7499542. La propiedad está ubicada aproximadamente a 640 msnm, la topografía es plana, y el área es utilizada para cultivos extensivos bajo sistema de siembra directa en rotación con soja, maíz de segunda zafra, trigo y chíca.

La región se caracteriza por tener un clima de transición entre un tipo mediterráneo y uno francamente húmedo con temperatura media anual de 22 °C y una precipitación media anual de entre 1000 y 1200 mm anuales. Los meses más lluviosos son diciembre y enero, y los menos lluviosos son junio, julio y agosto. El suelo del lugar corresponde a un alfisol (*Soil Taxonomy*), de textura franco-arcillosa, y ostenta un uso agrícola prolongado de más de veintisiete años de producción sostenida, con doce años de producción de cereales y otros granos bajo el sistema de siembra directa.

El área de estudio fue constituida por ocho áreas distribuidas aleatoriamente en una superficie de 700 m². Cada una de estas

tenía dimensiones de 20 m de ancho y 35 m de largo, con cinco hileras de maíz a una distancia de 0,45 m en 10 m de largo y una población de 100 plantas. Para efecto de comparación se clasificaron en plantas atacadas y no atacadas por *D. melacanthus*. Se cuantificó tanto el número de plantas de maíz Bt atacadas y no atacadas por *D. melacanthus* como el número de punturas por plantas, la altura de la planta en la etapa fenológica V₆ y el peso de granos de las plantas de maíz Bt atacadas y no atacadas por *D. melacanthus*. La estimación de plantas atacadas y no atacadas, del número de punturas y de la altura de la planta se realizó 33 días después de la siembra, y el peso de los granos de las plantas atacadas y no atacadas se tomó luego de la cosecha.

Las plantas no atacadas fueron marcadas con una cinta roja, y en todas las áreas se encontraron plantas atacadas, es decir, aproximadamente el 85 % de la población había sido atacada por *D. melacanthus*. Aún después de realizar dos aplicaciones del insecticida Imidacloprid para controlar la plaga, seguían apareciendo chinches en las áreas, por lo que se realizó una tercera aplicación del producto. En total, se evaluaron 866 plantas de maíz Bt.

En las áreas demarcadas se cuantificó el número de punturas causadas por la chinche barriga verde, las cuales se registraron mediante la observación directa de las perforaciones continuas en cada hoja y se anotaron en una planilla. La altura de la planta se midió con una cinta métrica en la etapa fenológica V₆ del maíz, que es cuando se presentó elevado ataque por chinches.

Una vez llegada a la madurez comercial del maíz, se procedió a la cosecha manual de las espigas. Para eso se extrajeron las mazorcas y se colocaron en bolsas, las cuales recibieron una identificación. Posteriormente, las mazorcas se expusieron al sol durante 12 h para reducir su humedad, y luego se realizaron el desgranado y la limpieza de forma manual para eliminar impurezas. La producción fue empaquetada en las bolsas e identificada según su área respectiva. Por último, los

granos de maíz fueron pesados en una balanza de precisión de cuatro dígitos marca Profield.

Los datos fueron agrupados y analizados, utilizando el test t de Student al 5 % de significancia para comparación de dos grupos independientes y verificación de la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos. El programa estadístico empleado para los análisis fue BioStat 5.3.

Resultados

Se evaluaron 866 plantas de maíz Bt. De ellas, 699 habían sido atacadas por la chinche *D. melacanthus* en la etapa fisiológica vegetativa V₆, mientras que 167 no evidenciaban ataque. Es decir, el 80,7 % de las plantas presentaron daños evidentes por la presencia de punturas en la hoja, con un promedio de 6,1 punturas por planta. En relación con la variable altura, se registró un promedio de 41,5 cm para plantas de maíz Bt no atacadas y otro de 41,2 cm para plantas atacadas, lo que no supone diferencia estadísticamente significativa ($p > 0,05$) (tabla 1).

Tabla 1. Número de plantas de maíz Bt y altura de plantas (cm) atacadas por *D. melacanthus* y no atacadas. Valores promedio seguido de letra distintas en columnas difieren entre sí por el test T de *Student* al 5 % de significancia.

Tratamientos	N° de plantas (n=866)	Altura (cm)
Plantas atacadas	699 ± 6,8 a	41,2 ± 2,2 a
Plantas no atacadas	167 ± 7,8 b	41,5 ± 3,3 a

El peso promedio de granos por planta de maíz Bt atacada fue de 3,048 ± 199 g, y en planta no atacada fue de 3,956 ± 269 g, con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). En cuanto a rendimiento promedio por hectárea de las plantas de maíz Bt, las atacadas registraron 1.693,33 kg/ha, en tanto que en las no atacadas fue de 2.197,77 kg/ha, lo que representa una disminución de 504,44 kg/ha en el rendimiento de las plantas atacadas por las chinches (figura 1).

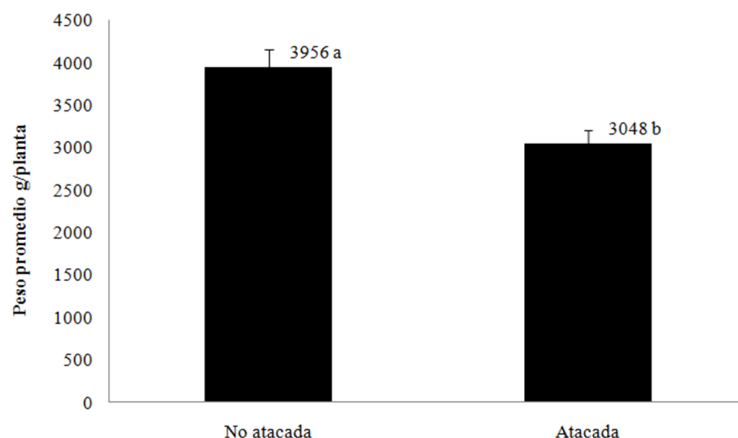


Figura 1. Peso promedio de los granos (g) por planta de maíz Bt no atacada y atacada por *D. melacanthus*. Valores promedio seguido de letras diferentes que difieren entre sí por el test T-Student al 5 % de significancia.

Discusión

Según los datos referentes a plantas atacadas y no atacadas, se puede sugerir una alta incidencia del chinche barriga verde en el cultivo de maíz Bt mismo con aplicaciones de insecticidas Imidacloprid (200 ml/ha). Probablemente la elevada ocurrencia de *D. melacanthus* se debe a la resistencia a los principios activos aplicados durante el desarrollo del maíz. Otro factor agravante es que la soja cultivada antes del maíz también hospeda gran cantidad de chinches y se utilizan los mismos productos químicos para su control, lo que genera una presión de selección de biotipos resistentes.

Por otra parte, no se hallaron diferencias significativas en la altura de plantas de maíz atacadas y no atacadas. Esto es compatible con lo reportado por Crosariol Netto *et al.* (2015), quienes observaron que las plantas transgénicas no mostraron diferencias significativas en relación con la altura y respondieron de manera diferente a los híbridos convencionales no Bt, que sí pueden reducir la altura en sus plantas debido a los daños ocasionados por las chinches.

También se ha constatado una alta incidencia y daños por *D. melacanthus* en la etapa vegetativa V_6 lo que condice con en el trabajo de Copatti y Oliveira (2011). En su estudio presentan alto potencial de daños al maíz, en el estado inicial de desarrollo entre el V_2 y V_8 . En otros trabajos similares, la reducción de altura de las plantas no fue significativa entre híbridos convencionales y transgénicos, sino que se trató de un comportamiento entre variedades (Michelotto *et al.*, 2013). En otra investigación se destaca la altura de las plantas de maíz no es afectada en ninguna población infestada por *D. melacanthus* (Bridi *et al.*, 2017).

De igual forma en este estudio se verificó, que los daños

significativos en el maíz se observan en especial si la infestación ocurre en las etapas fisiológicas V_1 y V_3 , lo que repercute negativamente en la producción del cultivo (Duarte *et al.*, 2015). Así pues, lo observado en esta investigación permite constatar que se da una disminución en el rendimiento del maíz (kg/ha) al aumentar la cantidad chinche de barriga verde por metro cuadrado.

En esa misma línea, otros trabajos similares reportan daño a los componentes de productividad con infestaciones de campo de dos y cuatro chinches por metro cuadrado (Bridi, 2012). Ahora bien, a pesar de la reducción de altura de plantas en los híbridos convencionales, no se observan efectos en la productividad en este caso, lo que lleva a suponer que el principal factor de reducción del rendimiento es una alta infestación de *D. melacanthus* (Crosariol Netto *et al.*, 2015).

Los mismos autores no observaron una correlación entre el peso promedio de 100 granos de maíz y la densidad de chinches *D. melacanthus*. Sin embargo, revelaron una relación negativa entre el peso promedio de las espigas y las densidades poblacionales de chinches. Con todo, el rendimiento de granos se reduce con el incremento de los niveles de infestación de chinches, evidenciando que el aumento de la densidad poblacional del insecto reduce el peso y el rendimiento de granos en el cultivo de maíz. Bridi *et al.* (2017), por otra parte, destacan que la reducción en la productividad es de 7,1 % con cada chinche de *D. melacanthus* adicionado en 1 m², en un intervalo de cero a cuatro chinches por metro cuadrado.

Portela *et al.* (2006) obtuvieron resultados similares a los comentados al verificar que la chinche barriga verde causó mayor intensidad de reducción del peso del grano de maíz cuando se comparó con el impacto de la chinche marrón

Euschistus heros. De esta manera, reportan que la primera especie causa, potencialmente, mayores daños a este cultivo que la segunda. Bridi *et al.* (2017) destacan además la reducción de hasta 3,96 granos por hilera, lo que representa la disminución de 12,3 % por cada cuatro chinches por metro cuadrado en comparación con un cultivo donde estos insectos estaban ausentes. También se ha detectado que una infestación de 3,16 chinches da lugar a una disminución de cerca del 12 % en el largo de la espiga en relación con el tamaño de la espiga sin presencia del insecto. Asimismo, un trabajo similar describe que sin la presencia del insecto el rendimiento del grano de maíz fue de 8.048,43 kg/ha, mientras que, con el insecto, fue de 6.352,21 kg/ha, una diferencia de 21,07 % o 1.696,22 kg/ha (Cruz *et al.*, 2016).

Según Duarte *et al.* (2015) es posible estimar que el nivel de daño económico para *D. melacanthus* en el cultivo de maíz es de 8 chinches/m², densidad poblacional por encima de la cual el control de la plaga es justificado económicamente. Estos resultados discrepan de los obtenidos por Bridi *et al.* (2017) en donde indican que entre uno y cuatro chinches por m² afecta significativamente al rendimiento del maíz.

El insecticida comúnmente usado para el control de chinches en maíz es el Imidacloprid. Investigaciones realizadas por Chiesa *et al.* (2016) demuestran que este producto puede reducir la densidad poblacional del chinche entre 23,2 % y 61,8 %, también que el tratamiento de semilla con este insecticida no protege eficientemente del ataque del chinche *D. melacanthus*.

Albuquerque *et al.* (2006) demuestran que el Imidacloprid puede no ser eficiente cuando es aplicado a los ocho días después de la emergencia de las plantas de maíz. También pulverizaciones de insecticida en pre-emergencia tienen poco efecto sobre *D. melacanthus*, mientras que las aplicaciones en la post-emergencia pueden alcanzar un control de hasta 80 % (Brustolin *et al.*, 2011).

Otros aspectos que pueden favorecer la alta incidencia de *D. melacanthus* es la alta temperatura. La chinche *D. melacanthus* se desenvuelve mejor en condiciones de temperatura elevadas (hasta 31 ± 1°C) mientras que temperaturas constantes de 19 °C lo perjudican. También se ha demostrado que eventos Bt como la soja transgénica no afecta su biología (Bortolotto *et al.*, 2016).

En varios estudios se ha demostrado que el tratamiento de semillas de maíz, no protege eficientemente contra el ataque de *D. melacanthus*, también que la serie de aplicaciones de

productos químicos en la etapa vegetativa y reproductiva no reduce eficientemente la densidad poblacional de la chinche barriga verde. Según Modolon *et al.* (2016), plantas testigos sin tratamientos químicos de semilla pueden presentar hasta 100 % de las plantas atacadas por *D. melacanthus*. Por otro lado, Brustolin *et al.* (2011) registraron hasta 60 % de plantas atacadas por *D. melacanthus* sin tratamientos de semillas, mientras que, con tratamientos, la cantidad de plantas atacadas puede reducirse a 24 %.

Conclusiones

Esta investigación permitió inferir que la mayoría de las plantas de maíz Bt (80,7 %) fueron atacadas por *D. melacanthus*. realizó un promedio de 6,1 punturas por plantas de maíz Bt, afectando el rendimiento de granos. El peso promedio de los granos de las plantas de maíz Bt se redujo debido a los daños ocasionados por *D. melacanthus*. Sin embargo, la reducción de la altura promedio de plantas de maíz Bt no fue significativa. Adicionalmente el trabajo sugiere en investigaciones futuras medir o evaluar el efecto del ataque de los chinches en la reducción de área foliar y capacidad fotosintética que puede a su vez reducir la producción de maíz.

Agradecimientos

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, Paraguay) y al Programa Nacional de Incentivo a los Investigadores (PRONII), PROCIENCIA.

Referencias

- Albuquerque, F.A., Borges, L.M., Iacono, T.O., Crubelati, N.C.S. y Singer, A.C. 2006. Eficiência de inseticidas aplicados em tratamento de sementes e em pulverização, no controle de pragasiniciais do milho. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo* 5 (1): 15-25. Doi: <https://doi.org/10.18512/1980-6477/rbms.v5n01p%25p>.
- Bridi, M. 2012. Danos de percevejos pentatomídeos (Heteroptera: Pentatomidae) nas culturas da soja e do milho na região centro-sul do Paraná (Doctoral dissertativo), Tese de ±mestrado, Universidade Estadual do Centro Oeste, Guarapuava, Brasil.
- Bridi, M., Kawakami, J. y Hirose, E. 2017. Danos do percevejo *Dichelops melacanthus* (Dallas, 1851) (Heteroptera: Pentatomidae) na cultura do milho. *Magistra* 28 (3/4): 301-307.
- Bortolotto, O.C., Mikami, A.Y., Bueno A.F., Silva, G.V. y Queiroz, A.P. de. 2016. Aspectos biológicos de *Dichelops melacanthus*

- em três temperaturas, alimentados com grãos imaturos de milho 2B688Hx e 2B688. *Ciencia Rural* 46: 254-259. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20150542>.
- Brustolin, C., Bianco, R. y Neves, P.M.O.J. 2011. Inseticidas em pré e pós-emergência do milho (*Zea mays* L.), associados aotratamento de sementes, sobre *Dichelops melacanthus* (Dallas) (Hemiptera: Pentatomidae). *Revista Brasileira de Milho e Sorgo* 10 (3): 215-223. Doi: <https://doi.org/10.18512/1980-6477/rbms.v10n3p215-223>.
- Copatti, J.F. y Oliveira, N.C. 2011. Danos iniciais causados pelos percevejos *Dichelops melacanthus* e *Euschistus heros* (Hemiptera: Pentatomidae) em plantas de milho. *Campo digital* 6(1): 1-8.
- Chiesa, A.C.M., Sismeiro, M.N.S., Pasini, A. y Roggia, S. 2016. Tratamento de sementes para manejo do percevejo barriga verde na cultura de soja e milho em sucessão. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 51(4): 301-308. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000400002>.
- Crosariol Netto, J., Michelotto, M.D., Grigolli, J.F.J., Galli, J.A., Pirota, M.Z. y Busoli, A.C. 2015. Danos ocasionados por *Dichelops melacanthus* (Heteroptera: Pentatomidae) em híbridos convencionais e transgênicos de milho. *Bioscience Journal* 31(4): 1092-1101.
- Cruz, I., Bianco, R. y Redoam, A. 2016. Riesgo potencial de pérdidas en el maíz causadas por *Dichelops melacanthus* (Dallas) (Hemiptera: Pentatomidae) en Brasil. Embrapa Milho y Sorgo-Artigo en periódico indexado (ALICE). URL: <https://doi.org/10.18512/1980-6477/rbms.v15n3p386-397>. Consultado: 6 de enero de 2020.
- Duarte, M.M., Ávila, C.J. y Santos, V. 2015. Danos e nível de dano econômico do percevejo barriga verde na cultura do milho. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo* 14 (3): 291-299. Doi: <https://doi.org/10.37856/bja.v84i2.1494>.
- Dellapé, G., Rider, D.A. y Dellapé, D.A. 2015. Notes on distributions for Argentine an Pentatomidae (Heteroptera: Pentatomoidea), with new records in the country. *Revista Brasileira de Entomologia* 59 (3): 169-176. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2015.06.001>.
- Hurtado, H.Y., Manga, D.A. M.A., y Sepúlveda-Cano, P.A. 2017. Registro de termitas (Isoptera) asociadas a cultivos de mango (*Mangifera indica*) en el departamento del Magdalena, Colombia. *Intropica* 12(2): 108-115. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.2286>.
- Modolon, T.A., Pietrowski, V., Alves, L.F.A. y Guimarães, A.T.B. 2016. Desenvolvimento inicial do milho tratado com o preparado homeopático Nuxvomica e submetido ao percevejo barriga-verde *Dichelops melacanthus* Dallas (Heteroptera: Pentatomidae). *Revista Brasileira de Agroecologia* 11(2): 85-93. Doi: <https://doi.org/10.33240/rba>.
- Michelotto, M.D., Crosariol Netto, J., Freitas, R., Duarte, A.y Busoli, A. 2013. Milho transgênico (Bt): efeito sobre pragas alvo e não alvo. *Nucleus* 10 (3): 67-82. Doi: <https://doi.org/10.3738/nucleus.v0i0.903>.
- Ortigoza, G., López, T.C.A., González, V.J.D. 2019. *Cultivo de maíz. Guía técnica*. JICA/FCA-UNA. San Lorenzo. URL: https://www.jica.go.jp/paraguay/espanol/office/others/c8h0vm0000ad5gke-att/gt_04.pdf. Consultado: 12 de enero 2020.
- Portela, A.C.V., Santos, V., Salvador, D.J. y Ávila, C.J. 2006. Danos causados pelos percevejos Euschistusheros (Fabricius) e *Dichelops melacanthus*(Dallas) (Heteroptera: Pentatomidae) em trigo e milho. In: *XXI Congresso Brasileiro de Entomologia*, Recife PE, Anais. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- Roza-Gomes, M.F., Salvadori, J.R., Pereira, P.R.V. y daPanizzi, A.R. 2011. Injúrias de quatro espécies de percevejos pentatomídeos em plântulas de milho. *Ciencia Rural* 41: 1115-1119. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-4782011005000081>.
- Smaniotto, L.F.y Panizzi, A.R. 2015. Interactions of selected species of stink bugs (Hemiptera: Heteroptera: Pentatomidae) from leguminous crops with plants in the neotropics. *Florida Entomologist* 98 (1): 7-17. Doi: <https://doi.org/10.1653/024.098.0103>.
- Torres, A.B.A., Oliveira, N.C., de, Oliveira-Neto, A.M. de. y Guerreiro, J.C. 2013. Injúrias causadas pelo ataque dos percevejos marrom e barriga verde durante o desenvolvimento inicial do milho. *Journal of Agronomic Sciences* 2(2): 169-177.
- Vázquez-Porras, I., González-Gaona, O., Espinosa-Vásquez, G., Terán-Vargas, A.P. y Azuara-Domínguez, A. 2016. Dinámica poblacional y asociación de insectos plaga y benéficos a las fases fenológicas del cultivo de soya en el sur de Tamaulipas. *Entomología mexicana* 3: 305-310.

Citar como: Ferreira-Agüero M.A., Benítez-Sánchez, A., Velásquez, J.A., Vega-Britez, G.D., Lesmo-Duarte, N.D. y Acosta-Resquín, M.F. 2021. Daños causados por chinche barriga verde *Dichelops melacanthus* en maíz transgénico *Bt Bacillus thuringiensis*. *Intropica* 16(1): 66-71. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3938>.

Distribución y abundancia de la raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*: Potamotrygonidae) en el Complejo Cenagoso de Zapatosa, Colombia

Distribution and abundance of the stingray from Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*: Potamotrygonidae) in Zapatosa wetland complex, Colombia

Eduardo J. Castañeda,* Felix Cuello^{ORCID}, María Pacheco^{ORCID} y Jairo Altamar^{ORCID}

Facultad de Ingeniería, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

*Autor de correspondencia: eduardocastaneda931@gmail.com

Recibido: 11 de diciembre 2020

Aceptado: 05 de mayo de 2021

Publicación en línea: 28 de mayo de 2021

Resumen

Palabras clave:
distribución espacial;
CPUE; hotspot;
distribución de tamaños;
raya del Magdalena

La raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*) no es considerada una especie objetivo de las pesquerías de la cuenca del Magdalena. Habitualmente es descartada viva, no sin antes quebrarle la espina caudal o aguijón, por lo cual no aparece frecuentemente en los desembarcos artesanales de esta zona, de allí que se desconozca el impacto sobre sus poblaciones. Este estudio determinó la distribución espacial de la abundancia y los tamaños de *P. magdalenae* en el Complejo Cenagoso de Zapatosa (CCZ). A partir de una estratificación de 96 cuadrículas (4 km² cada una), se escogieron de manera aleatoria un total de 25, las cuales fueron muestreadas en su centro geográfico utilizando redes de enmalle. Cabe mencionar que las cuadrículas adyacentes no fueron muestreadas y además se asignó por lo menos una cuadrícula de muestreo a los cuerpos de agua aparentemente independientes. Para conocer la distribución espacial de la abundancia y tamaño de la especie se utilizó ArcGIS como sistema de información geográfica, implementando la técnica *hotspot*. El cálculo de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) se estandarizó en términos de kg/lance. Los resultados indican que las mayores abundancias relativas se encontraron en el sector septentrional y central del CCZ y las menores en el sector meridional. De igual manera, los mayores tamaños fueron registrados en las cuadrículas del norte y oriente y los menores en las del sur. Otro resultado del estudio es un mapa de la distribución espacial de *P. magdalenae* en el CCZ, lo que constituye un insumo de interés para la implementación de medidas de manejo de una especie que, aunque hoy en día no es un recurso objetivo desde el punto de vista pesquero, desempeña una función importante en la trama trófica del CCZ.

Abstract

Key words:
spatial distribution; CPUE;
hotspot; size distribution;
stingray from Magdalena

The Stingray from Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*) is not a target species of the Magdalena basin fisheries. It is usually discarded alive, but not before having broken its tail thorn or stinger, for which it does not appear frequently in artisanal landings of inland fisheries of the Magdalena basin, and consequently the impact on its populations is unknown. This study determined the spatial distribution of abundance and sizes of *P. magdalenae* in the Zapatosa swamp complex (CCZ, by its acronym in Spanish). From a system of 96 grids (4 km² each) a total of 25 were randomly chosen, which were sampled in their geographic center using gillnets. It is worth mentioning that the adjacent grids were not sampled and, furthermore, at least one sampling grid was assigned to each apparently independent bodies of water. To determine the spatial distribution of the abundance and size of the species, ArcGIS was used as a geographic information system, using the hotspot technique. The calculation of the catch per unit effort (CPUE) was standardized in kg/set. The results indicate that the highest relative abundance were found in the northern and central sectors of the CCZ and the lowest in the southern sector. Similarly, the largest sizes were recorded in the northern and eastern grids and the smallest in the southern ones. Another result of the present study is a map of the spatial distribution of *P. Magdalenae* in the CCZ, which constitutes a basic input for the design of management measures of a species that, although today it is not a target resource from a fisheries point of view, it plays an important role in the food web of the CCZ.

