

HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 32.

Número 1, 2022



Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



Enero-Abril de 2022



HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 32

Número 1

2022

Hidrobiológica es una publicación científica cuatrimestral del Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa creada desde 1991. **Hidrobiológica** está dirigida a publicar investigaciones originales e inéditas sobre la hidrología, biología, pesquerías, acuicultura, contaminación y ecología de los recursos y sistemas acuáticos, realizados en México y en todo el mundo.

Hidrobiológica (ISSN 0188-8897) pertenece al Catálogo de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica del CONACyT desde 1994. Indizada en:

PERIÓDICA. Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias.

Latindex. Catálogo-Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

Redalyc. Red de Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

SciELO - Scientific Electronic Library Online.

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA).

ISI-Thomson: Biological Abstracts y Biosis Previews.

E&M Biology (Elsevier)

Journal Citation Reports - Thomson Reuters (JCR)

Página electrónica: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/login>

HIDROBIOLÓGICA. Vol. 32 Año 2022, Número 1, enero-abril de 2022, es una publicación cuatrimestral editada por la Universidad Autónoma Metropolitana, a través de la Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología. Prolongación Canal de Miramontes 3855, Colonia Ex Hacienda San Juan de Dios, Alcaldía Tlalpan, C.P. 14387, México, Ciudad de México y Av. San Rafael Atlixco, No. 186, Colonia Vicentina, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09340, México, Ciudad de México, teléfono: 5804-6475.

Página electrónica de la revista: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx> y dirección electrónica: rehb@xanum.uam.mx. Editora Responsable: Dra. Ma. del Rocío Torres Alvarado. Certificado de Reserva de Derechos al Uso Exclusivo de Título No. 04-2010-072711181500-203.

ISSN para revista electrónica: 2448-7333, otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización del número: Dra. Ma. del Rocío Torres Alvarado, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco, No. 186, Colonia Vicentina, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09340, México, Ciudad de México.

Fecha de última modificación: 30 de abril de 2022. Tamaño de archivo: 2.4 MB.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Universidad Autónoma Metropolitana.

COMITÉ EDITORIAL

Responsable de la edición del número

Editor en Jefe: Dra. María del Rocío Torres Alvarado

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología.

División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

EDITORES ASOCIADOS

ÁREA SISTEMÁTICA, FILOGENIA Y MORFOLOGÍA

Dr. Francisco F. Pedroche

Área de Ciencias Ambientales

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML)

Estado de México, México

Dr. Luis Manuel Guevara Chumacero

Área de Zoología. Depto. de Biología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE MANEJO DE RECURSOS ACUÁTICOS

Dra. Ana Laura Ibañez Aguirre

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA AMBIENTAL

Dra. Laura Georgina Calva Benítez

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Flor de María Cuervo López

Área de Microbiología. Depto. de Biotecnología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dr. Francisco José Gutiérrez Mendieta

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE ECOLOGÍA

M. en B. E. Sergio Humberto Álvarez Hernández

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dr. Ramón Andrés López Pérez

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁRBITROS

Dra. Jazmín Edith Méndez Hernández

Área de Microbiología. Depto. de Biotecnología
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dra. María Concepción de la Cruz Leyva

Laboratorio de Alimentos, División Académica Multidisciplinaria
de los Ríos
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (DAME-UJAT)
Tabasco, México

Dra. Gloria Sánchez Galván

Área de Biotecnología Ambiental. Depto. de Manejo
Biotecnológico de recursos
Instituto de Ecología, A. C. (INECOL)
Veracruz, México

Dr. Marco Antonio Pizarro

Área de Productos Naturales. Depto. de Biotecnología
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dr. Hugo Ávila Paredes

Área de Ingeniería Química. Depto. de Ingeniería de Procesos e
Hidráulica
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dra. Miriam Azucena Hernández Zamora

Laboratorio de Hidrobiología Experimental.
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico
Nacional (ENCB-IPN)
CDMX, México

M. en C. Rubén Hernández Morales

Área de Limnología Tropical. Laboratorio de Biología Acuática
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH)
Michoacán, México

M. en C. Omar Hernández Vargas

Depto. de Producción Agrícola
Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara
(CUCSUR-UDG)
Guadalajara, México.

Dra. Marta García Sánchez

Laboratorio de Botánica Marina
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Puerto
Morelos
Universidad Nacional Autónoma de México (ICMyL-UNAM)
Quintana Roo, México

Dra. Ana Laura Lara Domínguez

Área de Ecología Funcional
Instituto de Ecología, A. C. (INECOL)
Veracruz, México

Dra. Gloria Garduño Solorzano

Depto. Herbario IZTA, Facultad de Estudios Profesionales Iztacala,
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Estado de México, México

Dra. Norma Arcelia Barrientos Lujan

Depto. de Instituto de Ecología
Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel (UMAR)
Oaxaca, México

Dr. Omar Valencia Méndez

Área de Ecología y Biodiversidad marina. Dpto. Ecología Marina
Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de
Ensenada (CICESE)
Baja California, México

Dr. Alfonso Correa Sandoval

Área de Colección de Moluscos
Tecnológico Nacional de México, Unidad Cd. Victoria (TecNM)
Tamaulipas, México

Dr. Eduardo Ríos Jara

Depto. de Ecología.
Centro Universitario de Ciencias biológicas y Agropecuarias
Universidad de Guadalajara (CUCBA-UDG)
Guadalajara, México

Dr. Carlos González Gándara

Laboratorio de Arrecifes Coralinos. Facultad de Ciencias Biológicas
y Agropecuarias
Universidad Veracruzana (UV)
Veracruz, México

Dr. Paúl Antonio Preciado González

Depto. Académico de Ciencias Marinas y Costeras
Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS)
Baja California Sur, México

MSc. Edwin Farfán López

Programa de Biología Marina. Facultad de Ciencias Naturales
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano
Santa Marta, Colombia

Dra. Mónica Cristina Rodríguez Palacio

Área de Producción acuática. Depto. de Hidrobiología
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dr. Juan Carlos Robles-Heredia

Área de Química Ambiental Materiales y procesos para el medio
ambiente
Facultad de Química, Universidad Autónoma del Carmen (UNACAR)
Campeche, México

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Raymundo Reyes-Gutiérrez

Área de Recursos Hídricos.
Depto. de Recursos de la Tierra
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Lerma (UAM-L)
Estado de México, México.

Dr. Armando Domínguez-Ortíz

Área de Físicoquímica de Superficies.
Depto. de Química
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dra. Hisol Sarai López-Arellanes

Depto. Plancton y Ecología Marina
Instituto Politécnico Nacional, Centro
Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN)
La paz, BCS, México

Dr. Horacio Lozano-Cobo

Área de Zooplancton y Parasitología Marina.
Depto. De Hidrobiología
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dr. Manuel Castillo-Rivera

Área de Zoología. Depto. de Biología
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dra. Miriam Azucena Hernández-Zamora

Área de Ciencias Agrícolas y Biológicas
Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de
Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dr. Roberto Rico-Martínez

Área de Centro de Ciencias Básicas.
Depto. de Química
Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)
Aguascalientes, México

Dr. César Meiners-Mandujano

Área de Análisis de pesquerías y variables ambientales
Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias
Marinas y Pesquerías (UV)
Veracruz, México

Dr. Luis Amado Ayala-Pérez

Área de Sistemas y Procesos Ecológicos de los
Recursos Acuáticos Tropicales.
Depto. de El Hombre y su Ambiente.
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco (UAM-X)
CDMX, México

Dr. Jose Ivan Velazquez-Abunader

Área de Acuacultura, pesca y Biotecnología.
Depto. de Recursos del Mar
Instituto Politécnico Nacional, Centro de
Investigación y de Estudios Avanzados Mérida
(IPN-CINVESTAV)
Yucatán, México

Dra. Nataly Quiroz-González

Laboratorio de Ficología y Sección de Algas del Herbario
Universidad Nacional Autónoma de México,
Facultad de Ciencias (UNAM)
CDMX, México

Dra. Gloria Garduño-Solorzano

Laboratorio de Botánica.
Universidad Nacional Autónoma de México,
FES Iztacala (UNAM)
Estado de México, México

Dr. José Alberto Ocaña-Luna

Laboratorio de Ecología
Instituto Nacional de Ciencias Biológicas Escuela
Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dra. Rosa maría García-Martínez

Depto. de Zoología
Instituto Politécnico Nacional,
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dr. Héctor Omar Mejía-Guerrero

Laboratorio de Variación Biológica y Evolución.
Depto. de Zoología.
Instituto Politécnico Nacional,
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología de la
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

ÍNDICE AL VOLUMEN 32, NÚMERO 1 • 2022

**Tripp-Quezada, A., A. Bosch-Callar, A. Tripp-Valdez, M. A. Tripp-Valdez, M. Villalejo-Fuerte
y N. Capetillo-Piñar**

Variación espacial de ensamblajes de moluscos bentónicos de fondos blandos del archipiélago
Espíritu Santo, golfo de California, México.....1-16

Rodríguez-Palacio, M. C., C. Lozano-Ramírez y S. H. Álvarez-Hernández

Uso potencial de algunas especies de microalgas y cianobacterias como aglutinantes de eritrocitos
y como bactericidas17-24

Lugo-De Ossa, C. A., N. A. Gómez-Vanegas y M. Peñuela-Vásquez

Evaluación de la relación Carbono Nitrógeno y Carbono Fósforo para mejorar la producción de biomasa
y ácidos grasos en *Chlorella sorokiniana*.....25-31

**Gudiño-Sosa, L. F., C. Escalera-Gallardo, G. Cruz-Cárdenas, R. Moncayo-Estrada, J. T. Silva-García,
R. Flores-Magallón, M. Damián-Arroyo y M. A. Chávez-Tinoco**

Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos
y macroinvertebrados acuáticos33-50

Álvarez-Rocha, M. e I. Ortegón-Aznar

¿Puede afectar el arribazón de sargazo en el Caribe Mexicano a la cobertura y morfología
de *Syringodium filiforme* (Cymodoceaceae)?51-58

Banda-Soriano, Y., O. Oltehua-López, T. Anne-Claire y F. de M. Cuervo-López

Biodegradación de antibióticos por desnitrificación y efectos sobre la fisiología, cinética
y comunidades microbianas desnitrificantes.59-70

NOTA CIENTÍFICA

**Anislado-Tolentino, V., J. I. Rosales-Vásquez, A. Irigoyen-Solis, L. F. Del Moral-Flores
y A. T. Wakida-Kusunoki**

Primer registro de la rémora robusta *Remora brachyptera* (Carangiformes: Echeneidae) en el Golfo
de Tehuantepec, México.....71-74

HIDROBIOLÓGICA

A Journal from Departamento de Hidrobiología de la
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

VOLUME INDEX 32, NUMBER 1 • 2022

**Tripp-Quezada, A., A. Bosch-Callar, A. Tripp-Valdez, M. A. Tripp-Valdez, M. Villalejo-Fuerte
and N. Capetillo-Piñar**

Spatial variation of assemblages of soft-bottom benthic mollusks from Espiritu Santo archipelago,
Gulf of California, Mexico 1-16

Rodríguez-Palacio, M. C., C. Lozano-Ramírez and S. H. Alvarez-Hernández

Potential use of some species of microalgae and cyanobacteria as erythrocyte agglutinators and bactericides ..17-24

Lugo-De Ossa, C. A., N. A. Gómez-Vanegas and M. Peñuela-Vásquez

Evaluation of the Carbon to Nitrogen and Carbon to Phosphorus ratios for improving the production
of biomass and fatty acids in *Chlorella sorokiniana*25-31

**Gudiño-Sosa, L. F., C. Escalera-Gallardo, G. Cruz-Cárdenas, R. Moncayo-Estrada, J. T. Silva-García,
R. Flores-Magallón, M. Damián-Arroyo and M. A. Chávez-Tinoco**

Water quality assessment in a subtropical river and tributaries combining physicochemical and aquatic
macroinvertebrates.....33-50

Álvarez-Rocha, M. and I. Ortegón-Aznar

Can the Sargassum sp. drift influence on cover and morphology of *Syringodium filiforme* (Cymodoceaceae)
in the Mexican Caribbean?51-58

Banda-Soriano, Y., O. Oltehua-López, T. Anne-Claire and F. de M. Cuervo-López

Biodegradation of antibiotics by denitrification and their effects on the physiology, kinetics,
and denitrifying microbial communities.....59-70

NOTA CIENTÍFICA

**Anislado-Tolentino, V., J. I. Rosales-Vásquez, A. Irigoyen-Solis, L. F. Del Moral-Flores
and A. T. Wakida-Kusunoki**

First record of the spearfish remora *Remora brachyptera* (Carangiformes: Echeneidae) in the Gulf
of Tehuantepec, Mexico71-74

Variación espacial de ensamblajes de moluscos bentónicos de fondos blandos del archipiélago Espíritu Santo, golfo de California, México

Spatial variation of assemblages of soft-bottom benthic mollusks from Espíritu Santo archipelago, Gulf of California, Mexico

Arturo Tripp-Quezada¹*, Alejandro Bosch-Callar¹*, Arturo Tripp-Valdez²*, Miguel A. Tripp-Valdez³*, Marcial Villalejo-Fuerte¹*, Norberto Capetillo-Piñar³*

Recibido: 22 de abril 2021.

Aceptado: 06 de marzo de 2022.

Publicado: abril de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. El Parque Nacional Archipiélago Espíritu Santo es reconocido por su elevada biodiversidad. Los estudios realizados sobre los moluscos de fondos blandos son inventarios faunísticos, y se conoce poco sobre la variación de su estructura comunitaria. **Objetivo.** Conocer la composición y la variación espacial en la estructura de los ensamblajes de moluscos de fondos blandos de este archipiélago y describir la posible relación con el tipo de sustrato. **Métodos.** En la zona infralitoral se distribuyeron 66 sitios de muestreo en nueve localidades. La colecta de moluscos se realizó mediante buceo autónomo utilizando un marco metálico de 1 m² y para el análisis de la textura del sedimento un nucleador. Se estimaron los indicadores estructurales de abundancia (N), riqueza de especies (S) y los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') y de Equidad de Pielou (J'). **Resultados.** El sustrato de arena de grano medio presentó la mayor contribución. Se cuantificaron 23 743 organismos, registrados en 102 especies distribuidas en tres clases, 17 órdenes, 39 familias y 70 géneros. Los bivalvos estuvieron representados por 48 especies, 39 géneros, 17 familias y nueve órdenes. Los gastrópodos por 52 especies, 30 géneros, 21 familias y siete órdenes y los escafópodos por una especie. Se encontraron diferencias significativas entre las localidades para la riqueza de especies y diversidad, pero no para equidad. **Conclusiones.** Se observaron variaciones espaciales en la estructura de los ensamblajes de moluscos en el archipiélago, las cuales pudieron ser debidas al efecto combinado de la textura del sedimento y a la presencia de mangles en algunas localidades.

Palabras clave: Diversidad, Gastrópodos, Bivalvos, Pacífico mexicano, Moluscos, Riqueza específica.

ABSTRACT

Background. The Espíritu Santo archipelago is recognized for its high biodiversity as a national park. Studies carried out on soft-bottom mollusks are of the faunistic type, and little is known about the variations in their community structure. **Objective.** To know the composition and the spatial variation in the structure of the assemblages of soft-bottom mollusks of the archipelago and to describe the possible incidence of the type of substrate in their structuring. **Methods.** In the infralittoral zone, 66 sampling sites were distributed in nine locations. The mollusks were collected by autonomous diving using a 1 m² metal frame and a nucleator to analyze of the sediment texture. The medium-grained sand substrate presented the highest distribution. The ecological indices of abundance, species richness (S), Shannon-Wiener diversity (H'), and Pielou evenness index (J') were estimated. **Results.** 23,743 individuals were quantified, belonging to 102 species distributed in three classes, 17 orders, 39 families, and 70 genera. The bivalves were represented by 48 species, 9 orders, 17 families, and 39 genera. The gastropods by 52 species, 7 orders, 21 families and 30 genera, and the scaphopods by 1 species. Significant differences were found between localities for species richness and diversity but not for species equity. **Conclusions.** Spatial variations were observed in the structure of the mollusks assemblages in the archipelago, which could be due to the combined effect of the sediment texture and the presence of mangroves existing in some locations.

Keywords: Diversity, Gastropods, Bivalves, Mexican Pacific, Mollusks, Species richness

¹ Laboratorio de Biología y Oceanografía Pesquera, Departamento de Pesquería y Biología Marina, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, BCS, 23096. México

² Laboratorio de Dinámica y Manejo de Ecosistemas Acuáticos, Departamento de Pesquería y Biología Marina, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, BCS. 23096. México

³ Laboratorio de Genética Acuática, Departamento de Acuicultura, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Tijuana-Ensenada 3918, Zona Playitas, Ensenada, B.C. 22860, México

⁴ Federación de Cooperativas Pesqueras Zona Centro. Melchor Ocampo e/ Durango y Chiapas No. 1637, Colonia Los Olivos, La Paz, BCS. 23060. México

***Corresponding author:**

Norberto Capetillo-Piñar: e-mail: norbertcap@yahoo.com

To quote as:

Tripp-Quezada, A., A. Bosch-Callar, A. Tripp-Valdez, M. A. Tripp-Valdez, M. Villalejo-Fuerte & N. Capetillo-Piñar. 2022. Variación espacial de ensamblajes de moluscos bentónicos de fondos blandos del archipiélago Espíritu Santo, golfo de California, México. *Hidrobiológica* 32 (1): 1-16.

DOI:10.24275/uam/izt/dcb/hidro/2022v32n1/Tripp

INTRODUCCIÓN

El filo Mollusca es uno de los componentes faunísticos bentónicos conocido en el golfo de California, con investigaciones que abarcan aspectos de sistemática, biología y ecología (Keen, 1971; Houston, 1980; Domínguez-Orozco & Tripp-Quezada, 1997; Holguín-Quiñones *et al.*, 2000; Tripp-Quezada, 2008). En el archipiélago Espíritu Santo solamente dos estudios se han referido a los moluscos. El primero fue realizado por González-Medina *et al.* (2006), quienes evaluaron la biodiversidad de los moluscos y equinodermos de sustratos rocosos, mientras que el segundo (Tripp-Quezada *et al.*, 2009) tuvo como objetivo utilizar a los moluscos de fondos blandos como indicadores de calidad ambiental, y para detectar zonas con asentamientos de moluscos de interés comercial.

Los moluscos, han sido considerados como grupo focal para realizar estudios de biodiversidad en el ambiente marino, ya que constituyen un buen indicador de la diversidad biológica total de los ecosistemas (Alcalado & Espinoza, 1996), tienen un amplio espectro trófico y presentan una elevada radiación evolutiva (Espinosa, 1992). Estas características, hacen muy atractiva la sugerencia de utilizar a los moluscos para determinar las variaciones en las comunidades ecológicas en una región determinada (Capetillo-Piñar *et al.*, 2015). También pueden ser utilizados para evaluar el estado de salud y estrategias de manejo en las reservas naturales y áreas marinas de interés para la conservación, ya que son un excelente indicador de la riqueza de especies en los hábitats marinos tropicales y subtropicales (Espinosa & Ortea, 2001).

El archipiélago Espíritu Santo comprende varias islas e islotes en un área total de 102.076 km² y se localiza en el límite oriental de la bahía de La Paz, que es uno de los cuerpos de agua de mayor extensión en el golfo de California (Arizpe, 1987; Casas-Valdez *et al.*, 1997).

El archipiélago es parte del Área de Protección de Flora y Fauna "Islas del Golfo de California" (*Diario Oficial de la Federación*, 7 de junio de 2000) y actualmente cuenta con un plan de manejo (SEMARNAT/CO-NANP, 2001). Se ha observado un creciente interés turístico y ecológico por el archipiélago debido a su diversidad biológica y belleza paisajística, lo que ha propiciado el desarrollo de actividades de pesca ribereña, pesca deportiva y ecoturismo (Ezcurra, 2002). Sin embargo, se precisan estudios ecológicos, los cuales son escasos, que permitan aumentar el conocimiento de las variaciones en las comunidades bentónicas de fondos blandos, los que tributarían información complementaria para robustecer el plan de manejo que existe en la zona. Por tal motivo el objetivo del presente estudio fue determinar la variación espacial de los ensambles de los moluscos de fondos blandos someros del archipiélago, y describir la relación entre estos y el tipo de sustrato en su estructuración.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El archipiélago Espíritu Santo se localiza al oriente de la bahía de La Paz, en el golfo de California (Fig. 1). Es un Complejo insular formado por dos islas mayores: La Partida, al norte, y Espíritu Santo, al sur, así como otras menores llamadas La Ballena, Los Islotes, El Gallo y La Gallina. El litoral oriental de las islas mayores es rocoso y homogéneo, presentando en el sur una extensa playa llamada La Bonanza. En contraste, su litoral occidental presenta pequeñas bahías, en-

senadas, caletas, playas arenosas y lagunas bordeadas por manglares (Bourrillón-Moreno *et al.*, 1988).

Muestreo: Se realizó una campaña de muestreo en junio de 2013. Se establecieron en la zona infralitoral 66 sitios de muestreo, hasta una profundidad de 10 m, los que se distribuyeron cubriendo todos los tipos de fondos blandos observados en 9 localidades: 1- Playa La Bonanza (12 sitios), 2- bahía San Gabriel (12 sitios), 3- Complejo de Islotes y Ensenadas Gallo y Gallina (10 sitios) 4- Isla Ballena (5 sitios), 5- Ensenada Grande (4 sitios), 6- Ensenada El Candelero (4 sitios), 7- Ensenada La Partida (8 sitios), 8- Ensenada El Cardonal (4 sitios) y 9- Los Islotes (7 sitios). Los sitios de muestreos fueron considerados como replicas dentro de cada localidad. Las muestras se obtuvieron mediante buceo autónomo utilizando un marco de metálico de 1 m² el cual se fijó al fondo en cada sitio de muestreo. Se recolectó el sedimento hasta 15 cm de profundidad y se tamizó *in situ* mediante una criba de madera de 40 x 40 cm con malla metálica de 3 mm de luz, siguiendo la metodología propuesta por Holme (1971). Se seleccionaron los organismos vivos, los cuales fueron guardados en bolsas de plástico para su traslado al laboratorio y su posterior identificación taxonómica con base en los trabajos de Keen (1971) y Abbott (1974). Los nombres científicos se actualizaron de acuerdo con Skoglund (1991, 1992), Coan *et al.* (2000), Coan *et al.* (2012) y la página web World Register of Marine Species (www.marinespecies.org). Los organismos recolectados fueron depositados en la colección de invertebrados marinos del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN.

Para conocer el tipo de sustrato por localidad, se tomó una muestra de sedimento con un nucleador de 20 cm de largo y 7 cm de diámetro en cada sitio de muestreo de cada localidad, para un total de 66 muestras. El tamaño de grano se interpretó de acuerdo con la escala de Wentworth (Folk, 1980). El tipo de sustrato prevaeciente en las localidades se estimó como el porcentaje de sitios de muestreos donde aparecía un sustrato determinado con respecto al total de sitios de esa localidad. Se consideraron cinco tipos de sustrato: arena de grano medio, arena de grano fino, arena de grano muy fino, arena de grano grueso y arena de grano muy grueso.

Análisis de los datos: El esfuerzo de muestreo se evaluó mediante curvas de acumulación de especies basadas en el número de especies de cada localidad. Se utilizaron los estimadores no paramétricos Chao 2, Jackknife 1 y Jackknife 2 para determinar la riqueza esperada (Moreno, 2001).

Con el objeto de comparar las localidades con base en la estructura de los ensambles de moluscos, se analizaron los indicadores estructurales de abundancia (número de individuos), riqueza específica (S) estimada como el número de especies presentes en una muestra, la diversidad de acuerdo con el índice de Shannon-Wiener (H') utilizando el logaritmo base 2, y la equidad (J) con el índice de Pielou (Moreno, 2001). Las comparaciones entre las localidades se realizaron mediante la prueba estadística Kruskal-Wallis (1952), ya que no se encontró normalidad ni homocedasticidad en las muestras. Cuando se detectaron diferencias estadísticas significativas (para un $\alpha = 0.05$) se realizaron pruebas a posteriori de Dunn (z) con ajuste del grado de significación (p) por Bonferroni (Dunn, 1961), para detectar las localidades que eran diferentes. Los análisis se realizaron mediante el paquete estadístico SPSS V23.

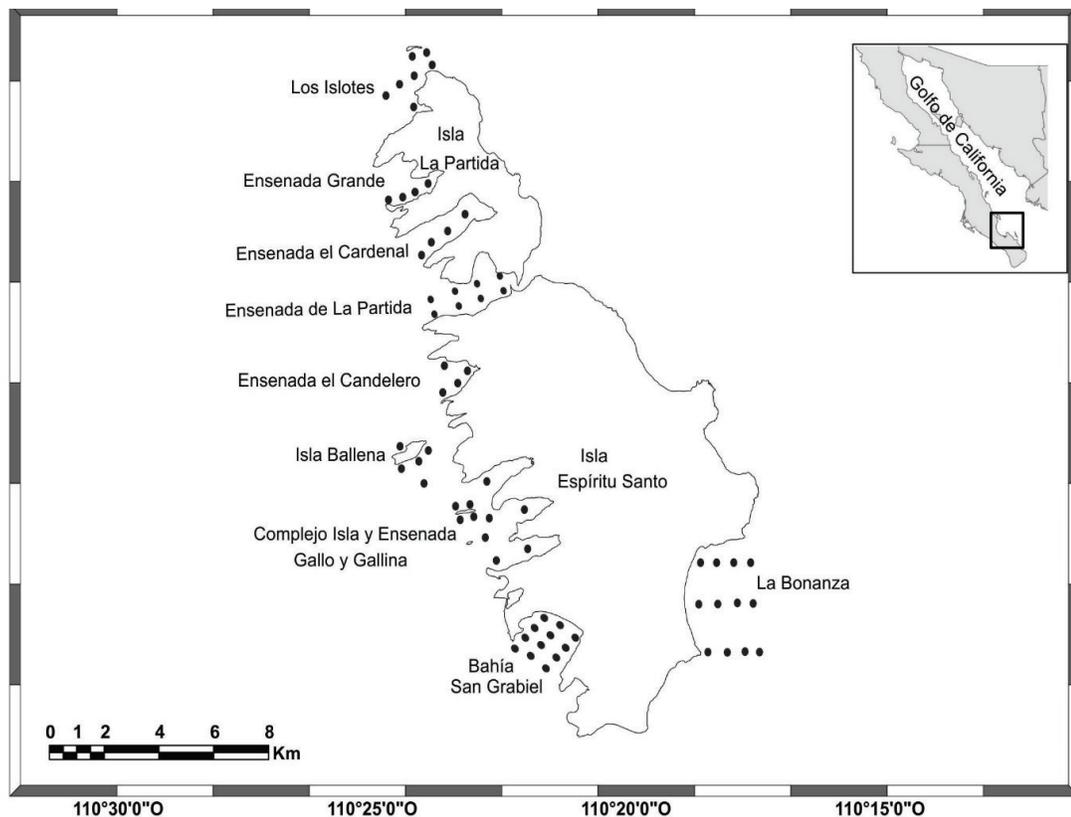


Figura 1. Zona de estudio y ubicación de las localidades y sitios de muestreo en el archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur, México.

La distribución de las especies en el archipiélago se determinó con base al porcentaje de localidades en el cual una especie estuvo presente. La distribución de las especies se clasificó de forma similar a López-Rojas *et al.* (2017), en: a) amplia, la especie se encontró en al menos el 70% de las localidades, b) frecuente, la especie se presentó entre el 50 y 69% de las localidades, c) limitada, la especie estuvo presente entre el 30 y 49% de las localidades y d) restringida, la especie se registró entre el 10 y 29% de las localidades. De esta forma se pudo medir la rareza de especies, considerando especies únicas, aquellas cuya ocurrencia fue en una sola localidad y duplicadas, las registradas en dos localidades (Kunin & Gaston, 1993).

Se construyó una matriz de similitud de Bray-Curtis, previa transformación de los datos de abundancia por especie con raíz cuarta ($\sqrt[4]{}$) (Field *et al.*, 1982), a partir de la cual se realizó un análisis de clasificación. Los dendrogramas se construyeron con el método de agrupamiento de pares con la media aritmética no ponderada (UPGMA). La identificación de los grupos se realizó con la prueba de perfiles de similitud (SIMPROF) basada en promedio con 1000 permutaciones y 999 simulaciones con un $\alpha = 0.05$ (Clarke & Gorley, 2015). Al encontrar diferencias significativas se identificaron los taxa que más contribuyeron a esas diferencias mediante la técnica de análisis SIMPER (Clarke, 1993, Clarke & Warwick, 2001).

Para conocer el efecto del tipo de sustrato sobre la estructura de los ensamblajes de moluscos, se realizó un análisis de varianza permutacional PERMANOVA (Anderson *et al.*, 2008), sobre la base de la matriz

de similitud de Bray Curtis de abundancia de especies. Se tomaron como variables los tipos de sustratos de los sitios de muestreo de cada localidad. Como factores fijos se utilizaron las Islas (dos niveles) y localidades (nueve niveles) y estas últimas anidadas dentro de Islas. Los tipos de sustratos (5 niveles) fueron aleatorios y anidados dentro de localidades e Islas. Los valores Pseudo-F se obtuvieron a partir de 999 ($\alpha = 0.05$) permutaciones aleatorias.

Los análisis del esfuerzo de muestreo, dendrogramas con SIM-PROF, SIMPER y PERMANOVA se realizaron usando el programa PRIMER v7 & PERMANOVA add on (Clarke & Gorley, 2015).

RESULTADOS

El análisis de ocurrencia del tipo de sustrato por localidad demostró que para el archipiélago, la arena de grano medio (54.5%) fue la de mayor distribución, seguido por la arena fina (22.7%), arena muy fina (15.9%), arena gruesa (6.8%) y arena muy gruesa (4.5%). La arena de grano medio fue el componente mayoritario (75 y 80% de los sitios) en seis localidades (Complejo de Islotes y Ensenadas Gallo y Gallina, Isla Ballena, Ensenada Candelero, Ensenada Cardonal, Ensenada Grande y Los Islotes). Las localidades restantes presentaron un sustrato conformado por una mezcla de arena de grano medio (27.5%), arena gruesa (52.5%) y arena fina (20%) en playa La Bonanza; arena muy gruesa (33.3%) y arena muy fina (66.6%) en bahía San Gabriel, y arena fina (57%) y arena muy fina (42.8%) en Ensenada La Partida.

Las curvas de acumulación de especies mostraron una tendencia a la asíntota al analizar las nueve localidades en su conjunto (Fig. 2), indicando una buena representación del esfuerzo de muestreo. De acuerdo con los estimadores Jackknife 1 y Jackknife 2, el valor máximo de especies esperadas estuvo entre 114 y 113 respectivamente, mientras que para Chao 2 fue de 106, lo que corresponde a una eficiencia de muestreo de 89.9%.

Se registraron un total de 102 especies de moluscos (Anexo) incluidas en tres clases, 17 órdenes, 39 familias, y 70 géneros. Los bivalvos estuvieron representados por 49 especies, 9 órdenes, 17 familias, y 39 géneros. Los gastrópodos por 52 especies, 7 órdenes, 21 familias, y 30 géneros y los escafópodos por 1 especie.

La abundancia media de moluscos para el archipiélago fue de 2638.1 ± 1424.2 indiv. m^{-2} . La clase Bivalvia fue la que presentó la mayor abundancia (1855.5 ± 876 indiv. m^{-2}). Las familias mejor representadas fueron Lucinida y Veneridae con 7 (17.9%) y 6 (15.3%) géneros respectivamente, seguida por Arcidae con cinco géneros (12%) y Tellinidae con tres géneros (7.6%). El orden Venerida fue el mejor representado con tres familias (17.6%). La clase Gastropoda tuvo una abundancia de 753.5 ± 176 indiv. m^{-2} . Las familias mejor representadas fueron Calyptraeidae con tres géneros (10%), seguida de Olividae con dos géneros (6.6%).

Cuarenta especies estuvieron representadas por más de 50 individuos, de las cuales los bivalvos *Eurytellina eburnea* (Hanley, 1844), *Cavilinga prolongata* (Carpenter, 1857) y *Ameritella coani* (Keen, 1971), seguidas por los gastrópodos *Siphonaria maura* GB Sowerby I, 1835, *Olivella dama* (W. Wood, 1828) y *O. gracilis* (Broderip & GB Sowerby I, 1829), presentaron las mayores abundancias (Fig. 3).

Las variaciones observadas en la abundancia entre las localidades fueron estadísticamente significativas [$KW-H_{(8,23,743)} = 55.91$; $p = 0.002$]. Estas diferencias se debieron al bajo valor registrado en Isla Ballena con respecto al resto de las localidades (Tabla 1). También a la alta abundancia de moluscos en Los Islotes vs. ensenada La Partida [$z = 2.34$, $p = 0.04$], Candelero [$z = 3.02$, $p = 0.03$] y el Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina [$z = 3.45$, $p = 0.02$], así como los

valores bajos de las ensenadas Candelero y La Partida vs. La Bonanza [$z = 1.60$, $p = 0.02$ y $z = 2.01$, $p = 0.01$ respectivamente] (Fig. 4a). Los Islotes presentó la mayor abundancia (5269 indiv. m^{-2}), seguida por La Bonanza (3600 indiv. m^{-2}) y bahía San Gabriel (3345 indiv. m^{-2}) (Tabla 1).

En La Bonanza e isla Ballena la especie más abundante fue el gastrópodo *S. maura* (1271 indiv. m^{-2} y 50 indiv. m^{-2} respectivamente). Para bahía San Gabriel lo fue el bivalvo *C. prolongata* (1023 indiv. m^{-2}) y en el Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina los gastrópodos *Neotebrebra allyni* (Bratcher & RD Burch, 1970) (392 indiv. m^{-2}) y *O. dama* (349 indiv. m^{-2}). Para las ensenadas Candelero y Grande la especie de mayor abundancia fue *E. eburnea* (1152 indiv. m^{-2} y 1099 indiv. m^{-2} respectivamente), mientras que para ensenada La Partida *E. eburnea* (600 indiv. m^{-2}) y el gastrópodo *O. dama* (288 indiv. m^{-2}) y en Los Islotes los bivalvos *E. eburnea* (2330 indiv. m^{-2}) y *C. prolongata* (2006 indiv. m^{-2}). En la ensenada Cardonal las especies más abundantes fueron los bivalvos *C. prolongata* (1027 indiv. m^{-2}), *E. eburnea* (595 indiv. m^{-2}) y el gastrópodo *O. gracilis* (502 indiv. m^{-2}).

El valor promedio de riqueza de especies para todo el archipiélago, teniendo en cuenta las nueve localidades, fue de 43.7 ± 13.5 especies, con un máximo de 60 especies en ensenada La Partida y mínimo de 20 en Isla Ballena. La equidad presentó un valor promedio de 0.6 ± 0.13 , con un valor mínimo de 0.40 en Los Islotes y máximo (0.85) en Isla Ballena, mientras que la diversidad tuvo un valor promedio de 3.19 ± 0.59 bits indiv. $^{-1}$, con un máximo de 3.84 bits indiv. $^{-1}$ en ensenada La Partida y bajo (2.24 bits indiv. $^{-1}$) en Los Islotes.

Los indicadores estructurales de riqueza de especies, diversidad y equidad de cada localidad se muestran en la Fig. 4. Se encontraron diferencias significativas entre las localidades para la riqueza de especies [$K-W_{(8,66)} = 20.28$; $p = 0.002$] y diversidad [$K-W_{(8,66)} = 15.19$; $p = 0.047$], pero no para la equidad [$K-W_{(8,66)} = 12.28$; $p = 0.10$]. Para la riqueza de especies, bahía San Gabriel fue diferente significativamente [$z = 2.82$, $p = 0.003$] a La Bonanza, ensenadas Cardonal [$z = 2.34$, $p = 0.02$] y Candelero [$z = 1.80$, $p = 0.042$], Los Islotes [$z = 1.71$, $p = 0.032$] y al Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina [$z = 1.82$, $p = 0.04$] (Fig. 4b).

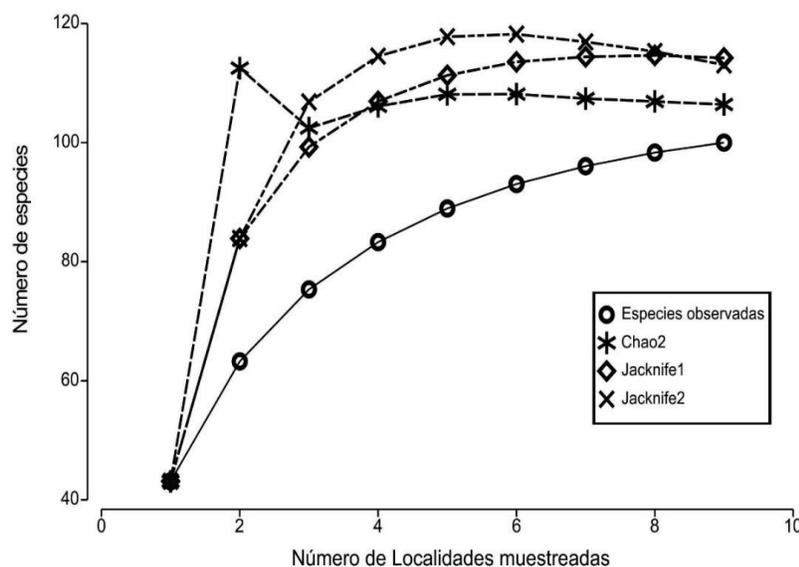


Figura 2. Curvas de acumulación de especies observadas y esperadas con índices no paramétricos Chao 2, Jackknife 1 y Jackknife 2 para el archipiélago Espíritu Santo.

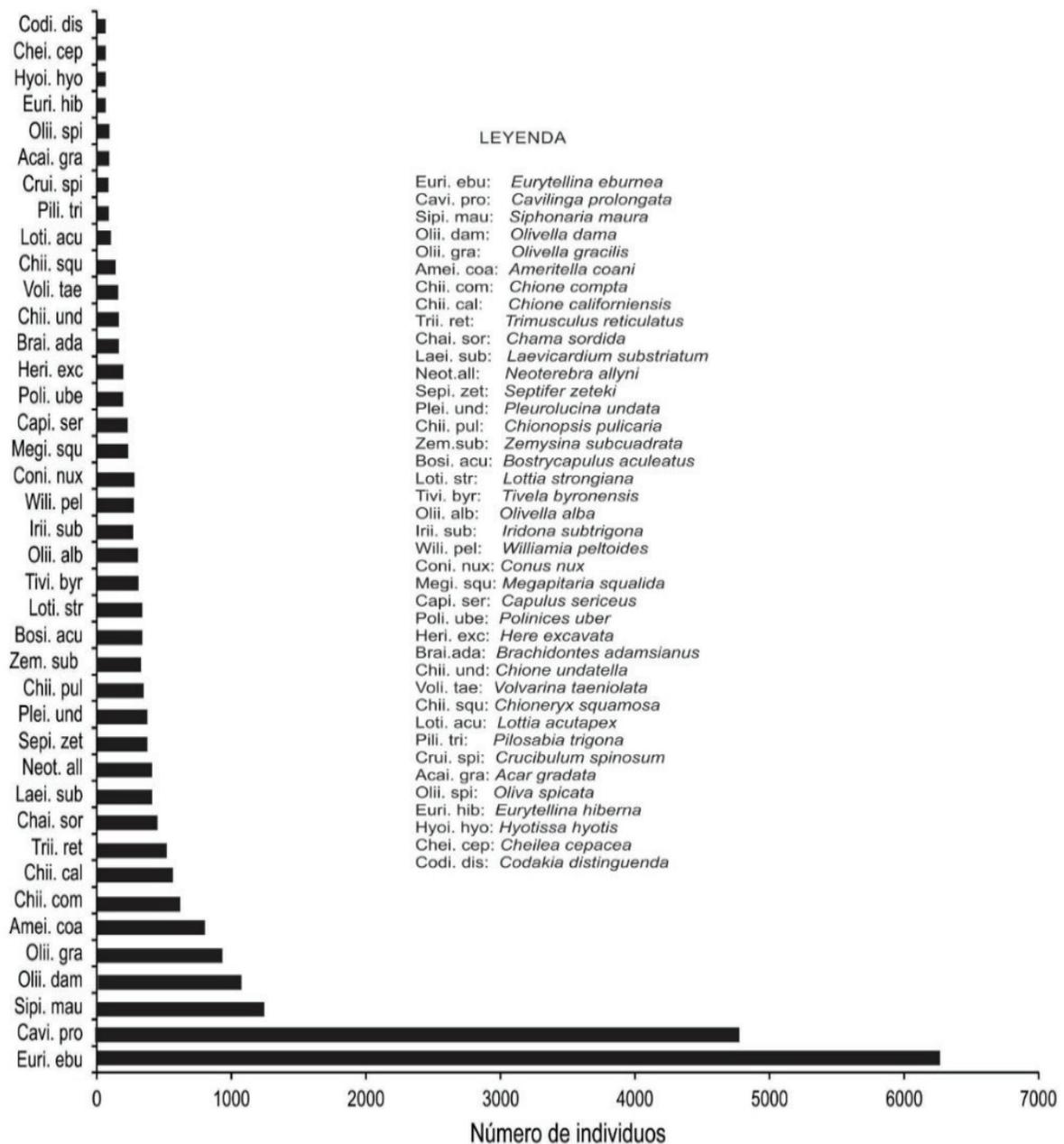


Figura 3. Especies con mayores abundancias registradas en el archipiélago Espíritu Santo.

Las diferencias encontradas en la diversidad fueron debidas a La Bonanza vs. bahía San Gabriel, Ensenada Grande y Los Islotes [$z = 21.16, p = 0.001, z = 7.51, p = 0.01$ y $z = 15.60, p = 0.02$, respectivamente] y al del Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina con respecto a bahía San Gabriel [$z = 22.16, p = 0.005$], Ensenada Grande [$z = 19.70, p = 0.02$] y Los Islotes [$z = 16.60, p = 0.045$] (Fig. 4c).

Para el archipiélago 16 especies (15.5%) presentaron una amplia distribución, de las cuales el bivalvo *Brachidontes adamsianus* (Dunker, 1857) se localizó en todas las localidades. El 20.5% (21 especies) fue-

ron considerados taxa frecuentes, mientras que 30 (29.4%) se consideraron limitadas. Sin embargo, 36 especies (35.2%) fueron calificadas como restringidas (raras) de las cuales 16 (15.6%) fueron especies únicas, y 20 duplicadas (19.6%). Los bivalvos estuvieron representados por cinco especies únicas (4.9%) y ocho (7.8%) duplicadas, mientras que los gastrópodos por 11 únicas (10.7%), y 12 (11.7%) duplicadas. Ensenada La Partida fue la de mayor rareza de especies con 45 (44.1%), seguida por bahía San Gabriel con 32 (31.3%), mientras que las ensenadas Cardonal y Grande con 24 (23.5%) y 22 especies (21.5%), respectivamente.

Tabla 1. Indicadores estructurales de los ensambles de moluscos de fondos blandos de cada localidad del archipiélago Espíritu Santo. L. Bo.: La Bonanza, B.SG: bahía San Gabriel, C.IGG: Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina, I.Ba.: Isla Ballena, E.Cand.: Ensenada Candeleiro, E. Part.: Ensenada La Partida, E. Card.: Ensenada Cardonal, E. Grand.: Ensenada Grande, L. Islot.: Los Islotes. N.: abundancia total (No. indiv m⁻²), S: riqueza de especies, H': diversidad de Shannon (bits indiv.⁻¹), J': equidad.

Indicadores estructurales	L. Bo.	B. SG.	C. IGG	I. Ba.	E. Cand.	E. Part.	E. Card.	E. Grand	L. Islot.
N	3600	3345	1800	127	2353	2020	3066	2163	5269
S	56	37	54	20	41	60	39	31	55
H'	3.80	3.23	3.76	3.64	2.64	3.84	3.11	2.56	2.24
J'	0.65	0.62	0.64	0.85	0.49	0.65	0.59	0.51	0.40

De acuerdo con la estadística de Bray-Curtis, la similitud entre las localidades sobre la base de la composición y abundancia de las especies de moluscos se puede observar en la Fig. 5. El análisis SIMPROF distinguió un grupo (grupo A), conformado por seis localidades, con un nivel de similitud de 42%, (SIMPROF: $\pi = 4.9$; $p = 0.001$). Adicionalmente, tres localidades (La Bonanza, Complejo de islotes y ensenadas El Gallo y La Gallina e Isla Ballena) quedaron aisladas con valores bajos de similitud. Las localidades que conformaron el grupo A se dividieron en dos subgrupos: uno formado por ensenada La Partida y bahía San Gabriel con 47% de similitud, y otro por las ensenadas Candeleiro y Cardonal (65%) y ensenada Grande y La Lobera con 67.7% de similitud. Las localidades que quedaron aisladas presentaron bajos niveles de similitud y fueron estadísticamente diferentes entre sí y con respecto al grupo formado por La Bonanza (28.5%, SIMPROF: $\pi = 5.9$; $p = 0.001$), Complejo de Islotes y ensenadas Gallo y Gallina (24%, SIMPROF: $\pi = 6.7$; $p = 0.001$) e Isla Ballena (13%, SIMPROF: $\pi = 8.4$; $p = 0.001$).

Los resultados del análisis SIMPER para determinar la contribución de las especies en las agrupaciones de localidades se muestran en la Tabla 2. Para el Grupo A cinco especies (tres bivalvos y dos gastrópodos) fueron las que más contribuyeron a la similitud dentro del grupo. *Cavilinga prolongata* fue la que presentó la mayor contribución entre las localidades (Tabla 2). Las diferencias registradas entre el Grupo A y las localidades que quedaron aisladas se debieron a 10 especies de moluscos (cinco bivalvos y cinco gastrópodos). Los bivalvos *Chione compta* (Broderip, 1835) y *E. eburnea*, conjuntamente con el gastrópodo *O. dama* fueron los que más contribuyeron a las diferencias halladas (Tabla 2). Para las localidades aisladas se observó que las diferencias entre ellas fueron debido a cuatro especies de gastrópodos, siendo *S. maura* la que más contribuye a esas diferencias debido a su mayor abundancia en La Bonanza (Tabla 2).

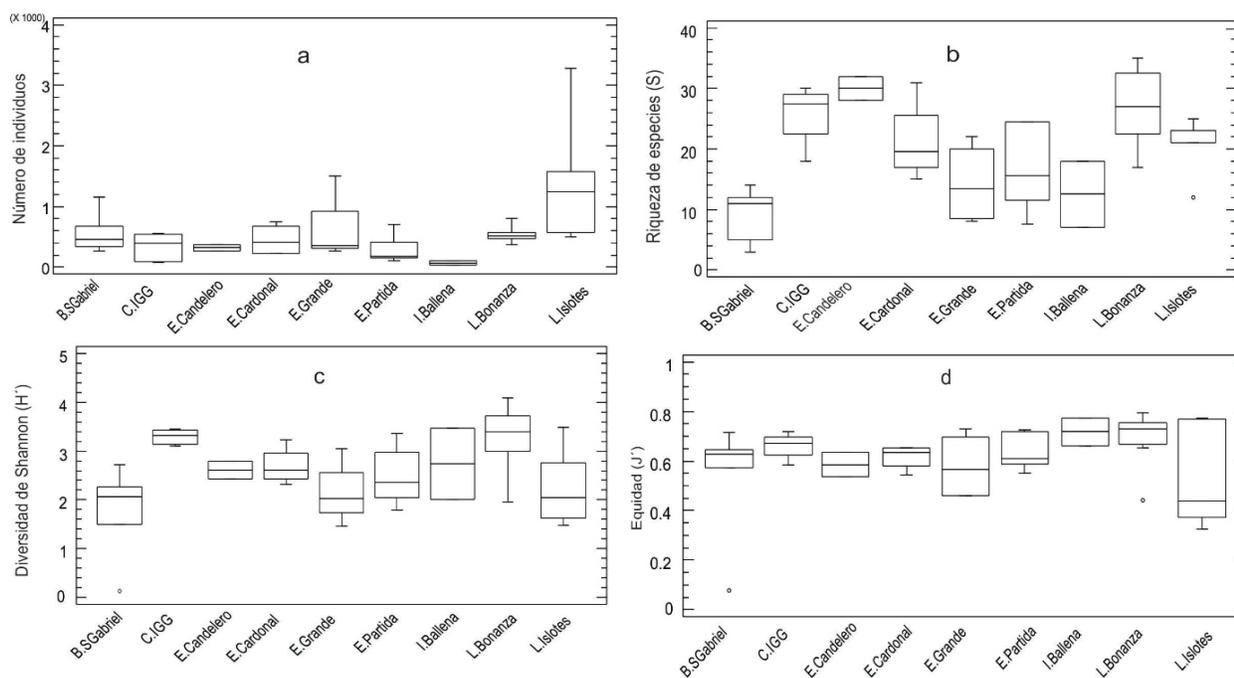


Figura 4. Variaciones de la abundancia (a), riqueza (S), diversidad (H') y equidad (J') de los ensambles de especies de moluscos bentónicos de fondos blandos en las localidades estudiadas del archipiélago Espíritu Santo.

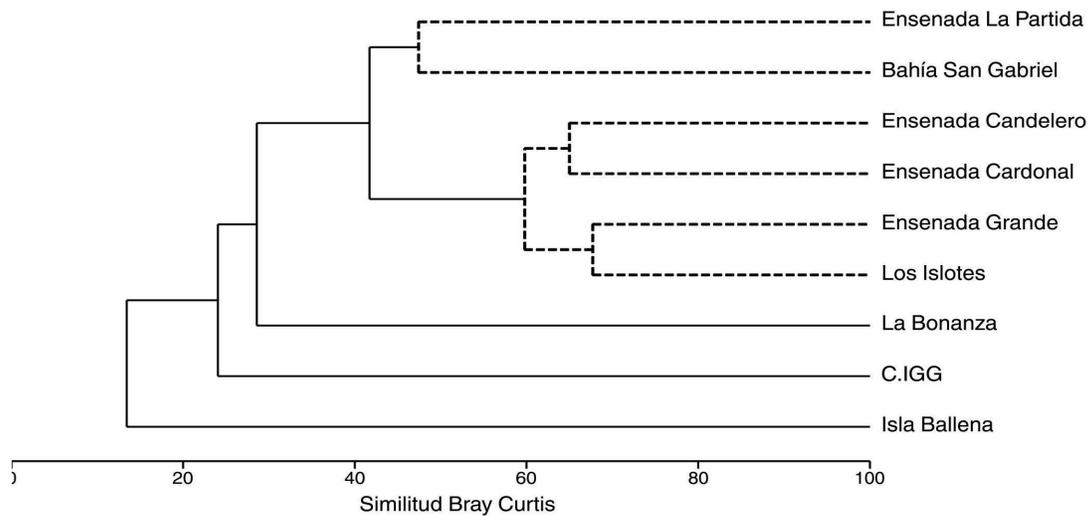


Figura 5. Dendrograma del análisis de similitud de los ensamblajes de moluscos entre las localidades del archipiélago Espíritu Santo. Las líneas segmentadas en el dendrograma muestran los grupos identificados por la prueba SIMPROF. C. IGG: complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina.

El análisis PERMANOVA para conocer el efecto del tipo de sustrato sobre la estructura de los ensamblajes de moluscos conformados por gastrópodos y bivalvos y solamente de bivalvos se muestra en el Tabla 3. De las fuentes de variación analizadas las localidades presentaron diferencias estadísticas significativas, tanto para el análisis de los gastrópodos y bivalvos en conjunto, como para los bivalvos. Nótese como las localidades tuvieron el mayor coeficiente de variación en ambos análisis. Las diferencias observadas cuando se analizaron en conjunto a gastrópodos y bivalvos fueron debidas a La Bonanza vs bahía San Gabriel y el Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina [pseudo- $t = 2.99$, $p = 0.03$ y pseudo- $t = 3.10$, $p = 0.001$, respectivamente] y a la bahía San Gabriel vs. Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina [pseudo- $t = 1.49$, $p = 0.001$]. Sin embargo, para los bivalvos se debieron a la ensenada La Partida respecto a las ensenadas Cardonal y Grande [pseudo- $t = 1.26$, $p = 0.001$ y pseudo- $t = 1.38$, $p = 0.001$, respectivamente] y a Los Islotes [pseudo- $t = 1.47$, $p = 0.001$].

DISCUSION

Las proyecciones de las curvas de acumulación de especies demostraron que para tener una completitud del inventario de especies de moluscos del archipiélago faltarían por registrarse entre 4 y 12 especies. Por lo anterior, se puede confirmar que el esfuerzo de muestreo realizado fue suficiente para calcular el número teórico total de especies de moluscos de esta región. Resultado similar fue obtenido por Esqueda-González *et al.* (2014) al usar cuadrantes como técnica de muestreo en los ambientes de zona intermareal y submareal en la bahía de Mazatlán para estudiar la composición, riqueza y distribución de los moluscos bivalvos marinos de la bahía.

La riqueza de especies de moluscos de fondos blandos someros registrada en este trabajo fue mayor a la obtenida por Tripp-Quezada (2008) en otras localidades (Cabo Pulmo 84, Isla San José 58, Punta Chivato 86 y Bahía de los Ángeles 91 especies) del golfo de California.

También fue superior a lo reportado para Isla Santa Catalina (65) y San Francisco (80) (Tripp-Quezada *et al.*, 2014) e Isla Santa Cruz (44) (Tripp-Quezada *et al.*, 2018), aunque inferior a la reportada en Isla Cerralvo (133) por Vázquez-Vega (2013) y en bahía Chamela con 293 (teniendo en cuenta a los gastrópodos, bivalvos y escafópodos) (Ríos-Jara *et al.*, 2020). Estos hallazgos pueden ser atribuidos a las características de cada zona (p.e., hidrodinámica, variedad de fondos blandos) y/o al efecto del esfuerzo y método de recolecta de muestras. Por ejemplo, Tripp-Quezada (2008) realizó colectas de moluscos con un cilindro de 30 cm de diámetro, mientras que en el presente trabajo fue mediante un marco de metálico de 1m², lo que evidencia que, al menos, el área de muestreo que abarcó cada arte fue muy diferente y pudo haber tenido incidencia en las diferencias encontradas.

