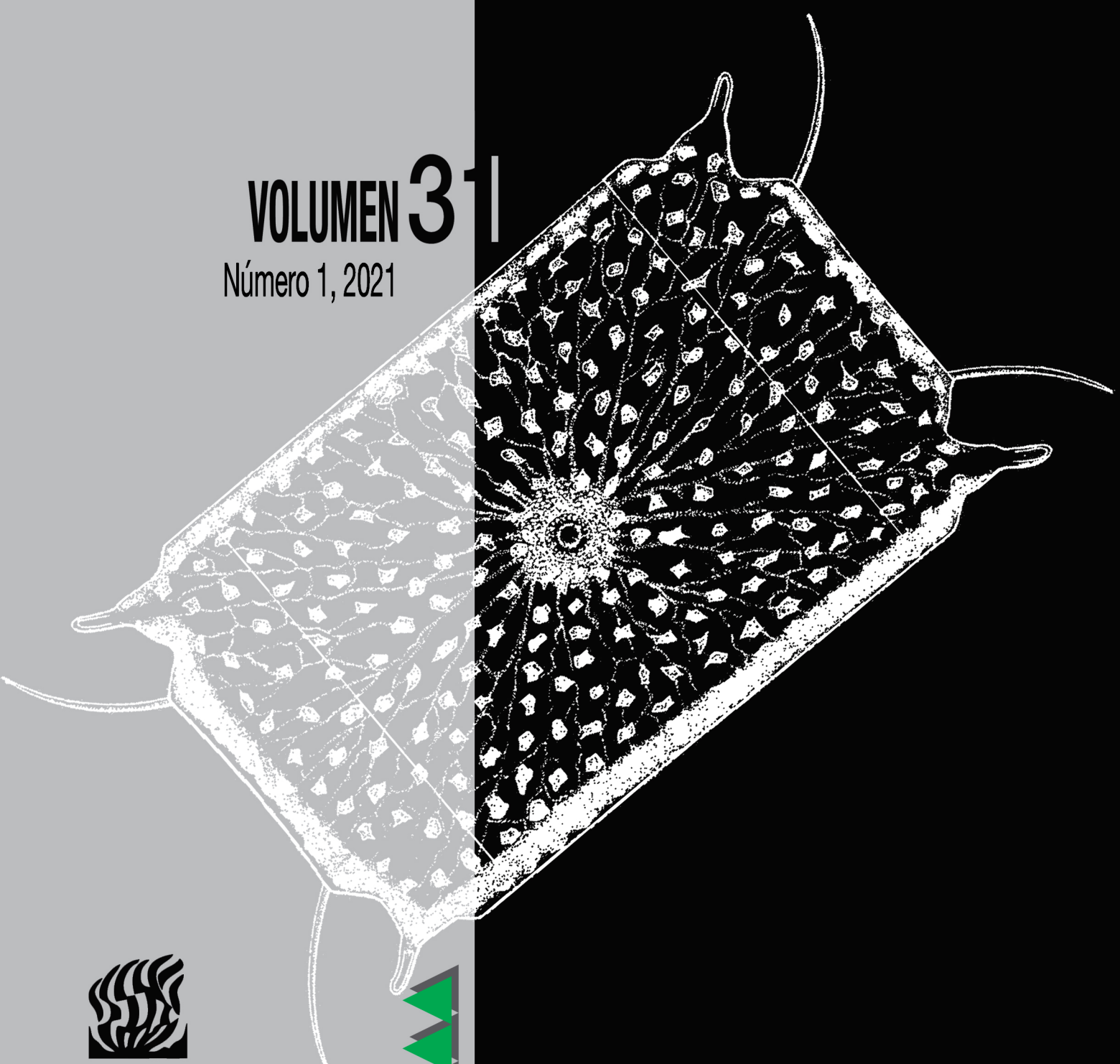


HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 31

Número 1, 2021



Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



Enero-Abril de 2021

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 31

Número 1

2021

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. 31 Año 2021, Número 1, enero-abril de 2021, 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 2021. 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. Eloísa Domínguez Mariani
Área de Recursos de la Tierra
Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Lerma (UAM-L)
Estado de México, México

Dr. Atilano Contreras Ramos
Área de Insectos. Depto. de Zoología
Universidad Nacional Autónoma de México,
Instituto de Biología (UNAM)
CDMX, México

M. en C Mireya Ramírez Ballesteros
Área de Protozoología. Depto. de Biología Comparada
Universidad Nacional Autónoma de México,
Facultad de Ciencias (UNAM)
CDMX, México

Dra. Mariana Cabral de Oliveira
Área de Evolución y Biodiversidad de las algas.
Depto. de Botánica
Universidad de São Paulo, Instituto de Biociencias (USP)
São Paulo, Brasil

Dra. Marta García Sánchez
Área de Botánica Marina
Universidad Nacional Autónoma de México,
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,
Unidad Puerto Morelos (ICMyL-UNAM)
Quintana Roo, México

Dr. David Alfaro Siqueiros Beltrones
Área de Biodiversidad y Dinámica de Ecosistemas Marinos.
Depto. de Plancton y Ecología Marina
Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de
Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN)
Baja California Sur, México

Dr. Francisco Omar López Fuerte
Área de Sistemas Arrecifales.
Depto. de Ciencias Marinas y Costeras
Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS)
Baja California Sur, México

M. en C. Alfonso Esquivel Herrera
Área de Ecología Aplicada. Depto. el Hombre y su Ambiente,
Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Xochimilco (UAM-X)
CDMX, México

Dra. Mónica Cristina Rodríguez Palacio
Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología
Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dr. Miguel A. Olvera Novoa
Área de Acuicultura, Pesca y Biotecnología.
Depto. de Recursos del Mar
Instituto Politécnico Nacional, Centro de Investigación
y de Estudios Avanzados, Unidad Mérida (CINVESTAV-IPN)
Yucatán, México

Dr. Sergio Cházaro Olvera
Área de Crustáceos
Universidad Nacional Autónoma de México,
Facultad de Estudios Superiores Iztacala (UNAM)
Estado de México, México

Dr. Jorge Hernández López
Área de Referencia, Análisis y Diagnóstico en Sanidad
Acuícola. Depto. de Acuicultura
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.,
Unidad Hermosillo (CIBNOR)
Sonora, México.

Dra. Alma Delia Nava Montes
Área de Ecotoxicología Ambiental.
Depto. Vocalía de comunicaciones
Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología
y Química Ambiental (AMEQA)
México

M. en C. Sebastian Zuñiga Lagunes
Área de Ecología y Recursos Naturales. Depto.
Ecotoxicología de organismos acuáticos.
Universidad Nacional Autónoma de México,
Facultad de Ciencias (UNAM)
CDMX, México.

Dr. Roberto Rico Martínez
Área de Toxicología Ambiental. Depto. de Química.
Universidad Autónoma de Aguascalientes,
Centro de Ciencias Básicas (UAA)
Aguascalientes, México.

Dra. Laura Espinosa Asuar
Área de Evolución Molecular y Experimental.
Depto. de Ecología Evolutiva.
Universidad Nacional Autónoma de México,
Instituto de Ecología (UNAM)
CDMX, México

Dr. José Reyes González Galaviz
Área de Biosistemas Acuáticos.
Depto. de Ciencias Agronómicas y Veterinarias
Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON)
Sonora, México

Dr. Nicolás Álvarez Pliego
Área de Diagnóstico y Manejo de Humedales Tropicales
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División
Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol- UJAT).
Tabasco, México

Dr. Luis Fernando Del Moral Flores
Área Zoología
Universidad Nacional Autónoma de México,
Facultad de Estudios Superiores Iztacala (UNAM)
Estado de México, México

Dr. Cristian Moisés Galván Villa
Área de Ecología Marina. Depto. de Ecología Aplicada
Universidad de Guadalajara (UDG)
Guadalajara, México.

CONSEJO EDITORIAL

- Dr. Saúl Álvarez Borrego**
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada (CICESE)
Ensenada, México.
- Dr. Luis S. Álvarez-Lajonchère**
Grupo Picimar,
La Habana, Cuba.
- Dra. Guadalupe Judith De la Lanza Espino**
Instituto de Biología, UNAM
CDMX, México.
- Dr. Alfonso Vázquez Botello**
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
CDMX, México.
- Dr. Gerald J. Bakus**
Allan Hancock Foundation
University of Southern California
California, USA.
- Dr. Luis Fernando Bückle Ramírez**
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada (CICESE)
Ensenada, México.
- Dr. Carlos Cáceres Martínez**
Universidad Autónoma de Baja California Sur
La Paz, México.
- Dr. Roberto Civera Cerecedo**
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
La Paz, México.
- Dra. Laura Dávalos Lind**
Baylor University, Texas
Texas, USA.
- Dr. Enrique Reyes**
East Carolina University
North Carolina, USA.
- Dr. Fernando Díaz Herrera**
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada (CICESE)
Ensenada, México.
- Dra. Martha E. Ferrario**
Facultad de Ciencias Naturales y Museo La Plata
La Plata, Argentina.
- Dr. Francisco J. García de León**
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
La Paz, México.
- Dr. Efraín Abraham Gutiérrez Galindo**
Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México.
- Dr. Jordi Leonart Aliberas**
Institut de Ciències del Mar
Barcelona, España.
- Dr. Fabio Massa**
Experto FAO
Roma, Italia.
- Dr. Alejandro Toledo Ocampo**
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.
- Dr. José Vinicio Macías Zamora**
Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México.
- Dra. Marisa Mazari Hiriart**
Instituto de Ecología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.
- Dr. Juan José Morrone Lupi**
Facultad de Ciencias
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.
- Dr. Federico Páez Osuna**
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Mazatlán, México.
- Dra. Gabriela Parra Olea**
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.
- Dra. Dolores Planas**
Département des Sciences Biologiques
Université du Québec à Montréal
Québec, Canadá.
- Dr. Víctor H. Rivera Monroy**
Department of Oceanography and Coastal Sciences
Louisiana State University
Louisiana, USA.
- Dr. Gilbert T. Rowe**
Texas A&M University
Texas, USA.
- Dr. Michael J. Smith**
Simon Fraser University
Vancouver, Canadá.
- Dra. Mutue Toyota Fujii**
Instituto de Botânica São Paulo
São Paulo, Brasil.
- Dr. Martin F. Wojciechowski**
Arizona State University
Arizona, USA.
- Dr. Giuseppe C. Zuccarello**
Victoria University of Wellington
Wellington, Nueva Zelanda.

HIDROBIOLÓGICA

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

ÍNDICE AL VOLUMEN 31, NÚMERO 1 • 2021

**Orozco-Uribe L. C., M. A. Ortega-Guerrero, E. A. Cantoral-Uriza, M. Á. Domínguez-Cortázar
y E. Rodríguez-Gutiérrez**

Cambio de las manifestaciones de agua subterránea y características de los ecosistemas asociados
en el semiárido mexicano 1-15

**Rincón-Bello M. T., F. Y. Soler-Romero, D. S. Calderón-Rivera, R. J. Sierra-Parada
y Á. M. Jaramillo-Londoño**

Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en el río Chicú,
Cundinamarca, Colombia 17-29

Cabrera R., J. Díaz-Larrea, A. J. Areces, L. Nuñez-García, J. R. Cruz-Aviña y R. Radulovich

Registro de arribazón inusual de *Sargassum* (Phaeophyceae) para la costa Atlántica de Costa Rica 31-42

Andrade-Servín A. G. y I. Israde-Alcántara

Riqueza y distribución de las diatomeas epilíticas indicadoras de contaminación en el río Angulo
afluente del río Lerma, México 43-52

**Esqueda-Lara K., V. Carnero-Bravo, F. Varona-Cordero, K. M. Rincones-Reyes, Y. Ahuja-Jiménez,
C. G. García-Valdéz y A. J. Sánchez**

Fitoplancton en el sistema lagunar tropical Carmen Pajonal Machona, Tabasco 53-68

Hernández-Rubio M. C., M. de J. Gutiérrez-Ladrón de Guevara y G. Figueroa-Lucero

Efecto de la presencia de refugios en el desarrollo de juveniles tempranos de *Cherax quadricarinatus*
(Decapoda; Parastacidae) 69-75

González-Rivera R. M., J. J. Espinosa-Aguirre y H. F. Olivares-Rubio

Estrés oxidativo en peces inducido por retardantes de flama bromados, una revisión 77-92

Valdés-Santiago L., J. N. García-Chávez y J. L. Castro-Guillén

Caracterización de las comunidades microbianas asociadas a un florecimiento cianoalgal
en una presa de León, Gto. México mediante secuenciación de regiones variables
de los genes que codifican la rARN 16S y 18S 93-105

NOTA CIENTÍFICA

Velázquez-Velázquez E., M. Anzueto-Calvo y S. E. Domínguez-Cisneros

Primer registro de *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata: Branchiostomatidae),
en un sistema estuarino-lagunar de Chiapas, México 107-110

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 31, NUMBER 1 • 2021

**Orozco-Uribe L. C., M. A. Ortega-Guerrero, E. A. Cantoral-Uriza, M. Á. Domínguez-Cortázar
and E. Rodríguez-Gutiérrez**

Change of groundwater manifestations and characteristics of associated ecosystems
in the Mexican semi-arid region..... 1-15

**Rincón-Bello M. T., F. Y. Soler-Romero, D. S. Calderón-Rivera, R. J. Sierra-Parada
and Á. M. Jaramillo-Londoño**

Aquatic macroinvertebrates as water quality bioindicators in Chicú river, Cundinamarca, Colombia..... 17-29

Cabrera R., J. Díaz-Larrea, A. J. Areces, L. Nuñez-García, J. R. Cruz-Aviña and R. Radulovich

Unusual drift of *Sargassum* (Phaeophyceae) for the Atlantic coast of Costa Rica..... 31-42

Andrade-Servín A. G. and I. Israde-Alcántara

Epilithic diatoms wealth and distribution as indicative of river pollution in the Angulo river, a tributary
of the Lerma river, Mexico..... 43-52

**Esqueda-Lara K., V. Carnero-Bravo, F. Varona-Cordero, K. M. Rincones-Reyes, Y. Ahuja-Jiménez,
C. G. García-Valdéz and A. J. Sánchez**

Phytoplankton in the tropical lagoon system Carmen Pajonal Machona, Tabasco..... 53-68

Hernández-Rubio M. C., M. de J. Gutiérrez-Ladrón de Guevara and G. Figueroa-Lucero

Shelters presence effect on development of early juvenile *Cherax quadricarinatus*
(Decapoda; Parastacidae) 69-75

González-Rivera R. M., J. J. Espinosa-Aguirre and H. F. Olivares-Rubio

Oxidative stress in fish induced by brominated flame retardants, a review 77-92

Valdés-Santiago L., J. N. García-Chávez and J. L. Castro-Guillén

Characterization of microbial communities associated with cyanobacterial bloom in a dam from León, Gto.
México by sequencing of variable regions of the rRNA genes 16S and 18S 93-105

SCIENTIFIC NOTE

Velázquez-Velázquez E., M. Anzueto-Calvo and S. E. Domínguez-Cisneros

First record of *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata: Branchiostomatidae)
in a lagoon-estuarine system from Chiapas, Mexico..... 107-110

Cambio de las manifestaciones de agua subterránea y características de los ecosistemas asociados en el semiárido mexicano

Change of groundwater manifestations and characteristics of associated ecosystems in the Mexican semi-arid region

Landy C. Orozco-Uribe¹, Marcos A. Ortega-Guerrero¹, Enrique A. Cantoral-Uriza^{2*}, Miguel Á. Domínguez-Cortázar³ y Everardo Rodríguez-Gutiérrez⁴

Recibido: 10 de octubre de 2017.

Aceptado: 11 de marzo de 2021.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. La ciudad de San Miguel de Allende, Guanajuato, fue fundada en el semiárido de México en la que históricamente existían numerosos manantiales en la parte baja de la Cuenca Alta del Río La Laja. Su desarrollo ha llevado a una extracción excesiva de agua del acuífero para satisfacer diversas necesidades a lo largo del tiempo. **Objetivos.** Comprender el cambio de las manifestaciones de agua subterránea en el Área de Influencia Hidrológica de la ciudad de San Miguel de Allende (AIHCSMA) y en particular la permanencia de algunos manantiales para identificar propuestas de manejo hacia la conservación de la vegetación, de la biodiversidad y recuperar el funcionamiento hídrico en diferentes escalas de tiempo. **Métodos.** Se elaboró una delimitación del área de influencia con bases hidrológicas (AIH), hidrogeológicas, historia, mapeo y caracterización de los ecosistemas asociados a dichas manifestaciones. **Resultados.** El medio hidrogeológico está compuesto por rocas volcánicas en las partes altas de la sub-cuenca, así como por sedimentos poco consolidados y abanicos aluviales en las partes medias y bajas. Se localizaron y caracterizaron 23 manantiales y tres ciénagas; actualmente dos manantiales y una ciénaga se han secado completamente y dos ciénagas han disminuido su caudal histórico. En el AIH existen 504 pozos, de los cuales se extraen 61 hm³/año. Las principales vías de movimiento del agua son las rocas fracturadas y el medio granular. **Conclusiones.** La ubicación de los manantiales y ciénagas está relacionada con zonas de contacto geológico entre diferentes estructuras tectónicas, presentan diversas características que indican flujos locales y uno de tipo intermedio; la disminución o pérdida de caudal está asociada a la apertura de pozos cercanos. Se plantean propuestas de manejo hacia la conservación de la vegetación y la biodiversidad en la sub-cuenca para recuperar el funcionamiento hídrico en diferentes escalas de tiempo.

Palabras clave. Agua subterránea, hidrogeología, manantiales, sistemas de flujo, propuestas de conservación, San Miguel de Allende.

¹ Centro de Geociencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla. Boulevard Juriquilla 3001, Juriquilla, Querétaro, 76230. México

² Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación (UMDI), Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla. Boulevard Juriquilla 3001, Juriquilla, Querétaro, 76230. México

³ Facultad de Ingeniería / Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Campus UAQ-Aeropuerto. Carretera a Chichimequillas s/n, Ejido Bolaños, Querétaro, 76140. México

⁴ Universidad de Guanajuato, Campus Celaya-Salvatierra. Ing. Javier Barros Sierra 201, Celaya, Guanajuato, 38140. México

***Corresponding author:**

Enrique A. Cantoral-Uriza: e-mail: cantoral@ciencias.unam.mx

To quote as:

Orozco-Uribe, L. C., M. A. Ortega-Guerrero, E. A. Cantoral-Uriza, M. Á. Domínguez-Cortázar & E. Rodríguez Gutiérrez. 2021. Cambio de las manifestaciones de agua subterránea y características de los ecosistemas asociados en el semiárido mexicano. *Hidrobiológica* 31 (1): 1-15.

DOI:10.24275/uam/izt/dobs/hidro/2021v31n1/Orozco

ABSTRACT

Background. The city of San Miguel de Allende, Guanajuato, was founded in the semi-arid of Mexico in which historically there were numerous springs in the lower part of the La Laja Upper Basin. Its history has led to an excessive extraction of water from the aquifer to meet different needs at the time. **Goals.** Understand the evolution of the manifestations of groundwater in the Area of Hydrological Influence of the city of San Miguel de Allende (AIHCSMA, in Spanish) and in particular the permanence of some springs that allow to identify proposals of management towards the conservation of the vegetation and the biodiversity, to recover the water operation in different scales of time. **Methods.** It was made a delimitation of the area of influence was elaborated with hydrological bases (AIH), hydrogeological, history, mapping and characterization of the ecosystems associated to these manifestations. **Results.** The hydrogeological environment is composed of volcanic rocks in the upper parts of the sub-basin, as well as by poorly consolidated sediments and alluvial fans in the middle and lower parts. 23 springs and three swamps were located and characterized; currently two springs and one swamp have completely dried and two marshes have diminished their historical flow. In the AIH there

are 504 wells, of which 61 hm³/year are extracted. The main water pathways are fractured rocks and the granular medium. **Conclusions.** The location of the springs and swamps is related to geological contact zones between different tectonic structures, they present diverse characteristics that indicate local flows and one of intermediate type; the decrease or loss of flow is associated with the opening of nearby wells. Management proposals are proposed towards the conservation of vegetation and biodiversity in the sub-basin to recover water performance at different time scales.

Key words. Groundwater, hydrogeology, springs, flow systems, conservation proposals, San Miguel de Allende.

INTRODUCCIÓN

La ciudad de San Miguel de Allende se encuentra ubicada en el semiárido de México, donde la precipitación anual y la presencia de agua superficial son mínimas, actualmente esta última se encuentra con altos niveles de contaminación. Para satisfacer las necesidades de los sectores doméstico, turístico, pecuario y agroindustrial, históricamente se ha recurrido a la extracción de agua subterránea que últimamente ha sido excesiva, lo que ha llevado a una crisis local de agua a la que se le ha dado poca atención (Ortega, 2000; Ortega-Guerrero *et al.*, 2002; INEGI, 2005; García-García, 2006; Ortega-Guerrero, 2009; Ortega-Guerrero, 2013).

La Villa de San Miguel el Grande y el Santuario de Jesús Nazareno de Atotonilco están considerados como sitios del patrimonio mundial, cultural y natural por la UNESCO. El resto del patrimonio cultural del municipio está constituido por corredores de sitios arqueológicos y paleontológicos, caminos reales, corredores de capillas familiares o de indios y arquitectura hidráulica tradicional (H. Ayuntamiento de San Miguel de Allende, 2012).

La fundación de la ciudad de San Miguel de Allende (SMA), se dio en el contexto de las luchas territoriales de los indígenas chichimecas y otomíes por la construcción del Camino Real de la Plata, que comunicaba Zacatecas con la Ciudad de México durante la colonia española. El rasgo importante a destacar para este estudio, es la ubicación de parte de la ciudad en la zona media de las colinas, entre los manantiales de El Chorro, también conocidos como Izcuinapan y los manantiales del Batán (El Charco del Ingenio), en dirección poniente de otros manantiales conocidos siglos después como la Ciénega de Pineda (Landeta) (INAFED, 2010).

En el análisis del ciclo hidrológico, encontramos una interacción entre el componente superficial y el subterráneo. La entrada de agua se compone por la infiltración, dada por un flujo descendente, que al alcanzar el nivel freático, provoca su elevación y la recarga de un acuífero. Posteriormente, el movimiento del agua tiende a ser horizontal, asociado a las condiciones geológicas que determinan la conductividad hidráulica del medio por donde se mueve.

La topografía tiene un efecto importante en la formación de los sistemas de flujo de agua subterránea; Tóth (2000, 2009) los diferencia entre sistemas de flujo local, intermedio y regional. En cuencas alargadas y relativamente planas, con niveles freáticos uniformes, se produce un solo sistema de flujo, por lo regular de tipo regional; en áreas montañosas, se producen numerosos subsistemas dentro de un sistema de flujo mayor, siendo en su mayoría de tipo local (Freeze & Cherry, 1979; Tóth, 2000) (Fig. 1). En las salidas, el agua subterránea puede comu-

nicarse con escurrimientos superficiales -arroyos y ríos- o a través de movimientos ascendentes verticales, que pueden formar manantiales o estar relacionados a cuerpos de agua mayores.

El contexto hidrogeológico determina en gran medida la forma del movimiento del agua subterránea y se manifiesta posteriormente en la superficie. Las características del medio como la heterogeneidad, anisotropía, textura y porosidad, y la presencia de estructuras tectónicas, determinan el movimiento del agua y el volumen que se presentará en los puntos de salida, lo que se manifestará en igual diversidad de salidas superficiales como manantiales, norias y ciénegas.