Introducción

Colombia es uno de los países que por su ubicación geográfica posee una gran diversidad de fauna ictiológica marina, estuarina y dulceacuícola, siendo considerado después de Brasil como el segundo país de América con mayor diversidad ictica dulceacuícola, con una riqueza de 1435 especies registradas (Maldonado-Ocampo *et al.*, 2008). En esta diversidad se destacan las rayas de la familia Potamotrygonidae, la cual comprende cuatro géneros (*Heliotrygon*, *Paratrygon*, *Plesiotrygon* y *Potamotrygon*) y por lo menos 25 especies (Araujo *et al.*, 2004; Lasso *et al.*, 2014). A nivel nacional el género *Potamotrygon* no es considerado como un recurso con alto valor comercial (Galvis *et al.*, 1997), pero se reconoce por parte de otros autores su importancia en cuanto a su valor como pez ornamental, registrando exportaciones de gran volumen, en especial de la especie *Potamotrygon magdalenae* (Dahl, 1971; Araujo *et al.*, 2004; Charvet-Almeida y Pinto de Almeida, 2004). Por las circunstancias planteadas y con base en criterios referidos a su hábitat, el Plan Nacional de Acción para la Conservación y Manejo de Tiburones, Rayas y Quimeras de Colombia, clasificó esta especie como una especie prioritaria que requiere mayor investigación (Caldas *et al.*, 2009).

La familia Potamotrygonidae es la única familia de elasmobranquios restringida a hábitats dulceacuícolas y posee importantes adaptaciones para vivir en estos ecosistemas; no tienen la necesidad de retener altas concentraciones de urea en la sangre para contrarrestar la pérdida de agua causada por salinidades altas (Thorson *et al.*, 1967; Raschi y Mackanos, 1989; Lovejoy, 1996). Esta familia también desarrolló otras dos adaptaciones interesantes para entornos de agua dulce, únicas entre las especies de elasmobranquios (Martínez Achenbach y Martínez Achenbach, 1976): la capacidad de flotar en la superficie cuando el nivel del oxígeno del fondo es pobre y el cuidado materno.

La raya del Magdalena *Potamotrygon magdalenae* también conocida como raya de río; es una especie endémica que se localiza en los ríos de las cuencas del Atrato, San Jorge y Magdalena en Colombia. Habita comúnmente en ciénagas y quebradas, prefiere fondos lodosos, en aguas turbias y poco profundas (Dahl, 1971; Galvis *et al.*, 1997). Aunque en la revisión efectuada por Galvis *et al.* (1997) fue registrada en la cuenca binacional del Catatumbo, es posible que su identificación haya sido errónea (Lasso, 1985; Rosa, 1985). A pesar de su distribución en diferentes cuencas de Colombia,

esta especie está expuesta a los diferentes impactos naturales y antropogénicos que pueden presentarse en el ambiente acuático y que causan efectos desfavorables perceptibles en las rayas de agua dulce, por su baja tolerancia a estos impactos y además porque muchas de ellas requieren condiciones específicas de hábitat (Compagno y Cook, 1995; Marques, 1996), como podría ser el caso de *P. magdalenae* por el mismo hecho de ser endémica.

La escasa producción científica sobre rayas de agua dulce no está alineada con su alto potencial como recurso pesquero. Existen trabajos en ambientes marinos que se enfocan en revisiones históricas de la pesca de tiburones y rayas en el mar Caribe continental de Colombia (Caldas *et al.*, 2009) o en la captura de elasmobranquios con redes de enmalle (Marrugo *et al.*, 2015), pero se conoce poco sobre la distribución espacial asociada a su abundancia, por lo que resultan pertinentes los estudios sobre la biología, ecología, pesquerías y aspectos socioeconómicos y culturales relacionados con estas especies en Colombia, partiendo de la información sobre la distribución registrada en varias regiones del país.

Considerando que existen restricciones de hábitat para las rayas, este trabajo se basa en el estudio de la distribución de la especie, cuya mayor abundancia obedece a zonas calientes que pueden ser geográficamente determinadas. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue determinar la distribución espacial de la abundancia relativa y de la estructura de tamaños de la raya de agua dulce *P. magdalenae* en el Complejo cenagoso de Zapatosa (CCZ), a fin de establecer puntos calientes ("hotspots") asociados a su hábitat.

Materiales y métodos

El Complejo Cenagoso de Zapatosa (CCZ) está ubicado en el norte de Colombia, en jurisdicción de los municipios de Chimichagua, Tamalameque, Curumaní y Chiriguana, pertenecientes al departamento del Cesar, y El Banco, departamento del Magdalena (Viloria, 2008). Su ubicación geográfica está definida entre las coordenadas 9°14'N-73°46'W y 9°21'N-73°49'W, mientras que su espejo de agua ocupa un área aproximada de 30 000 ha (Castro, 2012).

Dentro de los grandes complejos humedales de Colombia se encuentra la Ciénaga de Zapatosa, que es una de las principales fuentes hídricas del país. El río Cesar aporta el principal caudal a la Ciénaga, que en algunas épocas también es influenciada por el río Magdalena. Este ecosistema lagunar se constituye en la despensa de alimentos de diferentes

asentamientos humanos y se caracteriza por su riqueza en flora y fauna, lo que ha generado una economía basada en pesca, agricultura y ganadería (Aristizábal, 2016).

Raya del Magdalena

La raya del Magdalena (*P. magdalenae*), al igual que la gran mayoría de las rayas de agua dulce, presenta cinco hendiduras branquiales y cuerpo en forma discoidal, tiene aleta caudal, aleta dorsal con 5 a 6 espinas, además de un agujón (algunas especies pueden presentar dos). Su longitud total es de 1,1 a 2 veces más larga que el ancho discal, las aletas pélvicas generalmente están cubiertas por el disco, su cola es relativamente larga. La coloración de esta especie es variable: superficie dorsal marrón brillante o marrón oliváceo oscuro o grisáceo, por lo general moteado con pequeñas manchas amarillentas o claras que pueden formar un patrón reticulado más evidente en juveniles; estas manchas suelen ser más pequeñas que el diámetro del ojo (Rosa, 1985; Lasso *et al.*, 2011).

Las rayas de agua dulce presentan un alto grado de polimorfismo, reflejada en la variabilidad intraespecífica en la coloración dorsal, lo que lleva a problemas taxonómicos y de identificación, así como inconvenientes en términos de comercialización, pues algunas especies presentan varios morfos con pocas consistencias en sus variaciones (Ross, 1999; Charvet-Almeida *et al.*, 2006a). Debido a lo anterior, pueden

requerir subdivisión después de estudios más detallados.

En las ciénagas del Magdalena, las abundancias mayores se han registrado en marzo, seguido por los meses de noviembre y abril, y las más bajas en diciembre y febrero (Ramos-Socha, 2010). Como es una especie que no es considerada con fines comerciales, habitualmente es descartada viva, pero no sin antes haberle quebrado la espina caudal o agujón, por lo cual no aparece en los desembarcos artesanales del CCZ, y en consecuencia se desconoce el impacto sobre sus poblaciones. De hecho, según datos del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (SEPEC), las cifras de desembarco no alcanzan en general el 0,1 % del total de los desembarcos de la cuenca del río Magdalena (Duarte *et al.*, 2018). Para el año 2019, el SEPEC registró desembarcos en Puerto Boyacá durante los meses de octubre y noviembre, en Macurutú-Chimichagua en el mes de noviembre y Puerto Asure-Cicuco en marzo.

Diseño de muestreo y fase de campo

Para efectos de abordar el estudio de este cuerpo cenagoso, el área de su espejo de agua fue estratificado mediante cuadrículas de 4 km² (2 x 2 km), de las cuales se seleccionaron aleatoriamente 25 para ser muestreadas en su centro geográfico (figura 1). Es importante mencionar que se evitó seleccionar cuadrículas adyacentes y que se asignó por lo menos una cuadrícula de muestreo a los cuerpos de agua aparentemente independientes del complejo cenagoso.

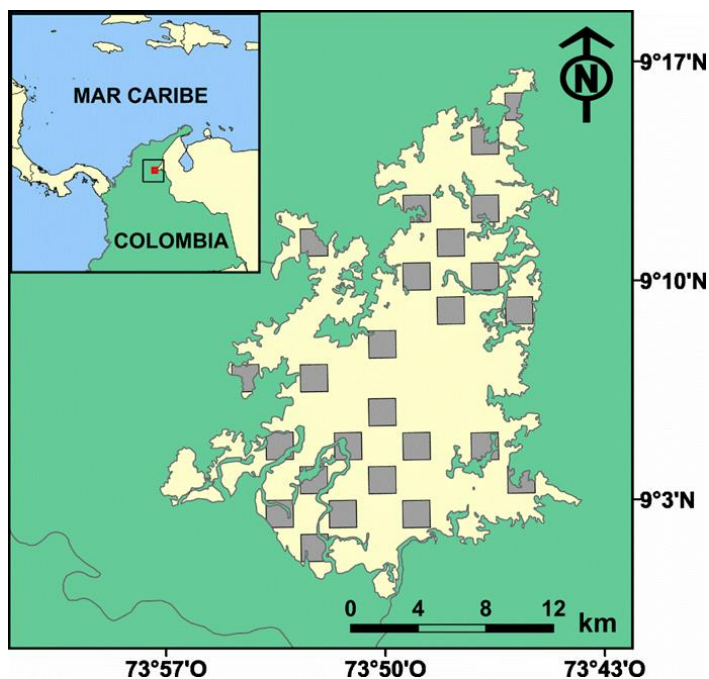


Figura 1. Área de estudio (Ciénaga de Zapatos). Se muestran las 25 cuadrículas (2 x 2 km) muestrales.

El muestreo se llevó a cabo durante un período de tres meses (abril, mayo y agosto del año 2018) y se efectuó en sentido norte-sur, a bordo de embarcaciones usadas para la pesca artesanal, zarpando desde el muelle principal del municipio de Chimichagua (departamento del Cesar) hacia las cuadrículas muestrales correspondientes. Las pescas se efectuaron en los centros geográficos de las cuadrículas muestrales, y en ellas se contó con la participación de pescadores locales. Las faenas de pesca se realizaron entre 1 y 6 m de

profundidad, mediante el uso de redes de enmalle de 160 m de longitud construidas en poliamida multifilamento, con tamaño de malla de 2". Las características tecnológicas de la red utilizada para el muestreo se presentan en el plano técnico correspondiente (figura 2). Los lances de pesca se efectuaron desde el atardecer hasta el alba del día siguiente, con una duración promedio aproximada de 12 horas. Los peces óseos capturados fueron despescados y separados de las rayas durante el proceso de izado de la red.

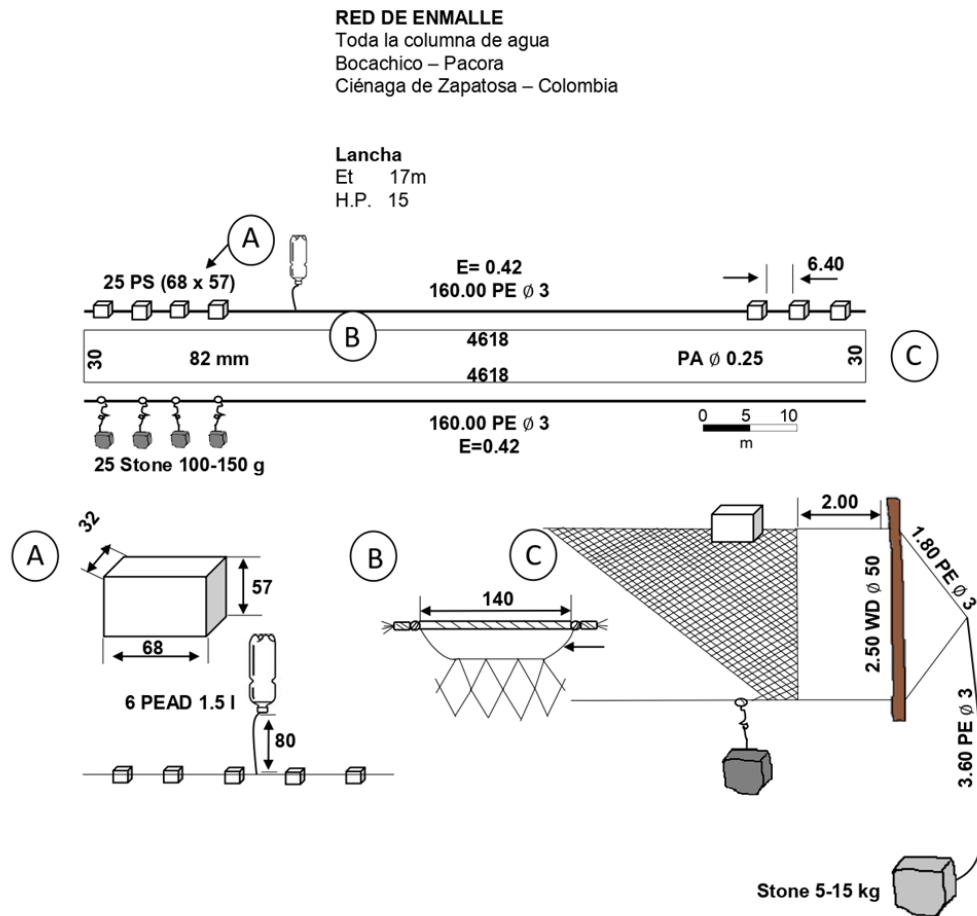


Figura 2. Plano técnico de la red de enmalle empleada durante el estudio.

Estandarización de la captura por unidad de esfuerzo

Los datos de captura y esfuerzo permiten construir índices de biomasa relativa de las poblaciones de peces, bajo el supuesto de que la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es proporcional a la abundancia. En concordancia con el objetivo de este estudio, se utilizó entonces la CPUE, estandarizada en Enero- junio de 2021

kg/lance, como un índice de la abundancia relativa de la raya del Magdalena en el CCZ.

Autocorrelación espacial y análisis de puntos calientes (hotspots)

El programa ArcGIS 10 (ESRI) se utilizó como herramienta

informática (sistema de información geográfica) para el análisis de los patrones espaciales de la CPUE en el CCZ, a partir de la información colectada en las pescas científicas efectuadas en las cuadrículas muestrales. Mediante este software también se calculó el índice global de Moran (Global Moran's I), para evaluar la autocorrelación o agrupamiento de las celdas (cuadrículas de muestreo en este caso) con base en la CPUE. De esta forma, se identificaron clústeres (agrupaciones) espaciales de las entidades con valores altos o bajos, incluyendo valores atípicos espaciales estadísticamente significativos. Los valores del índice de Moran varían entre -1 y +1 (patrón disperso y patrón agrupado, respectivamente), donde los valores cercanos a cero indican una distribución aleatoria. De esta forma, se pudo determinar si los valores de CPUE en el espacio de las celdas de análisis se producen de forma no aleatoria y, de ser así, si dichas celdas están dispersas o agrupadas (Jalali *et al.*, 2015).

Cuando el sistema de coordenadas de salida está establecido en un sistema de coordenadas geográficas, las distancias se calculan mediante mediciones de cuerda, utilizando específicamente el parámetro banda de distancia o distancia de umbral, el cual fue proporcionado en metros. Para el análisis se incluyeron varias clases de banda de distancia, (2000, 4000, 6000 y 8000 m), con el fin de determinar la banda de distancia donde se producen los patrones de autocorrelación y agrupamiento en la distribución de la CPUE. La banda óptima se evalúa con base en el resultado del puntaje Z, el cual es un indicador de los patrones de agrupamiento en los datos de CPUE.

Además, se utilizó la herramienta Getis-Ord G_i^* , que identifica clústeres espaciales estadísticamente significativos de valores altos y valores bajos y crea una entidad de salida con una puntuación z, un valor P y un campo de bin de nivel de confianza (G_i _Bin) para cada entidad en la clase de entidad de entrada. Para determinar las áreas con valores altos y bajos de CPUE se utilizó el estadístico local de Getis-Ord G_i^* obtenido después de determinar los patrones globales en el conjunto de datos, lo que permite designarlas como áreas de puntos calientes y puntos fríos, respectivamente. De igual modo, en la salida gráfica del análisis de puntos calientes aparecen los valores no significativos. Este enfoque determina la

autocorrelación local estadísticamente significativa y la dependencia entre las celdas vecinas (Jalali *et al.*, 2015).

Registro de longitudes de cada muestra

Frecuentemente, el registro de información biológica (longitud, peso, sexo y madurez gonadal, básicamente) permite establecer medidas de manejo adecuadas de los stocks pesqueros, teniendo en cuenta la dinámica de la pesca en las diferentes zonas (Tresierra y Culquichicon, 1993; Sparre y Venema, 1997). En rayas del orden Myliobatiformes (familias Dasyatidae, Mobulidae, Rhinopteridae, Potamotrygonidae, Myliobatidae) se mide el ancho (AD) y el largo del disco (LD) (Agudelo *et al.*, 2011). Para este estudio se tomó como principal medida el ancho del disco (AD), usando un ictiómetro Cabe mencionar que, al momento de realizar las mediciones, las rayas estaban en estado fresco. La talla de madurez (TM) se registró con base en las directrices propuestas por Ramos-Socha (2010).

Resultados

Balance del muestreo

En total se realizaron 25 lances de pesca con red de enmalle. La mayor captura de rayas se dio hacia el norte y, en menor grado, al centro del CCZ, en los sitios denominados localmente como "ojo de agua" y "el voladero", respectivamente. Durante los muestreos, se capturaron un total de 53 individuos, que representaron una biomasa total de 21,704 g. Se registró un mayor número de machos (27) que de hembras (19), lo que significó una proporción de sexos 1,4:1. El porcentaje de rayas por lance fluctuó entre el 50 y el 89 % del número total de individuos de todas las especies capturadas, entre las cuales se destacaron el bocachico (*Prochilodus magdalenae*), la pacora (*Plagioscion surinamensis*), el matacaimán (*Centrochir crocodrill*) y el comelón (*Megaleporinus muyscorum*).

Índice de abundancia relativa (CPUE)

Los índices de abundancia relativa (CPUE) fueron estandarizados en kg/lance. Los mayores registros de CPUE de *P. magdalenae* se registraron en el centro, centro oriente y norte del CCZ (figura 3). En los lances positivos para esta especie, los valores de CPUE variaron entre 0,040 y 8,19 kg/lance. Además, en 11 de las 25 cuadrículas muestreadas no se registraron capturas de rayas (tabla 1).

Distribución y abundancia de la raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*: Potamotrygonidae)

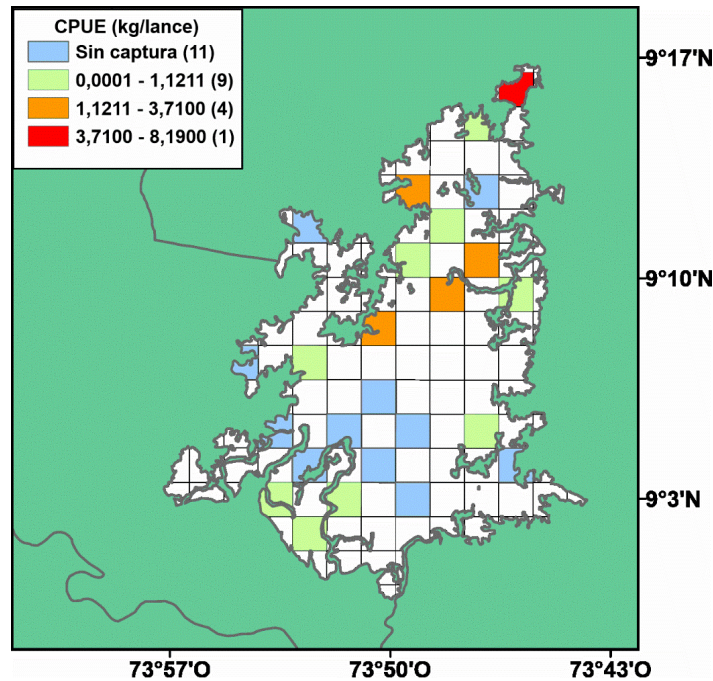


Figura 3. Abundancia relativa (CPUE) de la raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*) en las cuadrículas muestreadas en el Complejo Cenagoso de Zapatoso.

Tabla 1. Datos de referencia y valores de CPUE de los lances de pesca con redes de enmalle efectuados en las cuadrículas muestreadas en el Complejo Cenagoso de Zapatoso.

No. Cuadrícula	Cuadrícula	Latitud (N)	Longitud (W)	CPUE (kg/lance)	Profundidad (m)
1	97	9,259	-73,762	8,19	2,0
2	83	9,204	-73,780	0,00	2,0
3	53	9,132	-73,834	3,71	4,2
4	64	9,150	-73,762	0,68	2,5
5	81	9,204	-73,816	1,71	4,5
6	26	9,078	-73,889	0,00	3,1
7	30	9,078	-73,816	0,00	6,2
8	42	9,114	-73,871	0,25	5,4
9	2	9,023	-73,871	0,04	0,5
10	7	9,042	-73,856	0,08	1,0
11	9	9,041	-73,816	0,00	0,5
12	74	9,186	-73,871	0,00	3,6
13	71	9,168	-73,780	1,85	1,5
14	32	9,078	-73,780	0,75	5,9
15	41	9,114	-73,907	0,00	5,4
16	18	9,060	-73,835	0,00	6,1
17	77	9,186	-73,798	0,58	4,7
18	16	9,060	-73,871	0,00	4,5
19	28	9,078	-73,853	0,00	5,2
20	37	9,096	-73,835	0,00	5,9
21	93	9,240	-73,780	0,95	4,5
22	62	9,150	-73,798	2,69	4,2
23	69	9,168	-73,816	0,12	1,5
24	5	9,042	-73,889	0,07	1,3
25	22	9,060	-73,761	0,00	1,1

Autocorrelación espacial y puntos calientes (*hotspots*)

Con base en los resultados obtenidos en el análisis del índice de Moran, se evidenció que la distribución de la CPUE estaba agrupada espacialmente, debido a que la banda de distancia de 4000 m presentó una alta agrupación o patrón de

autocorrelación de la CPUE, en comparación con las otras bandas, donde se presentó una disminución del índice de Moran (figura 4). El valor más alto de puntaje Z se registró en la banda de distancia de 4000, seguidas de 6000 y 8000 m; mientras que el valor más bajo se presentó en la distancia más corta (2000 m).

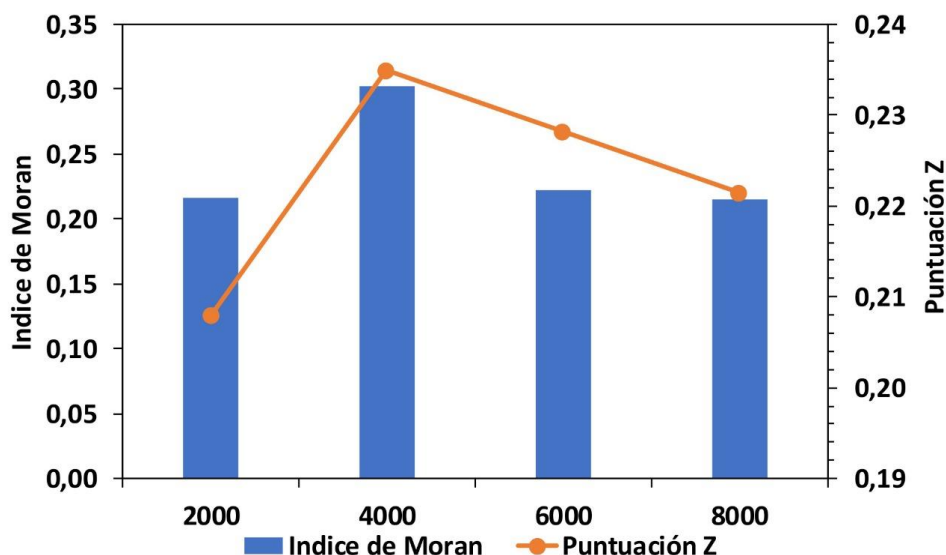


Figura 4. Comparación del Índice de Moran y la puntuación Z calculados para varias bandas de distancia correspondientes a la distribución de la CPUE de *Potamotrygon magdalenae* en el Complejo Cenagoso de Zapatosá.