Respecto a los registros en las islas Santa Catalina, San Francisco, Santa Cruz y Cerralvo, en las cuales se aplicó el mismo método de colecta que en el presente estudio, las diferencias pueden atribuirse a factores ambientales típicos de cada isla en particular. En isla Santa Cruz, donde predominan las arenas gruesas, se observó que los moluscos se encontraron asociados con fragmentos de coral, algas calcáreas y conchas de moluscos muertos. En este tipo de sustrato fue frecuente la ocurrencia del gastrópodo *S. maura*, aunque es un organismo típico de sustratos rocosos. Situación similar ha sido reportada para isla San José (Tripp-Quezada, 2008). Para isla Cerralvo, donde se encontraron cinco tipos de sedimento, las arenas gruesas tuvieron mayor cobertura y presentaron la mayor abundancia y riqueza de moluscos (Vázquez-Vega, 2013), lo que demuestra que la complejidad y heterogeneidad de este tipo de sedimento (Méndez *et al.*, 1986), puede influir de manera directa en la riqueza y/o composición de especie dentro y entre localidades. Sin embargo, la presencia de 37 (36.2%) especies con una amplia y frecuente distribución en el archipiélago dio evidencias de cierta estabilidad ambiental en el momento de realizar los muestreos. Una causa pudo haber sido la presencia de sustrato arenoso de grano medio en más del 50% de las localidades estudiadas.

La ocurrencia en el 100% de las localidades del bivalvo *B. adamsianus* y en un 88% de seis especies de bivalvos (*E. erburnea*, *A. coani*, *C. prolongata*, *Chama sordida* Broderip, 1835, *Tivela byronensis* (Gray, 1838) y *Chione undatella* (GB Swerby I, 1835)), las cuales han sido colectadas en el sustrato arenoso de grano medio, justifica que pueden ser consideradas como representativas del archipiélago, con potencialidad para ser usadas en estudios de monitoreo ambiental. Al respecto, *B. adamsianus* es una especie que ha sido registrada con una amplia distribución en regiones marinas prioritarias en el estado de Guerrero (López-Rojas et al., 2017). Además, *E. erburnea* que fue la especie más abundante (6178 indiv.) en este estudio, resultado similar a los registrados en isla San José (153 indiv.) y bahía de los Ángeles (274 indiv.) (Tripp-Quezada et al., 2009), Cabo Pulmo (1749 indiv.) (Tripp-Quezada, 2008) y las islas Santa Cruz (10% abundancia porcentual) (Tripp-Quezada et al., 2018) y Cerralvo (3717 indiv.) (Vázquez-Vega, 2013), puede ser propuesta como indicador de cambio de las condiciones ambientales de esas islas.

La ocurrencia de especies en una localidad puede justificar las diferencias halladas en cuanto a la riqueza de especies entre localidades. Los gastrópodos *Conasprella arcuata* (Broderip & GB Sowerby I, 1829),

C. perplexa (GB Sowerby II, 1857) y *C. ximenes* (Gray, 1839), conjuntamente con *Oliva polpasta* Duclos, 1833 y *O. porphyria* (Linneo, 1758) fueron registradas solamente en ensenada La Partida. Esta localidad se caracterizó por la presencia de un sustrato de arena fina a diferencia a las halladas en isla Ballena y las ensenadas Candelero y Grande, donde sus ocurrencias fueron casi nulas y el tipo de sustrato mayoritario fue la arena de grano medio. En este contexto, se conoce que las especies del género *Oliva* tienen preferencias por sustratos arenosos finos y/o arenos fangoso, donde les resulta fácil enterrarse para refugiarse de sus depredadores y por la disponibilidad de alimento (i.e., la especie es de hábitos carroñeros aunque puede alimentarse de presas vivas de poca movilidad como los bivalvos, Torres-Palacio, 2008). Este hallazgo dio evidencias que las condiciones ambientales que prevalecieron en esta localidad fueron determinantes en limitar la distribución de estas especies en el archipiélago, al ofrecer las mejores condiciones para su desarrollo.

Un caso interesante fueron los escafópodos. Estos organismos estuvieron representados por la especie *Antalis pretiosa* (GB Sowerby II, 1860) con una baja abundancia y distribución limitada, al colectarse en tres localidades (Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina (3 indiv. m⁻²), ensenada La Partida (8 indiv. m⁻²) y Los Islotes (13 indiv.

Tabla 2. Especies que definieron la similitud/disimilitud entre las localidades analizadas del archipiélago Espíritu Santo, a través del SIMPER.

Similitud Grupo A				
Especies	AP	SP	CTB%	
<i>Cavalinga prolongata</i> (Carpenter, 1857)	13.22	10.22	25.49	
<i>Euritellina eburnea</i> (Hanley, 1844)	14.38	7.45	16.42	
<i>Olivella gracilis</i> (Broderip y GB Sowerby I, 1829)	18.81	8.24	13.34	
<i>Olivella dama</i> (W. Wood, 1828)	9.45	3.21	10.14	
<i>Ameritella coani</i> (Keen, 1971)	8.49	4.34	7.17	
Disimilitud Grupo A vs. RL (L Bon, C. IGG, IBa)				
Especies	AP (RL)	AP (Grupo A)	DIP	CTB%
<i>Chione compta</i> (Broderip, 1835)	2.87	15.53	10.39	12.42
<i>Euritellina eburnea</i> (Hanley, 1844)	1.41	13.06	9.03	10.41
<i>Olivella dama</i> (W. Wood, 1828)	0.00	5.37	10.16	10.33
<i>Siphonaria maura</i> GB Sowerby I, 1835	0.14	12.06	8.14	9.53
<i>Olivella gracilis</i> (Broderip y GB Sowerby I, 1829)	0.00	11.10	8.22	9.18
<i>Chama sordida</i> Broderip, 1835	0.00	6.88	8.69	8.84
<i>Neoterebra allyni</i> (Bratcher y RD Burch, 1970)	9.56	0.05	6.81	7.71
<i>Cavalinga prolongata</i> (Carpenter, 1857)	9.09	1.84	6.29	7.16
<i>Ameritella coani</i> (Keen, 1971)	7.52	0.14	5.84	6.70
<i>Trimusculus reticulatus</i> (GB Sowerby I, 1835)	1.00	3.31	5.74	6.34
Disimilitud RL				
Especies	AP	AP	DIP	CTB%
<i>Siphonaria maura</i> GB Sowerby I, 1835	L Bon	C. IGG	7.37	8.53
	LaBon	IBa		
<i>Siphonaria maura</i> GB Sowerby I, 1835	12.06	2.74	9.3	12.52
<i>Trimusculus reticulatus</i> (GB Sowerby I, 1835)	7.52	1	6.4	8.62
<i>Neoterebra allyni</i> (Bratcher y RD Burch, 1970)	C. IGG	IBa	9.1	9.74
	9.56	0		
<i>Olivella dama</i> (W. Wood, 1828)	9.09	0	8.82	9.44

Grupo A (ensenadas La Partida, Candelero, Cardonal, Grande, bahía San Gabriel y Los Islotes), RL (C. IGG: Complejo de Islotes y Ensenadas Gallo y Gallina, L Bon: La Bonanza, IBa: Isla Ballena). AP: abundancia promedio (número de organismos), SP: similitud porcentual, DIP: disimilitud porcentual, CTB%: contribución porcentual.

m⁻²). Las mayores abundancias se localizaron en arena de grano medio, resultados que difieren de los reportados por Corgos *et al.* (2014), al registrar varias especies del género *Dentalium* con mayores abundancias (1290 indiv. m⁻²) en sustratos de sedimentos finos (limos y arcillas) con alto contenido de materia orgánica. A su vez, son similares a los reportados por Ríos-Jara *et al.* (2020) al registrar organismos de este grupo en fondos arenosos (4 -10 m de profundidad) en dos lugares (afuera de Villa Polinesia e isleta San Andrés) en bahía de Chamela en el Pacífico mexicano, mostrando que son organismos que presentan una rareza ecológica relativamente alta. Estos autores asociaron esa distribución restringida a la preferencia de los escafópodos por hábitats con presencia de materia orgánica y alimento (p.e foraminíferos).

La escasa literatura acerca de los escafópodos en las costas del Pacífico mexicano (Ríos-Jara *et al.*, 2003), no permite hacer un análisis más profundo sobre la ocurrencia de estos organismos en este estudio. Sin embargo, como los escafópodos son organismos excavadores y semisésiles de pequeño tamaño, son más abundantes en sedimentos finos, fangosos y fango-arcillosos, se sugiere que su presencia pudiera asociarse a la existencia de materia orgánica en el sedimento. Además, si se tiene en cuenta que en las muestras analizadas se observaron foraminíferos, los que son indicadores de enriquecimiento por materia orgánica (Gómez-Noguera & Hendrickx, 1997), y forman parte de la dieta de los escafópodos, es una evidencia de condiciones que pudieron favorecer la ocurrencia de este grupo, la cual debe ser analizada en futuras investigaciones.

Bouchet *et al.* (2002) argumentaron que cuando un muestreo se restringe a un solo periodo del año, es difícil tener una cobertura completa a todas las especies de una localidad, debido a que algunos organismos tienen ocurrencias muy estacionales o esporádicas. Con base en este argumento, el resultado obtenido acerca de la rareza de especie para el archipiélago no es suficiente y debe verse con cautela y sin llegar a conclusiones definitorias, ya que se precisa realizar muestreos en varias estaciones del año, el cual no fue realizado en este estudio.

La mayor abundancia de los bivalvos con respecto a los gastrópodos pudiera ser una consecuencia de la preferencia de estos organismos por fondos blandos con tamaño de grano de medio a fino y de los gastrópodos por sedimentos más gruesos, lo cual ha sido confirmado por varios autores (Domínguez-Orozco, 1996; Vázquez-Vega, 2013; Tripp-Quezada *et al.*, 2018). La localidad Los Islotes, que se caracterizó por presentar sedimentos de grano medio, fue la que tuvo la mayor abundancia de moluscos debido al bivalvo *C. prolongata*, considerada un micro molusco, la cual parece tener preferencia por este tipo de sedimento. Además, cabe mencionar que las especies *Septifer zeteki* Hertlein & AM Strong, 1946 y *E. eburnea*, las que han sido reportadas en varias zonas del golfo con cierta abundancia (Tripp-Quezada, 2008; Tripp-Quezada *et al.*, 2009, 2018) y que fueron consideradas como micro moluscos o juveniles, también mostraron preferencias por sedimentos de grano medio. Tapía-Díaz (2018) al realizar un estudio de los micro moluscos de Nayarit, registró un incremento en la diversidad de este grupo en zonas con arenas de grano medio, resultado similar al observado en el presente estudio. El término micro molusco refiere a moluscos adultos cuya dimensión varía entre los 5 y 10 mm (Geiger, 2007; Ortigosa *et al.*, 2018). Dentro de estas tallas se encuentran los estadios juveniles de muchos moluscos que en estado adulto poseen un tamaño mayor, hecho que dificulta la comparación entre trabajos realizados. Sin embargo, como se les consideran buenos indicadores de la estructura

de las comunidades del bentos y pueden reflejar alteraciones ambientales (Kay, 1980), sería recomendable dirigir esfuerzos para conocer el estado de las comunidades de estos organismos en el archipiélago.

Las arenas de grano medio presentaron mayor cobertura en el archipiélago y las mayores abundancias y riqueza de las especies de bivalvos, mientras que los gastrópodos la tuvieron en los sedimentos de grano grueso, resultado que no difiere a lo reportado por Tripp-Quezada (2008), Tripp-Quezada *et al.* (2009, 2014, 2018) y Vázquez-Vega (2013) para otras Islas del golfo de California. Lo anterior sugiere que la prevalencia de un tipo de sustrato puede ser determinante en la abundancia y composición de estos organismos. En ensenada La Partida, localidad donde los sedimentos estuvieron dominados por grano fino a muy fino, se registró la mayor diversidad de bivalvos, coincidiendo con lo reportado por Domínguez-Orozco (1996).

La relación de las especies de ambas clases por cierto tipo de sustrato incidió en la formación de grupos de localidades. Por ejemplo, los bivalvos *E. eburnea* y *C. prolongata* fueron las que más contribuyeron a la similitud hallada en seis localidades (ensenadas La Partida, Cardelero, Cardonal, Grande, bahía San Gabriel y Los Islotes), las que se caracterizaron por presentar sustratos con arenas de grano medio y fino. Mientras que el gastrópodo *O. dama* y los bivalvos *E. eburnea* y *C. compta* fueron quienes más contribuyeron a las diferencias entre esas seis localidades con respecto a La Bonanza, Complejo de islotes y ensenadas Gallo y Gallina e isla Ballena. Sin embargo, las diferencias de estas tres últimas localidades, las que se caracterizaron por presentar arena gruesa (principalmente en La Bonanza) y media, fueron debidas a las especies de gastrópodos *S. maura* y *N. allyni* fundamentalmente, y al bivalvo *Hyotissa hyotis* (Linnaeus, 1758) en isla Ballena, en arena de grano medio. Respecto a *S. maura*, Tripp-Quezada *et al.* (2018) registraron en isla Santa Cruz, la mayor abundancia de esta especie de gastrópodo asociada en granos de arena gruesa, fragmentos de coral, algas calcáreas y conchas de moluscos muertos, resultado similar al obtenido en este estudio. Este hallazgo es de interés, ya que justifica la presencia de esta especie en fondos blandos, cuando es típica de fondos rocosos. Por ejemplo, en La Bonanza, 10 (83.3%) de 12 sitios de muestreo, se caracterizaron por presentar material biogénico conformado por fragmentos de coral y conchas de moluscos muertos y fue la localidad donde se hallaron las mayores ocurrencias y abundancias de *S. maura* y de la mayoría de las especies de la familia Calyptraeidae, que son de fondos rocosos. Todo indica que la ocurrencia de especies típicas de fondos rocosos en fondos blandos esta mediada por la presencia de material biogénico (trozos de coral, algas calcáreas, conchas de moluscos muertos).

Otro aspecto importante para destacar es que el método de recolecta de moluscos realizado en el presente estudio favoreció, en alguna medida, la captura de estas especies facilitando su presencia en las muestras.

Ha sido demostrado que la distribución y abundancia de los moluscos está determinado por las características texturales de los sedimentos (Domínguez-Orozco, 1996; González-Medina *et al.*, 2006; Vázquez-Vega, 2013, Tripp-Quezada *et al.*, 2018). Sin embargo, los resultados del PERMANOVA, para las especies de gastrópodos y bivalvos, así como para los bivalvos (Tabla 3) demostraron que el factor localidad fue el que explicó las diferencias observadas en los ensamblajes de moluscos. Nótese como en ambos análisis el factor localidad tuvo el mayor coeficiente de variación.

La presencia de canales de mangles en algunas localidades del archipiélago, quienes tienen el potencial de aportar materia orgánica y nutrientes al medio, pudieron modificar las características de los sedimentos y por consiguiente haber determinado cambios en las comunidades de moluscos, pudiendo favorecer a unas especies más que a otras. Como ejemplo se puede considerar a ensenada El Candelero, localidad donde dominó la familia Veneridae con el mayor número de géneros, de los cuales *Chione* fue el mejor representado y que se caracteriza por preferir lugares ricos en materia orgánica para su desarrollo (García-Domínguez, 1991; Capetillo-Piñar *et al.*, 2015). Este hecho estuvo probablemente relacionado con la presencia en esta localidad de un mayor número de canales de mangles, todo lo contrario, en bahía San Gabriel, en el que no hay presencia de estos. Lo anterior coincide con lo planteado por Snelgrove & Butman (1995), acerca de que además del tipo de sedimento, la materia orgánica puede ser un factor condicionante para el desarrollo de una comunidad, presentándose altas abundancias de organismos donde los sedimentos son más finos (De la Lanza, 1986).

La diversidad promedio de especies estimada en este archipiélago (3.2 bits/indv.) al compararla con otras regiones del golfo de California como Punta Chivato (3.8 bits/indv.) Cabo Pulmo (1.2 bits/indv.) (Tripp-Quezada, 2008), isla San Francisco (2.7 bits/indv.) (Tripp-Quezada *et al.*, 2014), isla Santa Cruz (2.6 bits/indv.), isla Cerralvo (1.58 bits/indv.) (Vázquez-Vega, 2013), mostró en la mayoría de los casos un valor alto, excepto a Punta Chivato. Este resultado puede deberse a las características ambientales (p.e., hidrodinámica, variedad de tipos de fondos blandos) de cada lugar, de las cuales en el archipiélago resalta como máxima diferencia la presencia de manglares y a su posición geográfica en el límite oriental de la bahía de La Paz (Hausback, 1984). La circulación de las aguas superficiales de la bahía está ligada al patrón de vientos estacionales y a un sistema relativamente estable de corrientes costeras generadas por las mareas (Obeso-Nieblas, 1986), las cuales pueden transportar sedimentos hacia el golfo. Por tanto, la posición geográfica del archipiélago puede favorecer que se depositen y acumulen en su costa occidental (donde se ubican las localidades de estudio) los sedimentos y materia orgánica, trayendo consigo una mayor abundancia y diversidad de moluscos. Además, en la época de

verano los vientos del sureste generan surgencias en la costa peninsular (Lara-Lara *et al.*, 1993), las cuales pueden adicionar un aporte más de nutrientes en el archipiélago.

La no diferencia significativa de equidad entre las localidades fue similar a los resultados obtenidos por Espinosa (1992), Tripp-Quezada (2008) y Capetillo-Piñar (2016). En este contexto, la constancia de las mismas especies entre las localidades aun siendo estas dominantes, así como la permanencia e intensidad de algunos factores limitantes a la dominancia (p.e la depredación), pueden explicar dicho resultado. Este hallazgo induce a pensar que las condiciones ambientales, de manera general, fueron estables en la región por lo que no han alterado significativamente la estructura de los ensambles de moluscos, al menos en la etapa en la que se realizó el presente estudio.

En sentido general, las variaciones espaciales observadas en los ensambles de moluscos de fondos blandos del archipiélago Espíritu Santo, parecen estar sujetas al efecto ocasionado por los manglares mediante el subsidio de diferentes cantidades de detritus hacia la zona marina, el que puede influir en el sustrato de algunas localidades. Jiménez-Ramos *et al.* (2019) en un sistema lagunar de la costa Oriental de Venezuela, observaron una riqueza de especies de moluscos inusual en sedimentos desprovistos de vegetación adyacentes a manglares. Este hallazgo les permitió afirmar que la convergencia de diferentes hábitats es un factor que influye en la riqueza y diversidad de organismos de una zona. Robertson *et al.* (1992) observaron en un manglar de Australia, que solo el 20% de la materia orgánica se degradaba y el resto era exportada a la zona marina, incidiendo en la composición de las comunidades bentónicas. Orihuela *et al.* (2004), al analizar el flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, determinaron que el detritus exportado a las zonas adyacentes contenía un 54.4% de materia orgánica con calidad aceptable para tolerar un forrajeo intenso por diferentes organismos. Por lo expuesto con anterioridad, se puede decir que independientemente del tipo de sedimento la estructura de una comunidad puede ser condicionada por otros factores, como puede ser la materia orgánica. No obstante, se sugiere comenzar un estudio espacio temporal que abarque análisis del contenido de materia orgánica en sedimentos para comprobar la afirmación anteriormente expuesta.

Tabla 3. PERMANOVA con base en las similitudes de Bray-Curtis de los datos de abundancia de especies de moluscos gastrópodos y bivalvos (A) y de las especies de bivalvos (B) de las localidades estudiadas del archipiélago Espíritu Santo. Abreviaturas: PseudoF: valor pseudo estadístico F, p: 0.05, CV: porcentaje del componente de variación. Is.: Islas, Lo.: Localidades. Los paréntesis indican los factores a los cuales se anidan.

A : PERMANOVA para el ensamble de moluscos Gastrópodos y Bivalvos					
Fuentes de variación	df	MS	Pseudo-F	p	CV %
Islas (Is.)	1	8405.3	1.35	0.231	11.11
Localidades [Lo.] (Is.)	7	6775.3	2.93	0.002	32.35
Sustratos (Lo. (Is.))	4	2026.3	0.94	0.566	6.53
Residual	31	2175.5			46.34
Total	43				
B : PERMANOVA para el ensamble de moluscos Bivalvos					
Islas (Is.)	1	7500.5	1.09	0.33	6.07
Localidades [Lo.] (Is.)	7	7403	3.212	0.001	35.02
Sustratos (Lo. (Is.))	4	2088.1	0.99371	0.478	2.15
Residual	29	2101.3			
Total	41				

Anexo 1. Lista sistemática de especies de moluscos de fondos blandos del archipiélago Espíritu Santo y su distribución en las nueve localidades de estudio.

Especies	Localidades								
	La Bonanza	Bahía San Gabriel	C. Isla Gallo y Gallina	Isla Ballena	Ensenada Candelerero	Ensenada Partida	Ensenada Cardonal	Ensenada Grande	Los Islotes
Clase BIVALVIA									
Familia Arcidae									
<i>Larkinia multicosata</i> (GB. Sowerby I, 1833)	x		x	x	x		x	x	x
<i>Anadara obesa</i> (GB Sowerby I, 1833)	x								
<i>Acar bailyi</i> Bartsch, 1931		x	x		x		x		
<i>Acar gradata</i> (Broderip & GB Sowerby I, 1829)	x	x	x		x	x	x		x
<i>Calloarca alternata</i> (GB Sowerby I, 1833)	x		x		x	x			
<i>Barbatia reevaena</i> (d'Orbigny, 1846)	x		x		x		x		
Familia Glycymerididae									
<i>Glycymeris gigantea</i> (Reeve, 1843)			x				x		x
<i>Tucetona multicosata</i> (GB Sowerby I, 1833)	x								x
Familia Noetiidae									
<i>Arcopsis solida</i> (GB Sowerby I, 1833)	x								
Familia Pectinidae									
<i>Argopecten ventricosus</i> (GB Sowerby II, 1842)		x							
Familia Mytilidae									
<i>Septifer zeteki</i> Hertlein y AM Strong, 1946	x			x	x	x		x	x
<i>Brachidontes adamsianus</i> (Dunker, 1857)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Mytella tumbezensis</i> (Pilsbry y Olsson, 1935)						x			x
<i>Brachidontes semilaevis</i> (Menke, 1848)			x			x			x
Familia Carditidae									
<i>Carditamera radiata</i> (GB Sowerby I, 1833)		x			x	x	x		
Familia Chamidae									
<i>Chama sordida</i> Broderip, 1835	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Chama frondosa</i> Broderip, 1835	x		x				x		
Familia Veneridae									
<i>Chione californiensis</i> (Broderip, 1835)	x	x			x		x	x	x
<i>Chione compta</i> (Broderip, 1835)	x	x			x	x	x	x	x
<i>Chionopsis pulicaria</i> (Broderip, 1835)			x		x	x			
<i>Chioneryx squamosa</i> (Carpenter, 1857)	x	x			x				
<i>Chione tumens</i> Verrill, 1870	x		x	x	x				x
<i>Chione undatella</i> (GB Sowerby I, 1835)	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Dosinia ponderosa</i> (Gray, 1838)			x		x				
<i>Megapitaria squalida</i> (GB Sowerby I, 1835)	x	x			x	x	x	x	x
<i>Tivela byronensis</i> (Gray, 1838)	x	x	x		x	x	x	x	x
Familia Lucinidae									
<i>Codakia distinguenda</i> (Tryon, 1872)	x	x	x		x	x	x	x	
<i>Ctena orbiculata</i> (Montagu, 1808)			x				x		
<i>Ctena mexicana</i> (Dall, 1901)		x				x			
<i>Divalinga eburnea</i> (Reeve, 1850)		x						x	x
<i>Divalinga perparvula</i> (Dall, 1901)					x	x			
<i>Here excavata</i> (Carpenter, 1857)					x	x	x	x	x
<i>Lucinoma annulata</i> (Reeve, 1850)	x								
<i>Cavilinga prolongata</i> (Carpenter, 1857)	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>PleuroLucina undata</i> (Carpenter, 1865)	x	x			x	x	x	x	x

Especies	Localidades									
	La Bonanza	Bahía San Gabriel	C. Isla Gallo y Gallina	Isla Ballena	Ensenada Candellero	Ensenada Partida	Ensenada Cardonal	Ensenada Grande	Los Islotes	
Familia Psammobiidae										
<i>Gari helenae</i> Olsson, 1961					x	x	x			x
Familia Gryphaeidae										
<i>Hyotissa hyotis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x						x
Familia Cardiidae										
<i>Laevicardium substriatum</i> (Conrad, 1837)	x	x	x			x	x	x		x
<i>Americardia biangulata</i> (Broderip y GB Sowerby I, 1829)	x	x				x		x		x
<i>Trachycardium procerum</i> (GB Sowerby I, 1833)		x	x		x		x			
Familia Semelidae										
<i>Semele verrucosa</i> Mörch, 1860										x
Familia Spondylidae										
<i>Spondylus leucacanthus</i> Broderip, 1833	x						x			
Familia Ungulinidae										
<i>Zemysina subquadrata</i> (Carpenter, 1856)		x	x			x				x
Familia Limidae										
<i>Limaria pacifica</i> (d'Orbigny, 1846)	x							x		
Familia Tellinidae										
<i>Ameritella coani</i> (Keen, 1971)	x	x	x		x	x	x			x
<i>Eurytellina eburnea</i> (Hanley, 1844)	x	x	x		x	x	x	x		x
<i>Eurytellina hiberna</i> (Hanley, 1844)		x	x				x			
<i>Tellina subangulata</i> GB Sowerby II, 1869	x	x	x				x	x		
<i>Iridona subtrigona</i> (GB Sowerby II, 1866)		x		x		x		x		x
Clase GASTROPODA										
Familia Epitoniidae										
<i>Couthouyella menesthoides</i> (Carpenter, 1864)	x	x	x					x		
Familia Tornatinidae										
<i>Acteocina inculta</i> (Gould, 1855)	x	x				x	x	x		x
Familia Architectonicidae										
<i>Architectonica nobilis</i> Röding, 1798			x		x	x				x
Familia Drilliidae										
<i>Bellaspira acclivicosta</i> McLean y L. Poorman, 1970	x		x							
Familia Capulidae										
<i>Capulus sericeus</i> JQ Burch y RL Burch, 1961	x		x	x	x	x				x
Familia Hipponicidae										
<i>Cheilea cepacea</i> (Broderip, 1834)	x		x							
<i>Pilosabia trigona</i> (Gmelin, 1791)	x			x		x				x
Familia Lottiidae										
<i>Lottia acutapex</i> (SS Berry, 1960)	x	x	x	x		x				x
<i>Lottia strigatella</i> (Carpenter, 1864)		x	x							
<i>Lottia strongiana</i> (Hertlein, 1958)	x	x			x	x	x	x		x
Familia Conidae										
<i>Conasprella arcuata</i> (Broderip & GB Sowerby I, 1829)						x				
<i>Conasprella perplexa</i> (GB Sowerby II, 1857)						x				
<i>Conus nux</i> Broderip, 1833	x		x							
<i>Conasprella tornata</i> (GB Sowerby I, 1833)						x				x
<i>Conasprella ximenes</i> (Gray, 1839)						x				

Especies	Localidades									
	La Bonanza	Bahía San Gabriel	C. Isla Gallo y Gallina	Isla Ballena	Ensenada Candelerero	Ensenada Partida	Ensenada Cardonal	Ensenada Grande	Los Islotes	
Familia Calyptraeidae										
<i>Bostrycapulus aculeatus</i> (Gmelin, 1791)	x			x	x	x		x	x	
<i>Crepidula excavata</i> (Broderip, 1834)	x									
Familia Calyptraeidae										
<i>Crucibulum lignarium</i> (Broderip, 1834)	x									
<i>Crucibulum monticulus</i> Berry, 1969	x			x	x	x	x	x	x	
<i>Crucibulum scutellatum</i> (Madera, 1828)	x		x	x	x	x			x	
<i>Crucibulum spinosum</i> (GB Sowerby I, 1824)	x		x	x	x	x			x	
<i>Crucibulum umbrella</i> (Deshayes, 1830)	x		x	x		x		x	x	
Familia Cystiscidae										
<i>Cystiscus politus</i> (Carpenter, 1857)	x				x	x	x		x	
Familia Fissurellidae										
<i>Diodora alta</i> (CB Adams, 1852)	x		x		x				x	
<i>Fissurella rubropicta</i> Pilsbry, 1890	x		x						x	
Familia Hipponicidae										
<i>Pilosabia trigona</i> (Gmelin, 1791)	x			x		x			x	
Familia Liotiidae										
<i>Macrarena californica californica</i> (Dall, 1908)									x	
Familia Olividae										
<i>Olivella alba</i> (Marrat, 1871)		x	x			x				
<i>Oliva polpasta</i> Duclos, 1833						x				
<i>Oliva porphyria</i> (Linneo, 1758)						x				
<i>Oliva spicata</i> (Röding, 1798)						x	x	x	x	
<i>Oliva undatella</i> Lamarck, 1811		x								
<i>Olivella altatae</i> JQ Burch y G Campbell, 1963			x			x	x			
<i>Olivella dama</i> (W. Wood, 1828)	x	x	x			x		x		
<i>Olivella gracilis</i> (Broderip y GB Sowerby I, 1829)			x		x	x	x	x	x	
Familia Olividae										
<i>Olivella sphoni</i> JQ Burch y GB Campbell, 1963		x				x				
Familia Naticidae										
<i>Polinices bifasciatus</i> (Gray en Griffith & Pidgeon, 1833)				x					x	
<i>Polinices uber</i> (Valenciennes, 1832)	x	x	x			x	x		x	
Familia Siphonariidae										
<i>Siphonaria brannani</i> Stearns, 1873						x			x	
<i>Siphonaria gigas</i> GB Sowerby I, 1825				x	x	x				
<i>Siphonaria maura</i> GB Sowerby I, 1835	x			x		x			x	
<i>Williamia peltoides</i> (Carpenter, 1864)			x		x		x		x	
Familia Columbelloidea										
<i>Strombina maculosa</i> (GB Sowerby I, 1832)			x					x		
Familia Terebridae										
<i>Neoterebra allyni</i> (Bratcher y RD Burch, 1970)			x							
<i>Neoterebra specillata</i> (Hinds, 1844)			x			x		x		
<i>Neoterebra glauca</i> (Hinds, 1844)						x	x		x	
<i>Neoterebra intertincta</i> (Hinds, 1844)		x				x				
Familia Trimusculidae										
<i>Trimusculus reticulatus</i> (GB Sowerby I, 1835)	x		x			x	x		x	

Especies	Localidades									
	La Bonanza	Bahía San Gabriel	C. Isla Gallo y Gallina	Isla Ballena	Ensenada Candeleró	Ensenada Partida	Ensenada Cardonal	Ensenada Grande	Los Islotes	
<i>Trimusculus stellatus</i> (GB Sowerby I, 1835)										x
Familia Triphoridae										
<i>Triphora hannai</i> F. Baker, 1926			x		x		x			
Familia Pyramidellidae										
<i>Turbonilla excolpa</i> Dall & Bartsch, 1909	x		x							
Familia Marginellidae										
<i>Volvarina taeniolata</i> Mörch, 1860										
Familia Marginellidae										
<i>Volvarina taeniolata</i> Mörch, 1860	x		x		x					
Familia Architectonicidae										
<i>Architectonica nobilis</i> Röding, 1798			x							x
Clase SCAPHOPODA										
Familia Dentaliidae										
<i>Antalis pretiosa</i> (GB Sowerby II, 1860)			x			x				

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Instituto Politécnico Nacional (IPN) por el financiamiento del proyecto CGPI-20130593. A la IPN-COFAA y EDI por las becas de Arturo Tripp-Quezada y Arturo Tripp Valdez; a José Borges Souza, Carlos Antuna Contreras, Ciro Arista de la Rosa y José Beltrán Salgado por el apoyo en las actividades submarinas. A los revisores anónimos por sus acertadas sugerencias y recomendaciones.

REFERENCIAS

- ABBOTT, R.T. 1974. *American Sea Shells*. 2nd ed. Van Nostrand Reinhold, New York. 663 p.
- ALCOLADO, P.M. & J. ESPINOSA. 1996. Empleo de las comunidades de moluscos marinos de fondos blandos como bioindicadores de la diversidad del megazoobentos y de la calidad ambiental. *Iberus* 14(2):79-84.
- ANDERSON, M.J., R.N. GORLEY & K.R. CLARKE. 2008. *Permanova+ for PRIMER: guide to software and statistical methods*. Plymouth, UK: PRIMER-E. 32 p.
- ARIZPE, A. 1987. Reclutamiento y Mortalidad de *Pinna rugosa* (Sowerby, 1835) en condiciones semicontroladas en la Bahía de la Paz, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México* 14: 249-254.
- BOUCHET, P., P. LOZOUET, P. MAESTRATI & V. HEROS. 2002. Assessing the magnitude of species richness in tropical marine environments: exceptionally high numbers of molluscs at a New Caledonia site. *Biological Journal of the Linnean Society* 75:421-436. DOI:10.1046/j.1095-8312.2002.00052.x
- BOURILLÓN-MORENO, L., A.C. DÍAZ-BARRIGA, F. ECCARDI-AMBROSI, E. LIRA-FERNÁNDEZ, J. RAMÍREZ-RUIZ, E. VELARDE-GONZÁLEZ & A. ZAVALA-GONZÁLEZ. 1988. Islas del Golfo de California. *Secretaría de Gobernación/Universidad Nacional Autónoma de México*. 292 p.
- CAPETILLO-PIÑAR, N. 2016. Cambios en la diversidad de las asociaciones del Golfo de Batabanó, Cuba: Su relación con factores antrópicos y naturales. Tesis de Doctorado (Ciencias Marinas), Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN. La Paz, B. C. S., México, 165 p.
- CAPETILLO-PIÑAR, N., M.T. VILLALEJO-FUERTE & A. TRIPP-QUEZADA. 2015. Distinción taxonómica de los moluscos de fondos blandos del Golfo de Batabanó, Cuba. *Latin American Journal of Aquatic Research* 43(5):856-872. DOI:10.3856/vol43-issue5-fulltext-6
- CASAS-VALDEZ, M.M., M.B. CRUZ AYALA & G.E. LÓPEZ. 1997. Algas marinas bentónicas más abundantes en la bahía de La Paz, B. C. S. In: Urbán R.J. & M. Ramírez (eds.). *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación*. UABCS, CICIMAR, SCRIPPS INST. OCEAN. La Paz B.C.S., pp. 83-92.
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216:265-278.
- CLARKE, K.R., & R.N. GORLEY. 2015. *PRIMER v7: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK. 296 p.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18(1):117-143. DOI:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- COAN, E.V., S.P. VALENTICH & F. BERNARD. 2000. Bivalve Seashells of western north America. Marine bivalve Mollusca from Artic Alaska to Baja California. *Santa Bárbara Museum of Natural History, Santa Bárbara California*. 764 p.
- COAN, E.V., S.P. VALENTICH & P.S. SADEGHIAN. 2012. *Bivalve seashells of tropical west America: Marine bivalve mollusks from Baja California*

- to northern Peru. Santa Barbara, Calif: Santa Barbara Museum of Natural History. 1223 p.
- CORGOS, A., E. GODÍNEZ-MEDINA, R.V. FLORES-ORTEGA, J.A. ROJO-VÁZQUEZ. 2014. Comunidades de fondos blandos submareales de la bahía de Navidad (Jalisco, México): patrones espaciales y temporales. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(4):1171-1183. DOI:10.7550/rmb.41419.
- DE LA LANZA, G. 1986. Materia orgánica de los sedimentos del sistema lagunar Huizache y Caimanero. Importancia y significancia en modelos de predicción. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México* 13(1):251-286.
- DOMÍNGUEZ-OROZCO, A.L. & A. TRIPP-QUEZADA. 1997. Estructura de la comunidad de macromoluscos bentónicos de la caleta de Balandra, Bahía de La Paz, B.C.S. In: Urbán, R.J., M. Ramírez (eds.). *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación* UABCS, CICIMAR, Scripps Institution of Oceanographic, La Paz, B.C.S. México, pp. 119-127.
- DOMÍNGUEZ-OROZCO, A.L. 1996. Aspectos ecológicos de los macromoluscos bentónicos en la Caleta de Balandra, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría (Ciencias Marinas), Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN. La Paz, B.C.S., México. 64 p.
- DUNN, C.W. 1961. Multiple comparisons among means. *Journal of the American Statistical Association* 56(293):52-64.
- ESPINOSA, J. & J. ORTEA. 2001. Moluscos del Mar Caribe de Costa Rica: desde Cahuita hasta Gandoca. *Avicennia, Suplemento* 4:1-77.
- ESPINOSA, J. 1992. Sistemática y ecología de los moluscos bivalvos marinos de Cuba. Tesis de Doctorado (Biología), Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba. 125 p.
- ESQUEDA-GONZÁLEZ, M.C., E. RÍOS-JARA, C.M. GALVÁN-VILLA, F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA. 2014. Species composition and distribution of marine bivalve molluscs in Bahía de Mazatlán, México. *ZooKeys* 399:43-69. DOI:10.3897/zookeys.399.6256.
- EZCURRA, E. 2002. La Bitácora. In: Ezcurra E., H. Fujita., E. Hambleton & R. Ogarrio (eds.). *La Isla Espíritu Santo. Evolución, rescate y conservación*. Fundación Mexicana para la Educación Ambiental A. C. México, pp. 105-118.
- FIELD, J.G., K.R. CLARK & R.M. WARWICK. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series* 8:37-52.
- FOLK, R.L. 1980. *Petrology of Sedimentary rocks*. Hemphill's Book Store Co. Austin, Texas. 182 p.
- GARCÍA-DOMÍNGUEZ, F. A. 1991. Distribución, abundancia, reproducción y fauna asociada de la almeja roñosa *Chione californiensis* en la Ensenada de La Paz, B.C.S., México. Tesis de maestría (Ciencias Marinas). Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, B.C.S., México. 76 p.
- GEIGER, D.L., B.A. MARSHAL, W.F. PONDER, T. SASAKI. & A. WARRÉN. 2007. Techniques for collecting, handling, preparing, storing and examining small molluscan specimens. *Molluscan Research* 27:1-50.
- GÓMEZ-NOGUERA, S.E. & M.E. HENDRICKX. 1997. Distribution and abundance of Meiofauna in a subtropical coastal lagoon in the Southeastern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 34:582-587.
- GONZÁLEZ-MEDINA, F.J., O.E. HOLGUÍN-QUIÑONES & G. DE LA CRUZ-AGÜERO. 2006. Variación espaciotemporal de algunos macroinvertebrados (Gastropoda, Bivalvia y Echinodermata) de fondos someros del Archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 32(1A):33-44.
- HAUSBACK, B.P. 1984. Cenozoic volcanic and tectonic evolution of Baja California Sur México. In: Frizzell, V.A. (ed.). *Geology of the Baja California Peninsula*. Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, Pacific Section. Tulsa Ok., pp. 219-236.
- HOLGUÍN-QUIÑONES, O.E., H. WRIGHT-LÓPEZ & E.F. FÉLIX-PICO. 2000. Moluscos intermareales y de fondos someros de la Bahía de Loreto, B.C.S., México. *Oceánides* 15(2):91-115.
- HOLME, N.A. 1971. Macrofauna sampling. In: Holme, N.A. & A.D. McIntyre (eds.). *Methods for the study of marine benthos* Blackwells Scientific Publications, IBP Handbook, pp. 80-130.
- HOUSTON, R.S. 1980. Mollusca. In: Brusca, R.C. (ed.). *Common Intertidal invertebrates of the Gulf of California*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona, pp. 130-201.
- IBM SPSS Statistical (Edition 23) [Software de Computación]. Chicago, IL, EEUU.
- JIMÉNEZ-RAMOS, E., V. ACOSTA-BALBAS, L. HERNÁNDEZ & J. FRONTADO. 2019. Registro malacológico del Sistema Lagunar Bocaripo, Costa Nororiental de Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 53(3):250-272.
- KAY, E.A. 1980. Micromollusks: techniques and patterns in benthic marine communities. *Environmental survey techniques for coastal water assessment: Conference proceedings*, 16-17 January 1980. Hilton Hawaiian Village, Hawaii. The Program: The Center. 91 p.
- KEEN, A.M. 1971. *Sea Shells of Tropical West America. Marine Mollusks from Baja California to Perú*. 2nd ed. Stanford Univ. Press, California. 1064 p.
- KRUSKAL, W.H & W.A. WALLIS. 1952 Use of ranks on criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47:583-621.
- KUNIN, W.E & K.J. GASTON. 1993. The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Trends in Ecology and Evolution* 8:298-301.
- LARA-LARA, J.R., R. MILLÁN-NÚÑEZ, J.L. LARA-OSORIO & C. BAZÁN-GUZMÁN. 1993. Productividad y biomasa del fitoplancton por clases de tamaño, en la parte central del golfo de California durante primavera, 1985. *Ciencias Marinas* 19(2):137-154.
- LÓPEZ-ROJAS, V.I., R. FLORES-GARZA, P. FLORES-RODRÍGUEZ, C. TORRE-RAMÍREZ & S. GARCÍA-IBÁÑEZ. 2017. La clase Bivalvia en sitios rocosos de las Regiones Marinas Prioritarias en Guerrero, México: riqueza de especies, abundancia y distribución. *Hidrobiológica* 27(1):69-86. DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2017v27n1/Flores
- MÉNDEZ, M.N., V. SOLIS-WEISS & A. CARRANZA-EDWARDS. 1986. La importancia de la granulometría en la distribución de organismos bentónicos.

- Estudio de playas del estado de Veracruz, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 13(3):45-56.
- MORENO, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M & T-Manuales y Tesis SEA, 1, Zaragoza. p.84.
- OBESO-NIEBLAS, M. 1986. Propagación de la constituyente M2 de la marca en la Bahía de La Paz, B.C.S. México: Mediante un modelo bidimensional hidrodinámico numérico. Tesis de maestría (Maestro en Ciencias), CICIMAR, IPN. La Paz, B.C.S., México. 123 p.
- ORIHUELA, B.D.E., C. TOVILLA-HERNÁNDEZ, H.F.M. VESTER & T. ÁLVAREZ-LEGORRETA. 2004. Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. *Madera y Bosques, Número especial* 2:45-61.
- ORTIGOSA, D., N.Y. SUÁREZ-MOZO, N.C. BARRERA & N. SIMÕES. 2018. First survey of interstitial molluscs of Cayo Nuevo, Campeche Bank, Gulf of México. *Zookeys* 779:1-17.
- RÍOS-JARA, E., C.M. GALVÁN-VILLA, M.C. ESQUEDA-GONZÁLEZ, M. AYÓN-PARENTE, F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, D. BASTIDA-IZAGUIRRE & A. REYES-GÓMEZ. 2020. Species richness and biogeographical affinities of the marine molluscs from Bahía de Chamela, México. *Biodiversity Data Journal* 8:e59191. DOI:10.3897/BDJ.8.e59191
- RÍOS-JARA, E., M. PÉREZ-PEÑA, E. LÓPEZ-URIASTE & E. JUÁREZ-CARRILLO. 2003. Moluscos escafópodos de la campaña Atlas V (Plataforma continental de Jalisco y Colima, México) a bordo del B/O El Puma. *Ciencias Marinas* 29:67-76. DOI:10.7773/cm.v29i1.133.
- ROBERTSON, A.I., D.M. ALONGI & K.G. BOTO. 1992. Food chains and carbon fluxes. In: Robertson, A.I. & D.M. Alongi (eds.). *Coastal and estuarine studies 41: Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union. Washington, D. C., pp. 293-326.
- SEMARNAT/CONANP. 2001. *Programa de Manejo, Complejo Insular Espíritu Santo, México. Componente del área de protección de flora y fauna islas del golfo de California*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional de Pesca. Mazatlán. 194 p. También disponible en la página web: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=767377&fecha=18/04/2001.
- SKOGLUND, C. 1991. Additions to the Panamic Province. Bivalve (Mollusca) Literature 1971 to 1990. *The Festivus* 22:1-74.
- SKOGLUND, C. 1992. Additions to the Panamic Province. Gastropod (Mollusca) Literature 1971 to 1992. *The Festivus* 24:1-169.
- SNELGROVE, P.V.R. & C.A. BUTMAN. 1995. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanographic Literature Review* 8(42):668.
- TAPIA-DÍAZ, P. 2018. Micromoluscos de Nayarit, sistemática e indicadores ecológicos. Tesis de Licenciatura (Biología), UNAM. CDMX, México. 50 p.
- TORRES-PALACIO, D.C. 2008. Ecología de *Oliva bewleyi* (Marrat, 1870) (Mollusca: GASTROPODA: OLIVIDAE) en bahía Concha, Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), Caribe Colombiano. Tesis maestría (Biología Marina). Universidad de Bogotá. Bogotá, Colombia. 128 p.
- TRIPP-QUEZADA, A. 2008. Comunidades de moluscos asociados a ambientes de carbonatos modernos en el Golfo de California. Tesis de Doctorado (Ciencias Marinas), Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN. La Paz, B.C.S., México. 167 p.
- TRIPP-QUEZADA, A., A. TRIPP-VALDEZ, M.A. TRIPP-VALDEZ, N. CAPETILLO-PIÑAR & M. VILLALEJO-FUERTE. 2018. Composición y estructura de la comunidad de moluscos de fondos blandos de la isla Santa Cruz, golfo de California, México. *Hidrobiológica* 28 (1): 51-59. DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2018v28n1/Tripp
- TRIPP-QUEZADA, A., A. TRIPP-VALDEZ, M. VILLALEJO-FUERTE & F. GARCÍA-DOMÍNGUEZ. 2014. Composition and community structure of soft bottom mollusks in Isla San Francisco, Golfo de California, México. *The Festivus* 46(2): 21-15.
- TRIPP-QUEZADA, A., J.M. BORGES-SOUZA, M. CRUZ-VIZCAINO & A. TRIPP-VALDEZ. 2009. Moluscos: Indicadores ambientales en el archipiélago Espíritu Santo, México. Ciencia, *Tecnología e Innovación para el desarrollo de México*. La Paz, B.C.S. P.C.T.I 42. También disponible en la página web: <https://pcti.mx/articulos/pcti-42-moluscos-indicadores-ambientales-en-el-archipelago-espiritu-santo-mexico/>
- VÁZQUEZ-VEGA, Y.J. 2013. Estructura de la comunidad de moluscos de fondos blandos en la Isla Cerralvo, Golfo de California, México. Tesis de Maestría (Manejo de Recursos Marinos), Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN. La Paz, B.C.S., México. 99 p.

Uso potencial de algunas especies de microalgas y cianobacterias como aglutinantes de eritrocitos y como bactericidas

Potential use of some species of microalgae and cyanobacteria as erythrocyte agglutinators and bactericides

Mónica Cristina Rodríguez-Palacio^{*✉}, Cruz Lozano-Ramírez[✉] y Sergio H. Alvarez-Hernández[✉]

Recibido: 20 de julio de 2021.

Aceptado: 29 de marzo de 2022.

Publicado: Abril de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Las microalgas y cianobacterias son fuente potencial de nuevas aplicaciones con actividad biológica. En nuestro país la investigación de aplicaciones de estos organismos es incipiente aún. **Objetivo.** Probar el potencial de algunas especies de microalgas y cianobacterias como aglutinantes de eritrocitos (presencia de lectinas) y bactericidas, considerando la influencia de los sistemas y medios de cultivo y producción de estos organismos microscópicos. **Métodos.** Se cultivaron nueve especies a probar en diferentes sistemas: Fotobiorreactores de 8 y 16 L y Estanques tipo raceways de 300 y 3 000 L, usando los medios de cultivo Bayfoland forte[®], F/2, UTEX, Zarrouk y Jourdan modificado, las microalgas obtenidas de estos sistemas se liofilizaron para las pruebas. En las pruebas de detección de lectinas (pruebas de aglutinación) se siguieron las recomendaciones de Muñoz *et al.* (1985) y para las de antibiosis, las de Bauer *et al.* (1966). **Resultados.** Tres especies (dos clorofitas y una cianobacteria) provocaron fuerte aglutinación de los eritrocitos, se observó una dependencia del sistema de cultivo a aumentar la actividad aglutinante, favorecida por el crecimiento en raceways. Solo una especie de las microalgas estudiadas presentó actividad antibacteriana leve, contra *Pseudomonas aeruginosa*. **Conclusiones.** Se reporta actividad bacteriostática en el extracto de *Desmodesmus quadricauda* contra *Pseudomonas aeruginosa* y aglutinación de la especie *Tetrademus obliquus*, *Desmodesmus quadricauda* y *Arthrospira platensis*. Destacando que son tres especies potenciales proveedoras de lectinas, debido a que aglutinaron fuertemente los eritrocitos sin tratamiento enzimático.

Palabras clave: Antibiosis, *Desmodesmus quadricauda*, lectinas, *Tetrademus obliquus*.

ABSTRACT

Background. Microalgae and cyanobacteria are potential sources of new applications with biological activity. In our country, the research on applications of these organisms is still incipient. **Objective.** To test the potential of some species of microalgae and cyanobacteria as erythrocytes agglutinins (presence of lectins) and bactericides, considering the influence of the systems and media of cultivation and production of these microscopic organisms. **Methods.** Nine species to be tested were grown in different systems: photobioreactors of 8 and 16 L and raceway tanks of 300 and 3000 L, using Bayfoland forte[®], F / 2, UTEX, Zarrouk and modified Jourdan cultivation media, the obtained biomass was lyophilized for testing. Lectins detection (agglutination tests) was performed as recommended by Muñoz *et al.* (1985) and for antibiosis tests, the recommendations of Bauer *et al.* (1966) were followed. **Results.** Three species (two chlorophytes and one cyanobacteria) induced potent agglutination of erythrocytes, a dependence on the cultivation system to increase the total activity was observed when organisms were grown in raceways. Only one species of the microalgae studied showed mild antibacterial activity, this was against *Pseudomonas aeruginosa*. **Conclusions.** Bacteriostatic activity of *Desmodesmus quadricauda* extract against *Pseudomonas aeruginosa* and agglutination of *Tetrademus obliquus*, *Desmodesmus quadricauda* and *Arthrospira platensis* species are reported. Emphasizing that there are three potential species that provide lectins since they strongly agglutinated the erythrocytes without enzymatic treatment.

Keywords: Antibiosis, *Desmodesmus quadricauda*, lectins, *Tetrademus obliquus*.

Laboratorio de Fisiología Aplicada, Departamento de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. Ferrocarril San Rafael Atlixco 186, Leyes de Reforma 1A Sección, Iztapalapa, Ciudad de México, 09310. México.

***Corresponding author:**

Mónica Cristina Rodríguez Palacios: e-mail: mony@xanum.uam.mx

To quote as:

Rodríguez-Palacio, M. C., C. Lozano-Ramírez & S. H. Alvarez-Hernández. 2022. Uso potencial de algunas especies de microalgas y cianobacterias como aglutinantes de eritrocitos y como bactericidas. *Hidrobiológica* 32 (1): 17-24.

DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2022v32n1/Rodriguez

INTRODUCCIÓN

Las microalgas y cianobacterias son una fuente renovadora del oxígeno de la atmósfera terrestre ya que son las responsables de aproximadamente el 50% del total de la fotosíntesis que se realiza en nuestro planeta (Gama, 2004). Estos microorganismos poseen gran variedad morfológica (unicelulares o formando filamentos, cadenas, colonias o cenobios) y habitan casi todos los cuerpos de agua en donde existan las condiciones más simples para crecer (Abalde *et al.*, 1995; Lara *et al.*, 1996).

Sin embargo, las microalgas y cianobacterias también se caracterizan por producir moléculas bioactivas, que pueden ser de utilidad para el hombre y el ambiente; por tanto, en los últimos años se ha incrementado el interés por la búsqueda de compuestos bioactivos en estos organismos, tales como: compuestos antibacterianos, anticancerígenos, antivirales, antitumorales, antiinflamatorios y anticoagulantes (Blaine & Pyne, 1988; Schlegel *et al.*, 1999; Shimizu, 2003; Nurby *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2020; Roopashri & Savitha, 2022). Estos metabolitos secundarios que producen las algas se deben a una respuesta como defensa química contra los herbívoros, competencia por el espacio y nutrientes entre otras y al ser liberadas en su entorno, constituyen una herramienta estratégica para su defensa en un medio tan competido (Ördög *et al.*, 2004; Alvarez-Hernández *et al.*, 2019).

Entre 1930 y 1940 se demostró la producción de diversas sustancias biológicamente activas, tal es el caso de la "Chlorelina" obtenida a partir de ácidos grasos de *Chlorella vulgaris* (Beyerinck), la cual se ha identificado como un potente activo antibacteriano; así mismo se reporta la actividad inhibitoria de diez extractos metanólicos correspondientes a tres géneros de microalgas clorofitas *Desmococcus*, *Chlorella* y *Scenedesmus*, probados contra diferentes cepas bacterianas Gram + y Gram - (Chu *et al.*, 2004; Ördög *et al.*, 2004). Pérez-Gutiérrez (2007) evaluó la actividad antimicrobiana de extractos hexánico, clorofórmico y metanólico de *Oedogonium capillare* (Kützing ex Hirn) probados ante ocho diferentes bacterias, donde se observó un amplio espectro antibacteriano en el extracto hexánico en comparación con los otros dos.

En el caso de las cianobacterias, Blaine & Pyne (1988) señalan el uso de la cianobacteria *Nostoc* para tratar la gota y el cáncer y la especie *Arthrospira platensis* (Gomont) ha sido estudiada por su potencial antibacteriano y por producir el ácido piperico vía α -aminoadipato- β -semialdehído, el cual favorece el metabolismo del aminoácido lisina, además de ser un precursor importante de numerosos metabolitos secundarios (Abedin & Taha, 2008; Kaushik & Chauhan, 2008; Naranjo-Briceño *et al.*, 2010).