Así, los manantiales son considerados como zonas de descarga de agua subterránea de cualquiera de los tres tipos de flujo mencionados, donde el nivel freático alcanza la superficie del terreno (Sada & Pohlmann, 2006; Brown *et al.*, 2007). Los flujos se han clasificado a partir de diversos criterios como: caudal (Meinzer, 1923), presión (Botosaneanu, 1998), estructura geológica (Bryan, 1919), calidad del agua y temperatura (Meinzer, 1923), características ambientales y bióticas (Pérez-Munguía, 2004; Spitale *et al.*, 2012), entre otros. Otros indicadores de zonas de descarga suelen ser sitios con presencia de plantas freatofitas, zonas de precipitación de minerales en el suelo por evaporación y la presencia de cuerpos de agua permanente (Freeze & Cherry, 1979; Tóth, 2000).

El agua subterránea es la principal fuente para las actividades humanas, su extracción excesiva lleva a disminuciones en los niveles freáticos que a su vez provocan la reducción de los caudales base de los ríos, subsidencia del terreno, intrusión salina, salinización de terrenos, pérdida de manantiales y ecosistemas con afinidades freáticas (Durazo & Farvolden, 1989). La extracción de agua subterránea se da principalmente a través de la perforación de pozos; en el caso de la Cuenca de la Independencia donde se encuentra SMA, dicha perforación ha aumentado históricamente de manera exponencial, existiendo actualmente cerca de 3,000 (Ortega-Guerrero, 2013).

El presente escrito muestra el cambio de las manifestaciones de agua subterránea en el Área de Influencia Hidrológica de la ciudad de San Miguel de Allende (AIHCSMA). Se describe su contexto hidrogeológico, histórico y las características del caudal, presencia de flora y fauna específica, su historia y usos; así como una serie de propuestas ambientales a nivel de zonas funcionales de la sub-cuenca para apoyar su conservación y contribuir al entendimiento de su funcionamiento.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El AIHCSMA abarca una superficie de 470.88 km², que representa el 30.24% del área municipal. Presenta un rango altitudinal que va de los 1,840 msnm en la cortina de la Presa Allende, hasta los 2,810 msnm en la parte alta del volcán Palo Huérfano o Los Picachos.

Se ubica en la parte baja de la Cuenca Alta del Río La Laja con un área de 7,000 km² (Palacios-Vélez & López-López, 2007). Es también conocida como Cuenca de la Independencia (Ortega-Guerrero *et al.*, 2002), que es de tipo exorreica y el río La Laja representa su cauce principal, cuya salida es controlada por la cortina de la Presa de Allende al sureste de la ciudad de SMA.

El clima es semiseco con lluvias en verano, la temperatura media anual es de 16.6 ± 2.5°C, la precipitación anual es de 477.6 ± 119.9

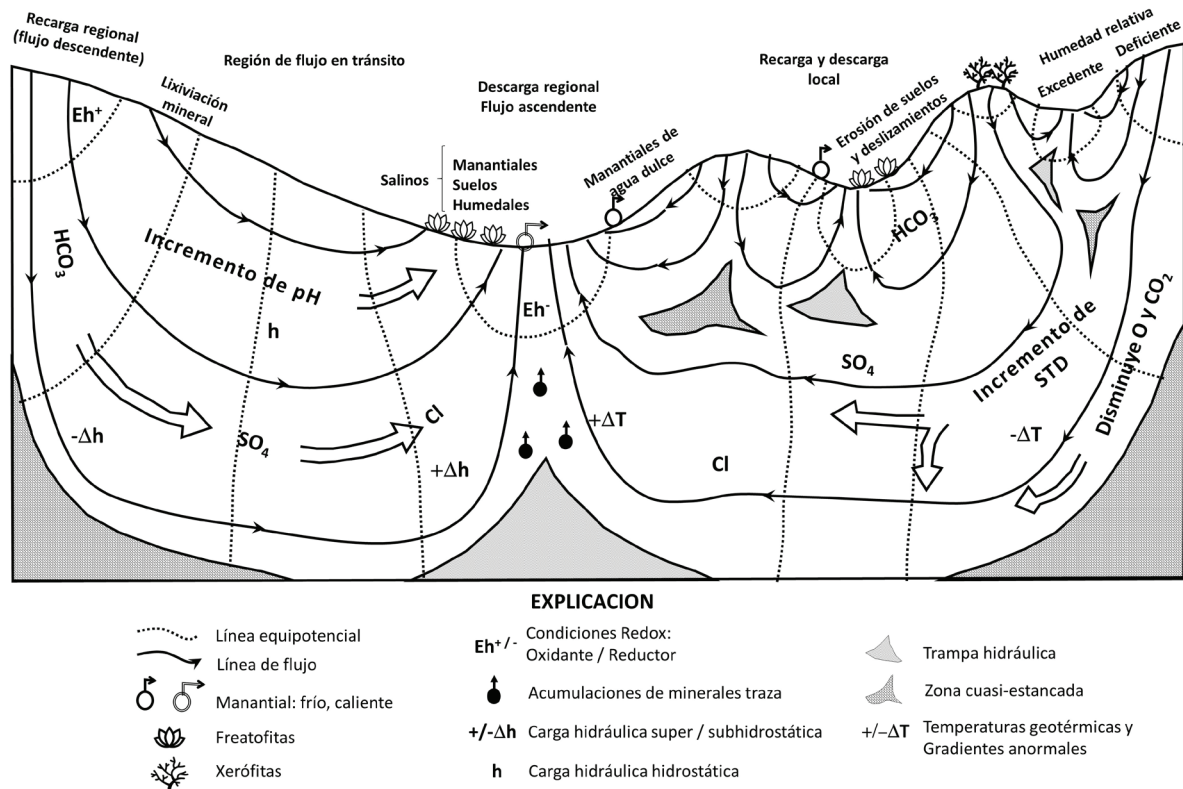


Figura 1. Sistemas de flujo en una cuenca regional (Tóth,1999).

mm, la evaporación promedio anual es de $1,906.6 \pm 167$ mm y el índice de aridez de 0.255 ± 0.075 (Aguilar-García & Ortega-Guerrero, 2017). La vegetación predominante es matorral xerófilo y bosque de encino en las zonas altas. Los usos del suelo son urbano, agropecuario y de conservación (H. Ayuntamiento de San Miguel de Allende, 2012).

Desde el punto de vista hidrogeológico la región se ubica en el límite de tres provincias geológicas: la Provincia Volcánica Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre Oriental y la Faja Volcánica Transmexicana (Alaniz-Álvarez *et al.*, 2001). En esta cuenca existe un acuífero regional fracturado y otro granular (Ortega-Guerrero, 2009), el primero se asocia a las rocas de andesita y basalto de la formación La Joya (TmJ), que son los productos volcánicos provenientes de los estratovolcanes del Terciario: Palo Huérfano (Los Picachos), La Joya (Támbula), San Pedro y otros derrames y aparatos menores, mismos que yacen sobre los derrames, depósitos de lahar y brechas de composición andesítica y dacítica (Tdcc) y forman un domo en el flanco oriental del volcán Palo Huérfano: la andesita Allende, la ignimbrita riolítica El Obraje, andesita El Cedro (ToA), e ignimbritas (Tig) del bloque levantado de la falla de San Miguel de Allende; así como a rocas de origen marino (KiCa) y rocas intrusivas del Mesozoico (Alaniz-Álvarez *et al.*, 2001; Pérez-Venzor *et al.*, 1996). Las dos estructuras principales corresponden a la falla de San Miguel de Allende y Palo Huérfano. El acuífero granular lo constituyen depósitos de arenisca y conglomerado cenozoicos (ArCg) de origen aluvial y lacustre que rellenan las depresiones tectónicas principales asociadas a la falla de San Miguel de Allende y la planicie de las par-

tes bajas de los volcanes principales aparecen intercaladas con rocas ígneas Cenozoicas (Nieto-Samaniego *et al.*, 1999). Regionalmente, el acuífero granular forma parte del Acuífero de la Independencia (Ortega-Guerrero, 2009) y administrativamente, en parte de los acuíferos de SMA (CEAG, 2009) y una porción del acuífero Cuenca Alta del Río Laja (Hernández-Hernández, 2010).

METODOLOGÍA

EIAIHCSMA se delimitó a partir de un recorte de la sub-cuenca RH12Hb Presa Ignacio Allende, que forma parte de la Cuenca Alta del Río Laja y a su vez, de la Región Hidrológica Lerma-Chapala-Santiago. Tal recorte tiene como base la delimitación de subcuencas elaborada por INEGI y disponible a través del Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas (INEGI, 2012). El sistema de drenaje tiene como referencia y punto de salida, la cortina de la Presa Allende (Fig. 2). Para delimitar el área de influencia hidrológica, se consideró la dirección de los flujos superficiales de agua desde las partes altas de la sub-cuenca hacia la ciudad de SMA que a su vez, tienen efectos en el tema de riesgos y eventualidades hídricas; además de la ubicación de los manantiales principales.

La descripción del contexto hidrogeológico se realizó mediante la revisión de literatura especializada relativa a la geología de la región y sus estructuras tectónicas: Pérez-Venzor *et al.* (1996) y Alaniz-Álvarez *et al.* (2001).

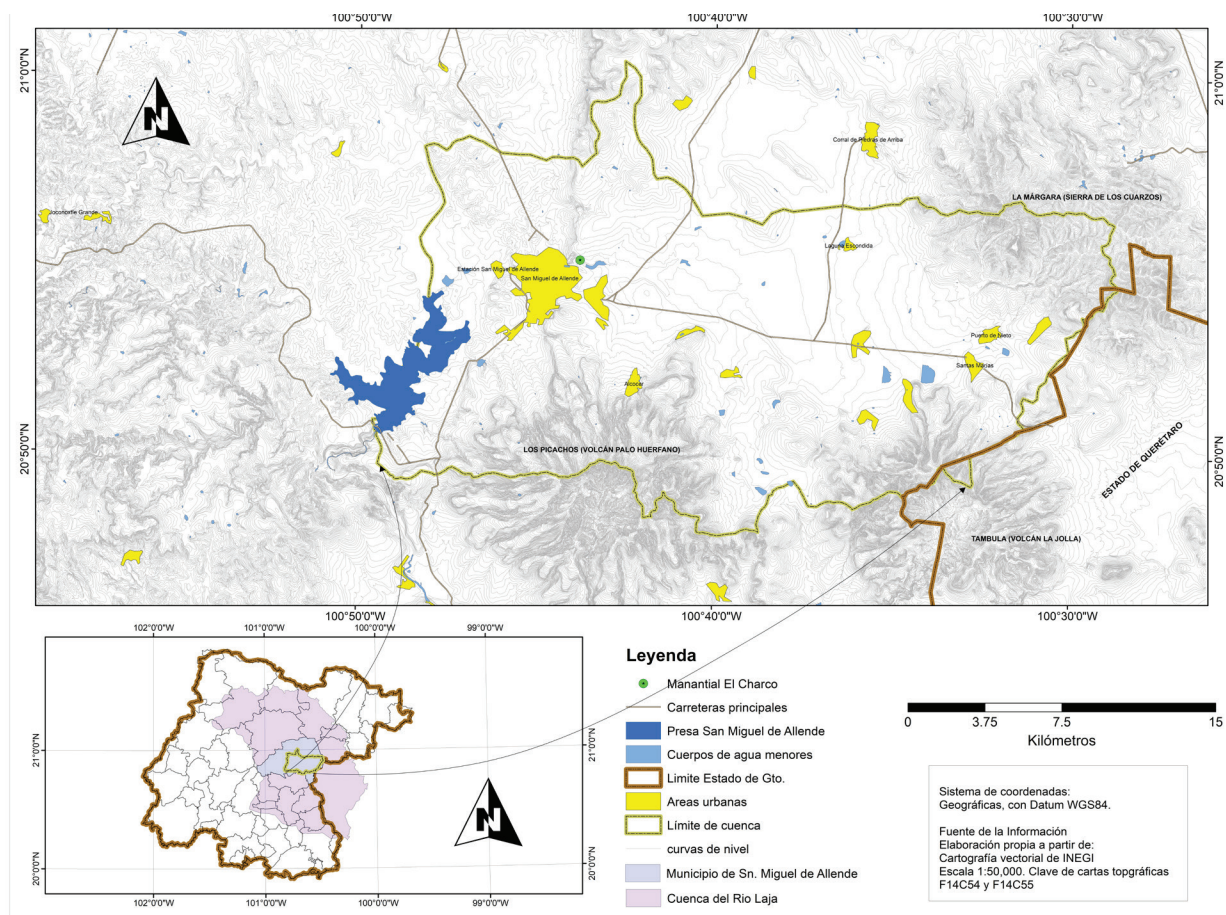


Figura 2. Delimitación del área de influencia hidrológica de San Miguel de Allende, dentro de la sub-cuenca RH12Hb “Presa Ignacio Allende” indicada por el polígono azul en la Cuenca Alta del Río Laja. Se muestran las principales elevaciones topográficas.

La ubicación geográfica, historia y usos de las manifestaciones de agua subterránea en el área de influencia hidrológica, requirió en primer lugar de la revisión bibliográfica de documentos con descripciones históricas del área de estudio como Díaz de Gamarra-Dávalos (1777), Morfi (1778) y García-García (2006), posteriormente la revisión de mapas de INEGI escala 1:50 000 y entrevistas a pobladores de la región.

Para la ubicación de las salidas de agua subterránea, se llevaron a cabo recorridos de campo y se georreferenciaron con ayuda de un Sistema de Posicionamiento Global, para luego ser representados como una capa de puntos en un Sistema de Información Geográfica (SIG) (ESRI, 2013) y analizados en forma combinada con capas de topografía, geología e hidrología. La caracterización de los manantiales y Ciénegas incluye la temperatura relativa respecto al cuerpo humano (Kresic, 2006) y la medida con termómetro, caudal, presencia de flora y fauna, historia y usos. Los manantiales encontrados se clasificaron siguiendo a Botosaneanu (1998) en: limnocrénicos (estanque), helocrénicos (filtración) y rheocrénicos (flujo). De la misma forma, se identificaron evidencias de agua ocasionadas por exploraciones y explotación minera.

La caracterización biótica de los manantiales consistió en identificar fauna (insectos, aves, anfibios, mamíferos, reptiles) que se clasifi-

caron por especie y nombre común, indicadora de disturbio o conservación, así como su uso; mientras que la flora se identificó a partir de su nombre específico, nombre común, uso e indicador de disturbio o conservación.

Finalmente, para analizar los cambios que han ocurrido en la permanencia de las manifestaciones de agua subterránea, se sobrepuso una capa de ubicación de pozos (IEE, 2005), se consultó literatura referente a la situación del acuífero regional como Ortega-Guerrero (2009, 2013) y Hernández-Hernández (2010) y se procedió a su interpretación con apoyo de la información obtenida en las entrevistas.

RESULTADOS

Aspectos históricos de las salidas de agua subterránea. La ciudad de San Miguel de Allende se asentó en una zona con abundantes manantiales y manifestaciones de agua subterránea. En 1777 Díaz de Gamarra habla del Chorro y Sieneguita, éste como termal y en 1778 F. A. de Morfi menciona al Chorro y Ojo de agua (García-García, 2006). En 1904 González (2004) menciona a los manantiales El Chorro, Cieneguita, Xoté, Montecillo y Atotonilco.

Las entrevistas con habitantes, mostraron que existieron al menos dos manantiales caudalosos: El Charco, que abastecía a la ciudad de SMA, seco hace aproximadamente diez años y El Tajo o Las Tinajas, que abastecía a la población de Puerto de Nieto, seco hace aproximadamente 20 años. Igualmente, se encontró que varios manantiales, hoy considerados como limnocrénicos, anteriormente eran rheocrénicos.

Ubicación y clasificación de las salidas actuales de agua subterránea. Se localizaron y georreferenciaron 23 manantiales y tres ciénagas. De éstos, 10 fueron considerados como limnocrénicos (0.2 a 20 lt/min), tres helocrénicos, nueve rheocrénicos y dos artificiales (Fig. 4). Todos los manantiales son fríos (<20°C), a excepción de Cieneguita, el cual es termal (32.9°C).

En la caracterización biológica, se encontró que tres de ellos (El Charco, Cieneguita y Rincón del Purgatorio), son habitados por peces, langostinos y cangrejos. En todos se encontró flora asociada: árboles como sauces (*Salix* sp.), fresnos (*Fraxinus* sp.) y arbustos como jaras (*Senecio* sp.).

En cuanto a la ubicación, se observa una simetría en altitud así como coincidencia en temperatura y condiciones bióticas entre los ma-

nantiales rheocrénicos Rincón del Purgatorio (1,991 msnm) y El Charco (1,990 msnm) en ambos lados del volcán de Los Picachos, mientras que en el caso de los manantiales de los volcanes de La Márgara y Támbula no se encontraron relaciones similares.

El uso es de tipo doméstico: provisión de agua potable, riego de huertas y parcelas y como abrevaderos para el ganado.

La ubicación de los manantiales y sus características nos permite dilucidar lo siguiente: los manantiales de Rincón del Purgatorio y El Charco, relacionados al volcán Palo Huérfano son rheocrénicos, con temperatura fría y presencia de macrofauna, se asocian a un flujo de tipo local con descarga importante. Los manantiales con caudales menores encontrados en altitudes mayores, dada la topografía accidentada, pueden indicar la presencia de flujos locales de recorrido corto. El manantial de Cieneguita, de tipo rheocrénico y termal, ubicado en la porción noroeste del AIHCSMA, indicaría la presencia de un flujo subterráneo de tipo intermedio. Respecto a los manantiales de los volcanes de Támbula y La Márgara, presentaron caudales de tipo limnocrénico y helocrénico a mayores altitudes, relacionados a flujos locales y descarga menor.

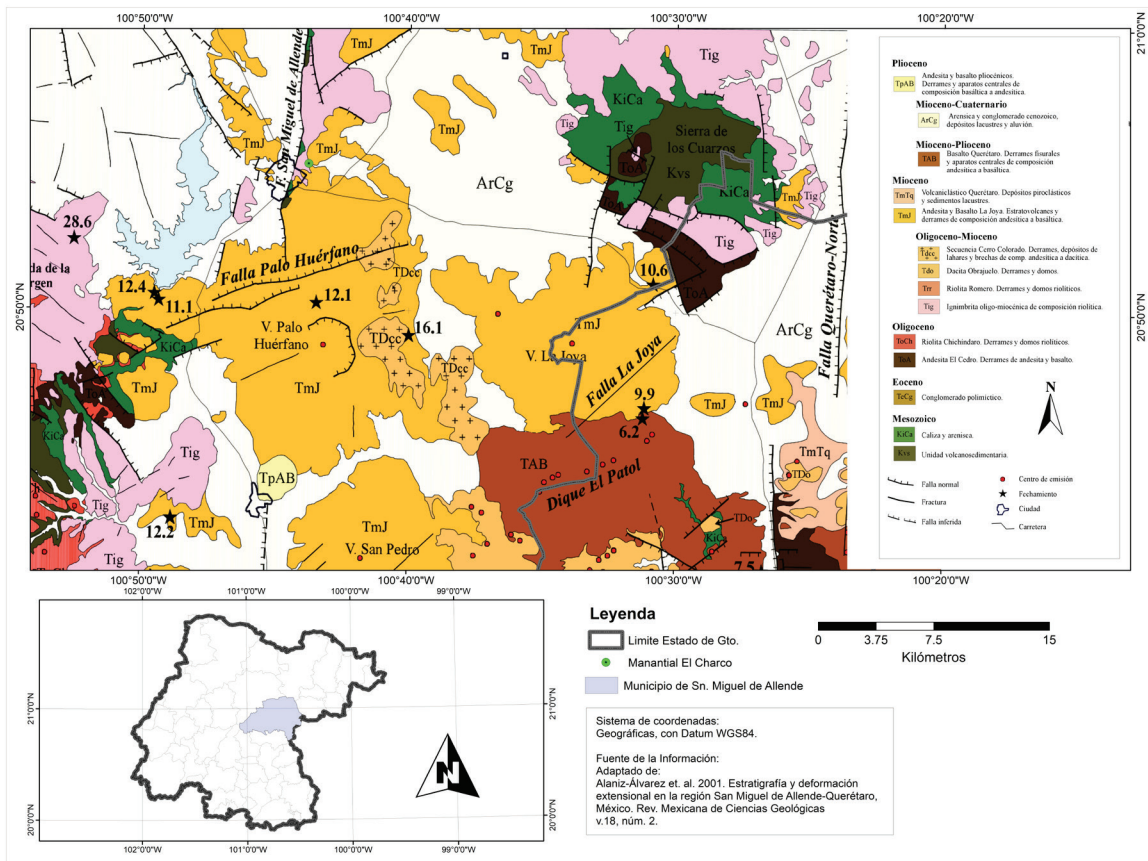


Figura 3. Contexto geológico de la región, denota la composición rocosa-fracturada de los conos volcánicos presentes en la sub-cuenca así como la composición sedimentaria-granular en las partes medias y bajas. Se muestran las principales estructuras tectónicas siendo de especial atención para este estudio las fallas de San Miguel de Allende, Palo Huérfano y aquellas presentes en la Sierra de Los Cuarzos. Tomado de Alaniz-Álvarez *et al.* (2001).

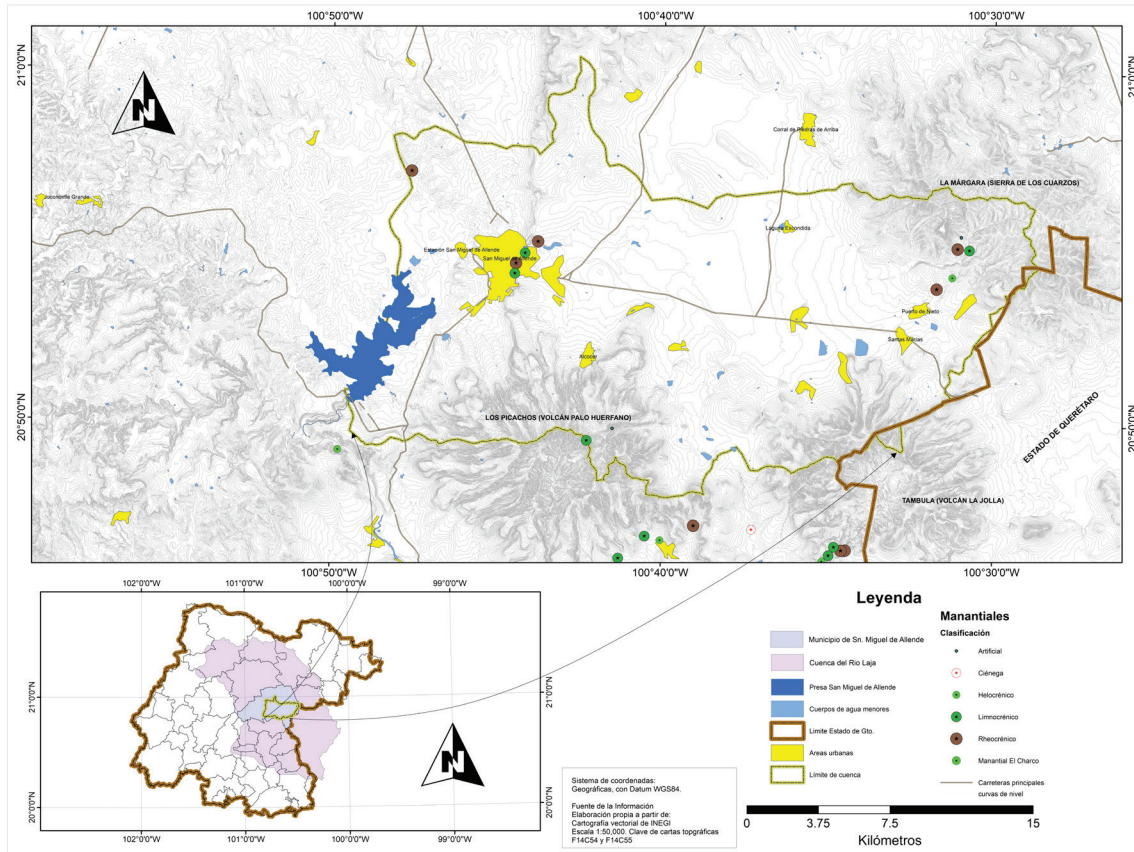


Figura 4. Ubicación y clasificación de manantiales y ciénagas en el AIHCSMA.