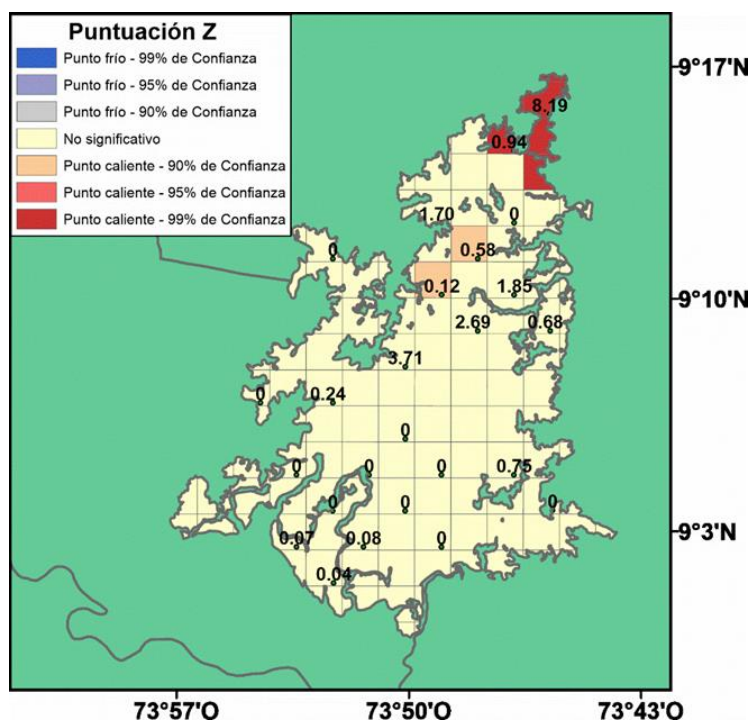


Figura 5. Distribución de puntos calientes o *hotspots* para la raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*) en el Complejo Cenagoso de Zapatosá.

Análisis de puntos calientes (*hotspots*)

Con base en estadístico local Getis-Ord Gi estimado mediante el software ArcGIS 10, se establecieron los puntos calientes a partir de la escogencia de la banda de 4000 m, cuyos resultados indicaron patrones de agrupamiento preliminares, estimados a partir de la abundancia relativa (CPUE). Los patrones de agrupamiento se presentaron por la acumulación de celdas vecinas que presentaron altos valores de CPUE (figura 5). La mejor distribución y dependencia de celdas vecinas se observó hacia el norte del CCZ, con una tendencia hacia el centro-este de este cuerpo de agua. Las celdas *hotspot* se indicaron mediante cuadrículas, con base en los valores de CPUE que según el estadístico fueron designados como puntos críticos o calientes.

Tamaños de la raya del Magdalena *Potamotrygon magdalenae*

Los promedios de los tamaños del ancho discal de las rayas del Magdalena variaron ampliamente (8,0-23,8 cm) en las cuadrículas muestreadas (tabla 2). La distribución de las longitudes de la especie en el CCZ muestra que en la mayoría de los sitios las longitudes son inferiores a la TM referenciada por Ramos-Socha (2010), quien especifica que en las ciénagas del Magdalena las hembras alcanzan la talla media de madurez sexual a los 240 mm AD, y los machos a los 202 mm AD. Solo en tres cuadrículas se registraron longitudes en este rango de la TM y en ninguna de las cuadrículas el promedio fue superior a la TM (figura 6).

Tabla 2. Ancho discal promedio (cm) de las rayas capturadas en las cuadrículas muestreadas en el Complejo Cenagoso de Zapatosa.

No. Cuadrícula	Latitud N (grados)	Longitud W (grados)	Ancho discal promedio (cm)
1	9,259	-73,762	22,7
2	9,204	-73,780	-
3	9,132	-73,834	17,3
4	9,150	-73,762	18,0
5	9,204	-73,816	21,8
6	9,078	-73,889	-
7	9,078	-73,816	-
8	9,114	-73,871	9,3
9	9,023	-73,871	8,0
10	9,042	-73,856	10,1
11	9,041	-73,816	-
12	9,186	-73,871	-
13	9,168	-73,780	17,2
14	9,078	-73,780	23,8
15	9,114	-73,907	-
16	9,060	-73,835	-
17	9,186	-73,798	17,9
18	9,060	-73,871	-
19	9,078	-73,853	-
20	9,096	-73,835	-
21	9,240	-73,780	15,4
22	9,150	-73,798	18,5
23	9,168	-73,816	15,5
24	9,042	-73,889	9,0
25	9,060	-73,761	-

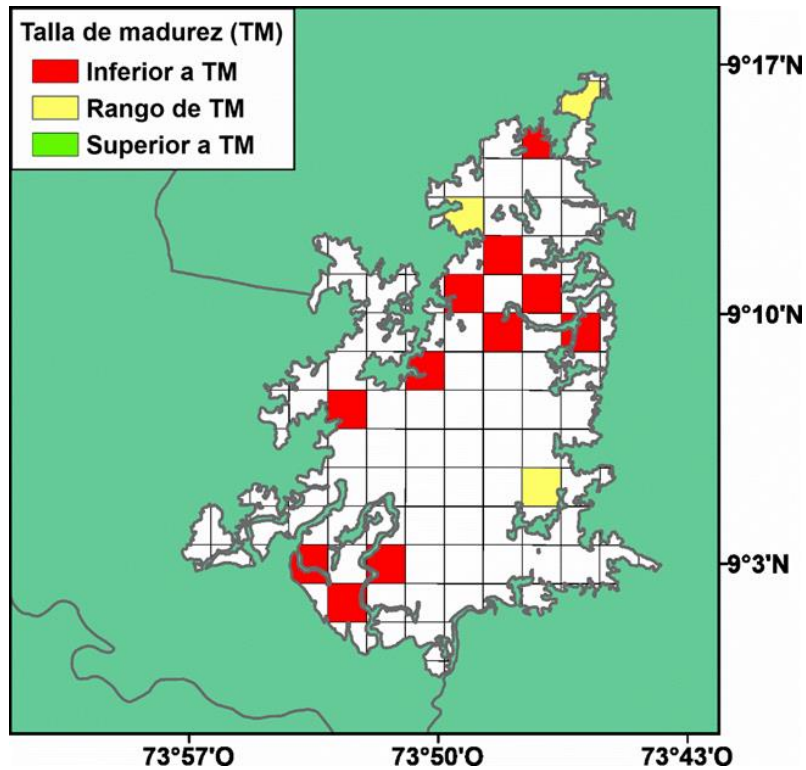


Figura 6. Distribución de los tamaños promedio de la raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalena*) en las diferentes cuadrículas de muestreo del Complejo Cenagoso de Zapatos, comparados con la talla de madurez de la especie.

Discusión

Las mayores capturas de rayas (*P. magdalena*) fueron obtenidas durante la primera temporada húmeda, entre los meses de abril y mayo. Durante este último mes se registran las mayores precipitaciones en la región, ocasionando un aumento de la columna de agua de la ciénaga. Sin embargo, el IDEAM (2020) describe que este comportamiento no depende exactamente de las precipitaciones locales, sino del régimen de lluvias de la parte alta y media de la cuenca de los ríos Magdalena y Cesar. Cabe destacar el efecto regulador de la ciénaga en el régimen hidrológico de la región, amortizando las crecientes de los ríos Cesar y Magdalena, en especial el flujo y contraflujo del río Cesar (Aristizábal, 2016). En ese sentido, los mayores valores de la CPUE de rayas en el norte y centro-oriente de la ciénaga coinciden con el aumento del caudal del Magdalena, que empieza a incrementar su nivel desde marzo hasta alcanzar niveles altos en mayo, época en que el río se convierte en aportante a la ciénaga, situación que según IDEAM se mantiene hasta el mes de junio. Asimismo, la zona central corresponde a los sectores más profundos, que en Zapatos podrían alcanzar hasta los 8 m, con una media entre 3 y 4 m de profundidad, que la hacen un sistema estable y sin inundaciones atípicas (Aristizábal, 2016). En términos pesqueros, los resultados del estudio presentan la mayor tasa

de captura de rayas en el mes de abril, pico que coincide con los resultados de Ramos-Socha (2010) para ciénagas del río Magdalena. Las zonas de mayor agrupamiento y autocorrelación espacial de la CPUE, conocidas como puntos calientes (*hotspots*) se encuentran ubicadas en la parte norte y centro del CCZ. El área inundable que se expande del centro hacia el norte podría indicar un nicho ecológico para la especie, lo cual coincide con el gradiente evidenciado en la CPUE.

Por otro lado, los resultados de la distribución espacial no coincidieron con la distribución de los tamaños de las rayas, que mostraron los mayores promedios (ancho discal) en cuadrículas muy definidas al norte y oriente, mientras que, los menores tamaños se distribuyen ampliamente en el CCZ. La distribución de las tallas de madurez se comparó con los resultados obtenidos por Ramos-Socha (2010), quien señala que en las ciénagas del Magdalena las hembras alcanzan la talla media de madurez sexual a los 240 mm de ancho discal (AD), y los machos a los 202 mm AD. En este sentido, resulta clave señalar que en ninguno de los casos la media de los tamaños capturados estuvo por encima de la talla de madurez mencionada. Por ello, es posible plantear otra hipótesis de que esta especie se ha visto forzada a madurar más pequeña, como una estrategia compensatoria (Dieckmann *et al.*, 2009), debido

a la elevada presión de la actividad pesquera, caso común en otros recursos pesqueros (Altamar *et al.*, 2015). Sin embargo, también puede ser debido a impactos naturales, principalmente los que obedecen a cambios en los ciclos hidrológicos que sean favorables para la especie.

Esta especie tiene una amplia distribución en las cuencas del Magdalena y del Atrato, tanto en ríos y/o quebradas como en ciénagas (Román-Valencia, 1990), por lo que a priori es posible indicar que la especie se distribuye aleatoriamente; sin embargo, la herramienta de análisis del *hotspot* según el estadístico G_i^* de Getis Ord fue capaz de identificar agrupaciones espaciales estadísticamente significativas hacia el norte y el centro del CCZ, las cuales podrían estar asociadas a la expansión del espejo de agua. Por lo cual, para explicar estas agrupaciones surgen hipótesis en torno a la relación entre el ciclo hidrológico del CCZ y los aspectos tróficos y reproductivos de *P. magdalenae*, lo que debería ser objeto de estudios que permitan dilucidar tales relaciones.

Referencias

Agudelo, E., Ajiaco, R.E., Álvarez, L.E., Barreto, C.G., Borda, C.A., Bustamante, C.C., Caldas, J.P., De la Hoz, J., Diazgranados, M.C., Melo, G., Perucho, E., Puentes, V., Ramírez, A.; Ramírez, A., Rueda, M., Salinas, J.C. y Zapata, L.A. 2011. Protocolo de captura de información pesquera, biológica y socio-económica en Colombia. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural - Dirección de Pesca y Acuicultura - Subgerencia de Pesca y Acuicultura INCODER - Conservación Internacional. Bogotá D.C.

Altamar, J., Manjarrés-Martínez, L., Duarte, L.O., Cuello, F. y Escobar-Toledo, F. 2015. ¿Qué tamaños deberíamos pescar?. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP) – Universidad del Magdalena, Santa Marta.

Araujo, M.L.G., Charvet-Almeida, P., Pinto de Almeida, M., y Pereira, H. 2004. Freshwater Stingrays (Potamotrygonidae): Status, conservation and management challenges. Twentieth Meeting of the Animals Committee, CITES, Johannesburg.

Aristizábal, V.M. 2016. Lineamientos hidrológicos para la delimitación de humedales. Casos de estudio: Ciénaga de la Zapatosa y Complejo de Esteros Paz de Ariporo. Tesis de maestría, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Colombia sede Manizales, Bogotá, Colombia.

Caldas, J.P., Díaz-Trujillo, E.M., García, C.B. y Duarte, L.O. 2009. Revisión histórica de la pesca de tiburones y rayas en el mar Caribe continental de Colombia. *Avances en el conocimiento* Enero- junio de 2021

de tiburones, rayas y quimeras de Colombia 97-131.

Castro, R.S. 2012. Análisis florístico y fitogeográfico de ambientes asociados al complejo de ciénagas de Zapatosa (Cesar) en el Caribe colombiano. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C., Colombia.

Compagno, L.J.V. y Cook, S.F. 1995. The exploitation and conservation of freshwater elasmobranchs: status of the taxa and prospects for the future. *Journal of Aquaculture and Aquatic Sciences* 7: 62-91.

Charvet-Almeida, P. y Pinto de Almeida, M. 2004. *Potamotrygon magdalenae*. In: IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org. Consultado. 14 de octubre de 2020.

Charvet-Almeida, P., Almeida, M.P. Silva, A.J. Viana, A.S. y Rosa, R. S. 2006. Polychromatism of the freshwater stingray *Potamotrygon leopoldi* (Chondrichthyes: Potamotrygonidae). *Memories of XXII Meeting American Elasmobranch Society*, New Orleans.

Dahl, G. 1971. Los peces del Norte de Colombia. Ministerio de Agricultura. Instituto de desarrollo de los recursos naturales renovables INDERENA, Bogotá D.C.

Dieckmann, U., Heino, M. y Rijnsdorp, A.D. 2009. The dawn of Darwinian fishery management. *ICES Insight* 9:34-43.

Duarte, L.O., De la Hoz-M, J. y Manjarrés-Martínez, L. 2018. Análisis de los desembarcos pesqueros artesanales registrados en las cuencas y litorales de Colombia (julio-diciembre de 2018). Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP). Bogotá D.C.

Galvis, G., Mojica, J.I. y Camargo, M. 1997. Peces del río Catatumbo. Asociación Cravo Norte. (ECOPETROL, OXY, SHELL). Bogotá D.C.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). 2020. Establecimiento de la Línea Base Ambiental del Complejo Cenagoso de Zapatosa. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Subdirección de Hidrología. 2012. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. [_URL:_
http://www.corpocesar.gov.co/files/DOCUMENTOBATIMETRIA_CGA.pdf](http://www.corpocesar.gov.co/files/DOCUMENTOBATIMETRIA_CGA.pdf). Consultado: 15 de octubre 2020.

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (Instituto Humboldt). 2015. Propuesta de límite para la Ciénaga de Zapatosa. Ventana de Estudio. Equipo

- Humedales Fondo Adaptación, Instituto Humboldt. Bogotá, D.C.
- Jalali, M.A., Ierodionou, D., Gorfine, H., Monk, J. y Rattray, A. 2015. Exploring Spatiotemporal Trends in Commercial Fishing Effort of an Abalone Fishing Zone: A GIS-Based Hotspot Model. *PloS one*10(5): e0122995. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122995>.
- Lasso, C.A. 1985. Las rayas de agua dulce. *Natura* 77: 6-9.
- Lasso, C.A., Ramos-Socha, H.B., Rivas-Lara, T.S. y Rincón-López, C.E. 2011. *Potamotrygon magdalenae*. En: Lasso, C.A.E., Agudelo Córdoba, L., Jiménez-Segura, F., Ramírez-Gil, H., Morales-Betancourt M., Ajiaco-Martínez, R.E., Gutiérrez, de P.F., Usma, J.S., Muñoz-Torres S.E. y Sanabria Ochoa, A.I. Editores. I. *Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C.
- Lasso, C.A., Rial, A., Colonnello, G., Machado-Allison, A. y Trujillo, F. 2014. *Humedales de la Orinoquia (Colombia-Venezuela)*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C.
- Lovejoy, N.R. 1996. Systematics of myliobatoid elasmobranchs: with emphasis on the phylogeny and historical biogeography of Neotropical freshwater stingrays (Potamotrygonidae: Rajiformes). *Zoological Journal of the Linnean Society* 117(3): 207–257.
- Maldonado-Ocampo, J.A., Vari, R.P. y Usma J.S. 2008. Checklist of the freshwater fishes of Colombia. *Biota Colombiana* 9(2): 143-237.
- Martínez Achenbach, G. y Martínez-Achenbach, S.V. 1976. Nota acerca de algunas especies de "raya fluvial" (Batoidei, Potamotrygonidae), que frecuentan el sistema hidrográfico del Río Paraná Medio en el departamento la capital (Santa Fe, Argentina). *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino. Zoología* (Santa Fe, Argentina) 8: 24
- Marques, J.F.B. 1996. Regulação de Amônia e Uréia de *Potamotrygon* sp. (Chondrichthyes: Potamotrygonidae) em Águas Amazônicas. Masters Dissertation, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia & Universidade do Amazonas, Manaus, Brasil.
- Marrugo, C., Altamar, J. y Duarte, L.O. 2015. Caracterización tecnológica e índices de captura de elasmobranchios, con redes de enmalle que incorporan anzuelos, utilizadas en el golfo de Salamanca (Caribe colombiano). *Intropica*: 84-92.
- Ramos-Socha, H. 2010. Algunos aspectos biológicos de la raya de agua dulce *Potamotrygon magdalenae* (Dumeril, 1865) (Chondrichthyes: Myliobatiformes) en la Ciénaga de Sabayo, Guaimaral, Magdalena-Colombia. Trabajo de Grado, Facultad de Ciencias Naturales, Programa de Biología Marina, Santa Marta, Colombia.
- Raschi, W. y Mackanos, L.A. 1989. The Structure of the Ampullae of Lorenzini in *Dasyatis garouaensis* and Its Implications on the Evolution of Freshwater Electroreceptive Systems. *Journal of Experimental Zoology* 2: 101–11.
- Román-Valencia, C. 1990. Lista y distribución de peces en la cuenca media del río Atrato, Chocó, Colombia. *Caldasia* 16 (77): 201-207.
- Rosa, R.S. 1985. Una revisión sistemática de las rayas de agua dulce de América del Sur (Chondrichthyes: Potamotrygonidae). Doctorado no publicado. Disertación. Colegio de William y Mary, Virginia, Estados Unidos.
- Ross, R.A. 1999. Freshwater stingrays from South America (Special). Aqualog. ACS Gaser. Germany.
- Sparre, P. y Venema, S. 1997. Introducción a la Evaluación de Recursos Pesqueros Tropicales. Parte 1. Documento técnico de pesca Np. 306/1. The Food and Agriculture Organization (FAO), Roma.
- Thorson, T.B., Cowan, C.M. y Watson, D.E. 1967. Potamotrygon spp.: elasmobranchs with low urea content. *Science* 158 (3799): 375–377.
- Tresierra, A. y Culquichicón, Z. 1993. Biología pesquera. Primera edición. Editorial Libertad, Trujillo.
- Viloria, J. 2008. Economía extractiva y pobreza en la ciénaga de Zapatos. Banco de la República, Santa Marta.
- Citar como:** Castañeda, E.J, Cuello, F., Pacheco, M. y Altamar, J. 2021. Distribución y abundancia de la raya del Magdalena (Potamotrygon magdalenae: Potamotrygonidae) en el Complejo Cenagoso de Zapatos, Colombia. *Intropica* 16(1): 72-82 Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3857>.

Distribución de macroalgas e invertebrados bentónicos en la laguna arrecifal del Arrecife de Banco Chinchorro, Quintana Roo, México

Distribution of macroalgae and benthic invertebrates in the reef lagoons of Chinchorro Bank, Quintana Roo, Mexico

Alicia González-Solis¹, Daniel Torruco^{1*} y Ángel Daniel Torruco-González²

1. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Unidad Mérida, Yucatán, México

2. Universidad Vizcaya de las Américas, Campus Mérida, Mérida, Yucatán, México

*Autor de correspondencia: dantor6660@gmail.com

Recibido: 14 de febrero de 2021

Aceptado: 16 de abril de 2021

Publicación en línea: 03 de junio de 2021

Resumen

Palabras clave:
arrecifes; invertebrados arrecifales;
macroalgas; distribución; dominancia;
Caribe mexicano

Con el propósito de obtener una descripción ecológica de los elementos que integran la comunidad coralina de Banco Chinchorro, arrecife del Caribe Mexicano, los datos de invertebrados y macroalgas obtenidos en 2016 y 2017 mediante transectos fotográficos en 36 sitios de la laguna arrecifal fueron analizados. Los indicadores ecológicos utilizados fueron: dominancia, diversidad ecológica, análisis de similitud y ordenación espacial. Las especies con mayor dominancia en la laguna arrecifal fueron: los corales escleractinios *Orbicella annularis* y *Agaricia agaricites* el gorgonáceo *Pseudopterogorgia acerosa* y la macroalga *Lobophora variegata* con más del 35 % de la dominancia total de la laguna arrecifal. Se observó un gradiente de diversidad del sur al norte. Dado ese gradiente, la disposición de las muestras y los resultados del análisis de similitud total, la laguna se dividió en Sur Centro y Norte, que fue analizada con los mismos descriptores ecológicos de la laguna total, con la intención de conocer la estructura interna de cada zona. Este análisis mostró fuertes separaciones y uniones entre diferentes áreas en cada zona, especialmente con las variables relacionadas con la influencia de los vientos y a las presiones ambientales. Se espera que los resultados obtenidos sirvan como base para estudios detallados que definan áreas prioritarias de conservación en este arrecife.

Abstract

Key words:
reef; reef invertebrate;
macroalgae; distribution; dominance;
Mexican Caribbean

Aims to obtaining an ecological description of the elements that make up Chinchorro Bank community, invertebrate and macroalgae data obtained in 2016 and 2017 through photographic transects in 36 sites of the reef lagoon were analyzed. The ecological indicators used were dominance, ecological diversity, cluster and spatial ordination analysis. The species with greater dominance in the reef lagoon were: *Orbicella annularis* and *Agaricia agaricites* for the hard corals, *Pseudopterogorgia acerosa* for the soft corals and *Lobophora variegata* for the macroalgae; these species represented more than 35 % of whole dominance in the reef lagoon. A diversity gradient south - north was observed. Given this gradient, the sample disposition and the results of the total cluster analysis, the lagoon was divided into South Central and North, which was analyzed with the same ecological descriptors of the total lagoon, to know the internal structure of each zone. This analysis showed strong separations and unions between different areas in each zone, especially with variables associated to the influence of winds and environmental pressures. The results are expected to serve as a basis for detailed studies that serve to define conservation areas priority in this reef.

Introducción

La dominancia es un atributo de las comunidades que permite destacar las especies más abundantes (Rützler y MacIntyre, 1982; Díaz *et al.*, 2000), en consecuencia, es favorable para determinar la especie dominante, independientemente de que los factores del ambiente prevalecientes puedan o no fomentar altas diversidades (Roman, 2018). La dominancia es más compleja que la simple ausencia de alta diversidad, ya que los rasgos biológicos distintivos de la especie dominante juegan un papel notable en los sucesos locales (González-Solis *et al.*, 2018; Torruco *et al.*, 2018). Además, dado que relativamente pocas especies alcanzan alta dominancia, es posible explorar el fenómeno de baja diversidad por el examen de la coexistencia, permanencia, frecuencia y las características de las especies.

Los arrecifes coralinos del Caribe son citados como ejemplo de ecosistemas que albergan una gran riqueza y diversidad de especies (Porter, 1974). Muchos de ellos tienen grandes áreas dominadas por una o pocas especies como: los corales duros *Orbicella annularis* (Ellis & Solander, 1786), *Madracis myriaster* (Milne Edwards & Haime, 1850) y *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) (Bak, 1977; Scatterday, 1977; Liddel y Ohlhorst, 1987) las cuales ofrecen albergue y refugio a muchas otras especies, por lo que su presencia y abundancia determina la estructura comunitaria de los arrecifes coralinos (Torruco *et al.*, 2003; Gaby-Hukubum *et al.*, 2016; Duran *et al.*, 2018).

La zonación de los arrecifes coralinos ha sido mencionada desde los inicios del estudio de estos sistemas (Darwin, 2006; McNeill *et al.*, 2006), dando lugar a generalizaciones que han permitido un conocimiento más amplio de ellos; sin embargo, cada arrecife puede tener diferencias importantes en estas distintas zonas bióticas, lo cual hace necesario acceder al conocimiento de estas, con el apoyo tecnológico actual. Uno de estos es el uso de transectos fotográficos, que permiten analizar la "muestra" sin el límite de tiempo de buceo y las veces que sean necesarias (Weinber, 1981; Ohlhorst *et al.*, 1988).

Con el objetivo de identificar zonas con características similares o diferentes, que permitan un tratamiento diferencial en cuanto a su administración, se realizó un análisis con varios grupos de invertebrados y macroalgas presentes de la laguna arrecifal de Banco Chinchorro en el Caribe mexicano. La importancia de esta laguna es múltiple, desde sus usos diferenciales, sus diferentes biotopos y desde luego su extensión, que le confiere pertenecer al arrecife oceánico más

grande de México (Instituto de Ecología (INECOL), 2000; Torruco *et al.*, 2019). De ahí derivamos nuestra hipótesis que propone que no existe diferencia espacial o temporal entre las zonas de la laguna arrecifal y que, en consecuencia, la diversidad y estructura de los diferentes grupos tendrían poca variación. La importancia de comprobar esta hipótesis está definida en la gestión de destinar esfuerzos de conservación y manejo en el área.