Las lectinas son proteínas de origen no inmune, que unen carbohidratos y que aglutinan varios tipos de células y glicoconjugados (Goldstein *et al.*, 1980). Su presencia se ha reportado en todo tipo de células y tejidos, se les ha encontrado en casi todos los taxa, desde vira hasta vertebrados (Gold & Balding, 1975). Se ha podido observar que las lectinas son sumamente importantes en interacciones ecológicas altamente específicas como el reconocimiento de partículas alimenticias del mismo tamaño que son identificadas químicamente por parte de los bivalvos que se alimentan de microalgas (Pales *et al.*, 2010). Una gran cantidad de protozoarios se alimentan de otros protozoarios, bacterias e incluso de pequeños crustáceos. Es claro que no se alimentan indiscriminadamente, sino que presentan cierta selectividad en sus relaciones depredador-presa. El reconocimiento a nivel bioquími-

co señala al depredador el grado de beneficio que le puede brindar esa presa y esto en particular es un tema recurrente en la literatura (Martel, 2009). Estas moléculas también están relacionadas al reconocimiento simbiote en algunos invertebrados como los corales que reconocen a zooxantelas, (*Symbiodinium* spp.) e incluso son capaces de diferenciarlos para no digerirlos y mantenerlos en condiciones de supervivencia en sus células endodérmicas (Koike *et al.*, 2004). Sin embargo, la presencia de lectinas ha sido reportada solo en algunas pocas especies de cianobacterias y microalgas (Chu *et al.*, 2004, 2007). Chu *et al.* (2004) han detectado actividad aglutinante en 18 especies de *Chlorella* spp., 16 especies de *Chlamydomonas* spp., tres especies de *Spirulina* spp., dos especies de *Scenedesmus* spp. y una especie de los géneros *Synechococcus*, *Selenastrum*, *Monoraphidium*, *Coelastrum* y *Eutetramorus*. Estas especies aglutinaron eritrocitos nativos y tratados con papaína y tripsina. En Chu *et al.* (2007) reportaron actividad aglutinante en 32 de 43 cepas de microalgas y cianobacterias contra eritrocitos de humano, vaca, oveja y cerdo. Destaca la investigación de algunas lectinas provenientes de cianobacterias que se han usado en el modelo anti-VIH con excelentes resultados, tal es el caso de la lectina de *Oscillatoria agardhii* (Gomont) (OAA) que inhibe la cepa silvestre de VIH y la cepa de VIH-1 (Féir *et al.*, 2014). La cianovirina-N, aislada de *Nostoc elliposporum* (Rabenhorst ex Bornet & Flahault), ha inhibido las cepas de VIH-1 y 2, así como el virus de la inmunodeficiencia de simios (Boyd *et al.*, 1997). La Scytovirina, aislada de la cianobacteria *Scytonema varium* (Kützing ex Bornet & Flahault) que requiere el amino terminal para así expresar la potencia inhibitoria contra el virus de inmunodeficiencia humana (Alexandre *et al.*, 2013; Garrison *et al.*, 2014). La lectina aislada de *Microcystis viridis* (A. Braun) Lemmermann inhibe la fusión con la célula que es mediada por la cubierta del virus VIH tipo 1 (Yamaguchi *et al.*, 1999).

Debido a la amplia diversidad y complejidad de estos microorganismos, se requieren investigaciones enfocadas en detectar este tipo de metabolitos y así poder dar soluciones acertadas a problemáticas actuales. En el presente trabajo probamos el potencial de algunas especies de microalgas y cianobacterias como aglutinantes de eritrocitos (presencia de lectinas) y bactericidas, considerando la influencia de los sistemas y medios de cultivo y producción de estos microorganismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las cepas de microalgas y cianobacterias utilizados en esta investigación pertenecen a la colección de Cultivos del Laboratorio de Ficológia Aplicada UAMI; la cual cuenta con más de 400 cepas aisladas de diferentes regiones de la República Mexicana y se están trabajando en proyectos de investigación aplicada en búsqueda de beneficios para el hombre y el ambiente. Estas fueron aisladas de las siguientes localidades: del lago de origen volcánico Chalchoapan, Veracruz (*Chlorella vulgaris*, *Chlorella kessleri*); del lago de Chapultepec, Ciudad de México (*Desmodesmus quadricauda*, *Tetrademus obliquus*); del Lago de Texcoco, Estado de México (*Arthrospira platensis*); del estero Garrapatas Salado Norte, Tamaulipas (*Spirulina subsalsa*); de una muestra de suelo agrícola (*Neochloris oleoabundans*); de la zona marina de Veracruz (*Phaeodactylum tricorutum*); del lago de Chapala, Jalisco (*Tetrademus dimorphus*).

Cultivos en laboratorio. Se seleccionaron las cepas clonales de microalgas Chlorophyta: *Chlorella vulgaris*, *Chlorella kessleri* (Fott

& Nováková), *Desmodesmus quadricauda* (Turpin) Bréb, *Neochloris oleoabundans* (S. Chantanachat & Bold), *Tetrademus dimorphus* (Turpin) M. J. Wynne, *Tetrademus obliquus* (Turpin) M. J. Wynne, Bacillariophyta: *Phaeodactylum tricornutum* (Bohlin) y las cianobacterias: *Arthrospira platensis* (Gomont), *Spirulina subsalsa* (Oersted ex Gomont). Las cepas se escalonaron cuando se encontraban en fase de crecimiento exponencial de un volumen inicial de 10 mL, (tubos de ensayo con tapón de bakelita) a matraces Erlenmeyer de 100 mL, 500 mL y 3 L. De ahí se pasaron a fotobiorreactores de 16 L, cada cultivo se estableció por triplicado (Fig.1).

Estos cultivos se mantuvieron en el laboratorio de Ficología Aplicada UAMI, con ciclo de luz oscuridad 12:12 h, a 22 °C y 166.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de irradiancia.

Cultivos en planta piloto. Los inóculos en sistemas de 16 L se trasladaron a la Planta Piloto de Cultivo de microalgas ubicada en la Universidad Iberoamericana de Puebla (UIAP) para escalar en fotobiorreactores tubulares de 80 L, y estanques tipo raceways de 300 y 3000 Litros (Fig. 2). Aquí las condiciones fueron luz natural, aireación constante por burbujeo, temperaturas de 2 - 40 °C y las pruebas se realizaron por duplicado.

Medios de cultivo. El medio que se utilizó para las microalgas fue un fertilizante foliar (Bayfolan forte ®) en una proporción de 1 mL por litro de cultivo (Rodríguez-Palacio, 2018), para las Bacillariophyta se ocupó el medio F/2 (Guillard & Rhyter, 1962) y para las cianobacterias se usó el medio Jourdan modificado (Jourdan mod) (Rodríguez-Palacio,

2020), Zarrouk (Rajasekaran *et al.*, 2016) y Spirulina Medium (UTEX) (<https://utex.org/products/spirulina-medium?variant=30991737454682>).

Cosecha

Se cosechó la biomasa en fase de crecimiento estacionaria, tomando 16 L de cada sistema de cultivo. Se decidió cosechar en fase estacionaria por ser un momento de estrés debido a la falta de nutrientes y alta competencia en el cultivo y por lo tanto fase de producción de metabolitos secundarios. La biomasa se concentró por sedimentación y centrifugación, se almacenó en tubos tipo Falcon previamente rotulados de 50 mL y se congelaron. La biomasa se liofilizó y se preservó hasta su análisis.

Para los bioensayos también se ocupó biomasa cosechada de experimentos de biorremediación de lixiviados orgánicos (LBO) y agua residual municipal (ARM) (Rodríguez Palacio *et al.*, 2018).

Lectinas. Preparación de extractos. Se extrajo un gramo de biomasa algal liofilizada con 10 mL de solución amortiguadora de fosfatos (PB) pH 7.2. Se centrifugó a 1 000 x g durante 15 minutos y el sobrenadante se filtró en un equipo Millipore® a través de un filtro de 0.22 μm . El extracto se guardó a -20 °C para las pruebas de aglutinación.

Reactivo de eritrocitos. Se obtuvo sangre humana por venipuntura de cuatro donadores sanos, de los tipos (O, A, B y AB positivos), se le agregó formol siguiendo las recomendaciones de Nowak & Baronides (1975) se guardó como una suspensión al 2 % en PB a 4°C, para la detección de actividad aglutinante.

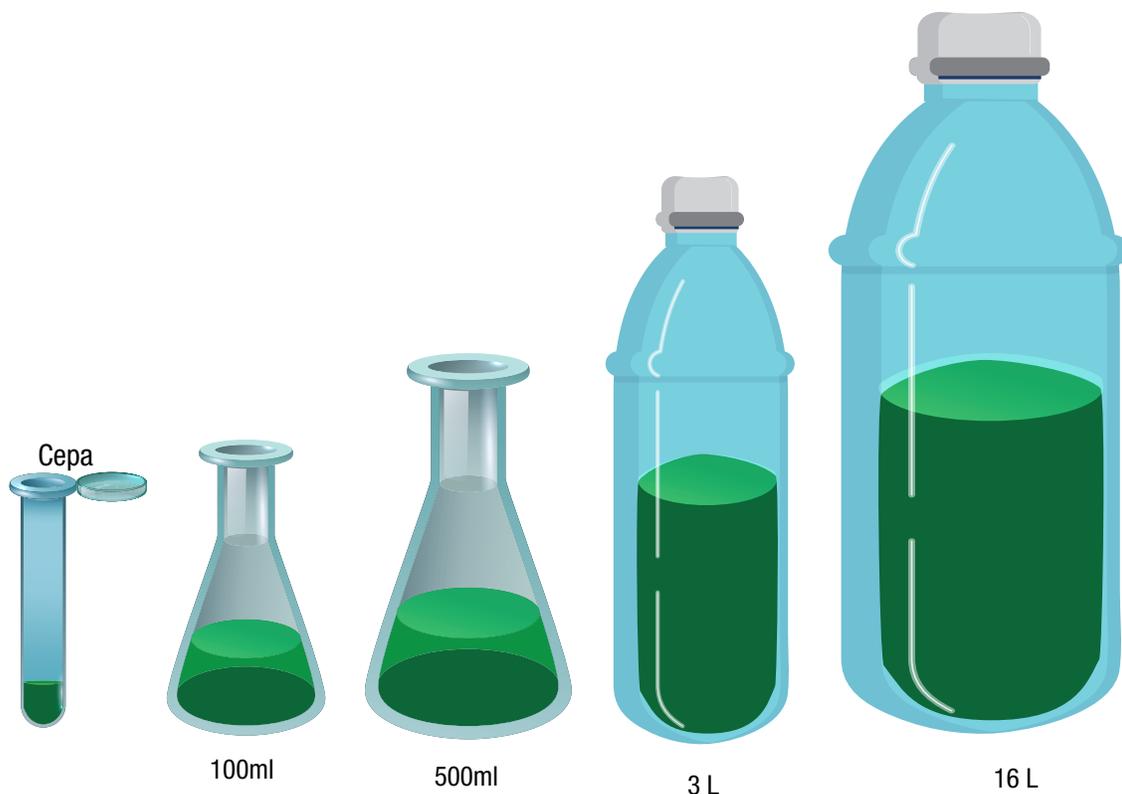


Figura 1. Esquema del proceso de escalamiento de las cepas

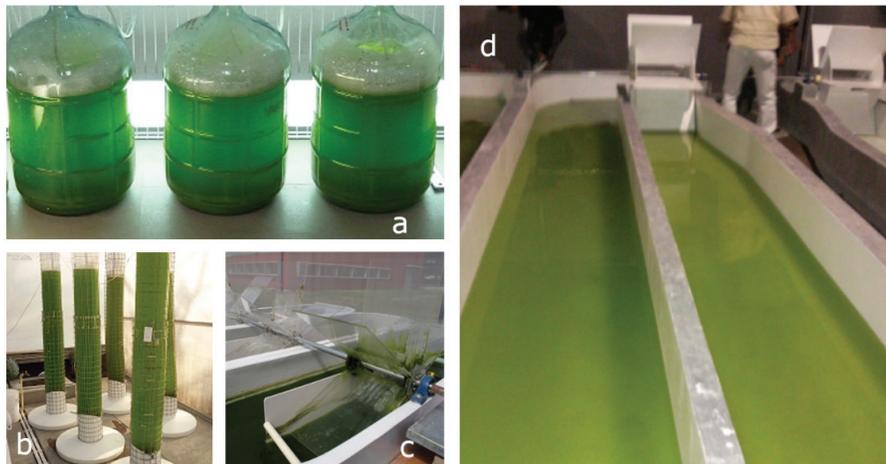


Figura 2. Sistemas de cultivo de la Planta Piloto en la UIAP. **a.** Fotobiorreactores de 16 L, **b.** Fotobiorreactores de 80 L, **c.** Estanques tipo raceways de 300 L, **d.** Estanques tipo raceways de 3000 L.

Ensayos de aglutinación. Las pruebas de aglutinación se realizaron por medio de diluciones, esto se hizo en placas de microtitulación de polipropileno de fondo U. A cada pozo se le añadieron 50 μ L de PB, el primer pozo sirvió como testigo y a partir del segundo se agregaron 50 μ L del extracto a probar y se realizaron diluciones seriadas, por último, se agregó 50 μ L del tipo sanguíneo O, A, B o AB a todos los pozos y la placa se dejó reposar por dos horas a temperatura ambiente. Se registró la aglutinación positiva macroscópicamente. Los valores de título se expresaron como el recíproco de la más alta dilución que provocó aglutinación (Muñoz *et al.*, 1985, Alvarez-Hernández *et al.*, 1999).

Antibiosis. Siembra de las bacterias. Se utilizaron las bacterias Gram + *Bacillus subtilis* (Ehrenberg) Cohn; *Staphylococcus aureus* (Rosenbach) y Gram – *Enterobacter aerogenes* (Hormaeche y Edwards), *Escherichia coli* (Migula) Castellani and Chalmers, *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter) Migula; *Salmonella thyphimurium* (Schroeter) Migula.

Para la siembra se preparó caldo nutritivo y agar base sangre en agua destilada según las indicaciones de los fabricantes y se esterilizaron en autoclave durante 15 minutos a 121 °C y 15 libras de presión. Una vez fríos se realizó la siembra en campana de flujo laminar con un asa de platino. Se dejaron incubar a 36 °C por 2 días y pasado este tiempo se conservaron en refrigeración hasta su uso.

Preparación de los extractos y sensidiscos. Se utilizó 1 g de biomasa de cada especie y se sometió a extracción liposoluble e hidrosoluble, mediante agua y metanol al 99.8 % respectivamente, en una proporción 1:50 (p/v). Para la fracción hidrosoluble se sometió a un proceso de congelado-descongelado por una hora, durante 5 ocasiones, para asegurar la ruptura celular. Para el extracto metanólico se dejó reposar 48 horas en refrigeración a una temperatura de 4 °C, posteriormente ambos se centrifugaron a 5000 rpm por 20 min, se recuperó el sobrenadante, y se evaporó a temperatura ambiente.

Una vez seco, se resuspendió con 10 mL de agua o metanol según la fracción. Se manejaron los siguientes volúmenes A con 50 μ L, B con 100 μ L y el control con 50 μ L. Se cargaron los sensidiscos elaborados

con papel Whatman No. 42, con ayuda de una micropipeta, y se colocaron en una cámara hermética de luz UV durante 2 días.

Bioensayo en placa. Se sembraron las bacterias en cajas Petri con agar bacteriológico por la técnica de difusión en placa. Se colocaron los sensidiscos cargados con tres diferentes concentraciones del extracto algal y un control. Las cajas se incubaron a 36° C y se examinaron pasadas las 24, 36 y 48 horas. Se midió cada halo de inhibición empleando un vernier. Los valores obtenidos se promediaron, obteniendo así el diámetro promedio utilizado como índice de actividad antibacteriana. Se utilizó como convención el símbolo + para indicar la presencia de actividad y – para la ausencia de actividad. Las pruebas se realizaron por triplicado (Bauer *et al.* 1966).

RESULTADOS

Se sometieron a ensayos de aglutinación nueve especies de las cuales seis pertenecen a la División Chlorophyta, una a Bacillariophyta y dos al Phylum Cyanobacteria. Tres especies (33.3%) provocaron la aglutinación de eritrocitos formalinizados nativos (sin tratamiento enzimático) dos de ellas de Chlorophyta: *Tetrademus obliquus* y *Desmodesmus quadricauda* y una cianobacteria *Arthrospira platensis* (Tabla 1).

En los organismos que mostraron aglutinación, los títulos que se observaron fueron similares, con pequeñas variaciones. También las dos especies de Chlorophyta aglutinaron los cuatro tipos sanguíneos, esto no se presentó en la cianobacteria que falló en aglutinar al tipo AB positivo; aquí debemos destacar que esta especie no presentó actividad aglutinante y cuyas condiciones de cultivo fueron: columnas de 80 litros y medio de cultivo UTEX.

La aglutinación que presentaron las dos especies de Chlorophyta no dependió del medio de cultivo ya que todas crecieron en Bayfolan forte, sin embargo, se nota una influencia del sistema de cultivo en la intensidad de la aglutinación, en los dos casos, las que crecieron en columnas de 80 litros, disminuyó la actividad de aglutinación en dos títulos.

Tabla 1. Resultados de las pruebas de aglutinación con los extractos de microalgas y cianobacterias. El signo – indica la ausencia de actividad.

	Sistemas de cultivo				Medios de cultivo	Tipo de Sangre			
	Cerrados (fotobiorreactores)		Abiertos (estanques tipo raceways)			O+	A+	B+	AB+
Chlorophyta	16 L	80 L	300 L	3000 L	Bayfolan forte	-	-	-	-
<i>Chlorella vulgaris</i>		X			Bayfolan forte	-	-	-	-
<i>Chlorella kessleri</i>	X				Bayfolan forte	-	-	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i>			X		Bayfolan forte	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁵
<i>D. quadricauda</i>		X			Bayfolan forte	2 ⁴	2 ⁴	2 ⁵	2 ²
<i>D. quadricauda</i>				X	Bayfolan forte	2 ⁷	2 ⁷	2 ⁷	2 ⁷
<i>Neochloris oleoabundans</i>	X				LBO	-	-	-	-
<i>N. oleoabundans</i>	X				LBO	-	-	-	-
<i>N. oleoabundans</i>	X				Bayfolan forte	-	-	-	-
<i>N. oleoabundans</i>	X				ARM	-	-	-	-
<i>Tetradasmus dimorphus</i>		X			Bayfolan forte	-	-	-	-
<i>Tetradasmus obliquus</i>			X		Bayfolan forte	2 ³	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁶
<i>T. obliquus</i>	X				Bayfolan forte	2 ⁵	2 ⁴	2 ⁴	2 ⁴
<i>T. obliquus</i>		X			Bayfolan forte	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁶
<i>T. obliquus</i>				X	Bayfolan forte	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁶
Bacillariophyta									
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	X				F/2	-	-	-	-
<i>P. tricornutum</i>	X				ARM	-	-	-	-
Cyanobacteria									
<i>Arthrospira platensis</i>		X			Zarrouk	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁶	-
<i>A. platensis</i>		X			Jourdan mod	2 ⁶	2 ⁶	2 ⁶	-
<i>A. platensis</i>		X			Utex	-	-	-	-
<i>Spirulina subsalsa</i>		X			Jourdan mod	-	-	-	-
<i>S. subsalsa</i>	X				Jourdan mod	-	-	-	-

Los Raceways de 300 y 3000 litros fueron los sistemas de cultivo cuyas algas mostraron mayor potencia de aglutinación. En el caso de la cianobacteria *Arthrospira platensis* la aglutinación no se presentó con el tipo sanguíneo AB, mientras que ante los demás tipos de sangre la aglutinación fue constante.

En los extractos resuspendidos con agua destilada (Tabla 2), solo una especie (*Desmodesmus quadricauda*) presentó actividad biológica ante *Pseudomonas aeruginosa* ATCC 27853, bacteria Gram negativa (Fig. 3). La actividad biológica observada correspondió a un efecto bacteriostático, el cual a diferencia de la actividad antibiótica, no produce la muerte a las bacterias, sin embargo, inhibe o retarda el crecimiento bacteriano.

DISCUSIÓN

Es sabido que las lectinas se expresan dependiendo de diversas condiciones del medio donde viven las algas, entre estas condiciones se puede nombrar el tipo de hábitat, la presión de selección por depredadores, el clima e insolación, la estación de año y la zona de recolecta, todos estos factores son capaces de modificar la síntesis de proteínas (Fabregas, 1989; Hori *et al.*, 1993; Padmakumar & Ayyakkannu, 1997). Los resultados mostraron pequeñas diferencias en los títulos de aglutinación para las mismas especies que crecieron en diferentes sistemas de cultivo como *Desmodesmus quadricauda* y *Tetradasmus obliquus*. Se observó que los sistemas de cultivo con mayor volumen (raceways de 300 y 3000 litros) mostraron títulos de aglutinación mayores que los de menor volumen (garrafones de 16 y columnas de 80 litros).

La influencia del tipo de medio y de las condiciones de cultivo ha sido reportado para la actividad antibacteriana de *Synechococcus leopoliensis* por Noaman *et al.* (2004). Este fenómeno puede estar relacionado con las hipótesis que han expuesto estos autores sobre la modificación en la síntesis debido a condiciones ambientales. Se destaca la influencia de los sistemas de cultivo como una variable más a considerar para la expresión de estas proteínas en microalgas.

Tabla 2. Resultados de las pruebas de actividad antibiótica con los extractos de microalgas y cianobacterias en el extracto acuoso El símbolo + indica presencia de actividad y – indica la ausencia de actividad

	Gram +		Gram -			
	1	2	3	4	5	6
Clorofitas	-	-	-	-	-	-
<i>Chlorella vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Chlorella kessleri</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	-	-	-	-	+	-
<i>Neochloris oleoabundans</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Tetradasmus dimorphus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Tetradasmus obliquus</i>	-	-	-	-	-	-
Cianobacteria						
<i>Arthrospira platensis</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Spirulina subsalsa</i>	-	-	-	-	-	-

1. *Bacillus subtilis*, 2. *Staphylococcus aureus*, 3. *Enterobacter aerogenes*, 4. *Escherichia coli*, 5. *Pseudomonas aeruginosa*, 6. *Salmonella typhimurium*

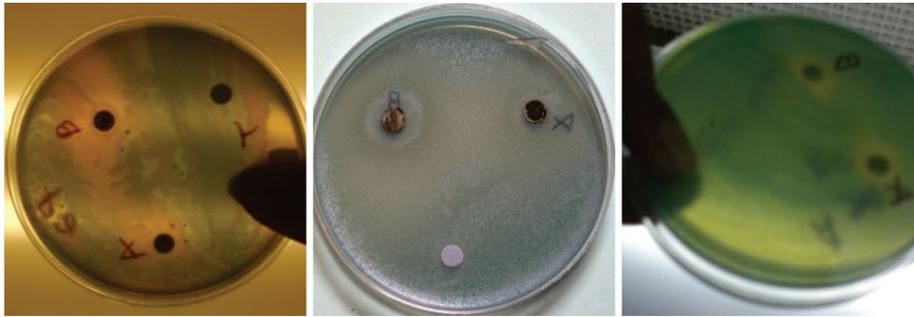


Figura 3. Actividad bacteriostática determinada mediante la técnica de difusión de placa. El extracto acuoso de *Desmodemus quadricauda* inhibió el crecimiento de *Pseudomonas aeruginosa* ATCC 27853. El diámetro del halo de inhibición promedio fue de 4 mm para el volumen de extracto A con 50 μ L, y 5 mm para el B con 100 μ L.

Desmodemus quadricauda ha sido reportada previamente por poseer aglutininas (Chu *et al.*, 2007); los títulos de aglutinación obtenidos por este investigador coinciden con los del presente trabajo. Varias especies de *Chlorella*, particularmente *C. pyrenoidosa* (Chu *et al.*, 2004) y *Chlorella ellipsoidea* (Liao & Huang, 2000) han aglutinado eritrocitos tripsinizados y papinizados. Las especies de *Chlorella*, *C. vulgaris* y *C. kessleri* que se sometieron a los ensayos no mostraron aglutinación lo cual puede estar relacionado con la especie y cepa que se utilizó, este fenómeno se presenta con mucha frecuencia en macroalgas (Chung *et al.*, 2003; González del Val *et al.*, 2001; Padmakumar & Ayyakkannu, 1997; Sreenivasa & Parekh, 1981). Otra razón para no observar aglutinación es que en este trabajo se utilizó una solución de eritrocitos sin tratamiento enzimático, lo cual elimina impedimentos estéricos permitiendo que las lectinas se unan a los determinantes glucosídicos de las células sanguíneas (Ainouz, *et al.*, 1992; Benevides *et al.*, 1999).

Chu *et al.* (2004) también han reportado aglutinación con una cepa de *Arthrospira platensis* ATCC 53844 y eritrocitos tratados enzimáticamente, proceso que permite eliminar impedimentos estéricos en la superficie de los eritrocitos permitiendo que las lectinas se unan más fácilmente a la superficie de éstos, promoviendo la aglutinación con menor concentración de lectina. En el caso del presente trabajo, no se usaron eritrocitos tratados enzimáticamente y sin embargo los títulos de aglutinación fueron iguales a los reportados por estos autores. La lectina puede poseer una estructura tal que le permita unirse a determinantes glucosídicos aun con algún tipo de impedimento estérico en la superficie del eritrocito.

La nula aglutinación que presentó la especie que creció en medio UTEX, puede deberse a la composición del medio de cultivo, como fue reportado por Noaman *et al.* (2004).

Con respecto a la actividad antibiótica, en la literatura se manifiestan diversas opiniones al considerar la resistencia o sensibilidad a una cepa bacteriana cuando se llevan a cabo pruebas antimicrobianas con extractos derivados de microalgas. Algunos autores utilizan como referencia para considerar el efecto antimicrobiano como positivo ≥ 2 mm de diámetro promedio, tal es el caso de Jaki *et al.*, 1999; Mian *et al.*, 2003; Rosales, 2007. De manera que, bajo estas consideraciones de positivo para actividad antibiótica, se puede inferir que existe actividad bacteriostática en el extracto acuoso de *Desmodemus quadricauda* contra la cepa bacteriana gram negativa *Pseudomonas aeruginosa* ATCC 27853.

Para la especie *Desmodemus quadricauda*, Abedin & Taha (2008) reportaron actividad en cuatro extractos probados contra cuatro bacterias, mismas que se utilizaron en este estudio. Ördög *et al.*, 2004 reportaron actividad antibiótica en dos géneros de *Scenedesmus* sp. ante *S. aureus* y *Alternaria* sp. con halos que van de 5 a 10 mm respectivamente. Si bien se ha reportado en muchos microorganismos la producción de sustancias con actividad biológica, de igual forma se ha informado que algunas condiciones ecológicas como la competencia, la herbivoría y la densidad, entre otras pueden favorecer la producción de metabolitos (Benkendorff *et al.*, 2001; Ördög *et al.*, 2004; Chadwick *et al.*, 2007; Hernández *et al.*, 2008; Alvarez-Hernández *et al.*, 2019) de manera que en situaciones de estrés es cuando suele presentarse una mayor producción de estos metabolitos, los cuales son liberados a su entorno, constituyendo una herramienta estratégica para su defensa en un medio competido (Ördög *et al.*, 2004).

En México, los autores no encontraron trabajos recientes sobre estos temas y por tanto se requiere más investigación aplicada para estar a la vanguardia. El trabajar con cepas nativas mexicanas abre un panorama de usos y aplicaciones potenciales para beneficio del hombre y del ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto de la DCByS UAMI, Cultivo de microalgas, usos potenciales, Caribe y Golfo de México. Universidad Iberoamericana de Puebla, Fundación Produce Puebla.

REFERENCIAS

- ABALDE, J., A. CID, J.P. FIDALGO, E. TORRES & C. HERRERO. 1995. *Microalgas: cultivo y aplicaciones*. La Coruña, Servicio de Publicaciones. 210 p.
- ABEDIN, R.M.A. & H.M. TAHA. 2008. Antibacterial and antifungal activity of cyanobacteria and green microalgae. Evaluation of medium components by Plackett-Burman design for antimicrobial activity of *Spirulina platensis*. *Global Journal of Biotechnology and Biochemistry* 3(1):22-31.
- AINOUZ, I.L., A.H. SAMPAIO, N.M.B. BENEVIDES, A.L.P. FREITAS, F.H.F. COSTA, M.R. CARVALHO & F. PINHEIRO-JOVENTINO. 1992. Agglutination of enzyme treat-

- ted erythrocytes by Brazilian marine algal extracts. *Botanica Marina* 35:475-479. DOI:10.1515/botm.1992.35.6.475
- ALEXANDRE, K.B., P.L. MOORE, M. NONYANE, E.S. GRAY, N. RANCHOBE, E. CHAKAUYA, J.B. McMAHON, B.R. O'KEEFE, R. CHIKWAMBA & L. MORRIS. 2013. Mechanisms of HIV-1 subtype C resistance to GRFT, CV-N and SVN. *Virology* 446:66-76. DOI:10.1016/j.virol.2013.07.019
- ALVAREZ-HERNÁNDEZ, S., C. LOZANO-RAMÍREZ & M. RODRÍGUEZ-PALACIO. 2019. Influence of the habitat on marine macroalgae toxicity. *Annual Research & Review in Biology* 33(1):1-9. DOI:10.9734/arrb/2019/v33i130113
- ALVAREZ-HERNÁNDEZ, S., G. DE LARA-ISASSI, R. ARREGUÍN-ESPINOZA, B. ARREGUÍN, A. HERNÁNDEZ-SANTOYO & A. RODRÍGUEZ-ROMERO. 1999. Isolation and partial characterization of giraffine, a lectin from the Mexican endemic alga *Codium giraffa* Silva. *Botanica Marina* 42: 573-580. DOI:10.1515/BOT.1999.064
- BAUER, A.W., W.M. KIRBY, J.C. SHERRIS & M. TURCK. 1966. Antibiotic susceptibility testing by a standardized single disc method. *American Journal of Clinical Pathology* 45(4):493-496. DOI:10.1093/ajcp/45.4_ts.493
- BENEVIDES, N.M.B., S.R. MAGALHÃES-OLIVEIRA, M. L. HOLANDA, F. RABELO-MELO, A.L. PONTE-FREITAS & A. HOLANDA-SAMPAIO. 1999. Seasonal variations in hemagglutinating activity and chemical composition of two red marine algae *Gracilaria dominguisis* and *Gelidium pusillum*. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 11(2):91-95.
- BENKENDORFF, K., A.R. DAVIS & J.B. BREMNER. 2001. Chemical defense in the egg masses of benthic invertebrates: an assessment of antibacterial activity in 39 mollusks and 4 polychaetes. *Journal of Invertebrate Pathology* 78(2):109-118. DOI:10.1006/jipa.2001.5047
- BLAINE, M. & J.W. PYNE. 1988. Biological active compound from microalgae. *Enzyme and Microbial Technology* 8:386-394. DOI:10.1016/0141-0229(86)90144-4
- BOYD, M.R., K.R. GUSTAFSON, J.B. McMAHON, R.H. SHOEMAKER, B.R. O'KEEFE, T. MORI, R.J. GULAKOWSKI, L. WU, M.I. RIVERA, C.M. LAURENCOT, M.J. CURRENS, J.H. CARDELLINA II, R.W. JR. BUCKHEIT, P.L. NARA, L.K. PANNELL, R.C. SOWDER II & L.E. HENDERSON. 1997. Discovery of cyanovirin-*N*, a novel human immunodeficiency virus-inactivating protein that binds viral surface envelope glycoprotein gp120: Potential applications to microbicide development. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy* 41:1521-1530. DOI:10.1128/AAC.41.7.1521
- CHADWICK, D.J., J. MARSH & J.B. HARBORNE. 2007. *Role of secondary metabolites in chemical defense mechanisms in plants*. John Wiley and Sons. 14 p. DOI:10.1002/9780470514009.ch10
- CHU, C.Y., R. HUANG & L.P. LIN. 2007. Analysis of the agglutinating activity from unicellular algae. *Journal of Applied Phycology* 19:401-408. DOI:10.1007/s10811-006-9146-3
- CHU, C.Y., W.R. LIAO, R. HUANG & L.P. LIN. 2004. Haemagglutinating and antibiotic activities of freshwater microalgae. *World Journal of Microbiology & Biotechnology* 20:817-825. DOI:10.1007/s11274-004-8712-6
- CHUNG, H.Y., MA. W.C. JOYCE, O.P. ANG, J.S. KIM & F. CHEN. 2003. Seasonal variation of bromophenols in brown algae (*Padina arborescens*, *Sargassum siliquastrum* and *Lobophora variegata*) collected in Hong Kong. *Journal of agricultural and food Chemistry* 51:2619-2624. DOI:10.1021/jf026082n
- FABREGAS, J., A. MUÑOZ, J. LLOVO & T. G. VILLA. 1989. Differentiation of *Candida guilliermondii* varieties by lectin-like substances from marine algae. *Research in Microbiology* 140:373-378. DOI:10.1016/0923-2508(89)90013-2
- FÉRIR, G., D. HUSKENS, S. NOPPEN, L.M. KOHARUDIN, A.M. GRONENBORN, D. SCHOLS & D. BROAD. 2014. Broad Anti-HIV activity of the *Oscillatoria agardhii* agglutinin homologue lectin family. *Journal of Antimicrobial and Chemotherapy* 69(10):2746-2758. DOI:10.1093/jac/dku220
- GAMA, F.M.A. 2004. *Biología. Biogénesis y microorganismos*. 2 da ed. Pearson Educación, México. 226 p.
- GARRISON, A.R., B.G. GIOMARELLI, C.M. LEAR-ROONEY, C.J. SAUCEDO, S. YELLAY, L.R. KRUMPE, M. ROSE, J. PARAGAS, M. BRAY, G.G. OLINGER, J.B. JR. McMAHON, J. HUGGINS & B.R. O'KEEFE. 2014. The cyanobacterial lectin scytovirin displays potent *in vitro* and *in vivo* activity against Zaire Ebola virus. *Antiviral Research* 112:1-7. DOI: 10.1016/j.antiviral.2014.09.012
- GOLD, E.R. & P. BALDING. 1975. *Receptor-Specific Proteins*. Amsterdam: Excerpta Medica. Amsterdam. 210 p.
- GOLDSTEIN, I.J., R.C. HUGHES, M. MONSIGNY, T. OSAWA & N. SHARON. 1980. What should be called a lectin? *Nature* 285:66. DOI:10.1038/285066b0
- GONZÁLEZ DEL VAL, A., G. PLATAS, A. BASILIO, A. CABELLO, J. GORROCHATEGUI, I. SUAY, F. VICENTE, E. PORTILLO, M. JIMÉNEZ DEL RÍO, G.R. GARCÍA & F. PELÁEZ. 2001. Screening of antimicrobial activities in red, green and brown macroalgae from Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *International Microbiology* 4:35-40. DOI:10.1007/s101230100006
- GUILLARD, R. R. L. & J. H. RYTHER. 1962. Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt, and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. *Can. Journal of Microbiology* 8:229-239.
- HERNÁNDEZ, L.M.V., L.M.M. HERNÁNDEZ & L. TROCCOLI. 2008. Actividad antibacteriana y antimicótica de *Spirobranchus giganteus giganteus* (Serpulidae: polychaeta) de Guayacán, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. Universidad de Oriente. *Saber. Revista Multidisciplinaria del Consejo de investigación de la Universidad de Oriente* 20(3):283-288.
- HORI, K., Y. SHIMADA, C. OIWA, K. MIYAZAWA & K. ITO. 1993. Occurrence of a novel group of hemagglutinins extractable by pronase treatment in marine algae. *Journal of Applied Phycology* 5:219-223. DOI:10.1007/BF00004021
- JAKI, B., J. ORJALA, H. BÜRGI & O. STICHER. 1999. Biological screening of cyanobacteria for antimicrobial and molluscicidal activity, brine shrimp lethality, and cytotoxicity. *Pharmaceutical Biology* 37(2):138-143. DOI:10.1076/phbi.37.2.138.6092
- KAUSHIK, P. & A. CHAUHAN. 2008. In vitro antibacterial activity of laboratory grown culture of *Spirulina platensis*. *Indian Journal of Microbiology* 48: 348-352. DOI:10.1007/s12088-008-0043-0
- KOIKE, K., M. JIMBO, R. SAKAI, M. KAERIYAMA, K. MURAMOTO, T. OGATA, T. MARUYAMA & H. KAMIYA. 2004. Octocoral chemical signaling selects and controls dinoflagellate symbionts. *Biology Bulletin* 207:80-86.

- LARA, V.M.A., R.J.L. MORENO & M.E.J. AMARO. 1996. *Fitoplancton. Conceptos básicos y técnicas de laboratorio*. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, México. 227 p.
- LIAO, W.R. & R. HUANG. 2000. Agglutination of human and animal erythrocytes in marine unicellular algae. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 24:262-266. DOI:10.1038/sj.jim.2900818
- MARTEL, C.M. 2009. Conceptual bases for prey biorecognition and feeding selectivity in the microplanktonic marine phagotroph *Oxyrrhis marina*. *Microbial Ecology* 57(4):589-597. DOI:10.1007/s00248-008-9421-8
- MIAN, P., J. HEILMANN, H. BÜRGI & O. STICHER. 2003. Biological screening of terrestrial and freshwater cyanobacteria for antimicrobial activity, brine shrimp lethality, and cytotoxicity. *Pharmaceutical Biology* 41(4):243-247. DOI:10.1076/phbi.41.4.243.15672
- MUÑOZ, A., J. LLOVO & J. FABREGAS. 1985. Hemaglutininas de algas verdes. *ACCCAW* 22: 873-878.
- NARANJO-BRICEÑO, L., D. ROJAS-TORTOLERO, H. GONZÁLEZ, R.P. TORRES, R.N. ZEGARRA, L.D.A. SENA & D. SOSA DEL CASTILLO. 2010. *Arthrospira platensis* como biofactoría de metabolitos secundarios de interés farmacológico: el ácido piperólico. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal* 1:64-90.
- NOAMAN, N.H., A. FATTAH, M. KHALEFA & S.H. ZAKY. 2004. Factors affecting antimicrobial activity of *Synechococcus leopoliensis*. *Microbiological Research* 159:395-402. DOI:10.1016/j.micres.2004.09.001
- NOWAK, T.P. & S.H. BARONDES. 1975. Agglutinin from *Limulus polyphemus*. Purification with formalinized adsorbent. *Biochimica et Biophysica Acta* 393:115-123. DOI:10.1016/0005-2795(75)90221-4
- NURBY, R., G. MEDINA, J. JIMÉNEZ, C. YÁNEZ, M.Y. GARCÍA, M.L. DI BERNARDO & M. GUALTIERI. 2009. Actividad antibacteriana y antifúngica de extractos de algas marinas venezolanas. *Revista Peruana de Biología* 16:97-100. DOI:10.15381/rpb.v16i1.182
- ÖRDÖG, V., W.A. STIRK, R. LENOBEL, M. BANCÍROVÁ, M. STRNAD, J. VAN STADEN, J. SZIGETI & L. NÉMETH. 2004. Screening microalgae for some potentially useful agricultural and pharmaceutical secondary metabolites. *Journal of Applied Phycology* 16: 309-314. DOI:10.1023/B:JA-PH.0000047789.34883.aa
- PADMAKUMAR, K. & K. AYYAKKANNU. 1997. Seasonal variation of antibacterial and antifungal activities of the extracts of marine algae from southern coasts of India. *Botanica Marina* 40:507-515. DOI:10.1515/botm.1997.40.1-6.507
- PALES, E.E., M. PERRIGAULT, J.E. WARD, S.E. SHUMWAY & B. ALLAM. 2010. Microalgal cell surface carbohydrates as recognition sites for particle sorting in suspension-feeding bivalves. *Biological Bulletin* 218:75-86. DOI:10.1086/BBLv218n1p75
- PÉREZ-GUTIÉRREZ, R.M. 2007. Actividad antimicrobiana de *Oedogonium capillare*. *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas* 38(3):26-29.
- RAJASEKARAN, C.C., P. MOHAMMED-AJEESH, S. BALAJI, M. SHALINI, R. SIVA, R. DAS, D.P. FULZELE & T. KALAIVANI. 2016. Effect of Modified Zarrouk's Medium on Growth of Different Spirulina Strains. *Walailak J Sci & Tech* 2016 13(1):67-75. Available online at: <http://wjst.wu.ac.th>
- RODRÍGUEZ-PALACIO, M.C. 2020. Obtención de bioproductos de impacto económico y social con microalgas y cianobacterias nativas de México. Trabajo de tesis de Doctorado en Medio Ambiente, Universidad Autónoma de Tamaulipas. Tamaulipas, México. 330 p.
- RODRÍGUEZ-PALACIO, M.C., R.B.E. CABRERA-CRUZ, J.C. ROLÓN-AGUILAR, C. LOZANO-RAMÍREZ, L.J. GALEANA-HURTADO & E.D. MORALES-AVENDAÑO. 2018. Comparative study on the removal of N and P from municipal waste waters and leached vermicomposting using five microalgae strains. *Desalination and Water Treatment* 131:180-186. DOI:10.5004/dwt.2018.23035
- ROOPASHRI, A.N. & J. SAVITHA. 2022. Screening of freshwater microalgae species for occurrence of lectins and their carbohydratebinding specificity. *Journal of Applied Biological Sciences* 16(1):24-34. DOI:10.5281/zenodo.5826031
- ROSALES, L.N.L. 2007. Evaluación de la actividad biológica de extractos de la cianobacteria *Nostoc LAUN 0015*, en condiciones de laboratorio. Trabajo de Grado presentado ante la División de Estudios Para Graduados para optar al grado de Magister Scientiarum en Microbiología, Universidad del Zulia. 101 pp.
- SCHLEGEL, I., N.T. DOAN, N. CH. & G.D. SMITH. 1999. Antibiotic activity of new cyanobacterial isolates from Australia and Asia against green algae and cyanobacteria. *Journal of Applied Phycology* 10:471-479. DOI:10.1023/A:1008042619686
- SHIMIZU, Y. 2003. Microalgal metabolites. *Current Opinion in Microbiology* 6(3):236-243. DOI:10.1016/S1369-5274(03)00064-X
- SILVA, A.J., V.L.R. CAVALCANTI, A.L.F. PORTO, W.A. GAMA, R.M.P. BRANDÃO-COSTA & R. PEDROSA-BEZERRA. 2020. The green microalgae *Tetradismus obliquus* (*Scenedesmus acutus*) as lectin source in the recognition of ABO blood type: purification and characterization. *Journal of Applied Phycology* 32:103-110. DOI:10.1007/s10811-019-01923-5
- SREENIVASA, R.P. & K.S. PAREKH. 1981. Antibacterial activity of Indian seaweed extracts. *Botanica Marina* 24:577-582. DOI:10.1515/botm.1981.24.11.577
- YAMAGUCHI, M., T. OGAWA, K. MURAMOTO, Y. KAMIO, M. JIMBO & H. KAMIYA. 1999. Isolation and characterization of a mannan-binding lectin from the freshwater cyanobacterium (blue-green algae) *Microcystis viridis*. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 265:703-708. DOI:10.1006/bbrc.1999.1749

Citas electrónicas:

<https://utex.org/products/spirulina-medium?variant=30991737454682>

Evaluación de la relación Carbono Nitrógeno y Carbono Fósforo para mejorar la producción de biomasa y ácidos grasos en *Chlorella sorokiniana*

Evaluation of the Carbon to Nitrogen and Carbon to Phosphorus ratios for improving the production of biomass and fatty acids in *Chlorella sorokiniana*

Catalina Andrea Lugo-De Ossa[✉], Natalia Andrea Gómez-Vanegas[✉] y Mariana Peñuela-Vásquez[✉]

Recibido: 04 de agosto de 2021.

Aceptado: 24 de febrero de 2022.

Publicado: Abril de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Las microalgas están siendo estudiadas como fuente de ácidos grasos para la producción de alimentos con alto valor agregado. El contenido de aceites en estas puede aumentar o disminuir debido a cambios en los factores abióticos como la concentración de nitrógeno y fósforo en el medio de cultivo. **Objetivo.** Determinar la relación carbono/nitrógeno y carbono/fósforo que favorezcan la producción de biomasa y ácidos grasos en la microalga nativa *Chlorella sorokiniana*. **Métodos.** La microalga aislada del lago del parque norte en la ciudad de Medellín, Antioquia, Colombia, fue cultivada de forma heterotrófica con glucosa como fuente de carbono a diferentes relaciones carbono nitrógeno (C/N) (10/1, 25/1 y 50/1) y carbono fósforo (C/P) (200/1, 300/1 y 400/1). **Resultados.** La máxima concentración de biomasa que se obtuvo fue de 9.70 gL⁻¹ y 9.17 gL⁻¹ con las relaciones C/N 10/1 y C/P 200/1, sus productividades fueron de 1.08 gL⁻¹d⁻¹ y 1.02 gL⁻¹d⁻¹ y sus rendimientos de biomasa en glucosa (fueron de 0.43 y 0.44 gg⁻¹). Los ácidos grasos totales se ven favorecidos con las relaciones C/N 50/1 y C/P 400/1 alcanzando un 24.27% y 20.48% de ácidos grasos totales sobre la biomasa seca, además de mayores productividades de ácidos grasos en biomasa seca de 26.97 mgL⁻¹d⁻¹ y 22.76 mgL⁻¹d⁻¹ respectivamente. **Conclusiones.** Relaciones C/N y C/P bajas favorecen la producción de biomasa y disminuyen la producción de ácidos grasos totales, por el contrario, relaciones C/N y C/P altas, favorecen la producción de ácidos grasos totales y la productividad de lípidos en biomasa. De esta manera se debe alcanzar la máxima producción de biomasa con bajas relaciones C/N para lograr que en la etapa de agotamiento nutricional en el medio de cultivo se induzca la elongación de las cadenas de ácidos grasos poliinsaturados como respuesta a las condiciones de estrés.

Palabras claves: biomasa, carbono, lípidos, nitrógeno, fósforo.

ABSTRACT

Background. Microalgae are being studied as a source of fatty acids to produce food with high added value. The content of oils can increase or decrease due to changes in abiotic factors such as nitrogen and phosphorus concentration in the culture medium. **Goals.** To determine the carbon/nitrogen and carbon/phosphorus ratio that favor biomass and fatty acid production in the native microalgae *Chlorella sorokiniana*. **Methods.** Microalgae isolated from the Parque Norte Lake in the city of Medellín, Antioquia, Colombia, was cultured in a heterotrophic way using glucose as carbon source at different carbon to nitrogen (C/N) (10/1, 25/1 y 50/1) and carbon to phosphorus (C/P) (200/1, 300/1 y 400/1) ratios. **Results.** The highest concentration of biomass was 9.70 gL⁻¹ and 9.17 gL⁻¹ at C/N 10/1 and C/P 200/1. The yields were 1.08 gL⁻¹d⁻¹ and 1.02 gL⁻¹d⁻¹. The biomass yield from glucose (were 0.43gg⁻¹ and 0.44gg⁻¹). Total fatty acids are favored by the C/N and C/P ratios of 50/1 and 400/1, yielding 24.27% and 20.48% total fatty acids measured over dried cell weight alongside higher fatty acid yield from biomass of 26.97m gL⁻¹d⁻¹ and 22.76m gL⁻¹d⁻¹, respectively. **Conclusions.** Lower C/N and C/P ratios favor the production of biomass while lowering the production of total fatty acids; conversely, higher C/N and C/P ratios favor the production of total fatty acids and the lipid yield from biomass. Therefore, it is necessary to reach the highest production of biomass with low C/N ratio for enabling the elongation of the polyunsaturated fatty acid chain during the nutrient depletion stage in the culture medium as a response to the stress conditions.

Keywords: biomass, carbon, lipids, nitrogen, phosphorus.

Grupo de Bioprocesos, Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Antioquia. Calle 67 No. 53 – 108, Medellín, 1226, Colombia.

***Corresponding author:**

Catalina Andrea Lugo-De Ossa: e-mail: catalina.lugo@udea.edu.co

To quote as:

Lugo-De Ossa, C. A., N. A. Gómez-Vanegas & M. Peñuela-Vásquez. 2022. Evaluación de la relación Carbono Nitrógeno y Carbono Fósforo para mejorar la producción de biomasa y ácidos grasos en *Chlorella sorokiniana*. *Hidrobiológica* 32 (1): 25-31.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2022v32n1/Lugo

INTRODUCCIÓN

Las microalgas han despertado especial interés en los últimos años por su particular manera de acumular aceites, en forma de triglicéridos y de ácidos grasos poliinsaturados, que están ubicados principalmente en la membrana celular o en las organelas en forma de glicolípidos, fosfolípidos, esfingolípidos y lipoproteínas (Canelli et al., 2020). Algunos de estos microorganismos pueden ser cultivados de forma autotrófica, mixotrófica y/o heterotrófica; los cultivos heterótrofos proveen ventajas competitivas ya que no se necesita luz, la luz es un factor limitante del cultivo debido a que no alcanza a llegar a las células que se encuentran en cultivos con altas densidades celulares (Singhasuwan et al., 2015; Zhang et al., 2020), adicionalmente, se utiliza una fuente de carbono orgánica lo que disminuye el tiempo de crecimiento y se obtienen altas concentraciones de biomasa logrando mejorar los rendimientos en la producción de lípidos totales hasta un 89% del peso seco de la biomasa (Safi et al., 2014; Shen et al., 2015; Wang et al., 2017).

El contenido de aceites en las microalgas puede aumentar o disminuir debido a cambios en los factores abióticos que tienen mayor relevancia en los cultivos microalgales entre los cuales se resaltan la deficiencia de nutrientes como nitrógeno y fósforo, intensidad de luz, fotoperiodo, salinidad, temperatura y pH (Paliwal et al., 2017; Singhasuwan et al., 2015). Cuando las células se enfrentan a alguna de estas condiciones se genera estrés ambiental causando disminución su división celular y cambiando su metabolismo hacia la producción y almacenamiento de lípidos como fuente de reserva de energía (Wang et al., 2017; Xin et al., 2010) como es el caso de la limitación de nitrógeno y fósforo, que puede causar disminución del contenido de proteínas en la célula, así como de tilacoides en la membrana y activar las enzimas que estimulan la hidrólisis de fosfolípidos y triglicéridos (Fu et al., 2017; Li et al., 2018; Singhasuwan et al., 2015).

La adecuada composición del medio de cultivo favorecerá entonces el crecimiento de las células, por esta razón muchos medios de cultivo comerciales han sido modificados y optimizados, a fin de establecer el efecto que tiene el aumento o la disminución de la concentración de algunos nutrientes sobre la producción de biomasa y lípidos (Singhasuwan et al., 2015). Para lograr buenos rendimientos de aceites en las microalgas se debe asegurar una alta concentración de biomasa con una adecuada concentración de nutrientes, los aceites, por ser metabolitos primarios, pueden ser inducidos al someter las microalgas a condiciones de estrés (Guedes et al., 2011; Wang et al., 2017) y estas condiciones de estrés dependen tanto de la especie como de los factores asociados a su crecimiento (Tonon et al., 2002).

Este trabajo muestra de qué manera la relación carbono/nitrógeno y carbono/ fósforo, favorecen la producción de biomasa y la síntesis de ácidos grasos totales en la microalga nativa *Chlorella sorokiniana*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Microorganismo y medio de cultivo: La microalga *Chlorella sorokiniana* se aisló del lago del parque norte en la ciudad de Medellín, Colombia (2004), La cepa aislada se hizo axénica mediante subcultivo continuo utilizando medio basal Bold (BBM) en placas de agar suplementadas con ampicilina y kanamicina (10 y 50 µg mL⁻¹ en el medio, respectivamente). La colonia aislada se identificó mediante análisis molecular del espaciador transcrito interno ribosómico (Ribosomal Internal Trans-

cribed Spacer- ITS) y se conservó a 12 °C en medio de cultivo estándar modificado por Quevedo (2011) (Tabla 1). Para su mantenimiento, se realizan resiembras de la cepa cada 3 meses.

Preparación del inóculo: se preparó el medio de cultivo estándar modificado en un erlenmeyer de 250mL con 100mL de volumen efectivo. En otro recipiente se preparó 10ml de una solución de glucosa a 10gL⁻¹. Estas soluciones se esterilizaron a 120°C/15min. Después de la esterilización se adicionó la solución de glucosa al medio de cultivo, se ajustó pH a 6.0 y se sembró la microalga *Chlorella sorokiniana* transfiriendo una colonia de un caja de petri con un asa de aro al medio líquido. El inóculo se dejó en incubación a 28°C bajo completa oscuridad en un agitador orbital a 120rpm/3días.

Diseño experimental para la Relación Carbono/Nitrógeno y relación Carbono/Fósforo: Con el fin de aumentar la producción de biomasa y el contenido de lípidos en la microalga nativa *Chlorella sorokiniana* se realizó una evaluación del comportamiento del cultivo heterotrófico de esta microalga con tres relaciones C/N (10/1, 25/1 y 50/1) manteniendo la concentración de glucosa inicial fija 20gL⁻¹ y la relación C/P inicial (200/1) fija en todos los ensayos. Estos se llevaron a cabo en erlenmeyer de 250mL con 120mL de medio de cultivo (volumen de trabajo), cada experimento se realizó por triplicado. La microalga se inoculó al 5%v/v con respecto al volumen total del cultivo. Los cultivos se mantuvieron bajo completa oscuridad a 28°C en un agitador orbital a 120rpm/9días. Se tomaron 6mL de cultivo para realizar los métodos analíticos.

Una vez seleccionada la mejor relación C/N, se procedió a evaluar de la relación C/P (200/1, 300/1 y 400/1) en un medio de cultivo con 20 gL⁻¹ de glucosa.