Controles regionales en las salidas de agua subterránea. Sobreponiendo el mapa de ubicación del AIHCSMA y de las distintas manifestaciones de agua subterránea encontradas (Fig. 5), se observa una relación entre la distribución de manantiales y ciénagas con estructuras tectónicas y contactos geológicos.

El grupo de manantiales de la ciudad de SMA se ubica en los límites de coladas de ignimbritas y aglomerados del Volcán Palo Huérano y en la proximidad de la Falla de San Miguel. El manantial de Cieneguita, se ubica en la traza de una fractura regional que cruza el Río Laja.

Otros manantiales se localizan en fracturas en la parte sur de los volcanes Palo Huérano y La Joya. Finalmente, otro grupo se ubica en zonas de contactos de medio fracturado con medio granular. Esta relación, lleva a suponer que la mayor parte de la infiltración y movimiento del agua evidente, se da en el medio fracturado de los distintos volcanes y serranía.

Cambio de las salidas de agua subterránea y extracción de agua en pozos. Los municipios al interior de la Cuenca Alta del Río Laja o de la Independencia, dependen exclusivamente de sus flujos subterráneos para el suministro de agua potable y para los usos doméstico, industrial y agrícola, este último es el principal consumidor, con el 85% del volumen de agua extraída (CNA, 1996).

Actualmente, a pesar de la existencia de tres “Decretos de veda rígida” de 1958, 1964 y 1976, hay cerca de 3 000 pozos en la Cuenca de la Independencia. Su profundidad total varía de 100 a 300 m, mientras que la profundidad de su nivel estático aumenta a una tasa que varía de los 2 a los 5 m por año, lo cual hace necesario perforar cada vez a mayores profundidades con los consecuentes incrementos en los costos de mantenimiento y consumo de energía (CNA, 1996). Situación similar prevalece en el resto del estado de Guanajuato (Chávez, 1998).

La historia de la perforación de pozos en SMA, inició en 1935, cuando el Sr. Julián Ramírez compró tres hectáreas cercanas a la comunidad de Puerto de Sosa, para encontrar agua a poca profundidad y después, adquirir tierras en la comunidad cercana a Los Rodríguez, y enviarla hacia allá. Este pozo en sus inicios tenía una profundidad de 10 metros y un caudal de 400 l/s, en 1995 su caudal se había reducido a 100 l/s con una profundidad de 60 metros y para el 2006 estaba completamente seco. La mayor apertura de pozos se dio en los años cuarenta y cincuenta del siglo XX, el rendimiento promedio en estos últimos era de 80 l/s y se bombeaba a una profundidad de 35 metros. El agua subterránea era para el riego de cultivos (García-García, 2006).

En 2006, se contabilizaban un total de 805 pozos profundos en operación para el municipio de SMA, de los cuales 15 eran para uso

potable urbano, 112 potable rural, ocho para uso industrial y 670 para uso agrícola. El caudal que se extraía para uso potable era de 400 l/s, con 18 horas en promedio de funcionamiento. El pozo de uso agrícola más importante fue el de San Julián en la Ciénaga de Landeta, del que se extraían en promedio 26 l/s (García-García, 2006).

En la Figura 6, se muestra la ubicación de las salidas naturales de agua subterránea y de los distintos pozos al interior del AIHCSMA; el volumen extraído de los acuíferos para el 2004 era de 43.3 hm³/año y hacia el 2007 había aumentado a 49.0 hm³/año; de este volumen, solo el 15% era para uso doméstico y el resto para uso agrícola e industrial. La Comisión Estatal de Aguas de Guanajuato (CEAG) identifica y reconoce 504 aprovechamientos, de los cuales el 84% son pozos, 15% son norias y 1% son manantiales (Hernández-Hernández, 2010). Con los datos anteriores se infiere un incremento anual de aproximadamente 2 hm³/año, que representaría un total de extracción de 65 hm³/año al 2015; por su parte, en la Cuenca de la Independencia se extraen aproximadamente 1,000 hm³/año, por lo que la extracción dentro del AIHCSMA representaría el 6.5% del total aprovechado.

De continuar estas tendencias de extracción de agua subterránea, es de esperarse un mayor impacto negativo en términos de aparición y acumulación de elementos químicos disueltos en los pozos, que ya en la actualidad están provocando afectaciones en la salud de las personas que la consumen (Ortega-Guerrero, 2009), en los campos de cultivo de riego y en la pérdida de ecosistemas asociados a manantiales y niveles freáticos someros.

Según lo mencionado en las entrevistas a los pobladores, la desaparición de los manantiales de El Chorro y El Tajo o Las Tinajas, puede estar relacionada tanto al uso de dinamita, por un mayor caudal, como al abatimiento del nivel freático provocado por la apertura en los 80's de pozos cercanos para el riego de cultivos. La modificación local de la vegetación en las zonas de recarga, es otro factor que pudo afectar el volumen de infiltración.

Es muy probable que la flora y fauna que habitaba estos manantiales que han perdido o disminuido su caudal, se haya extinto no sólo localmente, sino a nivel mundial, ya que los manantiales de ecosistemas áridos representan sitios con alto grado de endemismo (Brown *et al.*, 2007).

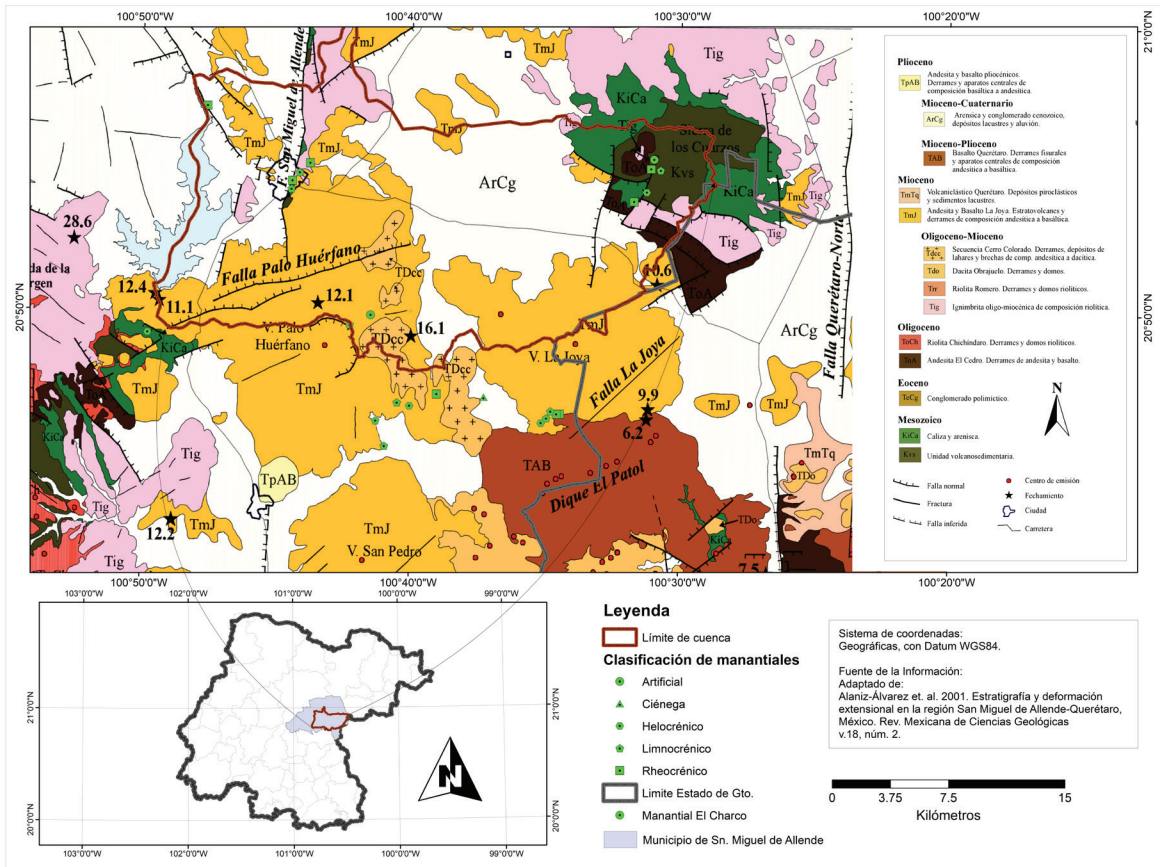


Figura 5. Relación de las manifestaciones de agua subterránea con el medio hidrogeológico: asociadas al sur de los conos volcánicos en puntos de contacto geológico, fallas del norte de la Presa de Allende, sur de la Sierra de Los Cuarzos, Volcán La Joya y la Falla de San Miguel de Allende.

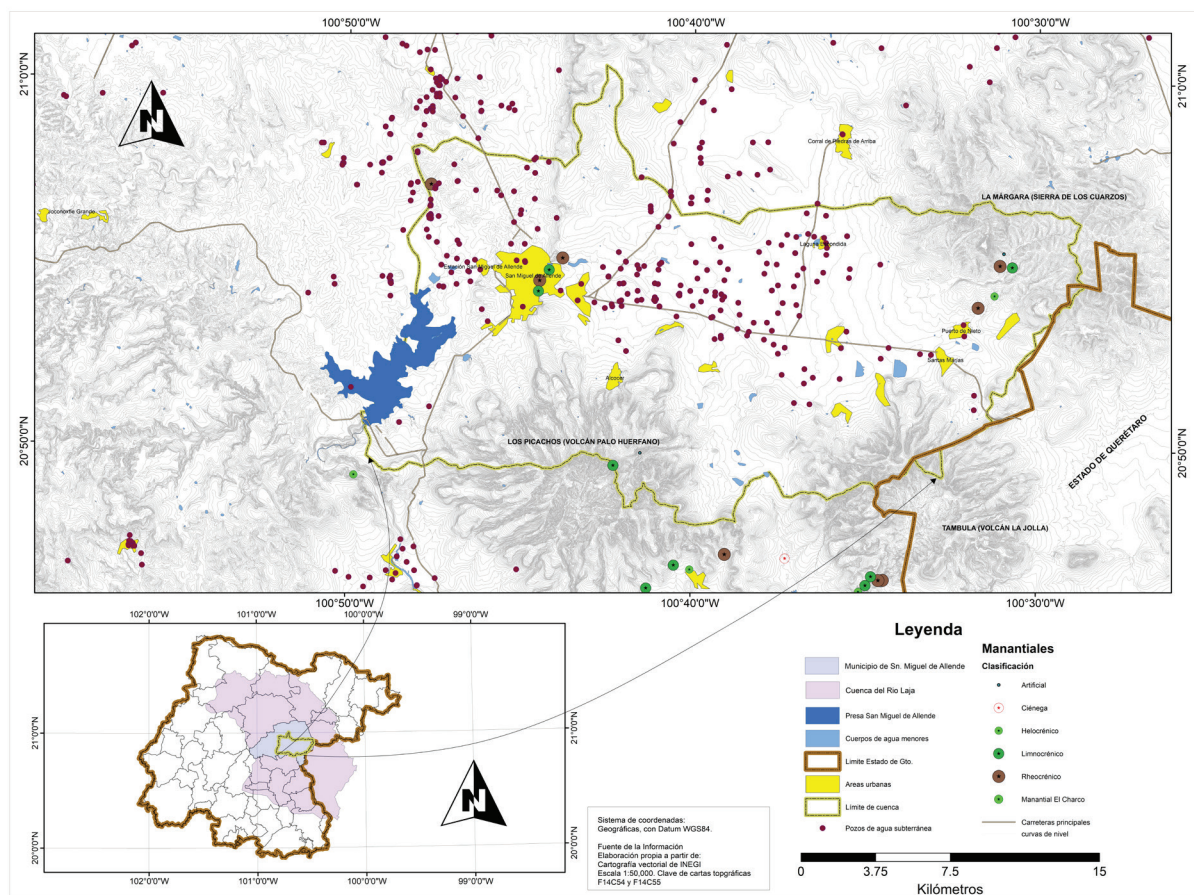


Figura 6. Ubicación de los pozos dentro del AIHCSMA, se observa la cercanía de pozos a manantiales secos en la actualidad o su presencia dentro de las ciénegas que han desaparecido o disminuido su volumen.

Manejo de la biodiversidad y educación ambiental para mejorar la infiltración. La conservación de manantiales, requiere de acciones a nivel de zonas funcionales de recarga en la sub-cuenca, que ayuden a recuperar el flujo subterráneo que los alimenta, a través de la oferta de servicios ecosistémicos por áreas funcionales (Villa *et al.*, 2002). **Alta.** Aprovechamiento de especies de flora y fauna (Tablas 1 y 2) con algún uso dentro del AIHCSMA, a través de proyectos de extracción sustentable con el establecimiento de Unidades de Manejo Ambiental (UMA). Agostadero, con parcelas de rotación de ganado con el coeficiente de agostadero por tipo de vegetación de 5 ha/UA en temporada de secas y de 4.6 ha/UA en lluvias (Carranza-Velázquez, 2010). Turismo ecológico con caminatas de observación de bajo impacto, con beneficio económico a los pobladores de zonas rurales. Esta zona ha sido propuesta como Área Natural Protegida Estatal bajo el nombre de “Corredor Biológico Támara-Picachos-Presa de Allende”, ello apoya las opciones de aprovechamiento. **Media.** Producción agrícola y pecuaria, relacionada con el alto nivel de agrobiodiversidad de agroecosistemas tradicionales, con efectos positivos en su funcionamiento (Nicholls & Altieri, 2015); que estén basados en la biodiversidad local con una diversificación y

rotación de cultivos, que incluya en la rotación una leguminosa que propicie la fijación de nitrógeno que beneficie al suelo. La técnica viable para la preparación de terrenos es la rotura vertical por un periodo de 7 a 11 años antes de poner en práctica la siembra directa o labranza cero, con cambios favorables para el suelo que permita un tránsito de agua hacia los acuíferos (Aguilar-García, 2008; Aguilar-García *et al.*, 2011; 2014). El rescate del conocimiento local del grupo étnico otomí o hñāññü desde la época precolombina, sobre suelos, relieve, vegetación y los movimientos del agua, quienes desarrollaron la agricultura de temporal, con estructuras para la captura de agua como bordos, el uso intensivo del maguey (*Agave spp.*) y la fertilización con estiércol para mejorar el suelo (Toledo *et al.*, 1985; Johnson, 1977; Nicolls & Altieri, 2015). **Baja.** Se llevan a cabo actividades adicionales de tipo secundario como el turismo y la pesca. Por lo tanto, la educación ambiental enfocada hacia el conocimiento de los ecosistemas y sus servicios que caracterizan esta región, es parte de las estrategias básicas para iniciar un cambio cultural a largo plazo en la población local y visitante de SMA.

Tabla 1. Especies de flora con algún uso actual o potencial dentro del AIHCSMA. Esta lista se basa en la experiencia propia, así como en distintas fuentes como Gutiérrez (2008), Terrones *et al.* (2004), Tarango-Arámula (2005), Báez-Montes *et al.* (2012) y Hernández-Sandoval *et al.* (2012).

Especie	Nombre común	Uso									
		Alimenticio	Medicinal	Ornamental	Ceremonial	Madera/ leña	Artesanías	Construcción	Forraje	Indicadora de disturbio	Indicadora de conservación
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	huizache hediondo					X		X			
<i>Acacia shaffneri</i> (L.) Willd	huizache chino					X		X			
<i>Agave</i> spp. (L.)	agave, maguey	X	X	X	X	X		X	X		
<i>Antiphytum parryi</i> S. Watson	hierba del negro		X								X
<i>Arbutus</i> sp. L.	madroño	X				X			X		
<i>Arctostaphylos pungens</i> L.	pingüica	X		X		X			X		
<i>Artemisia ludoviciana</i> Nutt.	ajenjo		X								
<i>Baccharis</i> sp. L.	jara		X								
<i>Bouvardia longiflora</i> (Cav.) Kunth	flor de San Juan	X									
<i>Bryophyta</i>	musgo			X							X
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	tepozán					X					
<i>Bursera fagaroides</i> (Kunth) Engl	palo xixote		X			X			X		X
<i>Castilleja tenuiflora</i> Benth.	hierba del cáncer		X								
<i>Cedrela dugesii</i> S. Watson	nogal cimarrón, cedro		X			X			X		X
<i>Chrysactinia mexicana</i> A. Gray	San Nicolás		X								
<i>Chrysantenum parthenium</i> (L.) Bernh.	santamaría		X								
<i>Condalia mexicana</i> Schlecht.	granjeno	X			X	X			X		
<i>Dahlia</i> Cav. spp.	dalia			X							
<i>Dalea</i> L. spp.	engordiacabra		X						X		X
<i>Dasyliiron acrotriche</i> (Schiede) Zucc.	cucharilla			X							
<i>Dioscorea</i> L. sp.	Camote de cerro	X									
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Ocotillo			X		X					X
<i>Dysphania ambrosioides</i> L. Mosyakin et epazote Clematis		X									

Tabla 1. Continúa.

Especie	Nombre común	Uso									
		Alimenticio	Medicinal	Ornamental	Ceremonial	Madera/ leña	Artesanías	Construcción	Forraje	Indicadora de disturbio	Indicadora de conservación
<i>Dyssodia</i> Cav. Sp.	Parraleña		X								
<i>Eryngium heterophyllum</i> Engelm.	hierba del sapo		X								
<i>Erythrina flabelliformis</i> Kerney	colorín, patol	X	X	X	X	X	X	X			
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Palo dulce		X		X				X		
<i>Ferocactus histrix</i> (DC.) G.E. Linds	guamisque, borrachita	X		X							X
<i>Forestiera phillyreoides</i> (Benth.) Torr.	acebuche					X					
<i>Gnaphalium viscosum</i> (ex H.B.K.) Poe- gordolobo pp. ex Kunth			X								
<i>Hechtia podantha</i> Mez.	guapilla		X								
<i>Sclerocarpus</i> sp. Jacq.	gachupín			X							
<i>Hetherotheca inuloides</i> Cass.	árnica		X								
<i>Ipomoea murucoides</i> Roem	cazahuate								X		
<i>Jatropha dioica</i> Sessé ex Carv.	sangregrado		X								
<i>Lantana camara</i> L.	peonía, cinco negritos			X							
<i>Litsea glaucescens</i> Kunth	laurel		X								X
<i>Lysiloma</i> L.	tepehuaje					X					X
<i>Mammillaria</i> spp. Haw..	Chilitos, biznaga	X		X							X
<i>Milla biflora</i> Cav.	estrella	X	X								
<i>Mimosa</i> spp.L.	uña de gato				X	X				X	
<i>Myrtillocactus geometrizans</i> (Mart. ex Pfeiff.) Console	garambullo	X	X	X				X			
<i>Opuntia</i> spp. Mill.	nopal	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Opuntia imbricata</i> (Haw.) DC.	cardón		X	X							
<i>Orchidaceae</i>	orquídea, lirio			X							X
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	jiricuya		X								

Tabla 1. Continúa.

Especie	Nombre común	Uso									
		Alimenticio	Medicinal	Ornamental	Ceremonial	Madera/ leña	Artesanías	Construcción	Forraje	Indicadora de disturbio	Indicadora de conservación
<i>Prosopis laevigata</i> (H. & B.) Jomst	mezquite	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Quercus</i> spp. L.	Encino					X	X				X
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	romero		X		X						
<i>Salix</i> spp. L.	sauce		X				X	X			X
<i>Satureja macrostema</i> Benth.	poleo		X								
<i>Schinus molle</i> L.	pirul	X	X		X						
<i>Selaginella</i> spp. P. Beauv.	flor de peña				X						X
<i>Senna</i> spp. Mill.	Bricho					X					
<i>Tagetes lunulata</i> Ortega	cinco llagas		X								
<i>Tagetes minuta</i> L.	anis		X								
<i>Tecoma stans</i> L. Juss ex Kunth	flor de San Pedro		X	X				X			
<i>Thymophylla acerosa</i> (DC.) Strother	hierba del perro	X	X								
<i>Tillandsia recurvate</i> (L.) L.	paixtle				X			X		X	
<i>Tillandsia</i> L. spp.	gallito				X						
<i>Tillandsia usneoides</i> (L.) L.	heno				X						X
<i>Verbesina greenmanii</i> Urb.	pitaneja		X								
<i>Viguiera linearis</i> (Cav.) Sch. Bip.	romerillo						X	X		X	
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	yuca	X	X	X		X		X			
<i>Zaluzania augusta</i> (Lag.) Sch. Bip.	caxtingüinín		X								X

Tabla 2. Especies de fauna con algún uso actual o potencial dentro del AIHCSMA. Esta lista se basa en la experiencia propia, así como en distintas fuentes como Gutiérrez (2008), Tarango-Arám-bula (2005) y Báez-Montes et al. (2012).

Nombre	Nombre común	Usos				
		Alimenticio	Medicinal	Piel / trofeo	Control de plagas	Indicadora de conservación
Insectos						
<i>Acentrocne hesperiaris</i> Walker	gusanos de maguey	X				
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus	abeja mielera	X	X			
<i>Comadia reddenbacheri</i> Hammer Schmidt	chinicuil	X				
<i>Liometopum apiculatum</i> Mayr	escamol	X				
<i>Melipona</i> Illiger spp.	abeja melipona	X	X			X
<i>Myrmecosystus</i> Wesmael sp.	Hormiga mielera o gushilera	X	X			X
<i>Thasus gigas</i> Klug	tantarria	X				
Anfibios y reptiles						
<i>Crotalus aquilus</i> Klauber	serrana de cascabel	X	X	X	X	X
<i>Coluber</i> sp Linnaeus	Chirriónera				X	
<i>Pituophis deppoi</i> Duméril	alicante				X	
Aves						
<i>Columbina passerine</i> Linnaeus	torcaza	X				
<i>Cyrtonyx montezumae</i> Vigors	codorniz	X				
<i>Zenaida asiatica</i> Linnaeus	paloma ailblanca	X				
<i>Zenaida macroura</i> Linnaeus	paloma huilota	X				
Mamíferos						
<i>Canis latrans</i> Say	coyote			X	X	
<i>Dasyopus novemcinctus</i> Linnaeus	armadillo	X	X	X		X
<i>Didelphys marsupialis</i> Linnaeus	tiacuache	X				
<i>Felis concolor</i> Linnaeus	puma			X		X
<i>Lepus californicus</i> Gray	liebre	X		X		
<i>Lynx rufus</i> Schreber	gato montés			X	X	X
<i>Mephitis É. Geoffroy Saint-Hilaire & Cuvier</i> sp.	zorrillo	X	X		X	
<i>Odocoileus virginianus</i> Zimmermann	venado	X		X		X
<i>Sciurus</i> Linnaeus spp.	ardilla	X				
<i>Sylvilagus</i> Linnaeus sp.	Conejo	X		X		
<i>Taxidea taxus</i> Schreber	tejón, tlalcoyote		X	X	X	X
<i>Urocyon cinereoargenteus</i> Schreber	zorra			X	X	X

CONCLUSIONES

La delimitación del AIHCMA permitió comprender las dinámicas del agua subterránea a través de las salidas superficiales: manantiales y ciénagas. La importancia histórica y cultural de la ciudad, vuelve una prioridad el conocimiento de las dinámicas hídricas para asegurar el futuro no sólo de la población que la habita, sino de sus actividades económicas y los ecosistemas asociados, que son los sitios que permiten en diferentes escalas de tiempo la infiltración del agua que se encuentra de forma subterránea.

De acuerdo a la literatura, se identificaron dos vías para el movimiento del agua subterránea: el medio fracturado en los conos volcánicos de la parte alta y el medio granular en los depósitos lacustres y abanicos aluviales de la parte media y baja de la sub-cuenca, lo cual indica condiciones complejas y heterogéneas del medio en el que se mueve el agua. El AIHCMA presenta montañas, planicies y fallas como estructuras tectónicas, que participan en la formación de sistemas de agua subterránea.