Materiales y métodos

Área de estudio

El arrecife de Banco Chinchorro en el Caribe Mexicano está localizado a 24 km al sureste de la Península de entre las coordenadas 18°47' y 18°23'N y 87°14' y 78°27'W. El arrecife está separado de la costa por un canal de más de 1000 m de profundidad y corrientes marinas de cuatro nudos en promedio. El arrecife tiene la forma de un atolón con cuatro islas: dos en el norte, una en el centro y otra en el sur, posee una gran variedad de hábitats incluyendo una intrincada red de islotes de mangle, un somero microsistema lagunar en la isla más grande (Cayo Centro), una laguna arrecifal somera y arrecifes de borde fisiográficamente complejos (Jordan y Martín, 1987). El arrecife tiene un mayor crecimiento coralino en la zona de barlovento, específicamente en la parte sur. El área total que comprende la laguna arrecifal y la rompiente es de 814,2 km², lo que lo convierte en el sistema arrecifal más grande de México (González-Solis *et al.*, 2003).

Metodología de muestreo

El complejo arrecifal se dividió en tres zonas principales: Norte, Centro y Sur. Se establecieron 36 estaciones posicionadas con GPS Garmin 61616 y repartidas de la siguiente manera: 16 en la zona Sur, 17 en la zona Centro y tres en la zona Norte (figura 1), las coordenadas de cada sitio se presentan en la tabla 1. La diferencia de estaciones entre las zonas Sur y Centro respecto a la Zona Norte fue principalmente debido a la dificultad de navegación en ésta última por los bajos de arena y escasa profundidad.

Los muestreos fueron realizados en junio de 2016 y 2017. El método utilizado para la colecta de datos fue mediante transectos fotográficos aleatorios de 20 m. Cada fotografía se tomó perpendicularmente a 0,80 m del fondo marino, una a la izquierda y la siguiente a la derecha a cada metro de la línea guía. Cada transecto consistió en 20 fotografías y cada foto cubrió un área de 1904 cm² (56 x 34 cm) (Bohnsack, 1979;

Liddell y Ohlhorst, 1987; Torruco, 1995; Leujak y Ormond, 2007). Las fotografías fueron tomadas con una cámara analógica Nikonos V y el total se analizaron 1296 fotografías en ambos años, correspondientes a 246,758 m². Para obtener la superficie de cobertura de las especies, a cada fotografía fue sobrepuesta una rejilla con divisiones de 10 cm²; con este método es posible obtener la superficie de cobertura viva y el substrato no vivo (piedras o restos de organismos) contando las divisiones donde se presentaba cada especie; el método de transectos fotográficos es de naturaleza no extractiva, lo cual

es un beneficio para los corales y otros organismos arrecifales cuyo crecimiento es lento. Junto con los transectos se realizó una colecta selecta de fragmentos de especies para su identificación en el laboratorio, utilizando diferente bibliografía dependiendo de la *phyla* identificada (Taylor, 1960; Bayer, 1961; Huerta y Garza, 1980; Zlatarski y Estalella, 1982; Guzmán y Cortés, 1985; Littler *et al.*, 1989; Gómez, 1992; Humann y Deloach, 2002; Herrera-Moreno y Betancourt-Fernández, 2002; Wynne, 2011; Cairns y Kitahara, 2012; González-Solis *et al.*, 2018).

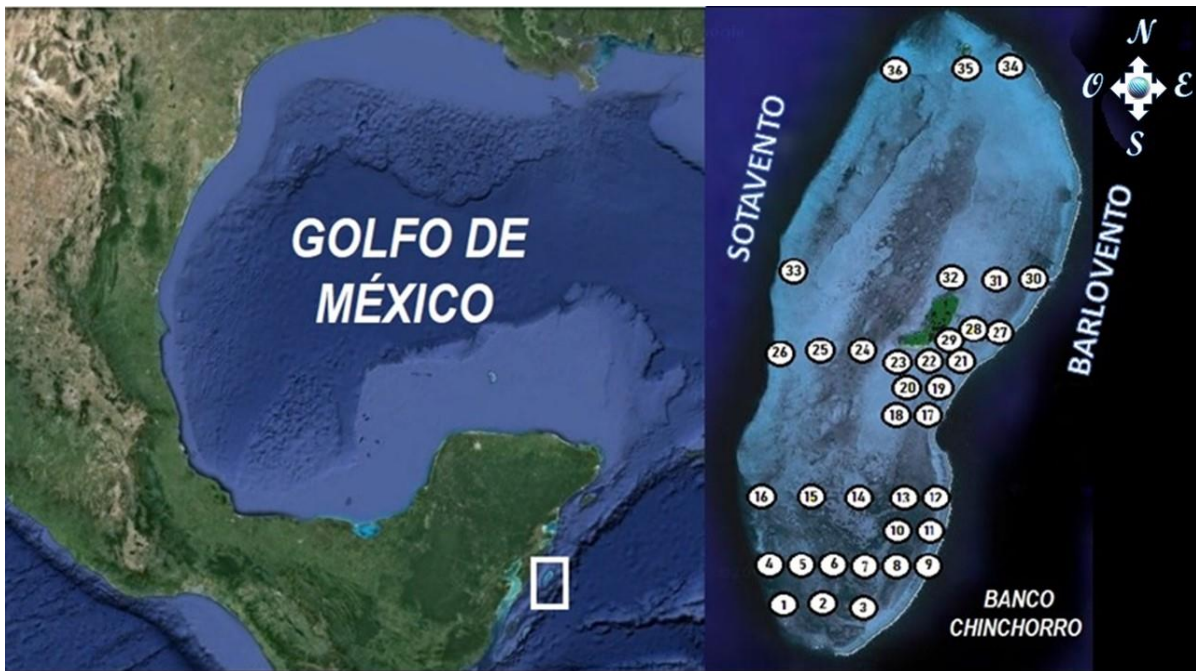


Figura 1 Localización del área de estudio. Se muestra la posición de los puntos de muestreo.

Análisis estadísticos

Se realizaron bajo dos perspectivas: a) inicialmente se realizó una comparación entre las matrices de cobertura para cada año, para determinar si había diferencias a través del tiempo mediante un ANDEVA de una vía, y b) al no encontrarse diferencias significativas, se conformó una sola matriz donde se determinaron los parámetros comunitarios más comunes en las estaciones.

Inicialmente se obtuvo el índice del valor de Importancia (IVI) (Orlocí, 1990) para cada especie, con el propósito de conocer la dominancia de cada una de ellas en la comunidad. La matriz de cobertura fue sometida a un análisis de diversidad

mediante el índice de Shannon-Wiener (Magurran, 1988). Posteriormente se evaluó la equidad mediante el índice de Pielou - J' (1984). Se realizó un análisis de similitud de estaciones mediante el criterio de Bray-Curtis (Orlocí, 1978; 1990) unidos por el algoritmo flexible de Lance y Williams (Gauch *et al.*, 1981), haciendo alusión a que en los estudios biogeográficos se utiliza el 50 % de endemismos para separar una provincia de otra (Briggs, 1974; Briggs, 1995; Pielou, 1979; Longhurst, 1998; Okolodkov, 2010), en este análisis dado que es un índice de igualdad entre sitios utilizamos un corte también del 50 %. Finalmente, para conocer la distribución espacial de las especies se auxilió de un análisis de coordenadas principales (Pielou, 1984).

Tabla 1. Coordenadas de los sitios de muestreo en la laguna arrecifal de Banco chinchorro y su profundidad.

Sitio	Latitud Norte	Longitud Oeste	Prof. (m)	Sitio	Latitud Norte	Longitud Oeste	Prof. (m)
1	18°24'7,84"	87°24'24,49"	6,0	19	18°32'29,27"	87°19'14,6"	6,0
2	18°23'55,41"	87°23'23,83"	2,5	20	18°32'36,39"	87°20'25,07"	3,7
3	18°23'36,13"	87°22'34,31"	11,0	21	18°33'16,06"	87°18'29,07"	4,5
4	18°25'39,28"	87°25'20,9"	8,0	22	18°33'21,61"	87°19'5,83"	3,5
5	18°25'24,55"	87°24'7,66"	7,5	23	18°33'44,9"	87°20'28,66"	9,8
6	18°25'19,4"	87°23'32,66"	5,0	24	18°34'18,21"	87°21'23,37"	3,0
7	18°25'7,61"	87°22'38,88"	7,2	25	18°34'15,2"	87°23'1,84"	3,5
8	18°24'53,19"	87°21'53,51"	8,0	26	18°34'31,84"	87°24'52,05"	4,0
9	18°25'7,61"	87°22'38,88"	3,5	27	18°37'44,92"	87°16'51,31"	3,0
10	18°26'40,47"	87°21'43,76"	2,5	28	18°35'14,57"	87°15'9,22"	7,5
11	18°26'24,76"	87°20'23,56"	1,5	29	18°34'32,07"	87°15'35,22"	6,0
12	18°29'15,25"	87°19'5,96"	1,2	30	18°35'23,52"	87°15'59,63"	3,0
13	18°29'7,44"	87°19'48,7"	2,9	31	18°35'58,35"	87°17'27,84"	6,8
14	18°29'23,55"	87°21'35,21"	3,0	32	18°36'18,79"	87°18'32,37"	2,4
15	18°29'36,32"	87°24'11,26"	3,5	33	18°37'14,98"	87°24'20,92"	9,3
16	18°29'39,03"	87°26'3,78"	5,6	34	18°44'12,33"	87°16'23,47"	2,5
17	18°31'45,16"	87°19'29,63"	10,5	35	18°43'32,52"	87°18'42,22"	3,0
18	18°31'56,41"	87°20'20,5"	3,3	36	18°43'44,34"	87°21'11,11"	2,0

Resultados

Cobertura

Cinco grupos pertenecientes a tres *phyla* (Divisiones) de macroalgas (Chlorophyta, Ochrophyta y Rhodophyta) y dos de invertebrados (Porifera (esponjas) y Cnidaria (corales duros, gorgonáceos e hidrozoarios)) fueron registrados (Anexo I). El

total de especies registradas fue de 39. En sólo los sitios uno, 13, 14, 15, 16, 28 y 36 tuvieron mayor cobertura viva desde 59 % (sitio 1), hasta 83,8 % (sitio 14), y el 80,5 % de los sitios tuvieron mayor substrato no vivo (figura 2). En Banco Chinchorro, la especie que alcanzó el mayor valor de cobertura (25,38 cm²) y frecuencia (42,22 %) fue *O. annularis*.

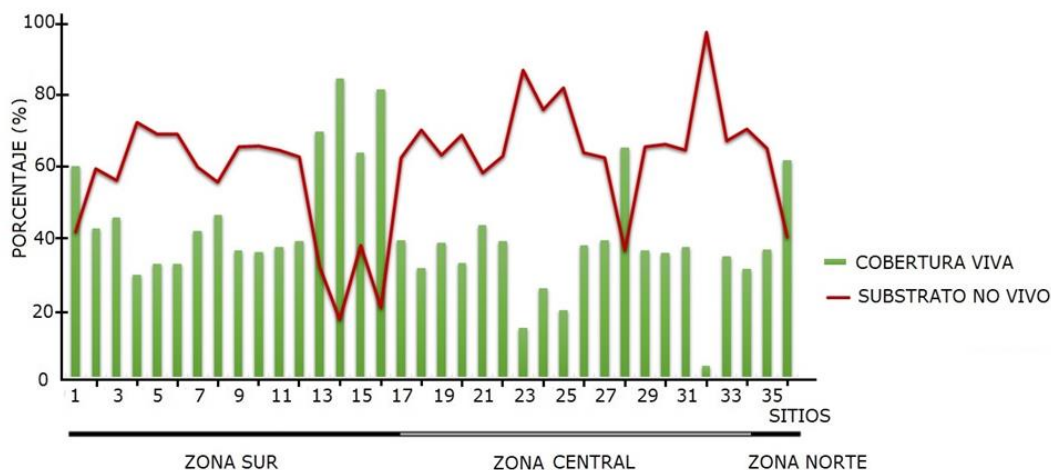


Figura 2. Cobertura viva y substrato inerte en la laguna arrecifal de Banco Chinchorro. La mayor cobertura se presentó en la zona sur, mientras que la menor en la zona centro; las estaciones que mostraron menor substrato inerte, fue en la zona sur y la que alcanzó más de 90 % de substrato no vivo se presentó en la zona central.

Tabla 2. Dominancia de las especies de macroalgas e invertebrados en la laguna arrecifal de Banco Chinchorro, México

Especies	Total	Sur	Centro	Norte
Corales duros				
<i>Orbicella annularis</i>	17,2	24,9	6,15	24,7
<i>Agaricia agaricites</i>	5,65	5,85	5,6	4,8
<i>Acropora palmata</i>	2,95	1,35	5,7	-
<i>Siderastrea radians</i>	2,65	3,7	1,8	-
<i>Porites porites</i>	2,6	2,35	3,4	-
<i>Porites furcata</i>	2,55	5,25	-	-
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	2,55	2,95	1,25	7,1
<i>Siderastrea siderea</i>	2,4	-	4,05	9,1
<i>Montastraea cavernosa</i>	2,25	2,8	2	-
<i>Porites astreoides</i>	1,95	2,9	1,25	-
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	0,95	1,1	0,95	-
<i>Dichocoenia stokesii</i>	0,7	1,45	-	-
<i>Diploria laberyntiformis</i>	0,4	0,8	-	-
<i>Colpophyllia natans</i>	0,4	3,3	-	-
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0,4	0,85	-	-
<i>Manicina areolata</i>	0,35	-	0,85	-
Corales Blandos				
<i>Antillogorgia acerosa</i>	6,45	3,45	8,1	15,75
<i>Gorgonia flabellum</i>	4,45	3,45	6,85	-
<i>Eunicea mammosa</i>	3,6	1,9	5,3	6,35
<i>Gorgonia ventalina</i>	2,9	-	7,2	-
<i>Eunicea flexuosa</i>	2,3	0,75	4,85	-
<i>Plexaura homomalla</i>	2,3	0,95	3,35	-
<i>Plexaurella grisea</i>	1,45	1,2	2	-
<i>Briareum asbestinum</i>	1,3	1	-	9,75
<i>Antillogorgia bipinnata</i>	1,25	2,5	-	-
Hidrozoarios				
<i>Millepora complanata</i>	1,8	-	4,35	-
<i>Millepora alcicornis</i>	0,55	1,1	-	-
Esponjas				
<i>Callyspongia plicifera</i>	4,65	1,2	5,5	22,4
<i>Haliclona tubifera</i>	1,6	0,85	3	-
<i>Aplysina fistularis</i>	1,15	-	2,85	-
<i>Chondrilla núcula</i>	1,05	-	2,6	-
Macroalgas				
<i>Lobophora variegata</i>	7,4	13,1	1,3	-
<i>Turbinaria turbinata</i>	2,25	0,75	4,8	-
<i>Dictyota dichotoma</i>	1,75	3,4	-	-
<i>Halimeda incrassata</i>	1,55	1,75	1,6	-
<i>Palisada perforata</i>	1,1	1,55	0,85	-
<i>Udotea flabellum</i>	0,75	0,85	0,8	-
<i>Penicillus capitatus</i>	0,7	0,7	0,85	-
<i>Caulerpa cupressoides</i>	0,35	-	0,8	-

Dominancia

La dominancia se debió a cinco especies (con el 39,04 % del IVI de todas las especies), que son en orden de importancia: el coral duro *O. annularis*, la macroalga *Lobophora variegata* (J.V. Lamoroux) Womersley ex E.C. Oliveira, 1977, el coral blando *Antillogorgia acerosa* (Pallas, 1766), el coral duro *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758) y la esponja *Callyspongia (Cladochalina) plicifera* (Lamarck, 1814) (tabla 2). La mayoría de las especies presentan proporciones menores en el IVI.

Diversidad ecológica

La mayor riqueza específica se obtuvo en los sitios 10 y 33 (siete especies) mientras que el más bajo en el sitio 23 (una especie) (figura 3a). Con relación a la diversidad ecológica, se presentaron valores desde 0 hasta 2,6 bits·ind⁻¹. El valor más alto se obtuvo en la estación 33 (2,6 bits·ind⁻¹) que correspondió al inicio del borde de sotavento, en donde se observó alternancia de corales masivos y alcionarios. El sitio con el valor más bajo fue la estación 23 donde solo se registró una especie (0 bits·ind⁻¹) (figura 3b).

Similitud

La similitud entre los sitios de muestreo, formaron nueve grupos a un nivel de 50 % de similitud; el mayor de ellos (grupo I) incluyó ocho estaciones, seis de ellas pertenecen a la zona sur, una a la parte central en barlovento y una de la zona norte en sotavento. El grupo II reúne a cinco sitios de los cuales tres se ubican en la zona sur, una en la parte central en barlovento y una en la zona norte en sotavento. El grupo III es exclusivo de la zona sur. El grupo IV está formado por dos sitios de la zona sur en Barlovento y uno en el centro de la zona central. El grupo V tiene tres sitios exclusivos de la zona centro dos de ellas cercanas a la isla de Cayo Centro y una de ellas en la orilla de barlovento. El grupo VI tiene cinco estaciones, casi todas ellas de la zona centro, con excepción de un sitio ubicado en la zona sur. El grupo VII tiene cuatro localidades, cercanas entre sí en la zona central con excepción de una de ellas que se sitúa en la zona de sotavento. El grupo VIII lo forman dos estaciones una en la zona centro y la otra en la zona norte. El último grupo está formado por dos sitios de la zona central, una en el borde de barlovento y la otra en el de sotavento (figura 4a).

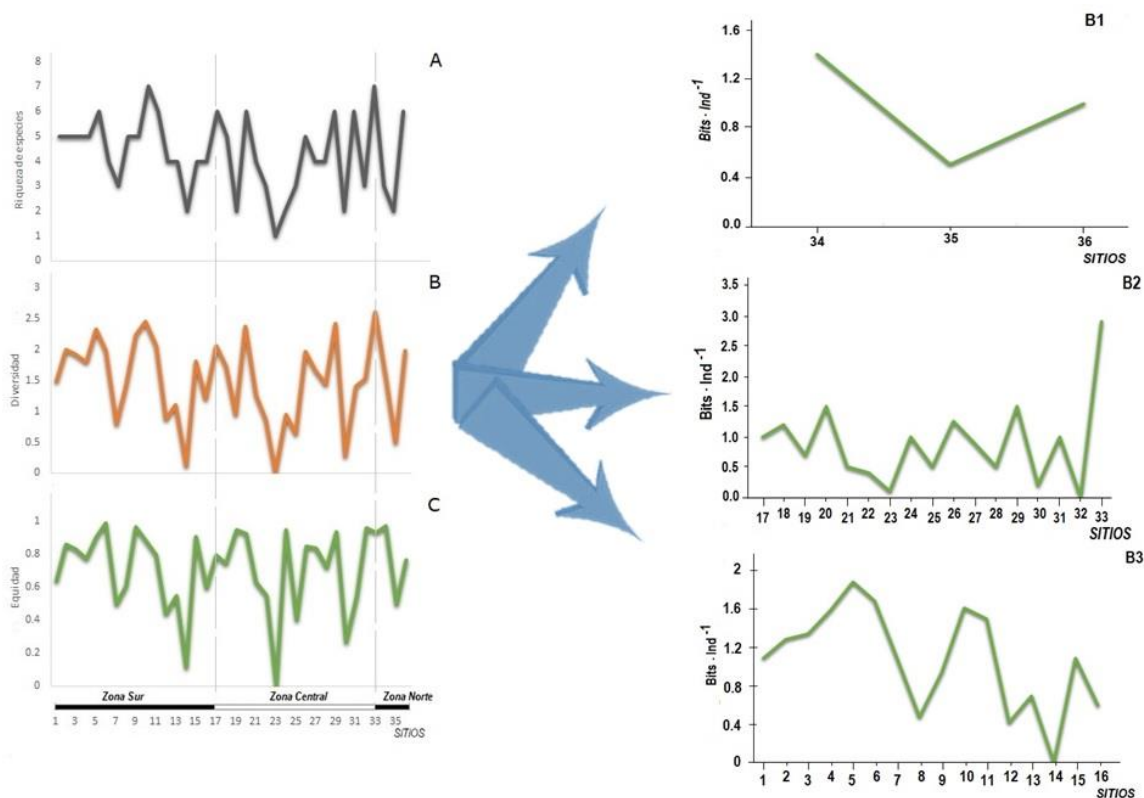


Figura 3. Riqueza de especies (A), diversidad (B) y Equidad (C) de los sitios de muestreo en la laguna arrecifal de Banco Chinchorro; Los mayores valores de estos elementos se presentaron tanto en la zona sur como en la zona central, los más bajos fueron de la zona central. Se muestra la diversidad en cada zona: Norte (B1), Centro (B2) y Sur (B3).

Distribución espacial

Se presentaron 39 especies de flora y fauna, la mayoría de ellas se congregaron en el origen de los tres ejes, formando un gran grupo; la especie *Halimeda incrassata* (J. Ellis) J.V. Lamouroux 1816 y *L. variegata*, mostraron una relación muy estrecha,

mientras que las especies: *C. (Cladochalina) plicifera*, *A. acerosa*, *A. agaricites*, *O. annularis*, *Eunicea mammosa* Lamouroux, 1816, *Eunicea flexuosa* (Lamouroux, 1821) y *Gorgonia flabellum* Linnaeus, 1758 quedan fuera de este conglomerado (figura 5).

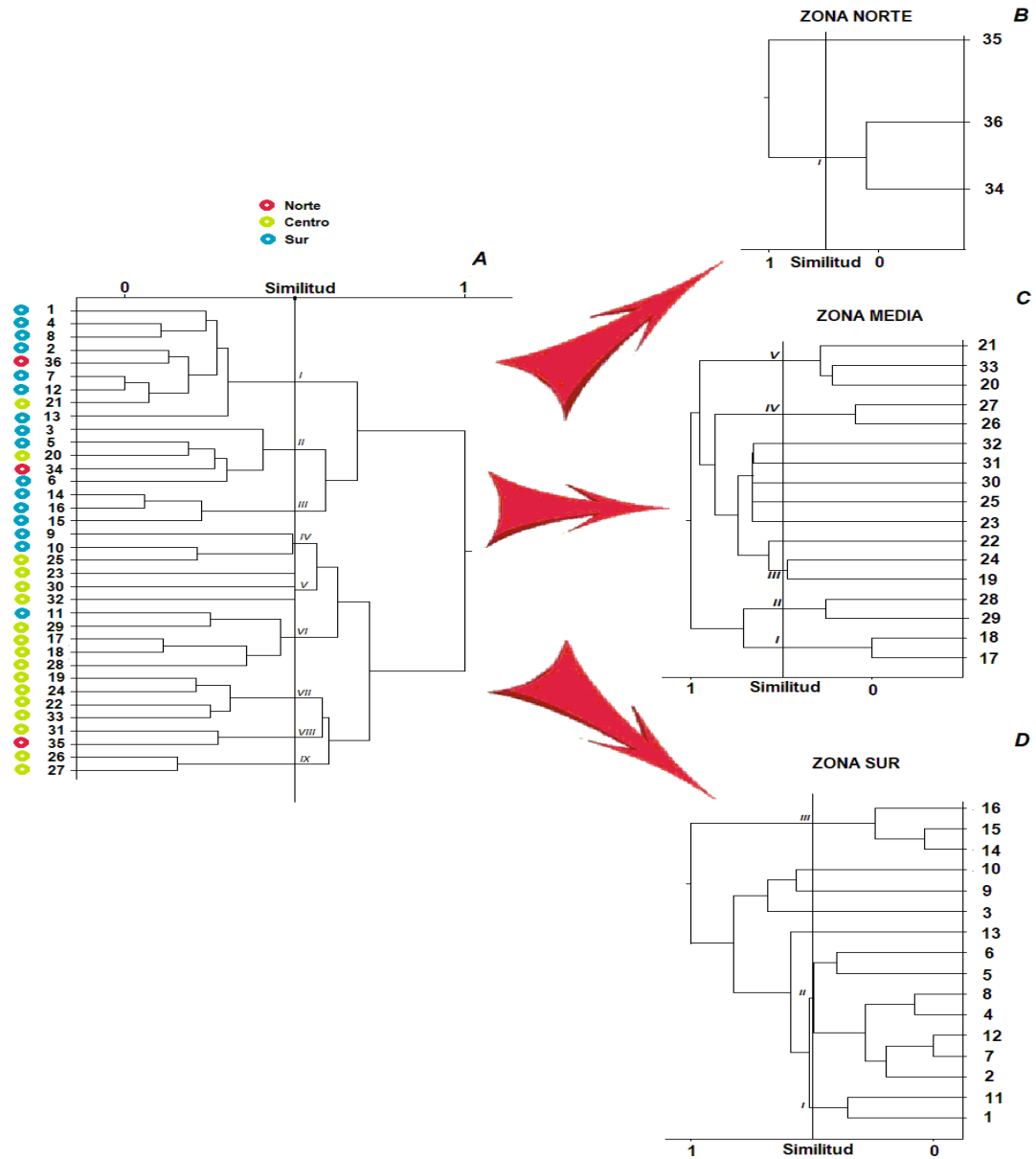


Figura 4. A. Dendrogramas de similitud dado por el índice de Bray-Curtis. (A) laguna arrecifal de Banco Chinchorro, donde se muestra la alta similitud de los sitios que se encuentran en áreas cercanas. (B) Zona norte. (C) Zona central. (D) Zona sur.