Análisis estadístico: Los resultados se analizaron por medio de un Análisis de Varianza (ANOVA) y análisis de comparaciones múltiples utilizando el software libre estadístico RStudio Version 0.99.902 – © 2009-2016 RStudio, Inc.

Concentración de biomasa: Se empleó la metodología de peso seco ligeramente modificada de Arredondo & Voltolina (2007). Se tomaron 2mL del cultivo en crecimiento en eppendorfs previamente secados y pesados, se centrifugó a 15000rpm/10min. El sobrenadante se descartó y el pellet se lavó con agua destilada, se llevó nuevamente a centrifugación bajo las mismas condiciones, se descartó el sobrenadante y

Tabla 1. Composición química del medio de cultivo estándar modificado por Quevedo (2011)

Macronutrientes (gL ⁻¹)		Micronutrientes (mgL ⁻¹)	
FeCl ₃ 6H ₂ O	0,0073	H ₃ BO ₃	0,002859
EDTA	0,00916	Na ₂ MoO ₄ 2H ₂ O	0,05
K ₂ HPO ₄	0,04	ZnSO ₄	0,1234
MgSO ₄ 7H ₂ O	0,05	CoCl ₂ 2H ₂ O	0,05
CaCl ₂ 2H ₂ O	0,04	MnCl ₂	1,146
KNO ₃	0,1	CuCl ₂ 2H ₂ O	0,054
Para medio sólido se adiciona agar-agar a 15gL ⁻¹ y NaHCO ₃ 1gL ⁻¹			

el pellet con la biomasa se llevó a un horno a 105 °C/12 h. Finalmente se puso en un desecador hasta alcanzar un peso constante (Arredondo & Voltolina, 2007).

Concentración de nitratos: La concentración de nitratos fue cuantificada mediante el método del ácido salicílico. Las lecturas se realizaron en un lector de microplatos Synergy a 410 nm. La curva de calibración se construye a partir de una solución concentrada de KNO_3 (Palomino *et al.*, 1997)

Concentración de fosfatos: La concentración de fosfatos se determinó por el método del ácido ascórbico modificado (Baird & Bridgewater, 2017). Las lecturas se llevaron a cabo en un lector de microplatos Synergy a 880 nm. La curva de calibración se construyó a partir de una solución concentrada de K_2HPO_4 .

Concentración de glucosa: La concentración de Glucosa se cuantificó por el método de la glucosa oxidasa, utilizando el kit Glucose de Biosystem. Las lecturas se llevaron a cabo en un lector de microplatos Synergy a 500 nm.

Extracción y contenido de lípidos: El contenido de lípidos (g lípidos/g biomasa seca*100) se determinó por la metodología gravimétrica, modificando el método de Bligh & Dyer (1959) y rompiendo las células por sonicación. Para esto, se tomaron 4ml de medio de cultivo, se separó la biomasa del medio de cultivo por centrifugación a 15000rpm/10min; esta se resuspendió en 1mL de solución cloroformo:metanol (relación 2:1) y se llevó a un ultrasonido por 2 horas a 30 hz, posteriormente se centrifugó a 15000rpm/10min separando la biomasa del solvente, se recuperó la fase del solvente con los aceites en un tubo eppendorf previamente pesado, se adicionó 1mL de solución salina (0.9%) para remover material no lipídico que se arrastró con el solvente y se centrifugó nuevamente bajo las mismas condiciones, la fase acuosa se descartó y el eppendorf con los solventes se llevó a una estufa para su evaporación a 80°C hasta tener peso constante.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de la Relación C/N: La Figura 1a representa las cinéticas de crecimiento y consumo de Glucosa de las 3 relaciones C/N evaluadas y la Figura 1b, muestra el consumo de nitratos. Las cinéticas con relación C/N 10/1 y 25/1 mostraron tendencias similares de consumo de glucosa, dándose un mayor consumo y posterior agotamiento de esta fuente de carbono a los 8 días de cultivo aproximadamente, además, tienen una mayor concentración de nitrógeno por lo tanto hay

mayor producción de biomasa. Sin embargo, con la relación C/N 50/1 se observó un menor consumo de glucosa, quedando glucosa residual al final de la cinética, y la microalga alcanza más rápido la fase estacionaria debido a que se agota el nitrógeno en el medio de cultivo en el día 3 (Fig. 1b), siendo la cinética con menor concentración de biomasa $6.83 \pm 0.80 \text{ gL}^{-1}$. El nitrógeno, al igual que el carbono, son nutrientes limitantes del crecimiento de las microalgas y deben estar presentes en el cultivo para asegurar la producción de proteínas y ácidos nucleicos importantes para la división celular (Beuckels *et al.*, 2015; Singhasuwan *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2017).

El análisis de varianza (ANOVA), para la variable respuesta concentración final de biomasa (a los 9 días de cultivo) mostró que hay diferencias estadísticamente significativas entre las tres relaciones C/N evaluadas (valor $p=0.00027$). A pesar de esto, el análisis de comparaciones múltiples realizado por el método de Tukey o método HSD, evidencia que no hay diferencias significativas en la concentración final de biomasa al utilizar las relaciones C/N 25/1 y 10/1.

En la Tabla 2 se resumen los parámetros de los cultivos evaluados al día 9. Las relaciones C/N 10/1 y 25/1 alcanzaron las mayores concentraciones de biomasa ($9.70 \pm 0.33 \text{ gL}^{-1}$ y $9.17 \pm 0.06 \text{ gL}^{-1}$, respectivamente) y mayores productividades de biomasa ($1.08 \pm 0.04 \text{ gL}^{-1}\text{d}^{-1}$ y $1.02 \pm 0.01 \text{ gL}^{-1}\text{d}^{-1}$, respectivamente) en comparación a la relación C/N 50/1 ($6.83 \pm 0.80 \text{ gL}^{-1}$ de biomasa y $0.76 \pm 0.09 \text{ gL}^{-1}\text{d}^{-1}$).

Los resultados obtenidos en este trabajo con una relación C/N 10/1 coinciden con los reportados por Wei *et al.* (2009), quienes evaluaron una concentración de glucosa inicial de 40 gL^{-1} de los cuales la microalga *Chlorella protothecoides* consumió 20 gL^{-1} de glucosa aproximadamente, obteniendo una concentración de biomasa de 10.7 gL^{-1} , productividad de biomasa $1.07 \text{ gL}^{-1}\text{d}^{-1}$ y rendimiento de biomasa en sustrato de 0.5 gg^{-1} aproximadamente en 10 días de cultivo, se observa que son resultados similares a los alcanzados por esta investigación a pesar de trabajar con especies de *Chlorella* diferente. Wei *et al.* (2009) también obtuvieron un efecto similar cuando sometieron las microalgas a relaciones de C/N altas (50/1), encontrando bajas concentraciones de biomasa. Por lo que se corrobora que el factor limitante del crecimiento de la biomasa microalgal de los cultivos con altas concentraciones de glucosa es el nitrógeno, si el nitrógeno se agota en muy poco tiempo la microalga no es capaz de seguir sintetizando proteínas, DNA y RNA, y entra en una etapa de estrés nutricional conduciendo su metabolismo a la producción de lípidos neutros y triglicéridos como almacenamiento de energía (Sakarika & Kornaros, 2017; Xin *et al.*, 2010).

Tabla 2. Parámetros de cultivo: cultivos heterotróficos de *Chlorella sorokiniana* para las diferentes relaciones C/N evaluadas al día 9.

Parámetros Cinéticos	Relación C/N 10/1	Relación C/N 25/1	Relación C/N 50/1
Concentración final de biomasa (gL^{-1})	9.70 ± 0.33	9.17 ± 0.06	6.83 ± 0.80
Rendimiento de biomasa en sustrato Y_x (gg^{-1})	0.43 ± 0.03	0.44 ± 0.01	0.38 ± 0.03
Productividad de biomasa ($\text{gL}^{-1}\text{d}^{-1}$)	1.08 ± 0.04	1.02 ± 0.01	0.76 ± 0.09
Contenido de lípidos (%) (g lípidos/g biomasa seca)	15.65 ± 0.85	18.82 ± 1.63	24.27 ± 0.33
Productividad de lípidos ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$)	17.39 ± 0.94	20.92 ± 1.82	26.97 ± 0.36
Rendimiento de lípidos en biomasa Y_{px} (gg^{-1})	0.13 ± 0.01	0.15 ± 0.03	0.20 ± 0.01

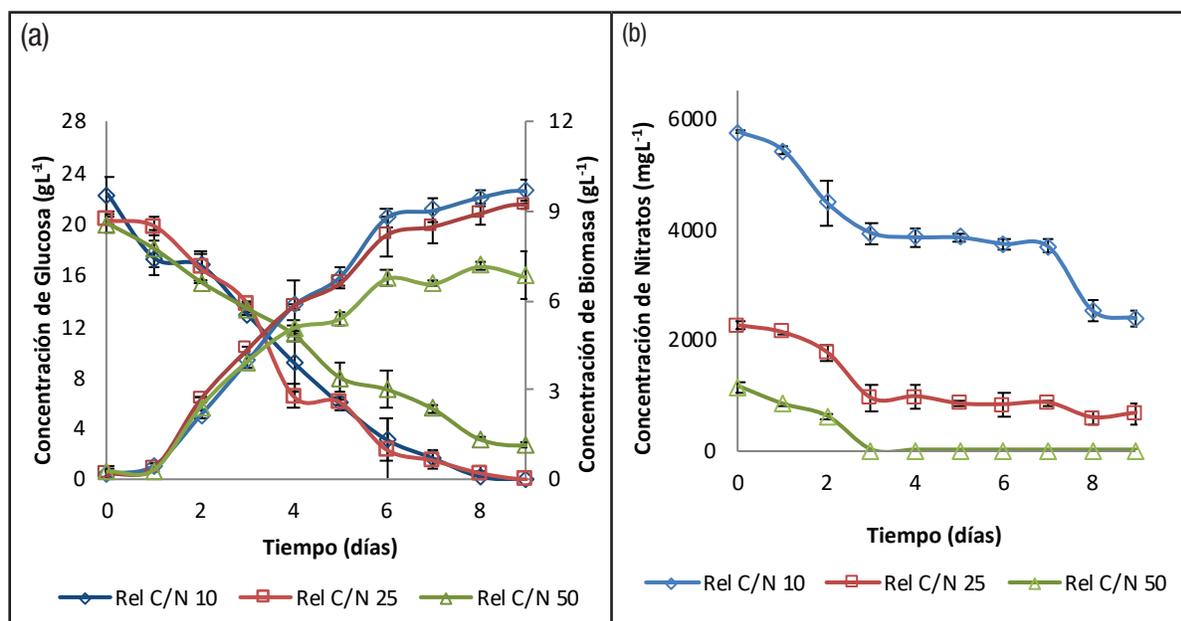


Figura 1. Curvas Cinéticas para el cultivo heterótrofo de *Chlorella sorokiniana*, a 28°C, 120rpm y pH inicial 6.0 con las diferentes relaciones C/N 10/1, 25/1 y 50/1. a) Producción de Biomasa y Consumo de Carbono. b) Consumo de Nitratos.

Singhasuwan *et al.* (2015) evaluaron 3 relaciones C/N 29/1, 63/1 y 95/1 para la microalga *Chlorella* sp. TISR8990, encontraron que con la relación menor 29/1 se obtienen mayores concentraciones de biomasa 2,7g L⁻¹, y con la más alta relación C/N 95/1 encontraron la menor producción de biomasa 1.3 g L⁻¹ la cuál es un 48% menor a la relación C/N 29/1, lo mismo ocurre con nuestro estudio en el cual con la más alta relación C/N se obtiene un 74% menos de biomasa, todo esto indica que altas relaciones C/N disminuyen la concentración de biomasa debido al rápido agotamiento de nitrógeno en el medio de cultivo.

El contenido de lípidos en la microalga *Chlorella sorokiniana* (Tabla 2), alcanzó un mayor porcentaje con la relación C/N 50/1 (24.27±0.33%) que con las relaciones C/N 10/1 y 25/1 (15.65±0.85% y 18.82±1.63% respectivamente). El ANOVA realizado para la variable respuesta contenido de lípidos (a los 9 días de cultivo) mostró en que hay diferencias estadísticamente significativas entre las tres relaciones carbono nitrógeno evaluadas (valor p=1.392e-05), esto se confirma con el análisis de comparaciones múltiples realizado el método de Tukey en el cual se evidencia diferencias significativas en las tres relaciones C/N en el día 9.

Este resultado confirma que la deficiencia de nitrógeno induce la producción de lípidos en la microalga *Chlorella sorokiniana*, como se observa en la curva cinética de consumo de Nitratos (Fig. 1b), en la cual, para la relación C/N 50/1 se agota este nutriente el día 3, por lo tanto la microalga comienza a almacenar lípidos de reserva, aumentando la productividad de lípidos intracelulares (26.97±0.36mgg⁻¹d⁻¹), esta productividad es mayor que la obtenida con las relaciones C/N 10/1 y 25/1 (17.39±0.94 mgg⁻¹d⁻¹ y 20.92±1.82 mgg⁻¹d⁻¹ respectivamente) (ver Tabla 2).

El estudio realizado por Wei *et al.* (2009), en el cual se obtuvo un contenido de lípidos de 28% con 20g L⁻¹ de glucosa en 10 días de cultivo, utilizando urea como fuente de nitrógeno, es similar a lo encontrado en nuestro estudio con la microalga nativa *Chlorella sorokiniana* donde se obtuvo un contenido de lípidos de 24.27±0.33% con 20 g L⁻¹ de Glucosa en 9 días de cultivo utilizando nitrato de potasio como fuente de nitrógeno. Otros autores como Wang *et al.* (2017) también han trabajado con limitación de nitrógeno en el medio de cultivo para evaluar el efecto de este nutriente en la acumulación de lípidos intracelulares en un cultivo en Batch con glucosa a 38 g L⁻¹ y NaNO₃, la fuente de nitrógeno es agotada aproximadamente a los 3 días de cultivo, obteniendo una mayor concentración de biomasa 18.38 g L⁻¹ y mayor contenido de lípidos de 27.2% al igual que en nuestro estudio.

Singhasuwan *et al.* (2015) encontraron que la relación C/N 63/1 es la mejor para la producción de ácidos grasos totales en la microalga *Chlorella* sp TISR8990, obtuvieron un contenido de lípidos de 394 mgg⁻¹ y una productividad de lípidos de 186mg L⁻¹d⁻¹. Este resultado es parecido a lo encontrado en nuestro trabajo con la relación C/N 50/1 (242.7 mgg⁻¹ y 26.97±0.36 mg L⁻¹d⁻¹ respectivamente) y nos confirma que esta relación C/N es la mejor para inducir la producción de ácidos grasos totales en la microalga nativa *Chlorella sorokiniana*.

Evaluación de la Relación C/P: Los comportamientos cinéticos para todas las relaciones C/P evaluadas son similares en el crecimiento y consumo de glucosa (Fig. 2a), la cinética de consumo de fosfatos (Fig. 2b) es más lenta para la relación C/P 200/1 agotándose los fosfatos a los 5 días de cultivo, mientras que para las relaciones C/P 400/1 y 300/1 se agotan los fosfatos a los 3 y 4 días de cultivo respectivamente. Sin embargo, a pesar de la diferencia en el consumo de fósforo, la ten-

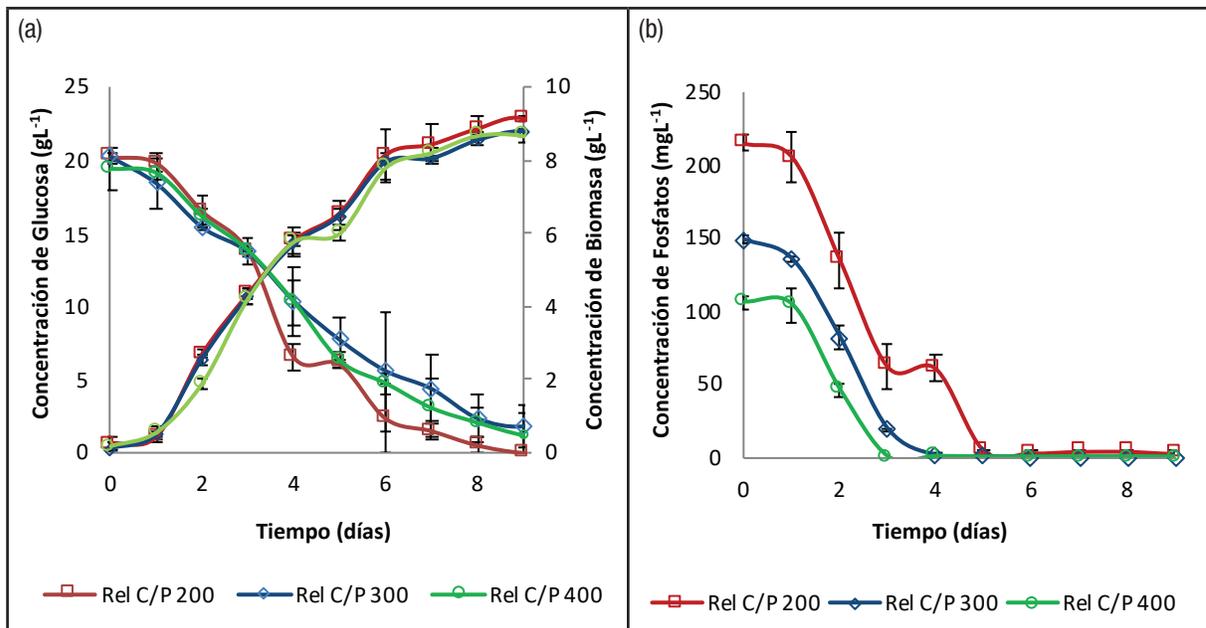


Figura 2. Curvas Cinéticas para el cultivo heterotrófico de *Chlorella sorokiniana* a 28°C, 120rpm y pH inicial 6.0, con las relaciones C/P 200/1, 300/1 y 400/1. a) Producción de Biomasa y Consumo de Carbono. b) Consumo de Fosfatos.

dencia de crecimiento de la biomasa en las tres cinéticas es el mismo, esto se debe a que algunas microalgas pueden reducir su demanda de fósforo fisiológico en hasta un 50% en respuesta a la limitación de fósforo, por tanto, se disminuye la tasa de síntesis de ácidos nucleicos y fosfolípidos (Belotti *et al.*, 2013). Otras microalgas también poseen la capacidad de almacenar fósforo en forma de polifosfatos como reserva de energía, que puede ser utilizada posteriormente por la célula debido a la limitación de nutriente en el medio de cultivo (Fu *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2018). Es por esto que cuando encontramos una deficiencia de fósforo como la observada en nuestro trabajo, no se observa una marcada diferencia en la concentración final de biomasa.

La Tabla 3 resume los parámetros de los cultivos evaluados al día 9. La relación C/P 200/1 alcanzó la mayor concentración de biomasa ($9.17 \pm 0.06 \text{ gL}^{-1}$) en comparación a las relaciones C/P 300/1 y 400/1 ($8.80 \pm 0.05 \text{ gL}^{-1}$ y $8.70 \pm 0.17 \text{ gL}^{-1}$ respectivamente). El análisis de varianza (ANOVA), para la variable respuesta concentración final de biomasa mostró que hay diferencias estadísticamente significativas entre

las 3 relaciones C/P evaluadas (valor $p = 0.002432$). A pesar de esto el análisis de comparaciones múltiples realizado por el método de tukey evidenció que no hay diferencias significativas entre las relaciones C/P 300/1 y 400/1 para la concentración final de biomasa en el día 9.

La Tabla 3 muestra que el contenido de lípidos en las relaciones C/P 200/1, 300/1 y 400/1 fue $18.82 \pm 1.63\%$, $21.31 \pm 1.72\%$ y $20.48 \pm 1.27\%$ respectivamente, este contenido de lípidos es prácticamente el mismo para las tres relaciones evaluadas, esto se confirma con el ANOVA, para la variable respuesta contenido de lípidos, mostró que no hay diferencia estadísticamente significativa entre las relaciones C/P evaluadas (valor $p = 0.2686$), por lo tanto la acumulación de lípidos en la microalgas nativa *Chlorella sorokiniana* bajo deficiencia de fósforo no es tan evidente como la acumulación de lípidos cuando hay deficiencia de nitrógeno, además, el contenido de lípidos de las tres relaciones C/P evaluadas están alrededor del 20% como se observa para la relación C/N 25/1 ($20.92 \pm 1.82\%$).

Tabla 3. Parámetros de cultivo heterotrófico para *Chlorella sorokiniana* a diferentes relaciones C/P evaluadas al día 9.

Parámetro	Relación C/P 200	Relación C/P 300	Relación C/P 400
Concentración final de biomasa (gl ⁻¹)	9.17 ± 0.06	8.80 ± 0.05	8.70 ± 0.17
Rendimiento de biomasa en sustrato Y _x (gg ⁻¹)	0.44 ± 0.01	0.44 ± 0.06	0.43 ± 0.03
Productividad de biomasa (gl ⁻¹ d ⁻¹)	1.02 ± 0.01	0.98 ± 0.01	0.97 ± 0.02
Contenido de lípidos (%) (g lípidos/g biomasa seca)	18.82 ± 1.63	21.31 ± 1.72	20.48 ± 1.27
Productividad de lípidos (mgL ⁻¹ d ⁻¹)	20.92 ± 1.82	23.67 ± 1.91	22.76 ± 1.41
Rendimiento de lípidos en biomasa Y _{px} (gg ⁻¹)	0.15 ± 0.03	0.17 ± 0.02	0.16 ± 0.02

En el estudio realizado por Rodolfi *et al.*, (2009), la disminución de la concentración de fósforo en el medio de cultivo de la microalga *Nannochloropsis* sp., provocó un aumento en el contenido lipídico de 13,2 % a 50,1%, sin embargo no se presentó un efecto benéfico en la productividad de lípidos debido al bajo crecimiento celular, pues a medida que aumentó el tiempo de deficiencia de fósforo disminuyó la productividad de biomasa hasta 0.1gL⁻¹d⁻¹, en el presente estudio la evaluación de la relación C/P para *Chlorella sorokiniana* no mostró un notable aumento en el contenido de lípidos a pesar de haber deficiencia de fósforo en el medio de cultivo, sin embargo sí hay un aumento en la productividad de biomasa de hasta 1.02±0.01gL⁻¹d⁻¹ para la relación C/P 200/1 y un incremento en la productividad de lípidos, las cuales oscilan entre 20.92±1.82mgL⁻¹d⁻¹ y 23.67±1.91mgL⁻¹d⁻¹.

En la Tabla 4 se encuentran los perfiles de ácidos grasos obtenidos bajo las diferentes relaciones C/N y C/P evaluadas en la microalga *Chlorella sorokiniana*, se puede observar que bajo condiciones heterotróficas en general se obtiene muy buen perfil de ácidos grasos monoinsaturados y poliinsaturados de tipo omega 6 y omega 3.

Es importante resaltar que en el trabajo realizado bajo condiciones heterotróficas con la relación C/N 25/1 se obtiene un 13.6% de ácido eicosapentaenoico (EPA), y al compararlo con el trabajo realizado por Quevedo en el 2011 bajo condiciones autotróficas utilizando la misma microalga, vemos que ellos no reportan este ácido graso poliinsaturado.

Comparando el perfil heterotrófico obtenido en nuestro estudio con el perfil obtenido por Singhasuwan *et al.* (2015) con la microalga *Chlorella* sp. TISR8990 se observa que son bastante similares menos en el ácido linoleico que es mayor para *Chlorella* sp. TISR8990 y no hay presencia de ácido eicosapentaenoico (EPA).

Los resultados obtenidos en este trabajo utilizando la microalga nativa *Chlorella sorokiniana* muestran que al tener una menor relación

C/N y C/P aumenta la concentración de biomasa hasta 9.7gL⁻¹ debido a que hay suficientes nutrientes para el apropiado crecimiento celular, y al tener altas relaciones C/N y C/P se obtienen mayores contenidos de lípidos 24.27% y productividades de lípidos de hasta 26.97mgL⁻¹d⁻¹. También se observó, que a pesar que el fósforo no haya mostrado una diferencia estadísticamente significativa para la producción de lípidos intracelulares, el Nitrógeno muestra ser un nutriente limitante tanto en la producción de biomasa como en la acumulación de lípidos en la microalga nativa *Chlorella sorokiniana*.

Lo anterior nos lleva a sugerir que realizar una estrategia de cultivo en dos etapas puede ser una opción para aumentar la productividad de lípidos totales en la microalga nativa *Chlorella sorokiniana*. Es evidente que al optimizar las condiciones de cultivo de la microalga *Chlorella sorokiniana* con suficientes nutrientes para su crecimiento se puede asegurar una alta producción de biomasa en poco tiempo, y en la segunda etapa donde habrá deficiencia de nutrientes como nitrógeno y fósforo, se puede alcanzar una alta productividad de lípidos totales como respuesta al estrés abiótico, pero se debe asegurar la presencia de fuente de carbono en el medio de cultivo para que se produzca la elongación de los ácidos grasos.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este artículo hace parte de los resultados de investigación de las Tesis de Maestría del primer autor, los cuales fueron desarrollados en el marco del proyecto "Inducción de la producción de aceites esenciales en la microalga nativa *Chlorella* sp". Financiado por el Comité para el Desarrollo de la Investigación – CODI, en la Convocatoria Programática Ingeniería y Tecnología 2014-2015. Vicerrectoría de investigación, Universidad de Antioquia.

Tabla 4. Perfil de ácidos grasos heterotrófico para la microalga *Chlorella sorokiniana* a diferentes relaciones C/N y C/P y comparación con otros estudios.

Perfil de ácidos grasos (%)	Cultivo			Heterotrófico			Cultivo Autotrófico		
	C/N 10/1	C/N 25/1	C/N 50/1	C/P 200/1	C/P 300/1	C/P 400/1	Singhasuwan <i>et al.</i> 2015	Quevedo 2011	Arora <i>et al.</i> , 2016
Saturados									
Mirístico (C14:0)								0.6	1
Octanoico (C17:0)		0.8						12.6	
Octadecanoico (C18:0)	2.9	9.4		2.6		3.9	2.7		1
Palmitico (C16:0)	35.9		39.9	36.5	40.8	37.0	20.1	28.6	10
Eicosanoico (C20:0)								0.8	
Pentadecanoico (C15:0)			5.6						
Monoinsaturados									
Palmitoleico (C16:1)		28.5		3.4			2.2		
Eicosenoico (C20:1)								0.4	
Oleico (C18:1, n-9)	17.2	13.2	13.7	18.8	18.4	18.5	20.1	9.01	40
Poliinsaturados									
Eicosapentaenoico (C20:5, n-3)		13.6							
Linoleico (C18:2, n-6)		7.9	29.1	34.1	36.3	35.9	50.2	9.9	7
Gama Linolénico (C18:3, n-6)	39.9	4.3					4.0	26,1	

BIBLIOGRAFÍA

- ARORA, N., A. PATEL, P.A. PRUTHI & V. PRUTHI. 2016. Synergistic dynamics of nitrogen and phosphorus influences lipid productivity in *Chlorella minutissima* for biodiesel production. *Bioresource Technology* 213:79-87. DOI:10.1016/j.biortech.2016.02.112
- ARREDONDO, B. & D. VOLTOLINA. 2007. Determinación de peso seco y contenido orgánico e inorgánico. Arredondo, B. & D. Voltolina (eds.). *Métodos y Herramientas Analíticas En La Evaluación de La Biomasa Microalgal*. CIBNOR S.C., La paz, B.C.S., pp.23-26.
- BAIRD, R. & L. BRIDGEWATER. 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd ed. American Public Health Association (APHA). Washington, D.C. 164 p. DOI:10.2105/SMWW.2882.008
- BELOTTI, G., M. BRAVI, B. CAPRARIIS, P. FILIPPIS & M. SCARSELLA. 2013. Effect of Nitrogen and Phosphorus Starvations on *Chlorella vulgaris* Lipids Productivity and Quality under Different Trophic Regimens for Biodiesel Production. *American Journal of Plant Sciences* 04(12):44-51. DOI:10.4236/ajps.2013.412a2006
- BEUCKELS, A., E. SMOLDERS & K. MUYLAERT. 2015. Nitrogen availability influences phosphorus removal in microalgae-based wastewater treatment. *Water Research* 77:98-106. DOI:10.1016/j.watres.2015.03.018
- BUGH, E.G. & W. J. DYER. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology* 37(8):911-917.
- CANELLI, G., L. NEUTSCH, R. CARPINE, S. TEVERE, F. GIUFFRIDA, Z. ROHFRTSCH, F. DIONISI, C.J. BOLTEN & A. MATHYS. 2020. *Chlorella vulgaris* in a heterotrophic bioprocess: Study of the lipid bioaccessibility and oxidative stability. *Algal Research* 45:1-9. DOI:10.1016/j.algal.2019.101754
- FU, L., X. CUI, Y. LI, L. XU, C. ZHANG, R. XIONG, D. ZHOU & J.C. CRITTENDEN. 2017. Excessive phosphorus enhances *Chlorella regularis* lipid production under nitrogen starvation stress during glucose heterotrophic cultivation. *Chemical Engineering Journal* 330:566-572. DOI:10.1016/j.cej.2017.07.182
- GUEDES, A.C., H.M. AMARO, C.R. BARBOSA, R.D. PEREIRA & F.X. MALCATA. 2011. Fatty acid composition of several wild microalgae and cyanobacteria, with a focus on eicosapentaenoic, docosahexaenoic and α -linolenic acids for eventual dietary uses. *Food Research International* 44(9):2721-2729. DOI:10.1016/j.foodres.2011.05.020
- LI, Q., L. FU, Y. WANG, D. ZHOU & B.E. RITTMANN. 2018. Excessive phosphorus caused inhibition and cell damage during heterotrophic growth of *Chlorella regularis*. *Bioresource Technology* 268(July):266-270. DOI:10.1016/j.biortech.2018.07.148
- PALIWAL, C., M. MITRA, K. BHAYANI, S.V.V. BHARADWAJ, T. GHOSH, S. DUBEY & S. MISHRA. 2017. Abiotic stresses as tools for metabolites in microalgae. *Bioresource Technology* 244:1216-1226. DOI:10.1016/j.biortech.2017.05.058
- PALOMINO, F., M. ROJAS & M. BELTRÁN. 1997. Nueva técnica colorimétrica para la determinación de nitratos en el plasma. *Revista de La Facultad de Medicina, Universidad Nacional de Colombia* 45(2):63-69.
- QUEVEDO, C. 2011. Estudio de las condiciones de cultivo de la microalga *Chlorella sp* para la producción de hidrocarburos y su caracterización con aplicaciones en combustibles. Tesis de maestría en ingeniería, Facultad de ingeniería, Universidad de Antioquia. 176 p.
- RODOLFI, L., G. C. ZITTELLI, N. BASSI, G. PADOVANI, N. BIONDI, G. BONINI & M. R. TREDICI. 2009. Microalgae for oil: Strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor. *Biotechnology and Bioengineering* 102(1):100-112. DOI:10.1002/bit.22033
- SAFI, C., B. ZEBIB, O. MERAH, P.Y. PONTALIER & C. VACA-GARCIA. 2014. Morphology, composition, production, processing and applications of *Chlorella vulgaris*: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 35:265-278. DOI:10.1016/j.rser.2014.04.007
- SAKARIKA, M. & M. KORNAROS. 2017. Kinetics of growth and lipids accumulation in *Chlorella vulgaris* during batch heterotrophic cultivation: Effect of different nutrient limitation strategies. *Bioresource Technology* 243:356-365. DOI:10.1016/j.biortech.2017.06.110
- SHEN, X.F., J.J. LIU, F.F. CHU, P.K.S. LAM & R. J. ZENG. 2015. Enhancement of FAME productivity of *Scenedesmus obliquus* by combining nitrogen deficiency with sufficient phosphorus supply in heterotrophic cultivation. *Applied Energy* 158:348-354. DOI:10.1016/j.apenergy.2015.08.057
- SINGHASUWAN, S., W. CHOORIT, S. SIRISANSANEYAKUL, N. KOKKAEW & Y. CHISTI. 2015. Carbon-to-nitrogen ratio affects the biomass composition and the fatty acid profile of heterotrophically grown *Chlorella sp.* TISTR 8990 for biodiesel production. *Journal of Biotechnology* 216:16-177. DOI:10.1016/j.jbiotec.2015.10.003
- TONON, T., D. HARVEY, T.R. LARSON & I.A. GRAHAM. 2002. Long chain polyunsaturated fatty acid production and partitioning to triacylglycerols in four microalgae. *Phytochemistry* 61(1):15-24. DOI:10.1016/S0031-9422(02)00201-7
- WANG, T., X. TIAN, T. LIU, Z. WANG, W. GUAN, M. GUO, J. CHU & Y. ZHUANG. 2017. A two-stage fed-batch heterotrophic culture of *Chlorella protothecoides* that combined nitrogen depletion with hyperosmotic stress strategy enhanced lipid yield and productivity. *Process Biochemistry* 60(April):74-83. DOI:10.1016/j.procbio.2017.05.027
- WEI, A., X. ZHANG, D. WEI, G. CHEN, Q. WU, S.T. YANG. 2009. Effects of cassava starch hydrolysate on cell growth and lipid accumulation of the heterotrophic microalgae *Chlorella protothecoides*. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 36(11):1383-1389. DOI:10.1007/s10295-009-0624-x
- XIN, L., H. HONG-YING, G. KE & S. YING-XUE. 2010. Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga *Scenedesmus sp.* *Bioresource Technology* 101(14):5494-5500. DOI:10.1016/j.biortech.2010.02.016
- ZHANG, J., T.B.T. TRAN, B. TAIDI, P. LU & P. PERRÉ. 2020. *Chlorella vulgaris* heterotrophic colony development and interaction. *Algal Research* 49(April):1-12. DOI:10.1016/j.algal.2020.101907

Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos

Water quality assessment in a subtropical river and tributaries combining physicochemical and aquatic macroinvertebrates

Luis Fernando Gudiño-Sosa¹, Carlos Escalera-Gallardo¹, Gustavo Cruz-Cárdenas^{1*}, Rodrigo Moncayo-Estrada², José Teodoro Silva-García¹, Rebeca Flores-Magallón¹, Miriam Damián-Arroyo³, Marco Antonio Chávez-Tinoco¹

Recibido: 24 de agosto de 2021.

Aceptado: 12 de marzo de 2022.

Publicado: Abril de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. La evaluación de la integridad de un río involucra el análisis de diferentes aspectos de su entorno y del propio ecosistema. **Objetivos.** En el presente estudio se caracterizó la calidad abiótica y biótica del río Cupatitzio utilizando múltiples indicadores. **Métodos.** Se realizó un análisis de la cobertura de los diferentes usos del suelo en la cuenca, se registraron 16 variables fisicoquímicas del agua, se identificaron y cuantificaron los invertebrados acuáticos en 20 sitios. Se calcularon el índice de calidad del agua (NSF-WQI) y los índices biológicos (Shannon-Wiener, Pielou e Indicator Species Analysis) y se aplicaron métodos estadísticos multivariados. **Resultados.** La mayoría de los sitios presentan una importante cobertura de asentamientos humanos y agricultura con el menor valor para la vegetación natural. En consecuencia, el inicio del río presentó una modificación en su cauce lo que redujo el valor de los indicadores biológicos. La calidad del agua es mayormente media, relacionada a la presencia de materia orgánica con altos valores de Demanda Bioquímica de Oxígeno (máximo de 22.82 mg/L) y nutrientes (máximos de NO₃ de 12.39 mg/L y NH₄ de 7.31 mg/L). Las familias dominantes fueron Chironomidae, Lumbriculidae, Gammaridae y Baetidae. Se detectó una diferencia significativa tanto espacial como temporal en la abundancia de las familias (A=0.061, P=0.0007 y A=0.247, P=0.000008, respectivamente). Se identificaron 6 de las 77 familias como indicadores significativos. **Conclusiones.** Solo en estiaje se presentó más concordancia entre la calidad ambiental y los macroinvertebrados indicadores. Se presenta un protocolo de análisis para su implementación en otros ecosistemas acuáticos y se ve la necesidad de incorporar otros índices de indicadores biológicos (p. ej., BMWP) calibrados y validados para mejorar la interpretación.

Palabras clave: estadísticos multivariados, familias, índices biológicos, NSF-WQI, usos de suelo, río Cupatitzio.

¹ CII DIR Unidad Michoacán, COFAA, Instituto Politécnico Nacional. Justo Sierra No. 28, Jiquilpan, Michoacán, 59510. México

² Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, B.C.S., 23096. México

³ Universidad de La Ciénega del Estado de Michoacán de Ocampo. Av. Universidad 3000, col. Lomas de la Universidad, Sahuayo, Michoacán, 59000. México

*Corresponding author:

Gustavo Cruz-Cárdenas: e-mail: guscruz@ipn.mx; gustavo.cruz.cardenas@gmail.com

To quote as:

Gudiño-Sosa, L. F., C. Escalera-Gallardo, G. Cruz-Cárdenas, R. Moncayo-Estrada, J. T. Silva-García, R. Flores-Magallón, M. Damián-Arroyo & M. A. Chávez-Tinoco. 2022. Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos. *Hidrobiológica* 32 (1): 33-50.

DOI:10.24275/uam/izt/dobs/hidro/2022v32n1/Gudiño

ABSTRACT

Background. The evaluation of the integrity of a river involves the analysis of different aspects of its environment and the ecosystem itself. **Goal.** In the present study, the abiotic and biotic quality of the Cupatitzio river was characterized using multiple indicators. **Methods.** An analysis of the coverage of the different land uses in the basin was carried out, 16 physicochemical variables of the water were measured, and aquatic invertebrates were identified and quantified in 20 monitoring sites. **Water quality index (NSF-WQI)** and biological indices (Shannon-Wiener, Pielou, and Indicator Species Analysis) were calculated, and multivariate statistical methods were applied. **Results.** Most of the sites present an important coverage of human settlements and agriculture, and the lowest value for natural vegetation. Consequently, the beginning of the river presented a modification in its channel which reduced the value of biological indicators. Overall water quality is medium for the river, related to the presence of organic matter with high values of Biochemical Oxygen Demand (maximum 22.82 mg/L) and nutrients (maximum NO₃ of 12.39 mg/L and NH₄ of 7.31 mg/L). The dominant families were Chironomidae, Lumbriculidae, Gammaridae, and Baetidae. A significant spatial and temporal difference in family abundance was detected (A=0.061, P=0.0007, and A=0.247, P=0.000008, respectively).

Six of the 77 families were identified as significant indicators. **Conclusions.** Only at dry season there was more concordance between environmental quality and aquatic organisms' indicators. A protocol of the analyses is presented for implementation in other aquatic ecosystems and it is recommended the necessity to calibrate and validate biological indicator indices (e. g., BMWP) to improve interpretation.

Keywords: biological indices, families, land uses, multivariate statistics, NSF-WQI, Cupatitzio River.

INTRODUCCIÓN

Dentro de los recursos hídricos más importantes porque brindan diferentes servicios ambientales están las aguas superficiales en los que encontramos los ríos y arroyos (Wetzel, 2001; Tarbuck *et al.*, 2005; Fang & Jawitz, 2019). El hombre los ha utilizado desde la antigüedad para realizar diversas actividades sociales, económicas y recreativas. Sin embargo, por su complejidad en ocasiones no se han planificado adecuadamente lo que genera un deterioro y contaminación de los cuerpos de agua (Tarbuck *et al.*, 2005; Berger *et al.*, 2017). Además de los impactos ambientales locales se incluyen los regionales a nivel de cuenca, donde se encuentra el cambio de uso del suelo por el establecimiento de zonas urbanas en sus inmediaciones, y las actividades agrícolas y ganaderas, así como los cambios climáticos globales, y otros aspectos que han recibido una atención creciente por parte de la comunidad científica (Behmel *et al.*, 2016; Ruiz-Picos *et al.*, 2017).

Para la evaluación de la degradación de los ecosistemas acuáticos se han desarrollado herramientas como los índices de calidad del agua (Gitau *et al.*, 2016; Sutadian *et al.*, 2016). Estos tienen la cualidad de derivar de manera efectiva un solo valor, a partir de numerosas variables fisicoquímicas, que refleja el nivel de calidad del agua, eliminando así las diferencias entre las variables utilizadas individualmente (Wu *et al.*, 2017). Además, los índices de calidad del agua se han aplicado ampliamente para evaluar aguas superficiales en diferentes lugares (e.g., Şener *et al.*, 2017) y algunos de ellos se han establecido en las normas oficiales de diferentes países (AENOR-UNE, 2007; EPA, 2019).

Otros indicadores que permiten caracterizar el ecosistema y determinar la magnitud de los impactos son las comunidades bióticas acuáticas, particularmente los macroinvertebrados bentónicos (Rolán-Pérez, 1999, 2016; Laini *et al.*, 2018). Estos organismos son de fácil muestreo y no se necesita de una alta inversión económica, presentan parte o todo su ciclo de vida dentro del cuerpo de agua y son organismos centinelas con escasa capacidad de movimiento (Cotler *et al.*, 2006; Keke *et al.*, 2017). En general, los macroinvertebrados responden de diferente manera a los agentes contaminantes favoreciendo la detección de las alteraciones en tiempo hábil y abarcando diferentes hábitats (Cotler *et al.*, 2006; Osoz *et al.*, 2011). Se han empleado algunos índices ecológicos tradicionales aplicados a los macroinvertebrados, como respuesta integral en un solo valor acerca de la condición del sitio (Ruiz-Picos *et al.*, 2016).

En el presente estudio se toma como ejemplo el río Cupatitzio y tributarios, donde se llevan a cabo diferentes actividades antropogénicas que ocasionan un deterioro del cuerpo de agua (Pureco, 2016). Dentro de las más importantes son el desarrollo de varias zonas urbanas, la generación de energía eléctrica que promueve la alteración hidrológica, la producción industrial y agropecuaria que vierten sus aguas residuales sin tratamiento y el turismo (Ortega *et al.*, 2013; 2015; Ruiz-Picos

et al., 2017). Esto genera un mosaico de usos de suelo cuya influencia en el río se puede describir a través del impacto en la calidad del agua y la comunidad de macroinvertebrados. El objetivo es determinar el nivel de degradación ecológica de un río subtropical y sus afluentes considerando la interrelación entre las variables abióticas y bióticas a través del tiempo y el espacio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La Subcuenca del río Cupatitzio se encuentra dentro de la región hidrológica del río Balsas y de la cuenca del río Tepalcatpec-Infiernillo (Ortega *et al.*, 2015). Se sitúa en la parte occidental y central del estado de Michoacán (19° 25' 01.97" norte y -102° 03' 01.30" oeste; Fig. 1) con una superficie de 2,815 km². Está localizada en la pendiente sur de la Sierra de Uruapan, dentro de los municipios de Uruapan, Gabriel Zamora, Lombardía y Nueva Italia (Ortega *et al.*, 2015; Pureco, 2016). El río Cupatitzio tiene una longitud de 52 km lineales, nace a 1,640 msnm en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio y termina a los 443 msnm cuando se une al río El Márquez el cual desemboca en la presa El Infiernillo.

Uso de suelo y vegetación. Se emplearon los datos vectoriales de capa de uso de suelo y vegetación de la serie VI (INEGI, 2017). Se identificaron ocho diferentes tipos de uso de suelo que incluyeron: Asentamientos humanos (AH); vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino (VSa/BPE); agricultura de temporal (AT); pastizal inducido (PI); agricultura de riego (AR); bosque de pino-encino (BPE); cuerpo de agua (CA) y vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia y de bosque de pino-encino (VSSBC/VSSBPE). Se aplicó la metodología de Barbour *et al.* (1999) para determinar el porcentaje de influencia del tipo de vegetación en el cauce del río.

Sitios de muestreo, análisis de campo y laboratorio. Se establecieron 20 sitios de muestreo distribuidos a lo largo del río, ubicados de acuerdo con los impactos que recibe y las actividades que se realizan en sus inmediaciones (11.6 m² área de captura) (Anexo1). Los sitios comprenden la cabecera del río y aquellos lugares donde nace agua de manantiales, seguido del recorrido por la zona urbana, hasta su desembocadura. Los muestreos se realizaron de manera cuatrimestral, cubriendo la temporada de estiaje, lluvias y después de lluvias (mayo y septiembre 2016, y enero 2017, respectivamente). En cada sitio se registraron 16 variables fisicoquímicas (Tabla 2), nueve se determinaron en campo con un multisenor Hydrolab DS5 (temperatura, conductividad eléctrica, pH, cloruros, sólidos totales disueltos, turbiedad, oxígeno disuelto y salinidad) y con un flujómetro (flujo). Siete se analizaron en laboratorio, para lo cual se recolectaron 2.5 L de agua en frascos ámbar de plástico para determinar demanda bioquímica de oxígeno (BOD₅; NMX-AA-028-SCFI-2001), demanda química de oxígeno (COD; NMX-AA-030-1-SCFI-2012), Amonio (NH₄; NMX-AA-026-SCFI-2010), Nitratos (NO₃; NMX-AA-079-SCFI-2001) y fósforo total (TP NMX-AA-029-SCFI-2001). Así como 500 mL de agua en frascos de vidrio esterilizados previamente, a partir de los que se determinaron coliformes totales y fecales (TotC y FecC; NMX-AA-042-SCFI-2015). Las muestras fueron conservadas a 4°C para su posterior análisis en el laboratorio de acuerdo con los criterios de Rice *et al.* (2017). Las muestras biológicas se tomaron con una red manual tipo Surber (marco rectangular de 25.4 x 45.7 cm, con un área de boca 1,160.7 cm² y abertura de malla de 365 µm) por arrastre durante 5 a 10 minutos, se lavaron para eliminar el exceso de arcillas en una cubeta con fondo de tamiz de 420 µm y se

conservaron en alcohol al 70% en frascos de plástico con capacidad de dos litros. Los organismos se identificaron por medio de diferentes claves taxonómicas (Pennak, 1978; Merritt *et al.*, 2008; Thorp & Covich, 2009).

Índices biológicos e índices de calidad del agua. Se determinó la dominancia global de las especies por temporada por medio del Índice de Valor Biológico propuesto por Sanders (Loya-Salinas & Escofet, 1990). $BVSI_j = \sum_{i=1}^S w_x x_{ij}$ Donde, i = especie i de un total de S especies, j = evento de muestreo de un total de m eventos, x_{ij} : intervalo de importancia relativa de la especie i en el evento de muestreo j y w_x : valor ponderal para el intervalo de importancia x . Se calcularon para cada uno de los sitios la riqueza de especies y los índices ecológicos clásicos de Shannon ($H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$, donde: S = número de especies p_i = es la proporción de individuos de cada especie i) e igualdad de Pielou ($J' = \frac{H'}{H'_{máx}}$), donde: H' = diversidad de las especies, $H'_{máx}$ = diversidad máxima de las especies = $\log_2 S$ y S = número total de especies). Los resultados de la dominancia se obtuvieron con el paquete Rbvi y los índices con el paquete vegan en el programa R (R Core Team, 2019).

La calidad del agua se calculó de acuerdo con el índice propuesto por la National Sanitation Foundation (1978, índice NSF-WQI) por medio de la fórmula: $\prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$. Donde, n = número de variables medidas de la calidad del agua, w_i = peso específico que se asigna a cada variable i , que se pondera entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a uno, q_i = calidad de la variable i . Los resultados se agrupan en diferentes intervalos que corresponden a distintas categorías de

la calidad del agua: 91-100 es Excelente, 71-90 es Buena, 51-70 es Media, 26-50 es Mala y <25 es Muy Mala.

Análisis estadísticos. Se exploró las variables fisicoquímicas agua del río y el uso del suelo en los diferentes sitios por medio de un análisis de componentes principales (PCA). Se realizaron análisis de varianza, (ANOVA) de una vía con los datos de las variables fisicoquímicas para identificar diferencias estadísticamente significativas de cada una de ellas entre temporadas ($\alpha=0.05$). Se implementó un Procedimiento de Permutación Multirespuesta (MRPP) que representa una aproximación no paramétrica para determinar si no hay diferencias en la abundancia de las familias entre meses y sitios. Para el análisis se utilizaron matrices de similitud Relativas de Sorensen con la distancia en intervalos y probando la significancia estadística con 5000 permutaciones. Además, se hizo un Análisis de Especies Indicadoras (ISA) que es un indicador simétrico de la ocurrencia y la abundancia, para determinar cuáles son las familias responsables de la diferencia entre sitios (Dufréne & Legendre, 1997). Para determinar la relación de las variables abióticas (variables fisicoquímicas) con las bióticas (abundancia de macroinvertebrados) se realizaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Previo al análisis se implementaron correlaciones entre las variables y componentes principales para identificar posibles redundancias en los valores. El PCA se desarrolló por medio de la función prcomp y el NMDS con la función metaMDS en el paquete vegan del programa R (R Core Team, 2019), el análisis MRPP e ISA se obtuvieron con el programa PC-ORD (v.6; McCune & Mefford, 2006).

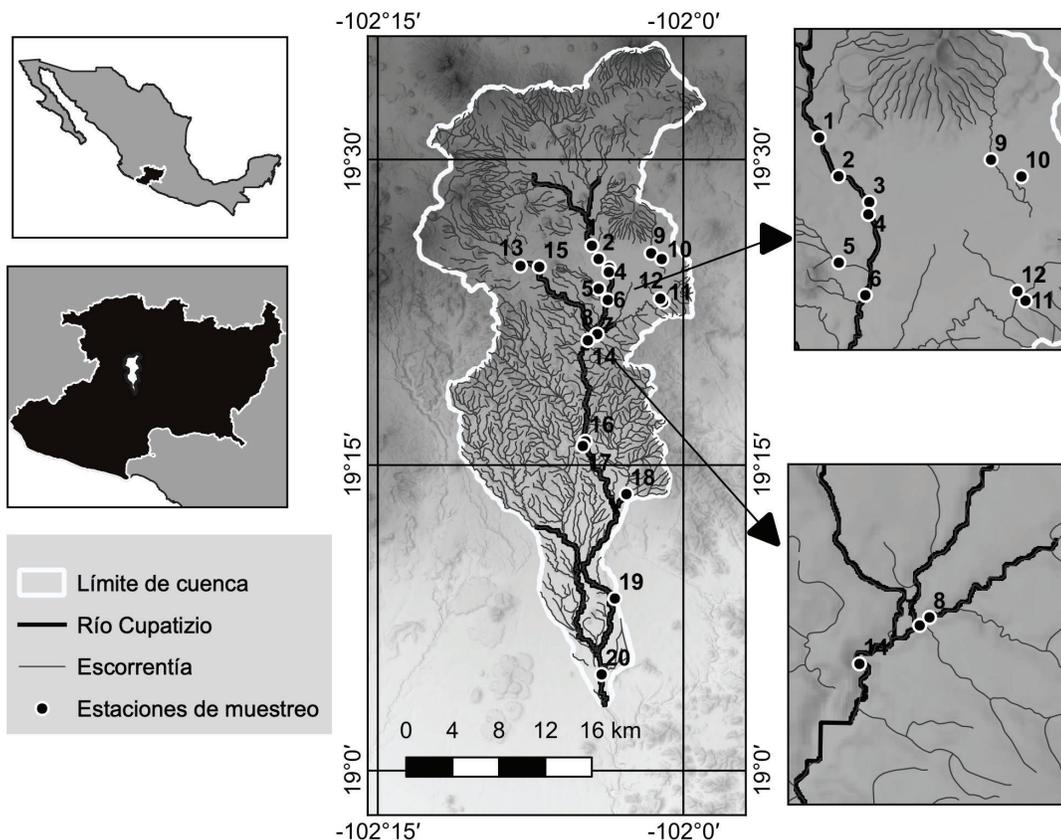


Figura 1. Área de estudio y localización de los sitios.

RESULTADOS

Uso del suelo. Seis de los veinte sitios presentaron valores de porcentaje de cobertura de los asentamientos urbanos arriba del 95%, principalmente en el inicio del río. La agricultura de temporal fue el siguiente uso del suelo más representativo donde cinco sitios tuvieron coberturas arriba del 55%. Posteriormente, la categoría vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino presentó en tres sitios una cobertura arriba del 70%. Los que menores valores de cobertura presentaron fueron el bosque de pino-encino (dos sitios con menos del 17%) y cuerpo de agua (dos sitios con menos del 50%) (Tabla 1).

Variables fisicoquímicas del agua y su interacción con el uso del suelo. Los valores promedio de las variables fisicoquímicas en los 20 sitios para cada período de monitoreo se muestran en la Tabla 2. A pesar de que en algunas variables no se presenta diferencia estadística, lo cual está relacionado a los valores de cada uno de los sitios dentro de cada periodo, sí se identifica una tendencia clara en la media. Algunos ejemplos que muestran mayor variabilidad son demanda química de

oxígeno, nitratos, cloruros, turbiedad, coliformes fecales y totales y flujo de agua. (Anexo 2).

Los resultados del PCA muestran un gradiente ambiental relacionado con el primer componente (29% de la varianza explicada) (Fig. 2). Mayores valores en la concentración de oxígeno disuelto y menores valores de la BDO₅ y coliformes fecales hacia la derecha, donde se presenta el inicio o cerca del inicio del río (sitios 1 al 6 en zonas de manantiales). En contraste, hacia la izquierda del mismo componente, hay mayores valores de concentración de amonio y BOD₅ y se relacionan con drenajes de zonas urbanas y la agricultura de riego (sitios 9, 11 y 12). El segundo componente se relaciona más con el uso del suelo (15% de la varianza explicada). Hacia arriba se tienen los sitios más cercanos o inmersos en la zona urbana (i.e., Parque Nacional Barranca del Cupatitzio en la ciudad de Uruapan, donde se origina el río). Siguiendo hacia abajo en el mismo eje, donde están los sitios inmersos en zonas de vegetación secundaria, tanto de selva baja caducifolia como de bosque de pino-encino (sitios 16, 17 y 20).

Tabla 1. Cálculo de las áreas de cobertura en porcentaje de los diferentes usos del suelo identificados en los sitios de muestreo dentro de la cuenca del río Cupatitzio.