El estudio de las salidas superficiales del agua subterránea permitió un acercamiento al conocimiento del funcionamiento de los sistemas de flujo y los cambios que han influenciado su modificación o pérdida.

El inventario de manantiales en el AIHCMA mostró que éstos se presentan principalmente al sur de los conos volcánicos, asociados a puntos de contacto entre el medio rocoso y el aluvial-lacustre, fallas del norte de la Presa de Allende, sur de la Sierra de Los Cuarzos, Volcán La Joya y en la Falla de SMA. Esta ubicación y sus características, indican flujos locales de recorridos cortos y medios. El único manantial que se considera de tipo intermedio y termal fue el de Cieneguita, en la porción noroeste del AIHCMA.

En la investigación histórica y de campo a través de entrevistas, se encontró que dos de los manantiales con importancia histórica: El Chorro y El Tajo o Las Tinajas y la Ciénaga de Landeta están secos en la actualidad; la disminución del volumen de agua en el resto de las ciénagas y el cambio de caudal en varios de los manantiales de tipo helocrénico y limnocrénico, se relaciona con la extracción de agua en pozos agrícolas cercanos, los cuales representan el 85% de los aprovechamientos de agua subterránea en el área de influencia hidrológica.

La conservación de manantiales, puede lograrse a través de acciones en las diferentes zonas funcionales de recarga en la sub-cuenca, que ayuden a recuperar en diferentes escalas de tiempo el flujo subterráneo que los alimenta, a través del manejo de la biodiversidad, la conservación y aprovechamiento de la vegetación, la educación ambiental para relacionar procesos hidrológicos con el funcionamiento de la sub-cuenca.

REFERENCIAS

- AGUILAR-GARCÍA, R. 2008. *Utilización óptima de recursos: energía, agua, suelo e insumos en los sistemas de producción agropecuaria de regiones semiáridas*. Sitio Experimental Norte de Guanajuato, El Refugio, San Luis de la Paz. Informe técnico. 8 p.
- AGUILAR-GARCÍA, R. & M. A. ORTEGA-GUERRERO. 2017. Análisis de la dinámica del agua en la zona no saturada en un suelo sujeto a prácticas de conservación: implicaciones en la gestión de acuíferos y adaptación al cambio climático. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 34(2): 91-104
- AGUILAR-GARCÍA, R., M.L. GARCÍA-LEAÑOS & R. PAREDES-MELESIO. 2011. *Manejo agronómico de una microcuenca en el norte de Guanajuato, México: reflexiones y propuestas*. Folleto Técnico. 1ª. Reimpresión corregida y aumentada. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Centro de Investigación Regional Centro, Sitio Experimental Norte de Guanajuato, México. 40 p.
- AGUILAR-GARCÍA, R., I.A. SOTO-GUTIÉRREZ, J.G. MEDINA-TORRES, H. SUÁREZ-DOMÍNGUEZ, A. DONGHU ÁNGELES & S. REYES-RODRÍGUEZ. 2014. *Proyecto integral para el abasto sustentable de agua y forraje para la ganadería en Guanajuato*. Comité Estatal Sistema Productivo Bovinos Carne de Guanajuato. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), INCA Rural, Sistema Nacional de Capacitación y Asistencia Técnica Rural Integral (SINACATRI), México. 48 p.
- ALANIZ-ÁLVAREZ, S. A., A.F. NIETO-SAMANIEGO, M.A. REYES-ZARAGOZA, M.T. OROZCO-ESQUIVEL, A.C. OJEDA-GARCÍA & L.F. VASSALLO. 2001. Estratigrafía y deformación extensional en la región San Miguel de Allende-Querétaro, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 18(2): 129-148.
- BÁEZ-MONTES, O., E. VARGAS-COLMENERO, Y. F. ESTRADA-SILLAS & L. C. OROZCO-URIBE. 2012. La biodiversidad le pone sazón a Guanajuato. In: CONABIO (ed.). *La Biodiversidad de Guanajuato: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE). México, pp. 1- 446.
- BOTOSANEANU, L. 1998. *Studies in crenobiology: the biology of springs and springbrooks*. Backhuys, Leyden, The Netherlands. 261 p.
- BROWN, J., A. WYERS, A. ALDOUS & L. BACH. 2007. *Groundwater and biodiversity conservation: a methods guide for integrating groundwater needs of ecosystems and species into conservation plans in the Pacific Northwest*. The Nature Conservancy, U.S.A. 176 p.
- BRYAN, K. 1919. Classification of springs. *The Journal of Geology* 27(7): 522-561.
- CARRANZA-VELÁZQUEZ, J. A. 2010. *Propuesta de manejo sustentable de la ganadería extensiva en la microcuenca Guadalupe de Támula, Guanajuato*. Tesis de Maestría en Gestión Integrada de Cuencas, Universidad Autónoma de Querétaro. México. 129 p.
- CEAG (COMISIÓN ESTATAL DEL AGUA DE GUANAJUATO). 2018. Compendio del Agua Subterránea en Guanajuato. Gobierno del Estado, Dirección General de Planeación. Dirección de Estudios y Monitoreo. 428 p.
- CHÁVEZ, G. R. 1998. Estado actual del conocimiento del agua subterránea en el estado de Guanajuato. In: Castellanos, J.Z., J.J. Carrillo & C. Hernández (eds.). *Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas*. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. León, Guanajuato, pp. 19-28
- CNA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 1996. *Actualización del estudio geohidrológico de la cuenca de Laguna Seca, Guanajuato*. Informe técnico realizado por la empresa Proyectos Antares, S.A. de C.V. bajo el

- contrato GAS-011-96 para la Gerencia de Aguas Subterráneas de la Comisión Nacional del Agua, México, D. F. 201 p.
- DÍAZ DE GAMARRA-DÁVALOS, J. B. 1777. *Descripción de la Villa de San Miguel el Grande y su Alcaldía Mayor*. Amigos del Museo de San Miguel de Allende, A. C. México. 93 p.
- DURAZO, J. & R. N. FARVOLDEN. 1989. The groundwater regime of the Valley of Mexico from historic evidence and field observations. *Journal of Hydrology* 112: 171-190.
- ESRI (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, INC.) Redlands, CA. 2013. ArcGIS [software GIS]. Version 10.2.
- FREEZE, R. A. & J. A. CHERRY. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc. Estados Unidos. 604 p.
- GARCÍA-GARCÍA, E. 2006. *El agua en San Miguel de Allende, ayer, hoy y mañana*. Edición de Autor, San Miguel de Allende, Guanajuato. 179 p.
- GONZÁLEZ, P. 2004. *Geografía local del Estado de Guanajuato: Lecciones escritas para dar a conocer esta fracción de la República Mexicana a los profesores de instrucción primaria y a la juventud de la misma*. Ediciones La Rana, México. 700 p.
- GUTIÉRREZ-CZELAKOWSKA, D. 2008. Propuesta de conectividad de áreas críticas para el mantenimiento de la estructura y función de la cuenca San Miguel Allende. Tesis de maestría en Gestión Integrada de Cuencas, Universidad Autónoma de Querétaro. México. 144 p.
- H. AYUNTAMIENTO DE SAN MIGUEL DE ALLENDE. 2012. Programa de Ordenamiento Ecológico y Territorial del Municipio de San Miguel de Allende, Guanajuato. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Guanajuato. Número 88, Año XCIX, Tomo CL. Segunda Parte. 116 p.
- HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, M. A. 2010. Propuestas de manejo hídrico conjunto en la subcuenca Támula-Picachos, Guanajuato. Tesis de Maestría en Gestión Integrada de Cuencas, Universidad Autónoma de Querétaro. México. 223 p.
- HERNÁNDEZ-SANDOVAL, L., Y. PANTOJA-HERNÁNDEZ & M. MARTÍNEZ. 2012. Plantas útiles y distribución potencial de las forrajeras, medicinales y de uso múltiple. In: CONABIO (ed.). *La Biodiversidad de Guanajuato: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE). México. Tomo I, pp. 1- 446.
- IEE (INSTITUTO DE ECOLOGÍA DEL ESTADO DE GUANAJUATO). 2005. *Pozos extractores de agua del estado de Guanajuato*. Capa de datos geográficos. Ordenamiento Territorial del Estado de Guanajuato.
- INAFED (INSTITUTO NACIONAL PARA EL FEDERALISMO Y DESARROLLO MUNICIPAL). 2010. *Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México*. Disponible en línea en: <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/> (Consultado el 01 marzo 2015).
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA). 2005. *Cuaderno Estadístico Municipal, San Miguel de Allende Guanajuato, México*. Disponible en línea en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825001265> (consultado 01 de febrero 2015).
- INEGI. 2012. *Simulador de flujos de agua de Cuencas hidrográficas*. Disponible en línea en: http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/# (consultado el 01 febrero 2015).
- JOHNSON, K., 1977. *Do as the land bids: A study of Otomí resource use on the eve of irrigation*. PhD dissertation. Clark University, EEUU. 533 p.
- KRESIC, N. 2006. *Hydrogeology and groundwater modeling*. Taylor and Francis Group, U.S.A. 828 p.
- MEINZER, O. E. 1923. *The occurrence of groundwater in the United States with a discussion of principles*. U. S. Geological Survey Water-Supply Paper 849, Washington, D. C. 321 p.
- MEYBOOM, P. 1966. Groundwater studies in the Assiniboine River drainage basin: I. The evaluation of a flow system in south-central Saskatchewan. *Geological Survey Canada Bulletin* 139. 65 p.
- MORFI, F. DE A. 1778. *Viaje de indios y diario del Nuevo México*. Archivo General de la Nación, México. D. F. 154 p.
- NICHOLLS, C. I. & M. A. ALTIERI. 2015. *Cambio climático y agricultura campesina: impactos y respuestas adaptativas*. Cambio Climático.org. Disponible en línea en: <http://www.cambioclimatico.org/contenido/cambio-climatico-y-agricultura-campesina-impactos-y-respuestas-adaptativas> (consultado el 01 julio 2016).
- NIETO-SAMANIEGO, A. F., S. A. ALANIZ-ÁLVAREZ, M. CERCA-MARTÍNEZ. 1999. *Carta geológica-minera Celaya, escala 1:50,000*. Pachuca, Hidalgo. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Consejo de Recursos Minerales. 1 mapa con texto.
- ORTEGA-GUERRERO, A. 2009. Presencia, distribución hidrogeoquímica y origen del arsénico, flúor y otros elementos rastreados, disueltos en el agua subterránea a escala de la cuenca, tributaria de la Lerma-Chapala, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 26(1): 143-161.
- ORTEGA-GUERRERO, A. 2013. *La insustentabilidad del recurso agua en la Cuenca del Alto Río Laja, México: interacciones sociohidrológicas en un acuífero regional sobreexplotado con crecientes concentraciones de flúor, arsénico y sodio*. Memorias del Congreso Internacional de la American Geophysical Union. Cancún, México. 2 p.
- ORTEGA-GUERRERO, M. A. 2000. *Proyecto para el manejo sustentable del agua subterránea en la Cuenca de la Independencia, municipios de San José Iturbide, Dr. Mora, San Luis de la Paz y Dolores Hidalgo, San Miguel de Allende y San Diego de la Unión, Gto.* Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 104 p.
- ORTEGA, M. A., J. Z. CASTELLANOS, R. G. AGUILAR, A. VÁZQUEZ-ALARCÓN, E. R. ALANÍS, C. VARGAS & F. URRUTIA-E. 2002. A conceptual model for increases of sodium, SAR, alkalinity and pH at the Independence Aquifer in Guanajuato. *Terra* 20(2): 199-207.
- PALACIOS-VÉLEZ, E. & C. LÓPEZ-LÓPEZ. 2007. La sobreexplotación de las cuencas hidrológicas: el caso de la cuenca del río de La Laja, Guanajuato. In: Cotler, H. (ed.). *El Manejo Integral de Cuencas en México, estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México, pp 1- 347.
- PÉREZ-MUNGUÍA, R. M. 2004. Patrones y procesos determinantes para el establecimiento de las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos en manantiales cársticos de la Huasteca mexicana. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México. 460 p.

- PÉREZ-VENZOR, J. A., J. J. ARANDA-GÓMEZ, F. McDOWELL & J. G. SOLORIO-MUNGUÍA. 1996. Geología del Volcán Palo Huérfano, Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 13(2): 173-183.
- SADA, D. W. & K. F. POHLMANN. 2006. *Spring inventory and monitoring protocols*. Conference proceedings. Spring-fed Wetlands: Important scientific and cultural resources of the intermountain region, Reno. 69 p.
- SPITALE, D., M. LEIRA, N. ANGELI & M. CANTONATI. 2012. Environmental classification of springs on the Italian Alps and its consistency across multiple taxonomic groups. *Freshwater Science* 31(2): 563-574.
- TARANGO-ARÁMBULA, L. A. 2005. Problemática y alternativas de desarrollo de las zonas áridas y semiáridas de México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas* 4 (2): 17-21.
- TERRONES-RINCÓN, T. DEL R., C. GONZÁLEZ & S. A. RÍOS. 2004. *Arbustivas nativas de uso múltiple en Guanajuato*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Celaya, Guanajuato, México. 213 p.
- TOLEDO, V. M., J. CARABIAS, C. MAPES & C. TOLEDO. 1985. *Ecología y autosuficiencia alimentaria: hacia una opción basada en la diversidad biológica, ecológica y cultural de México*. Siglo XXI, México D. F. 118 p.
- TÓTH, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: an overview of the causes, processes and manifestations. *Hydrogeology Journal* 7(1): 1-14.
- TÓTH, J. 2000. Groundwater as a geological agent: an overview of the causes, processes and manifestations. *Hydrogeology Journal* 7(1): 1-14.
- TÓTH, J. 2009. *Gravitational systems of groundwater flow: theory, evaluation and utilization*. Cambridge University Press, U.S.A. 310 p.
- VILLA, F., M. A. WILSON, R. DE GROOT, S. FARBER, R. COSTANZA & R. M. J. BOUMANS. 2002. Designing an integrated knowledge base to support ecosystem services valuation. *Ecological Economics* 41: 445-456.

Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en el río Chicú, Cundinamarca, Colombia

Aquatic macroinvertebrates as water quality bioindicators in Chicú river, Cundinamarca, Colombia

María Teresa Rincón-Bello¹, Fabián Yesid Soler-Romero¹, Dayam Soret Calderón-Rivera², Ronal Jackson Sierra-Parada³
y Ángela María Jaramillo-Londoño²

Recibido: 08 de agosto de 2018.

Aceptado: 02 de diciembre de 2020.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes: Estudios realizados en la última década determinaron una evidente perturbación ambiental del río Chicú a causa del incremento demográfico en la zona y a actividades como ganadería y agricultura que ejercen presión antrópica sobre el cuerpo hídrico mediante las descargas de sus residuos líquidos al mismo. **Objetivos:** Determinar la calidad del agua del río Chicú con ayuda de índices bióticos (BMWP, ASPT y ABI) con base en macroinvertebrados acuáticos y analizar su relación con parámetros físicoquímicos monitoreados en los mismos sitios de muestreo biológico. **Métodos:** Los muestreos fueron realizados en cuatro sitios distribuidos a lo largo de la cuenca y en tres temporadas climáticas (de baja precipitación, de precipitación media y de alta precipitación). Se calcularon índices bióticos (BMWP, ASPT y ABI), índices de diversidad y se analizaron parámetros físicoquímicos. El análisis de resultados se llevó a cabo mediante un análisis de correspondencia canónica con el fin de determinar la correlación existente entre las diferentes variables e índices. **Resultados:** Se identificaron 9 órdenes, 15 familias y 7093 individuos en los cuatro sitios, encontrando que la mayor cantidad de individuos pertenecen a las familias Sphaeriidae (49,71%) y Physidae (21,83%). A partir de los índices y las variables analizadas se determinó que la calidad del agua del río está enmarcada en un rango que va de “moderadamente contaminado” a “fuertemente contaminado”. Mediante el análisis de correspondencia canónica se observó una agrupación particular de ciertas familias identificadas con los parámetros oxígeno disuelto y pH. **Conclusiones:** La calidad del agua en el río Chicú presenta un comportamiento decreciente desde la parte alta de la cuenca (primer sitio de muestreo) a la parte baja (cuarto sitio de muestreo), las variables oxígeno disuelto y pH son las que denotan una mayor sensibilidad en cuanto a la presencia de ciertas familias de macroinvertebrados acuáticos en el río.

Palabras clave: estado ecológico, índices bióticos, correspondencia canónica, macroinvertebrados acuáticos, calidad del agua, río Chicú

¹ Auxiliar de investigación-Semillero de investigación Recurso Hídrico y Territorio, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás. Cra. 9 #51-11, 587 87 97, Bogotá, Colombia

² Docente-Semillero de investigación Recurso Hídrico y Territorio, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás. Cra. 9 #51-11, 587 87 97, Bogotá, Colombia

³ Docente-Semillero de investigación iLand, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás. Cra. 9 #51-11, 587 87 97, Bogotá, Colombia

***Corresponding author:**

Fabián Yesid Soler-Romero: e-mail: fabiansoler@usantotomas.edu.co

To quote as:

Rincón-Bello, M. T., F. Y. Soler-Romero, D. S. Calderón-Rivera, R. J. Sierra-Parada & Á. M. Jaramillo-Londoño. 2021. Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en el río Chicú, Cundinamarca, Colombia. *Hidrobiológica* 31 (1): 17-29.

DOI:10.24275/uam/izt/dcb/hidro/2021v31n1/Rincon

ABSTRACT

Background: Studies carried out in the last decade identified an evident environmental disturbance of the Chicú river on the basis of demographic increase in the zone and activities as agriculture and livestock rearing that exert anthropic pressure over the water source through waste water discharges. **Goals:** Determine the water quality of the Chicú river with the help of biotic indexes (BMWP, ASPT and ABI) based on aquatic macroinvertebrates and analyze their relationship with physical and chemical parameters monitored in the same biological sampling sites. **Methods:** Sampling took place in four sites distributed along the river and in three intensity-based rainy seasons (low-rain season, middle-rain season, and high-rain season). Biotic indexes (BMWP-Col, ASPT and ABI), and diversity indexes were calculated, and physicochemical parameters in the water were analyzed. Canonical Correspondence Analysis were applied to determine the correlation between indexes, families and parameters. **Results:** Nine orders, 16 families and 7,094 individuals were identified in the sampling sites, it was found that the highest abundance of individuals belongs to the families Sphaeriidae (49,71%) and Physidae (21,83%). The values of the indexes BMWP and ABI showed that the water quality

averaged from “moderately polluted” to “strongly polluted”; canonical correspondence analysis showed a specific grouping of dissolved oxygen and pH with some identified families. **Conclusions:** Water quality in the Chicú river had a decreasing trend from the high (site 1 of sampling) to the low zone (site 4 of sampling) of the basin. The parameters dissolved oxygen and pH are the ones that reflect a higher sensitivity to adaptability of some families of aquatic macroinvertebrates in the river.

Keywords: ecological state, biotic indexes, canonical correspondence, aquatic macroinvertebrates, water quality, Chicú river

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas dulceacuícolas tienen gran relevancia para el bienestar del ser humano por los servicios ecosistémicos que ofrecen, como son el abastecimiento, progreso económico, y uso recreacional y cultural; pero de forma simultánea continuamente se ven sometidos a diversas presiones antrópicas (Meza *et al.*, 2012).

Estos ecosistemas se destacan por poseer biodiversidad rica y variada de peces y otros vertebrados, y una mayor diversidad de invertebrados, plantas y algas. En Colombia, un gran número de ríos y otros sistemas acuáticos continentales, sobre todo en la región Andina, en donde se concentra la mayor parte de la población del país, están sometidos a diversos impactos antrópicos que se relacionan en gran medida con cambios en la cobertura vegetal y uso de suelo, lo cual condiciona la calidad y volumen de agua en los cuerpos hídricos y el suministro de bienes y servicios ecosistémicos para la sociedad (Guevara, 2014).

La subcuenca del río Chicú hace parte de la cuenca alta del río Bogotá localizada en la sabana de Bogotá, en este territorio se realizan actividades económicas como el cultivo de flores, hortalizas y ganadería y a su vez esta zona comprende las áreas urbanas de los municipios de Tenjo y Tabio (Cundinamarca), estas actividades económicas afectan los ecosistemas dulceacuícolas de la cuenca. De igual manera, el río cuenta, principalmente en la zona rural, con una red de aguas superficiales denominada “vallados” que inicialmente eran usados para la escorrentía de aguas de la zona alta, pero que con el tiempo y debido a la falta de conciencia por parte de la comunidad, han sido implementados para la disposición de residuos sólidos y vertimientos de aguas residuales de fuentes domésticas y agropecuarias, lo que genera taponamientos en los cauces y por consiguiente inundaciones en épocas de altas precipitaciones. Otra problemática que afecta el río, son las malas prácticas pecuarias presentes en la mayoría de predios ganaderos (Gonzalez & Bulla, 2018).

Así mismo, según Rodríguez & Beltrán (2015) el municipio de Tenjo produce 44 litros por segundo (l/s) de aguas residuales, de los cuales solo 21 l/s son tratados, y 23 l/s están siendo evacuados de manera directa al caudal del río Chicú, que atraviesa el municipio. Las aguas no tratadas que finalmente llegan al río Chicú, no están cumpliendo con los objetivos de calidad de agua, contribuyendo a su vez a la contaminación y deterioro del río Bogotá.

Actualmente la bioindicación, con base en macroinvertebrados acuáticos, es considerada uno de los mejores métodos para determinar la calidad del agua, debido a que integra diferentes componentes del ecosistema que están en la capacidad de dar respuesta a las alteraciones ocasionadas por actividades humanas (Meza *et al.*, 2012). Los integrantes de esta comunidad son sensibles a la contaminación orgánica y

la degradación del hábitat, por tal razón, en la evaluación ambiental del recurso hídrico es valioso su potencial como bioindicadores de calidad del agua (Merritt & Cummins, 1996).

Debido a los problemas ambientales que presenta el río Chicú, esta investigación busca analizar la calidad del agua del río y su relación con la influencia antrópica que recibe, y que esta información facilite la toma de decisiones por parte de entidades territoriales en cuanto a la gestión, uso y conservación de este cuerpo de agua. Este proyecto tuvo una duración de un año y cuatro meses e involucró la planeación y formulación de metodologías y planes de trabajo, visitas a campo que incluyeron toma de muestras en cada uno de los sitios de estudio, trabajo analítico en laboratorio, estructura y análisis de resultados y desarrollo del presente artículo.

Área de estudio: El proyecto se realizó en la subcuenca del río Chicú, que comprende parte de los municipios de Tabio y Tenjo, zona ubicada a aproximadamente 37 km de la ciudad de Bogotá (Figura 1). El río nace en el municipio de Tabio, en el lugar denominado cuchilla de Paramillo, donde recibe las aguas de las quebradas Honda, Santa Librada y Cuzá, atraviesa también el municipio de Tenjo donde recibe las aguas de las quebradas Garay, Chince, Tiguase y la Chucua, finalmente, desemboca en el río Bogotá a la altura del municipio de Cota (Empresa de servicios públicos Emsertenjo, 2018).

Se establecieron 4 sitios de muestreo distribuidos de manera estratégica a lo largo del río, con el objetivo de analizar el cambio en la calidad del agua conforme se presentan alteraciones de origen antrópico en relación con el uso y cobertura de suelo y actividades que implican descargas de aguas servidas en el cuerpo hídrico. El muestreo se realizó en el año 2017 y se tomaron muestras en tres temporadas climáticas distintas: el muestreo 1 se realizó en el mes de julio (correspondiente a temporada seca con precipitación media de 50 mm), el muestreo 2 en el mes de septiembre (temporada intermedia) y el último muestreo en octubre cuando las lluvias llegan a su intensidad máxima (Molano, 1997).