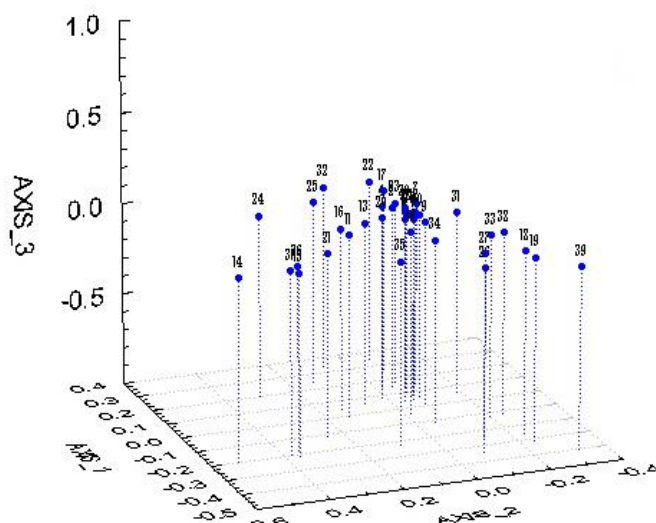


Figura 5. Ordenación espacial de las especies de invertebrados y macroalgas encontradas en la laguna arrecifal de Banco Chinchorro la Laguna arrecifal. 1. *Aplysina fistularis*, 2. *Callyspongia plicifera*, 3. *Chondrilla núcula*, 4. *Haliclona tubifera*, 5. *Caulerpa cupressoides*, 6. *Dictyota dichotoma*, 7. *Halimeda incrassata*, 8. *Lobophora variegata*, 9. *Palisada perforata*, 10. *Penicillus capitatus*, 11. *Turbinaria turbinata*, 12. *Udotea flabellum*, 13. *Millepora alcicornis*, 14. *Millepora complanata*, 15. *Acropora palmata*, 16. *Agaricia agaricites*, 17. *Colpophyllia natans*, 18. *Dichocoenia stokesii*, 19. *Diploria laberyntiformis*, 20. *Eusmilia fastigiata*, 21. *Manicina areolata*, 22. *Montatrea cavernosa*, 23. *Orbicella annularis*, 24. *Porites astreoides*, 25. *Porites furcata*, 26. *Porites porites*, 27. *Pseudodiploria clivosa*, 28. *Pseudodiploria strigosa*, 29. *Siderastrea radians*, 30. *Siderastrea siderea*, 31. *Antillogorgia acerosa*, 32. *Antillogorgia bipinnata*, 33. *Briareum asbestinum*, 34. *Eunicea flexuosa*, 35. *Eunicea mammosa*, 36. *Gorgonia flabellum*, 37. *Gorgonia ventalina*, 38. *Plexaura homomalla*, 39. *Plexaurella grisea*.

Estructura entre las zonas

Zona norte

Es la menos representada, ya que la presencia de extensas llanuras arenosas y de vegetación depauperada limita la aplicación de esta metodología específica. En esta área, las especies con mayor dominancia fueron *O. annularis*, *C. (Cladochalina) plicifera* y *A. acerosa*, que en conjunto alcanzaron el 62,85 % (tabla 2).

Los valores de diversidad más altos se ubican en las estaciones de ambas rompientes (figura 3 b1), la profundidad se encuentra entre 2 y 7 m. A pesar de los escasos datos, el dendrograma exhibe también una asociación de ambas rompientes (figura 4b); Los resultados que aporta el análisis de Coordenadas Principales, solo presenta una fuerte asociación entre las especies *Pseudodiploria strigosa* (Dana, 1846) y *Siderastrea siderea* (Ellis & Solander, 1786), las otras seis quedan alejadas sin ningún patrón (figura 6a).

Zona Central

En la zona central la especie más dominante es *A. acerosa* (8,1

%), seguida de *Gorgonia ventalina* (7,2 %); sin embargo, la magnitud del Valor de Importancia de ésta última no presenta una gran diferencia con otras especies cercanas. Esta zona presenta el valor de diversidad más alto la estación 33 (3,2 bits·ind⁻¹) y los más bajos en la 23 y 32 (0 bits·ind⁻¹); la profundidad va desde 2 hasta 9 m (figura 3 b2).

Los agrupamientos obtenidos con el análisis de coordenadas principales muestran cinco asociaciones. La primera y la segunda unen las estaciones que caracterizan el borde arrecifal de barlovento (estaciones: 17, 18, 28,29), ambas asociaciones se reúnen posteriormente a niveles más bajos. El tercer grupo señala parte del área sur de Cayo Centro. El cuarto grupo identifica los bordes tanto de sotavento como de barlovento del área central de Cayo Centro y el último grupo determinan también ambos bordes. Las estaciones restantes permanecen solitarias (estaciones: 23, 25, 30, 31 y 32), pero forman una agrupación heterogénea a niveles menores de similitud (figura 4c). El esquema de ordenación de las especies forma grupos muy pequeños pero todos ellos cercanos; la especie *A. agaricites*, se aleja lo suficiente como para considerarla como solitaria (figura 6b).

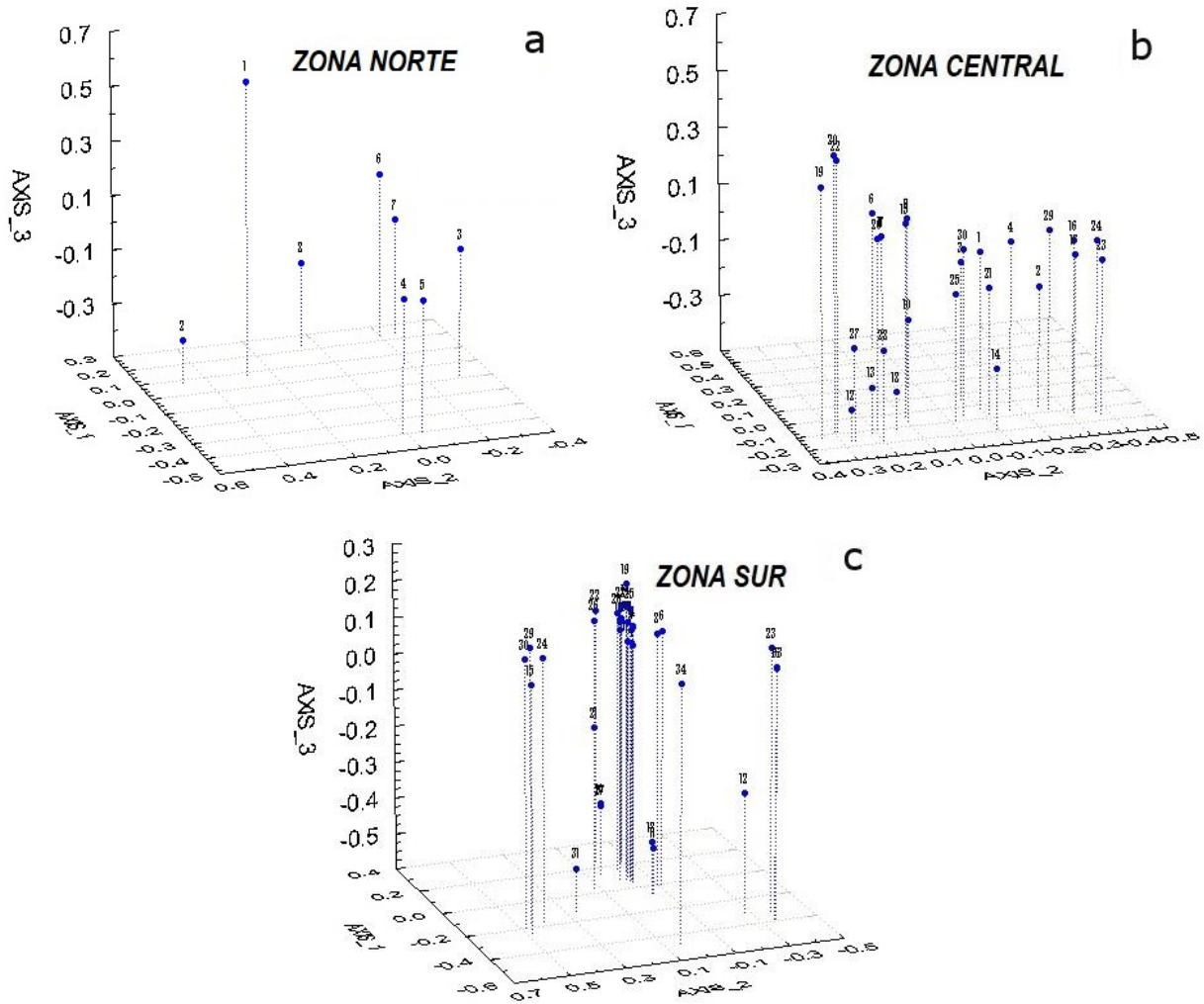


Figura 6. Ordenación espacial de las especies de invertebrados y macroalgas encontradas en la laguna arrecifal de Banco Chinchorro. (a) Laguna arrecifal : Zona norte. 1. *Callyspongia plicifera*, 2. *Agaricia agaricites*, 3. *Orbicella annularis*, 4. *Pseudodiploria strigosa*, 5. *Siderastrea siderea*, 6. *Antillogorgia bipinnata*, 7. *Briareum asbestinum*, 8. *Eunicea mammosa*. (b) Zona central: 1. *Aplysina fistularis*, 2. *Callyspongia plicifera*, 3. *Chondrilla nucula*, 4. *Haliclona tubifera*, 5. *Caulerpa cupressoides*, 6. *Halimeda incrassata*, 7. *Lobophora variegata*, 8. *Palisada perforata*, 9. *Penicillus capitatus*, 10. *Turbinaria turbinata*, 11. *Udotea flabellum*, 12. *Millepora complanata*, 13. *Acropora palmata*, 14. *Agaricia agaricites*, 15. *Manicina areolata*, 16. *Montastraea cavernosa*, 17. *Orbicella annularis*, 18. *Porites astreoides*, 19. *Porites porites*, 20. *Pseudodiploria clivosa*, 21. *Pseudodiploria clivosa*, 22. *Siderastrea radians*, 23. *Siderastrea siderea*, 24. *Antillogorgia acerosa*, 25. *Eunicea flexuosa*, 26. *Eunicea mammosa*, 27. *Gorgonia flabellum*, 28. *Gorgonia ventalina*, 29. *Plexaura homomalla*, 30. *Plexaurella grisea*. (c) Zona sur: 1. *Callyspongia plicifera*, 2. *Haliclona tubifera*, 3. *Dictyota dichotoma*, 4. *Halimeda incrassata*, 5. *Lobophora variegata*, 6. *Palisada perforata*, 7. *Penicillus capitatus*, 8. *Turbinaria turbinata*, 9. *Udotea flabellum*, 10. *Millepora alcicornis*, 11. *Millepora complanata*, 12. *Acropora palmata*, 13. *Agaricia agaricites*, 14. *Colpophyllia natans*, 15. *Dichocoenia stokesii*, 16. *Diploria labyrinthiformis*, 17. *Eusmilia fastigiata*, 18. *Manicina areolata*, 19. *Montastrea cavernosa*, 20. *Orbicella annularis*, 21. *Porites astreoides*, 22. *Porites furcata*, 23. *Porites porites*, 24. *Pseudodiploria clivosa*, 25. *Pseudodiploria strigosa*, 26. *Siderastrea radians*, 27. *Antillogorgia acerosa*, 28. *Antillogorgia bipinnata*, 29. *Briareum asbestinum*, 30. *Eunicea flexuosa*, 31. *Eunicea mammosa*, 32. *Gorgonia flabellum*, 33. *Plexaura homomalla*, 34. *Plexaurella grisea*.

Zona Sur

Para la zona sur, la dominancia de *O.annularis* sigue de manifiesto (25 % del total), le sigue *L. variegata* (13,1 %), las demás especies tuvieron valores inferiores (tabla 2). El valor de diversidad más alto lo presenta la estación 5; sin embargo, no representa ningún pico que destaque considerablemente, el valor más bajo es de la estación 14 cercana a la parte media. Los valores de profundidad estuvieron dentro del intervalo de 1 hasta 11,7 m (figura 3 b3).

La clasificación de estaciones obtenida con esta fracción representa sólo tres asociaciones: la primera es un par de sitios que une ambos bordes; la segunda es más amplia ya que incluye siete sitios: la mayoría con uniones en pares fuertes y que principalmente representan la zona media; la última asociación involucra una línea de sitios que va desde la parte media hasta el borde de sotavento. Las demás estaciones quedan solitarias a este nivel; sin embargo, a niveles inferiores también forman una sub-agrupación que puede caracterizar un área donde se alternan crestas coralinas y surcos arenosos. (figura 4d). La ordenación muestra dos grandes asociaciones que incluyen especies como: *Eusmilia fastigiata* (Pallas, 1766), *G. flabellum*, *Porites astreoides* (Lamarck, 1816) y *P. strigosa*, el segundo involucra a: *O. annularis*, *Turbinaria turbinata* (Linnaeus) Kuntze, 1898, *Millepora alcicornis* Linnaeus, 1758, *Haliclona tubifera* (George & Wilson, 1919) entre otras y como especies solitarias quedan: *L. variegata*, *Porites porites* (Pallas 1766), *H. incrassata*, *Palisada perforata* (Bory de Saint-Vicent) K,W,Nam, 2007, *E. mammosa*, *C. natans* (Houttuyn, 1772), *A. agaricites*, *S. radians* (Pallas, 1766) y *Porites furcata* Lamarck, 1816 (figura 6c).

Discusión

La especie que canaliza la mayor cantidad de recursos a su favor (principalmente espacio), y por ende la más dominante fue *O. annularis*, lo cual es muy semejante a lo reportado por Scaterday (1977) para las Antillas Holandesas. Sin embargo, en zonas con cierto grado de disturbio como es el área Central y la zona Norte [impacto pesquero y de utilización para el centro (Torruco y González, 2002) y relleno por el sedimento que trae la corriente del Caimán (Merino, 1997) para el norte, respectivamente], el esquema cambia drásticamente y otras especies como *A. acerosa* y *C. plicifera* reemplazan a *O. annularis* en su dominancia. En el primer caso, al encontrarse sustrato sólido disponible, los gorgonáceos son los que presentan mayor agresividad y en el segundo al faltar un

sustrato sólido, el grupo de las esponjas tienen cierta ventaja.

Logan (1984) puntualiza la importancia de la competencia interespecífica en la distribución espacial de los corales, e identifica a la especie *O. annularis* como altamente agresiva en su medio natural. En contraparte, *P. porites* resulta ser débilmente agresiva. Liddel (com. pers. 1993) al referirse a las jerarquías de agresividad establecidas por Lang (1973), confirma que los escleractinios de mayor agresividad son los menos abundantes en las zonas arrecifales de Jamaica y de algunos arrecifes del Caribe; sin embargo, en Banco Chinchorro *O. annularis* es abundante.

Logan (1984) y Lang (1973) han mencionado que dicha agresividad es justificada sólo en el caso de coexistencia de especies de lento crecimiento o poco fecundas en la comunidad arrecifal, lo que, a su vez, evita que se manifiesten como los elementos dominantes (Ferrari et al., 2012). Sin embargo, en algunas especies esta característica agresiva sí las lleva a una clara dominancia de la comunidad arrecifal como es el caso de *A. agaricites* que en este estudio es medianamente dominante.

Jordan (1979) identifica a *G. flabellum* como la especie dominante de una comunidad de alcionarios en Puerto Morelos (Quintana Roo, México) y menciona que dado que las plánulas de alcionarios se fijan preferentemente en grietas y fisuras pequeñas; en Chinchorro, es en los cabezos de coral muertos y en la basura arrecifal (fragmentos coralinos) donde se localizan mayores áreas propicias para su desarrollo. *G. flabellum* presenta una alta dominancia en la zona central, lo que podría tomarse como una evidencia cualitativa de una gran competencia interespecífica, probablemente por el espacio (Connell, 1976), ya que esta zona presenta extensas llanuras arenosas con vegetación sumergida y fragmentos coralinos.

La agresión interespecífica puede ser sólo uno del gran número de factores los cuales influyen en la distribución espacial y zonación de los arrecifes de coral en Banco Chinchorro. Se podría considerar que en condiciones normales las interacciones coralinas conforman una jerarquía cuasi lineal con algunas excepciones (Lang, 1971; Connell, 1975). A pesar de esto, el grupo que presenta mayor éxito en la colonización de áreas arrecifales con escasos organismos son los alcionarios, ya que son los mejores representados en zonas con estas características.

En relación con las áreas predefinidas (figura 4), estas también

presentan diferencias muy evidentes: el análisis multifactorial separa primero grandes áreas y con mayor similitud áreas como las rompientes, el borde y el centro de la laguna arrecifal. De hecho, estos datos confirman lo encontrado parcialmente por Chávez e Hidalgo (1984), Jordan y Martín (1987) y Torruco *et al.* (2003), al definir áreas o biotopos con fuertes diferencias ecológicas.

A pesar de que el análisis de los resultados mostró una tendencia de gradientes o variación entre los valores de riqueza específica y diversidad entre las estaciones; el análisis multifactorial identifica relaciones sutiles entre los sitios para ambos grupos de datos, la estructura espacial de especies que presenta el arrecife posterior y la parte sur de la laguna es muy similar, mientras que la porción central de la laguna presenta una estructura espacial parecida a la parte norte y a la pendiente interna, lo que puede determinar un área con iguales características.

Por otro lado, tanto la rompiente anterior como la pendiente muestran grandes afinidades, lo que lleva a considerar condiciones físicas, químicas y biológicas de intervalos muy cercanos, para la fauna y macroalgas consideradas en este estudio, pero se acepta en lo referente a que no existen cambios significativos en la cobertura en ambos años (Torruco *et al.*, 2003; González *et al.*, 2004; Torruco *et al.*, 2020; Torruco *et al.*, 2021). Este estudio muestra evidencia para definir gestiones de conservación y manejo diferenciales para la laguna arrecifal, ya que existen discrepancias entre los elementos analizados en las zonas centro y norte de la laguna arrecifal de Banco Chinchorro. Esperamos que este estudio impulse otras investigaciones que puedan definir la dinámica de esta laguna en otras temporadas del año y que sirvan en conjunto para definir áreas prioritarias definitivas de conservación.

Agradecimientos

Queremos hacer extenso nuestro agradecimiento al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y a la Wildlife Conservation Society por los apoyos iniciales para el estudio de este arrecife; así mismo a todas las instituciones que en mayor o menor medida facilitaron el desarrollo de esta investigación.

Referencias

Bak, R.P.M. 1977. Coral reefs and their zonation in Netherlands Antilles. In: Frost, S.H., Weiss, M.P. y Saunders J.B. Editores. *Reef and related Carbonates ecology and sedimentology*. American Association Petroleum Geology, Studies in Geology 4: 3 16.

Doi: <https://doi.org/10.1306/St4393C1>.

Bayer, F.M. 1961. *The shallow-water Octocorallia of the West Indian Region*. Martinus Nijoff, The Hague.

Bohnsack, J.A. 1979. Photographic quantitative sampling of hardbottom benthic communities. *Bulletin of Marine Science* 29: 242-252.

Briggs, J.C. 1974. *Marine zoogeography*. McGraw-Hill, New York.

Briggs, J.C. 1995. *Global biogeography*. Elsevier, Amsterdam.

Cairns, S.D. y Kitahara, M.V. 2012. An illustrated key to the genera and subgenera of the recent azoxanthellate Scleractinia (Cnidaria, Anthozoa) with an attached glossary. *ZooKeys* 227: 1-47.

Connell, J.H. 1975. Some mechanism producing structure in natural communities: A model and evidence from field experiment. In: Cody, M.L. y Diamond, J. Editor. *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press, Cambridge.

Chávez, E. y E. Hidalgo. 1984. Spatial structure of benthic communities of Banco Chinchorro, México. En: *Advances in reefscience. Joint Meeting I.S.R.S. and Atoll Reef Comm.* University of Miami, Miami.

Connell, J.H. 1976. Competitive interaction and the species diversity of coral. In: Mackie, G.O. Editor. *Colenterate ecology and behaviour*. Plenum Press, New York.

Darwin, Ch. 2006. La estructura y distribución de los arrecifes de coral. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.

Díaz, J.M., Sánchez, J. A. y Díaz-Pulido, G. 2000. Distribution and structure of the Southernmost Caribbean coral reef: Golfo de Urabá, Colombia. *Scientia Marina* 64(3): 327-336. Doi: <https://doi.org/10.3989/scimar.2000.64n3327>.

Duran, A., Shanz, A.A., Burkepile, D.E., Collado-Vides, L., Ferrer, V.M., Palma, L., Ramos, A. y González-Díaz, P. 2018. Fishing, pollution, climate change, and the long-term decline of coral reef off Havana, Cuba. *Bulletin of Marine Science* 94(2): 213-228. Doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1061>.

Ferrari, R., González-Rivero, M. y Mumby, P. J. 2012. Size matters in competition between corals and macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 467:77-88. Doi: <https://doi.org/10.3354/meps09953>.