Sitios	AH	VSa/BPE	AT	PI	AR	BPE	CA	VSSBC/VSBPE
1	99.06	0.94	SC	SC	SC	SC	SC	SC
2	100	SC	SC	SC	SC	SC	SC	SC
3	100	SC	SC	SC	SC	SC	SC	SC
4	100	SC	SC	SC	SC	SC	SC	SC
5	42.63	9.76	47.61	SC	SC	SC	SC	SC
6	51.99	SC	48.01	SC	SC	SC	SC	SC
7	SC	40.77	59.23	SC	SC	SC	SC	SC
8	SC	33.23	66.77	SC	SC	SC	SC	SC
9	95.91	SC	4.09	SC	SC	SC	SC	SC
10	99.15	SC	0.85	SC	SC	SC	SC	SC
11	58.58	10.93	2.43	2.59	25.48	SC	SC	SC
12	74.24	0.31	SC	5.14	20.31	SC	SC	SC
13	36.13	SC	63.12	SC	SC	0.75	SC	SC
14	SC	71.32	22.5	SC	SC	SC	6.18	SC
15	4.92	SC	78.54	SC	SC	16.54	SC	SC
16	SC	78.61	5.84	15.55	SC	SC	SC	SC
17	SC	83.51	6.01	10.17	SC	SC	SC	0.32
18	SC	36.58	63.42	SC	SC	SC	SC	SC
19	SC	SC	SC	SC	50.94	SC	SC	49.06
20	SC	SC	SC	19.81	36.3	SC	SC	43.9

AH = Asentamientos humanos; VSa/BPE = vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino; AT = agricultura de temporal; PI = pastizal inducido; AR = agricultura de riego; BPE = bosque de pino-encino; CA = cuerpos de agua; VSSBC/VSBPE = vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia y de bosque de pino-encino y SC= sin cambio.

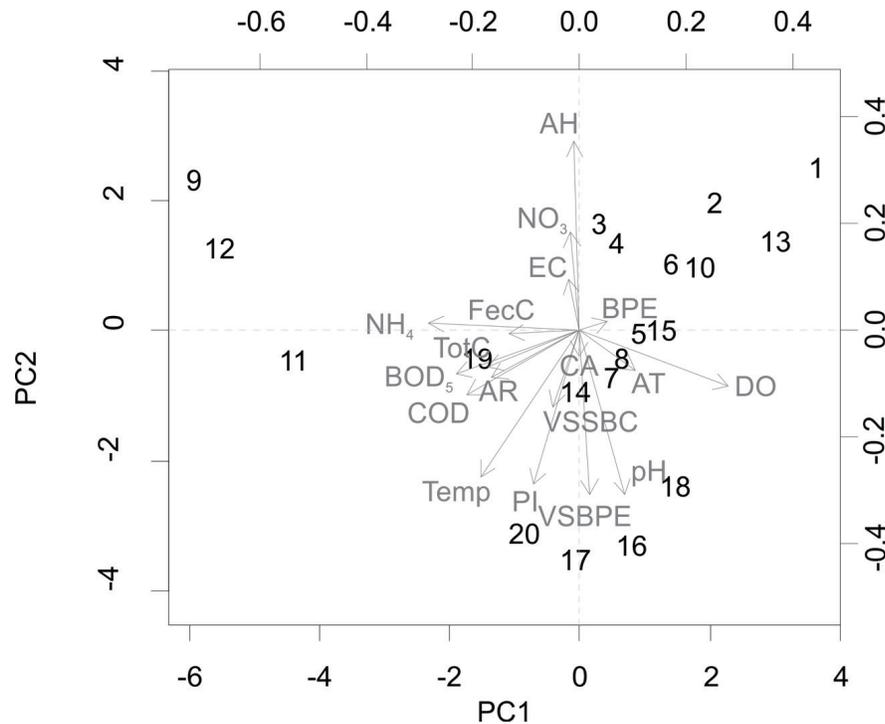


Figura 2. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas y de la cubierta del suelo relacionadas con los sitios de muestreo. Los números representan los sitios de muestreo. Temp = Temperatura del agua, DO = Oxígeno disuelto, BOD₅ = Demanda bioquímica de oxígeno, COD = Demanda química de oxígeno, EC = Conductividad eléctrica, NH₄ = Amonio, NO₃ = Nitratos, TotC = Coliformes totales y FecC = Coliformes fecales. AH = Asentamientos humanos; VSa/BPE = vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino; AT = agricultura de temporal; PI = pastizal inducido; AR = agricultura de riego; BPE = bosque de pino-encino; CA = cuerpos de agua y VSSBC/VSSBPE = vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia y de bosque de pino-encino.

Índice de calidad del agua. Las variables fisicoquímicas mostraron una variación temporal, lo cual se ve reflejado en el índice de calidad del agua (NSF-WQI) con valores entre 51 a 70 (Fig. 3). La mayor parte de los sitios caen en una clasificación del agua media con 70% en estiaje, 80% en lluvias y 70% después de lluvias. Entre un 15 a 20% presentó calidad buena (sitios 1 al 3 y 13) y 15% de calidad mala. Solo el sitio nueve presentó una calidad mala en las tres temporadas, seguido de los sitios 11 y 12 con calidad mala en dos temporadas (Fig. 3). El sitio uno en la temporada de estiaje (mayo) fue el único que obtuvo calidad excelente en todo el estudio y el sitio 13 tuvo buena calidad en las tres temporadas. Con respecto a los tributarios (manantiales, canales, arroyos y ríos), algunos promovieron una mejor calidad del recurso por su entrada al río. Tal es el caso del arroyo Tarecho con calidad media (sitio 3), el río Infiernillo con una calidad media (sitio 5), manantial y río Los Conejos con una calidad buena (sitio 13), la presa Caltzontzin en el balneario Villa Paraíso con calidad buena (sitio 9) y el río Jicalán Viejo con calidad media (17). En contraste, otros deterioraron la calidad del agua como el canal de la hidroeléctrica Zumpimito con calidad media (sitio 12), canal San Francisco con calidad mala por presentarse las descargas del rastro municipal (sitio 11), el arroyo La Cofradía con calidad mala (sitio 8) y el canal de la hidroeléctrica Cupatitzio con calidad media (sitio 16) al cual se une el canal de lixiviados del relleno sanitario municipal.

Dominancia y diversidad de macroinvertebrados. Un total de 81,806 macroinvertebrados bentónicos se colectaron en este estudio, con un

56.15% para el primer periodo (mayo 2016) clasificados en 21 órdenes, 9 clases y 56 familias, un 13.38% para el segundo periodo (septiembre 2016) clasificados en 20 órdenes, 9 clases y 54 familias, y un 30.47% para el tercer periodo (enero 2017) clasificados en 20 órdenes, 9 clases y 57 familias. (Anexo 3). Los valores de abundancia mostraron diferencias significativas entre los meses ($A=0.061$, $P=0.0007$) y sitios ($A=0.247$, $P=0.00008$). Particularmente, se diferenció la época de secas de las lluvias ($A=0.075$, $P=0.0005$) y el periodo intermedio con las lluvias ($A=0.036$, $P=0.014$). Por su parte, los sitios que más difirieron de otros fueron los que se encuentran hacia la cuenca baja y son el 18 (con 14 sitios), el 19 (con 13 sitios) y el 16 (con 11 sitios; Tabla 5).

En términos de dominancia, el índice biológico de Sanders (BVIS) destacó como las familias más importantes a Chironomidae y Lumbriculidae en ese orden durante las tres temporadas. Otras familias que también dominaron fueron Ostracoda, Gammaridae, Baetidae e Hydracarina (Hydrachnididae). Por su parte, la familia Ceratopogonidae en mayo, Tanyptodinae en septiembre y Gomphidae en enero tuvieron los valores más bajos (Fig. 4). En el análisis de las especies indicadoras, solo 6 de 77 familias son indicadores significativos (Tabla 4). El máximo número de familias por sitio fue de 29 y el mínimo fue de una familia. Los valores de los índices biológicos variaron de acuerdo con la temporada, siendo mayor el valor promedio para las lluvias (septiembre), mientras que el menor se presentó en el estiaje (mayo). La mayor diversidad H' se presentó en el sitio uno en septiembre (3.48), la mayor equidad J en el sitio cinco en el mes de enero (0.96; Tabla 3).

Tabla 2. Valores medios de los variables fisicoquímicos en los tres períodos de muestreo.

Variables	Mayo	Septiembre	Enero	P	EF	R ²
Temp (°C)	20.77	18.96	18.39	31e ⁻⁶	29.34	0.78
DO(mg/L)	8.65	9.28	9.43	17e ⁻¹¹	148.8	0.95
BOD ₅ (mg/L)	22.82	17.49	14.36	13 e ⁻²	10.03	0.54
COD(mg/L)	71.44	144.58	43.37	0.27	1.411	0.14
EC (mS/cm)	219.73	148.54	218.10	53e ⁻⁷	37.99	0.82
NH ₄ (mg/L)	7.31	0.96	2.65	35e ⁻⁴	13.14	0.61
NO ₃ (mg/L)	5.88	4.88	12.39	0.48	3.64	0.30
pH (units)	7.36	7.46	7.64	26e ⁻²	8.61	0.50
Cl (mg/L)	15.23	5.40	6.53	0.23	1.579	0.16
TDS (ppm)	0.1597	0.1389	0.1494	92e ⁻⁴	10.83	0.56
Turb (ntu)	460.62	118.51	114.88	0.085	2.859	0.25
TotC (UFC/100 mL)	34x10 ⁶	22x10 ⁶	23x10 ⁷	0.693	0.3747	0.042
FecC (UFC/100 mL)	39x10 ⁴	41x10 ⁵	23x10 ⁶	0.078	2.963	0.26
TP (mg/L)	1.36	0.34	0.88	0.025	4.621	0.35
Fl (m ³ /s)	3.39	5.19	3.52	0.084	2.879	0.25
Sal (‰)	0.103	0.06	0.11	9e ⁻⁸	48.8	0.85

Incluimos el EF= Estadístico F con 17 grados de libertad, las diferencias significativas (P<0.05), y la R². Temp=Temperatura del agua, DO=Oxígeno disuelto, BOD₅= Demanda bioquímica de oxígeno, COD=Demanda química de oxígeno, EC=Conductividad eléctrica, NH₄=Amonio, NO₃=Nitratos, Cl=Cloruros, TDS=Sólidos disueltos totales, Turb=Turbiedad, TotC=Coliformes totales, FecC=Coliformes fecales, TP=Fósforo total, Fl=Flujo de agua y Sal=Salinidad.

Relación de variables fisicoquímicas y macroinvertebrados bentónicos. En la Figura 5a para el mes de mayo se muestra la relación entre las variables fisicoquímicas y la presencia de los macroinvertebrados (varianza acumulada de 33.37%). El primer eje se diferencia en la izquierda por la concentración de oxígeno disuelto, temperatura del agua y pH, encontrándose familias sensibles (indicadoras de buena calidad) como Polycentropodidae, Hydropsychidae, Libellulidae, Heptageniidae

y Gomphidae. Por su parte, hacia la derecha, en donde se encuentran los compuestos nitrogenados, cloruros, fosfatos, BOD₅ y COD, coliformes totales y fecales se encontraron familias tolerantes a resistentes (indicadoras de calidad mediana a mala) como Chironomidae, Lumbriculidae, Culicidae y Gammaridae debido a que se relacionan con la presencia de materia orgánica.

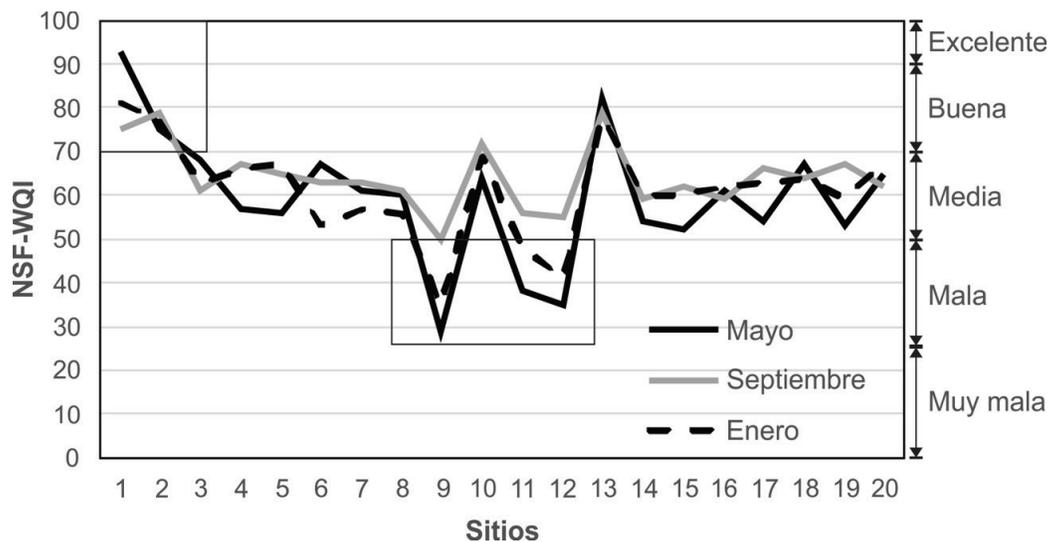


Figura 3. Valores del índice de calidad del agua obtenidos en las tres estaciones para cada sitio. Estiaje (mayo), temporada de lluvias (septiembre), y estiaje frío (enero). Rectángulos destacan los valores más altos y más bajos del índice.

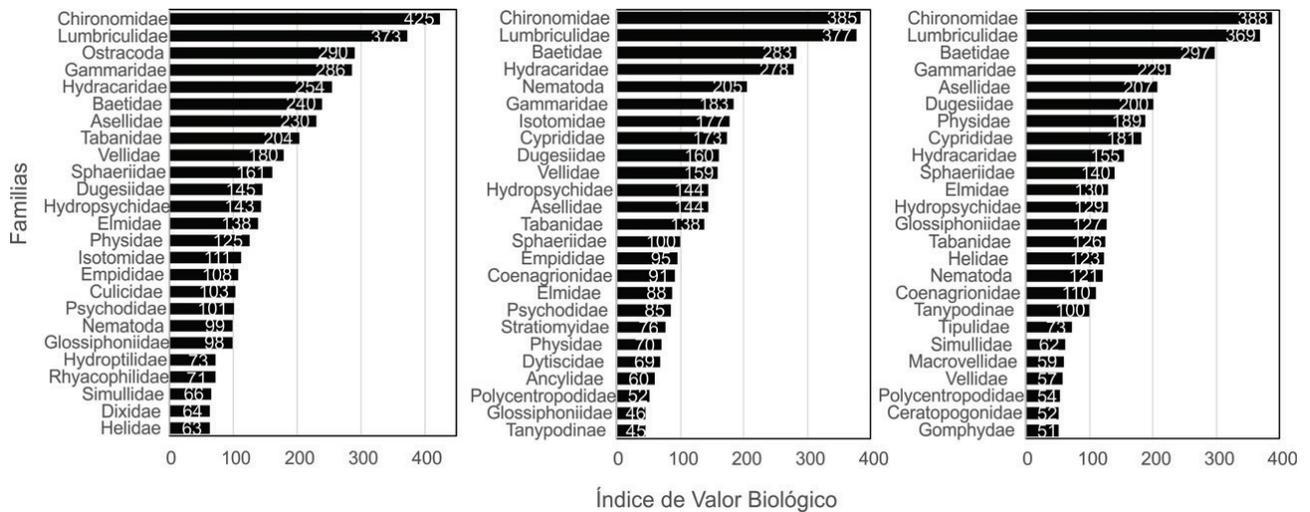


Figura 4. Índice biológico de Sanders (BVI) para cada familia de macroinvertebrados según los diferentes eventos de muestreo. De izquierda a derecha: mayo, septiembre y enero.

En el mes de septiembre, no existe una tendencia clara de relación entre variables fisicoquímicas y macroinvertebrados de acuerdo con su sensibilidad, tolerancia o resistencia (Fig. 5b, varianza acumulada de 29.98%). Mientras que algunos ejemplos de familias se distribuyen entre sensibles (cuadrante superior) y más tolerantes (cuadrante inferior) en el eje dos. Por su parte, la diferencia entre variables ambientales sigue más el eje uno con diferentes calidades ambientales como en el caso del mes de mayo. Esto se puede atribuir al efecto de dilución

por el temporal de lluvias, lo que ocasiona un aumento del volumen y la velocidad del agua. Sin embargo, con la escorrentía se espera un aumento de la turbiedad, sólidos totales disueltos y compuestos nitrogenados. Algunas familias se relacionan con la presencia de materia orgánica como Gammaridae, Lumbriculidae, Tipulidae, Psychodidae y Glossiphoniidae, además de los que se encuentran en condiciones más lúenticas y turbias como Corixidae.

Tabla 3. Valores de los índices biológicos de riqueza.

Periodo	Mayo			Septiembre			Enero		
	Sitios	S	H'	J	S	H'	J	S	H'
1	14	2.26	0.89	18	3.48	0.94	10	2.15	0.92
2	20	2.32	0.93	15	2.78	0.93	15	2.23	0.91
3	10	0.74	0.89	13	2.18	0.95	13	1.19	0.92
4	23	0.48	0.86	11	1.97	0.89	17	2.12	0.9
5	29	2.74	0.94	24	2.51	0.94	17	1.76	0.96
6	13	0.38	0.9	19	2.56	0.91	13	1.88	0.94
7	10	2.21	0.92	18	2.59	0.92	23	2.76	0.93
8	18	0.82	0.87	13	2.87	0.94	6	0.7	0.85
9	9	0.95	0.87	26	2.02	0.88	25	1.8	0.92
10	23	2.51	0.95	17	2.36	0.93	18	3	0.94
11	12	2.55	0.93	16	3.1	0.95	8	2.1	0.9
12	14	2.18	0.92	15	2.22	0.91	1	0	1
13	16	2.78	0.91	17	2.6	0.94	10	1.47	0.87
14	14	0.88	0.86	12	2.42	0.93	10	1.67	0.85
15	0	0	0	11	2.65	0.91	13	1.09	0.94
16	18	2.66	0.93	17	2.76	0.92	22	1.94	0.91
17	19	2.21	0.92	15	2.95	0.94	29	2.04	0.94
18	25	2.25	0.94	8	2.15	0.91	21	3.32	0.94
19	8	0.39	0.78	13	2.19	0.91	10	0.86	0.87
20	20	2.94	0.92	19	2.83	0.94	15	2.13	0.94

S= número de especies; índices H' = Shannon y J = Pielou.

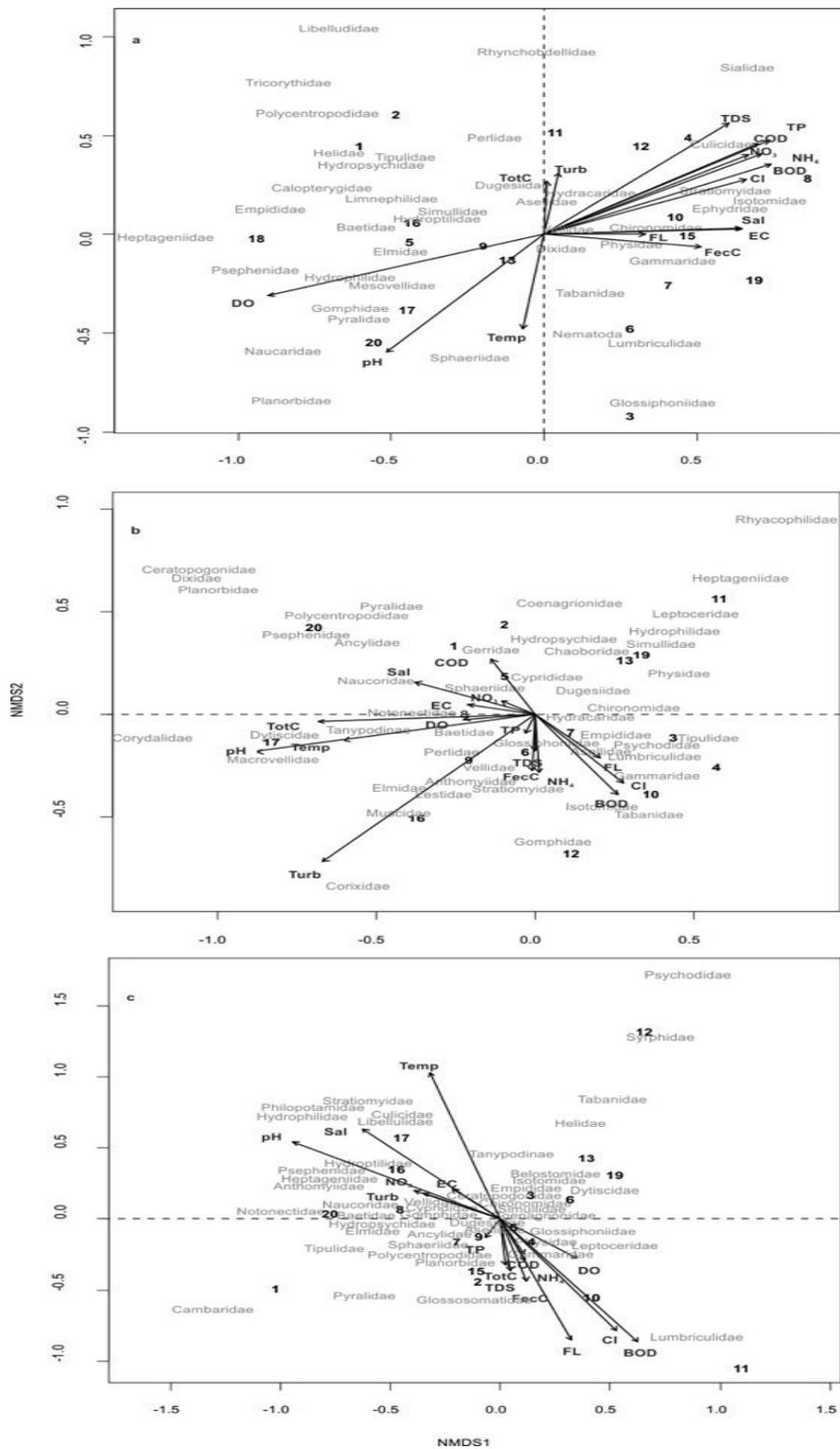


Figura 5. Análisis NMDS para los diferentes sitios y variables ambientales en las distintas estaciones (a = mayo, b = septiembre, c = enero) en el río Cupatitzio. BOD₅ = Demanda bioquímica de oxígeno, COD = Demanda química de oxígeno, DO = Oxígeno disuelto, EC = Conductividad eléctrica, FecC = Coliformes fecales, FL = Flujo de agua, Cl = Cloruros, NH₄ = Amonio, NO₃ = Nitratos, pH, Sal = Salinidad, TDS = Sólidos disueltos totales, Temp = Temperatura del agua, TotC = Coliformes totales, TP = Fósforo total, y Turb = Turbiedad.

En el mes de enero no se tiene una separación clara de los sitios con respecto a las variables ambientales y a las familias. Sin embargo, en el eje dos y hacia el cuadrante superior se tiene a la temperatura y el pH, como fue el caso del muestreo de mayo y hacia el cuadrante inferior diferentes variables relacionadas con mala calidad del agua. Además, se tiene una gran congregación de las familias en la parte central del gráfico y las que se encuentran más separadas, presentan sensibilidades diferentes. Por ejemplo, Psychodidae se relaciona con buena calidad mientras que Syrphidae es tolerante, aspecto que no la limita a presentarse en diferentes sitios (Fig. 5c, varianza acumulada de 38.40%).

La correlación entre el índice de calidad del agua (NSF-WQI) y los índices biológicos Shannon, Simpson y Peolou es una relación débil con valores menores del 35% (Tabla 6) e incluso resultados negativos lo que nos indica que no tienen relación alguna y esto se debe a que los índices son calculados con variables de diferentes valores y dimensiones (la correlación puede ser directa si los valores muestran un 95% de correlación).

DISCUSIÓN

Análisis fisicoquímico. La calidad del agua depende de los impactos directos e indirectos que se presentan en torno al ecosistema acuático y se relacionan al nivel de desarrollo y dinámica de los asentamientos humanos (Fang & Jawitz, 2019). A diferencia de otros estudios donde la presencia de zonas urbanas se relaciona con contaminación (e.g., Tu, 2013) en el río Cupatitzio, en los sitios 1 y 2, se tiene un comportamiento inverso. Esto se debe a que, si bien el nacimiento del río se encuentra dentro de la ciudad de Uruapan, está inmerso y protegido en un parque nacional (Parque Nacional Barranca del Cupatitzio). Sin embargo, en otros sitios (9, 11 y 12) donde se tiene la combinación de zonas urbanas, actividades ganaderas y sitios agrícolas, resultaron de los más contaminados con valores de demanda bioquímica de oxígeno de hasta dos órdenes de magnitud (NFS-WQI categoría mala). Con esto se establece una importante contaminación orgánica del río que está correlacionada con contaminación microbiológica y la reducción en la disponibilidad de oxígeno (Vigiak *et al.*, 2019). Esta contaminación implica una amenaza importante en países en desarrollo, debido al incremento en las descargas sin tratamiento y la reducción en la capacidad de dilución de los ríos por la extracción y uso excesivo del agua y el cambio climático (Wen *et al.*, 2017). Los nutrientes nitrogenados también presentaron valores muy elevados en los sitios más contaminados (9, 11, 12), llegando a obtener para los nitratos concentraciones siete veces arriba de la máxima permitida (>45 mg/L). El problema es que su impacto no solo afecta al cuerpo de agua través de la eutrofización, sino que afecta a la salud pública (Zhang *et al.*, 2019).

Tabla 4. Familias de indicadores significativos a partir del análisis de las especies indicadoras.

Familia	IV	Media	S.Dev	p
Glossiphoniidae	32.4	14.3	5.21	0.0052
Planorbidae	46.6	16.9	9.95	0.0126
Naucoridae	52.9	20.5	9.45	0.0224
Polycentropodidae	38.9	16.5	7.93	0.0224
Cambaridae	66.7	20.1	9.13	0.0372
Gomphidae	36.3	17.5	8.59	0.0418

V= valor del indicador, S.Dev= desviación estándar p= probabilidad.

Tabla 5. Resultados de la comparación entre pares de sitios del análisis MRPP.

Comparación		T	A	p
19	1	-1.86	0.30	0.03
19	2	-2.17	0.21	0.02
19	3	-2.83	0.43	0.02
19	4	-2.96	0.43	0.02
19	6	-2.39	0.32	0.03
19	7	-2.85	0.37	0.02
19	8	-2.84	0.27	0.02
19	10	-2.50	0.40	0.02
19	11	-2.94	0.43	0.02
19	12	-1.95	0.16	0.04
19	13	-2.75	0.43	0.02
19	15	-2.07	0.32	0.03
18	19	-2.88	0.43	0.02
18	1	-2.70	0.41	0.02
18	2	-2.05	0.21	0.03
18	3	-2.83	0.32	0.02
18	4	-2.89	0.43	0.02
18	5	-2.44	0.30	0.03
18	6	-2.58	0.22	0.02
18	7	-2.35	0.35	0.03
18	9	-2.19	0.25	0.03
18	10	-2.32	0.27	0.03
18	11	-2.74	0.40	0.02
18	15	-2.62	0.35	0.02
18	16	-2.75	0.37	0.02
18	17	-2.01	0.21	0.03
16	2	-1.97	0.25	0.04
16	3	-2.52	0.35	0.03
16	4	-2.94	0.43	0.02
16	5	-2.27	0.22	0.03
16	6	-2.87	0.33	0.02
16	7	-2.71	0.33	0.02
16	8	-2.01	0.19	0.03
16	10	-2.02	0.21	0.03
16	11	-2.84	0.43	0.02
16	13	-2.39	0.32	0.03
11	17	-1.86	0.17	0.03
11	13	-1.81	0.24	0.04
11	1	-2.69	0.38	0.02
11	2	-2.32	0.27	0.03
11	5	-1.84	0.24	0.04
11	10	-2.31	0.32	0.02
15	4	-2.17	0.27	0.03
15	6	-2.17	0.21	0.03
1	13	-2.43	0.29	0.03
13	9	-1.96	0.17	0.03
9	3	-2.01	0.16	0.03
9	4	-2.17	0.19	0.03
9	6	-1.61	0.14	0.04
8	1	-2.60	0.25	0.02
8	5	-1.89	0.16	0.03
1	7	-2.53	0.32	0.02
1	6	-2.63	0.29	0.02
1	4	-2.83	0.43	0.02
4	2	-2.23	0.19	0.03
1	3	-2.72	0.37	0.02

Se muestran los estadísticos T, A y la probabilidad p.

Los índices de calidad del agua son herramientas útiles, porque incorporan una cantidad importante de información (diferentes variables fisicoquímicas) en un solo valor, que expresa de manera simplificada el impacto que se tiene en los ecosistemas acuáticos (Tyagi *et al.*, 2013). A lo largo del río se mantiene principalmente una calidad regular del agua y solo en pocos sitios o es buena (1 al 3 y 13) o mala (9, 11 y 12). Esto se refleja con altas concentraciones de oxígeno disuelto y bajos registros de temperaturas o con altos valores de BOD₅ y bacterias coliformes por las descargas de aguas sin tratamiento, respectivamente (Ruiz-Picos *et al.*, 2016; Ruiz-Picos *et al.*, 2017). Temporalmente, sucede que en época de lluvias no siempre disminuye la cantidad de contaminantes que se vierten en el río, pero tiende a aumentar los valores del NSF-WQI por la dilución al llevar más agua el cauce (Saraswati *et al.*, 2019). Sin embargo, puede haber un aumento de sólidos suspendidos y la turbiedad, aspecto relacionado al cambio de uso del suelo (Mosley, 2015).

Macroinvertebrados acuáticos. La manera como se distribuyen los macroinvertebrados acuáticos en el espacio y tiempo depende de la calidad del agua, la estacionalidad y las características del hábitat, de ahí su importancia como bioindicadores (Fierro *et al.*, 2017). En términos generales se espera una relación entre la calidad del agua, siendo en este caso reflejada por el NSF-WQI y algunos rasgos ecológicos de los organismos (Singh & Saxena, 2018). En las comunidades de macroinvertebrados del río Cupatitzio se tuvo la dominancia (BVS) de familias tolerantes y/o detritívoras (Fig. 4). Destacaron las familias Chironomidae, Lumbriculidae y Asellidae, las cuales se encuentran entre los valores más bajos asignados por algunos índices biológicos (p.ej., BMWP; Hawkes, 1998). Estas se presentan en ríos con alto impacto a partir de efluentes mixtos (urbanos e industriales) que depositan grandes cantidades de materia orgánica (Roldán-Pérez, 2016; Ruiz-Picos *et al.*, 2016). Se ha demostrado que diferentes especies de las familias Asellidae y Chironomidae presentan un incremento hasta de tipo exponencial conforme aumenta la concentración de BOD₅ (Friberg *et al.*, 2010).

Entre las otras familias que se presentaron en los primeros lugares de dominancia para los diferentes eventos de muestreo fueron Baetidae y Gammaridae. Baetidae, también es tolerante y característica de aguas más lénticas relacionadas a algunos sustratos como piedras y desechos como basura (Forsin & Falcao, 2007; Ruiz-Picos *et al.*, 2016). La familia Gammaridae se presenta abundantemente en diferentes tipos de sustratos (rocas, piedras, vegetación) de ahí que sean dominantes (Kunz *et al.*, 2010), y también está relacionada a actividades agrícolas aledañas a los ríos. Ambas tienen un amplio espectro trófico como herbívoros, detritívoros y depredadores y son funcionalmente importantes por su sensibilidad a estresores químicos (Chaumot *et al.*, 2015).

Tabla 6. Resultados de la correlación entre índices.

Índices	NSF-WQI		
	Mayo	Septiembre	Enero
H'	0.24	0.29	0.34
S	0.25	-0.14	0
J	0.14	0.31	-0.18

Correlación entre el índice de calidad del agua (NSF-WQI) y los índices biológicos Shannon (H'), Simpson (S) y Peolou (J)

El intervalo de los valores del índice de diversidad es similar a los de otros estudios con macroinvertebrados que se hicieron tanto en el Cupatitzio en los sitios pertenecientes a la cabecera del río (2.7- 3.4, Pérez *et al.*, 2006) como en otros ríos considerando todo el cauce (0.38-3.48, Barton & Metcalfe-Smith, 1992; Ginebreda *et al.*, 2010). Algunos estudios han encontrado que, debido a los procesos de contaminación de la calidad del agua (descargas de aguas negras y fuentes difusas) y la degradación del hábitat (reducción del tamaño de sustrato), la riqueza y diversidad disminuyen a manera de gradiente de donde inicia el río hacia su desembocadura y que organismos oportunistas aumentan su población (Ruaro *et al.*, 2016; Nautiyal *et al.*, 2017). Al analizar los resultados del presente estudio, la diversidad solo es mayor en tiempo de lluvias en los primeros sitios comparado con el resto. Dos razones pueden explicar esta diferencia: (1) la modificación del hábitat, dado que la calidad del agua llega a ser hasta excelente de acuerdo con el NSF-WQI y (2) la presencia de otras zonas poco alteradas a lo largo del río. Labajo-Villantes & Nuñez (2015) describen que en las aguas limpias se espera encontrar la relación de familias que indican buena calidad como Polycentropodidae, Libellulidae, Gomphidae y Heptageniidae. Esta información coincide con los resultados del ISA y la ordenación donde se mencionan a las familias Polycentropodidae y Gomphidae como indicadoras, y en época de secas se presentan dichas familias en mayores concentraciones (Fig. 5) de oxígeno disuelto y menores valores de nutrientes como fosfatos y compuestos nitrogenados (Lynch *et al.*, 2018).

Otros aspectos que también se deben tomar en cuenta en el estudio de la variación espaciotemporal de los macroinvertebrados en los ríos es el ciclo de vida de los organismos bentónicos, las alteraciones hidromorfológicas y el aumento del flujo de agua (Pond *et al.*, 2016; Lynch *et al.*, 2018). Esto, lo menciona Feld (2014) como un desequilibrio en el proceso de *Continuum* en los ríos, afectando desde el primer nivel de la red trófica (Massicotte, 2017). La agricultura afecta la cantidad y calidad del agua tanto por el uso directo del recurso y los agroquímicos, así como por promover la modificación, erosión y sedimentación, modificando el *Continuum* del ecosistema acuático. Algunos sitios que presentaron calidad media del recurso y macroinvertebrados detritívoros y resistentes, estuvieron asociados a zonas con presencia de cultivos de aguacate (sitio 15) o bien con zonas de agricultura de riego (17 al 20), donde se tiene además modificación del cauce del río. Esto es importante porque en estudios de cambio de uso del suelo en la cuenca se ha identificado una reducción de los bosques templados de coníferas y los bosques tropicales de hoja caducifolia de 1,001 ha/año y una expansión de la superficie de tierras de cultivo de 553 ha/año en tres décadas (Bravo-Espinosa *et al.*, 2014).

El monitoreo con variables ambientales traducidas en índices de calidad del agua y los macroinvertebrados bentónicos nos proporciona una información más precisa y es una herramienta integrativa que puede ser implementada antes de realizar otros estudios o análisis más complejos sobre el estado de salud o nivel de deterioro de ríos y tributarios. Un siguiente paso importante es la estructuración de índices bióticos (e.g., BMWP), ya que muestran otra aproximación en comparación con las métricas basadas en las variables fisicoquímicas y los índices ecológicos clásicos. Además, que permiten monitorear continuamente, si se cuenta con la participación ciudadana. Sin embargo, para implementar mejor el uso de los índices bióticos es necesario adaptarlos a la región de estudio por medio de su calibración y validación (Ruiz-Picos *et al.*, 2017). Los cambios de uso de suelo modifican la estructura de

las comunidades acuáticas y es importante destacar que, en este estudio, a pesar de ser zonas con nulas descargas al inicio del río, se presentan impactos porque se modifica la hidrología del cauce y el hábitat.

CONCLUSIONES

Los resultados mostraron como algunas características del uso de suelo a lo largo del curso del río afectan de manera importante las características tanto de la calidad del agua, así como a la composición de los macroinvertebrados. El río presentó un gradiente de buena a mala calidad del agua desde al origen hacia la desembocadura. La principal fuente de contaminación es de tipo orgánica. Las familias relacionadas a sitios sanos, como fue el Parque Nacional Río Cupatitzio (Coenagrionidae, Aphelocheiridae e Hydropsychidae), se consideran sensibles. En contraste, otras familias consideradas tolerantes y detritívoras (Chironomidae, Baetidae y Gammaridae) se presentaron en ambientes degradados por aguas residuales o adyacentes a zonas agrícolas. Algunos de

los tributarios que ayudaron a la recuperación de la calidad del agua en el río, son el arroyo Tarecho y El Platanillo, ambos con calidad regular, río Infiernillo calidad buena y el manantial y río Los Conejos calidad buena. En contraste, otros tributarios afectaron la calidad fisicoquímica e hidromorfológica, como los canales CFE Zumpimito (que recibe el canal de lixiviados del relleno sanitario de calidad mala) y CFE Cupatitzio con calidad regular. Cabe señalar que en todo el recorrido del río se presentan modificaciones físicas principalmente por las plantas hidroeléctricas, canales para riego para el cultivo de aguacate, las zonas urbanas y rurales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento al Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo Sobre el Agua, CONACyT y CONAGUA (Proyecto 266025). Carlos Escalera Gallardo, Gustavo Cruz-Cárdenas, Rodrigo Moncayo-Estrada, José Teodoro Silva García y Rebeca Flores-Magallón reciben apoyo de COFAA y EDI del Instituto Politécnico Nacional

Anexo 1. Sitios de muestreo de macroinvertebrados acuáticos.

Sitio	Nombre	Clave	Altitud	Latitud	Longitud
1	Rodilla del Diablo (Parque Nacional Barranca del Cupatitzio)	RC-01	1715	19.429548	-102.074914
2	Salida del Parque lineal (P. N. B. C.)	RC-02	1618	19.418636	-102.069457
3	Arroyo Tarecho	AF-01	1595	19.411363	-102.060767
4	Aguas arriba del colector Zapata-La Pinera	RC-03	1598	19.407901	-102.061039
5	Río Infiernillo	AF-02	1588	19.394268	-102.069371
6	La Pinera	RC-04	1542	19.385075	-102.061894
7	A. A. confluencia con el Río San Antonio	RC-05	1483	19.356268	-102.071573
8	Descarga C. H. Zumpimito	AF-RSA-1	1474	19.357158	-102.0705
9	Arroyo La Cofradía	RSA-01	1603	19.423316	-102.02641
10	Balneario Villa Paraíso	RSA-02	1586	19.418562	-102.017819
11	A. A. de la planta tratadora Santa Bárbara	C-SF-01	1584	19.383516	-102.016698
12	Canal San Francisco	C-ZUM-02	1575	19.386172	-102.018981
13	Manantial Lago Los Conejos	AF-03-01	1872	19.412922	-102.13338
14	Cascada La Tzaráracua	DM-04	1466	19.352032	-102.078212
15	Descarga mpal. Nuevo San Juan Parangaricutiro	RC-06	1835	19.412199	-102.117949
16	A. A. descarga C. H. CFE Cupatitzio	RC-07	907	19.26953	-102.080267
17	Río Jicalán Viejo	AF-04	890	19.265662	-102.082313
18	Arroyo Platanillo	AF-05	803	19.226314	-102.046665
19	Influente planta tratadora Lombardía	DM-05	613	19.140944	-102.056157
20	Río El Márquez	RM-01	401	19.078805	-102.066958

Anexo 2. Promedio (\bar{X}) de los variables fisicoquímicos por sitio de las tres temporadas de monitoreo con su desviación estándar (s).

No.	BOD ₅	Cl	COD	DO	EC	FecC	FL	NH ₄
1	3.273±1.9	2.72±0.07	0±0	10.367±0.15	124.943±3.15	275±176.77	2.2067±0.055	0.403±0.1
2	2.716±1.63	6.436±1.46	0±0	10.99±0.51	139.667±12.99	367003.33±634794	17.35±8.54	0.35±0.06
3	12.026±3.56	8.543±4.5	40.63±19.56	10.71±1.32	172.4±6.59	1404666.667±1241155	10.561±1.35	0.736±0.35
4	15.113±6.74	6.086±1.12	42.167±57.01	10.033±0.56	177.3±24.82	1367433.33±1208384	13.38±7.077	0.69±0.15
5	12.116±8.55	3.523±0.5	13.33±11.71	10.067±0.35	191.09±12.43	82666.667±77106	0.186±0.03	0.476±0.02
6	15.08±2.27	6.93±2.13	83.13±114.9	10.2±0.17	185.956±5.25	69333.33±95887	0±0	0.786±0.15
7	11.13±2.8	6.89±2.61	9.25±8.05	10.4±0.09	204.767±53.38	26256666.66±44811064	1.516±1.48	0.583±0.14
8	13.093±2.69	4.54±3.34	21.667±21.03	9.667±1.27	204.9±51.61	88533.33±13170	0.146±0.22	3.446±3.19
9	53.29±61.99	29.89±22.29	167.33±164.78	2.875±2.69	485.1±431.83	47866666.667±79791374	1.525±0.27	27.753±21.67
10	5.083±1.19	1.893±0.13	61.467±58.56	11.7±0.95	126.69±13.002	77700±131901	0.825±0.28	0.583±0.22
11	123.516±0.64	40.36±62.08	327.567±180.86	5.01±5.1	80.356±101.48	76669766.667±132787877	1.561±2.7	11.363±18.08
12	12.23±2.67	23.516±7.84	291.443±313.06	1.283±2.2	458.9±99.05	3180133.33±5387015	0±0	17.076±25.87
13	4.576±2.24	5.4±6.47	11.83±20.49	11.216±1.37	121.6±0.43	164.33±96.93	0.739±0.22	0.147±0.09
14	10.373±4.64	7.883±1.65	32.5±19.11	11.623±0.52	209.39±10.21	593333.33±438786	0±0	1.136±0.22
15	10.59±4.01	6.703±3.49	41.45±23.9	7.46±1.01	173.033±18.06	329666.67±495197	17.679±6.86	2.556±1.97
16	10.73±1.33	3.346±1.52	62±14	11.3±0.2	172.167±6.34	621533.33±937205	0.45±0.4	0.57±0.18
17	10.32±4.44	2.38±0.65	43.223±45.1	10.63±0.9	135.767±115.36	4823.33±5602	0.038±0.01	0.583±0.38
18	9.57±4.31	2.686±1.1	34.167±21.84	10.7±0.36	73.386±64.3	206000±167654	1.945±1.66	0.54±0.22
19	16.506±2.88	7.923±2.76	195.276±257.42	6.93±2.19	234.03±16.08	1929666.67±3179752	0.913±0.04	2.02±1.09
20	15.19±7.26	5.173±0.74	311.5±377.46	10.09±0.88	237.83±123.4	301866.67±517999	1.49±1.31	0.563±0.47

No.	NO ₃	pH	Sal	TDS	Temp	TP	Turb	
1	3.84±2.34	7.143±0.16	0.05±0.00008	0.08±0.002	16.26±0.14	1574.33±1344.42	0.223±0.04	2.9±2.92
2	2.71±0.37	7.396±0.01	0.063±0.005	0.09±0.006	16.48±0.19	600003300±1039227627	0.356±0.12	2±2.16
3	4.3±1.71	7.526±0.3	0.073±0.005	0.1076±0.001	17.02±0.24	9033333.33±7836028	0.41±0.19	28.123±29.83
4	2.916±0.38	7.443±0.37	0.07±0.02	0.113±0.015	17.17±0.37	117876666.67±201031765	0.7±0.7	359.343±555.77
5	7.276±2.94	7.523±0.23	0.09±0.0001	0.124±0.004	18.926±0.78	32433333.33±51593249	0.346±0.19	415.943±514.14
6	3.93±0.42	7.603±0.19	0.0867±0.005	0.119±0.003	18.01±1.72	4266666.67±4272392	1.7±2.25	15.467±9.87
7	11.09±11.08	7.94±0.11	0.093±0.02	0.258±0.24	18.93±1.52	205233333.33±308347796	0.656±0.4	61.52±97.57
8	3.65±2.57	7.27±0.31	0.0967±0.02	0.1307±0.03	18.746±0.49	1263333.33±1937068	0.556±0.16	469.82±376.04
9	38.57±25.57	7.42±0.34	0.3±0.27	0.39±0.23	21.8±3.26	75666666.67±90963362	3.573±4.88	668.206±574.68
10	3.57±0.68	7.26±0.04	0.053±0.005	0.078±0.01	17.67±2.15	81800±128454	0.31±0.08	341.406±570.35
11	33.31±54.35	7.223±0.52	0.0267±0.05	0.064±0.06	20.87±3.36	1107671666.67±1898646812	1.756±1.73	56.57±53.3
12	14.656±14.23	7.01±0.15	0.23±0.05	0.294±0.06	21.19±1.34	56727466.67±98096932	2.053±1.77	373.6±542.92
13	1.796±0.94	7.243±0.37	0.033±0.02	0.077±0.0001	15.413±0.8	163833.33±282469	0.253±0.06	0.826±0.39
14	3.483±0.49	7.743±0.08	0.0956±0.005	0.134±0.006	18.15±0.82	1966666.67±288675	0.586±0.26	198.6±85.14
15	4.033±0.11	7.326±0.18	0.08±0.009	0.116±0.003	16.306±0.12	1210000±854576	1.493±2.34	502.867±467.37
16	7.02±8.91	8.296±0.58	0.0767±0.005	0.109±0.003	21.263±1.92	5886666.67±8783993	0.44±0.26	439.73±504.23
17	4.353±5.92	7.936±0.09	0.0567±0.06	0.315±0.32	24.293±4.07	198666.67±169190	0.61±0.11	492.83±492.79
18	0.593±0.13	7.643±0.11	0.013±0.03	0.046±0.04	22.65±1.68	6596666.67±9089776	1.18±1.58	38.83±42.61
19	2.567±0.68	7.253±0.24	0.1067±0.01	0.160±0.009	22.47±1.35	20020000±32900656	0.646±0.59	50.276±33.32
20	0.726±0.54	7.7±0.45	0.11±0.06	0.173±0.06	23.696±4.96	77840000±131785007	0.146±0.13	108.767±102.29

Temp-temperatura del agua, DO-oxígeno disuelto, COD-demanda química de oxígeno, BOD₅-demanda bioquímica de oxígeno, Turb-turbiedad, Sal-salinidad, pH-potencial de hidrógeno, NH₄-amonio, NO₃-nitratos, TotC-coliformes totales, FecC-coliformes fecales, EC-conductividad eléctrica, Cl-cloruros, TDS-sólidos disueltos totales, TP-fósforo total, FL-flujo, s-desviación estándar

Anexo 3. Abundancia por familias en cada sitio de monitoreo

Familia / Sitios	Estiaje																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Ancylidae	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	8	*	12
Anthomyiidae	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*
Asellidae	2	2	3	57	3	101	*	*	88	1	677	3	479	*	5	*	*	*	*	
Baetidae	80	16	*	1	187	1	*	*	265	*	355	*	7	*	1	144	469	1821	*	264
Bithyniidae	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Calopterygidae	*	4	*	*	11	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	17	*	*
Cambaridae	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ceratopogonidae	1	1	*	*	2	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	2	44	13	*	*
Chironomidae	34	213	23	133	741	242	139	20	2042	4	592	2648	627	*	38	68	138	155	2632	51
Coenagrionidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	2
Corixidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	1	*	*	*
Culicidae	*	*	*	12	*	*	*	11	*	9	1	2	3	*	*	*	*	2	*	*
Dixidae	*	*	*	1	1	*	*	*	72	22	*	*	*	*	*	*	12	*	*	*
Dugesidae	*	*	*	49	61	1	*	*	256	*	38	*	9	*	*	2	*	6	*	1
Elmidae	1	2	*	*	40	*	2	*	4	*	*	3	*	*	*	34	3	1009	*	39
Empididae	2	3	*	*	30	1	*	*	26	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ephydriidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	75	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gammaridae	*	*	192	5919	5	10493	149	1	53	24	1319	32	1295	*	664	2	1	*	*	1
Glossiphoniidae	*	*	9	*	7	17	4	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	1	*
Glossosomatidae	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gomphidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	2	11	*	*	*
Heptageniidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*
Hirudinidae	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	5	*	*	*	*	*	*	*	*
Hydrachnididae	*	2	*	15	21	7	5	*	46	3	75	1	6	*	1	14	*	8	2	2
Hydrophilidae	*	*	*	*	38	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Hydropsychidae	132	*	1	*	3	*	*	*	105	*	28	*	1	*	*	38	4	12	*	*
Hydroptilidae	6	4	*	*	5	*	*	*	8	*	*	*	289	*	*	*	*	*	*	1
Isotomidae	*	*	*	1	*	*	4	6	*	*	1	1	*	*	1	*	*	1	*	*
Lestidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*
Libellulidae	*	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Limnephilidae	*	6	*	*	1	*	*	*	1	*	*	*	19	*	*	*	*	8	*	*
Lumbriculidae	34	27	1870	1	39	24	80	3	190	123	7	397	31	*	49	3	8	26	190	36
Mesoveliidae	*	*	*	*	*	*	*	*	23	*	*	*	*	*	*	*	1	1	*	*
Naucaridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	2	*	1
Nematoda	*	*	*	*	1	13	2	*	*	2	*	*	3	*	*	1	1	*	1	2
Notonectidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*
Ostracada	*	2	6	2	163	8	*	1	257	1	14	2	309	*	1	9	59	1284	*	101
Perlidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*
Petaluridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	87	*	*
Physidae	*	1	*	72	4	93	*	*	2	*	*	4	*	*	3	1	*	*	*	12
Planariidae	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Planorbidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	53
Platycnemididae	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Polycentropodidae	*	88	*	*	12	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5
Psephenidae	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	184	*	4
Psychodidae	*	*	7	2	*	*	*	275	*	80	*	*	*	*	4	*	*	*	*	*
Pyalidae	*	*	*	*	4	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2
Rhagionidae	*	*	*	*	8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*
Rhynchobdellidae	*	21	*	8	*	*	*	*	*	*	7	4	*	*	*	*	*	*	*	*
Sialidae	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Simuliidae	*	*	*	*	7	*	*	*	99	*	*	5	*	*	*	6	*	1	*	*
Sphaeriidae	*	1	29	1	3	*	*	*	11	4	*	*	2	*	*	15	11	34	*	77
Stratiomyidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	7	*	*	*	*	*	*	1	*
Tabanidae	1	*	1	3	13	12	75	*	36	*	*	14	*	*	2	*	83	6	2	*
Tanypodinae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Tipulidae	*	5	*	1	72	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Tricorythidae	5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Veliidae	1	2	*	1	2	*	3	5	34	8	1	*	*	*	1	2	2	*	*	30

Anexo 3. Continuación.

Familia / Sitios	Lluvias																				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
Ancylidae	1	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	2	2	*	*	*	*	2	
Anthomyiidae	1	*	*	*	*	*	*	*	4	*	*	1	*	*	*	2	*	*	*	*	
Aphelocheiridae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*	
Asellidae	*	*	28	3	13	54	1	*	13	49	*	1	42	*	*	3	*	*	*		
Baetidae	9	5	5	*	3	30	19	1	44	36	1	2	11	11	*	18	43	7	2	11	
Belostomatidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*
Calopterygidae	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	
Cambaridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6	*	*	*	*	*	
Ceratopogonidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	1	*	*	*	*	*	12	
Chaoboridae	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	
Chironomidae	21	44	1892	13	50	265	44	2	114	44	64	40	323	15	29	9	2	3	44	15	
Coenogronidae	5	6	*	*	7	*	*	*	*	1	1	*	4	*	*	*	*	*	3	*	
Cordulegastridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	
Corydalidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	*	*	
Dixidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	
Dugesidae	18	12	337	*	24	2	4	*	44	*	*	*	18	*	*	*	*	*	2	*	
Dytiscidae	*	*	*	*	*	*	1	*	*	5	*	*	*	2	*	*	*	*	*	2	
Elmidae	1	*	*	*	5	*	*	*	17	*	*	*	*	*	*	1	8	*	*	*	
Empididae	1	*	7	1	*	2	2	*	7	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Gammaridae	2	*	1081	18	1	139	3	*	2	42	*	32	234	*	*	15	*	*	*	*	
Gerridae	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Glossophoniidae	*	*	*	*	*	13	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	1	*	
Glossosomatidae	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Gomphidae	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Heptageniidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	49	*	1	*	*	2	*	*	*	*	
Hydrachnidae	6	3	62	1	7	8	5	1	32	*	6	10	5	3	1	1	3	*	2	3	
Hydraenidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	*	*	*	
Hydropsychidae	19	31	13	*	2	*	*	*	35	51	5	*	128	*	1	*	2	*	1	*	
Hydroptilidae	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	1	*	46	*	*	*	*	*	*	*	
Isotomidae	2	1	*	2	5	2	3	7	2	5	*	34	*	*	2	6	*	1	*	*	
Leptoceridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*
Lestidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Lumbriculidae	14	53	1967	62	114	229	80	39	50	1	2	106	71	28	7	40	5	18	6	28	
Macroveliidae	*	*	*	*	*	1	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	4	*	*	*	
Muscidae	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	
Naucaridae	*	*	*	*	*	*	*	*	20	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Nematoda	1	4	200	1	18	10	6	2	4	*	*	8	7	*	*	1	1	3	*	*	
Ostracoda	*	8	32	1	311	3	3	1	674	15	5	3	10	*	*	*	*	*	*	*	
Perlidae	*	*	*	*	1	*	*	*	*	4	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	
Physidae	*	2	*	3	10	5	*	*	20	*	4	*	*	*	*	*	*	*	2	2	
Planorbidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	2	8	*	*	*	*	*	
Polycentropodidae	6	1	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	
Psephenidae	*	1	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	
Psychodidae	3	*	*	*	*	12	1	*	*	*	*	18	*	*	*	*	*	*	*	*	
Pyralidae	17	*	*	*	2	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Rhagionidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Sialidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	9	*	*	*	
Simuliidae	*	*	*	*	2	*	1	*	1	*	1	*	*	*	*	*	*	*	1	*	
Sphaeriidae	*	3	3	*	6	1	1	*	5	*	*	*	*	3	*	1	*	*	*	3	
Stratiomyidae	*	*	*	*	*	6	*	1	*	*	*	*	*	1	1	*	1	*	1	*	
Tabanidae	*	*	7	1	4	3	4	44	1	*	3	12	1	*	*	*	*	*	2	*	
Tanyponoidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6	*	*	*	1	1	*	*	*	*	1	
Tipulidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	1	
Veliidae	1	*	*	*	7	1	1	3	15	4	*	2	2	2	1	1	1	*	*	1	

Anexo 3. Continuación.