El sitio 1 de muestreo se localiza en la parte alta de la cuenca y recibe las descargas de aguas residuales provenientes del municipio de Tabio, y de cultivos que descargan sus residuos líquidos al cauce. Los sitios 2 y 3 tienen una separación longitudinal de 150 m, en el sitio 2 hay vertimientos domésticos y de un aserradero, y aguas abajo, en el sitio 3 se encuentra un predio con producción agrícola y ganadera. Finalmente, el sitio 4 se ubica en la parte inferior de la cuenca y recibe descargas de aguas residuales domésticas y aquellas derivadas de la ganadería y cultivos circundantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolección de muestras e identificación: En cada sitio de muestreo se delimitó un tramo de 10 m de longitud sobre el costado del cauce, en el cual se hizo un barrido a contracorriente, con una red tipo D-net de 250 micras de ojo de malla y un esfuerzo de muestreo de 10 minutos en cada orilla. Los macroinvertebrados fueron recolectados a partir de la vegetación ribereña, lodos, rocas y troncos (Roldán-Pérez, 1996).

Los ejemplares capturados fueron fijados en frascos de vidrio con alcohol industrial al 70% para su preservación y posterior análisis en el laboratorio. Se realizó la medición *in situ* de parámetros fisicoquímicos con una sonda multiparamétrica Hannah HI 2829, en los mismos sitios de muestreo biológico. Para la identificación y cuantificación de los

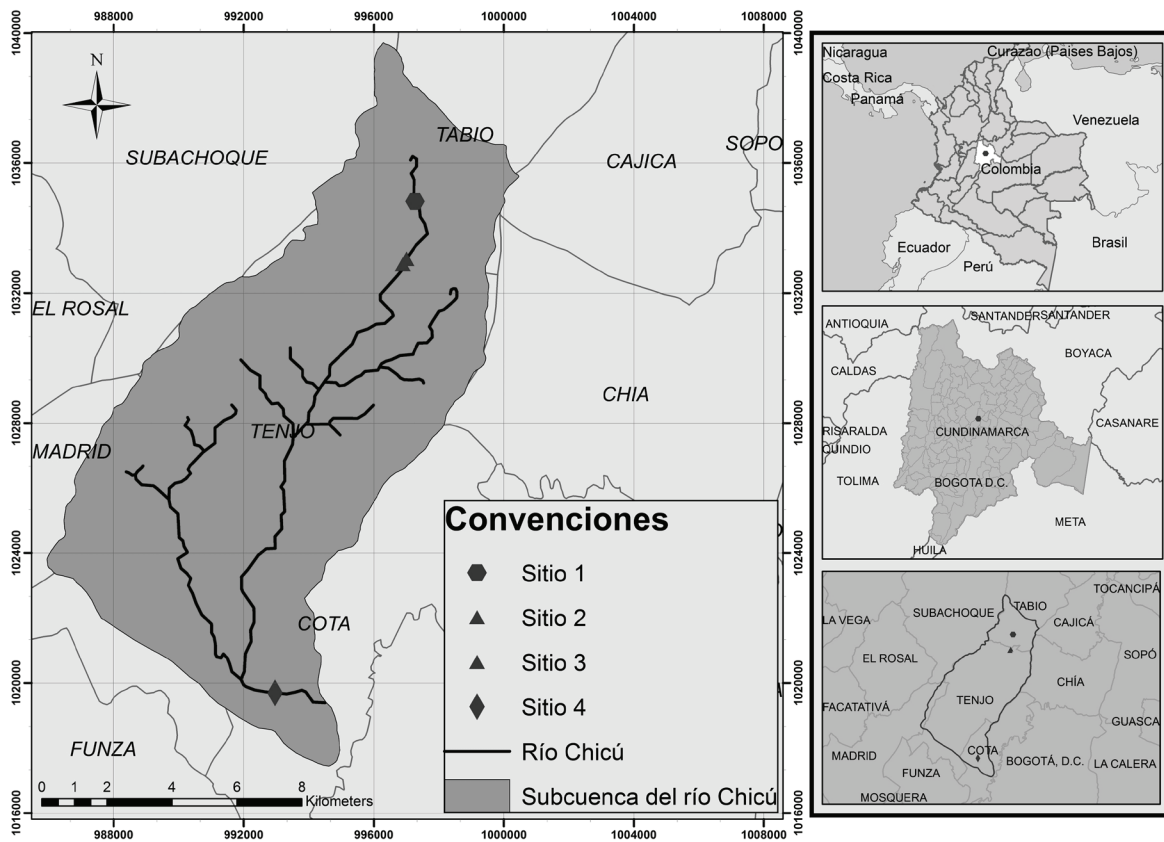


Figura 1. Mapa de localización del río Chicó (Cundinamarca) y los cuatro sitios de muestreo.

Fuente: Elaboración propia.

macroinvertebrados, se realizó una limpieza de las muestras con el fin de separar los organismos y los restos de materia orgánica. La identificación se hizo con ayuda de un estereoscopio KONUS Biorex-2 y claves taxonómicas especializadas de Roldán-Pérez (1996) y Arango-Alvarez (2005). Se observaron las características de cada individuo y se identificaron al nivel de familia, y se registró el número de individuos de cada familia por sitio y réplica de muestreo.

Análisis de datos: Los macroinvertebrados identificados se agruparon por phylum, clase, orden y familia. El conteo de individuos se hizo con la finalidad de calcular la diversidad y abundancia de cada uno de los grupos definidos. Para determinar la validez de los muestreos llevados a cabo, se realizó una curva de acumulación de familias a través del Software EstimateS versión 9.1.0, basada en el número de muestreos y la cantidad de familias encontradas. Así mismo, con la finalidad de determinar la diversidad y dominancia de los organismos identificados, se calcularon índices de dominancia de Simpson, y de equidad de Shannon-Wiener para cada sitio y temporada.

En cuanto a la bioindicación se aplicaron tres índices de calidad que involucran la presencia de familias de macroinvertebrados, entre ellos el BMWP-Col (Biological Monitoring Working Party) modificado para Colombia por Roldán-Pérez (1996), que es un método simple y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados. El método sólo requiere llegar al nivel de familia y los datos

son cualitativos (presencia o ausencia). El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes individuos a la contaminación orgánica. Las familias más sensibles reciben un puntaje de 10; en cambio, las más tolerantes a la contaminación reciben una puntuación de 1 (Armitage, 1992). La suma de los puntajes de todas las familias proporciona el valor total del índice BMWP-Col (Roldán, 2016). Los demás índices de análisis fueron ASPT (Average Score per Taxon), que se calcula dividiendo la puntuación total del BMWP-Col en el número de los taxones calificados en la muestra, lo cual expresa el promedio de indicación de calidad del agua que tienen las familias en un sitio determinado; y ABI (Andean Biotic Index) que es un índice basado en el BMWP y se aplica en zonas de los Andes sobre los 2000 m.s.n.m (Cordero-Ledergerber, 2015).

Los datos obtenidos en los cálculos de los índices de calidad, diversidad y dominancia y los parámetros fisicoquímicos monitoreados en campo fueron sometidos a una prueba de Kruskal-Wallis, que es un método no paramétrico que evalúa si dos o más muestras se extraen de la misma distribución y si las diferencias entre sus datos son estadísticamente significativas o no (Zhang & Sun, 2017). Los mismos datos fueron usados para realizar un diagrama de cajas y bigotes por cada variable a nivel espacial y temporal, es decir cada variable fue graficada con sus valores a nivel de sitio y temporada de muestreo, con la finalidad de observar la distribución y tendencia que presentan los datos.

Finalmente, por medio del software Rstudio versión 1.3.1073, se realizó un ACC (Análisis de Correspondencia Canónica), que es una técnica de análisis de datos que extrae la estructura de correlación multidimensional entre dos conjuntos de variables (Qinjin & Qin, 2017). El ACC fue empleado para determinar la correlación existente entre los parámetros fisicoquímicos, los índices de calidad, las familias identificadas y los índices de Shannon y de Simpson, en cada uno de los sitios y temporadas de muestreo, a partir de bases de datos estructuradas por sitios y por temporada de muestreo.

Con el fin de determinar la relación existente entre el uso y cobertura de suelo, la calidad determinada a partir de los índices, lo observado en campo y los análisis correspondientes a cada uno de los sitios de muestreo, se realizó un mapa que ilustra las condiciones del suelo de la subcuenca del Río Chicú, a través del Software ArcGIS versión 10.5, implementando un archivo Shapefile con datos relacionados al uso y cobertura de suelo (SIGOT, 2018).

RESULTADOS

Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos: En las tres temporadas de recolección de muestras, los sitios de muestreo se caracterizaron por una hidrodinámica lenta, con bajas velocidades y flujo poco turbulento, con abundante presencia de vegetación sumergida y lodo.

Se identificaron 16 familias pertenecientes a 9 órdenes, 5 clases y 3 phyla para un total de 7094 individuos en los cuatro sitios y en las tres temporadas de muestreo (Tabla 1).

El sitio 1 presentó la mayor abundancia de familias y el menor número de individuos en comparación a los demás. La familia Erpobdellidae (sanguijuelas) es la que registró mayor abundancia.

El sitio 2 presentó un mayor número de individuos que el 1, y se ve una disminución paulatina en cuanto al número de familias encontradas. Physidae (caracoles) y Sphaeriidae (almejas) fueron las familias con mayor abundancia en este sitio. En el sitio 3 se ve una disminución del número de individuos presentes, en comparación con el sitio 2, pero las familias y la cantidad de estas fue muy similar.

El sitio 4 fue el que presentó el menor número de familias, pero la cantidad de individuos fue mayor. La familia Sphaeriidae fue la que registró mayor abundancia en este sitio.

Se puede observar que la primera temporada (baja precipitación) presentó el menor número de individuos, y en la tercera temporada (alta precipitación) se observó una mayor cantidad de individuos que en las demás.

El número más alto de individuos encontrados pertenece a la familia Sphaeriidae, con un 49,71% sobre el total de la población muestreada. Physidae fue la segunda familia con mayor cantidad de individuos presentes, con un 21,83%, y aunque es un porcentaje significativo en comparación con el resto de familias, aún sigue siendo aproximadamente la mitad de la abundancia que posee la familia Sphaeriidae (Figura 2). De igual manera, la Tabla 1 describe cómo estas dos familias con mayor abundancia están presentes en casi todos los sitios y temporadas de muestreo.

Tabla 1. Clasificación taxonómica de los individuos identificados (M: Temporada de muestreo; P: Sitio de muestreo).

PHYLUM	CLASES	ORDEN	FAMILIAS	M1				M2				M3				
				P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	
Annelida	Clitellata	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	0	195	18	0	345	15	0	61	46	205	17	2	
		Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	5	0	0	0	4	0	0	4	4	29	3	0	
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	58	0	76	15	3	21	14	710	12	409	34	197	
			Planorbidae	36	0	19	44	0	17	4	40	0	101	23	32	
	Bivalvia	Venerida	Sphaeriidae	54	2	12	374	1	45	21	1020	0	500	62	1436	
			Gammaridae	0	0	0	0	0	0	0	38	0	52	1	97	
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	52	25	9	0	62	0	0	50	63	69	6	24	
			Ephydriidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
	Insecta	Diptera	Chironomidae	137	6	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0
			Notonectidae	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	
			Hemiptera	Corixidae	0	0	0	0	8	0	0	3	3	1	0	0
Aeshnidae	0	0		0	0	0	0	0	0	2	0	0	0			
Coleoptera	Odonata	Hydrophilidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0		
		Dytiscidae	2	0	0	0	5	0	0	0	14	0	0	0		

Fuente: Elaboración propia.

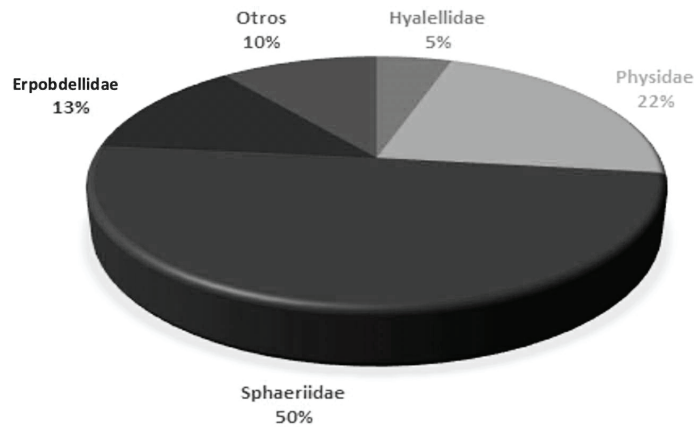


Figura 2. Abundancia de familias.

Fuente: Elaboración propia.

Curva de acumulación: A través del Software EstimateS se obtuvo la curva de acumulación de familias de macroinvertebrados, con el fin de evaluar la eficiencia del muestreo realizado, al verificar que el número de muestras fuese representativo. En el eje X se muestra el esfuerzo de muestreo efectuado (12 unidades de esfuerzo), y el eje Y representa el número de familias encontradas para cada nivel de muestreo dado (16). Cuanto mayor es el esfuerzo de muestreo, mayor es el número de taxones recolectados, así mismo las 16 familias muestreadas se encuentran dentro del intervalo de confianza con un límite superior de 21 familias y uno inferior de 12, lo que indica que el tamaño de muestra fue suficiente y representativo, así como también el número de muestreos realizados (Figura 3).

en la tabla 2, los cuales oscilan entre 0.1866 y 1.8831, un indicio de que la diversidad de familias presente en el río Chicú es baja y que se presenta alta dominancia en la mayoría de los sitios y temporadas de muestreo, ya que según Moreno (2001) para el índice de Simpson, los valores dentro del rango de 0-0.5 indican “muy baja diversidad o “muy alta dominancia” y los que se encuentran en el rango >0.5–0.7 caracterizan “baja diversidad” o “alta dominancia”, y en la Tabla 2 se puede observar cómo los valores en las tres temporadas de muestreo y en los cuatro sitios oscilan entre 0.2 y 0.7, lo que hace referencia a aguas con alta dominancia; de igual manera se establece que para el índice de Shannon, los ecosistemas con valores ≤ 1 representan comunidades con “muy baja diversidad” y los que se encuentran entre $>1-1.8$ corresponden a comunidades con “baja diversidad”, y en la Tabla 2 se pueden observar valores entre 0.5 y 1.8, lo que determina aguas con baja diversidad en el cuerpo hídrico objeto de estudio.

Índices de diversidad: Los valores obtenidos en el cálculo de los índices de diversidad de Shannon-Wiener y de Simpson se muestran

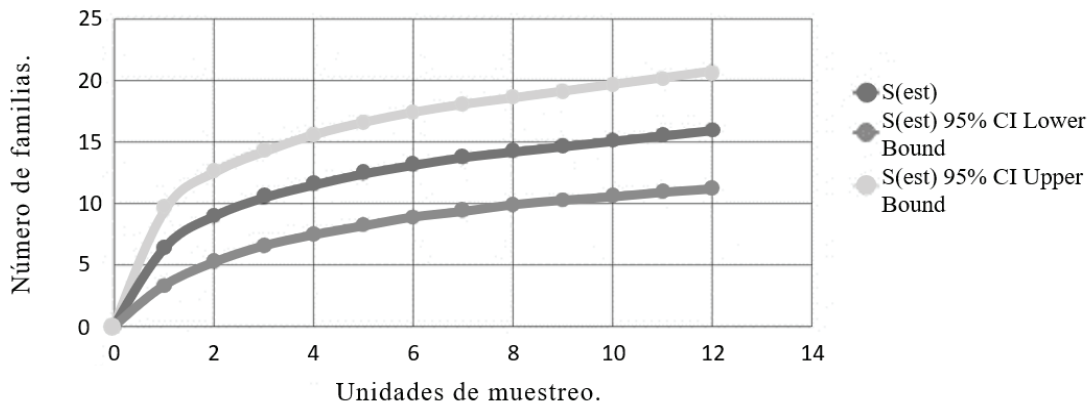


Figura 3. Curva de Acumulación de familias.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Valores resultantes de Índices de Diversidad.

MUESTREO	SITIO	Diversidad de Shannon-Wiener	Dominancia de Simpson
1	1	1,5860	0,2443
	2	0,5134	0,7443
	3	1,2657	0,3724
	4	0,4754	0,7576
2	1	0,7432	0,6560
	2	1,8831	0,1866
	3	0,9347	0,4293
	4	1,0933	0,4184
3	1	1,6714	0,2594
	2	1,6048	0,2517
	3	1,4897	0,2751
	4	0,7147	0,6606

Fuente: Elaboración propia.

En particular, el sitio 1, ubicado en el municipio de Tabio, presentó la mayor diversidad pero su puntaje hace que se categorice como “alta dominancia”, a pesar de que es donde se presentó menor dominancia en toda el área de estudio. El sitio 2 mantuvo esta tendencia, sin embargo, presentó una disminución en cuanto a la diversidad. Los sitios 3 y 4 son los que presentaron la mayor dominancia, clasificándose como “muy alta dominancia” y a su vez con “muy baja diversidad”.

Calidad de agua: Para la determinación de la calidad de agua en los cuatro sitios y en las tres temporadas, se calcularon los índices bióticos BMWP-Col (Biological Monitoring Working Party-Colombia), ABI (Andean Biotic Index) Y ASPT (Average Score per Taxon).

Índice biótico BMWP-Col: En la figura 4 se observa la variación de la calidad del agua a lo largo de los sitios y en su respectiva temporada

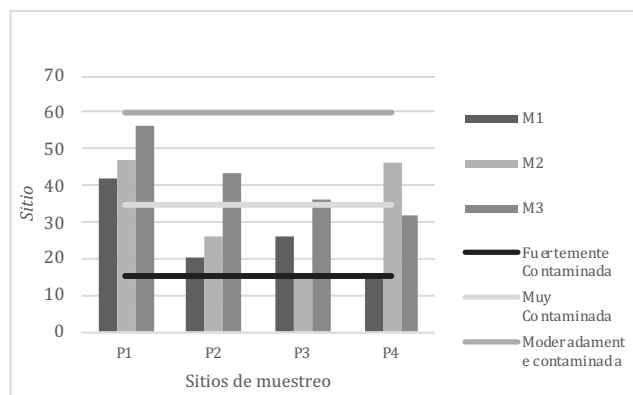


Figura 4. Valores del índice BMWP.

(Biological Monitoring Working Party for Colombia) en el periodo de muestreo.

Fuente: Elaboración propia.

de muestreo. El sitio 1, en las tres temporadas de muestreo, presentó una calidad de agua con una contaminación menor que los demás, categorizado como “moderadamente contaminado”. El sitio 2 mostró una disminución de calidad con respecto al 1, clasificando sus aguas como “muy contaminadas”.

El sitio 3 y el sitio 4 presentaron los valores más bajos de calidad, pero en particular el sitio 4 fue el que presentó las peores condiciones de calidad, pues en la primera temporada de muestreo, sus aguas llegaron a ser “fuertemente contaminadas”.

El muestreo 1 tuvo las peores características de agua en comparación con el segundo y el tercero, de igual forma se puede observar que no existe ningún sitio en ninguna temporada de muestreo donde el agua haya presentado condiciones de calidad aceptables. En general se presentaron valores que oscilan entre 16 y 56, lo que indica que el agua del río se caracteriza por presentar mala calidad.

Índice ASPT (Average Score per Taxon): Los valores del índice ASPT indican una mejor calidad de agua con respecto a los otros índices aplicados; de acuerdo con este índice en la mayor parte de los sitios de muestreo se presentaron características de agua moderadamente contaminada.

Índice ABI (Andean Biotic Index): Los valores del índice ABI, presentaron una tendencia muy similar a la del índice BMWP-Col. La Figura 5 muestra la variación del índice ABI a lo largo de los cuatro sitios en su respectiva temporada.

El sitio 1 presentó condiciones de agua categorizada como “regular”, aun así, es el que presenta mejores condiciones de calidad de agua con respecto a los demás. Para el sitio 2, como también lo indicó el índice BMWP-Col, se evidenció una disminución de la calidad de agua, llegando a catalogarse como “mala”. El sitio 3 presentó una calidad de agua “muy mala” en la segunda temporada de muestreo, pero en las demás su categorización fue de “mala” calidad. El sitio 4 fue el que presentó las peores condiciones de calidad, caracterizando el agua como de “mala calidad”. Con este índice también se observa la misma tendencia decreciente evidenciada para el BMWP-Col, de tal manera que la primera temporada (muestreo 1) presentó las peores características de calidad del agua, y la tercera temporada (muestreo 3) las mejores.

Prueba de Kruskal-Wallis: Con el fin de determinar las diferencias estadísticas existentes para cada uno de los valores correspondientes a cada variable, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, relacionando dichas variables tanto a nivel espacial como temporal. En general, no se observaron diferencias estadísticamente significativas para la mayoría de las variables; la única que presentó tales diferencias fue el pH, para el cual se observó una diferencia estadísticamente significativa con un valor de significancia de 0.0218 (Tabla 4); esto indica que los valores de pH tuvieron una alta variación entre cada temporada. A pesar de que la variable saturación de oxígeno disuelto arrojó un valor de diferencia menor a 0.05 (valor umbral), se considera que, por su alta cercanía a este valor, presenta diferencias estadísticamente significativas a nivel espacial (0.082), es decir, que los valores de oxígeno disuelto son diferentes significativamente entre cada sitio.

Diagramas de cajas y Bigotes: La figura 6 muestra el comportamiento temporal y dispersión de los datos de las variables físicoquímicas, índices bióticos e índices de diversidad y dominancia. Se puede ob-

Tabla 3. Valores del Índice ASTP (Average Score per Taxon) en el periodo de muestreo.

	INDICE ASTP			
	P1	P2	P3	P4
M1	5,3	5	5,2	5,33
M2	5,1	5,2	5,3	5,1
M3	5,1	4,78	5,1	5,3

Fuente: Elaboración propia.

servar la tendencia de los datos y su rango de dispersión en las tres temporadas de muestreo con relación a cada una de las variables analizadas. En particular a nivel temporal se observa que las variables tienen relativamente alta dispersión, pero la tendencia no es clara y varía ampliamente.

Los paneles A y B (índice de Shannon y de Simpson, respectivamente) presentan un comportamiento contrario debido a que son índices que representan características opuestas (riqueza y dominancia), los paneles C y E, índices bióticos BMWP y ABI, denotan un comportamiento de aumento de la calidad del agua de la primera a la tercera temporada de muestreo. Los parámetros pH y oxígeno disuelto ilustrados en los paneles F y H, respectivamente, presentan un alza en sus valores, del primero al último muestreo, lo cual concuerda con la tendencia de calidad observada en los índices bióticos BMWP y ABI. Para la variable de pH, en particular, se puede observar que presenta baja dispersión en sus datos.

Tabla 4. Valores de significancia para cada variable.

Obtenidos a través de la prueba de Kruskal - Wallis.

VARIABLE	Valores de Significancia	
	Sitios	Muestreo
SHANNON	0.3395	0.4374
SIMPSON	0.3395	0.6677
BMWP	0.1824	0.2578
ASTP	0.4415	0.3699
ABI	0.3809	0.1571
pH	0.8865	0.0218
T	0.5857	0.4699
OD	0.354	0.122
OD_SATURACIÓN	0.08238	0.2189
TDS	0.2815	0.5004
TURBIEDAD	0.08199	0.4299
CONDUCTIVIDAD	0.2815	0.5004
ORP	0.5566	0.7939
SALINIDAD	0.2425	0.8285

Fuente: Elaboración propia.