Gaby-Hukubun, W., Munirah-Remir, N. y Delvis-Kapelle, I.V. 2016. The influence of physical and chemical factors to coral

- reef ecosystem on coastal waters Village Eri, outer Ambon Bay. *Journal of Water Resources and Ocean Science* 5(3): 28-36. Doi: <https://doi.org/10.11648/j.wros.20160503.11>.
- Gauch, H.G.Jr., Whittaker, R.H. y Singer, S.B. 1981. A comparative study of non-metric ordinations. *Journal of Ecology* 69:135-152. Doi: <https://doi.org/10.2307/2259821>.
- Gómez, P. 1992. Esponjas marinas (Porifera) de la Reserva de la Biosfera de SianKa'an. En: Navarro, D. y Suárez, E. Editores. *Diversidad biológica en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an*, Quintana Roo, México. CIQRO, Chetumal.
- González-Solis, M.A, Torruco, D., Liceaga, M. y Ordaz, J. 2003. The shallow and deep bathymetry of the Chinchorro Bank reef in the Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 73(1): 15-22.
- González, A., Torruco, D. y Corbalá, A. 2004. Morfometría de una población inusual de *Isochnomon alatus* (Gmelin, 1791) en la Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro y su relación con el ambiente. Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 55th Annual Meeting Xel-Ha 491-505.
- González-Solis, M.A, Torruco, D. y Torruco-González, A.D. 2018. Biodiversidad de macroalgas en arrecifes coralinos de la Sonda de Campeche, el Caribe Mexicano y Belice. *Gayana Botánica* 57(1): 501-511. Doi: <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100501>.
- Guzmán, H.M. y Cortés, J. 1985. Organismos de los arrecifes coralinos de Costa Rica IV. Descripción y distribución geográfica de octocorarios (Cnidaria: Anthozoa) de la costa del Caribe. *Brenesia* 24:125-173.
- Herrera-Moreno, A. y Betancourt-Fernández, L. 2002. Anémonas (Anthozoa: Actiniaria, Corallimorpharia, Cerianthiaria y Zoanthidae) conocidas para la Hispaniola. *Ciencia y Sociedad* 28 (3): 439-452. Doi: <https://doi.org/10.22206/cys.2002.v27i3.pp439-52>.
- Huerta, L. y Garza, A. 1980. Contribución al conocimiento de la flora marina de la parte sur del litoral de Quintana Roo, México. *Annales Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 23:25-44.
- Humann, P. y Deloach, N. 2002. *Reef creature identification. Florida, Caribbean, Bahamas*. New World Publications, Jacksonville.
- Instituto de Ecología (INECOL). 2000. Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro, México. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAP, México D.F.
- Jordan, D.E. y Martín, E. 1987. Chinchorro: Morphology and composition of a Caribbean Atoll. *Atoll Research Bulletin* 310: 1-33. Doi: <https://doi.org/10.5479/si.00775630.310.1>.
- Jordan, D.E. 1979. An analysis of gorgonian community in a reef calcareous platform on the Caribbean coast of México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología* 6(1):87-96.
- Lang, J.C. 1971. Interspecific aggression by scleractinian corals. I. The rediscovery of *Scolymia cubensis* (Milne Edwards and Haine). *Bulletin of Marine Science* 21: 952-959.
- Lang, J.C. 1973. Interspecific aggression by scleractinian corals. II. Why the race is not only in the swift. *Bulletin of Marine Science* 23:260-279.
- Leujak, W. y Ormond, R.F.G. 2007. Comparative accuracy and efficiency of six coral community survey methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 351: 168-187. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.028>.
- Liddell, W.D. y Ohlhorst, S. L. 1987. Patterns of reef community structure, North Jamaica. *Bulletin of Marine Science* 40(2): 311-329.
- Littler, D. S., Littler M. M., Bucher, K.E. y Norris, J. N. 1989. *Marine plants of the Caribbean: A field guide from Florida to Brazil*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Logan, A. 1984. Interspecific aggression in hermatypic corals from Bermuda. *Coral Reef* 3:131-138. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00301957>.
- Longhurst, A. 1998. *Ecological geography of the sea*. Academic Press. San Diego.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New York.
- McNeill, D.F., Budd, A.F., Klaus, J.S. y López-Pérez, R.A. 2006. *Paleoecología y sedimentología de arrecifes coralinos fósiles en la República Dominicana*. Universidad Autónoma de Santo Domingo.
- Merino, I. M. 1997. Upwelling on the Yucatan Shelf: hydrography evidence. *Journal of Marine Systems*. 13: 101-121. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(96\)00123-6](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(96)00123-6).
- Ohlhorst, S.L., Liddell, W.D., Taylor, R.J. y Taylor, J.M. 1988. Evaluation of reef census techniques. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* 2: 319-324.

- Okolodkov, Y.B. 2010. Biogeografía Marina. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche.
- Orlóci, L. 1978. *Multivariate analysis in vegetation research*. Dr. Junk WBV, The Hage.
- Orlóci, L. 1990. *Ecological program for institutional computing on the MacIntosh*. Ecological Computations Series. SPB. Academic Publishing, The Hage.
- Pielou, E.C. 1979. *Biogeography*. John Wiley & Sons, New York.
- Pielou, E.C. 1984. *The interpretation of ecological data: A primer on classification and ordination*. Wiley, New York.
- Porter, J.W. 1974. Community structure of coral reef on opposite sides of the Isthmus of Panama. *Science* 186:543-545. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.186.4163.543>.
- Roman, J. 2018. The ecology and conservation of Cuba's coastal and marine ecosystem. *Bulletin of Marine Science* 94(2):149-169. Doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1164>.
- Rützler, K. y MacIntyre, I.G. 1982. Ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize, I. Structure and communities. *Smithsonian Contributions to Marine Sciences* 12: 1-539. Doi: <https://doi.org/10.5479/si.01960768.12.539>.
- Scatterday, J.W. 1977. Low water emergence of Caribbean Reefs and Effects of exposure on coral diversity observations off Bonaire Netherlands Antilles. In: Frost, S.H., Weiss, M.P. y Saunders, J.B. Editor. *Reefs and Related Carbonates Ecology and sedimentology*. Studies in Geology.
- Taylor WR. 1960. *Marine algae of the eastern tropical and subtropical coast of the Americas*. University of Michigan Press, Michigan.
- Torruco, D. 1995. Faunística y ecología de los corales escleractinios en los arrecifes de coral del sureste de México. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Torruco, D. y González, M.A. 2002. Conservation and sustainable development proposal for the Chinchorro Bank reef complex in the Mexican Caribbean. Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 53rd Annual Meeting Biloxi. US.
- Torruco, D., González-Solis, M.A. y Ordaz, J. 2003. The role of environmental variables in the lagoon coral community structure on the Chinchorro Bank, México. *Bulletin of Marine Science* 73(1):23-36.
- Torruco, D., González-Solis, M.A. y Torruco-González, A.D. 2018. Diversidad y distribución de peces y su relación con variables ambientales, en el sur del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical* 66(1): 438-456. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i1.26255>.
- Torruco, D., González-Solis, M.A. y Torruco-González, A.D. 2020. Lagoons Reef of Alacranes Reef and Chinchorro Bank: Ocean Reef of Mexican Atlantic. In: Manning, AJ. Editor. *Lagoon Environments Around the World - A Scientific Perspective*. IntechOpen London.
- Torruco D, González-Solis A, Torruco-González AD. 2021. Large-Scale and Long-Term distribution of corals in the Gulf of Mexico and Caribbean Sea of Mexico and adjacent areas. *Regional Studies in Marine Science* 44. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101764>.
- Weinberg, S. 1981. A comparison of coral reef survey methods. *Bijdragen tot de Dierkunde* 51(2): 199-218.
- Zlatarski, V. y Martínez-Estalella, N. 1982. *Les Scleractinaires de Cuba avec des données sur les organismes asociés. Annex 1.* Editions de l'Académie Bulgaria des Sciences. Sofia.
- Wynne, M.J. 2011. *A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: Third revision*. J. Cramer in Borntraeger Science Publishers, Stuttgart.

Citar como: González-Solis, A., Torruco, D. y Torruco-González, Á.D. 2021. Distribución de macroalgas e invertebrados bentónicos en la laguna arrecifal del Arrecife de Banco Chinchorro, Quintana Roo, México. *Intropica* 16(1): 83-95. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3949>.

Inventario preliminar de plantas acuáticas, semiacuáticas y de ribera en la parte alta de tres ríos del Carmen de Viboral, Antioquia (Colombia) Preliminary inventory of aquatic, semi-aquatic and riverside plants in the headwater of three rivers of el Carmen de Viboral, Antioquia (Colombia)

Cristian Botero-Álvarez , Yimmy Montoya-Moreno , Néstor Jaime Aguirre-Ramírez 
y Fabio de Jesús Vélez 

Grupo de investigación Geolimna, Escuela Ambiental, Facultad de ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

*Autor de correspondencia: cristian.botero1@udea.edu.co

Recibido: 18 de febrero de 2021

Aceptado: 14 de abril de 2021

Publicación en línea: 13 de mayo de 2021

Resumen

Palabras clave:
vegetación acuática; ríos andinos;
ribera; ecosistemas; trópico

Las plantas acuáticas, las semiacuáticas y la vegetación riparia presentan una amplia distribución en términos globales, regionales y locales, además de una gran diversidad asociada a cambios de posición geográfica y de condiciones fisicoquímicas de los sistemas. El presente estudio se desarrolló en tres estaciones ubicadas en las cabeceras de tres ríos entre los años 2018 y 2019, en el municipio de El Carmen de Viboral, departamento de Antioquia, Colombia. Se levantaron tramos de 100 m a lo largo del río y en todo su ancho para cada estación se determinaron los taxones más representativos. Se registraron 22 taxones, y en algunos casos se logró identificar hasta especie. En términos generales el estudio de estas comunidades ha sido poco y solo se ha enmarcado en un trabajo taxonómico de identificación, dejando de lado los aspectos ecológicos de los mismos, por lo cual es importante hacer esfuerzos por generar investigación sobre este tipo de vegetación, que a su vez presta valiosos servicios ecosistémicos en términos del mantenimiento de las dinámicas propias de los ecosistemas.

Key words:
aquatic vegetation; andean rivers;
riverside; ecosystems; tropic

Abstract

Aquatic, semi-aquatic plants and riparian vegetation having a wide distribution in global, regional, and local terms, in addition to a great diversity associated with such changes of geographical position and physical-chemical conditions of the systems. This study was developed at three stations located in the headwaters of three rivers between 2018 and 2019, in El Carmen de Viboral Municipality, department of Antioquia, Colombia. Sections of 100 m along both borders of the rivers were generated for each station the most representative taxa were determined. As result, 22 individuals were categorized, in some cases, it was possible to determine even species. In general terms, studies of these kinds of communities have been rare and have been developed only for taxonomic identification, leaving aside the ecological aspects. Therefore, it is important to generate these types of studies on these plant communities so vital to the ecosystem.

Las plantas acuáticas y semiacuáticas hacen parte de la vegetación que crece en la zona litoral de lagos, embalses y ríos, sobre la superficie del agua o sumergida completamente (Roldán y Ramírez, 2008). Estos organismos son parte vital de los ecosistemas de agua dulce, dado que proporcionan alimento y hábitat para otras especies, además de oxígeno y algunos nutrientes. Asimismo, poseen la capacidad de absorber minerales disueltos y, por lo tanto, contribuir a la depuración de las aguas (Posada y López, 2011; Tognelli *et al.*, 2016).

Este tipo de vegetación presenta una amplia distribución geográfica (Cirujano-Bracamonte *et al.*, 2014; Murphy *et al.*, 2019), además de una gran diversidad de especies, dadas las diferentes condiciones orográficas y climáticas que se presentan en la zona tropical (Schmidt-Mumm, 1988; Lasso *et al.*, 2014; Gómez-Rodríguez *et al.*, 2016). Teniendo en cuenta su importancia, es necesario resaltar que el conocimiento de este tipo de flora en lo que respecta a sistemas lóticos es bajo. Los ríos de la región andina en particular, por su heterogeneidad en términos ambientales y sus diversas

dinámicas económicas y sociales son escenarios sensibles y de gran repercusión aguas abajo, si se presentan impacto directo sobre ellos (Roldán y Ramírez, 2008; Polanco-Puerta y Gómez-Posada, 2017), lo que hace de estos cuerpos de agua un escenario de interés para conocer la flora acuática presente en la zona, testigo de la historia hídrica, y así ampliar la información sobre la relación agua – vegetación.

En términos globales, los estudios de vegetación acuática, semiacuática y de ribera han tenido más atención en Europa y Estados Unidos, donde se han desarrollado guías taxonómicas detalladas para la identificación y clasificación de los organismos (Giménez, 2009; García-Murillo *et al.*, 2009; Fernández-Aláez *et al.*, 2012; Cirujano-Bracamonte *et al.*, 2014; Eggers y Reed, 2014), estos trabajos resaltan la diversidad biológica, tipos de crecimiento y distribución geográfica en relación a los tipos de cuerpos de agua en que se desarrollan, ya sean sistemas lóticos como ríos y sistemas lénticos como lagos, lagunas y humedales; además, se generan metodologías para las campañas de monitoreo y toma de muestras en campo (Ministerio de Agricultura, alimentación y medio ambiente, 2015).

A nivel regional y local se han desarrollado algunos acercamientos a la clasificación de la flora asociada a los cuerpos de agua (Lasso *et al.*, 2014; Quiñonez-Oquendo y Wagner-Vega, 2016); estos autores proporcionan bases científicas para entender el valor ecológico que representa este tipo de organismos, tanto de manera directa como indirecta sobre los cuerpos de agua, asociado principalmente a procesos físicos y químicos que se dan al interior de la cuenca hidrográfica, como la regulación en los procesos erosivos de las bancas, y generación de biotopos que sirven de refugio y alimento a la fauna. Así las cosas, se hace necesario ampliar el conocimiento sobre la diversidad y distribución local la flora acuática, semiacuática y raparúa en las cabeceras de ríos andinos; basados en que la presencia de esta flora presenta condiciones ecológicas de importancia, como control de los altos flujos de caudal y una disminución en el aporte de sedimentos en temporadas de lluvia, alimento y hábitat para otras especies, además de mantener el reciclaje de nutrientes. Por consiguiente, en el presente trabajo se definió como principal objetivo registrar algunas de las plantas acuáticas, semiacuáticas y algunos individuos de la ribera presentes en tramos de la parte alta de tres ríos andinos.

El presente estudio se desarrolló sobre los ríos Cocorná (5°59'06,18"N - 75°15'37,88"W), San Lorenzo (6°00'26,28"N - 75°16'52,05"W) y Guarínó (6°03'37,94"N - 75°16'21,39"W), en

la zona rural del municipio de El Carmen de Viboral, en el oriente antioqueño. La ubicación geográfica de la zona de muestreo se señala en la figura 1. Los ríos de estudio se ubican sobre la misma región biogeográfica, que según la clasificación de zonas de vida de Holdridge están entre los 2000 y 4000 m.s.n.m, y presenta una temperatura ambiente entre 12° y 24° se clasificó como bosque húmedo premontano (bh-PM), montano bajo (bh-MB) (Holdridge, 1966), sin embargo, aunque están sobre la misma región biogeográfica, estos ríos presentan condiciones diferentes en relación a sus dinámicas fluviales, considerando que el área de drenaje del río Cocorná es mayor que los demás ríos, lo que hace que esté presente un mayor caudal.

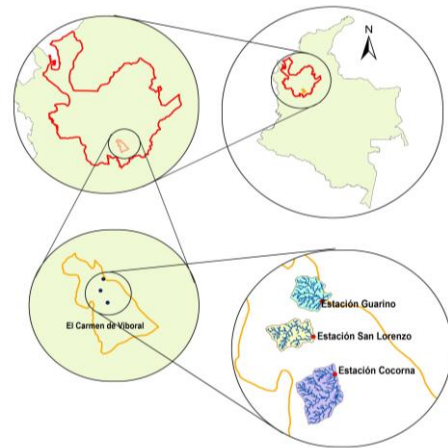


Figura 1. Ubicación del municipio donde se desarrolla el muestreo y las estaciones asociadas a las corrientes de análisis.

En cada uno de los ríos estudiados se definió una estación de muestreo, para la cual se estableció un tramo de trabajo de 100 m en la dirección del flujo de la corriente. En cada uno de los tramos de los ríos se tomaron coordenadas de referencia (Aguirre, 2013), al interior de este tramo se dispuso un cuadrante de 1 m de lado (área = 1 m²) con el cual se procedió de la siguiente manera: el tramo fue dividido en cinco secciones transversales separadas cada 20 m entre sí; en dichas secciones se tomaron tres mediciones con el cuadrante, una en la margen derecha, otra en el centro y por último en la margen izquierda, para así tener cinco cuadrantes por margen, para un total de 15 cuadrantes por río.

Cada uno de los cuadrantes fue dispuesto sobre la columna de agua de manera que una parte estuviera expuesta al aire (50 %) y la demás estuviera sumergida (50 %), en caso que la lámina de agua fuera menor a 0,5 m el cuadrante era sumergido hasta tener contacto con el lecho. De allí se

registraban fotografías del cuadrante y se contaba el número de individuos vegetales de hábitos acuáticos al interior del cuadrante (Aguirre y Caicedo, 2013); de la misma manera se procedió para los tres ríos. Para la conservación de las muestras de difícil determinación, se utilizaron bolsas herméticas con una solución de alcohol al 70 % (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio ambiente, 2015).

De los tres tramos de estudio, correspondientes a los ríos Cocorná, San Lorenzo y Guarinó, se encontraron y se determinaron un total de 22 taxones la mayoría de tipo vascular, de los cuales 11 estaban presentes en el río Cocorná,

10 en el río San Lorenzo y 10 en el Guarinó, a su vez, es importante mencionar que algunos taxones se encontraron en los tres sistemas.

En la tabla 1 se muestran las plantas, acuáticas, semiacuáticas y de ribera determinadas y la estación de muestreo asociada; dicha tabla, muestra de manera general, su clasificación taxonómica desde familia y género y especies para los que fue posible determinar, además de la presencia- ausencia de los organismos de hábitos acuáticos y semiacuáticos para cada una de las estaciones de muestreo.

Tabla 1. Especies registradas sobre las estaciones de interés.

Familia	Nombre científico	Ríos		
		Cocorná	San Lorenzo	Guarinó
Lycopodiaceae	<i>Lycopodium</i> sp.	x	-	-
Myrtaceae	Sin determinar	x	-	-
Asteraceae	<i>Ageratina</i> sp.	x	-	-
Rubiaceae	<i>Gallium</i> sp.	x	-	-
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	x	-	-
	<i>Cyperus mindorensis</i> (Steud.) Huygh	-	X	-
	<i>Carex</i> sp.	-	X	-
	<i>Rhynchospora</i> sp.	-	X	-
	<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth	x	X	x
Oxalidaceae	<i>Oxalis</i> sp.	x	X	-
Apiaceae	<i>Hydrocotyle umbellata</i> L.	-	X	x
	<i>Hydrocotyle asiatica</i> L.	-	-	x
Juncaceae	<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	-	-	x
Polygonaceae	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	-	-	x
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton paramoanus</i> Haynes & Holm-Nielsen	-	-	x
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i> J. Koenig	-	-	x
Dryopteridaceae	<i>Elaphoglossum</i> sp.	x	-	-
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris</i> sp.	x	x	x
Blechnaceae	<i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron	x	x	-
Marchantiaceae	<i>Marchantia</i> sp.	x	x	x
Brachytheciaceae	<i>Platyhypnidium aquaticum</i> (A. Jaeger) M. Fleisch	-	x	x

Adicional a la información suministrada por la tabla 1, se incluyen las figuras 2, 3 y 4 respectivamente, que dan cuenta de una forma ilustrativa los individuos que predominaron en cada una de los tramos que fueron objeto de la presente investigación. Las plantas determinadas muestran características particulares en términos de distribución global, patrones de crecimiento y hábitat de preferencia.

En el caso de la figura 2, se presentan nueve taxones, distribuidas en las familias Lycopodiaceae, Asteraceae, Cyperaceae y Myrtaceae. El género *Lycopodium* sp. (Lycopodiaceae) presenta una distribución general por el trópico, se encuentra en países como Colombia, Perú,

Venezuela y Brasil, generalmente se desarrolla sobre sistemas de montaña fríos, pudiendo tolerar climas secos, a su vez la mayoría de individuos son de hábito terrestre, pero es posible encontrarlos en sistemas húmedos de aguas bajas (Ollgaard, 1992); para los taxones pertenecientes a la familia Asteraceae B1, B2 y Cyperaceae C1- C5 presentan un gran éxito a nivel ecológico por su plasticidad fenotípica y facilidad de adaptación a todo tipo de hábitats, presentando tolerancia a variaciones microclimáticas, además de eficiente mecanismos de dispersión, formas de crecimiento y colonización de ambientes (Chambers *et al.*, 2008; Gómez- Rodríguez *et al.*, 2016); la familia Myrtaceae (D) es reconocida por varias

formas vegetales, generalmente son de hábitos terrestres, pero pueden sobrevivir en zonas con alta humedad como la ribera de ríos; se encuentra en la mayoría de zonas de

Colombia y representa entre el 0,7 y 0,8 % de las plantas angiospermas del territorio nacional (Parra-O, 2014).



Figura 2. (A) *Lycopodium* sp., (B1) *Ageratina* sp., (B2) *Asteraceae*, (C1) *Cyperus* sp1, (C2) *Eleocharis filiculmis*, (C3) *Cyperus mindorensis*, (C4) *Carex* sp., (C5) *Rhynchospora* sp., (D) *Myrtaceae*.

En la figura 3 se muestran nueve del total de taxones determinados, distribuidos en las familias Rubiaceae, Oxalidaceae, Dryopteridaceae, Blechnaceae, Marchantiaceae, Brachytheciaceae y Apiaceae. El género *Galium* sp. (E) perteneciente a la familia Rubiaceae, se distribuye por todo el mundo, con una mayor diversidad en zonas tropicales; dicha familia cuenta con un aproximado de 10000 especies, se caracterizan por sus diferentes formas de crecimientos como hierbas, arbustos o árboles (Maldonado, 2005); los organismos de la familia Oxalidaceae (F) pueden crecer en grietas y entre rocas, al borde de cañadas y cursos de agua temporales, se puede observar en zonas entre los 1300 y los 1700 m.s.n.m. (Alfonso *et al.*, 2004; Palau y Caputo, 2013); en relación a los helechos (G), (H), (I), se puede decir de manera respectiva, que los individuos pertenecientes a la familia Dryopteridaceae (G), caso particular, el género *Elaphoglossum* Schott ex J.Sm. , está distribuido en zonas tropicales y subtropicales del mundo, se tienen aproximadamente 600 especies descritas, cerca del 75 % se encuentran en el Neotrópico, siendo notable su distribución sobre los Andes desde Colombia hasta Bolivia, relativamente pocas son terrestres (Rouhan *et al.*, 2004).

de 900 especies, distribuidas mundialmente en regiones tropicales y subtropicales, y en menor proporción en zonas templadas; dichos organismos pueden ser encontrados en sitios cercanos a cuerpos de agua, generalmente orillas de ríos y bosques continuos a las fuentes hídricas (Ponce, 2007); en el caso de la familia Blechnaceae, estos individuos abundan a lo largo de Mesoamérica, Antillas, Venezuela, Colombia, Bolivia, entre otros territorios; su crecimiento puede darse hasta los 3500 m.s.n.m sobre áreas ribereñas de zonas palustres, más que en ríos, aunque puede presentarse cerca a zonas de inundación (Prada *et al.*, 2008; Rolleri *et al.*, 2012); en relación a la familia Marchantiaceae, perteneciente al grupo de las hepáticas, en las que se encuentran cerca de 6000 especies, de las cuales 1350 se registran en el Neotrópico, la mayor cantidad de endemismos en cuanto a géneros está en el norte de los Andes sobre los 2000 y 3000 m.s.n.m, estos organismos demandan una gran cantidad de agua para su supervivencia (Barbosa-C. *et al.*, 2007; García *et al.*, 2015); la familia Brachytheciaceae presenta amplia distribución geográfica, con un perfil altitudinal entre los 50 y los 3000 m.s.n.m, estos organismos se encuentran generalmente asociados a aguas en movimiento, como los ríos; adicional a esto, los briófitos que se adaptan a condiciones acuáticas deben responder a gradientes ambientales como la corriente de agua y

En el caso de Thelypteridaceae (H), esta familia agrupa cerca
Enero- junio de 2021

fluctuaciones de la lámina de agua (Lagos-López *et al.*, 2008; Ramírez-Padilla, 2013); por último la dentro de la familia Apiaceae se incluyen cerca de 3750 especies, con 300 a 450 géneros, en particular la familia Apiaceae (L1) (L2) se distribuye

en todo el mundo y está compuesto por especies herbáceas anuales y perennes, algunas de ellas adaptadas a diversos tipos de humedales, o a aguas de baja velocidad en su corriente (Downie *et al.*, 2000; Álvarez *et al.*, 2008).



Figura 3. (E) *Galium* sp., (F) *Oxalis* sp., (G) *Elaphoglossum* sp., (H) *Thelypteris* sp., (I) *Blechnum cordatum* (Desv.) Hieron, (J) *Marchantia* sp., (K) *Platyhypnidium aquaticum* (A. Jaeger) M. Fleisch, (L1) *Hydrocotyle umbellata* L., (L2) *Hydrocotyle asiatica* L.