Familia / Sitios	Invierno																				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
Ancylidae	*	*	*	1	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
Anthomyiidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	3	1	*	3	
Asellidae	*	*	13	45	185	*	143	*	*	36	*	3	5	304	25	3	464	9	*	*	
Baetidae	10	1	6	10	55	*	146	*	1727	5	*	*	1	3	17	101	*	8	1	112	
Belostomatidae	*	*	*	*	*	*	*	*	9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*
Calamoceritidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	8	*	*	*	
Cambaridae	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Ceratopogonidae	*	*	*	2	35	57	*	10	9	1	*	*	2	*	*	1	72	*	4	4	
Chaoboridae	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Chironomidae	8	13	492	128	795	195	111	*	531	211	*	16	159	11	70	707	1010	43	320	50	
Coenagrionidae	*	12	2	*	*	*	1	*	*	1	*	*	*	1	*	1	5	14	1	*	
Corydalidae	*	*	*	*	*	*	1	*	1	1	*	*	*	*	*	1	1	1	1	4	
Culicidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	
Dugesidae	*	4	43	*	20	*	23	*	244	103	*	*	1	*	17	33	1	63	3	*	
Dytiscidae	*	*	*	*	*	5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Ecnomidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	
Elmidae	1	*	*	*	*	*	2	*	56	1	*	1	*	*	*	28	9	6	*	14	
Empididae	*	*	*	*	10	7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	8	1	*	*	*	
Ephydriidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Gammaridae	*	*	1525	428	2625	13	545	*	408	4	*	344	*	731	809	1	*	1	*	*	
Glossiphoniidae	*	*	*	4	30	20	3	*	*	*	*	2	*	1	*	*	*	*	3	*	
Glossosomatidae	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Gomphidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	9	41	*	*	*	
Heptageniidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	54	*	*	*	*	
Hydrachnidae	*	2	*	1	15	2	55	*	32	*	*	6	*	6	44	*	2	*	*		
Hydrophilidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	7	*	*	*	
Hydropsychidae	1	*	5	*	*	*	10	*	68	4	*	*	*	*	*	24	1	30	*	6	
Hydroptilidae	*	*	*	*	*	*	*	*	89	*	*	*	*	*	*	5	*	*	*	*	
Isotomidae	*	*	*	1	*	*	2	2	*	*	*	*	1	*	*	*	1	*	*	*	
Leptoceridae	*	*	*	2	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Libellulidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	33	*	*	*	
Lumbriculidae	1	179	12	551	155	710	166	*	387	476	1	2117	144	2	72	2	2	71	36	2	
Macroveliididae	*	75	*	*	*	11	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	30	
Naucoridae	*	*	*	*	*	*	*	*	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Nematoda	*	2	8	2	20	*	9	*	4	2	*	3	*	*	*	*	2	2	*	*	
Notonectidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	16	
Ostracoda	*	7	*	2	*	152	20	*	374	30	*	*	4	*	*	2	2	20	*	311	
Perlidae	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	
Philopotamidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	30	*	*	*	
Physidae	*	6	5	96	85	5	6	*	6	5	*	*	*	2	103	*	1	10	2	*	
Planorbidae	1	*	*	*	*	*	15	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	6	
Polycentropodidae	*	7	*	*	5	*	*	*	7	*	*	*	*	*	*	1	*	5	*	*	
Psephenidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	3	*	*	2	
Pseudothelphusidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	
Psychodidae	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Pylidae	1	1	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	
Rhyacophilidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	
Simuliidae	*	*	4	*	5	2	6	*	121	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Sphaeriidae	*	33	*	20	*	7	19	*	339	33	*	*	*	4	*	*	*	10	*	2	
Stratiomyidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	13	*	*	*	
Syrphidae	*	*	*	*	*	*	11	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Tabanidae	*	*	2	4	*	*	32	13	*	*	*	6	*	*	*	3	1	3	*	*	
Tanyponidae	*	1	6	*	5	*	2	1	*	*	*	2	*	*	24	7	*	*	*	*	
Tipulidae	3	*	*	*	10	*	*	*	2	1	*	*	*	*	*	15	4	*	*	*	
Unionidae	*	*	*	*	*	*	*	9	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	
Veliidae	*	*	*	1	5	*	1	*	5	*	*	*	*	*	*	4	6	1	*	*	

REFERENCIAS

- AENOR-UNE (ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN). 2007. Una Norma Española. Disponible en línea en: <http://www.aenor.es/aenor/normas/normas/fichanorma.asp?tipo=N&codigo=N0050509#.WTwcSWiGPIU> (consultado el 24 de enero de 2019).
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER & J.B. STRIBLING. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2nd ed. Protection Agency, Office of Water: Washington, DC, USA. 337 p.
- BARTON, D.R. & J.L. METCALFE-SMITH. 1992. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment* 21(3):225-244. DOI:10.1007/BF00399689
- BEHMEI, S., M. DAMOUR, R. LUDWIG & M.J. RODRIGUEZ. 2016. Water quality monitoring strategies-A review and future perspectives. *Science of the Total Environment* 571:1312-1329. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.06.235
- BERGER, E., P. HAASE, M. KUEMMERLEN, M. LEPS, R.B. SCHAEFER & A. SUNDERMANN. 2017. Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment* 587-588:110. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.02.031
- BRAVO-ESPINOSA, M., M.E. MENDOZA, T. CARLÓN-ALLENDE, L. MEDINA, J.T. SÁENZ-REYES & R. PÁEZ. 2014. Effects of converting forest to avocado orchards on topsoil properties in the trans-Mexican volcanic system, Mexico. *Land Degradation & Development* 25:452-467. DOI:10.1002/ldr.2163
- CHAUMOT, A., O. GEFFARD, J. ARMENGAUD & L. MALTBY. 2015. Gammarids as reference species for freshwater monitoring. In: Amiard-Triquet, C., A. Jean-Claude & C. Mouneyrac. *Aquatic Ecotoxicology*. Academic Press, pp.253-280.
- COTLER, H., M. MAZARI & J. DE ANDA. 2006. *Atlas de la Cuenca Lerma-Chapala: construyendo una visión conjunta*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT/Instituto de Ecología, UNAM. 7 p.
- DUFRÈNE, M. & P. LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366. DOI:10.1890/0012-9615(1997)067[0345:-SAAIST]2.0.CO;2
- EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2019. Water Quality Indicators Data Review. Disponible en: <https://echo.epa.gov/tools/data-downloads/wqi-data-review> (consultado el 17 de enero 2019).
- FANG, Y. & J.W. JAWITZ. 2019. The evolution of human population distance to water in the USA from 1790 to 2010. *Nature communications* 10:430. DOI:10.1038/s41467-019-08366-z
- FELD, C.K., F. DE BELLO & S. DOLÉDEC. 2014. Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 59:233-248. DOI:10.1111/fwb.12260
- FIERRO, P., C. VALDOVINOS, L. VARGAS-CHACOFF, C. BERTRÁN & I. ARISMENDI. 2017. Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. In: Tutu, H (ed.). *Water Quality*. IntechOpen, Rijeka, pp. 23-38. DOI:10.5772/65084
- FORSIN, D. & F. FALCÃO. 2007. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian river basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 130(1):365-372.
- FRIBERG, N., J. SKRIVER, S.E. LARSEN, M.L. PEDERSEN & A. BUFFAGNI. 2010. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55:1405-1419. DOI:10.1111/j.1365-2427.2008.02164.x
- GINEBREDÁ, A., I. MUÑOZ, M. LÓPEZ DE ALDA, R. BRIX, J. LÓPEZ-DOVAL & D. BARCELÓ. 2010. Environmental risk assessment of pharmaceuticals in rivers: Relationships between hazard indexes and aquatic macroinvertebrate diversity indexes in the Llobregat River (NE Spain). *Environment International* 36(2):153-162. DOI:10.1016/j.envint.2009.10.003
- GITAU, M.W., J. CHEN & Z. MA. 2016. Water quality indices as tools for decision making and management. *Water resources management* 30(8):2591-2610. DOI:10.1007/s11269-016-1311-0
- HAWKES, H.A. 1998. Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water research* 32(3):964-968.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA). 2017. Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI. Conjunto Nacional. Disponible en línea en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463598459> (consultado el 16 de junio 2020)
- KEKE, U.N., F.O. ARIMORO, Y.I. AUTA & A.V. AYANWALE. 2017. Temporal and spatial variability in macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in Gbako River, Niger State, Nigeria. *Tropical Ecology* 58(2):229-240.
- KUNZ, P.Y., C. KIENLE & A. GERHARDT. 2010. Gammarus spp. in aquatic ecotoxicology and water quality assessment: toward integrated multi-level tests. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 205:1-76. DOI:10.1007/978-1-4419-5623-1_1
- LABAJO-VILLANTES, Y.I. & O.M. NUÑEZA. 2015. Macroinvertebrates as bioindicators of water quality in Labo and Clarin rivers, Misamis Occidental, Philippines. *International Journal of Biosciences* 6(9):62-73. DOI:10.12692/ijb/6.9.62-73
- LAINI, A., R. BOLPAGNI, T. CANCELLARIO, S. GUARESCHI, E. RACCHETTI & P. VIAROLI. 2018. Testing the response of macroinvertebrate communities and biomonitoring indices under multiple stressors in a lowland regulated river. *Ecological Indicators* 90:47-53. DOI:10.1016/j.ecolind.2018.02.051
- LYNCH, D.T., D.R. LEASURE & D.D. MAGOULICK. 2018. The influence of drought on flow-ecology relationships in Ozark Highland streams. *Freshwater Biology* 63(8):946-968. DOI:10.1111/fwb.13089
- LOYA-SALINAS, D.H. & A. ESCOFET. 1990. Contribution to the calculation of the biological value index (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas* 16(2):97-115.

- MASSICOTTE, P., E. ASMALA, C. STEDMON & S. MARKAGER. 2017. Global distribution of dissolved organic matter along the aquatic continuum: Across rivers, lakes and oceans. *Science of the Total Environment* 609:180-191. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.07.076
- McCUNE, B. & M.J. MEFFORD. 2016. PC-ORD. Multivariate analysis of Ecological Data, Version 7.0 for Windows. Wild Blueberry Media, Corvallis, Oregon, U.S.A.
- MERRITT, R.W., K.W. CUMMINS & M.B. BERG. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 4th ed. America Kendall Publishing: Dubuque, IA, USA. 1158 p.
- MOSLEY, L.M. 2015. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Reviews* 140:203-214. DOI:10.1016/j.earscirev.2014.11.010
- NATIONAL SANITATION FOUNDATION (<https://www.knowyourh2o.com/outdoor-3/water-quality-index-calculator-for-surface-water>), y en 1978 fue creado (Ott, W. R. 1978. Environmental indices: theory and practice.) porque mencionan a estos autores como los creadores pero no se encuentra el archivo: Krenkel, P. & V. Novotny. 1980. Water quality management. Academic Press.
- NAUTIYAL, P., A.S. MISHRA, J. VERMA & A. AGRAWAL. 2017. River ecosystems of the Central Highland ecoregion: Spatial distribution of benthic flora and fauna in the Plateau rivers (tributaries of the Yamuna and Ganga) in Central India. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 20(1-2):43-58. DOI:10.1080/14634988.2017.1296324
- ORTEGA, M.R., M.E. AGUILAR, R. HERNÁNDEZ & N.T. DÍAZ. 2015. El perifiton de la subcuenca del río Cupatitzio, Michoacán, México. *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias* 16(2):1-12.
- ORTEGA, M.R., N.T. DÍAZ, R. ALVARADO, R. HERNÁNDEZ, M.L. AVILÉS, M.E. AGUILAR, O. VÁZQUEZ & M. MARTÍNEZ. 2013. Fitoplancton de la región litoral del río Cupatitzio (Michoacán, México). *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias* 14(2):57-66.
- OSCOZ, J., D. GALICIA & R. MIRANDA. 2011. Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain. Springer, London. 153 p. DOI:10.1007/978-94-007-1554-7
- PENNAK, R.W. 1978. *Fresh-Water Invertebrates of the United States*. 2nd ed. John Wiley & Sons: Hoboken, NJ, USA. 628 p.
- PÉREZ, R.M., M.S. AGUILERA & J. L. MORA. 2006. Monitoreo ambiental del río "Cupatitzio", en la cabecera de la microcuenca y dentro del Parque Nacional "Barranca del Cupatitzio", en la Ciudad de Uruapan, Michoacán. *Biológicas* 8(1):18-30.
- POND, G.J., K.M. FRITZ & B.R. JOHNSON. 2016. Macroinvertebrate and organic matter export from headwater tributaries of a Central Appalachian stream. *Hydrobiologia* 779(1):75-91. DOI:10.1007/s10750-016-2800-0
- PURECO, J.A. 2016. El agua del río Cupatitzio: la vertebración de una comarca socioeconómica en el centro de Michoacán. *Región y Sociedad* 28(67):121-150. DOI:10.22198/rys.2016.67.a198
- R CORE TEAM. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- ROLDÁN-PÉREZ, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Academia Colombiana de Ciencia* 23(88):375-387.
- ROLDÁN-PÉREZ, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 40(155):254-274. DOI:10.18257/raccefyn.335
- RICE, E.W., R.B. BAIRD & A.D. EATON. 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23 ed. American Public Health Association (APHA, WEF & AWWAS), Washington, D.C. 1504 p.
- RUARO, R., E.A. GUBIANI, A.M. CUNICO, Y. MORETTO & A.P. PIANA. 2016. Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environmental monitoring and assessment* 188:45. DOI:10.1007/s10661-015-5046-9
- RUÍZ-PICOS, R.A., J.E. SEDEÑO-DÍAZ & E. LÓPEZ-LÓPEZ. 2016. Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México. *Hidrobiológica* 26(2):443-458.
- RUÍZ-PICOS, R.A., B. KOHLMANN, J.E. SEDEÑO-DÍAZ & E. LÓPEZ-LÓPEZ. 2017. Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of Mexico: calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. *Environmental Science and Technology* 14(9):1835-1852. DOI:10.1007/s13762-017-1299-x
- SARASWATI, S.P., M.V. ARDION, Y.H. WIDODO & S. HADISUSANTO. 2019. Water quality index performance for river pollution control based on better ecological point of view (a case study in code, Winongo, Gadjah Wong Streams). *Journal of the Civil Engineering Forum* 5(1):47-56. DOI:10.22146/jcef.41165
- ŞENER, Ş., E. ŞENER & A. DAVRAZ. 2017. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SWTurkey). *Science of the Total Environment* 584-585:131-144. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.01.102
- SINGH, P.K. & S. SAXENA. 2018. Towards developing a river health index. *Ecological Indicators* 85:999-1011. DOI:10.1016/j.ecoind.2017.11.059
- SUTADIAN, A.D., N. MUTTIL, A.G. YILMAZ & B.J.C. PERERA. 2016. Development of river water quality indices-a review. *Environmental monitoring and assessment* 188:58. DOI:10.1007/s10661-015-5050-0
- TARBUCK, E.J., F.K. LUTGENS, D. TASA & A.T. CIENTIFICAS. 2005. Ciencias de la Tierra. Pearson Educación, Madrid, España. 686 p.
- THORP, J. & A. COVICH. 2009. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 3rd ed. Academic Press: Cambridge, MA, USA. 1021 p.
- TYAGI, S., B. SHARMA, P. SINGH & R. DOBHAL. 2013. Water quality assessment in terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources* 1(3):34-38. DOI:10.12691/ajwr-1-3-3
- TU, J. 2013. Spatial variations in the relationships between land use and water quality across an urbanization gradient in the watersheds of Northern Georgia, USA. *Environmental Management* 51:1-17. DOI:10.1007/s00267-011-9738-9

- VIGIAK, O., B. GRIZZETTI, A. UDIAS-MOINELO, M. ZANNI, C. DORATI, F. BOURAOUI & A. PISTOCCHI. 2019. Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies. *Science of The Total Environment* 666:1089-1105. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.02.252
- WEN, Y., G. SCHOUPS & N. VAN DE GIESEN. 2017. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Scientific Reports* 7:43289. DOI:10.1038/srep43289
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press (An Imprinting of Elsevier), California, U.S.A. 1006 p.
- WU, Z., D. ZHANG, Y. CAI, X. WANG, L. ZHANG & Y. CHEN. 2017. Water quality assessment based on the water quality index method in Lake Poyang: The largest freshwater lake in China. *Scientific Reports* 7:17999. DOI:10.1038/s41598-017-18285-y
- ZHANG, Y., P. SHI, J. SONG & Q. LI. 2019. Application of nitrogen and oxygen isotopes for source and fate identification of nitrate pollution in surface water: A review. *Applied Sciences* 9(1):18. DOI:10.3390/app9010018

¿Puede afectar el arribazón de sargazo en el Caribe Mexicano a la cobertura y morfología de *Syringodium filiforme* (Cymodoceaceae)?

Can the *Sargassum* sp. drift influence on cover and morphology of *Syringodium filiforme* (Cymodoceaceae) in the Mexican Caribbean?

Mariana Álvarez-Rocha[✉] e Ileana Ortigón-Aznar^{*✉}

Recibido: 17 de diciembre de 2021.

Aceptado: 02 de abril de 2022.

Publicado: Abril de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Hay pocos estudios sobre el efecto de los arribazones de sargazo en los ecosistemas costeros. Uno de los cambios más evidentes es el aumento de la turbidez; sin embargo, poco se sabe sobre su impacto en las comunidades de pastos marinos y los cambios que pueden inducir en ellos. **Objetivos.** Determinar el porcentaje de cobertura y medidas morfométricas del pasto *Syringodium filiforme* en relación con la turbidez por causa de los arribazones de sargazo en la laguna arrecifal de la zona de El Castillo, Xcalak, Quintana Roo. **Métodos.** Se realizaron cinco transectos de 50 m, consecutivos. En cada transecto se colocaron cuadrantes de 25 x 25 cm cada 10 m para tomar datos de porcentaje de cobertura, se determinó el porcentaje de transparencia y se recolectaron muestras para estimar las medidas morfométricas del pasto. Para los análisis estadísticos se aplicó una ANOVA no paramétrica Kruskal-Wallis para determinar diferencias significativas entre la transparencia y la longitud del pasto, así como una regresión simple para determinar correlación entre estos parámetros. **Resultados.** A una menor transparencia (40%) se encontraron praderas monoespecíficas, al igual que tallas más grandes (58.9 cm) de *S. filiforme*, mientras que, en zonas con mayor transparencia mostraron longitudes menores y mezcladas con *Thalassia testudinum*. Los análisis muestran una relación negativa significativa entre la transparencia y la longitud de las hojas de *Syringodium*. **Conclusiones.** Existe una relación directa entre la turbidez y la elongación atípica del dosel, así como la presencia de praderas monoespecíficas, siendo estos, indicadores de cambio en las praderas de pastos marinos de la laguna arrecifal; sin embargo, se considera que habría que investigar qué otros factores podrían también estar influyendo en esta variación.

Palabras clave: Arribazón, Sargazo, *Syringodium*, pastos marinos, variación morfológica, cobertura

ABSTRACT

Background. There are few studies of the effect of *Sargassum* sp. drift on coastal ecosystems. One of the most obvious changes is the increase in turbidity, however it has been only a few studies of how this is affecting seagrass communities and what changes they can induce in them that can indicate their impact in the ecosystem. **Objectives.** Determine the relationship between the turbidity caused by the *Sargassum* drift and the morphological variation and cover percentage of *Syringodium filiforme*, at the reef lagoon of the area of El Castillo, Xcalak, Quintana Roo. **Methods.** Five consecutive 50 m transects were placed perpendicular to the coast. In each transect, 25 x 25 cm quadrants every 10 m were used to obtain cover and morphometric data. Percentage of transparency was estimated. Samples from quadrants, were identified and measured. Significant differences between transparency and plant longitude were tested through nonparametric ANOVA, Kruskal-Wallis test and a simple linear regression analysis used to determine a possible significant correlation between this two parameters. **Results.** At 40% transparency, monospecific meadows were found, as well as larger sizes (58.9 cm) of *S. filiforme*, while in the areas with greater transparency, specimens with shorter lengths and mixed with *Thalassia testudinum* were found. Analyzes show a negative direct relationship between turbidity and *Syringodium* length. **Conclusions.** The existence of a negative direct relationship between the atypical elongation of the canopy and the transparency, with monospecific meadows, show that, a change exist in the seagrass meadows of the reef lagoon. We consider also necessary to investigate other factors that could be also causing this variation.

Keywords: *Sargassum* drifts, *Syringodium*, seagrasses, morphological variation, coverage.

Departamento de Botánica, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Carretera Mérida-Xmatkuil Km. 15.5 S/N, Mérida, Yucatán, 97000. México.

*Corresponding author:

Ileana Ortigón-Aznar: e-mail: oaznar@correo.uady.mx

To quote as:

Álvarez-Rocha, M. & I. Ortigón-Aznar. 2022. ¿Puede afectar el arribazón de sargazo en el Caribe Mexicano a la cobertura y morfología de *Syringodium filiforme* (Cymodoceaceae)? *Hidrobiológica* 32 (1): 51-58.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2022v32n1/Alvarez

INTRODUCCION

Los pastos marinos son un grupo de plantas fanerógamas marinas de origen polifilético (Littler & Littler, 2000) que además de formar uno de los biotopos marinos más productivos del mundo, cumplen funciones importantes, en los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas (Marba *et al.*, 2005), y como estabilizadores de sedimento (James *et al.*, 2019). Además, dan refugio, protección y alimento a una gran diversidad de organismos marinos como invertebrados y peces (Gutiérrez-Aguirre *et al.*, 2000; Orth *et al.*, 2006; Martínez-Daranas *et al.*, 2009). En el Atlántico tropical las especies pioneras en estos ecosistemas marinos son *Halodule wrightii* Ascherson y *Syringodium filiforme* Kützting, las cuales dan pie al establecimiento de la especie dominante *Thalassia testudinum* Banks ex König (Gallegos *et al.*, 1994).

El sargazo ha arribado comúnmente de manera estacional a estas costas; sin embargo, a partir del 2011 los arribazones empezaron a ser masivos, con registros en 2015 de hasta 9726 m³ en promedio por mes (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016; Van-Tussenbroek *et al.*, 2017) y para el 2019 había en el Mar Caribe y Golfo de México un volumen de más de 10 millones de toneladas de sargazo (Optical Oceanography Lab, 2019). Se estima que estos eventos han incrementado la turbidez en el agua debido a la materia disuelta resultante del mismo sargazo y al exceso de nutrientes, lo cual ha afectado de distinta manera a las poblaciones de pastos marinos (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016), como el caso de las praderas de *T. testudinum* en el Caribe Colombiano, que ha sufrido un deterioro considerable (Albis-Salas, 2010). Asimismo, el incremento de niveles de nitrógeno en la costa del Caribe Mexicano ha coincidido con el aumento de arribazones en la zona, por lo que los ecosistemas oligotróficos como los arrecifes coralinos, pueden verse afectados ante este aumento de nutrientes (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016). Las praderas marinas, son sensibles a las alteraciones en los parámetros ambientales y un aumento de nutrientes de manera rápida provoca un cambio en la extensión y composición de estas praderas (Mumby *et al.*, 2014). Por ello, se recomiendan monitoreos para estimar el estado del ecosistema, en los que se incluyan parámetros poblacionales que se han usado como indicadores de salud del ecosistema. Estos parámetros incluyen: cambios en la densidad, cobertura y altura del dosel (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2014).

Las praderas en áreas de influencia de los arribazones de sargazo alteraron principalmente sus coberturas, densidades, así como la composición comunitaria teniendo como una consecuencia la erosión de las playas adyacentes (Ávila-Mosqueda, 2021).

Poco se sabe sobre el efecto de los arribazones de *Sargassum* en los ecosistemas costeros y cómo éste está afectando a las comunidades de pastos marinos y qué cambios pueden inducir en su composición y cobertura que puedan indicar el estado de salud en el ecosistema. Los parches de *Syringodium filiforme*, no solo han estado sustituyendo los parches de *T. testudinum*, que es la especie que suele ser dominante en la región (Gallegos *et al.*, 1994), sino que tienen un efecto en la aparentemente atípica elongación de la hoja de *S. filiforme* (obs pers.). Por lo que en el presente trabajo se determinó el porcentaje de cobertura y la variación morfométrica del pasto *S. filiforme* para evidenciar si están relacionados con la turbidez causada por la descomposición de los arribazones de sargazo, en la laguna arrecifal de la zona de El Castillo, Xcalak, Quintana Roo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El presente trabajo se realizó en la laguna arrecifal de la zona de El Castillo, Xcalak, Quintana Roo, que pertenece al Área Natural Protegida: Parque Nacional Arrecifes de Xcalak. Las observaciones *in situ* se llevaron a cabo en El Castillo situado en la zona costera de la carretera Mahahual-Xcalak al sur del estado de Quintana Roo, en el sureste de México (18°37'36.3" N 87°43'49.7" O) (Fig. 1). A lo largo de la costa del puerto de Mahahual, y sobre la plataforma continental se ubica una barrera arrecifal discontinua, y piedras semisumergidas; el "canal" que se forma entre la línea de costa y la barrera arrecifal, tiene profundidades variables desde 0.5 hasta 200 metros (CONANP, 2004).

Los vientos de la costa del Caribe Mexicano están influenciados por los vientos alisios, y por vientos templados y fríos. Los frentes en invierno tienen una duración de 3 a 10 días y las temperaturas medias mensuales de la superficie del mar oscilan entre 25,1°C a 29,9°C. La corriente de Yucatán fluye hacia el norte a lo largo de la estrecha plataforma continental y durante la temporada de los vientos alisios, las aguas superficiales son transportadas al área del arrecife (Chávez *et al.*, 2020).

Los arribazones de sargazo que llegan a la costa del Caribe mexicano no son intermitentes, sino que son continuas, inician entre marzo-abril y no deja de llegar hasta que inicia la temporada de Nortes conocidos como frentes fríos entre octubre-noviembre aproximadamente (Chávez *et al.*, 2020; Arellano-Verdejo & Lazcano-Hernández, 2021).

Colecta de muestras: El muestreo se realizó en septiembre de 2018, (mes que se considera como uno de los meses que tuvo mayor afluencia de sargazo, Chávez *et al.*, 2020) y el sargazo se encontraba acumulado desde la zona de la playa hasta el interior del mar, formando una franja de sargazo flotante en la orilla del litoral de aproximadamente 20 m, generando capas de materia orgánica en descomposición en la orilla hasta de 30 cm de profundidad. (Fig. 2).

Para el muestreo se colocaron cinco transectos consecutivos de 50 m, perpendiculares a la costa (Fig. 3) (desde los 18° 37.573' N - 87° 43.778' O hasta 18° 37.545' N - 87° 43.634' O). En cada transecto y en una adaptación de los métodos de Braun-Blanquet (1979) (0 = ausente; 0,1 = menos del 5% y cubierto por un solo individuo o brote corto; 1 = cobertura menor al 5%, con muchos individuos / brotes; 2 => 5 a 25% de cobertura; 3 => 25 a 50% de cobertura; 4 => 50 a 75% de cobertura; 5 => 75 a 100%), se estimó la cobertura de cuatro cuadrantes de 25 x 25 cm colocados alternadamente cada 10 m. Se tomaron muestras de dos cuadrantes por transecto (8 cuadrantes en total, ya que en el primer transecto no había vegetación), y en cada cuadrante se recolectaron 3 individuos de *S. filiforme* de diferentes tamaños, tomados al azar y colocados en bolsas Ziploc, para luego medir el largo y diámetro de la hoja. En cada cuadrante se midió el porcentaje de transparencia del agua con un disco Secchi.

Para el análisis de datos se hizo un análisis de Kruskal-Wallis para comparar entre las variables analizadas, con pruebas de intervalos múltiples y la prueba de (LSD) Fisher. Se hizo una regresión lineal simple para determinar el nivel de correlación entre la longitud de la hoja y la transparencia del agua, para cada uno de los puntos muestreados. Solo se tomaron en cuenta los transectos donde se presentaron valores. Para estos análisis se utilizó Statgraphics 19™.

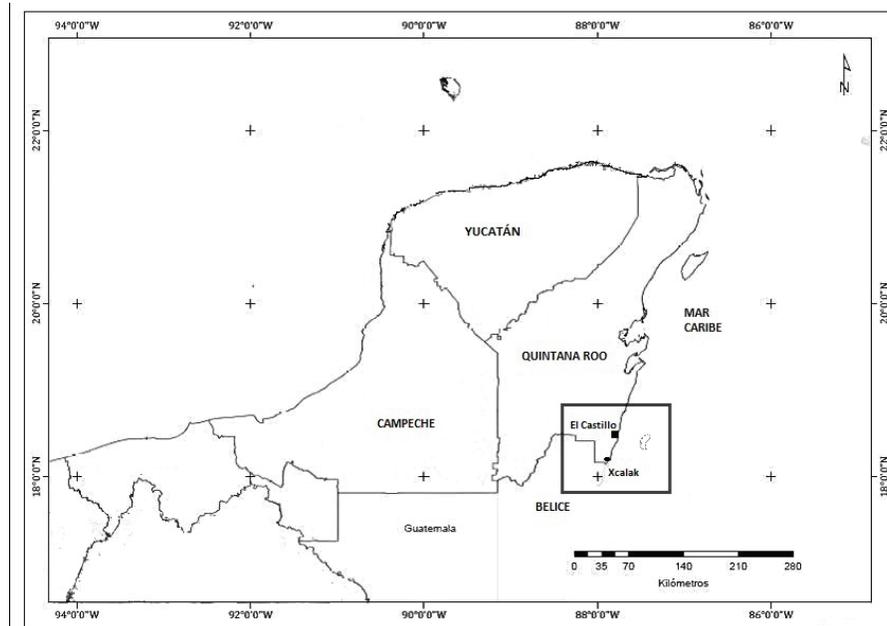


Figura 1. Área de Estudio.

RESULTADOS

Debido a la acumulación de sargazo, los primeros 50 m presentaron visibilidad nula y sin flora o fauna aparente; cuanto más lejos de la costa y más cerca de la cresta, la visibilidad aumentaba. Desde el metro 50 al metro 100, se encontraron prados monoespecíficos de *S. filiforme*, con un valor de cobertura Braun-Blanquet de 3 (> 25 a 50%) y una transparencia de 40% (Fig. 4a). Las longitudes de hoja fueron superiores a 30 cm (Tabla 1). Desde el metro 100 en adelante, con una transparencia de 50% se observaron praderas de *S. filiforme* (cobertura de 25 a 50%) entremezclados con *T. testudinum* (< 5% de cobertura) (Fig. 4b). Conforme el muestreo se acercaba hacia la barrera arrecifal, la transparencia aumentó hasta el 95% y la presencia de *T. testudinum*,

y su porcentaje de cobertura se incrementaron (50%) y la de *S. filiforme* disminuyó (Fig. 4c). En lo que corresponde a las dimensiones de las hojas de *S. filiforme*, a menor transparencia (40%) se registraron mayores longitudes, obteniendo una longitud máxima de 58.9 cm (Fig. 5) y un diámetro de 4 mm. Mientras que a mayor transparencia (95%) menores longitudes y diámetros, teniendo un mínimo de 8.5 cm de largo y 1.5 mm de diámetro (Tabla 1). Las longitudes de las hojas mostraron que había diferencias significativas entre transectos (Estadístico = 16.4811, Valor-P = 0.00243714 a intervalos de confianza del 95.0%) el análisis *post hoc* de Fisher LSD muestra que es significativo entre el transecto 5 y los transectos 2, 3 y 4 (Fig. 6), mas no así entre cuadrantes por transecto (Estadístico = 0.00575758 Valor-P = 0.939516 a intervalos de confianza del 95.0%).

Tabla 1. Medidas de *S. filiforme* en El Castillo, Xcalak, Quintana Roo. Cobertura. (0 = ausente; 0.1 = menos de 5% y presencia de un individuo; 1 = menos de 5% de cobertura, con algunos individuos; 2 = > 5 a 25%; 3 => 25 a 50%; 4 => 50 a 75%; 5 => 75 a 100% de cobertura)

Transecto	Distancia de la costa (m)	Transparencia %	Profundidad (m)	muestras	Valor de Cobertura	Longitud promedio (cm) ± 10	Diámetro promedio (mm) ± 1
T1	0-50	0	> 1m	0	0	0	0
				0	0	0	0
T2	50-100	20-40	1-1.5m	1	3	52.2	3
				2	3	57	2.5
T3	100-150	40-50	1.5-2m	3	4	55.4	2.75
				4	4	58.9	3
T4	150-200	50-80	2-3 m	5	3	47.5	3
				6	3	50	3
T5	200-250	80-100	3 -1.5	7	2	38.7	2
				8	2	17.2	2.25



Figura 2. Zona de estudio con sargazo acumulado en la orilla de la costa y sargazo flotando.

Se encontró una relación negativa directa entre la longitud de las hojas y la transparencia, con un coeficiente de correlación igual a -0.727623 y un valor-P de 0.0014 , mostrando una relación estadísticamente significativa entre longitud y transparencia con un nivel de confianza del 95.0% . El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 52.9435% de la variabilidad en longitud; lo que indica que a menor transparencia mayores tallas (Fig. 7).

DISCUSIÓN

Si bien las tasas de crecimiento de los pastos marinos son variables en una misma especie (Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2011), la luz es un elemento fundamental para la fotosíntesis, por lo que su limitación puede provocar estrés en los diferentes organismos fotoautótrofos, que disminuyen su crecimiento, aumentan su mortalidad y limitan su distribución (Kenworthy & Fonseca, 1996).

En la zona del Caribe mexicano, en condiciones normales, los pastos marinos dominantes son los de *T. testudinum* entremezcladas con *S. filiforme* (Van-Tussenbroek, 2011). En este estudio se observó que los parches de *S. filiforme*, han estado sustituyendo los parches de *T. testudinum* cuando menos en el área estudiada y ya se ha registrado la presencia de pastizales monoespecíficos de *S. filiforme*, en condiciones de poca luz en el Caribe (Van-Tussenbroek *et al.*, 2010) y en los Cayos de Florida (Kenworthy & Schwarzschild, 1998; Fourqurean *et al.*, 2019).

En cuanto a las tallas de *S. filiforme*, las hojas pueden alcanzar valores de biomasa de 100 a 500 g de peso corporal por metro cuadrado y alturas de copa de 50 a 100 cm (Kenworthy & Schwarzschild, 1998; Schwarzschild *et al.*, 2008). En el estudio de Schwarzschild *et al.* (2008) se encontraron longitudes promedio de hoja en *S. filiforme* de 33.6 cm y una longitud máxima de aproximadamente 55 cm, bajo un porcentaje de irradiancia solar del 40% , porcentaje muy cercano al requerimiento mínimo de luz para la misma especie, que es del 24 al 37% según Kenworthy & Fonseca (1996).

Para el Golfo de México y el Mar Caribe estas longitudes varían de 3.3 a 39.1 cm, dependiendo de las características específicas de cada región. Profundidades mayores a 20 m cerca de la costa y gran aporte de nutrientes proveniente de ríos, en particular el aporte de nitrógeno (Ferdie & Fourqurean, 2004), parecen ser los factores favorables para el crecimiento óptimo de *S. filiforme* (Creed *et al.*, 2004). Sin embargo, en el presente trabajo, las condiciones de poca luz están relacionadas con la transparencia del agua y no con la profundidad ya que ésta no excede los 2 m de profundidad. La longitud máxima de la hoja de *S. filiforme*, en el presente estudio, es superior a los registros de ésta especie en la región del Golfo de México y el Mar Caribe, alcanzando hasta 58.9 cm. de longitud, cuando el promedio de lo registrado se encuentra en los 20.7 cm., lo que equivale a más del 50% en el límite superior citado (Tabla 2).

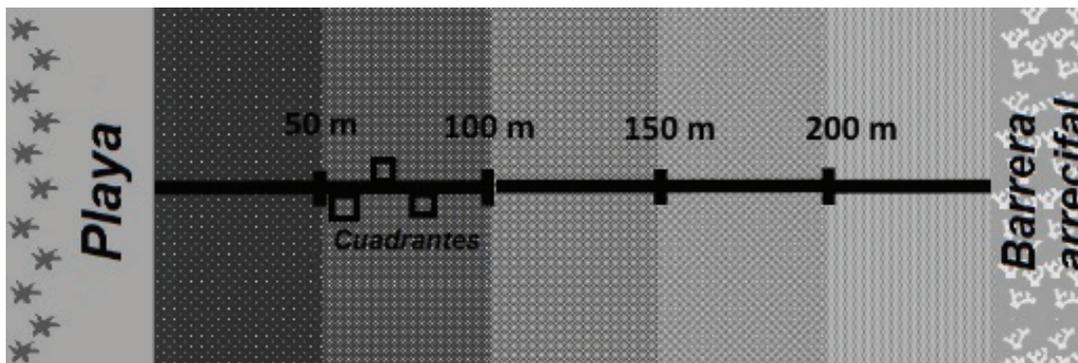


Figura 3. Transectos de 50 m, consecutivos, perpendiculares a la playa con cuadrantes alternados cada diez metros.

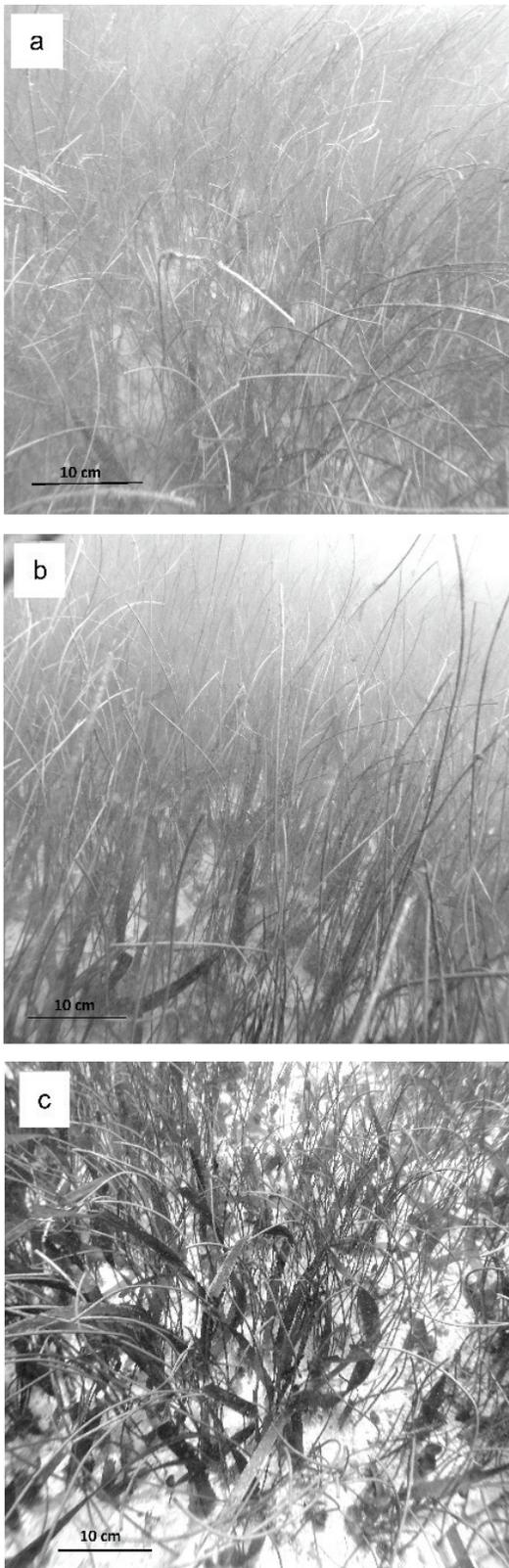


Figura 4. Cobertura de pasto por porcentaje de transparencia. a) 40% b) 60% c) 95%.

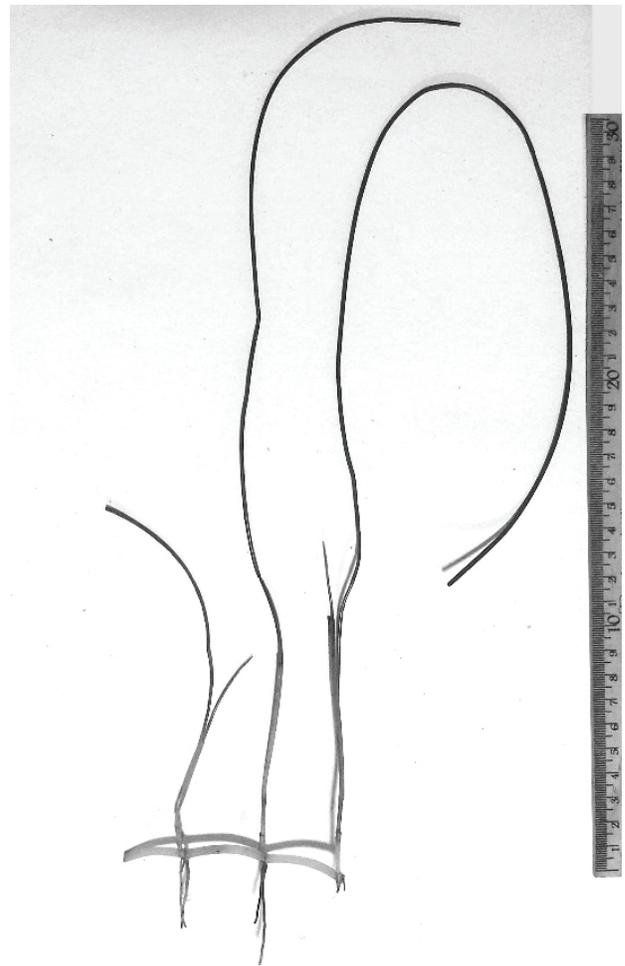


Figura 5. Habito de *Syringodium filiforme*, espécimen de mayor tamaño que midió los 58.9 cm y 4 mm de diámetro.

Los análisis muestran una diferencia significativa entre transectos, y una variación de la longitud a medida que se alejan de la zona de impacto del sargazo hacia una zona más transparente cerca del arrecife.

El análisis de correlación mostró una relación negativa directa entre la longitud de las hojas y la transparencia, por lo que se demuestra que a menor transparencia valores mayores de longitud del pasto *S. filiforme* y a medida que se incrementa la transparencia los valores de las tallas disminuyen y son desplazadas por parches de *T. testudinum*, por lo que se puede asumir que este crecimiento atípico puede deberse posiblemente para compensar el exceso de turbidez que se presentan en las zonas más cercanas a la costa donde se da la mayor presencia del sargazo.

Se ha visto que los arribazones de sargazo en el Caribe Mexicano han contribuido a la baja disponibilidad de luz y a un aumento de nitrógeno en los ecosistemas costeros (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016), condiciones que podrían favorecer la elongación de las hojas en *S. filiforme* (Schwarzschild *et al.*, 2008).

Tabla 2. Comparación de las diferentes longitudes de las hojas registradas en trabajos previos del Caribe y Golfo de México con base en su profundidad y localidad, con respecto a este trabajo. ND: No Determinado.

País	localidad	profundidad (m)	Longitud máxima (cm)	Longitud promedio (cm)	Referencia
México	Xcalak	2	58.9	50.46	Este trabajo
Colombia	Providencia	ND	ND	39.1	Castillo-Torres (2002)
Estados Unidos	Sprigger Bank	1.5	ND	35	Schwarzschild <i>et al.</i> (2008)
Estados Unidos	Sprigger Bank	0.5	ND	30	Schwarzschild <i>et al.</i> (2008)
Panamá	San Blas	7	16.3	15.2	Sweatman & Robertson (1994)
Estados Unidos	Florida Keys	7	21.75	20.25	Ferdie & Fourqurean (2004)
Estados Unidos	Florida Keys	4.5	14	11	Ferdie & Fourqurean (2004)
Colombia	Cahuita Parque Nacional	ND	36	20	Samper-Villarreal <i>et al.</i> (2020)
México	Laguna Madre	<1	22.5	16.23	Arellano-Méndez <i>et al.</i> (2019)
México	Puerto Morelos	1.8 - 3.8	20.6	13.8	Molina-Hernández & Van-Tussenbroek (2014)
Bermuda	Bermuda	3.8	21.3	6.7	Fourqurean <i>et al.</i> (2019)
México	Puerto Morelos	2.5	9.2	SD	Cruz-Palacios & Van-Tussenbroek (2005)

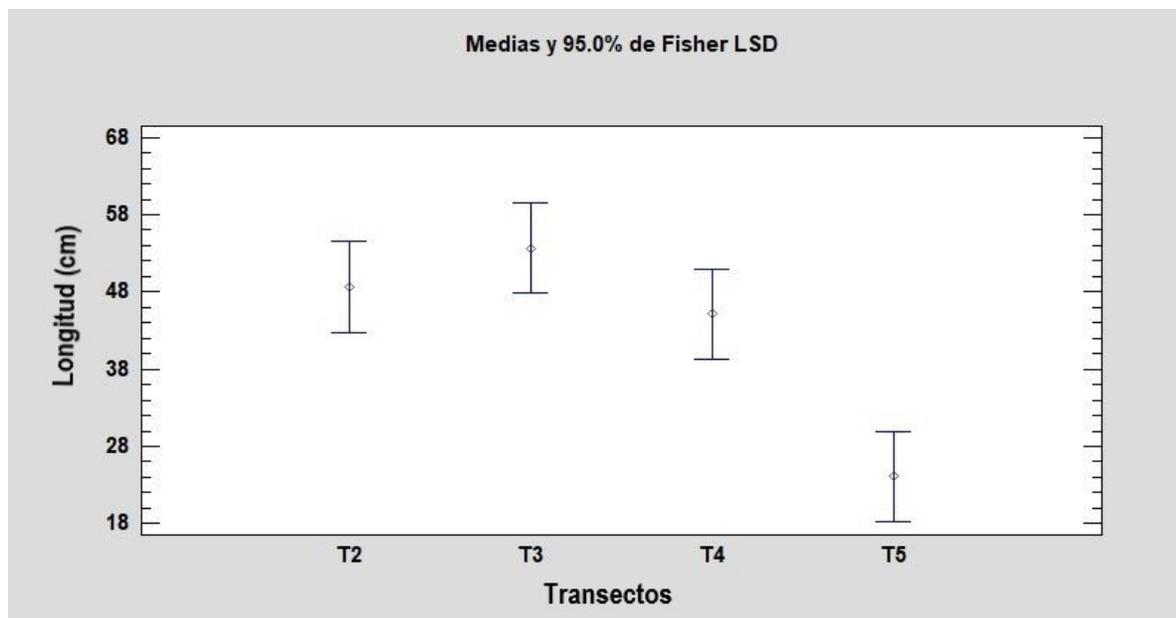


Figura 6. Gráfico del análisis de medias entre la longitud de las hojas por transecto y el análisis *post hoc* de Fisher que indica significancia entre los transectos.

La tolerancia de *S. filiforme* a la baja disponibilidad de luz, junto con el desplazamiento de *T. testudinum*, podrían explicar las praderas mono-específicas de *S. filiforme* en la laguna arrecifal del El Castillo; aunque todavía no hay estudios que indiquen el impacto que puede tener este cambio de dominancia de praderas, se sabe que alteraciones negativas en la estructura y cobertura de los pastos marinos, provocan una baja calidad del agua, alteración del flujo de materia orgánica y del ciclo de nutrientes, lo que conlleva consecuencias negativas tales como

una baja protección costera y un posible colapso de recursos pesqueros (Bach *et al.*, 1986; De Jonge & De Jonge, 1992).

Aunque se sabe que el aumento de nutrientes, específicamente nitrógeno, favorece el crecimiento de *S. filiforme* (Creed *et al.*, 2004), no se tienen suficientes datos que respalden esta aseveración y se sugiere, en futuros trabajos, medir los niveles de nutrientes en la columna de agua y en su tejido, para poder determinar si el exceso de nutrientes también es un factor implicado en la atípica elongación de las hojas.

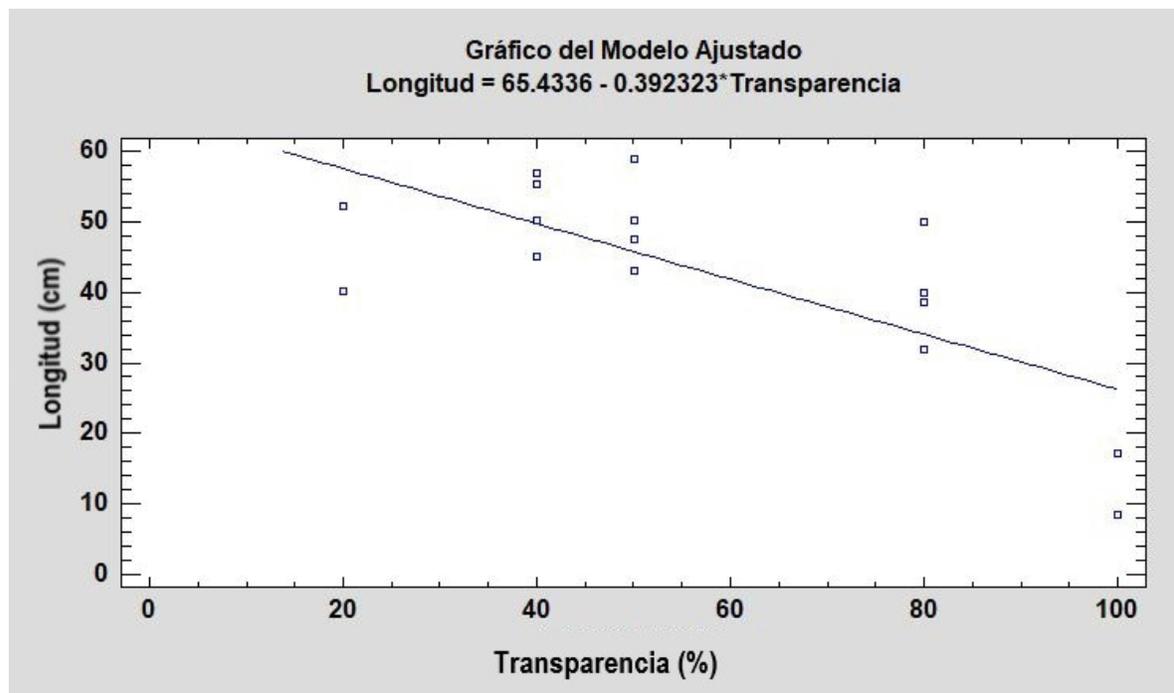


Figura 7. Correlación negativa directa entre el porcentaje de transparencia y la longitud de las hojas de *S. filiforme*

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Lic. en Mat. Luis Aldana por su revisión y asesoramiento en los análisis estadísticos.

REFERENCIAS

- ALBIS-SALAS, M.R. 2010. Características estructurales y fisiológicas de las praderas de *Thalassia testudinum*. Tesis de Maestría en Ciencias en Biología, Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta, Colombia. 128 p.
- ARELLANO-MÉNDEZ, L.U., A. MORA-OLIVO, C. ZAMORA-TOVAR, E. ROSA-MANZANO, J.A. TORRES-CASTILLO & J. BELLO-PINEDA. 2019. Structural complexity of tropical seagrasses meadows in a temperate lagoon in the Gulf of Mexico. A landscape ecology approach. *Journal of Coastal Conservation* 23:969-976. DOI:10.1007/s11852-019-00701-2
- ARELLANO-VERDEJO, J. & H.E. LAZCANO-HERNÁNDEZ. 2021. Collective view: mapping *Sargassum* distribution along beaches. *Peer J. Comput. Sci.* 7:e528. DOI:10.7717/peerj-cs.528
- ÁVILA-MOSQUEDA, S.V. 2021. Variabilidad espacial en comunidades de pastos marinos asociada a afluencias masivas de *Sargassum* spp." Tesis de Maestría Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. CDMX, México. 74 p.
- BACH, S., G. THAYER & M. LA CROIX. 1986. Export of detritus from eelgrass (*Zostera marina*) beds near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series* 28:265-278.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *Fitosociología, bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume ediciones. Rosario, España. 820 p.
- CASTILLO-TORRES, P.A. 2002. Caracterización estructural y evaluación del estado ambiental de las praderas de pastos marinos del Caribe Colombiano. Tesis de Licenciatura en Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia. 82 p.
- CHÁVEZ, V., A. URIBE-MARTÍNEZ, E. CUEVAS, R.E. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, B.I. VAN-TUSSEN-BROEK, V. FRANCISCO, M. ESTÉVEZ, L.B. CELIS, L.V. MONROY-VELÁZQUEZ, R. LEAL-BAUTISTA, L. ÁLVAREZ-FILIP, M. GARCÍA-SÁNCHEZ, L. MASIA & R. SILVA. 2020. Massive influx of pelagic *Sargassum* spp. on the coasts of the Mexican Caribbean 2014-2020: challenges and opportunities. *Water* 12:1-24. DOI:10.3390/w12102908
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2004. *Programa de manejo Parque Nacional Arrecifes de Xcalak*. Comisión Nacional de áreas marinas protegidas, 1er ed. 2004. 161 p.
- CREED, J.C., R.C. PHILLIPS & B.I. VAN-TUSSEN-BROEK. 2004. The seagrasses of the Caribbean. In: Green E.P. & F.T. Short (eds.). *World Atlas of Seagrasses*. University of California, pp. 235-242.
- CRUZ-PALACIOS, V. & B.I. VAN-TUSSEN-BROEK. 2005. Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 324:44-60.
- DE JONGE, V.N & D.J. DE JONGE. 1992. Role of tide, light, and fisheries in the decline of *Zostera marina* L in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Institute for Sea Research Publication Series* 20:161-176.