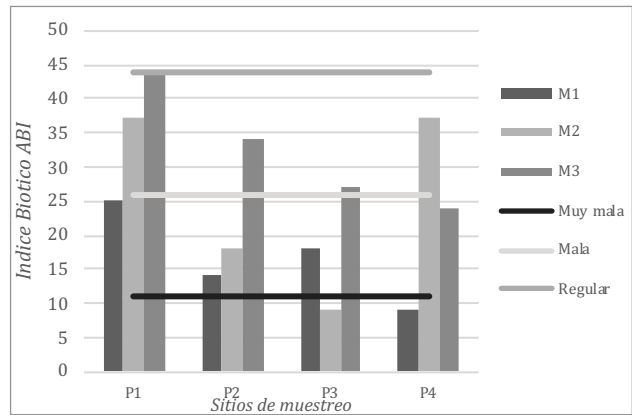


Figura 5. Variación del Índice ABI (Andean Biotic Index).

Fuente: Elaboración propia.

La figura 7 presenta los paneles que indican el comportamiento espacial de las diferentes variables objeto de estudio: índices y parámetros físicoquímicos, relacionándolos con los cuatro sitios de muestreo presentes en cada uno de los diagramas. En estos esquemas se observa que existe menor dispersión de los datos y una variación de estos más clara. En los paneles C y D se observa una tendencia de disminución de calidad del primero al último sitio de muestreo, los índices de diversidad y dominancia, como es de esperar, describen un comportamiento contrario, es decir, el índice de Shannon (diversidad) presenta una tendencia decreciente del primero al último sitio de muestreo y el índice de Simpson (dominancia) un comportamiento creciente del primero al último sitio. De acuerdo con los paneles H, J, L, N se observa una tendencia contraria entre los valores monitoreados de oxígeno disuelto y las variables TDS (sólidos disueltos), conductividad y salinidad enmarcados en una variación espacial.

Análisis de correspondencia canónica: Para determinar la relación existente entre las familias identificadas y los parámetros físicoquímicos monitoreados, se realizó un análisis de correspondencia canónica (Figura 8), con ayuda del software RStudio en el que fueron incluidos los índices de calidad, diversidad, y dominancia calculados. A nivel general, las variables incluidas en la gráfica obtuvieron alta variación, ya que entre más alejadas del eje central se encuentren, mayor variación presentan y por ende se puede describir su comportamiento.

Se observa en el cuadrante superior derecho, que el muestreo dos en el primer sitio, presenta correlación con las variables oxígeno disuelto (OD) y turbiedad, de igual manera se ve la distribución de las familias Hyalellidae, Erpobdellidae y Corixidae, las cuales son afines y subsisten en dichas condiciones. En este mismo cuadrante se puede observar la presencia del índice BMWP, lo que hace referencia a una relación con el OD y las familias presentes. De igual forma, se puede observar en el cuadrante inferior derecho, valores opuestos a los parámetros sólidos totales disueltos, salinidad y conductividad presentes en el muestreo 3 y sitio 1, lo cual indica condiciones de calidad afines a las familias Planorbidae, Physidae y Glosiponidae, las que se encuentran presentes en este mismo cuadrante. En el cuadrante superior izquierdo se evidencian características opuestas a las variables OD, pH y temperatura, lo que se relaciona con la presencia de las familias Sphaeriidae, Gammaridae y Chironomidae. Se puede observar que la ubicación de los índices Shannon y Simpson es inversa, así como el índice ASPT y ABI.

A nivel espaciotemporal, se observa que en el muestreo 2, la temporada de precipitación media, se caracteriza por presentar los valores monitoreados más altos de conductividad y salinidad. De igual manera, la temporada de lluvias bajas (M1) presenta los mayores valores de OD en comparación con las otras temporadas.

Cobertura de suelo: En la Figura 9 se observa que las zonas aledañas al cauce del río Chicú tienen predominancia por territorios agrícolas y en menor medida por pastizales en los que se desarrollan actividades como ganadería. El sitio 1 se encuentra bajo una influencia antrópica que determina en gran medida la calidad del agua, debido a la ganadería y floricultura allí desarrollada, actividades cuyos residuos líquidos van a parar al cuerpo de agua. Los sitios 2 y 3 se encuentran bajo la influencia ganadera y de vertimientos domésticos de recintos rurales que vierten sus aguas residuales al cauce sin un tratamiento adecuado. El último sitio de muestreo ubicado en la parte baja de la cuenca, pre-

senta condiciones de cobertura de suelo similar en cuanto a pastizales y ganadería circundante y vertimientos de origen doméstico, sitio en el que se presenta una calidad del agua inferior.

DISCUSIÓN

A nivel espacial, el sitio 1 es el que tiene mejores condiciones de calidad de agua en comparación con los demás sitios de muestreo, puesto que los parámetros fisicoquímicos monitoreados allí también indican agua con menor contaminación, debido a que es en donde se presentan mayores concentraciones de oxígeno disuelto y el sitio se localiza a una mayor altitud en la cuenca, además de que no está sometido a toda la carga contaminante que recibe el río aguas abajo y presenta condiciones hidráulicas favorables. Dichas condiciones podrían incidir en el mantenimiento de variables necesarias para la supervivencia de las

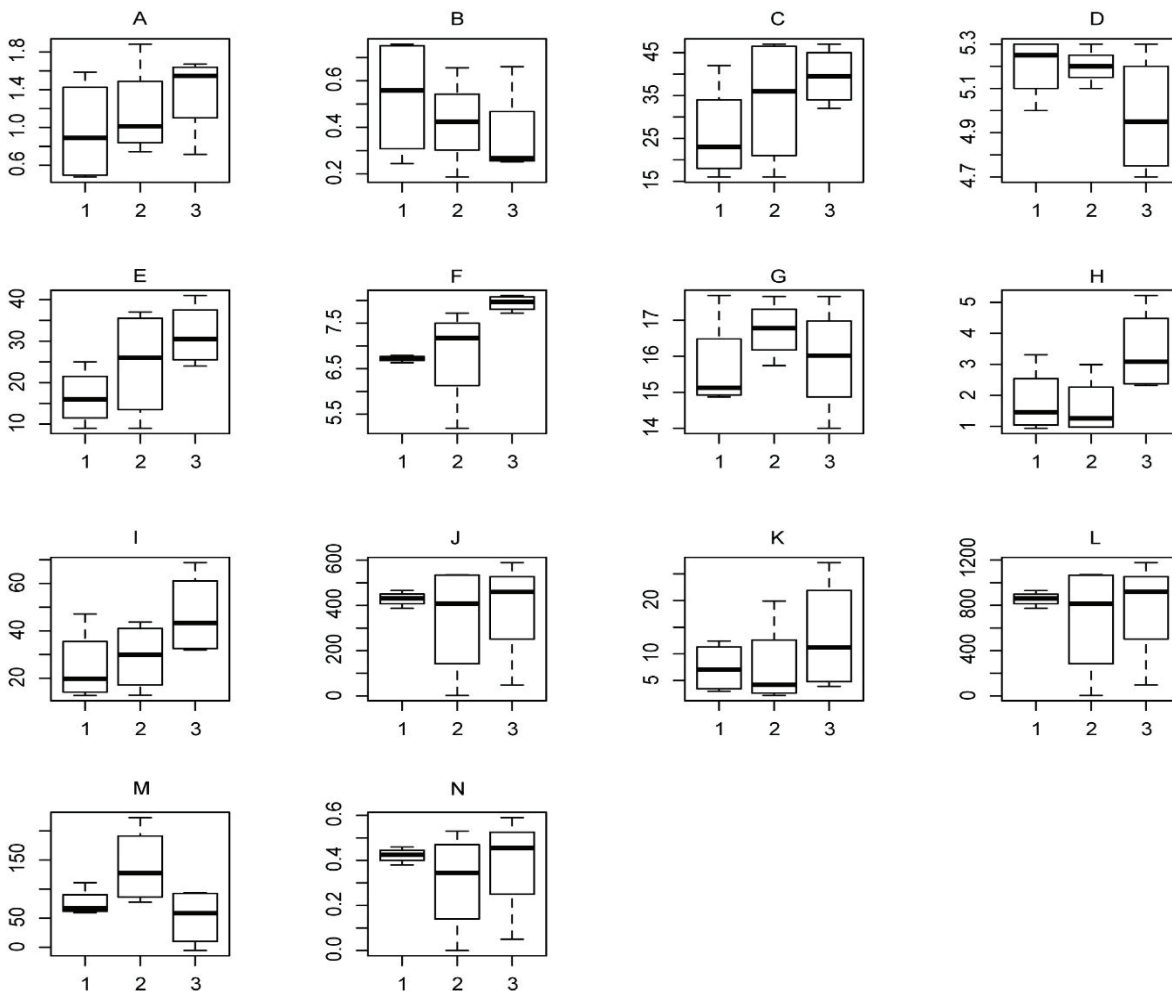


Figura 6. Variación temporal - Diagramas de cajas que relacionan temporadas de muestreo con índices, familias y parámetros. **Ejes X:** Temporada de muestreo **Ejes Y:** Rango de la Variable.

A. Índice de Shannon **B.** Índice de Simpson **C.** Índice BMWP **D.** Índice ASTP **E.** Índice ABI **F.** pH **G.** Temperatura **H.** Oxígeno disuelto **I.** turación de oxígeno **J.** TDS **K.** Turbiedad **L.** Conductividad **M.** ORP **N.** Salinidad.

Fuente: Elaboración propia.

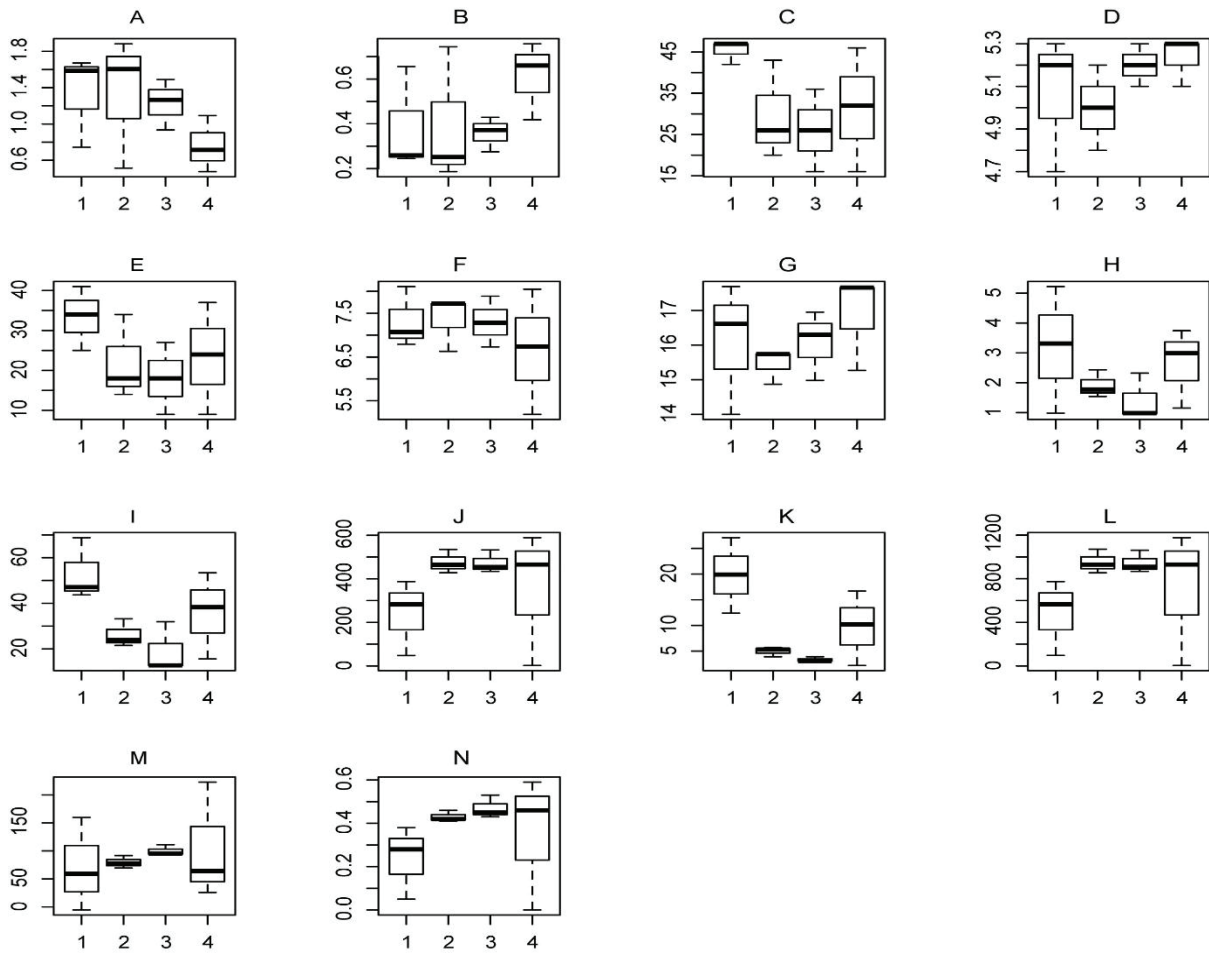


Figura 7. Variación espacial - Diagramas de cajas que relacionan sitios de muestreo con índices, familias y parámetros. **Ejes X:** Sitios de muestreo **Ejes Y:** Rango de la Variable.

A. Índice de Shannon **B.** Índice de Simpson **C.** Índice BMWP **D.** Índice ASTP **E.** Índice ABI **F.** pH **G.** Temperatura **H.** Oxígeno disuelto **I.** Saturación de oxígeno **J.** TDS **K.** Turbiedad **L.** Conductividad **M.** ORP **N.** Salinidad.

Fuente: Elaboración propia.

familias Hyalellidae y Chironomidae, las cuales son las más abundantes en este sitio, y se caracterizan por habitar aguas someras y corrientes (Scheibler *et al.*, 2008), así como remansos con materia orgánica en descomposición (Roldán, 2003).

El hecho de que el sitio 1 muestre una alta correlación con las variables oxígeno disuelto y saturación de oxígeno en el cuadrante superior derecho (Figura 4), no indica que este sitio se caracterice por buenas condiciones de calidad, puesto que según los índices bióticos sus condiciones aluden a aguas moderadamente contaminadas. De igual forma, en el sitio se vierten aguas residuales con contenidos de agroquímicos provenientes de cultivos de flores y hortalizas (Arroyo & Jiménez, 2011), lo cual incide en el aumento de valores de turbiedad y el incremento de nutrientes que generan procesos de eutrofización (Bulla, 2017). En este ambiente se hacen evidentes condiciones de afinidad para la presencia de familias como Chironomidae (Diptera) y Notonectidae (Hemiptera), que son indicadoras de aguas oligomesotróficas y eutróficas (CORTOLIMA, 2009).

Algunos individuos de la familia Chironomidae se caracterizan por soportar condiciones de hipoxia (Badillo *et al.*, 2016), lo cual se relaciona con los bajos valores de oxígeno disuelto. De igual manera, la tendencia de variación evidenciada en los diagramas de cajas y bigotes a nivel espacial, permiten observar la dinámica en la que la calidad del agua va disminuyendo desde el primero al cuarto sitio. La alta diversidad y baja dominancia que este sitio presenta también es evidenciada en la Figura 3 panel A, donde se muestra que el primer sitio de muestreo presenta mayores valores para el índice de Shannon.

Los sitios 2 y 3 presentan altos niveles de contaminación influenciada por actividades antrópicas que afectan las condiciones de calidad física y química del agua. Una de estas actividades, son los vertimientos domésticos, ya que el Municipio de Tenjo vierte aproximadamente el 50% de sus aguas residuales al caudal del río Chicú que atraviesa el municipio (Empresa de servicios públicos Emsertenjo, 2018). La ganadería y el constante pastoreo, son otras de las actividades más influyentes en la contaminación que se presenta en estos dos sitios, lo que

puede incidir en los altos valores de salinidad, conductividad y sólidos suspendidos totales. Como lo indica el ACC, la conductividad presentó una alta correlación con la presencia de la familia Glosiphoniidae así como lo menciona Usme & Agudelo (2013). Por lo anterior y por las condiciones del lugar, como un fondo lodoso y bajas velocidades de flujo, se entiende la presencia y dominancia de la familia Sphaeriidae y Physidae, puesto que estas se caracterizan por soportar altos grados de contaminación orgánica, vivir en aguas estancadas y formar densas colonias (Confederación hidrográfica del Ebro, 2012). El análisis de correspondencia canónica también hace evidente la presencia de dichas familias (cuadrante inferior derecho, Figura 4) asociadas a altos valores de conductividad, salinidad y sólidos disueltos (TDS); no obstante, hay presencia de organismos de la familia Planorbidae (Basommatophora) que si bien a nivel de familia se considera que no son tolerantes a altos grados de contaminación podrían tener representantes a nivel de especie que si lo fueran (Hessberg *et al.*, 2009).

En el sitio 4, la existencia de un mayor número de individuos y menor número de familias para las tres temporadas de muestreo guarda relación con condiciones de muy mala calidad del agua, de acuerdo con lo establecido por los índices de calidad BMWP-Col, ABI y ASTP. Los índices de Shannon y de Simpson hacen evidente que en este sitio se presenta baja diversidad y alta dominancia (Moreno, 2001), al igual que los diagramas de cajas y bigotes (Figura 3 - paneles A y B) que muestran la tendencia de disminución de diversidad a nivel espacial y

los valores más altos del índice de Simpson (dominancia). En ese sitio, al igual que los sitios 1 y 2, se presentan vertimientos domésticos de barrios aledaños del municipio de Tenjo y una ganadería más intensiva; según el ACC, se observa en ese sitio de muestreo la presencia de valores bajos, casi nulos de oxígeno disuelto y elevada temperatura del agua, variable que según Gutiérrez (2013) disminuye con la profundidad. Lo anterior, junto con la poca profundidad del cauce, incide en las malas condiciones de calidad que se presentan según los índices bióticos calculados, los cuales caracterizan el agua como “muy contaminada” y en la presencia de familias como Physidae (*Hygrophila*), que es la más abundante y dominante en este sitio y es representativa de aguas con importantes niveles de contaminación y altos valores de alcalinidad (Gilbert, 1978), donde las concentraciones de oxígeno son bajas (Thorp & Rogers, 2014). Según lo anterior, a nivel espacial este sitio de muestreo es el que presenta peores condiciones de calidad del agua en todo el río.

A nivel general, la familia de almejas (Sphaeriidae) se destaca por ser la más abundante en el río, es decir es la familia dominante, pues ésta es propia de ecosistemas con concentraciones de oxígeno bajas (Thorp & Rogers, 2014), lo cual es una característica general de todos los sitios estudiados. Según la correlación vista en el ACC y las diferencias significativas que se presentaron con la prueba de Kruskal-Wallis, las variables OD y pH fueron las que obtuvieron mayor relación con las

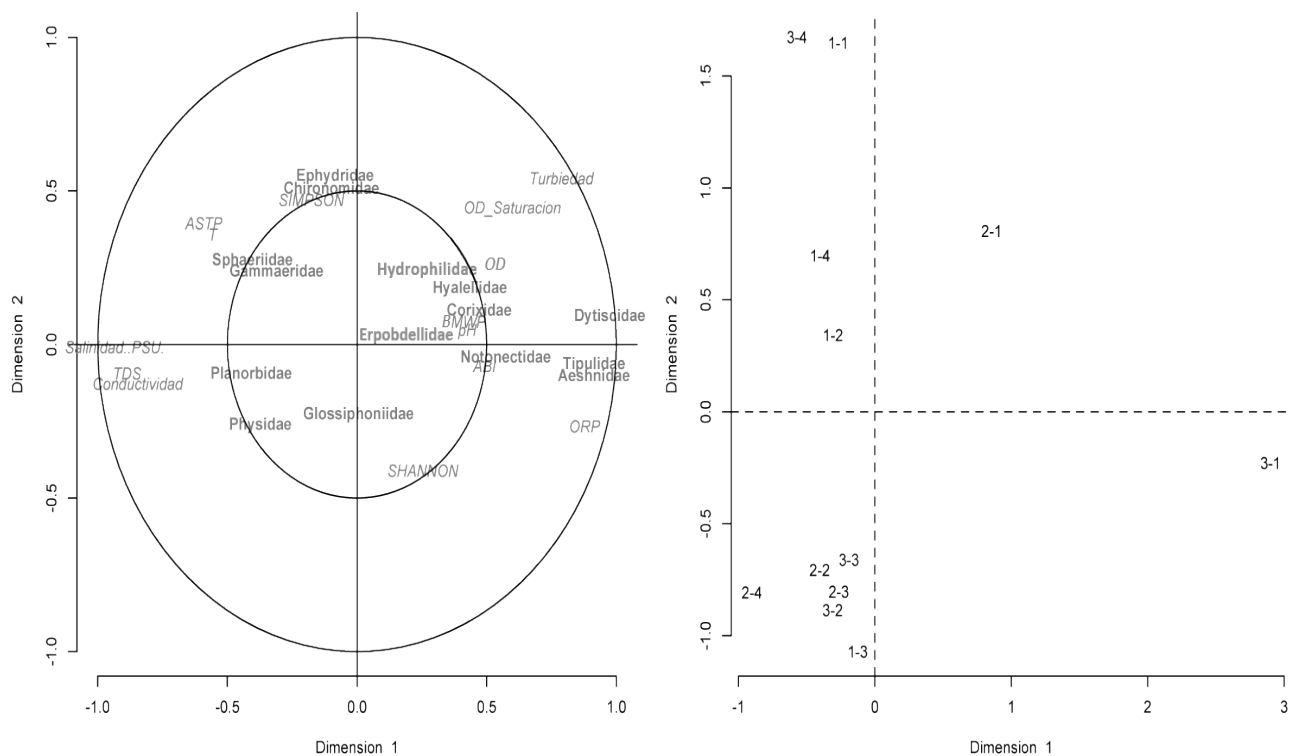


Figura 8. Representaciones en el plano definido por las variables canónicas: Variables ambientales, índices bióticos y familias (Izquierda) y temporada de muestreo – sitio de muestreo (Derecha).

Fuente: Elaboración propia.

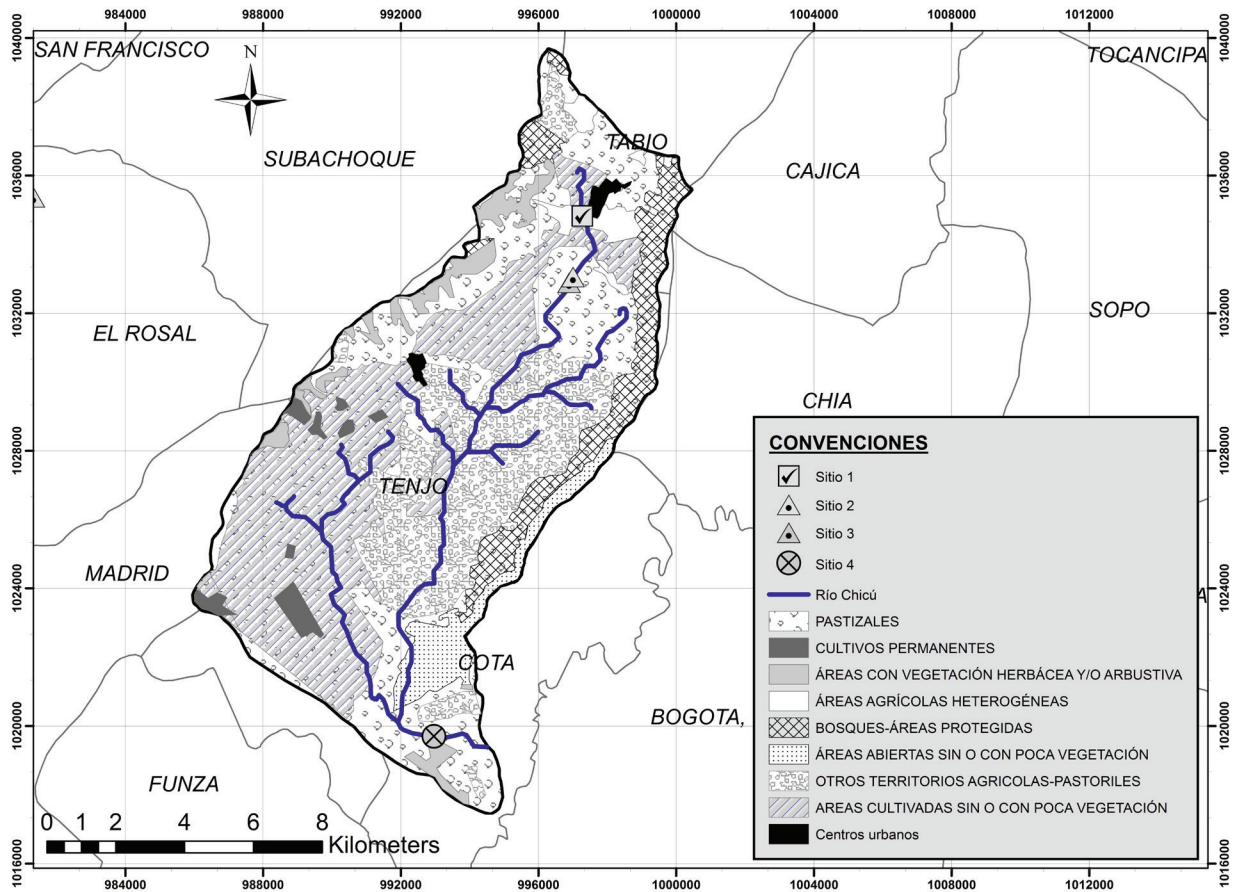


Figura 9. Mapa de cobertura de suelo en la subcuenca del río Chicú.