En la figura 4 se muestran cuatro taxones pertenecientes a las familias Juncaceae, Polygonaceae, Potamogetonaceae y Zingiberaceae. La especie *Juncus microcephalus* Kunth (M) pertenece a la familia de las Juncaceae, en ella se incluyen siete géneros y cerca de 440 especies distribuidas en todo el mundo, donde la mayoría crece sobre regiones templadas a frías, en el trópico pueden crecer entre 800 y 2000 m.s.n.m, sobre zonas inundables y en la ribera de los ríos (Balslev y Duno de Stefano, 2015); la familia de las Polygonaceae (N) comprende cerca de 30 géneros y 1000 especies difundidas en todo el mundo, principalmente de regiones templadas del hemisferio norte, algunos individuos pueden encontrarse en riberas de ríos y en zonas húmedas (Arambarri y Bayón, 1995); en el caso de la familia Potamogetonaceae, se encuentra compuesta por un género, con unas 100 especies de amplia distribución mundial, en el caso particular de la especie *Potamogeton paramoanus* R.R. Haynes & Holm-Niels (O), son hierbas acuáticas, sumergidas o flotantes, generalmente perennes, arraigadas (García-Murillo, 1993); en relación a la familia Zingiberaceae, dentro del país se cuenta con la especie *Hedychium coronarium* J. Koenig (P), esta planta semiacuática

es nativa del este de la India, pero su distribución se da a nivel mundial, en Colombia se encuentra en la mayoría de departamentos, esta planta es invasiva por lo cual ocupa con facilidad gran parte del territorio (Cárdenas-L. *et al.*, 2017).

En términos de estructura y distribución espacial en cada uno de los tramos de estudio, es necesario mencionar algunos casos particulares, como por ejemplo el caso de la especie *Eleocharis filiculmis* Kunth y el género *Thelypteris* sp. las cuales fueron encontradas en los tres tramos, siendo esta segunda en mayor abundancia que la primera; además de mencionar que las familias Myrtaceae y Oxalidaceae eran de suma abundancia en el tramo del río Cocorná, caso particular de la Myrtaceae, se observa que su tallo es aprovechado por algunos musgos para colonizar y generar así un biotopo que sirve de hospedaje para otros individuos. Además, se observa que las características de lecho de cada río permiten en mayor o menor medida la colonización de la vegetación de estudio, es el caso del río Cocorná que presenta unas rocas hasta con 1 m de diámetro, donde se observa desarrollo de algunos briófitos, que a su vez son un sustrato que permite el crecimiento de otras especies

como *E. filiculmis* K. y *Ageratina* sp; en el caso del río San Lorenzo y Guarinó, donde se observan lechos de cantos rodados y arena respectivamente, se evidencia una menor abundancia de organismos, es el río Guarinó donde se presenta la menor diversidad y abundancia de taxones siendo evidente la colonización por parte de la especie *Hydrocotyle umbellata* L. y en una menor proporción la especie *H. asiatica* L.

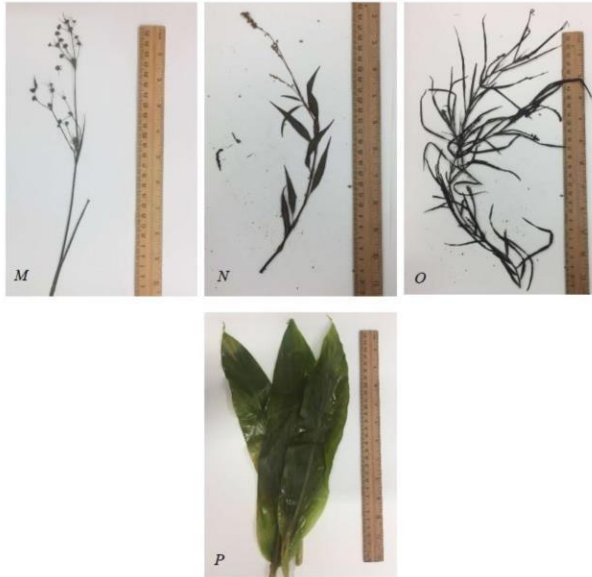


Figura 4. (M) *Juncus microcephalus* Kunth, (N) *Polygonum punctatum* Elliott, (O) *Potamogeton paramoanus* Haynes & Holm-Nielsen, (P) *Hedychium coronarium* J. Koenig.

Dada la abundancia de taxones que pueden encontrarse en estos ambientes, y considerando que esta comunidad ha sido poco estudiada a pesar del gran número de servicios ecosistémicos que presta, es necesario generar espacios de investigación más profunda sobre estos organismos en términos de estructura y composición. No se puede olvidar, sin embargo, que las características de los individuos pueden verse alteradas cuando las condiciones ambientales, en este caso la cantidad y la calidad del recurso hídrico, cambian drásticamente.

Agradecimientos

A la Universidad de Antioquia y al municipio de El Carmen de Viboral por la financiación que derivó en el presente artículo científico. Al grupo de investigación Geolimna y Herbario de la Universidad de Antioquia.

Referencias

Aguirre, N.J. y Caicedo, O. 2013. Las plantas acuáticas del Enero- junio de 2021

sistema cenagoso de Ayapel. Universidad de Medellín. Medellín, Colombia.

Aguirre, N.J. 2013. *Hidrobiología Sanitaria*. Universidad de Antioquia, Medellín.

Alfonso, G.L.; Prina, A.O. y Muiño, W.A. 2004. Una nueva especie del género *Oxalis* (Oxalidaceae) para la provincia de Mendoza, Argentina. *San Isidro. Hickenia* 3(51): 213-216.

Álvarez, M., Ramírez, C. y Deil, U. 2008. Ecología y distribución de *Hydrocotyle cryptocarpa* Speg. en Sudamérica. *Gayana Botánica Chile* 65(2): 139-144. Doi: <https://doi.org/10.4067/S0717-66432008000200003>.

Arambarri, A.M. y Bayón, N.D. 1995. Flora del valle de Lerma Polygonaceae Juss. Argentina. *Aportes Botánicos de Salta Serie Flora* 3 (3): 1-53.

Balslev, H. y Duno de Stefano, R. 2015. La familia Juncaceae en México. *Acta Botánica Mexicana* 111: 61-164. Doi: <https://doi.org/10.21829/abm11.2015.182>.

Barbosa-C., I., Uribe-M, J. y Campos, L.C. 2007. Las hepáticas de Santa María (Boyacá, Colombia) y alrededores. *Caldasia* 29(1):39-49.

Cárdenas-L.D., Baptiste, M., y Castaño, N. 2017. *Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C.

Cirujano-Bracamonte, S., Meco-Molina, A. y García-Murillo, P. 2014. *Flora acuática española Hidrofitos vasculares*. Real Jardín Botánico. Madrid.

Chambers, P.A., Lacoul, P., Murphy, K.J., Thomaz, S.M. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Revista Hydrobiologia* 595: 9-26. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>.

Downie, S.R.; Katz-Downie, D.S.; Watson, M.F. 2000. A Phylogeny of the Flowering Plant Family Apiaceae Based on Chloroplast DNA rpl16 and rpoC1 Intron Sequences: Towards a Suprageneric Classification of Subfamily Apioideae. *American Journal of Botany* 87(2): 273-292. Doi: <https://doi.org/10.2307/2656915>.

Eggers, S.; Reed, D. 2014. *Wetland plants and plant communities of Minnesota and Wisconsin*. U.S. Army Corps of Engineers. USA.

Fernandez-Alaéz, C., Fernandez-Alaéz, Aboal, M y Corrochano,

- A. 2012. Catálogo y claves de identificación de organismos del grupo macrófitos utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- García-Murillo, P. 1993. Estudio Palinológico del Género *Potamogeton* L. en la Península Ibérica. Sevilla. *Botánica Complutensis* 18: 79-91.
- García-Murillo, P., Fernández Zamudio, R. y Cirujano Bracamonte, S. 2009. *Habitantes del agua macrófitos*. Agencia Andaluza del agua, Madrid.
- García, S., Basilio, H., Herazo, F., Mercado, J. y Morales, M. 2015. Diversidad de briófitos en los Montes de María, Colosó (Sucre, Colombia). *Revista Colombia Forestal* 19(1): 41-52. Doi: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.1.a03>.
- Giménez, P.T. 2009. *Guía visual de campo macrófitos de la cuenca del Ebro*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Gómez-Rodríguez, A.M., Valderrama-Valderrama, L.T., y Rivera-Rondón, C.A. 2016. Comunidades de macrófitas en ríos andinos: Composición y relación con factores ambientales. *Acta Biológica Colombiana* 22(1): 45-58. Doi: <https://doi.org/10.15446/abc.v22n1.58478>.
- Holdridge, L.R. 1966. *Life zone ecology*. San José. Tropical science center, Costa Rica.
- Lagos-López, M.I.; Sáenz-Jiménez, F.A.; Morales-Puentes, M.E. 2008. Briófitos reófilos de tres quebradas del páramo de Mamapacha, Chinavita Boyacá-Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 13(1): 143-160.
- Lasso, C.A., Rial, A., Colonnello, G., Machado-Allison, A. y Trujillo, A. 2014. *Humedales de la Orinoquia (Colombia-Venezuela)*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, Colombia.
- Maldonado, C. 2005. Las rubiáceas encontradas en el proyecto de inventario botánico de la región de Madidi. *Revista de Ecología en Bolivia* 40 (3): 199-211.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2015. Protocolo de muestreo y laboratorio de macrófitos en ríos. Madrid.
- Murphy, K., Efremov, A., Davidson, T.A., Molina-Navarro, E., Fidanza, K., Crivelari-Betiold, T.C., Chamberse, P., Tapiá-Grimaldo, J., Varandas Martin, S., Springuef, I., Kennedy, Mormuld, R.P., Dibbleh, E., Hofstrai, D., Lukács, B., Geblerk, D., Baastrup-Spohrl, L. y Urrutia, J. 2019. World distribution, diversity and endemism of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 158: 103127. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.06.006>.
- Ollgaard, B. 1992. Neotropical Lycopodiaceae-An Overview. *Missouri Botanical Garden Press* 79(3): 687-717. Doi: <https://doi.org/10.2307/2399760>.
- Palau, A., y Caputo, L. 2013. *Caracterización limnológica de las masas de agua continentales de Huinay (X región de los lagos, Chile)*. Endesa, Santiago de Chile.
- Parra-O., C. 2014. Sinopsis de la familia Myrtaceae y clave para la identificación de los géneros nativos e introducidos en Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Colombia* 38(148): 261-77. Doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.128>.
- Polanco-Puerta, M.F., y Gómez-Posada, S. 2017. Evaluación de tres programas de fertilización edáfica en el cultivo de la cebolla de rama en la cuenca media del río Ótun. *Intropica* 12(1): 31-40. <https://doi.org/10.21676/23897864.2203>.
- Ponce, M. 2007. Sinopsis de las Thelypteridaceae de Brasil central y Paraguay. *Revista Hoehnea* 34(3):283-333. Doi: <https://doi.org/10.1590/S2236-89062007000300003>.
- Posada, J.; López, M. 2011. *Plantas acuáticas del Altiplano del Oriente Antioqueño, Colombia*. Editorial Universidad Católica de Oriente. Rionegro.
- Prada, C., Roller, C.H., y Pasarelli, L.M. 2008. Morfología, caracterización y distribución geográfica de *Blechnum cordatum* (Blechnaceae-Pteridophyta). *Acta Botánica Malacitana* 33: 29-46. Doi: <https://doi.org/10.24310/abm.v33i0.6980>.
- Quiñonez-Oquendo, L.E., y Wagner-Vega, K. 2016. *Inventario de Plantas Acuáticas y de Ribera Asociadas al Río Toro Negro, Tributario del Río Grande de Manatí*. San Juan, Puerto Rico. Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. Puerto Rico.
- Ramírez-Padilla, B.R. 2013. Riqueza y distribución de musgos en el departamento del Cauca, Colombia. Boletín Científico Centro de Museos. *Museo de historia natural* 17(2):17-37.
- Roldán, G., y Ramírez, J.J. 2008. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín.
- Roller, C.H.; Prada, C.; Gabriel y Galán, J.M.; Pasarelli, L.M. 2012.

Especies arborescentes del género *Blechnum* (Pteridophyta). *Revista de Biología Tropical* 61(1):377-408.

Rohuan, G., Dubuisson, J., Rakotondrainibe, F., Motley, T.J., Mickel, J.T., Labat, J.N. y Moran, R.C. 2004. Molecular Phylogeny of the fern genus *Elaphoglossum* (Elaphoglossaceae) based on chloroplast non-coding DNA sequences: Contributions of species from the Indian Ocean area. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 33: 745-763. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2004.08.006>.

Schmidt-Mumm, U. 1988. Vegetación acuática y palustre de la parte alta de la hoya del río Namay (Albán, Cundinamarca). *Perez – Arbelaezia Colombia* 2(6-7): 9-41.

Tognelli, M.F.; Lasso, C.A.; Bota-Sierra, C.A.; Jiménez-Segura, L.F. Cox, N.A. 2016. *Estado de conservación y distribución de la biodiversidad de agua dulce en los andes tropicales*. Gland, Suiza, Cambridge, UK y Arlington, Arlington.

Citar como: Botero-Álvarez, C., Montoya-Moreno, Y., Aguirre-Ramírez, N.J. y Vélez, F. 2021. Inventario preliminar de plantas acuáticas, semiacuáticas y de ribera en la parte alta de tres ríos del Carmen de Viboral, Antioquia (Colombia) *Intropica* 16(1): 96-103. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3926>.

GUÍA PARA AUTORES

Intropica es una revista científica de publicación semestral, arbitrada por evaluadores nacionales e internacionales que provee un espacio para la publicación de contribuciones originales e inéditas que estudien e interpreten de manera integrada los ecosistemas tropicales así como los problemas ambientales derivados de la intervención antropogénica sobre el territorio.

La revista *Intropica* está disponible en versión digital con acceso libre (<http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica>) y en versión impresa (ISSN 1794-161X) la cual se distribuye en bibliotecas especializadas de instituciones académicas, gubernamentales y no gubernamentales.

Envío:

Los manuscritos pueden ingresar al proceso editorial a través de la plataforma Open Journal System de la Revista (<http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica>) o a través del correo electrónico revistaintropica@unimagdalena.edu.co. La recepción de manuscritos es permanente. En el envío se deberán adjuntar las figuras en archivos independientes y una carta de aprobación de todos los autores, certificando su originalidad y que no ha sido remitida ni se ha publicado en otra revista. En la carta también deberá indicarse el tipo de contribución (artículo, artículo de revisión, artículo de reflexión o nota científica) y dos posibles evaluadores con sus respectivos datos de contacto. Aunque todas las contribuciones estarán sujetas a revisión previa, la responsabilidad por el contenido de las mismas recae sobre los autores y no sobre el editor, el comité editorial o la Universidad del Magdalena. El formato para elaborar esta carta remisoria puede descargarse del sitio de Internet de la Revista.

Tipos de contribuciones:

a) Artículo de investigación científica y tecnológica. Corresponden a resultados completos de estudios realizados sobre las temáticas que aborda la revista. Los manuscritos tendrán un máximo de 30 páginas, incluyendo las tablas y las figuras. El artículo de investigación deberá seguir el siguiente orden: Título, Autor(es), Dirección postal del (de los) autor(es), Resumen, Palabras claves, Abstract, Key words, Introducción, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión, Conclusiones (opcional), Agradecimientos (opcional), Referencias, Tabla/s con su/s correspondiente/s leyenda/s, Lista de las leyendas de las figuras. Las figuras deben ser enviadas en archivos independientes en formato gráfico (tif, gif, eps).

b) Artículo de revisión. Se refieren a trabajos de revisión crítica que compilan y resumen adecuadamente el grado de avance o del conocimiento y señalan líneas de investigación a seguir. La extensión máxima del manuscrito será de 40 páginas, incluyendo tablas y figuras. Deben contener al menos 50 referencias bibliográficas. El artículo de revisión puede escribirse en un estilo libre, sin embargo deberá incluir Resumen, Palabras clave, Abstract, Key words, Agradecimientos (opcional) y Referencias.

c) Artículo de reflexión. Presenta la perspectiva del autor, fundamentada en literatura científica, como aporte al conocimiento de los temas propios de la revista. Los manuscritos tendrán un máximo de 30 páginas, incluyendo las tablas y las figuras. Se deberá incluir Resumen, Palabras clave, Abstract, Key words, Agradecimientos (opcional) y Referencias.

d) Nota científica. Son descripciones breves de investigaciones limitadas, procedimientos experimentales, operaciones técnicas o aplicadas. En cualquier caso, tienen que ser completamente documentadas, con referencia a la literatura, e indicando los procedimientos experimentales empleados. El manuscrito puede ocupar un máximo de 10 páginas, incluyendo las tablas y las figuras. La Nota científica no debe llevar subtítulos pero sí Resumen, Palabras clave, Abstract y Key words, Agradecimientos (opcional) y Referencias.

Procedimiento de evaluación/arbitraje de los manuscritos

Los editores realizarán una primera evaluación del manuscrito, conceptuando la pertinencia e idoneidad del mismo y lo someterán al proceso de arbitraje doble ciego de por lo menos dos especialistas nacionales (preferiblemente ajenos a la institución editora) o internacionales sobre el tema. En caso de controversia entre los evaluadores se recurrirá a un tercero. Estos especialistas actuarán como revisores del manuscrito, emitirán su concepto y podrán realizar recomendaciones o solicitar aclaraciones en un tiempo máximo de un mes. Posteriormente, las sugerencias de los editores y revisores serán comunicadas a los autores, quienes tendrán un plazo de un mes para responder dichas sugerencias. En caso contrario, el manuscrito será dado de baja y de ser remitido nuevamente se iniciará el proceso editorial desde el principio con un nuevo arbitraje. Los editores tomarán la decisión final de aceptar o no los manuscritos para su publicación. Para estas tareas los editores podrán apoyarse en el comité editorial, cuando así lo estimen pertinente.

Previo a la impresión final de los manuscritos aceptados para publicación, los editores enviarán las pruebas de galera al autor de correspondencia para que efectúe correcciones por errores de digitación únicamente. No se permiten mayores cambios o adiciones al manuscrito editado en esta fase. En caso de comprobación de plagio o de violación de derechos de autor, los editores ordenarán cancelar el proceso editorial. Para mayor información consulte la guía de ética y buenas prácticas editoriales: <http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/about/editorialPolicies#custom-3>.

Formato del manuscrito:

El texto se debe enviar como documento en formato Word o RTF con un nombre corto que identifique al manuscrito y al primer autor (e.g. Hifomicetos_López.doc). El texto debe estar interlineado a doble espacio y numeradas las líneas a lo largo del texto (incluyendo tablas), con letra Times New Roman de 12 puntos y con todos los márgenes de 2 cm. Se aceptan manuscritos en español o en inglés. Las páginas deben numerarse consecutivamente. Las tablas se incluirán en formato tabla (no pegarlas como imagen) al final del texto del manuscrito. Las figuras no deben incluirse en el documento del manuscrito.

Para los nombres científicos y las locuciones latinas se utilizará cursiva. No incluya palabras subrayadas ni sangrías. En el caso de citar un taxón de nivel específico o inferior, se debe citar su nombre científico incluyendo el autor. Tanto los autores como los editores se guiarán por las reglas que gobiernan la nomenclatura biológica, de acuerdo a lo acordado en el “International Code of Botanical Nomenclature”, en el “International Code of Nomenclature of Bacteria” y en el “International Code of Zoological Nomenclature”. Se enfatiza que el autor del nombre y el año de publicación de cada taxón sólo deberán aparecer una vez, la primera vez que se mencione.

1. Título. Claro, descriptivo y no demasiado largo. Se solicita en español e inglés. El título del trabajo y los títulos de las secciones principales del manuscrito debe ubicarse en posición central y en mayúsculas; los títulos de segundo rango deben ubicarse en posición central en minúsculas y los de tercer rango alineado a la izquierda. Todos los títulos y subtítulos deben ir en negrita. Adicionalmente, debe suministrarse un título abreviado de máximo 80 caracteres incluyendo espacios.

2. Nombre(s) del (de los) Autor(es). Los nombres se deben escribir en mayúsculas y minúsculas. En el caso de varios autores, el primer nombre debe ser el del autor principal.

3. Dirección del (de los) autor(es). Se deberá anotar institución a la que pertenecen, dirección postal y teléfono de todos los autores. Se deberá agregar el correo electrónico para correspondencia.

4. Resumen y Abstract. Deberá escribirse un resumen en español y otro en inglés. En ambos casos, no deberá exceder las 300 palabras. El resumen debe contener de manera sintética los objetivos del trabajo, una descripción concisa de la parte experimental (incluyendo los tamaños de muestra), principales resultados y conclusiones generadas en el proceso de discusión de los mismos. En el resumen, no se debe incluir referencias bibliográficas y debe escribirse en un solo párrafo. El Abstract debe ser una traducción fiel del Resumen.

5. Palabras clave y Key words. Después del Resumen y del Abstract, deberán incluirse en español e inglés, respectivamente, 3 a 6 palabras clave que identifiquen el manuscrito.

6. Introducción. Se debe presentar una revisión actualizada de la bibliografía pertinente al trabajo (fuentes adecuadamente referenciadas), para fundamentar la hipótesis de trabajo y mostrar el o los objetivos propuestos.

7. Materiales y Métodos. Se deberá incluir, en forma clara y concisa, los principales materiales, así como también los métodos aplicados, de modo que, con esa información, otro investigador pudiese repetir la experiencia. Pueden utilizarse apartados diferentes bajo subtítulos adecuados. No debe describirse un método si ya está descrito en la bibliografía; basta con presentar la cita bibliográfica. Si utiliza un método modificado, debe señalarse claramente la modificación.

8. Resultados. Los resultados deben presentarse en forma clara y precisa, incluyendo tablas, figuras y, en caso necesario, análisis estadísticos.

9. Discusión. Los resultados deben ser contrastados con el conocimiento registrado en la literatura, destacando el aporte del artículo para el entendimiento del tema tratado. Las conclusiones que se extraigan del trabajo deberán ser consecuentes y relacionadas con los resultados expuestos.

10. Agradecimientos. De ser considerado necesario por los autores, se puede incluir algún agradecimiento por contribuciones económicas, asesorías, donaciones u otro tipo de colaboración que haya hecho posible el trabajo.

11. Referencias. Se debe listar la información completa de todas las referencias bibliográficas, las cuáles serán ordenadas alfabéticamente por el apellido del primer autor de cada cita del documento. La exactitud de las referencias bibliográficas es responsabilidad de los autores. *Intropica* utiliza el sistema Harvard de citación. Es necesario tener en cuenta el siguiente estilo de escritura:

- Debe revisarse cuidadosamente el manuscrito para verificar que el deletreado de los nombres de los autores y el año sean exactamente iguales en el texto y en la lista de referencias.
- En el texto se debe referir al (los) apellido(s) del (los) autor(es) y al año de publicación. Por ejemplo, "Rodríguez (1998) encontró que.....". "Una técnica multinomial ha sido descrita para estimar la varianza asociada con proporciones (Kent y Lane, 2004)".
- Cuando en el texto se citan publicaciones escritas por más de dos autores, se escribirá el nombre del primer autor seguido por "et al." sin cursiva. En la Bibliografía deben mencionarse los nombres de todos los autores.

- Si hay varios trabajos de un autor(es) en un mismo año, se citará con una letra en secuencia adosada al año (ejemplo: García et al., 1998a, b, c).
- Las citas en una misma frase del texto deben ser ordenadas cronológicamente. Por ejemplo, “Los indicadores biológicos son ampliamente usados para análisis ambientales (Platt, 1964; Arias y Pérez, 1980; Klimm et al., 2000)”.
- El nombre de las revistas científicas debe estar completo, no abreviado y en cursiva.
- El título de las referencias debe conservar el idioma original.
- Referencias concernientes a datos no publicados (doc. ined.) y “comunicaciones personales” (com. pers.) no deben ser incluidas en la lista de referencias pero si pueden ser citados en el texto.

Use el siguiente formato en la Bibliografía para citar las referencias:

- Publicaciones periódicas o revistas:

Pérez, R., Condit, R., Aguilar, S., Hernández, A. y Villareal, A. 1996. Inventario de la vegetación de la isla de Coiba, Panamá: Composición Florística. *Revista de Biología Tropical* 44: 31-40.

Cubides-Guerrero, P.A. y Ramírez-Franco, J.H. 2014. Adsorción de Cr VI sobre residuos de café. *Revista Mutis* 4(2): 18-25 <http://revistas.utadeo.edu.co/index.php/mutis/article/view/953/992>. Consultado: 2 de enero de 2015

- Libros:

Longhurst, A. y Pauly, D. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, San Diego.

- Capítulos de libro:

Bucker, D. 1989. Histology. En: Austri, D., Editor. *Methods for the Microbiological Examination of Fish and Shellfish*. Wiley, New York.