- FERDIE, M. & J.W. FOURQUREAN. 2004. Responses of seagrass communities to fertilization along a gradient of relative availability of nitrogen and phosphorus in a carbonate environment. *Limnology and Oceanography* 49(6):2082-2094.
- FOURQUREAN, J.W., S.A. MANUEL, K.A. COATES, S.C. MASSEY & W.J. KENWORTHY. 2019. Decadal monitoring in Bermuda shows a widespread loss of seagrasses attributable to overgrazing by the green sea turtle *Chelonia mydas*. *Estuaries and Coasts* 42:1524-1540.
- GALLEGOS, M.E., M. MERINO, A. RODRIGUEZ, N. MARBA & C.M. DUARTE. 1994. Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium*. *Marine Ecology Progress Series* 109:99-104.
- GUTIÉRREZ-AGUIRRE, M.A., M.G. DE LA FUENTE-BETANCOURT & A. CERVANTES-MARTÍNEZ. 2000. Biomasa y densidad de dos especies de pastos marinos en el sur de Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical* 48(2-3):313-316
- JAMES, R.K., R. SILVA, B.I. VAN-TUSSENBROEK, M. ESCUDERO-CASTILLO, I. MARIÑO-TAPIA, H.A. DIJKSTRA & T.J. BOUMA. 2019. Maintaining tropical beaches with seagrass and algae: a promising alternative to engineering solutions. *Bio Science* 69(2):136-142.
- KENWORTHY, W.J. & I.M.S. FONSECA. 1996. Light requirements of seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme* derived from the relationship between diffuse light attenuation and maximum depth distribution. *Estuaries* 19:740-750.
- KENWORTHY, W.J. & A.C. SCHWARZSCHILD. 1998. Vertical growth and short-shoot demography of *Syringodium filiforme* in outer Florida Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series* 73(1):25-37.
- LITTLER, D.S. & M.M. LITTLER. 2000. *Caribbean Reef Plants*. OffShore Graphics. 542 p.
- MARBA, N., M. HOLMER & E. GARCIA. 2005. Seagrass beds and coastal biogeochemistry. In: Larkum, A.W.D., R.J. Orth, C.M. Duarte (eds.). *Seagrass Biology*. Springer Holanda, pp. 133-155.
- MARTÍNEZ-DARANAS, B.R., M. CANO-MALLO & L. CLERO-ALONSO. 2009. Los pastos marinos de Cuba: estado de conservación y manejo. *Oceanológica* 5(2):24-44.
- MOLINA-HERNÁNDEZ, A.L. & B.I. VAN-TUSSENBROEK. 2014. Patch dynamics and species shifts in seagrass communities under moderate and high grazing pressure by green sea turtles. *Marine Ecology Progress Series* 517:143-157.
- MUMBY, P.J., J. FLOWER, I. CHOLLETT, S.J. BOX, Y. BOZEC, C. FITZSIMMONS, J. FORSTER, D. GILL, R. GRIFFITH-MUMBY, H.A. OXENFORD, A.M. PETERSON, S.M. STEAD, R.A. TURNER, P. TOWNSLEY, P.J.H. VAN-BEUKERING, F. BOOKER, H.J. BROCKE, N. CABAÑILLAS-TERÁN, S.W.J. CANTY, J.P. CARRICART-GANIVET, J. CHARLERY, C. DRYDEN, F.C. VAN-DUYL, S. ENRÍQUEZ, J. DEN-HAAN, R. IGLESIAS-PRÍETO, E.V. KENNEDY, R. MAHON, B. MUELLER, S.P. NEWMAN, M.M. NUGUES, J. CORTÉS-NÚÑEZ, L. NURSE, R. OSINGA, C.B. PARIS, D. PETERSEN, N.V.C. POLUNIN, C. SÁNCHEZ, S. SCHEP, J.R. STEVENS, H. VALLÉS, M.J.A. VERMEIJ, P.M. VISSER, E. WHITTINGHAM & S.M. WILLIAMS. 2014. *Hacia la resiliencia del arrecife y medios de vida sustentables: Un manual para los administradores de arrecifes de coral del Caribe*. University of Exeter, Exeter. 38 p.
- OPTICAL OCEANOGRAPHY LAB. 2019. Outlook of 2019 *Sargassum* blooms in the Caribbean Sea. University of South Florida. Available online at: https://optics.marine.usf.edu/projects/SaWS/pdf/Sargassum_outlook_2019_bulletin07_USF.pdf. (downloaded October 31, 2019).
- ORTH, R.J., T.J. CARRUTHERS, W.C. DENNISON, C.M. DUARTE, J.W. FOURQUREAN, K.L. HECK & F.T. SHORT. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56(12):987-996.
- PÁEZ-OSUNA, F. & C.C. OSUNA-MARTÍNEZ. 2011. Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las costas mexicanas: una revisión sobre los organismos utilizados. *Hidrobiológica* 21(3):229-238.
- RIOSMENA-RODRÍGUEZ, R., J.M. LÓPEZ-CALDERÓN, R. MUÑOZ-SALAZAR, J.M. LÓPEZ-VIVAS, J. TORRE-COSÍO & J. MELIN. 2014. Parámetros poblacionales de *Zostera marina* como indicadores de salud ecosistémicos. In: González, C.A., A. Vallarino, J.C. Pérez & A.M. Low-Pfeng (eds.). *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. INECC, ECOSUR, pp. 561-577.
- RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, R., B.I. VAN-TUSSENBROEK & E. JÓRDAN-DAHLGREN. 2016. Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe Mexicano (2014-2015). In: García-Mendoza, E., S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E.J. Núñez-Vázquez (eds.). *Florecimientos algales nocivos en México*. CICESE, pp. 353-365.
- SAMPER-VILLARREAL, J., M. LORÍA-NARANJO, B.I. VAN-TUSSENBROEK & J. CORTÉS. 2020. Reproducción sexual sincronizada del pasto marino *Syringodium filiforme* (Cymodoceaceae) en la laguna de un arrecife tropical en la costa Caribe de Costa Rica. *Revista de Ciencias Marinas y Costeras* 12(1):49-68
- SCHWARZSCHILD, A.C., W.J. KENWORTHY & J.C. ZIEMAN. 2008. Leaf growth of the seagrass *Syringodium filiforme* in outer Florida Bay, Florida. *Bulletin of Marine Science* 83(3):571-585.
- SWEATMAN, H. & D.R. ROBERTSON. 1994. Grazing halos and predation on juvenile Caribbean surgeonfishes. *Marine Ecology Progress Series* 111:1-6.
- STATGRAPHICS CENTURION X.V.I. 2009. Statpoint Technologies. INC. versión, 16, 17.
- VAN-TUSSENBROEK, B.I. 2011. Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons. *Hidrobiológica* 21(3):293-310.
- VAN-TUSSENBROEK, B.I., M.G. SANTOS, J.G. WONG, J.K. VAN-DIJK & M. WAYCOTT. 2010. *Guía de los pastos marinos tropicales del Atlántico Oeste*. Universidad Nacional Autónoma de México. Coyoacán, México. 79 p.
- VAN-TUSSENBROEK, B.I., H.A. HERNÁNDEZ, R.E. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, J. ESPINOZA-AVALOS, H.M. CANIZALES-FLORES, C.E. GONZÁLEZ-GODOY, M.G. BARBA-SANTOS, A. VEGA-ZEPEDA & L. COLLADO-VIDES. 2017. Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin* 122:272-281.

ARTÍCULO DE REVISIÓN

Biodegradación de antibióticos por desnitrificación y efectos sobre la fisiología, cinética y comunidades microbianas desnitrificantes

Biodegradation of antibiotics by denitrification and their effects on the physiology, kinetics, and denitrifying microbial communities

Yeny Banda-Soriano[✉], Omar Oltehua-López[✉], Anne-Claire Texier[✉], Flor de María Cuervo-López^{*✉}

Recibido: 04 de febrero de 2022.

Aceptado: 03 de abril de 2022.

Publicado: Abril de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. La contaminación del agua por nitrato y antibióticos ha ido creciendo a lo largo de los años, por lo que el proceso desnitrificante puede ser una buena alternativa para la eliminación simultánea de ambos compuestos. **Objetivo.** Mostrar el papel de la desnitrificación en la eliminación de antibióticos, así como los efectos de estos compuestos sobre la fisiología y cinética del proceso respiratorio, los genes y las poblaciones microbianas desnitrificantes. **Resultados.** Existen estudios sobre la eliminación de diferentes antibióticos bajo condiciones desnitrificantes, sin embargo, en la mayoría de los trabajos, el destino de la materia carbonada y nitrogenada consumida se desconoce. Antibióticos como las sulfonamidas y tetraciclinas provocan efectos negativos sobre el proceso desnitrificante al disminuir la eficiencia de eliminación de nitrato, su velocidad de consumo y propiciar la acumulación de nitrito. Se reportaron géneros desnitrificantes como *Thauera* y *Pseudomonas* como resistentes y/o tolerantes ante la presencia de diferentes antibióticos pertenecientes a las fluoroquinolonas, macrólidos, tetraciclinas y β -lactámicos, así como mezclas de éstos. La disminución de la abundancia y expresión génica de genes que participan en la desnitrificación como *nirS* y *nosZ*, fue observada en presencia de sulfonamidas, efecto que podría causar la acumulación de nitrito y óxido nitroso, ocasionando un posible cuello de botella en el proceso desnitrificante. En microorganismos desnitrificantes expuestos a antibióticos han sido detectados genes de resistencia a antibióticos, los cuales podrían actuar como mecanismos de defensa ante su presencia. **Conclusiones.** La información contenida en la presente revisión contribuye al conocimiento sobre el proceso desnitrificante, proponiendo su uso para llevar a cabo una eliminación más eficiente y estable de nitrato y antibióticos presentes en aguas contaminadas.

Palabras clave: Genes desnitrificantes, genes de resistencia a antibióticos, mineralización, oxidación de antibióticos, reducción de nitrato.

Laboratorio de Fisiología Microbiana, Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. Ferrocarril San Rafael Atlixco 186, Leyes de Reforma 1A Sección, Iztapalapa, Ciudad de México, 09310. México.

*Corresponding author:

Flor de María Cuervo-López: e-mail: fmcl@xanum.uam.mx

To quote as:

Banda-Soriano, Y., O. Oltehua-López, T. Anne-Claire & F. de M. Cuervo-López. 2022. Biodegradación de antibióticos por desnitrificación y efectos sobre la fisiología, cinética y comunidades microbianas desnitrificantes. *Hidrobiológica* 32 (1): 59-70.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2022v32n1/Banda

ABSTRACT

Background. Water pollution by nitrate and antibiotics has been growing over the years, so the denitrifying process can be a good alternative for the simultaneous removal of both compounds. **Objective.** Show the role of denitrification in the elimination of antibiotics, as well as their effects on the physiology and kinetics of the respiratory process, genes, and denitrifying microbial populations. **Results.** There are studies on the elimination of different antibiotics under denitrifying conditions, however, in most of them, the fate of the carbonated and nitrogenous matter consumed is unknown. Antibiotics such as sulfonamides and tetracyclines cause negative effects on the denitrifying process by decreasing the nitrate removal efficiency, its rate of consumption, and promoting the accumulation of nitrite. Denitrifying genera such as *Thauera* and *Pseudomonas*

were reported as resistant and/or tolerant to the presence of different antibiotics belonging to fluoroquinolones, macrolides, tetracyclines, and β -lactams, as well as mixtures of antibiotics. Decreased abundance and gene expression of genes involved in denitrification such as *nirS* and *nosZ*, was observed in the presence of sulfonamides, this effect could cause nitrite and nitrous oxide accumulation, producing a possible bottleneck in the denitrifying process. Antibiotic resistance genes have been detected in denitrifying microorganisms exposed to antibiotics, which could act as defense mechanisms to the presence of these compounds. **Conclusions.** The information contained in this review contributes to the knowledge about the denitrifying process and proposes its use to carry out more efficient and stable disposal of nitrate and antibiotics present in contaminated waters.

Keywords: Antibiotic oxidation, antibiotic resistance genes, denitrification genes, mineralization, nitrate reduction.

NOMENCLATURA

PTAR:	Planta de tratamiento de aguas residuales
3D-BER:	Reactor tridimensional bioelectroquímico
UASB:	Reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket)
SBR:	Reactor de lotes secuenciados (Sequential batch reactor)
CAS:	Lodo activado convencional
STR:	Reactor de tanque agitado (stirred tank reactor)
PT:	Planta de tratamiento
MBR:	Reactor de membrana
EGSB:	Reactor granular de lecho expandido (Expanded Granular Sludge Bed)
GRA:	Genes de resistencia a antibióticos
NT:	Nitrógeno total
NI:	Nitrógeno inorgánico
NH_4^+ :	Amonio
NO_2^- :	Nitrito
NO_3^- :	Nitrato
SDZ:	Sulfadiazina
SMX:	Sulfametoxazol
SMZ:	Sulfametazina
AMP:	Ampicilina
AMOX:	Amoxicilina
TET:	Tetraciclina
OTC:	Oxitetraciclina
CTC:	Clortetraciclina
CIP:	Ciprofloxacino

NOR:	Norfloxacin
OFL:	Ofloxacin
MOX:	Moxifloxacin
ENR:	Enrofloxacin
AC PIP:	Ácido pipemídico
AC PIR:	Ácido piromídico.
ERY:	Eritromicina
ROX:	Roxitromicina
STRP:	Estreptomina
TYL:	Tilosina

INTRODUCCIÓN

Debido al crecimiento poblacional y las necesidades humanas, tanto la cantidad de desechos generados como la contaminación ambiental se han incrementado (Gambhir *et al.*, 2012). Se contaminan los suelos, el aire y el agua de este planeta, afectando la flora y fauna (Boxall, 2004; Qin *et al.*, 2015). Se estima que gran parte del agua potable en el mundo está contaminada, siendo la principal causa de diversas enfermedades (Nabeela *et al.*, 2014; WHO, 2019). Compuestos químicos como los clorados, pesticidas, ácidos, metales pesados, entre otros, son residuos de actividades industriales, que constituyen una fuente principal de contaminantes que afectan a los ecosistemas macro y microbiológicos del agua (Brown *et al.*, 2006).

Los compuestos nitrogenados inorgánicos (NI) como el NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- (amonio, nitrito y nitrato, respectivamente), son contaminantes que se encuentran en aguas no tratadas, ya sea de origen doméstico, agrícola e industrial. Particularmente, el NO_3^- puede provenir de diferentes procesos industriales como mataderos, destilerías, complejos azucareros, producción de levaduras, almidones, textiles y fertilizantes, entre otros (Ávila & Sansores, 2003). La presencia de nitrato tanto en suelos como en acuíferos ha aumentado principalmente debido al uso excesivo de fertilizantes, así como al aumento de los residuos humanos (Larios-Ortiz, 2009). Se han reportado concentraciones de nitrato desde 0.01 y hasta 3,644 mg/l en efluentes de ganadería, hospitalarios y de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), mientras que de nitrógeno total (NT) se han reportado concentraciones entre 0.00002 y 18 mg/l (Tabla 1, material suplementario). Los compuestos NI y NT causan entre otros problemas, efectos tóxicos en organismos acuáticos, la acidificación de lagos (Camargo & Alonso, 2007), así como eutrofización de cuerpos acuáticos, la cual promueve la formación de grandes cantidades de biomasa, el consumo excesivo del oxígeno disponible en los sistemas acuáticos y afectaciones en la fotosíntesis al evitar el paso de la luz (Ansari *et al.*, 2010). La ingesta de concentraciones altas de nitrato repercute en la salud humana, causando metahemoglobinemia en niños menores de 3 años (Fewtrell, 2004). También se ha reportado que los productos generados del contacto del nitrato utilizado como conservador de alimentos con la saliva, así como de la acidificación en el estómago de las aminas presentes en algunos alimentos (Moreno *et al.*, 2015), pueden causar enfermedades como diabetes, Parkinson y Alzheimer (De la Monte *et al.*, 2009).

Por otro lado, la cantidad de antibióticos presentes en diferentes tipos de aguas residuales, como hospitalarias o ganaderas, también ha ido en aumento, debido a su uso en el tratamiento de infecciones bacterianas y a su uso excesivo en actividades veterinarias durante la producción de animales de granja (Ahmad *et al.*, 2014). Aproximadamente 200,000 toneladas de antibióticos se utilizan en el mundo por año (Hou *et al.*, 2015; Yin *et al.*, 2017), de las cuales 52-70% son canalizadas para usos veterinarios (Cuong *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019) y el resto para uso humano y agrícola, es decir, tratamiento de plagas en plantas. En todos los casos, entre un 30-90% de los antibióticos consumidos se absorben en el organismo y el resto se desecha por la orina y heces, donde el antibiótico sigue siendo activo (Xia *et al.*, 2012; Hou *et al.*, 2015). La excesiva presencia de antibióticos en los diferentes ambientes y ecosistemas tiene diversos efectos, por ejemplo, provoca la muerte de microorganismos y cambios en las poblaciones bacterianas, así como un aumento de genes de resistencia a antibióticos (GRA) (Zuccato *et al.*, 2010; Tsiaka *et al.*, 2013; Fraqueza, 2015).

Como se ilustra en la Tabla 1, una amplia variedad de grupos de antibióticos, como los antibióticos sintéticos: sulfonamidas y fluoroquinolonas; antibióticos de origen microbiano y semisintético: tetraciclinas y β -lactámicos; se han detectado en diversos tipos de aguas residuales. Todos ellos son antibióticos de amplio espectro ampliamente usados en medicina humana y veterinaria, así como en el área agrícola (Hoff & Kist, 2009; Amorim *et al.*, 2014; Etebu & Arikekpar, 2016; Vicente & Pérez-Trallero, 2010). De manera general, en los efluentes de las PTAR se alcanzan concentraciones de distintos antibióticos entre $0.005\text{-}31 \times 10^3$ $\mu\text{g/l}$ (Tabla 1) (Brown *et al.*, 2006; Kümmerer, 2009; Watkinson *et al.*, 2009; Hu *et al.*, 2018; Kovalakova *et al.*, 2020). Es notorio que en las aguas residuales hospitalarias la concentración de antibióticos es más alta (0.013 a 5×10^5 $\mu\text{g/l}$), seguida de las aguas ganaderas (0.002 a 2100 $\mu\text{g/l}$). Los antibióticos que están en mayor concentración son las tetraciclinas seguidas de las fluoroquinolonas, sulfonamidas, β -lactámicos y finalmente se encuentran los macrólidos con una menor presencia. Es importante resaltar que en estas aguas residuales de origen urbano, agrícolas, de rastros y ganaderos, además de estar contaminadas con antibióticos, también se encuentran presentes diferentes concentraciones de nitrato. Por lo que es necesario eliminar ambos compuestos.

Aunque existen diferentes procesos fisicoquímicos para eliminar materia nitrogenada de forma eficiente, son altamente costosos y la mayoría de las veces generan una contaminación colateral (Boyer, 2014). Por otro lado, hay diversos procesos biológicos que eliminan completamente diferentes compuestos nitrogenados. Estos procesos son amigables con el medio ambiente y tienen una buena relación costo-efectividad (Mozumder & Hossain, 2020). Dentro de estos procesos, se incluyen la nitrificación, el anammox y la desnitrificación. El proceso biológico de la desnitrificación cobra relevancia, ya que es un proceso anóxico de óxido-reducción donde el nitrato se reduce a nitrógeno molecular, a través de la acción de diferentes enzimas reductasas y simultáneamente, la materia carbonada se oxida a HCO_3^- ; al utilizarla como fuente de electrones (Cuervo-López *et al.*, 2009). La temperatura, pH, oxígeno y relación carbono/nitrógeno (C/N), afectan el desempeño de la desnitrificación, observándose efectos sobre la velocidad de consumo y crecimiento celular, inhibición de algunas de las enzimas desnitrificantes, pérdida de la actividad desnitrificante, así como una desnitrificación incompleta. Estos factores deben ser controlados de forma que se evite una acumulación de sustratos e intermediarios y se

presente una disminución en las eficiencias de consumo y conversión de los sustratos utilizados (Knowles, 1982; Cuervo-López *et al.*, 2009; Martínez *et al.*, 2017).

Para realizar la desnitrificación, es posible utilizar como donadores de electrones compuestos orgánicos como etanol, acetato, glucosa, entre otros (Cuervo-López *et al.*, 1999; Elefsiniotis & Li, 2006) o inorgánicos como hidrógeno, compuestos de azufre o metano, por lo tanto, organismos litótrofos y organótrofos pueden estar involucrados en el proceso respiratorio (Ma *et al.*, 2020). En los últimos años, el interés científico ha crecido y se ha centrado en el uso de la desnitrificación organotrófica para la eliminación y/o degradación de antibióticos. Tal es el caso de los estudios realizados bajo condiciones desnitrificantes con diferentes sulfonamidas como SDZ, SMX, SMZ (Sun *et al.*, 2017; An & Qin, 2018; Hou *et al.*, 2019a; Zhang *et al.*, 2020a; Zheng *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2021); con β -lactámicos como AMP y AMOX, y tetraciclinas como TET y OTC (Islas-García *et al.*, 2017; Rahman *et al.*, 2018; Semedo *et al.*, 2018; Feng *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2020; Yu *et al.*, 2021). Incluso, se ha estudiado la eliminación de otro grupo de antibióticos como las fluoroquinolonas, tal es el caso de CIP y OFL bajo condiciones desnitrificantes (Tong *et al.*, 2019; Hassan *et al.*, 2020; Ruan *et al.*, 2020). Aunque en la literatura se encuentran estudios sobre el uso de la desnitrificación para eliminar antibióticos presentes en las aguas residuales, es difícil saber qué ocurre con el proceso respiratorio biológico, es decir si es posible eliminar el antibiótico y mineralizarlo por desnitrificación, ya que las variables de respuesta como eficiencias de consumo de sustratos, rendimientos de formación de productos y velocidades de consumo de sustrato y formación de producto no siempre son reportadas. El utilizar este tipo de variables de respuesta permitiría demostrar qué sucede con el proceso desnitrificante, así como el destino de los antibióticos que son degradados por esta vía biológica y así proponer este proceso respiratorio como un proceso biológico eficiente y amigable con el ambiente para la depuración de aguas residuales. Asimismo, en presencia de antibióticos, aun no se ha realizado la asociación de variables biológicas como abundancia relativa de comunidades desnitrificantes, genes desnitrificantes y de resistencia, con variables fisiológicas y cinéticas, por lo que sería deseable generar más información sobre estos temas.

El objetivo del presente documento es proporcionar una revisión de los estudios que se han realizado en los últimos años bajo condiciones desnitrificantes a fin de ahondar sobre el papel de la desnitrificación en la biodegradación de los antibióticos, así como identificar los efectos de los antibióticos sobre la fisiología, cinética y comunidad microbiana desnitrificante.

DISCUSIÓN

Eliminación de antibióticos y su efecto sobre el proceso desnitrificante. La eliminación de antibióticos del medio ambiente es un tema de preocupación en la comunidad científica, por lo que los estudios para su eliminación mediante procesos biológicos han ido aumentando. La desnitrificación es un ejemplo de éstos y se destaca porque elimina el nitrógeno y la materia carbonada simultáneamente. Algunos estudios en los que se reproducen las concentraciones de antibióticos encontradas en aguas residuales y en el medio ambiente, muestran que en condiciones desnitrificantes utilizando diferentes tipos de reactores y condiciones de operación, es posible la eliminación de diferentes anti-

bióticos, ya sea de forma individual y/o en mezcla, en concentraciones desde $\mu\text{g/l}$ hasta mg/l (Tabla 2, material suplementario).

Los antibióticos pueden ser eliminados por tres formas principalmente: por adsorción, acción química y acción biológica (Oberoi *et al.*, 2019). La adsorción es un proceso en el que los antibióticos presentes en el agua contaminada se adhieren a los microorganismos depuradores, que se encuentran ya sea en forma de biopelícula, aglomerados granulares o floculares. Qué tanto se adsorban los antibióticos a los lodos depuradores dependerá de diferentes factores, entre ellos de sus interacciones con iones metálicos como Ca^{2+} y Mg^{2+} presentes en la matriz del lodo y del pH del medio, como sucede con las fluoroquinolonas (Li & Zhang, 2010; Cao *et al.*, 2019) y sulfonamidas (Wang *et al.*, 2015), antibióticos de los que, bajo condiciones desnitrificantes, se ha reportado su eliminación por adsorción desde un 7.7 y hasta un 70% (Tabla 2). La composición de las sustancias exopoliméricas (EPS) que conforman los agregados microbianos también juega un papel determinante en la adsorción de antibióticos (Cao *et al.*, 2019). En general, el tipo de antibiótico, su concentración, la cantidad de biomasa presente, así como la composición de las EPS y su capacidad de adsorción, son entre otros, los factores que determinan la adsorción de antibióticos (Xiang *et al.*, 2019). Debido a esto, el intervalo de eliminación de antibióticos por adsorción resulta ser muy variable. Asimismo, la eliminación y/o degradación de antibióticos puede favorecerse por la acción de determinados factores ambientales como la temperatura, la luz o el pH, o bien por oxidación química (Ding *et al.*, 2016).

Aunque la eliminación de antibióticos por adsorción o vía química puede ser alta, la eliminación de estos compuestos por acción biológica y bajo condiciones desnitrificantes en ocasiones puede ser el proceso más importante, alcanzando valores de hasta un 100% bajo estas condiciones (Tabla 2). Si bien no en todos los casos se reporta la eliminación del compuesto nitrogenado, la biodegradación de los antibióticos se puede asociar con el consumo del NO_3^- presente en las aguas por desnitrificación heterotrófica (Matějů *et al.*, 1992). Al respecto, en ensayos donde se encuentra un único antibiótico y según el tipo de éste, se han reportado diferentes porcentajes de eliminación por biotransformación. Por ejemplo, tanto SMX como SMZ se eliminan parcialmente, entre un 13 y 21%, mientras que, dependiendo de la concentración de CIP, es posible eliminar entre 20 y hasta 93% del compuesto (Suarez *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2013; Hassan *et al.*, 2020). Está documentada una eliminación total de AMP asociada completamente al consumo total de nitrato por el proceso desnitrificante (Islas-García *et al.*, 2017). Asimismo, se ha reportado la eliminación por desnitrificación de diferentes concentraciones de AMP, desde 5 y hasta 100 mg/l totalmente asociada a la reducción de nitrato (Banda *et al.*, 2022). Existen también reportes sobre la eliminación de mezclas de antibióticos bajo condiciones desnitrificantes. Tal es el caso de la eliminación parcial de mezclas de antibióticos como CIP, NOR, OFL, MOX; ERY y ROX, de entre 1 y 20%, en otro ejemplo con AMP, SMX, SDZ, TET, CTC y OTC donde la eliminación varió entre el 77-99%. En todos estos casos, se asoció con el consumo de nitrato (Tabla 2). Sin embargo, hay que tener en cuenta que la presencia de más de un antibiótico puede provocar interacciones farmacodinámicas, ya sean sinérgicas (suma de los efectos de los distintos antibióticos) o antagonicas (inhibiendo o bloqueando los efectos bactericidas) (Roose-Amsaleg *et al.*, 2021), repercutiendo en el consumo del propio antibiótico. Por ejemplo, se ha informado que una mezcla de distintas tetraciclinas (Chen *et al.*, 2020), tiene efectos antagonistas en la digestión aerobia, disminuyendo el consumo de la materia orgánica.

La variabilidad en los porcentajes de eliminación tanto de antibióticos como de nitrato podría estar asociada con la relación C/N establecida (Cuervo-López *et al.*, 2009). En este sentido, Hassan *et al.* (2020) utilizando CIP y relaciones C/N entre 0.5 y 3.5, observaron que a la C/N de 0.5, la biodegradación del antibiótico y la eliminación de NO_3^- fueron del 50 y 20% respectivamente, mientras que a una C/N mayor que 1.5, la biodegradación de ambos sustratos fue mayoritaria. Esto apunta a que, al establecer relaciones C/N estequiométricas o cercanas a ellas, se incrementa la posibilidad de obtener una eliminación de antibióticos cercana al 100%, como lo reportado por Islas-García *et al.* (2017) y Banda *et al.* (2022). Otro punto puede ser que el antibiótico esté en la presencia de una fuente carbonada fácilmente degradable. Al respecto, existen trabajos en los que el consumo de CIP (Hassan *et al.*, 2020) y AMP (Islas-García *et al.*, 2017) se ha logrado en presencia de acetato de sodio. Los autores proponen que estos resultados podrían estar asociados con procesos cometabólicos, donde el acetato de sodio es la fuente de carbono que funciona como principal donador de electrones y promueve el crecimiento microbiano. También se ha informado que bajo condiciones desnitrificantes litotróficas es posible eliminar NO_3^- y el 21% de SMX utilizando azufre como fuente donadora de electrones. Cabe mencionar que el proceso desnitrificante litotrófico es poco utilizado, por lo que hace falta generar información sobre este proceso en presencia de antibióticos. La información presentada muestra la viabilidad de utilizar el proceso desnitrificante para tratar aguas residuales contaminadas con antibióticos. Sin embargo, dado que factores como el tipo de antibiótico, concentración y número de antibióticos presentes en las aguas residuales, así como la concentración de compuestos nitrogenados presentes, afectan la eliminación de ambos compuestos, se necesita más investigación al respecto para corroborar que la eliminación del antibiótico esté acoplada a la eliminación de nitrato por el proceso desnitrificante.

Destino de los antibióticos y del nitrógeno. Son pocos los estudios que han reportado los productos finales provenientes de la respectiva oxidación y reducción de la fuente de carbono y nitrógeno bajo condiciones desnitrificantes. El destino de los antibióticos y nitrato eliminados es un punto importante por responder, puesto que los productos formados no necesariamente son CO_2 y N_2 , los productos carbonados generados podrían ser más recalcitrantes y/o tóxicos que el antibiótico de origen, y el nitrato podría ser reducido parcialmente y quedarse como NO_2^- y/o N_2O (Moraes *et al.*, 2012), es decir, los productos podrían causar más daño al medio ambiente.

En algunos estudios se ha realizado la asociación del proceso desnitrificante con el consumo simultáneo de antibióticos, así como el seguimiento de los productos de la ruta carbonada y nitrogenada. Por ejemplo, Islas-García *et al.* (2017) observaron que la AMP se mineralizó completamente a HCO_3^- y el NO_3^- se redujo totalmente a N_2 con una formación transitoria de NO_2^- . Esto demostró que la AMP se puede eliminar y mineralizar por completo en condiciones desnitrificantes. En algunos estudios, se ha observado una mineralización parcial de antibióticos. Banda *et al.* (2022) observaron que dependiendo de la concentración de AMP utilizada como única fuente de electrones, es posible la eliminación completa del antibiótico o bien su mineralización parcial a HCO_3^- y a dos intermediarios carbonados, mientras que el NO_3^- fue reducido parcialmente a N_2 y N_2O , por lo que, bajo ciertas condiciones desnitrificantes, es posible eliminar AMP, pero no mineralizarla completamente. Cabe destacar que en otros estudios se observa la mineralización parcial de antibióticos, pero no se habla del destino del nitrato.

Por ejemplo, Liu *et al.* (2013) detectaron dos intermediarios como posibles productos de la biotransformación de CIP. Asimismo, Hassan *et al.* (2020) observaron que bajo condiciones desnitrificantes y al establecer una relación C/N de 1.5, surgen cuatro intermediarios carbonados procedentes de la biotransformación de CIP; para este caso en particular, los autores proponen a los cuatro intermediarios como posibles pasos de reacciones independientes para la degradación del antibiótico. Al utilizar SMX se observó la formación transitoria de un intermediario (Barbieri *et al.*, 2012), en otro ensayo con SMX se observó la formación de cuatro intermediarios de carbono (Zhang *et al.*, 2020a), para este caso en particular, los autores proponen a los cuatro intermediarios como posibles reacciones dependientes, por lo que se proponen dos posibles rutas de degradación de SMX. Por último, se encuentran los casos donde solo se observó el destino de la materia nitrogenada. Liu *et al.* (2013) con CIP observaron una reducción parcial del nitrato ya que el 26% del nitrato consumido se redujo completamente a N_2 y el 52% se redujo a nitrito. Si bien no en todos los casos se forman intermediarios carbonados o nitrogenados bajo condiciones desnitrificantes, se podría decir que su aparición depende del antibiótico evaluado, así como de la disponibilidad del nitrato presente.

Es importante subrayar que muchos de los intermediarios carbonados detectados no han sido identificados, por lo que, en la mayoría de los casos, se desconocen los efectos o grado de toxicidad que podrían ocasionar a los microorganismos presentes en el ambiente o a la salud humana. Otro punto que está poco abordado son las posibles rutas metabólicas de degradación de los antibióticos, así como las enzimas involucradas en dichos procesos. Con la información presentada se observa la falta de medición y/o verificación de la mineralización de antibióticos. Contar con esta información permitiría constatar su oxidación total o parcial. Asimismo, hay poca evidencia que muestre la capacidad de los lodos desnitrificantes para mineralizar completamente otros antibióticos de uso común, por lo que aún se desconoce la posibilidad de que los antibióticos actualmente utilizados puedan oxidarse bajo condiciones desnitrificantes.

Efectos de antibióticos sobre el proceso desnitrificante. Se ha reportado que, como consecuencia de la exposición de los lodos desnitrificantes a un único antibiótico, pueden ocurrir diversos efectos fisiológicos, tales como una disminución en la eficiencia de consumo de nitrato (Li *et al.*, 2021), así como una acumulación de compuestos nitrogenados ya sea en forma de nitrito, óxido nitroso o ambos (Ahmad *et al.*, 2014; Yin *et al.*, 2017). También se han documentado efectos cinéticos sobre el proceso desnitrificante (Hou *et al.*, 2015; Islas-García *et al.*, 2017; Banda *et al.*, 2022), tal es el caso de la disminución en una o varias de las velocidades específicas (q) del proceso, ya sea en el consumo de nitrato o del propio antibiótico ($q_{NO_3^-}$, $q_{\text{antibiótico}}$), o bien de la formación de los productos de la desnitrificación, como el bióxido de carbono y/o bicarbonato (q_{CO_2} , $q_{HCO_3^-}$), nitrógeno molecular (q_{N_2}) y/o intermediarios como el nitrito ($q_{NO_2^-}$) y el óxido nitroso (q_{NO}). Ejemplos de estos efectos sobre el proceso desnitrificante se muestran en la Tabla 3 (material suplementario). La evidencia científica ha permitido corroborar que, bajo condiciones desnitrificantes, la presencia de antibióticos usados como fuente orgánica o donador de electrones, ya sea de forma individual o en mezcla, provoca más de un efecto cinético o fisiológico en los lodos.

En algunos casos, la exposición de lodos desnitrificantes a diferentes concentraciones de CIP no afectó el consumo de NO_3^- , resultando

en altas eficiencias de consumo del compuesto nitrogenado (Li *et al.*, 2021). Es posible que este resultado esté asociado con la C/N utilizada de 3.7. En este sentido, Hassan *et al.* (2020) observaron que en presencia de CIP y cuando se establecen relaciones C/N mayores a la estequiométrica, el consumo de NO_3^- es mayoritario y no se ve afectado. Sin embargo, esto no quiere decir que se pueda usar CIP como fuente orgánica donadora de electrones sin causar repercusiones en el proceso desnitrificante puesto que se han observado en lodos con actividad desnitrificante, otros efectos fisiológicos como la acumulación de nitrito y cinéticos, como una disminución en la velocidad de consumo de NO_3^- .

Son diferentes factores los que determinan qué tanto disminuye la eficiencia de consumo de NO_3^- ; entre ellos se pueden citar al tipo de antibiótico y su concentración. Por ejemplo, concentraciones de 10 mg/l de CIP, AMOX o CTC parecen no tener efecto sobre la eficiencia de consumo de NO_3^- en comparación a un ensayo control, ya que son cercanas al 100% en ambos casos. Sin embargo, con 10, 50 y 100 mg/l de β -lactámicos, sulfonamidas y tetraciclinas como AMOX, SMX y CTC respectivamente, la eficiencia de consumo de NO_3^- disminuye en las 3 concentraciones (10, 50 y 100 mg/l) un 71.2, 42.62 y 74.43% respectivamente, al aumentar la concentración de los antibióticos y en comparación con un ensayo control sin ellos (Li *et al.*, 2021). Aunque la disminución de la eficiencia de consumo de NO_3^- es similar con AMOX y CTC, existió un efecto mayor (98 al 26.8% y 90.89 al 16.46% respectivamente) cuando se utilizó SMX (50.6 al 7.98%). De hecho, diversos estudios coinciden en que la disminución de consumo de nitrato ocurre con más frecuencia cuando se usan algunas sulfonamidas o tetraciclinas (Zhang *et al.*, 2022).

Por otra parte, las fluoroquinolonas, β -lactámicos, sulfonamidas y tetraciclinas han causado la acumulación de diferentes intermediarios nitrogenados como el caso del nitrito (Ahmad *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2021). Este efecto ha sido asociado con la disminución de la actividad de las enzimas reductasas, con modificaciones celulares estructurales sobre las comunidades desnitrificantes en los lodos, así como cambios en las comunidades desnitrificantes debido al efecto bactericida de los antibióticos (Katipoglu-Yazan *et al.*, 2016). En ensayos con *Pseudomonas stutzeri* se observó que, bajo condiciones desnitrificantes, la actividad de las enzimas óxido nitroso, óxido nítrico y nitrito reductasa disminuía en presencia de SMX, provocando acumulación de intermediarios nitrogenados como N_2O , NO y NO_2^- (Gui *et al.*, 2017). La información de la literatura sugiere que la acumulación de nitrito depende de la concentración del antibiótico, por ejemplo, se observa una tendencia decreciente de nitrito acumulado con respecto al aumento en la concentración de antibióticos como AMOX, SMX y CTC. Cabe destacar que, hasta el momento, no se han encontrado reportes en ensayos con mezclas de diferentes antibióticos, en los que se muestren afectaciones en variables fisiológicas como la eficiencia de consumo de NO_3^- y la acumulación de nitrito, por lo que falta realizar más estudios con lodos bajo condiciones desnitrificantes y mezclas de antibióticos.

El efecto de los antibióticos sobre algunas variables cinéticas como velocidades de consumo de nitrato y formación de productos (HCO_3^- , N_2O y N_2) se muestra en la Tabla 3. En el caso de antibióticos pertenecientes al grupo β -lactámico, se observa una mayor afectación en la velocidad específica de consumo de NO_3^- en presencia de 18 mg de AMP y acetato (Islas-García *et al.*, 2017) que con 10 mg/l de AMOX (Li *et al.*, 2021), mientras que en un ensayo realizado con AMP como única fuente de electrones, las velocidades de consumo de NO_3^- , de mine-

ralización a HCO_3^- y reducción a N_2 fueron menores a las reportadas cuando el proceso desnitrificante es realizado con acetato (Banda *et al.*, 2022). En algunos casos, se han reportado las velocidades de consumo de nitrato y formación de óxido nitroso, por ejemplo, al evaluar con SMZ (Hou *et al.*, 2015) y con una mezcla de antibióticos conteniendo a SMZ (Yin *et al.*, 2017). Se observó que la disminución de la velocidad de consumo de NO_3^- fue de 38% con SMZ y 44% con la mezcla que contenía ERY, NOR, SMZ y OTC. Los autores sugieren que la velocidad de consumo se ve afectada por el efecto sinérgico de la presencia de los otros antibióticos y de la SMZ (Yin *et al.*, 2017). Además, Yin *et al.* (2017) así como Hou *et al.* (2015), reportaron que el aumento de 3.77 y 39 veces en la velocidad de formación de N_2O fue debido a la presencia del antibiótico, este efecto también se ha observado con sulfonamidas, tetraciclinas y fluoroquinolonas como SMX, TET y OFL (Roose-Amsaleg *et al.*, 2021), donde se muestran efectos sinérgicos en la liberación de N_2O . Por último, se encuentran estudios donde se ha reportado la disminución en la velocidad de consumo de nitrato, en los cuales se observa que al ser comparadas contra un ensayo control en ausencia de antibióticos, el porcentaje de disminución de la velocidad de consumo de nitrato aumenta con respecto a la concentración de distintos antibióticos como CIP, AMOX, SMZ, SMX y CTC. Es importante resaltar una vez más, que el tipo y concentración de antibiótico provoca efectos diferentes, de hecho, con concentraciones entre 10-100 mg/l de estos antibióticos, el orden de afectación en la velocidad de consumo de nitrato fue el siguiente: $\text{SMX} > \text{CTC} > \text{AMOX} > \text{CIP}$. La información presentada muestra los efectos de los antibióticos sobre el proceso desnitrificante, donde los factores antes mencionados, juegan un rol importante para llevar a cabo la desnitrificación. Es importante resaltar que la utilización de variables fisiológicas y cinéticas permitiría una mejor evaluación de los efectos de los antibióticos sobre la desnitrificación.

Efectos de antibióticos en las comunidades desnitrificantes. Se ha reportado la dinámica de las comunidades microbianas bajo condiciones desnitrificantes expuestas a diferentes antibióticos de forma individual o en mezcla, observándose una gran diversidad de géneros presentes. Esta gran diversidad de géneros reportados es posiblemente debida a las condiciones experimentales establecidas, así como al tipo de ensayo realizado, en lote o en continuo, o bien, a la concentración, tipo y número de antibióticos utilizados, entre otras. En la Tabla 4 (material suplementario) se muestra el efecto de algunos antibióticos sobre la abundancia relativa de géneros bacterianos presentes en las comunidades microbianas bajo condiciones desnitrificantes. Esta variable de respuesta es utilizada para evaluar la biodiversidad, es decir, determinar el porcentaje de cada género con relación al total de los géneros que conforman la comunidad microbiana. Se dice que los géneros bacterianos resistentes se definen como aquellos que tienen la capacidad de crecer y sobrevivir ante el efecto del antibiótico (Brauner *et al.*, 2016), lo cual se ve reflejado como un aumento en su abundancia relativa durante la exposición a antibióticos; mientras que los géneros bacterianos tolerantes, son aquellos que subsisten durante el tiempo en que el antibiótico esté presente (Brauner *et al.*, 2016), por lo que es posible observar una disminución en su abundancia relativa. Algunos de estos géneros, incluyen microorganismos desnitrificantes completos y bacterias que contienen una o más enzimas que forman parte de la vía desnitrificante. Aunque las comunidades microbianas son diversas, algunos géneros desnitrificantes como *Thauera*, *Comamonas*, *Pseudomonas* y *Thiobacillus* son los más frecuentemente encontrados cuando éstas se exponen a antibióticos (Liu *et al.*, 2016; An & Qin, 2018; Tong *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019; Hassan *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020a; Zhang *et al.*, 2020b; Li *et al.*, 2021).

et al., 2019; Zhang *et al.*, 2019; Hassan *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020a; Zhang *et al.*, 2020b; Li *et al.*, 2021).

Entre los géneros bacterianos tolerantes a antibióticos como β -lactámicos, sulfonamidas, fluoroquinolonas, macrólidos y tetraciclinas se encuentran *Thauera* y *Comamonas*. Con AMOX, la abundancia relativa disminuye un 32 y 12%, respectivamente (Li *et al.*, 2021); ante 100 mg/l de SMX la abundancia relativa de éstos disminuye un 28 y 9%, respectivamente (Airong *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2016; Feng *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020b), mientras que dependiendo de la concentración utilizada de CIP su abundancia relativa disminuye entre 10 a 24% y 7%, respectivamente (Tong *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019; Hassan *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020a; Li *et al.*, 2021). Un fenómeno similar se observa en presencia de STRP y TYL; en tanto que con CTC la abundancia relativa de *Comamonas* disminuye un 7% (Li *et al.*, 2021). El efecto en *Thauera* y *Comamonas*, sigue el siguiente orden: $\text{AMOX} > \text{SMX} > \text{CIP} > \text{STRP} > \text{TYL} > \text{CTC}$. Chen *et al.* (2017) observaron que la actividad desnitrificante disminuía con el aumento de la concentración de SMX, lo cual podría estar fuertemente relacionado con la afectación a diferentes géneros desnitrificantes. Es importante resaltar que, el mecanismo de acción de los antibióticos citados es diferente, a saber: inhibidores de la síntesis de la pared microbiana (β -lactámicos), en la síntesis de folato (sulfonamidas), en la actividad de la ADN girasa (fluoroquinolonas) o síntesis proteica (macrólidos y tetraciclinas).

Se ha reportado que uno de los géneros desnitrificantes más resistente tanto a fluoroquinolonas como CIP y macrólidos como STRP es *Pseudomonas* (Hancock & Speert, 2000), debido posiblemente a las mutaciones en las enzimas blanco como girasas y topoisomerasas que se han reportado en diferentes especies de *Pseudomonas*, así como a su resistencia intrínseca a macrólidos (Jalal *et al.*, 2000; Bruchmann *et al.*, 2013; Morita *et al.*, 2014). Aunque se ha reportado a *Pseudomonas* como tolerante a OFL y TYL, es más frecuentemente reportado como género desnitrificante resistente (Tong *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019). Cuando se usan concentraciones en $\mu\text{g/l}$ de SMX, *Thauera* y *Thiobacillus* son resistentes. Caso que difiere con SDZ, ya que al menos *Rhodopseudomonas* y *Thiobacillus* permanecen en el medio. Mientras que en presencia de tetraciclinas como TET y OTC, se observa la resistencia de *Thauera* aumentando su abundancia relativa entre un 17 y 22% (Liu *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2021). Por último, cuando los lodos desnitrificantes se encuentran expuestos a mezclas de antibióticos, *Comamonas* aparece como género desnitrificante resistente. Esto es posiblemente debido tanto a la concentración como al tipo de antibióticos presentes. Es importante notar que, para tener un mejor entendimiento sobre los cambios poblacionales en las comunidades desnitrificantes expuestas a diferentes antibióticos, éstos deberían ser complementados con el seguimiento de las variables fisiológicas y cinéticas de la desnitrificación, así como con el estudio del cambio en los genes de la desnitrificación, ya que existen otros factores como el tiempo de exposición y la transferencia horizontal de genes, que podrían inducir la resistencia a antibióticos.

Detección de genes desnitrificantes en comunidades microbianas expuestas a antibióticos. Los efectos de los antibióticos sobre los lodos desnitrificantes se han evaluado al cuantificar los diferentes genes responsables de la desnitrificación: *narG*, *napA*, *nirS*, *nirK*, *cnorB*, *qnorB* y *nosZ*, encontrándose cambios en la abundancia de éstos. Ejemplos de estos cambios se presentan en la Tabla 5 (material suplementario). Las condiciones experimentales establecidas, el uso de diferentes anti-

bióticos como fuente orgánica donadora de electrones, concentración y origen de los lodos, así como el tiempo de exposición a los antibióticos, son variables de importancia que influyen en la abundancia de diversos genes desnitrificantes.

Diferentes autores han observado que una posible causa por la que disminuye la abundancia de los genes desnitrificantes es por el efecto negativo de los antibióticos sobre los hospederos que los contienen (Wu *et al.*, 2017; Feng *et al.*, 2020). La disminución tanto del número de copias como de la abundancia relativa de los genes *nirS* y *nosZ* se ha observado ante la exposición de diferentes tetraciclinas (TET u OTC), sulfonamidas (SMT) o bien mezclas de estos antibióticos, disminuyendo entre el 17-48% y 50-65% respectivamente. Este fenómeno ha sido igualmente observado con diferentes concentraciones de OTC, posiblemente debido al tiempo de exposición y concentraciones de antibiótico ensayadas (Hou *et al.*, 2015; An & Qin, 2018; Semedo *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2021). Asimismo, se ha observado la inhibición de la expresión del gen *nirS*, que controla el paso de reducción de NO_2^- a NO y del gen *nosZ*, que controla el paso de la reducción de N_2O a N_2 , por la presencia de sulfonamidas y tetraciclinas. Se ha reportado una disminución en la expresión de genes *nirS* y *nosZ* expuestos a SMX de 0.030 y 0.036 FC respectivamente (An & Qin, 2018; Li *et al.*, 2021) asociada también con la acumulación de intermediarios nitrogenados (Tabla 5). De esta forma, las sulfonamidas no solo afectan la concentración de los genes desnitrificantes sino también su actividad (Gao *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2022). Hasta el momento, solo se ha observado la disminución en la abundancia de los genes de la enzima nitrato reductasa *narg* y *napA* (el 37 y 50% respectivamente) en presencia de OTC (Yu *et al.*, 2021). Igualmente, la variación en la abundancia de los genes desnitrificantes podría ser posiblemente debida al tipo y concentración de antibióticos, así como al tiempo de exposición.

Es importante notar que no todos los antibióticos inhiben la expresión de los genes de la desnitrificación, ya que existen antibióticos que la promueven, hecho que se ha asociado con la presencia de bacterias hospederas resistentes (Li *et al.*, 2021). De esta forma, en diferentes estudios realizados bajo condiciones desnitrificantes con antibióticos como OFL, TYL, OTC y mezclas de sulfonamidas como SFD y SMX, se ha observado el aumento del número de copias de los genes *narG*, *napA*, *nirS*, *nirK*, *cnorB*, *qnorB* y *nosZ* entre 1 y 5 órdenes de magnitud o bien entre 10 y 100% en su abundancia relativa (Sun *et al.*, 2017; Tong *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019; Feng *et al.*, 2020; Yu *et al.*, 2021). También se ha observado un aumento en la expresión de los genes *nirS* y *nosZ* en un cultivo axénico con fluoroquinolonas como CIP (Ruan *et al.*, 2020). Hasta el momento se desconoce el efecto de antibióticos como β -lactámicos u otros tipos de sulfonamidas, tetraciclinas, fluoroquinolonas, así como macrólidos sobre la abundancia y expresión de los genes desnitrificantes, aunque sí se sabe que han tenido efectos negativos sobre el comportamiento cinético de la desnitrificación. El hecho de utilizar consorcios microbianos dificulta la obtención de resultados, por lo que se requiere más investigación sobre estos temas en presencia de otros antibióticos.

Detección de genes de resistencia a antibióticos (GRA) en comunidades desnitrificantes expuestas a antibióticos. Se ha reportado la presencia de GRA en lodos desnitrificantes expuestos a diferentes concentraciones de antibióticos y tiempos de exposición, asumiéndose que actúan como mecanismos de defensa a la presencia de estos compuestos. Se ha registrado la presencia de diferentes GRA, por ejemplo:

sul, cuando los lodos desnitrificantes son expuestos a sulfonamidas, *erm* en presencia de macrólidos y *tet* en presencia de tetraciclinas (Hou *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2020) (Tabla 6, material suplementario). El aumento de la abundancia de GRA se ha observado por distintas causas, ya sea por la proliferación de bacterias resistentes a antibióticos (Zhou *et al.*, 2017), por la presencia de altas concentraciones de antibióticos (Zhao *et al.*, 2021) o bien como mecanismo de protección de los microorganismos a la presencia del antibiótico (Yu *et al.*, 2021). En presencia de tetraciclinas se ha observado el aumento de la abundancia relativa de diferentes genes *tet* desde un 32% y hasta 5 veces de su valor inicial (Feng *et al.*, 2020). Asimismo, se ha observado en presencia de SMZ, TYL y TET el aumento del número de copias de los GRA como *sul1*, *sul2*, *tetA*, *tetC*, *tetX* y *ermQ* entre 1 y hasta 5 órdenes de magnitud (Hou *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2020). Es notorio que en presencia de TYL se ha reportado un aumento en el número de copias de GRA como *tet*, *sul* y *erm*, es decir, la sola presencia de un antibiótico estimula el aumento de diferentes GRA. En este sentido, Zhao *et al.* (2021) reportan la predominancia de GRA propios del antibiótico utilizado, además de detectar la presencia de otros tipos de GRA, efecto referido de igual manera por Wu *et al.* (2017). Se ha observado que el aumento en la detección de los GRA está relacionado con su actividad para promover la resistencia a antibióticos. En un estudio realizado en una planta piloto con etapa desnitrificante, se encontró que la expresión génica de los GRA era igual para los diferentes genes de resistencia detectados, indicando que la actividad de resistencia estaba en funcionamiento (Hou *et al.*, 2019b), lo cual posiblemente puede contribuir a la diseminación de la resistencia. También se ha registrado la disminución de la abundancia de GRA asociada a la disminución del número de microorganismos hospederos de los GRA; a la disminución de factores que favorecen la transferencia horizontal de genes (Shin *et al.*, 2020), así como a la disipación del antibiótico (Sun *et al.*, 2017). En este sentido, se ha reportado la disminución del número de copias de entre 1 y 4 órdenes de magnitud de diferentes GRA (Sun *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2019), así como la disminución del 16 al 50% de diferentes genes *tet*, en presencia de tetraciclina (Yu *et al.*, 2021). Hasta el momento, en diferentes estudios se ha registrado la tendencia creciente de detección de GRA en lodos desnitrificantes, lo cual podría ser un problema en el futuro, ya que la resistencia a antibióticos se puede prolongar a bacterias patógenas, requiriéndose de la generación de nuevos antibióticos, los cuales, a su vez, continuarán aumentando la contaminación de aguas, siendo ésto un ciclo interminable. Las investigaciones se deben enfocar en la eliminación de antibióticos de las aguas bajo condiciones desnitrificantes, así como en la búsqueda de tratamientos para la eliminación de los GRA.