Fuente: Elaboración propia.

familias más abundantes del río, lo cual indica que existe afinidad entre las condiciones de calidad y la presencia de las familias que allí habitan. Así pues, se puede establecer que si los parámetros fisicoquímicos del río son alterados, la presencia o ausencia y el estado de las familias se verá también afectada, pues según López & Cantillo (2013) las comunidades de macroinvertebrados sufren cambios en su composición y estructura por la acción de sustancias contaminantes, las que finalmente son las que alteran las condiciones del ambiente, es decir los parámetros fisicoquímicos.

Respecto a la valoración de la calidad ambiental analizada a través de los índices bióticos, el índice BMWP-Col, a nivel espacial en el río, se observa una tendencia de aumento de contaminación descrita por los valores obtenidos en cada sitio; la calidad del agua disminuye conforme el río va de una cota más alta a una menor, esto debido a la sumatoria de cargas contaminantes provenientes de vertimientos domésticos y agropecuarios, principalmente. Los valores arrojados por el índice ABI muestran cierta tendencia de disminución de calidad del agua desde el sitio 1 hasta el 4, y su aumento a nivel temporal, donde la temporada de altas lluvias presenta las mejores condiciones de calidad. Los resultados concuerdan en gran medida con la interpretación del índice

BMWP-Col, destacando en ambos índices, la determinación del cuarto sitio de muestreo como el que presenta condiciones de calidad muy desfavorable, y la temporada de baja precipitación, como en la que se presentaron peores condiciones de calidad.

La prueba de Kruskal- Wallis para el índice BMWP-Col, ratifica estadísticamente las diferencias que existen en la calidad del agua a nivel espacial, y por ende la tendencia de disminución de esta a lo largo del río, lo que podría mostrar que los procesos de contaminación no son uniformes a nivel espacial y son capaces de alterar sensiblemente las poblaciones de algunos organismos.

A pesar de que a nivel temporal, no existen diferencias significativas en la calidad del agua, los puntajes del índice BMWP-Col muestran una tendencia de aumento de calidad del primer período de muestreo al último, ya que en el tercer período (lluvias con alta intensidad), se presentaron las mejores condiciones de calidad de agua; esto podría deberse a que la alta precipitación aumenta las concentraciones de oxígeno disuelto, lo cual influye en la dilución y autodepuración de contaminantes y por ende, mejores condiciones de calidad en el ambiente (Muñoz *et al.*, 2015).

De acuerdo con los análisis realizados en el desarrollo del presente artículo se puede llegar a establecer que la calidad de agua en el río Chicú no es buena y afecta en gran medida los servicios ecosistémicos provistos por este cuerpo hídrico, lo cual se ve evidenciado en factores biológicos, físicos y químicos del agua que están sometidos a la influencia del uso y cobertura del suelo que se presenta en la cuenca. Por tanto, debe ser una prioridad para entidades competentes con jurisdicción en la zona, tales como la CAR (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca), llevar a cabo acciones y medidas de manejo y restauración, como la reforestación en la parte alta de la cuenca con el objetivo de concentrar mayores volúmenes de agua desde esta zona, la delimitación y control sobre la ronda hídrica del río impidiendo que actividades como la ganadería intervengan en el cauce y por otro lado, llevando un control riguroso acerca de los vertimientos difusos y puntuales presentes a lo largo del río en relación al tratamiento dado a las aguas residuales de origen doméstico e industrial.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Santo Tomás por la financiación del proyecto: “Evaluación de la metodología IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) para el estudio de caudales ambientales en tres ríos de alta montaña de la cuenca del río Bogotá, como estrategia de gestión del recurso hídrico”. De igual manera agradecen al Docente Rafael Gabriel Barragán por su asesoría y orientación acerca del Análisis de Correspondencia Canónica.

REFERENCIAS

- ARANGO-ÁLVAREZ, L. F. 2005. *Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Instituto de Investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt, Investigación en biodiversidad y servicios ecosistémicos para la toma de decisiones, Bogotá D.C. 263 p.
- ARMITAGE, P. 1992. Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquatic Conservation* 2(1): 1-17. DOI:10.1002/aqc.3270020102
- ARROYO, M. M. & D. A. JIMÉNEZ. 2011. Evaluación de los impactos ambientales asociados a la contaminación en agua, suelo y sedimento por cromo y zinc, en los municipios de Tabío y Tenjo- Cundinamarca (Sub- cuenca del río Chicú). Tesis, Facultad de ingenierías, Programa de ingeniería ambiental y sanitaria, Universidad de La Salle. Bogotá D.C. 149 p. También disponible en la página web: https://ciencia.lasalle.edu.co/ing_ambiental_sanitaria/148/?utm_source=ciencia.lasalle.edu.co%2Fing_ambiental_sanitaria%2F148&utm_medium=PDF&utm_campaign=PDFCoverPages
- BADILLO, L. R., P. R. GUAYASAMÍN, M. E. CHICO & G. J. ORTIZ. 2016. Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo en la Amazonía Ecuatoriana. *Hidrobiológica* 26(3): 497-507. Retrieved 5 13, 2018 from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972016000300497
- BULLA, J. D. 2017. *Formulación del plan de recuperación socio - ambiental del río Chicú en el municipio de Tenjo Cundinamarca*. Facultad de Ingeniería, especialización en planeación ambiental y manejo integral de los recursos naturales, Colombia D.C. 18 p.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. 2012. *Guía de campo Moluscos Acuáticos de la cuenca del Ebro*. Madrid: Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Gobierno de España. Disponible en línea en: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=28863> (consultado el 13 febrero 2018).
- CORDERO-LEDERGERBER, P. 2015. Calidad del agua para los ríos alto andinos, mediante indicadores biológicos. Tesis, Facultad de Ciencias exactas y naturales, Pontificia Universidad Católica de Ecuador. Quito, Ecuador. 104 p.
- CORTOLIMA. 2009. *Apéndice Macroinvertebrados*. Ibagué, Tolima. Disponible en línea en: https://www.cortolima.gov.co/sites/default/files/images/stories/centro_documentos/pom_totare/diagnostico/APENDICES/K_apendices2101biodiversidad/21011apendice_macroinvertebrados/k_210apendice_macroinvertebrados.pdf (consultado el 03 mayo 2018).
- EMPRESA DE SERVICIOS PÚBLICOS EMSERTENJO. 2018. Empresa de servicios públicos EmserTenjo SA ESP. (E. d. Tenjo, Producer). Disponible en línea en: <http://www.emsertenjo.gov.co/> (consultado el 5 noviembre 2018).
- GILBERT, J. 1978. *Fresh-water invertebrates of the United States*. John Wiley & Sons, New York. 803 p.
- GONZALEZ-BULLA, J. 2018. Formulación del plan de recuperación socio ambiental del río Chicú en el municipio de Tenjo, Cundinamarca. Tesis Universidad Militar Nueva Granada, Facultad de ingeniería, Especialización en planeación Ambiental y manejo integral de los recursos naturales, Bogotá D.C. Disponible en línea en: <https://repository.unimilitar.edu.co/bitstream/10654/16432/1/GONZALEZ-BULLAJUANITA2017.pdf> (consultado el 05 octubre 2018).
- GUEVARA, G. 2014. Evaluación ambiental estratégica para cuencas prioritarias de los andes colombianos: Dilemas, desafíos y necesidades. *Acta Biológica Colombiana* 19(1):11-24. También disponible en la página web: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=319029827002>
- GUTIÉRREZ, H. M. 2013. *Ecología y medio ambiente*. Guía, Univalle, Cali. Disponible en línea en: https://campusvirtual.univalle.edu.co/.../CLASE_6_FACTORES ABIOTICOS.pdf (consultado el 4 diciembre 2018).
- HESSBERG, C. M., D. R. TORO, A. G. QUINTERO, G. M. QUINTERO & L. S. URIBE. 2009. Determinación de la calidad del agua mediante indicadores biológicas y fisicoquímicos, en la estación piscícola, Universidad de Caldas, Municipio de Palestina, Colombia. *Boletín Científico, centro de museos, Museo de historia natural* 13(2): 89-105. También disponible en la página web: <http://www.scielo.org.co/pdf/bccm/v13n2/v13n2a06.pdf>
- LÓPEZ, J. C. & P. L. CATILLO. 2013. Biological Monitoring working party, un índice biótico con potencialidades para evaluar la calidad de las aguas en ríos cubanos. *Ciencia en su PC* 2: 15-25. También disponible en la página web: <http://www.redalyc.org/pdf/1813/181328708003.pdf>

- MERRITT, R. & K. CUMMINS. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/ Hunt Publishing Company, Dubuque. Disponible en línea en: <http://coweeta.uga.edu/publications/221.pdf> (consultado el 05 octubre 2018).
- MEZA, A. M., J. RUBIO, L. DIAZ & J. WALTEROS. 2012. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia* 34(2): 443-456.
- MOLANO, J. 1997. *Calendario Climatológico Aeronautico Colombiano*. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Sociedad Geográfica de Colombia. Bogotá D.C, Academia de Ciencias Geográficas. Disponible en línea en: https://www.sogeocol.edu.co/documentos/096_calen_climat.pdf (consultado el 05 noviembre 2018).
- MORENO, C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M & T-Manuales y Tesis SEA, Zaragoza. 84 p.
- MUÑOZ, H., S. OROZCO, A. VERA, J. SUAREZ, E. GARCÍA, M. NERIA & J. JIMENÉZ. 2015. Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Tecnología y ciencias del agua* 6(5): 59-74.
- QINQIN, Z. & J. QIN. 2017. Concurrent quality and process monitoring with canonical correlation analysis. *Journal of process control* 60: 95-103. DOI:10.1016/j.jprocont.2017.06.017
- RODRÍGUEZ, E. C. & J. P. BELTRÁN. 2015. La problemática ambiental y territorial del municipio de Tenjo (Cundinamarca): último municipio verde de la Sabana de Bogotá. *Tecnogestión una mirada al ambiente* 12(1): 15-26. También disponible en la página web: <https://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/tecges/article/view/10562>
- ROLDÁN-PÉREZ, G. 1996. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo Colombiano de Investigaciones científicas y proyectos especiales "Francisco Jose de Caldas", Bogota D.C, Colombia. 217 p.
- ROLDÁN, G. 2003. *Bioindicación de la Calidad del Agua en Colombia. Uso del Método BMWP/Col*. Universidad de Antioquia, Medellín. 170 p.
- ROLDÁN, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Academia colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales* 40(155): 254-274. DOI:10.18257/raccefyn.335
- SCHEIBLER, E., V. POZO & A. PAGGI. 2008. Dsitribución espacio-temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) en un arroyo (Uspallata, Mendoza, Argentina). *Sociedad Entomológica Argentina* 67(3-4): 45-58. También disponible en la página web: <http://www.scielo.org.ar/pdf/rsea/v67n3-4/v67n3-4a05.pdf>
- SIGOT. 2018. Sistema de información geográfica para la planeación y el ordenamiento territorial. Disponible en línea en: http://sigotn.igac.gov.co/sigotn/frames_pagina.aspx (consultado el 3 mayo 2018).
- THORP, J. & C. ROGERS. 2014. *Ecology and general Biology*. Freshwater Biology and Ecology, United States of America. 25 p.
- USME, J. J. & G. A. AGUDELO. 2013. Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque-Colombia. *Caldasia* 35(2): 389-408. También disponible en la página web: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/41209/46563>
- ZHANG, D. & X. SUN. 2017. Detection of image seam carving by using weber local descriptor and local binary patterns. *Journal of information security and applications* 36: 135-144. DOI:10.1016/j.jisa.2017.09.003

Registro de arribazón inusual de *Sargassum* (Phaeophyceae) para la costa Atlántica de Costa Rica

Unusual drift of *Sargassum* (Phaeophyceae) for the Atlantic coast of Costa Rica

Rubén Cabrera^{1*}, Jhoana Díaz-Larrea², Arsenio J. Areces³, Laura Nuñez-García², J. Ricardo Cruz-Aviña⁴ y Ricardo Radulovich^{5†}

Recibido: 14 de octubre de 2020.

Aceptado: 29 de marzo de 2021.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes: Desde 2011, las costas de América del Norte, México y el Caribe han experimentado un aumento inusual en la llegada de *Sargassum* de arribazón. Como consecuencia, se han generado acumulaciones masivas de especies holopelágicas del género *Sargassum* en áreas costeras del Caribe que amenazan la biodiversidad local y desencadenan pérdidas económicas asociadas con el deterioro de las playas y el impacto en la pesca y el turismo. **Objetivo:** Se cuantifica la presencia de una deriva excesiva de *Sargassum* en dos sitios (Puerto Viejo y Punta Uva) de la costa caribeña de Costa Rica, provincia de Limón, en los meses de marzo y abril de 2019. Se presenta la lista de especies de macroalgas conspicuas asociadas al fenómeno en seis sitios (Punta Cahuita, Puerto Vargas, Puerto Viejo, Playa Chiquita, Punta Uva y Manzanillo) en el Caribe. Además, se cuantifican los morfotipos de *Sargassum* para el área de estudio. **Métodos:** Se ubicaron transectos (50 m) paralelos a la línea de costa y, en puntos previamente estimados, un cuadrante de 25 x 25 cm cubrió todo el ancho de banda de *Sargassum* en la playa hasta la línea de flotación, volteando los cuadrantes y recolectando la biomasa para tantos cuadrantes como fueron necesarios para la cubrir la zona arribada. Luego, se pesó la biomasa pelágica de *Sargassum* en cada punto, y se estimó la biomasa en peso seco. Se recolectaron tres cuadrantes mediante el método de transectos. Se identificaron especies asociadas, así como morfotipos de *Sargassum* en todos los sitios. **Resultados:** se presenta la morfología de los tres morfotipos de especies pelágicas. El supuestamente raro *S. natans* VIII dominó el arribo de algas (65% de peso seco), seguido por *S. natans* I (25% de peso seco), *S. fluitans* (10% de peso seco). Se identificaron 28 especies de las Divisiones: Chlorophyta (9), Ochrophyta (15) y Rhodophyta (4). **Conclusiones:** No existen diferencias significativas entre meses (marzo-abril) y sitios (Puerto Viejo y Punta Uva) para la biomasa arribada.

Palabras clave: Arribo de macroalgas, Caribe, Costa Rica, *Sargassum*.

ABSTRACT

Background: Since 2011, the coasts of North America, Mexico, and the Caribbean have experienced an unusual increase in the arrival of *Sargassum*. As a consequence of this massive accumulations of *Sargassum* holopelagic species in Caribbean Sea have been generated and that threaten local biodiversity and trigger economic losses associated with beach deterioration and impact on fisheries and tourism. **Goals:** This document quantifies the occurrence of an excessive drift of *Sargassum* in two sites (Puerto Viejo and Punta Uva) of the Caribbean coast of Costa Rica, Limón province, in March-April of 2019. A macroalgae species checklist is presented from six sites (Punta Cahuita, Puerto Vargas, Puerto Viejo, Playa Chiquita, Punta Uva and Manzanillo) in the Caribbean. In addition, the *Sargassum* morphotypes are quantified for the study area. **Methods:** Transects (50 m) were located parallel to the shoreline and, in points previously estimated, a quadrat of 25 x 25 cm covered the entire *Sargassum* band width on the beach until the water line, by flipping the quadrats and collecting the biomass for as many quadrats were necessary for the band. Then, pelagic *Sargassum* biomass was weighted in every point, and the dry weight biomass was estimated. Three quadrats were collected by the transect method. Associated species were identified as well as *Sargassum* morphotypes in all sites. **Results:** Descriptions that illustrate the morphology of the three morphotypes of pelagic species.

*Corresponding author:

Rubén Cabrera: e-mail: cabreraalgas@gmail.com

To quote as:

Cabrera, R., J. Díaz-Larrea, A. J. Areces, L. Nuñez-García, J. R. Cruz-Aviña & R. Radulovich. 2021. Registro de arribazón inusual de *Sargassum* (Phaeophyceae) para la costa Atlántica de Costa Rica. *Hidrobiológica* 31 (1): 31-42.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n1/Cabrera

The putatively rare *S. natans* VIII dominated the drift (65 % dry weight), followed by *S. natans* I (25% dry weight), and *S. fluitans* (10 % dry). Twenty eight species were identified from Chlorophyta (9), Ochrophyta (15), and Rhodophyta (4) Divisions. **Conclusions:** There were no significant differences between months (March-April) and sites (Puerto Viejo and Punta Uva) for the drift biomass.

Keywords: Caribbean, Costa Rica, Macroalgal drift, *Sargassum*.

INTRODUCCIÓN

Un fenómeno emergente y significativo es el florecimiento sin precedentes de algas pelágicas del género *Sargassum* en muchas regiones del Atlántico. Acontecimiento que hoy día afecta a África Occidental, donde desde 2009 comienzan a registrarse grandes acumulaciones de algas holopelágicas (Addico & de Graft-Johnson, 2016).

Comunmente, el patrón de distribución del sargazo pelágico es en pequeños grupos masivos, los que tienden a alinearse en filas en la dirección de los vientos. Durante los períodos de clima tranquilo, las algas a la deriva se agregan en parches más grandes (Butler *et al.*, 1983), y una referencia de su abundancia es el Mar de los Sargazos que alberga alrededor de diez millones de toneladas de biomasa húmeda (Johnson *et al.*, 2013). Este ecosistema flotante es capaz de fijar una gran cantidad de carbono y ha sido comparado con los manglares por su capacidad de fijación (Gouvêa *et al.*, 2020). Registradas por Cristóbal Colón el 16 de septiembre de 1492 como “masas de algas flotantes”, según refiere Farlow (1914), constituye causa de preocupación en los últimos años, pues los niveles de existencia parecen incrementarse sin razón aparente en las áreas costeras del Atlántico, como por ejemplo el Golfo de México (Van-Tussenbroek *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2019); República Dominicana (Fernández *et al.*, 2017); Cuba (Moreira & Alfonso, 2013), entre otros.

A pesar de ser informada su presencia en las costas del Golfo de México y el Mar Caribe (Taylor, 1960), es solo a partir de 2011 que la biomasa arrastrada alcanza niveles sin precedentes, y se observa en localidades donde fue poco común, o no se registraron presencias previas a esta fecha (Smetacek & Zingone, 2013; Gavio *et al.*, 2015; Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016; Louime *et al.*, 2017).

Varias hipótesis se han propuesto para explicar tales eventos, incluyendo un exceso de cargas de nutrientes, el cambio en las corrientes y temperaturas de la superficie del mar, inusualmente elevadas (Djakouré *et al.*, 2017; Miron *et al.*, 2020). Muchos de estos estudios sugieren que: 1)- Los florecimientos de *Sargassum* han sido producto de las descargas anómalas de nutrientes a través del río Amazonas y están relacionadas con la deforestación río arriba; 2)- Los cambios en los florecimientos del noroeste de África, causados por el aumento de la aridez en el continente y los vientos alisios más fuertes del NE indujeron un afloramiento o surgencia costera estacional intensiva; 3)- Los cambios en las surgencias, en mar abierto las que se relacionan con los cambios en las corrientes oceánicas anormales y los patrones de viento relacionados con el cambio climático; 4)- Cambios en la frecuencia o alteración de los patrones de deposición de polvo africano, son los responsables de este fenómeno o bien la combinación de los factores anteriormente mencionados (Sissini *et al.*, 2017; Oviatt *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019). Ninguno de estos estudios explicó la aparición repentina de *Sargassum* en los trópicos, o la recurrencia anual y continua de florecimientos masivos. Aunque Johns *et al.*, (2020), al

integrar toda la información disponible, lograron establecer modelos coherentes de pronósticos, y presentan una explicación basada en modelos de simulación.

Conocidas como “mareas doradas”, según Milledge & Harvey (2016), su llegada a las costas no deja de ser un acontecimiento inusual y perturbador, tanto para la pesca como para el turismo (Desrochers *et al.*, 2020) y los daños a los ecosistemas cercanos a la costa y a los medios de vida costeros no se han hecho esperar; como tampoco lo han hecho los efectos que sobre la salud humana ha ocasionado la exposición al sargazo en descomposición (UNEP, 2018).

El aprovechamiento de los arribos de macroalgas marinas se remontan al siglo XIV, cuando ya en la antigua Bretaña y Normandía eran empleadas para enriquecer las tierras de cultivo (Bula-Meyer, 2004). Según resumen Desrochers *et al.*, (2020), el sargazo pelágico es utilizado actualmente en sectores muy diversos como el sector agrícola; así como en la obtención de biodiesel, bioplásticos, entre otras aplicaciones. No menos importante es su implementación como subproducto alimenticio en granjas avícolas y bovinas (Moreira & Alfonso, 2013), aunque es importante conocer previamente su composición química, ya que muchos elementos traza pueden afectar a los animales y se sugiere precaución en su implementación (Davis *et al.*, en prensa). A pesar de que se ha evaluado su potencial para el consumo humano (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2020), las altas concentraciones de arsénico han desestimado su implementación como recurso; de igual modo que los bajos rendimientos en la producción de alginatos han desalentado su explotación. Será necesario seguir trabajando para establecer rutas para la futura valorización de la biomasa pelágica de *Sargassum* que arriba a las costas.

La determinación de biomasa de *Sargassum* en la franja costera del Caribe Sur ha sido expuesta por Cabrera *et al.*, (2021). En este estudio se presentan aspectos inéditos luego de un proceso de arribo masivo; así como el registro y cuantificación de morfotipos de *Sargassum* pelágicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio. Costa Rica se ubica en América Central, cuenta con costas en el Océano Pacífico y en el Mar Caribe (Fig. 1 A). La costa caribeña tiene una extensión aproximada de 220 km, casi cinco veces menor que la costa Pacífica (Vargas, 2006). El clima en el Caribe se caracteriza por no presentar una estación seca definida, y muestra dos períodos en los que disminuyen las precipitaciones; el primero: febrero-marzo; y el segundo: septiembre-octubre (IMN, 2020). Por lo que el clima del Caribe Sur es húmedo, caliente, con una estación seca corta (Herrera, 1986). Las mareas tienen condición micro-mareal puesto que no superan los 30 cm de amplitud. El oleaje es marcadamente local, y su mayor intensidad es durante los últimos y los primeros meses del año. Lo que disminuye de septiembre a octubre cuando medran los vientos alisios (Murillo, 2001).