- Tesis:

Gil, A. 2000. Evolución bioquímica de los endosimbiontes en insectos asociados con el maíz en el sur de México. Tesis de Doctorado, Universidad Agrícola, Mérida, Yucatán, México.

- Sitios de Internet:

Alexander, J. y M.A. Tate. 2001. *Evaluando las Fuentes Electrónicas*. Widener University. URL: <http://www2.widener.edu/Wolfgram-MemorialLibrary/webevaluation/webeval.htm>. Consultado: 9 de octubre 2012.

12. Tablas

- Deben elaborarse en procesador de tablas de MS Word o MS Excel con la misma fuente y un punto menos que la del texto. No utilice la barra espaciadora o la tecla de tabulación.
- Las tablas deberán ser numeradas y citadas de acuerdo a su secuencia en el texto, en orden correlativo con números arábigos y llevarán una leyenda descriptiva y breve en la parte superior, que será la referencia

de la tabla. Se recomienda que la leyenda sea clara e informativa, de manera que se evite consultar el texto para entender la tabla.

- Las tablas pueden ser insertadas en el cuerpo del manuscrito o al final del mismo.
- La información presentada en las tablas no debe aparecer repetida en las figuras.
- Los encabezados de las columnas deben ser breves, pero explicativos. Usar negrillas solo en los encabezados (horizontales y verticales). Las abreviaturas estándar de las unidades de medida deben colocarse entre paréntesis.
- No deben usarse líneas verticales y horizontales para separar las columnas y filas. Las celdas no llevarán colores.
- Cualquier explicación adicional para el entendimiento de la tabla debe suministrarse como una nota de pie de tabla.
- En el cuerpo de la tabla, la información de texto debe alinearse la izquierda y la numérica a la derecha.

13. Lista de las leyendas de las figuras

- Al final del texto del documento y en hoja aparte se hará una lista con el texto de las leyendas de las figuras.
- No deben utilizarse negrillas y se acentuarán tanto las minúsculas como las mayúsculas.
- Se recomienda que las leyendas sean informativas para que el lector no necesite consultar el texto para entender lo que muestra la figura.
- Se recomienda que las explicaciones o las descripciones que se consideran necesarias se escriban en la misma leyenda para evitar texto dentro de las figuras.

14. Figuras

- Las figuras (dibujos, mapas, láminas, esquemas, gráficas de computador y fotografías) deben ser enviadas en archivos independientes, en formato digital gráfico de alta calidad (tiff, bmp, jpg o gif), con una resolución mínima de 300 dpi. De ser posible, se recomienda enviar archivos gráficos originales de tipo vectorial o en su defecto remitir el archivo original editable en MS Excel.
- El nombre del archivo correspondiente a la figura será el del primer autor seguido por el número de la figura, e.g. López fig.1.jpg.
- Las figuras se enumerarán secuencialmente, utilizando números arábigos.
- Las figuras deben diseñarse teniendo en cuenta el formato de la página de la revista. Su tamaño original debe permitir una reducción del 50 %, sin pérdida de claridad.
- Las figuras compuestas de varias imágenes, se enumerarán correlativamente ej. Figura 1a, 1b, 1c, etc. Los dibujos, fotografías de especímenes y mapas deben tener una escala para referenciar el tamaño.
- Los gráficos deben presentarse en un solo plano (No utilizar efectos 3D), sin líneas horizontales y con recuadro en su parte exterior.
- Use la misma clase de letra (Times New Roman) en todas las ilustraciones y siga el estilo de la revista. Utilice el tamaño de letra que considere necesario para asegurar la lectura del texto, aún en caso de reducción.

15. Anexos

- Los anexos solo estarán visibles en la versión digital de la revistas y éstos se listarán al final del manuscrito de forma secuencial (numerados como ANEXO I, ANEXO II, etc.). El formato de los anexos deben seguir los mismos lineamientos descritos anteriormente para las figuras y/o tablas, según sea el caso.

16. Unidades

Las medidas se deben expresar en unidades del sistema métrico decimal; se deja un espacio entre el número y la unidad de medida y no debe ir punto después de la abreviatura (15 m, 10 %, 20 °C, 7 kg). Las unidades de medidas abreviadas únicamente deben ser usadas cuando van precedidas de números. Los valores de salinidad deben expresarse sin unidades o símbolos.

17. Fórmulas

- Las ecuaciones matemáticas deben escribirse como texto editable y no como imágenes.
- Dé el significado de todos los símbolos inmediatamente después de la ecuación en la que son usados por primera vez.
- Para fracciones simples use el símbolo “/” en lugar de la línea horizontal; por ejemplo: Sy/Xm en lugar de $\frac{Sy}{Xm}$
- Las ecuaciones explícitamente referenciadas en el texto deben numerarse consecutivamente al lado derecho, entre paréntesis.
- El nivel de significancia estadística debe indicarse con la letra “p” minúscula y sin espacio entre el signo y el valor de significancia. Ejemplo: $p < 0,05$.

18. Cifras decimales

En lo que respecta a las cifras decimales, se deberá usar coma (,) en el caso de las contribuciones redactadas en español y punto (.) en aquellas redactadas en inglés.

Lista de comprobación de preparación de envíos

Como parte del proceso de envío, se les requiere a los autores que indiquen que su envío cumple con todos los siguientes elementos:

1. El manuscrito no ha sido publicado previamente, ni se ha presentado a otra revista.
2. El archivo está en formato OpenOffice, Microsoft Word, RTF, o WordPerfect.
3. El texto tiene interlineado doble; el tamaño de fuente es 12 puntos; se usa cursiva en vez de subrayado y todas las tablas están al final del texto. Las figuras están en archivos aparte en los formatos apropiados.
4. El texto cumple con los requisitos bibliográficos y de estilo indicados en las instrucciones para los autores, que se pueden encontrar en Acerca de la revista. (Ver: <http://intropica.unimagdalena.edu.co>)
5. Se han añadido direcciones web para las referencias donde ha sido posible.

Derechos de Autor

Intropica de la Universidad del Magdalena se encuentra bajo licencia Creative Commons 4.0 de Colombia: Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual. Cuando el autor cite el trabajo de otro o reproduzca una figura o una tabla de un libro o un artículo de revista, debe asegurarse que no está violando derechos de producción.

Aunque en general un autor puede reproducir tablas, fotografías u otras ilustraciones deberá obtener permiso del propietario de los derechos. Si el propietario de los derechos no es el autor del material citado o reproducido, se recomienda obtener también el permiso del autor. El material extraído de cartas y manuscritos no publicados no

será aceptado a menos que se obtenga el permiso correspondiente. El autor siempre debe hacer un reconocimiento apropiado de cualquier material que le sea suministrado.

Declaración de privacidad

Los nombres y direcciones de correo-e introducidos en esta revista se usarán exclusivamente para los fines declarados por esta revista y no estarán disponibles para ningún otro propósito u otra persona.



GUIDE FOR AUTHORS

Intropica is a scientific journal published every six months, mediated by national and international evaluators that provide a space for the publication of original and unpublished contributions that study and interpret in an integrated way the tropical ecosystems as well as the derived environmental problems result of the anthropogenic intervention on the territory.

The *Intropica* magazine is available in a digital version with free access (<http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica>) and in the printed version (ISSN 1794-161X), which is distributed in specialized libraries of academic, governmental and non-governmental institutions.

Shipping:

Manuscripts can enter the editorial process through the Open Journal System platform of the Journal (<http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica>) or through the email revistaintropica@unimagdalena.edu.co. The reception of manuscripts is permanent. In the shipment, the figures must be attached in separate files and a letter of approval from all the authors, certifying their originality and that has not been sent or published in another journal. The letter should also indicate the type of contribution (article, review article, article of reflection or scientific note) and two possible evaluators with their respective contact information. Although all contributions will be subject to prior review, the responsibility for the content of the contributions rests with the authors and not with the editor, the editorial committee or the Universidad del Magdalena. The format for preparing this referral letter can be downloaded from the Journal's website.

Intropica is indexed and referenced in: ASFA, Dialnet, REDIB, MIAR, Periódica, Latindex, CiteFactor, Ulrichweb, Actualidad Iberoamericana, ERIHPLUS, OAJI, BASE, INFOBASE, SHERPA/RoMEO y C.R.I.C.

Types of contributions:

a) Scientific and technological research article. They correspond to complete results of studies conducted on the topics addressed by the journal. The manuscripts will have a maximum of 30 pages, including tables and figures. The research article should follow the next order: Title, Author (s), Postal address of the author (s), Abstract in Spanish, Keywords in Spanish, Abstract in English, Keywords in English, Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, Conclusions (optional), Acknowledgments (optional), References, Table (s) with their corresponding legend (s), List of legends of the figures. The figures must be sent in separate files in graphic format (tif, gif, eps).

b) Review article. They refer to critical review works that compile and adequately summarize the degree of progress or knowledge and indicate lines of research to follow. The manuscript will be 40 pages maximum length, including tables and figures. They must contain at least 50 bibliographical

references. The review article can be written in freestyle, however it should include Summary, Keywords, Abstract, Keywords, Acknowledgments (optional) and References.

c) Reflection article. Presents the perspective of the author, based on scientific literature, as a contribution to knowledge of the issues of the journal. The manuscripts will have a maximum of 30 pages, including tables and figures. It should include Summary, Keywords, Abstract, Keywords, Acknowledgments (optional) and References.

d) Scientific note. They are brief descriptions of limited investigations, experimental procedures, technical or applied operations. In any case, they have to be fully documented, with reference to the literature, and indicating the experimental procedures employed. The manuscript can occupy a maximum of 10 pages, including tables and figures. The Scientific Note should not have subtitles but should include Summary, Keywords, Abstract and Keywords, Acknowledgments (optional) and References.

Procedure for evaluation / arbitration of manuscripts

The editors will make a first evaluation of the manuscript, conceptualizing the pertinence and suitability of it and submit it to the double-blind arbitration process of at least two national specialists (preferably outside the publishing institution) or international, on the subject. In the event of a controversy between the evaluators, a third party will be called. These specialists will act as reviewers of the manuscript, issue their concept and may make recommendations or request clarifications within a maximum period of one month. Subsequently, the suggestions of the editors and reviewers will be communicated to the authors, who will have a period of one month to respond to these suggestions. Otherwise, the manuscript will be discarded and, once it has been remitted, the editorial process will start from the beginning with a new arbitration. The editors will make the final decision to accept or not the manuscripts for publication. For these tasks, the editors can rely on the editorial committee, when they deem it appropriate.

Prior to the final printing of the manuscripts accepted for publication, the editors will send the galley proofs to the corresponding author so that he makes corrections for typing errors only. No major changes or additions are allowed to the manuscript edited in this phase. In case of plagiarism or copyright violation, the editors will order the cancellation of the editorial process. For more information, consult the guide of ethics and good editorial practices: <http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/about/editorialPolicies#custom-3>.

Manuscript format:

The text should be sent as a Word or RTF document with a short name that identifies the manuscript and the first author (e.g., Hifomicetos_López.doc). The text must be double-spaced, and the lines numbered throughout the text (including tables), with Times New Roma, 12-points font size and with all margins of 2 cm. Manuscripts are accepted in Spanish or English. The pages must be numbered consecutively. The tables will be included in a table format (do not paste them as an image) at the end of the text of the manuscript. The figures should not be included in the manuscript document.

Scientific names and Latin locutions will use italics. Do not include underlined words or indentations. In the case of citing a taxon of a specific or lower level, its scientific name including

the author must be quoted. Both the authors and the editors will be guided by the rules that govern the biological nomenclature, according to what is agreed in the "International Code of Botanical Nomenclature," in the "International Code of Nomenclature of Bacteria" and in the "International Code of Zoological Nomenclature." It is emphasized that the author of the name and year of publication of each taxon should only appear once, the first time it is mentioned.

1. Title. Clear, descriptive and not too long. It is requested in Spanish and English. The title of the work and the titles of the main sections of the manuscript should be placed in a center-aligned text and capital letters; the titles of the second rank must be located in a center-aligned position in lowercase and those of the third rank aligned to the left. All titles and subtitles should be set in boldface. Additionally, an abbreviated title of maximum 80 characters including spaces must be provided.

2. Name (s) of the Author (s). The names must be written in uppercase and lowercase. In the case of several authors, the first name must be that of the primary author.

3. Address of the author (s). The institution to which they belong, address and telephone number of all authors must be noted. The email must be added for correspondence.

4. Summary and Abstract. A summary should be written in Spanish and another in English. In both cases, it should not exceed 300 words. The summary must synthetically contain the objectives of the work, a concise description of the experimental part (including the sample sizes), main results and conclusions generated in the process of discussing them. In the abstract, bibliographic references should not be included and should be written in a single paragraph. The Abstract must be an accurate translation of the Summary.

5. Keywords and Keywords. After the Summary and the Abstract, 3 to 6 keywords that identify the manuscript should be included in Spanish and English, respectively.

6. Introduction. An up-to-date review of the bibliography pertinent to the work (adequately referenced sources) should be presented, to substantiate the working hypothesis and show the proposed objectives.

7. Materials and Methods. It should include, in a clear and conciseway, the primary materials, as well as the methods applied, so that, with this information, another researcher could repeat the experience. Different sections can be used with appropriate subtitles. A process should not be described if it is already described in the literature; it is enough to present the bibliographical citation. If you use a modified method, the modification must be indicated.

8. Results. The results must be presented clearly and accurately, including tables, figures and, if necessary, statistical analysis.

9. Discussion. The results must be contrasted with the knowledge registered in the literature, highlighting the contribution of the article for the understanding of the treated topic. The conclusions drawn from the work must be consistent and related to the results presented.

10. Acknowledgments. If deemed necessary by the authors, some gratitude may be included for financial contributions, consultancies, donations or any other type of collaboration that made the work possible.

11. References. The complete information of all the bibliographical references must be listed, which will be ordered alphabetically by the last name of the first author of each citation of the

document. The accuracy of the bibliographic references is the responsibility of the authors. *Intropica* uses the Harvard citation system. It is necessary to take into account the following writing style:

- The manuscript should be carefully reviewed to verify that the spelling of the names of the authors and the year are the same in the text and the list of references.
- The text should refer to the last name (s) of the author (s) and the year of publication. For example, "Rodríguez (1998) found that". "A multinomial technique has been described to estimate the variance associated with proportions (Kent and Lane, 2004) ".
- When the text cites, publications written by more than two authors, the name of the first author will be followed by "et al." Without italics. In the Bibliography, the names of all the authors should be mentioned.
- If there are several works of an author (s) in the same year, they will be cited with a letter in sequence attached to the year (example: García et al., 1998a, b, c).
- Citations in the same sentence of the text should be ordered chronologically. For example, "Biological indicators are widely used for environmental analyzes (Platt, 1964, Arias and Pérez, 1980, Klimm et al., 2000)".
- The name of the scientific journals must be complete, not abbreviated and in italics.
- The title of the references must retain the original language.
- References concerning unpublished data (doc ined.) And "personal communications" (pers. Com.) Should not be included in the list of references but can be cited in the text.

Use the following format in the Bibliography to cite references:

- Periodicals or journals:

Pérez, R., Condit, R., Aguilar, S., Hernández, A. and Villareal, A. 1996. Inventario de la vegetación de la isla de Coiba, Panamá: Composición Florística. *Revista de Biología Tropical* 44: 31-40.

Cubides-Guerrero, P.A., and Ramírez-Franco, J.H. 2014. Adsorción de Cr VI sobre residuos de café. *Revista Mutis* 4(2): 18-25 <http://revistas.utadeo.edu.co/index.php/mutis/article/view/953/992>.
Consulted: January 2, 2015

- Books:

Longhurst, A. and Pauly, D. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, San Diego.

- Chapters of the book:

Bucker, D. 1989. Histology. In: Austri, D., Editor. *Methods for the Microbiological Examination of Fish and Shellfish*. Wiley, New York.

- Thesis:

Gil, A. 2000. . Evolución bioquímica de los endosimbiontes en insectos asociados con el maíz en el sur de México. Doctoral Thesis, Agricultural University, Mérida, Yucatán, México.

- Websites:

Alexander, J. and M.A. Tate 2001. *Evaluando las Fuentes Electrónicas*. Widener University. _URL: [_http://www2.widener.edu/Wolfgram-MemorialLibrary/webevaluation/webeval.htm](http://www2.widener.edu/Wolfgram-MemorialLibrary/webevaluation/webeval.htm). Consulted: October 9, 2012.

12. Tables

- They must be produced in an MS Word or MS Excel table processor with the same font and the font size one point less than the text. Do not use the space bar or the tab key.
- The tables should be numbered and cited according to their sequence in the text, in correlative order with Arabic numerals and they will have a clear and brief legend in the upper part, which will be the reference of the table. It is recommended that the inscription be clear and informative, to avoid consulting the text to understand the table.
- Tables can be inserted in the body of the manuscript or at the end of it.
- The information presented in the tables should not appear repeated in the figures.
- The headings of the columns should be brief, but explanatory. Set boldface only in headings (horizontal and vertical). The standard abbreviations of the units of measure should be placed in parentheses.
- Vertical and horizontal lines should not be used to separate the columns and rows. The cells will not carry colors.
- Any additional explanation for the understanding of the table should be provided as a footnote.
- In the body of the table, the text information should be aligned on the left and the numerical information on the right.

13. List of the captions of the figures

- At the end of the text of the document and on a separate sheet a list will be made with the text of the captions of the figures.
- Boldfaces should not be used, and both lowercase and uppercase letters will be accented.
- It is recommended that the legends be informative so that the reader does not need to consult the text to understand what the figure shows.
- It is recommended that the explanations or descriptions considered necessary be written in the same legend to avoid text within the figures.

14. Figures

- The figures (drawings, maps, sheets, diagrams, computer graphics, and photographs) must be sent in independent files, in high-quality digital graphics format (tiff, bmp, jpg or gif), with a minimum resolution of 300 dpi. If possible, it is recommended to send original graphics files of vector type or, failing that, send the original editable file in MS Excel.
- The name of the file corresponding to the figure will be that of the first author followed by the number of the figure, e.g., López fig.1.jpg.
- The figures will be listed sequentially, using Arabic numerals.
- Figures should be designed taking into account the format of the page of the journal. Its original size should allow a 50% reduction, without loss of clarity.
- The figures composed of several images will be listed consecutively, e.g., Figure 1a, 1b, 1c, etc. The drawings, photographs of specimens and maps must have a scale to reference the size.
- The graphics must be presented in a single plane (Do not use 3D effects), without horizontal lines and with a box on the outside.
- Use the same type of font (Times New Roman) in all illustrations and follow the style of the magazine. Use the font size you consider necessary to ensure the reading of the text, even in case of reduction.

15. Annexes

- The annexes will only be visible in the digital version of the journals, and they will be listed at the end of the manuscript sequentially (numbered as ANNEX I, ANNEX II, etc.). The format of the annexes must follow the same guidelines described above for the figures and tables, as the case may be.

16. Units

The measurements must be expressed in units of the metric system; space is left between the number and the unit of measurement and should not go after the abbreviation (15 m, 10%, 20 ° C, 7 kg). The units of abbreviated measures should only be used when numbers precedes them. Salinity values must be expressed without units or symbols.

17. Formulas

- Mathematical equations should be written as editable text and not as images.
- Give the meaning of all the symbols immediately after the equation in which they are used for the first time.
- For simple fractions use the "/" symbol instead of the horizontal line; For example: Sy/Xm instead of $\frac{Sy}{Xm}$
- The equations explicitly referenced in the text must be numbered consecutively on the right side, in parentheses.

- The level of statistical significance must be indicated with the letter "p" lowercase and no space between the sign and the value of significance. Example: $p < 0.05$.

18. Decimal figures

Regarding the decimal figures, comma (,) should be used in the case of contributions written in Spanish and period (.) in those written in English.

Shipping preparation checklist

As part of the submission process, authors are required to indicate that their submission meets all of the following elements:

1. The manuscript has not been previously published, nor has it been submitted to another journal.
2. The file is in OpenOffice, Microsoft Word, RTF, or WordPerfect format.
3. The text has double line spacing; the font size is 12 points; italics are used instead of underlining, and all the tables are at the end of the text. The figures are in separate files in the appropriate formats.
4. The text complies with the bibliographic and style requirements indicated in the instructions for the authors, which can be found in About the journal. (See: <http://intropica.unimagdalena.edu.co>)
5. Web addresses have been added for references where it has been possible

Copyright

Intropica of the University of Magdalena is under the Creative Commons 4.0 license of Colombia: Recognition-Non-Commercial-Share Equal. When the author cites the work of another or reproduces a figure or a table of a book or a journal article, you must ensure that you are not violating production rights.

Although in general, an author can reproduce tables, photographs or other illustrations, he must obtain permission from the owner of the rights. If the owner of the rights is not the author of the cited or reproduced material, it is also recommended to obtain the permission of the author. Material extracted from unpublished letters and manuscripts will not be accepted unless the corresponding consent is obtained. The author must always make an appropriate acknowledgment of any material that is supplied to him.



Privacy statement

The names and email addresses entered in this journal will be used exclusively for the purposes stated by this journal and will not be available for any other purpose or another person.

Artículos de investigación científica y tecnológica

Toxicidad del herbicida oxadiazon en larvas de *Engystomops pustulosus* (Cope, 1864)

Toxicity of the herbicide oxadiazon in *Engystomops pustulosus* larvae (Cope, 1864)

Natalia Mercedes Molina-Guerrero, Hugo Armando Llanos-Ramos y Germán Blanco-Cervantes

Escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba

Classification and scoring scale for health status of the coral community of the Jardines de la Reina National Park, Cuba

Leslie Hernández-Fernández

Desarrollo de un producto extruido a base de cereales y concentrado de proteína de calamar gigante (*Dosidicus gigas*)

Development of an extruded product based on cereals and giant squid protein concentrate

(*Dosidicus gigas*)

David J. Roldán-Acero, Juan R. Omote-Sibina, Christopher M. Osorio-Lescano y Andrés A. Molleda-Ordoñez

Delimitación de zonas potenciales de recarga hídrica en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba, departamento de Madriz, Nicaragua

Delimitation of potential water recharge zones in the upper hydrographic unit Quebrada

Arriba, department of Madriz, Nicaragua

Amarus A. Urbina-G. y Eddy Vladimir Maradiaga-F

Abundancia y morfometría de los quitones (Mollusca: Polyplacophora) asociados a rompeolas en Coveñas, Sucre-Colombia

Abundance and morphometry of the chitons (Mollusca: Polyplacophora) associated to breakwaters in Coveñas, Sucre-Colombia

Humberto Luis Quintana y Jesús Hernández

Daños causados por chinche barriga verde *Dichelops melacanthus* en maíz transgénico

Bacillus thuringiensis (Bt)

Damage caused by green belly bug *Dichelops melacanthus* to transgenic corn

Bacillus thuringiensis (Bt)

Marco Arturo Ferrerera-Agüero, Arsenio Benítez-Sánchez, José Augusto Velásquez, Gustavo Daniel Vega-Brítez,

Nelson David Lesmo-Duarte y Matheus Francisco Acosta-Resquín

Distribución y abundancia de la raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*: Potamotrygonidae) en el Complejo Cenagoso de Zapatosa, Colombia

Distribution and abundance of the stingray from Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*: Potamotrygonidae) in Zapatosa wetland complex, Colombia

Eduardo J. Castañeda, Felix Cuello, María Pacheco y Jairo Altamar

Distribución de macroalgas e invertebrados bentónicos en la laguna arrecifal del Arrecife de Banco Chinchorro, Quintana Roo, México

Distribution of macroalgae and benthic invertebrates in the reef lagoons of Chinchorro Bank, Quintana Roo, Mexico

Alicia González-Solís, Daniel Torruco y Ángel Daniel Torruco-González

Nota científica

Inventario preliminar de plantas acuáticas, semiacuáticas y de ribera en la parte alta de tres ríos del Carmen de Viboral, Antioquia (Colombia)

Preliminary inventory of aquatic, semi-aquatic and riverside plants in the headwater of three rivers of el Carmen de Viboral, Antioquia (Colombia)

Cristian Botero-Álvarez, Yimmy Montoya-Moreno, Néstor Jaime Aguirre-Ramírez y Fabio de Jesús Vélez