Conclusiones principales y perspectivas. La creciente contaminación de las aguas residuales por nitrato y antibióticos es un problema que ha ido incrementando con el paso del tiempo. Ante esta situación, el proceso biológico de la desnitrificación puede ser una buena alternativa para la eliminación simultánea de estos dos compuestos presentes en aguas residuales, ya sean de origen municipal, o provenientes de residuos agrícolas o de rastros. El proceso respiratorio desnitrificante puede realizarse en diferentes sistemas operativos, como los llevados a cabo en lotes o bien, en sistemas dinámicos como los reactores SBR y reactores alimentados en continuo, como UASB y EGSB, entre otros. Bajo condiciones desnitrificantes, la concentración, tipos de antibióticos y mezclas de estos presentes en el agua, afectan el comportamiento fisiológico de los lodos depuradores, en términos de la eficiencia de

eliminación del nitrato y de los antibióticos, así como su desempeño cinético en términos de velocidades específicas. De esta forma, la eliminación de antibióticos puede variar desde un 1 hasta un 93%. Se debe prestar mayor atención al control de la relación C/N y a la posible adición de fuentes carbonadas que potencien o permitan obtener un mejor desempeño del proceso desnitrificante y, por tanto, mayores eficiencias de eliminación de los antibióticos. Es importante resaltar que bajo condiciones desnitrificantes y en la mayoría de los casos, se desconoce la mineralización y/o el grado de oxidación de los antibióticos, la generación de intermediario(s), así como su posible efecto tóxico o inhibitorio. De igual manera, se desconoce el efecto de otros antibióticos comúnmente utilizados sobre el proceso desnitrificante. La información revisada ha destacado que la presencia de antibióticos ejerce una presión sobre la diversidad microbiana desnitrificante presente en el medio ambiente. También se ha reportado que, dependiendo de la concentración y tipo de antibiótico, géneros desnitrificantes como *Thauera* y *Comamonas* pueden ser sensibles, resistentes y/o tolerantes a AMOX, SMX, CIP, STRP, TYL y CTC mientras que *Pseudomonas* es resistente a fluoroquinolonas y macrólidos. Hasta el momento solo se ha reportado que la exposición de lodos desnitrificantes a diferentes tetraciclinas (TET u OTC), sulfonamidas (SMZ) o bien a mezclas de estos antibióticos, disminuye el número de copias entre un 17-48% y 50-65% respectivamente de genes desnitrificantes como *nirS* y *nosZ*. Asimismo, se ha reportado una disminución en la expresión génica de *nirS* y *nosZ*. Esto podría ser un cuello de botella en el desempeño cinético de las enzimas desnitrificantes y causar la acumulación de nitrito u óxido nitroso. Es importante remarcar que, como un posible mecanismo de defensa a la presencia de antibióticos, se ha detectado tanto en lodos desnitrificantes como no desnitrificantes, la existencia de diferentes GRA, lo cual podría ser benéfico para la realización del proceso desnitrificante y a la vez llegar a ser un problema ambiental y ecológico importante. Finalmente, es necesario realizar más estudios sobre los efectos cinéticos, fisiológicos, así como los efectos en las poblaciones y genes de los lodos desnitrificantes expuestos a diferentes antibióticos, a fin de contribuir en la obtención de una eliminación más eficiente y estable de estos contaminantes del agua mediante la desnitrificación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por el Consejo Divisional de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

REFERENCIAS

- AFSA, S., K. HAMDEN, P.A. LARA MARTIN & H.B. MANSOUR. 2020. Occurrence of 40 pharmaceutically active compounds in hospital and urban wastewaters and their contribution to Mahdia coastal seawater contamination. *Environmental Science and Pollution Research* 27(2):1941-1955. DOI:10.1007/s11356-019-06866-5
- AHMAD, M., M. VITHANAGE, K. KIM, J.S. CHO, Y.H. LEE, Y.K. JOO, S.S. LEE & Y.S. OK. 2014. Inhibitory effect of veterinary antibiotics on denitrification in groundwater: a microcosm approach. *The Scientific World Journal* 2014(879831):7. DOI:10.1155/2014/879831
- AHMADI, M., H.R. MOTLAGH, N. JAAFARZADEH, A. MOSTOUFI, R. SAEEDI, G. BARZEGAR & S. JORFI. 2017. Enhanced photocatalytic degradation of tetracycline and real pharmaceutical wastewater using MWCNT/TiO₂ nano-composite. *Journal of environmental management* 186:55-63. DOI:10.1016/j.jenvman.2016.09.088
- AIRONG, Y., L. YOU & Y. JIAN. 2005. Denitrification of a newly isolated Bacillus strain W2 and its application in aquaculture. *Wei Sheng wu xue za zhi* 25(3):77-81.
- AMORIM, C.L., A.S. MAIA, R.B. MESQUITA, A.O. RANGEL, M.C. VAN LOOSDRECHT, M.E. TIRITAN & P.M. CASTRO. 2014. Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor exposed to ofloxacin, norfloxacin and ciprofloxacin. *Water research* 50:101-113. DOI:10.1016/j.watres.2013.10.043
- AMOUEI, A., H. ASGHARNIA, H. FALLAH, H. FARAJI, R. BARARI & D. NAGHIPOUR. 2015. Characteristics of effluent wastewater in hospitals of Babol University of Medical Sciences, Babol, Iran. *Health Scope* 4(2):e23222. DOI:10.17795/jhealthscope-23222
- AN, Y. & X. QIN. 2018. Effects of sulfamethoxazole on the denitrifying process in anoxic activated sludge and the responses of denitrifying microorganisms. *Water Science and Technology* 78(5):1228-1236. DOI:10.2166/wst.2018.394
- ANSARI, A.A., G.S. SINGH, G.R. LANZA & W. RAST. 2010. *Eutrophication: causes, consequences and control* (Vol. 1). Springer Science & Business Media. 394 p.
- ÁVILA, J.P. & A.C. SANSORES. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería* 7(2):47-54.
- BANDA, Y., A.C. TEXIER & F.M. CUERVO-LÓPEZ. 2022. Physiological and kinetic evaluation of ampicillin oxidation as unique electron source by a denitrifying sludge. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 97(6):1416-1423. DOI:10.1002/jctb.7014
- BARBIERI, M., J. CARRERA, C. AYORA, X. SÁNCHEZ-VILA, T. LICHA, K. NÖDLER, V. OSORIO, S. PÉREZ, M. KÖCK-SCHULMEYER, M. LÓPEZ DE ALDA & D. BARCELÓ. 2012. Formation of diclofenac and sulfamethoxazole reversible transformation products in aquifer material under denitrifying conditions: batch experiments. *Science of the Total Environment* 426:256-263. DOI:10.1016/j.scitotenv.2012.02.058
- BEHERA, S.K., H.W. KIM, J.E. OH & H.S. PARK. 2011. Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. *Science of the total environment* 409(20):4351-4360. DOI:10.1016/j.scitotenv.2011.07.015
- BOXALL, A.B. 2004. The environmental side effects of medication: How are human and veterinary medicines in soils and water bodies affecting human and environmental health?. *EMBO reports* 5(12):1110-1116. DOI:10.1038/sj.embor.7400307
- BOYER, T.H. 2014. Physical-chemical processes for nitrogen removal. In: S. Ahuja (ed.). *Comprehensive Water Quality and Purification*. Elsevier Inc, pp. 163-195.
- BRAUNER, A., O. FRIDMAN, O. GEFFEN & N.Q. BALABAN. 2016. Distinguishing between resistance, tolerance and persistence to antibiotic treatment. *Nature Reviews Microbiology* 14(5):320-330. DOI:10.1038/nrmicro.2016.34
- BROWN, K.D., J. KULIS, B. THOMSON, T.H. CHAPMAN & D.B. MAWHINNEY. 2006. Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent,

- municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Science of the Total Environment* 366(2-3):772-783. DOI:10.1016/j.scitotenv.2005.10.007
- BRUCHMANN, S., A. DÖTSCH, B. NOURI, I.F. CHABERNY & S. HÄUSSLER. 2013. Quantitative contributions of target alteration and decreased drug accumulation to *Pseudomonas aeruginosa* fluoroquinolone resistance. *Antimicrobial agents and chemotherapy* 57(3):1361-1368. DOI:10.1128/AAC.01581-12
- CAMARGO, J.A. & A. ALONSO. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16(2):98-110.
- CAO, D.Q., W.Y. YANG, Z. WANG & X.D. HAO. 2019. Role of extracellular polymeric substance in adsorption of quinolone antibiotics by microbial cells in excess sludge. *Chemical Engineering Journal* 370:684-694. DOI:10.1016/j.cej.2019.03.230
- CHAGAS, T.P.G., L.M. SEKI, J.C. CURY, J.A.L. OLIVEIRA, A.M.R. DÁVILA, D.M. SILVA & M.D. ASENSI. 2011. Multiresistance, β -lactamase-encoding genes and bacterial diversity in hospital wastewater in Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of applied microbiology* 111(3):572-581. DOI:10.1111/j.1365-2672.2011.05072.x
- CHANG, X., M.T. MEYER, X. LIU, Q. ZHAO, H. CHEN, J.A. CHEN, Z. QIU, L. YANG, J. CAO & W. SHU. 2010. Determination of antibiotics in sewage from hospitals, nursery and slaughterhouse, wastewater treatment plant and source water in Chongqing region of Three Gorge Reservoir in China. *Environmental pollution* 158(5):1444-1450. DOI:10.1016/j.envpol.2009.12.034
- CHEN, Q.Q., W.D. WU, Z.Z. ZHANG, J.J. XU & R.C. JIN. 2017. Inhibitory effects of sulfamethoxazole on denitrifying granule properties: short-and long-term tests. *Bioresource technology* 233:391-398. DOI:10.1016/j.biortech.2017.02.102
- CHEN, J., Y. YANG, Y. LIU, M. TANG, R. WANG, H. HU, H. WANG, P. YANG, H. XUE & X. ZHANG. 2020. Effects caused by chlortetracycline and oxytetracycline in anaerobic digestion treatment of real piggery wastewater: treatment efficiency and bacterial diversity. *International Journal of Hydrogen Energy* 45(15):9222-9230. DOI:10.1016/j.ijhydene.2020.01.138
- CHENG, D., H.H. NGO, W. GUO, S.W. CHANG, D.D. NGUYEN, X. ZHANG, S. VARJANI & Y. LIU. 2020. Feasibility study on a new pomelo peel derived biochar for tetracycline antibiotics removal in swine wastewater. *Science of the Total Environment* 720:137662. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.137662
- CUERVO-LÓPEZ, F.M., S. MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, A.C. TEXIER & J. GÓMEZ. 2009. Principles of denitrifying processes. In: Cervantes F.J. (ed.). *Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution*. IWA Publishing, pp: 41-66.
- CUERVO-LÓPEZ, F.M., F. MARTÍNEZ, M. GUTIÉRREZ-ROJAS, R.A. NOYOLA & J. GÓMEZ. 1999. Effect of nitrogen loading rate and carbon source on denitrification and sludge settleability in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Science and Technology* 40(8):123-130. DOI:10.1016/S0273-1223(99)00617-4
- CUONG, N.V., P. PADUNGTO, G. THWAITES & J.J. CARRIQUE-MAS. 2018. Antimicrobial usage in animal production: a review of the literature with a focus on low-and middle-income countries. *Antibiotics* 7(3):75. DOI:10.3390/antibiotics7030075
- DE LA MONTE, S.M., A. NEUSNER, J. CHU & M. LAWTON. 2009. Epidemiological trends strongly suggest exposures as etiologic agents in the pathogenesis of sporadic Alzheimer's disease, diabetes mellitus, and non-alcoholic steatohepatitis. *Journal of Alzheimer's Disease* 17(3):519-529. DOI:10.3233/JAD-2009-1070
- DING, H., Y. WU, B. ZOU, Q. LOU, W. ZHANG, J. ZHONG, L. LU & G. DAI. 2016. Simultaneous removal and degradation characteristics of sulfonamide, tetracycline, and quinolone antibiotics by laccase-mediated oxidation coupled with soil adsorption. *Journal of hazardous materials* 307:350-358. DOI:10.1016/j.jhazmat.2015.12.062
- DORIVAL-GARCÍA, N., A. ZAFRA-GÓMEZ, A. NAVALÓN, J. GONZÁLEZ-LÓPEZ, E. HONTORIA & J.L. VILCHEZ. 2013. Removal and degradation characteristics of quinolone antibiotics in laboratory-scale activated sludge reactors under aerobic, nitrifying and anoxic conditions. *Journal of environmental management* 120:75-83. DOI:10.1016/j.jenvman.2013.02.007
- ELEFSINIOTIS, P. & D. LI. 2006. The effect of temperature and carbon source on denitrification using volatile fatty acids. *Biochemical Engineering Journal* 28(2):148-155. DOI:10.1016/j.bej.2005.10.004
- ETEBU, E. & I. ARIKEKPAR. 2016. Antibiotics: Classification and mechanisms of action with emphasis on molecular perspectives. *International Journal of Applied Microbiology and Biotechnology Research* 4(2016):90-101.
- FAN, N.S., Y.H. BAI, Q.Q. CHEN, Y.Y. SHEN, B.C. HUANG & R.C. JIN. 2020. Deciphering the toxic effects of antibiotics on denitrification: Process performance, microbial community and antibiotic resistance genes. *Journal of environmental management* 262:110375. DOI:10.1016/j.jenvman.2020.110375
- FENG, L., J. YANG, H. YU, Z. LAN, X. YE, G. YANG, Q. YANG & J. ZHOU. 2020. Response of denitrifying community, denitrification genes and antibiotic resistance genes to oxytetracycline stress in polycaprolactone supported solid-phase denitrification reactor. *Bioresource technology* 308:123274. DOI:10.1016/j.biortech.2020.123274
- FERNÁNDEZ-NAVA, Y., E. MARANON, J. SOONS & L. CASTRILLÓN. 2008. Denitrification of wastewater containing high nitrate and calcium concentrations. *Bioresource Technology* 99(17):7976-7981. DOI:10.1016/j.biortech.2008.03.048
- FEWTRELL, L. 2004. Drinking-water nitrate, methemoglobinemia, and global burden of disease: a discussion. *Environmental health perspectives* 112(14):1371-1374. DOI:10.1289/ehp.7216
- FRAQUEZA, M.J. 2015. Antibiotic resistance of lactic acid bacteria isolated from dry-fermented sausages. *International Journal of Food Microbiology* 212:76-88. DOI:10.1016/j.ijfoodmicro.2015.04.035
- GAMBIH, R.S., V. KAPOOR, A. NIROLA, R. SOHI & V. BANSAL. 2012. Water pollution: Impact of pollutants and new promising techniques in purification process. *Journal of Human Ecology* 37(2):103-109. DOI:10.1080/09709274.2012.11906453

- GAO, P., D. MAO, Y. LUO, L. WANG, B. XU & L. XU. 2012. Occurrence of sulfonamide and tetracycline-resistant bacteria and resistance genes in aquaculture environment. *Water research* 46 (7): 2355-2364. DOI:10.1016/j.watres.2012.02.004
- GUI, M., Q. CHEN & J. NI. 2017. Effect of sulfamethoxazole on aerobic denitrification by strain *Pseudomonas stutzeri* PCN-1. *Bioresource technology* 235:325-331. DOI:10.1016/j.biortech.2017.03.131
- HANCOCK, R.E. & D.P. SPEERT. 2000. Antibiotic resistance in *Pseudomonas aeruginosa*: mechanisms and impact on treatment. *Drug resistance updates* 3(4):247-255. DOI:10.1054/drup.2000.0152
- HASSAN, M., G. ZHU, Z. YANG, Y. LU, Y. LANG, L. GONG & H. SHAN. 2020. Effect of the C/N Ratio on Biodegradation of Ciprofloxacin and Denitrification from Low C/N Wastewater as Assessed by a Novel 3D-BER System. *Sustainability* 12(18):7611. DOI:10.3390/su12187611
- HOFF, R. & T.B. KIST. 2009. Analysis of sulfonamides by capillary electrophoresis. *Journal of separation science* 32(5-6):854-866. DOI:10.1002/jssc.200800738
- HOU, L., G. YIN, M. LIU, J. ZHOU, Y. ZHENG, J. GAO, H. ZONG, Y. YANG, L. GAO & C. TONG. 2015. Effects of sulfamethazine on denitrification and the associated N₂O release in estuarine and coastal sediments. *Environmental science & technology* 49(1):326-333. DOI:10.1021/es504433r
- HOU, L., J. LI, Z. ZHENG, Q. SUN, Y. LIU & K. ZHANG. 2019a. Cultivating river sediments into efficient denitrifying sludge for treating municipal wastewater. *Royal Society open science* 6(9):190304. DOI:10.1098/rsos.190304
- HOU, J., Z. CHEN, J. GAO, Y. XIE, L. LI, S. QIN, Q. WANG, D. MAO & Y. LUO. 2019b. Simultaneous removal of antibiotics and antibiotic resistance genes from pharmaceutical wastewater using the combinations of up-flow anaerobic sludge bed, anoxic-oxic tank, and advanced oxidation technologies. *Water research* 159:511-520. DOI:10.1016/j.watres.2019.05.034
- HU, J., J. ZHOU, S. ZHOU, P. WU & Y.F. TSANG. 2018. Occurrence and fate of antibiotics in a wastewater treatment plant and their biological effects on receiving waters in Guizhou. *Process Safety and Environmental Protection* 113:483-490. DOI:10.1016/j.psep.2017.12.003
- ISLAS-GARCÍA, I., C. ROMO-GÓMEZ & F.M. CUERVO-LÓPEZ. 2017. Ampicillin mineralization by denitrifying process: kinetic and metabolic effects. *Applied biochemistry and biotechnology* 183(3):1049-1061. DOI:10.1007/s12010-017-2483-7
- JALAL, S., O. GIOFU, N. HØIBY, N. GOTOH & B. WRETLIND. 2000. Molecular mechanisms of fluoroquinolone resistance in *Pseudomonas aeruginosa* isolates from cystic fibrosis patients. *Antimicrobial agents and chemotherapy* 44(3):710-712. DOI:10.1128/AAC.44.3.710-712.2000
- KATIPOGLU-YAZAN, T., C. MERLIN, M.N. PONS, E. UBAY-COKGOR & D. ORHON. 2016. Chronic impact of sulfamethoxazole on the metabolic activity and composition of enriched nitrifying microbial culture. *Water research* 100:546-555. DOI:10.1016/j.watres.2016.05.043
- KIM, S., P. EICHHORN, J.N. JENSEN, A.S. WEBER & D.S. AGA. 2005. Removal of antibiotics in wastewater: effect of hydraulic and solid retention times on the fate of tetracycline in the activated sludge process. *Environmental science & technology* 39(15):5816-5823. DOI:10.1021/es050006u
- KIMOSOP, S.J., Z.M. GETENGA, F. ORATA, V.A. OKELLO & J.K. CHERUYOT. 2016. Residue levels and discharge loads of antibiotics in wastewater treatment plants (WWTPs), hospital lagoons, and rivers within Lake Victoria Basin, Kenya. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(9):1-9. DOI:10.1007/s10661-016-5534-6
- KNOWLES, R. 1982. Denitrification. *Microbiological reviews* 46(1):43-70.
- KOVALAKOVA, P., L. CIZMAS, T.J. McDONAL, B. MARSALEK, M. FENG & V.K. SHARMA. 2020. Occurrence and toxicity of antibiotics in the aquatic environment: A review. *Chemosphere* 251:126351. DOI:10.1016/j.chemosphere.2020.126351
- KÜMMERER, K. 2009. Antibiotics in the aquatic environment—a review—part I. *Chemosphere* 75(4):417-434. DOI:10.1016/j.chemosphere.2008.11.086
- LARIOS-ORTIZ, L. 2009. Contaminación del agua por nitratos: significación sanitaria. *Revista Archivo Médico de Camagüey* 13(2):6.
- LI, B. & T. ZHANG. 2010. Biodegradation and adsorption of antibiotics in the activated sludge process. *Environmental science & technology* 44(9):3468-3473. DOI:10.1021/es903490h
- LI, T., C. LIU, J. LU, G.K. GAURAV & W. CHEN. 2020. Determination of how tetracycline influences nitrogen removal performance, community structure, and functional genes of biofilm systems. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 106:99-109 DOI:10.1016/j.jtice.2019.10.004
- LI, Z.L., R. CHENG, F. CHEN, X. Q. LIN, X.J. YAO, B. LIANG, C. HUANG, K. SUN & A.J. WANG. 2021. Selective stress of antibiotics on microbial denitrification: inhibitory effects, dynamics of microbial community structure and function. *Journal of Hazardous Materials* 405:124366. DOI:10.1016/j.jhazmat.2020.124366
- LIU, C., G. H. RUBÆK, F. LIU & M. N. ANDERSEN. 2015. Effect of partial root zone drying and deficit irrigation on nitrogen and phosphorus uptake in potato. *Agricultural Water Management* 159:66-76. DOI:10.1016/j.agwat.2015.05.021
- LIU, C., J. XU, D.J. LEE, D. YU & L. LIU. 2016. Denitrifying sulfide removal process on high-tetracycline wastewater. *Bioresource technology* 205:254-257. DOI:10.1016/j.biortech.2016.01.026
- LIU, Z., P. SUN, S.G. PAVLOSTATHIS, X. ZHOU & Y. ZHANG. 2013. Inhibitory effects and biotransformation potential of ciprofloxacin under anoxic/anaerobic conditions. *Bioresource technology* 150:28-35. DOI:10.1016/j.biortech.2013.09.125
- LUO, Y., W. GUO, H.H. NGO, L.D. NGHIEM, F.I. HAI, J. ZHANG, S. LIANG & X.C. WANG. 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the total environment* 473:619-641. DOI:10.1016/j.scitotenv.2013.12.065
- MA, Y., X. ZHENG, Y. FANG, K. XU, S. HE & M. ZHAO. 2020. Autotrophic denitrification in constructed wetlands: Achievements and challenges. *Bioresource Technology* 123778. DOI:10.1016/j.biortech.2020.123778
- MARTÍNEZ, E., A.C. TEXIER, F.M. CUERVO-LÓPEZ & J. GOMEZ. 2017. Denitrification in the Presence of Chlorophenols: Progress and Prospects. *In:*

- Zhu, I. (ed.). *Nitrification and Denitrification*. Vol. 5. Intech Open, pp: 75-92.
- MATĚJŮ, V., S. ČIŽINSKÁ, J. KREJČÍ & T. JANOCH. 1992. Biological water denitrification—a review. *Enzyme and microbial technology* 14(3):170-183.
- MIAO, X.S., F. BISHAY, M. CHEN, C.D. METCALFE. 2004. Occurrence of antimicrobials in the final effluents of wastewater treatment plants in Canada. *Environmental science & technology* 38(13):3533-3541. DOI:10.1021/es030653q
- MORAES, B.D.S., T.S.O. SOUZA & E. FORESTI. 2012. Effect of sulfide concentration on autotrophic denitrification from nitrate and nitrite in vertical fixed-bed reactors. *Process Biochemistry* 47(9):1395-1401. DOI:10.1016/j.procbio.2012.05.008
- MORENO, B., K. SOTO & D. GONZÁLEZ. 2015. El consumo de nitrato y su potencial efecto benéfico sobre la salud cardiovascular. *Revista chilena de nutrición* 42(2):199-205. DOI:10.4067/S0717-75182015000200013
- MORITA, Y., J. TOMIDA & Y. KAWAMURA. 2014. Responses of *Pseudomonas aeruginosa* to antimicrobials. *Frontiers in microbiology* 4:422. DOI:10.3389/fmicb.2013.00422
- MOZUMDER, M.S.I. & M.D. HOSSAIN. 2020. Interaction between Biological Nitrogen Removal Processes and Operating Parameters: A Review. *Journal of Scientific Research* 12(4):757-774. DOI:10.3329/jsr.v12i4.46092
- NABEELA, F., A. AZIZULLAH, R. BIBI, S. UZMA, W. MURAD, S.K. SHAKIR, W. ULLAH, M. QASIM & D.P. HÄDER. 2014. Microbial contamination of drinking water in Pakistan—a review. *Environmental Science and Pollution Research* 21(24):13929-13942. DOI:10.1007/s11356-014-3348-z
- OBEROI, A.S., Y. JIA, H. ZHANG, S.K. KHANAL & H. LU. 2019. Insights into the fate and removal of antibiotics in engineered biological treatment systems: a critical review. *Environmental science & technology* 53(13):7234-7264. DOI:10.1021/acs.est.9b01131
- PERINI, J.A.L., A.L. TONETTI, C. VIDAL, C.C. MONTAGNER & R.F.P. NOGUEIRA. 2018. Simultaneous degradation of ciprofloxacin, amoxicillin, sulfathiazole and sulfamethazine, and disinfection of hospital effluent after biological treatment via photo-Fenton process under ultraviolet germicidal irradiation. *Applied Catalysis B: Environmental* 224:761-771. DOI:10.1016/j.apcatb.2017.11.021
- QIN, Q., X. CHEN & J. ZHUANG. 2015. The fate and impact of pharmaceuticals and personal care products in agricultural soils irrigated with reclaimed water. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 45(13):1379-1408. DOI:10.1080/10643389.2014.955628
- RAHMAN, M.M., J. SHAN, P. YANG, X. SHANG, Y. XIA & X. YAN. 2018. Effects of long-term pig manure application on antibiotics, abundance of antibiotic resistance genes (ARGs), anammox and denitrification rates in paddy soils. *Environmental Pollution* 240:368-377. DOI:10.1016/j.envpol.2018.04.135
- ROOSE-AMSALEG, C., V. DAVID, F. ALLIOT, E. GUIGON, O. CROUZET & A.M. LAVERMAN. 2021. Synergetic effect of antibiotic mixtures on soil bacterial N₂O-reducing communities. *Environmental Chemistry Letters* 19(2):873-1878. DOI:10.1007/s10311-020-01117-3
- RUAN, Y., M.K. AWASTHI, L. CAI, H. LU, X. XU & W. LI. 2020. Simultaneous aerobic denitrification and antibiotics degradation by strain *Mari-nobacter hydrocarbonoclasticus* RAD-2. *Bioresource Technology* 313:123609. DOI:10.1016/j.biortech.2020.123609
- SEMEDO, M., B. SONG, T. SPARRER & R.L. PHILLIPS. 2018. Antibiotic effects on microbial communities responsible for denitrification and N₂O production in grassland soils. *Frontiers in microbiology* 9:2121. DOI:10.3389/fmicb.2018.02121
- SHIN, J., C. RHEE, J. SHIN, H.M. JANG, S.G. SHIN & Y.M. KIM. 2020. Determining the composition of bacterial community and relative abundance of specific antibiotics resistance genes via thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge. *Bioresource Technology* 311:123510. DOI:10.1016/j.biortech.2020.123510
- SUAREZ, S., J.M. LEMA & F. OMI. 2010. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) under nitrifying and denitrifying conditions. *Water research* 44(10):3214-3224. DOI:10.1016/j.watres.2010.02.040
- SUN, M., M. YE, K. LIU, A.P. SCHWAB, M. LIU, J. JIAO, Y. FENG, J. WAN, D. TIAN, J. WU, H. LI, F. HU & X. JIANG. 2017. Dynamic interplay between microbial denitrification and antibiotic resistance under enhanced anoxic denitrification condition in soil. *Environmental Pollution* 222:583-591. DOI:10.1016/j.envpol.2016.10.015
- TONG, X., X. WANG, X. HE, K. XU & F. MAO. 2019. Effects of ofloxacin on nitrogen removal and microbial community structure in constructed wetland. *Science of the Total Environment* 656:503-511. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.11.358
- TSIAKA, P., V. TSARPALI, I. NTAIKOU, M.N. KOSTOPOULOU, G. LYBERATOS & S. DAILIANIS. 2013. Carbamazepine-mediated pro-oxidant effects on the unicellular marine algal species *Dunaliella tertiolecta* and the hemocytes of mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Ecotoxicology* 22(8):1208-1220. DOI:10.1007/s10646-013-1108-3
- VICENTE, D. & E. PÉREZ-TRALLERO. 2010. Tetraciclinas, sulfamidas y metronidazol. *Enfermedades infecciosas y microbiología clínica* 28(2):122-130. DOI:10.1016/j.eimc.2009.10.002
- WANG, Y., Y. ZHAO, M. JI & H. ZHAI. 2015. Nitrification recovery behavior by bio-accelerators in copper-inhibited activated sludge system. *Bioresource technology* 192:748-755. DOI:10.1016/j.biortech.2015.06.015
- WATKINSON, A.J., E.J. MURBY, D.W. KOLPIN & S.D. COSTANZO. 2009. The occurrence of antibiotics in an urban watershed: from wastewater to drinking water. *Science of the total environment* 407(8):2711-2723. DOI:10.1016/j.scitotenv.2008.11.059
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). 2019. Drinking water. Available online at: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water> (downloaded May 20, 2021).
- WU, D., G. CHEN, X. ZHANG, K. YANG & B. XIE. 2017. Change in microbial community in landfill refuse contaminated with antibiotics facilitates denitrification more than the increase in ARG over long-term. *Scientific reports* 7(1):1-9. DOI:10.1038/srep41230
- XIA, S., R. JIA, F. FENG, K. XIE, H. LI, D. JING & X. XU. 2012. Effect of solids retention time on antibiotics removal performance and microbial communities in an A/O-MBR process. *Bioresource technology* 106:36-43. DOI:10.1016/j.biortech.2011.11.112

- XIANG, Q., D. ZHU, Q.L. CHEN, P. O'CONNOR, X.R. YANG, M. QIAO & Y.G. ZHU. 2019. Adsorbed sulfamethoxazole exacerbates the effects of polystyrene (~ 2 µm) on gut microbiota and the antibiotic resistome of a soil collembolan. *Environmental science & technology* 53(21):12823-12834. DOI:10.1021/acs.est.9b04795
- YIN, G., L. HOU, M. LIU, Y. ZHENG, X. LI, X. LIN, J. GAO, X. JIANG, R. WANG & C. YU. 2017. Effects of multiple antibiotics exposure on denitrification process in the Yangtze Estuary sediments. *Chemosphere* 171:118-125. DOI:10.1016/j.chemosphere.2016.12.068
- YU, H., X. YE, L. FENG, J. YANG, Z. LAN, C. REN, W. ZHU, G. YANG & J. ZHOU. 2021. Dynamics of denitrification performance and denitrifying community under high-dose acute oxytetracycline exposure and various biorecovery strategies in polycaprolactone-supported solid-phase denitrification. *Journal of Environmental Management* 279:111763. DOI:10.1016/j.jenvman.2020.111763
- ZHANG, K., J. GU, X. WANG, X. ZHANG, T. HU & W. ZHAO. 2019. Analysis for microbial denitrification and antibiotic resistance during anaerobic digestion of cattle manure containing antibiotic. *Bioresource technology* 291:121803. DOI:10.1016/j.biortech.2019.121803
- ZHANG, L., F. SUN, D. WU, W. YAN & Y. ZHOU. 2020a. Biological conversion of sulfamethoxazole in an autotrophic denitrification system. *Water Research* 185:116156. DOI:10.1016/j.watres.2020.116156
- ZHANG, X., G. CHEN, S. ZHONG, T. WANG, M. JI, X. WU & X. ZHANG. 2020b. Antibiotic-induced role interchange between rare and predominant bacteria retained the function of a bacterial community for denitrifying quinoline degradation. *Journal of Applied Microbiology* 129(6):1598-1608. DOI:10.1111/jam.14755
- ZHANG, R., X. XU, D. JIA, Y. LYU, J. HU, Q. CHEN, W. SUN. 2022. Sediments alleviate the inhibition effects of antibiotics on denitrification: Functional gene, microbial community, and antibiotic resistance gene analysis. *Science of The Total Environment* 804:150092. DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.150092
- ZHAO, R., J. FENG, J. HUANG, X. LI & B. LI. 2021. Responses of microbial community and antibiotic resistance genes to the selection pressures of ampicillin, cephalexin and chloramphenicol in activated sludge reactors. *Science of the Total Environment* 755:142632. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.142632
- ZHENG, J., S. WANG, A. ZHOU, B. ZHAO, J. DONG, X. ZHAO, P. LI & X. YUE. 2020. Efficient elimination of sulfadiazine in an anaerobic denitrifying circumstance: Biodegradation characteristics, biotoxicity removal and microbial community analysis. *Chemosphere* 252:126472. DOI:10.1016/j.chemosphere.2020.126472
- ZHI, S., J. ZHOU, F. YANG, L. TIAN & K. ZHANG. 2018. Systematic analysis of occurrence and variation tendency about 58 typical veterinary antibiotics during animal wastewater disposal processes in Tianjin, China. *Ecotoxicology and environmental safety* 165:376-385. DOI:10.1016/j.ecoenv.2018.08.101
- ZHOU, X., M. QIAO, F.H. WANG & Y.G. ZHU. 2017. Use of commercial organic fertilizer increases the abundance of antibiotic resistance genes and antibiotics in soil. *Environmental Science and Pollution Research* 24(1):701-710. DOI:10.1007/s11356-016-7854-z
- ZUCCATO, E., S. CASTIGLIONI, R. BAGNATI, M. MELIS & R. FANELLI. 2010. Source, occurrence and fate of antibiotics in the Italian aquatic environment. *Journal of hazardous materials* 179(1-3):1042-1048. DOI:10.1016/j.jhazmat.2010.03.110

NOTA CIENTÍFICA

First record of the spearfish remora *Remora brachyptera* (Carangiformes: Echeneidae) in the Gulf of Tehuantepec, Mexico

Primer registro de la rémora robusta *Remora brachyptera* (Carangiformes: Echeneidae) en el Golfo de Tehuantepec, México

Vicente Anislado-Tolentino¹, Jorge I. Rosales-Vásquez¹, Andrés Irigoyen-Solis¹, Luis Fernando Del Moral-Flores²
y Armando T. Wakida-Kusunoki³

Recibido: 18 de enero de 2022.

Aceptado: 11 de abril de 2022.

Publicado: Abril de 2022.

ABSTRACT

Background. Seven remora species are described for the Eastern Pacific, of them *Remora brachyptera* has not been confirmed in South Mexican Pacific. **Goals.** The aim of this note is to report the presence of *R. brachyptera* on the Gulf of Tehuantepec. **Methods.** The specimen was collected during sportfish activities in May 2013 in the Gulf of Tehuantepec, Oaxaca. **Results.** This species was identified by having 17 laminae in the cephalic disc and the dorsal fin that originates above the anal fin, dorsal fin with 27 rays, pectoral fin with 23 rays, cephalic disc length 32.6% standard length, and truncated tail. **Conclusions.** This is first record of *R. brachyptera* in the Gulf of Tehuantepec.

Keywords: Echeneidae, *Remora brachyptera*, Confirmate record, Oaxaca.

RESUMEN

Antecedentes. En el Pacífico Oriental se han registrado siete especies de rémoras, de ellas *Remora brachyptera* no ha sido confirmada en el sur del Pacífico mexicano. **Objetivo.** La finalidad de este trabajo es reportar la presencia de *R. brachyptera* en el Golfo de Tehuantepec. **Métodos.** El ejemplar fue colectado durante las actividades de pesca deportiva de mayo de 2013 en Golfo de Tehuantepec, Oaxaca. **Resultados.** Se identificó la especie del ejemplar por tener 17 laminillas en el disco cefálico y la aleta dorsal que se origina por delante de la aleta anal, aleta dorsal con 27 radios, aleta pectoral con 23 radios, la longitud del disco cefálico de 32.6% de la longitud estándar y una cola truncada. **Conclusiones.** Este es el primer registro confirmado de *R. brachyptera* en el Golfo de Tehuantepec.

Palabras clave: Echeneidae, *Remora brachyptera*, Registro confirmado, Oaxaca.

Remoras are fish of the family Echeneidae, characterized by having the first dorsal fin modified in a laminated cephalic disc, comprising eight species distributed in three genera with tropical and subtropical distribution (Nelson *et al.*, 2016). Remoras species are commensals and cleaners of parasites of large fish and marine mammals (Bertoncini, 2007).

Seven species of remoras are known for the Mexican Pacific, but *Echeneis naucrates* (Linnaeus, 1758) and *Remora remora* (Linnaeus, 1758) are the most abundant species. The spearfish remora *Remora brachyptera* (Lowe, 1839) is considered potentially circumtropical distribution, however, in the southern Mexican Pacific there is no confirmed records. The CONABIO database (CONABIO, 2016) only shows records around the Baja California peninsula, Sinaloa and Nayarit. There's no evidence of its presence in Gulf of Tehuantepec after

¹ Grupo de Investigadores Libres Sphyrna. Boulevard del Cimatario 439, Constelación, Querétaro, 76087. México.

² Laboratorio de Zoología, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, Tlalne-pantla, Estado de México, 54090. México.

³ Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera de Yucalpetén, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. Boulevard del Pescador s/n esquina Antigua Carretera a Chelem Yucalpetén, Yucatán, 97320. México.

***Corresponding author:**

Armando T. Wakida-Kusunoki; e-mail: armando.wakida@inapesca.gob.mx

To quote as:

Anislado-Tolentino, V., J. I. Rosales-Vásquez, A. Irigoyen-Solis, L. F. Del Moral-Flores & A. T. Wakida-Kusunoki. 2022. First record of the spearfish remora *Remora brachyptera* (Carangiformes: Echeneidae) in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Hidrobiológica* 32 (1): 71-74.

DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2022v32n1/Anislado

a review of Fishes Collections database (CICIMAR-IPN, 2011; AMNH, 2022) and scientific literature (Miller & Lea, 1972; Bastida-Zavala *et al.*, 2013; Del Moral-Flores *et al.*, 2016).

In 2009, *R. brachyptera* was included in the IUCN red list (Collette, 2010), even though its status is described as least concern, the inclusion is because some of its hosts belong to the so-called billfish, which are of great importance in sportfishing worldwide, are highly migratory species and some of them are classified as near threatened (Collette *et al.*, 2011a) and even vulnerable (Collette *et al.*, 2011b), that is to say that remoras could share vulnerabilities with their hosts, therefore collecting precise data on their biology is important.

This scientific note describes the first confirmed record of a spearfish remora, *Remora brachyptera* in the Gulf of Tehuantepec, Mexico.

A specimen of *R. brachyptera* (Fig. 1) was collected in the Gulf of Tehuantepec, inside gill cavity of a striped marlin *Kajikia audax* (Philippi, 1887) (eye-fork length 210 cm), on May 11, 2013, during sportfishing activities in Huatulco Bay, Oaxaca, with caught zone in the coastal strip of 15 nautical miles, between 15°41'17" N to 15°47'49" N. The counts and measurements were based on the proposal of Myoung *et al.* (2015), by using a 300 mm (\pm 0.02mm) caliper. The individual was required by the angler who caught it. Species was confirmed using the criteria of Paulin & Habib (1982), Schneider (1995) and Collette (2002).

The examined specimen of *R. brachyptera* presented 183.62 mm standard length (SL). Description: 17 pairs of laminae in the cephalic disc, which does not reach the posterior edge of the pectoral fin, cephalic disk length 32.6% of SL. Spineless dorsal and anal fins: dorsal: 27;

anal: 25; pelvic: 1,5; pectoral: 25. First gill arch with 1+10 gill rakers (Table 1). Robust body and height 13.7% of SL. The origin of the dorsal fin is slightly ahead of the origin of the anal fin, whose posterior edge does not reach the origin of the caudal fin. Origin of the pelvic fin in the midline of the rounded pectoral fin. Truncated caudal fin. Rounded and prognathic lower jaw, pointed upper jaw, both with large numbers of caniniform teeth. The posterior edge of the jaw does not reach the edge of the eye. Small eye, 3.2% of the SL. Two pairs of nasal openings, the front ones smaller than the posterior ones. The lateral line begins at the upper posterior edge of the gill opening and ends at the base of the caudal fin. The coloration in fresh was uniformly gray of pale whitish tone, tail with blackish margin.

In addition to *R. brachyptera*, in the Gulf of Tehuantepec, there have been recorded: *R. australis*, and *R. remora*. They have differences in the number of lamellae on cephalic disc, and gill rakers on the first arch (Collete, 2002), between others. Details of some differences are showed in Table 2

Remora brachyptera occurs worldwide in tropical to warm temperate seas. In the Eastern Pacific this species has been recorded from California to Chile, however in Mexican coast, only has been recorded from Baja California peninsula to Nayarit, and with this note has report in Gulf of Tehuantepec. In the western Atlantic, it occurs from Nova Scotia to Uruguay. This species lives inside gill cavity of pelagic fishes, between them: *Xiphias gladius*, *Mola* sp., *Masturus lanceolatus*, *Prionace glauca*, and another pelagic organisms as *Caretta caretta* and occasionally, free swimming (McEachran & Fechhelm, 2005; Prandi, 2015).

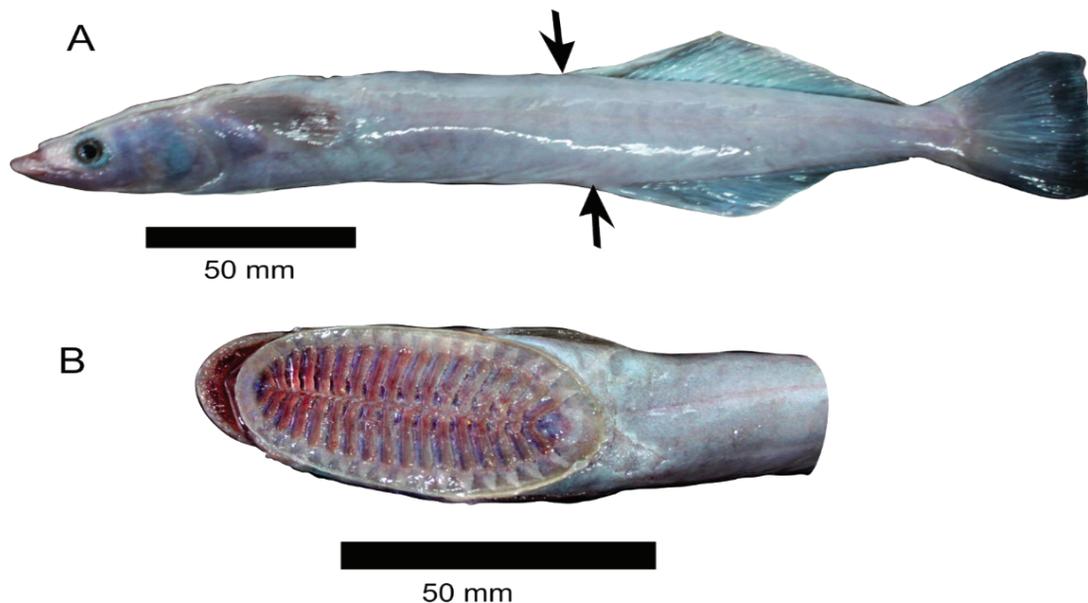


Figure 1.- *Remora brachyptera* (Lowe, 1839), 182.62 mm of standard length, collected from Gulf of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. A, lateral view. B, dorsal view of the head. The arrows mark the origin of the dorsal and anal fins. Photos by Vicente Anislado-Tolentino.

Even when big sportfish as billfish are common in sport catches, the species associated with them are not taken into account, that is a way that the remoras are not recorded, because large-sized remoras separates from the host when is caught, or remoras of small size are hidden within the gill or oropharyngeal cavity and go unnoticed. In sportfishing, the fish are revised by tournament judges to remove some objects (i.e. remoras, cans, bait) that can increase the weight of billfish. In this case, the first author (as tournament judge) removed the remora

to weigh the striped marlin. Normally, the remora will be rule-out as trash, liberated in the bay or, as in this case, the angler take it as an accessorial trophy.

The presence of *R. brachyptera* in the Gulf of Tehuantepec is confirmed in this note. This information increases the ichthyological knowledge of regional diversity, but is necessary to encourage the research about ecology of *R. brachyptera*, in order to know more details about it, because this species is included in the IUCN red list (Collete, 2010).

Table 1. Comparison of measurements (in mm) and counts of *Remora brachyptera*.

Morphological characters	Present study	Lowe (1839)	Paulin & Habib (1982)	Hatooka & Kai (2013)	Myoung <i>et al.</i> (2015)	Bañón <i>et al.</i> (2017)
No. Specimens	1		15		2	1
Total length (TL)	210.62					141
Standard length (SL)	182.62		120-244		180.2-209	121
COUNTS						
Pairs of laminae in cephalic disc	17		16-17		16	16
Dorsal rays	27	28	26-30	27-37	30	28
Anal rays	25	24		22-34	25-27	23
Pectoral rays	25	26		23-28	25	22
Pelvic rays	1, 5	1,5			1, 5	1, 5
Gill rakers on first gill arch	1+11		1-3+9-12		1+10-11	1+11
MEASURES % OF SL						
Head length	27.6		26.5 (25.4-27.7)		26.4-27.7	24.8
Eye diameter	3.2		3.5 (3.2-4.1)		3.4-4.2	4.1
Snout length	12.9				13-13.5	10.7
Head width	18.1		16 (14.3-18)		15.4-16.2	
Cephalic disk length	32.6		31.3(29.4-33.1)		31.1	28.9
Cephalic disk width	16.9		16.9 (15.2-19.2)		14.9	12.4
Pre-dorsal length	58.5		56.5 (52.4-60.8)		56.1-62.8	56.2
Pre-anal length	62.1					
Maximum height	13.7		15.3 (13.9-17.1)		15.7-17.4	
Length of the dorsal fin	37.0		37.6 (32.5-42.4)		38.4-39.7	35.5
Length of the anal fin	32.62				31.5-33.4	31.4
Length of the pectoral fin	14.0				11.6-14.2	
Pelvic fin length	12.1				9.8-12.6	12.4
Caudal fin length	19.0				19.2-20.2	
Height of the caudal peduncle	6.5		6.2 (4.5-7.1)		5.9-6.8	

Table 2.- Comparison of characters between the three remora species in the Gulf of Tehuantepec (According with Collette, 2002).

Morphological characters	<i>R. brachyptera</i>	<i>R. australis</i>	<i>R. remora</i>
Laminae on cephalic disc	14-17	24-28	16-20
Gill rakers	<21	17-20	29-34
Dorsal Rays	27-34	25-27	22-26
Cephalic disk as % standard length	28-40%	50%	
Caudal fin type	Emarginated	Forked	Forked
Dorsal fin Origin	Front to de anal fin origin	Just to origin of anal fin	Behind to the anal fin origin

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the Bahía de Santa Cruz Huatulco A. C. sportfishing club, for the facilities to obtain data and photos.

REFERENCES

- AMNH (AMERICAN MUSEUM OF NATURAL HISTORY). 2022. Vertebrate Zoology Collection Database. I-8764: *Remora brachyptera*: Mexico: Baja California. Available online at: <https://emu-prod.amnh.org/db/emuweb-amnh/Display.php?i=7> (downloaded January 15, 2022).
- BAÑÓN, R., A. ALONSO-FERNANDEZ, J.C. ARRONTE, D. BARROS-GARCÍA & A. DE CARLOS. 2017. New records of two southern fishes found in northern waters of the Iberian Peninsula. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 47(4):401-405.
- BASTIDA-ZAVALA, J.R., M.S. GARCÍA-MADRIGAL, E.F. ROSAS-ALQUICIRA, R.A. LÓPEZ-PÉREZ, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS, J.F. MERAZ-HERNANDO, A.M. TORRES-HUERTA, A. MONTOYA-MÁRQUEZ & N.A. BARRIENTOS-LUJÁN. 2013. Marine and coastal biodiversity of Oaxaca, Mexico. *Check List* 9(2):329-390.
- BERTONCINI, A. 2007. *Echeneis naucrates* (Linnaeus) (Perciformes, Eche-neidae), unusual interaction with a diver. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 2(1):1.
- CICIMAR-IPN (CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS DE MAR-ÍSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL). 2011. Listado de las familias del inventario taxonómico. Información de la especie. *Remora brachyptera*. Available online at: http://coleccion.cicimar.ipn.mx/index.php?option=com_wrapper&view=wrapper&Itemid=75 (downloaded January 15, 2022).
- COLLETTE, B.B. 2002. Remoras and sharksuckers, family Eche-neidae; Dolphinfishes, family Coryphaenidae. In: Collette, B.B. & G. Klein-MacPhee (eds.). *Bigelow and Schroeder's Fishes of the Gulf of Maine*. Smithsonian Institution Press, pp. 406-411.
- COLLETTE, B.B. 2010. *Remora brachyptera*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010:e.T155068A4721000. DOI:10.2305/IUCN.UK.20104.RLTS.T155068A4721000.en
- COLLETTE, B., A. ACERO, A. BOUSTANY, C. CANALES-RAMIREZ, G. CARDENAS, K.E. CARPENTER, A. DI-NATALE, D. DIE, W. FOX, J. GRAVES, M. HINTON, M. JUAN-JORDA, C. MINTÉ-VERA, N. MIYABE, R. MONTANO-CRUZ, R. NELSON, V. RESTREPO, K. SCHAEFER, J. SCHRATWIESER, R. SERRA, C. SUN, Y. UOZUMI & E. YANEZ. 2011a. *Kajikia audax*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2011: e.T170309A6738801. DOI:10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T170309A6738801.en
- COLLETTE, B., A. ACERO, A.F. AMORIM, A. BOUSTANY, C. CANALES-RAMIREZ, G. CARDENAS, K.E. CARPENTER, N. JR. DE OLIVEIRA-LEITE, A. DI-NATALE, D. DIE, W. FOX, F.L. FREDOU, J. GRAVES, A. GUZMAN-MORA, F.H. VIERA-HAZIN, M. HINTON, M. JUAN-JORDA, C. MINTÉ-VERA, N. MIYABE, R. MONTANO-CRUZ, R. NELSON, H. OXFENFORD, V. RESTREPO, E. SALAS, K. SCHAEFER, J. SCHRATWIESER, R. SERRA, C. SUN, R.P. TEIXEIRA-LESSA, P.E. PIRES FERREIRA-TRAVASSOS, Y. UOZUMI & E. YANEZ. 2011b. *Makaira nigricans*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2011:e.T170314A6743776. DOI:10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T170314A6743776.en
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD). 2016. *Remora robusta Remora brachyptera*. Available on line at: <https://enciclovida.mx/especies/30250-remora-brachyptera> (downloaded January 15, 2022).
- DEL MORAL-FLORES, L.F., V. ANISLADO-TOLENTINO, E. MARTÍNEZ-RAMÍREZ, G. PÉREZ-PONCE DE LEÓN, E. RAMÍREZ-ANTONIO & G. GONZÁLEZ-MEDINA. 2016. Ictiofauna marina de Oaxaca, México: listado sistemático y afinidades zoogeográficas. *Acta Universitaria* 26(6):3-25.
- HATOOKA, K. & Y. KAI. 2013. Eche-neidae. In: Nakabo, T. (ed.). *Fishes of Japan with pictorial keys to the species*. Tokai University Press. Kanagawa, pp. 872-874.
- LOWE, R.T. 1839. A supplement to the synopsis of the fishes of Madeira. *Proceedings of the Zoological Society of London* 7:76-92.
- MCEACHRAN, J.D. & J.D. FECHHELM. 2005. *Fishes of the Gulf of Mexico. Vol 2: Scorpaeniformes to Tetraodontiformes*. University of Texas Press, Texas. 1004 p.
- MILLER, D.J. & R.N. LEA. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. *California Fish Bulletin* (157):1-235.
- MYOUNG, H.S., J.G. MYOUNG & J.K. KIM. 2015. New records of *Remora brachyptera* and *R. osteochir* (Perciformes: Eche-neidae) from Korea. *Animal Systematics, Evolution and Diversity* 31(2):101-106.
- NELSON, J.S., T.C. GRANDE & M.V.H. WILSON. 2016. *Fishes of the world*. John Wiley and Sons Inc, Hoboken. 707 p.
- PAULIN, C.D. & G. HABIB. 1982. Remoras (Pisces: Eche-neidae) from New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 9:33-36.
- PRANDI, B.M. 2015. Eche-neidae, su distribución y nuevos registros para aguas oceánicas de Uruguay y adyacentes. Tesis de grado, Facultad de ciencias, Universidad de la República. Uruguay. 31p.
- SCHNEIDER, W. 1995. Remoras, pegas, pegatimones. In: Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, W. Sommer, K.E. Carpenter & V.H. Niem. (eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados*, Part 1. FAO, Rome, pp. 1060-1061.

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 32

Número 1

2022

Tripp-Quezada, A., A. Bosch-Callar, A. Tripp-Valdez, M. A. Tripp-Valdez, M. Villalejo-Fuerte y N. Capetillo-Piñar

Variación espacial de ensamblajes de moluscos bentónicos de fondos blandos del archipiélago Espíritu Santo, golfo de California, México

1-16

Rodríguez-Palacio, M. C., C. Lozano-Ramírez y S. H. Álvarez-Hernández

Uso potencial de algunas especies de microalgas y cianobacterias como aglutinantes de eritrocitos y como bactericidas

17-24

Lugo-De Ossa, C. A., N. A. Gómez-Vanegas y M. Peñuela-Vásquez.

Evaluación de la relación Carbono Nitrógeno y Carbono Fósforo para mejorar la producción de biomasa y ácidos grasos en *Chlorella sorokiniana*

25-31

Gudiño-Sosa, L. F., C. Escalera-Gallardo, G. Cruz-Cárdenas, R. Moncayo-Estrada, J. T. Silva-García, R. Flores-Magallón, M. Damián-Arroyo y M. A. Chávez-Tinoco

Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos

33-50

Álvarez-Rocha, M. e I. Ortegón-Aznar

¿Puede afectar el arribazón de sargazo en el Caribe Mexicano a la cobertura y morfología de *Syringodium filiforme* (Cymodoceaceae)?

51-58

Banda-Soriano, Y., O. Oltehua-López, T. Anne-Claire y F. de M. Cuervo-López

Biodegradación de antibióticos por desnitrificación y efectos sobre la fisiología, cinética y comunidades microbianas desnitrificantes

59-70

NOTA CIENTÍFICA

Anislado-Tolentino, V., J. I. Rosales-Vásquez, A. Irigoyen-Solis, L. F. Del Moral-Flores and A. T. Wakida-Kusunoki

First record of the spearfish remora *Remora brachyptera* (Carangiformes: Echeneidae) in the Gulf of Tehuantepec, Mexico

71-74