La costa está compuesta por promontorios rocosos que están asociados al complejo arrecifal, conocido como Formación Puerto Viejo. Posee afloramientos rocosos en Puerto Limón, Cahuita y Puerto Viejo, así como a lo largo de las costas rocosas que se presentan entre Puerto Viejo y Punta Mona. De acuerdo con Battistini & Bergoeing (1984), se trata de macizos de coral que alternan con brechas coralinas, así como con antiguos lechos de playa fosilizados (areniscas negras). Dicho com-

plejo sobre yace en algunos sectores como Cahuita y Manzanillo, donde se hallan extensas plataformas arrecifales sumergidas.

Recolecta y procesamiento de muestras. El muestreo se realizó en seis localidades del Caribe Sur de Costa Rica (Fig. 1 B), donde se registra el evento de arribo masivo de *Sargassum* pelágico, ocurrido entre los meses de marzo y abril de 2019.

Se recolectaron al azar treinta individuos de *Sargassum* en las seis localidades, desde Punta Cahuita hasta Manzanillo, en los meses de marzo y abril de 2019, para documentar el fenómeno. El material recolectado fue depositado y catalogado en el herbario de la Universidad Autónoma Metropolitana de México (UAMIZ) (Thiers, 2020), como evidencia del proceso de arribo en las costas del Caribe. Para cuantificar los morfotipos, se tomó el contenido de tres cuadrantes de 25 x 25 cm en cada uno de los sitios de los estudios, donde se separaron en tres categorías, de acuerdo a Parr (1939): *Sargassum fluitans* III (Sf III) *Sargassum natans* I (Sn I) y *Sargassum natans* VIII (Sn VIII).

Para la cuantificación de la biomasa de arribazón se recolectó material en dos localidades: Puerto Viejo y Punta Uva, las cuales fueron seleccionadas por facilidades logísticas, así como por las diferencias

geomorfológicas de los sitios de recolecta. La ubicación de los transectos en el sector costero fue definida con el método sugerido por Areces *et al.* (1993), modificado de acuerdo con las características de las playas. Así, fueron ubicados cuatro transectos por sitio, con el empleo de una cuerda de 50 m de longitud, previamente anudada cada 5m, hasta cubrir la longitud de la cuerda. Se ubicaron los transectos paralelos a la línea de la costa en marea baja, de modo que permitiera abarcar aproximadamente el 75% de la longitud de las dos playas seleccionadas.

Para seleccionar los cinco puntos (de cada transecto) donde se realizaron los muestreos de biomasa, se utilizó el método de la tabla de números aleatorios. En cada punto, se ubicó un marco cuadrado de 25 x 25 cm en la zona más cercana al mar (límite de marea), donde comienza el arribazón. El cuadrante se trasladó perpendicularmente al transecto con la ayuda de una cuerda, para que abarcara el ancho de la franja de arribazón en el mesolitoral. El número de cuadrantes dependió del ancho del arribazón (Fig. 2). En cada punto se recolectó toda la biomasa dentro del marco cuadrado. Se pesó la biomasa húmeda *in situ*, con una balanza manual de resorte y, posteriormente, se almacenaron en bolsas de polietileno roturado para su traslado. Una vez en el laboratorio, el contenido de las bolsas fue clasificado. Se descartaron

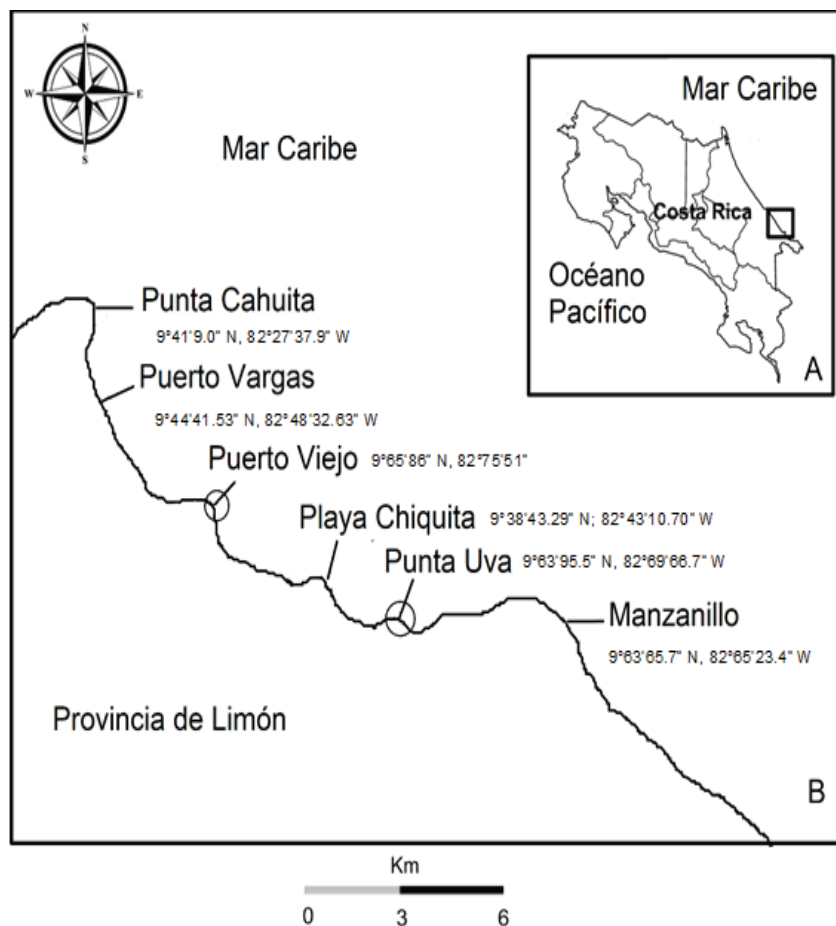


Figura 1. Zona de Estudio A, B. A, Límites geográficos de Costa Rica. B, Estaciones de muestreo. [Punta Cahuita, Puerto Vargas, Puerto Viejo, Playa Chiquita, Punta Uva, Manzanillo. Se indican con círculos las estaciones donde se determina la biomasa de arribazón.

fanerógamas, así como los invertebrados incorporados al material vegetal recolectado. Solo se consideraron las macroalgas con más de 1 cm de longitud, para su identificación, debido a lo laborioso que resulta la identificación de organismos de menor porte; sobre todo si éstos no recubren significativamente el talo de las algas arribadas, hecho que sí puede tener un interés ecológico cuando está presente. El material seleccionado fue lavado con abundante agua corriente para eliminar exceso de arena e impurezas, y posteriormente escurrido para, finalmente, ser sometido a proceso de secado en una estufa a 60°C, durante 12 horas. Ello permitió obtener el peso con el producto seco en una balanza técnica PCE-LS.

Análisis de datos. Los especímenes recolectados en las seis estaciones fueron identificados empleando claves y esquemas de literatura especializada (Parr, 1939; Taylor, 1960; Littler & Littler, 2000; Littler *et al.* 2008).

Para la clasificación de los especímenes recolectados, en sus respectivos grupos morfológicos, se siguieron los criterios de Parr (1939) y Winge (1923). El material para herbario recolectado se agrupó en tres morfotipos, *sensu* Parr (1939): *Sf* III (n=6), *Sn* I (n=8) y *Sn* VIII (n=16). Los valores de n, se corresponden con el número de ejemplares depositados en el herbario UAMIZ.

En cuanto a los caracteres que los definen se puede decir que *Sf* III presenta espinas en el estipe y ausencia de éstas en las vesículas aéreas. *Sn* I, por su parte, es morfológicamente más coherente con la descripción de *Sargassum natans* (L.) Gaillon (Gaillon, 1828). Su forma es grácil y delgada, y posee un estipe liso y presenta espinas en las vesículas aéreas. El grupo más complejo basado en las variaciones morfológicas es *S. natans* VIII, que presentó características comunes a *S. fluitans* III y a *S. natans* I. Los miembros del grupo VIII presentaron filoides más largos y anchos que los otros dos morfotipos, no tiene

espinas en el estipe como *S. natans*, y rara vez presenta espinas en las vesículas de aéreas. Cabe destacar que este morfotipo puede confundirse con la forma típica de *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen.

Con el objetivo de determinar el porcentaje por los grupos (I, III, VIII), se tomó el contenido del material vegetal de tres cuadrantes de 25 x 25 cm tomados al azar en cada uno de los sitios. Todo el material se separó convenientemente por clases (I, III, VIII). Estos grupos previamente catalogados se lavaron eliminando el exceso de arena y escurrieron para luego ser secados a 60° C, en estufa con aireación. Una vez seco el material, se pesó cada uno de los grupos, con la ayuda de una balanza técnica (precisión ± 0.01 g). Para determinar los porcentajes de contribución de cada grupo, se determinó el porcentaje por regla de tres directa:

$$X = (A) (100/B)$$

Donde, X= porcentaje de contribución de un grupo. A= valor de una clase de datos. En este caso, peso seco de un grupo (I, III, VIII). B= sumatoria de todas las clases de datos, en este caso (Σ I, III, VIII).

Análisis de varianzas. Para la realización de estas pruebas paramétricas, se determinó si existía dependencia de la varianza con respecto a la media para los datos biomasa seca arribada. Los datos que presentaron correlación se transformaron tomando como criterio el valor de la pendiente (b), de la línea de regresión del logaritmo de la varianza sobre el logaritmo de la media, quedando como X^T , donde $T = 1 - b/2$ y es el valor de la transformación, según la ley de potencia de Taylor (Elliot, 1971). El análisis de varianza se consideró un diseño bifactorial de efectos fijos, en el cual los factores son el mes (2 niveles) y el sitio (2 niveles). El procesamiento estadístico de los datos se realizó utilizando el paquete Statistica 10 (Statsoft Inc., 1984-2011). Se le aplicó una transformación de escala ($X^{(0.43)}$) a los valores de biomasa seca. Para determinar si

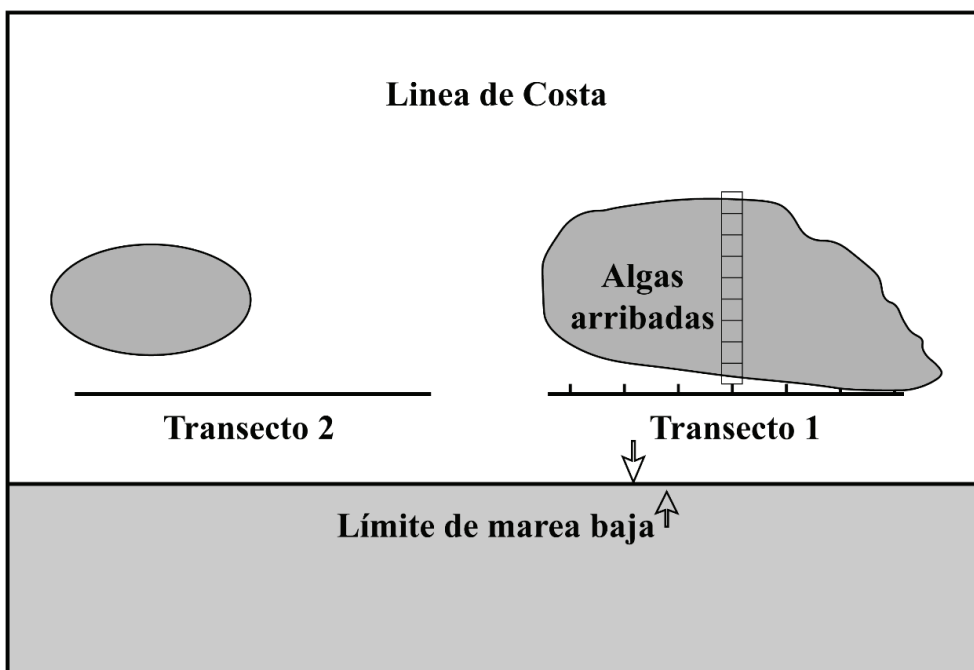


Figura 2. Diagrama metodológico empleado en la toma de muestras de algas arribadas a la costa.

existían diferencias significativas en la biomasa seca que arribó a los dos sitios (Puerto Viejo y Punta Uva), y entre meses (Marzo y Abril) se usó la prueba de T de Student, con un 95% de confianza.

RESULTADOS

Las dos especies del género *Sargassum* que arribaron a las costas del Caribe Sur fueron *S. fluitans* y *S. natans*, ambas están presentes en el Océano Atlántico Occidental (Wynne, 2017) y constituyen las principales especies que arriban de forma masiva a las costas del país desde el año 2011, según Cabrera *et al.* (2021). *Sargassum natans*, por su parte presenta, dos tipos morfológicos muy distintivos *Sn I* y *Sn VIII* (Fig. 3). No menos importante es la magnitud del proceso de arribo, sobre todo si lo comparamos con eventos anteriores a 2019 (Fig. 4).

La totalidad de los individuos recolectados para herbario fueron separados convenientemente en grupos (Tabla 1) y se depositaron en el herbario UAMIZ (ver material examinado).

Material examinado:

Sargassum natans. *Sn I*. Caribe Sur de Costa Rica. Estación Punta Cahuita: 9°41'9.0" N, 82°27'37.9" W, profundidad: 0 m, sustrato: rocoso, 10/3/2019, 14/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Puerto Vargas: 9°44'41.53" N, 82°48'32.63" W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso con rocas, 10/3/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Puerto Viejo, 9°65'86"N, 82°75'51"W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso-rocoso, 20/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Playa Chiquita, 9°38'43.29" N; 82°43'10.70" W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso con rocas aisladas, 17/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Punta Uva, 9°63'95.5"N, 82°69'66.7" W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso, -/4/2011, *leg.* R. Cabrera, 701916 MICH, 12/3/2019, 14/4/2019, *leg.* R. Cabrera. Estación Manzanillo, 9°63'65.7"N, 82°65'23.4"W, profundidad: 0 m, sustrato: rocoso, 18/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ.

Sn VIII. Caribe Sur de Costa Rica. Estación Punta Cahuita: 9°41'9.0" N, 82°27'37.9" W, profundidad: 0 m, sustrato: rocoso, 10/3/2019, 14/4/2019, 14/4/2019, 14/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Puerto Vargas: 9°44'41.53" N, 82°48'32.63" W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso con rocas, 10/3/2019, 14/4/2019, 14/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Puerto Viejo, 9°65'86" N, 82°75'51" W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso-rocoso, 14/3/2019, 14/3/2019, 14/3/2019, 20/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Playa Chiquita, 9°38'43.29" N; 82°43'10.70" W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso con rocas aisladas, 12/3/2019, 17/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Punta Uva, 9°63'95.5"N, 82°69'66.7" W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso, 12/3/2019, 14/4/2019, *leg.* R. Cabrera. Estación Manzanillo, 9°63'65.7" N, 82°65'23.4" W, profundidad: 0 m, sustrato: rocoso, 18/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ.

Sargassum fluitans. *Sf III*. Caribe Sur de Costa Rica. Estación Punta Cahuita: 9°41'9.0" N, 82°27'37.9" W, profundidad: 0 m, sustrato: rocoso, 10/3/2019, 14/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Playa Chiquita, 9°38'43.29" N; 82°43'10.70" W, profundidad: 0 m, sustrato: arenoso con rocas aisladas, 12/3/2019, 17/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ. Estación Manzanillo, 9°63'65.7" N, 82°65'23.4" W, profundidad: 0 m, sustrato: rocoso, 15/3/2019; 18/4/2019, *leg.* R. Cabrera, s/n UAMIZ.

A los grupos de macroalgas que se cuantificaron en cada marco cuadrado (n=3), se identificaron utilizando caracteres morfológicos definidos por Parr (1939), que incluyeron características de la fronda (filoides), presencia o ausencia de espinas en los ejes, y presencia de apéndices (mucrón) en las vejigas de aire, así como por tamaño de los filoides que fue otra característica empleada. Según las definiciones de Parr, *Sf. III*, puede distinguirse de *Sn. I* y *Sn. VIII*, basándose en la presencia de espinas en sus ejes del cauloides. *Sargassum fluitans* tampoco tiene apéndices (mucronados) en sus vesículas que, generalmente, están



Figura 3 A-B. *Sargassum natans*. A. *Sn I**. B. *Sn VIII***.. Diferencias morfológicas en la especie de acuerdo con Parr (1939). 701916 MICH*, s/n UAMIZ**. Escala = 2 cm. (los asteriscos se refieren al material de herbario al que corresponden).

presentes en vesículas de *Sn. I* y, ocasionalmente se encuentran en vesículas de *Sn. VIII*. Las dos especies de *S. natans* también se pueden distinguir en función de lo ancho de sus filoides. *Sn. I* tiene los filoides mucho más estrechos que *Sn. VIII* (Fig. 5).

En Costa Rica se presentaron para el Caribe Sur *Sn. I* y *VIII*, y entre éstos el más abundante, dado su porcentaje de aparición, fue *Sn. VIII* (65 vs 25 %). El *Sf. III*, por su parte, presentó niveles del 10% durante el periodo de estudio (Fig. 6). La composición por especies de macroalgas asociadas a los *Sargassum* holopelágicos fue baja (Tablas 2, 3), y los análisis estadísticos reflejaron que no se presentaron diferencias significativas al comparar la biomasa de arribazón, entre los meses o

los sitios de interés. La biomasa arribada de algas presentó una interacción significativa para la combinación de los dos factores (Tabla 4). Los valores de biomasa de arribazón oscilaron entre 85.3 y 97.1 Kg/m² para la mayoría de las combinaciones mes-sitio.

DISCUSIÓN

Los estudios de las arribazones pueden registrar otras especies de interés comercial (Núñez-Reséndiz *et al.*, 2019), documentar, según interés, especies bentónicas y pelágicas de *Sargassum* (Moreira *et al.*, 2006), o bien censar las algas acompañantes de las especies holope-

Tabla 1. Lista de especies de macroalgas más conspicuas asociadas al arribazón. (x= presencia, 0= ausencia).

ESPECIES	Punta Cahuita		Puerto Vargas		Puerto Viejo		Playa Chiquita		Punta Uva		Manzanillo	
	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A	M	A
Chlorophyta												
<i>Anadyomene stellata</i> (Wulfen) C. Agardh	x	x	x	x	x	x	x	0	0	0	x	x
<i>Avrainvillea digitata</i> D. S. Littler & Littler	0	0	0	0	x	x	0	0	0	0	x	x
<i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J. V. Lamouroux	0	0	0	0	0	0	x	x	0	0	0	0
<i>Caulerpa sertularioides</i> (S. G. Gmelin) M. Howe	x	x	0	0	x	0	0	0	x	x	0	0
<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützing	0	0	x	x	x	x	0	0	0	0	0	0
<i>Codium taylorii</i> P.C. Silva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Dictyosphaeria cavernosa</i> (Forsskål) Børgesen	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Penicillus capitatus</i> Lamarck	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x
Ochrophyta												
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kützing) De Paula & De Clerck	x	x	x	x	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Dictyopteris delicatula</i> J. V. Lamouroux	x	x	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dictyota caribaea</i> Hörnig & Schnetter	x	x	x	x	x	x	0	0	0	0	x	x
<i>Dictyota ciliolata</i> Sonder ex Kützing	0	x	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sargassum cymosum</i> C. Agardh	x	x	x	x	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Sargassum filipendula</i> C. Agardh	x	x	0	0	0	0	x	x	0	0	0	x
<i>Sargassum filipendula</i> var. <i>montagnei</i> (Bailey) Grunow	x	x	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sargassum fluitans</i> (Børgesen) Børgesen	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sargassum furcatum</i> Kützing	x	x	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sargassum hystrix</i> J. Agardh	0	0	x	x	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Sargassum hystrix</i> var. <i>spinulosum</i> (Kützing) Grunow	x	x	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sargassum natans</i> (Linnaeus) Gaillon	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sargassum polyceratium</i> var. <i>ovatum</i> (Collins) W. R. Taylor	x	x	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Turbinaria tricornata</i> E. S. Barton	0	0	0	0	0	0	x	x	0	0	0	0
<i>Turbinaria turbinata</i> (Linnaeus) Kuntze	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
Rhodophyta												
<i>Alsidium triquetrum</i> (S. G. Gmelin) Trevisan	x	x	0	0	0	0	x	x	x	x	0	0
<i>Chondrophycus perforatus</i> (Bory) K. W. Nam	x	0	x	x	0	x	0	x	x	0	x	0
<i>Gelidiella acerosa</i> (Forsskål) Feldmann & Hamel	x	0	x	x	0	x	0	x	x	0	0	0
<i>Laurencia</i> spp.	0	0	0	x	0	x	x	x	x	0	x	x

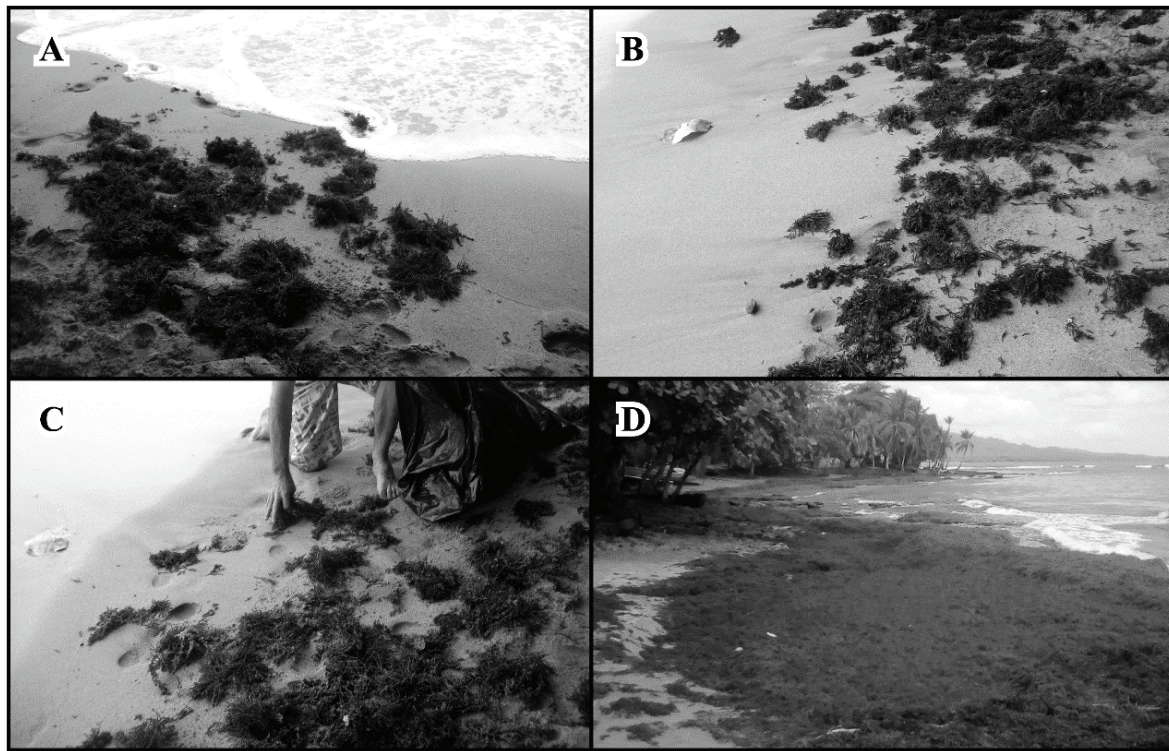


Figura 4 A-D. Evidencias fotográficas que indican la magnitud del arribo de *Sargassum* pelágico en diferentes áreas y épocas en el Caribe Sur. **A.** Punta Uva, septiembre 2010. **B.** Puerto Vargas, julio de 2012. **C.** Playa Chiquita, abril de 2013. **D.** Puerto Viejo, abril de 2019. [Fotografías (**A, B, D**), por: R. Cabrera y **C**, por R. Radulovich tomadas con una cámara Réflex Digital Nikon DX].

lógicas. Solo se reconocen 28 taxones infragenéricos conspicuos de macroalgas en el proceso de arribo que se describe para el Caribe Sur en 2019. Estos valores bajos, en cuanto al número de taxones, son contrarios a los expuestos por Torres-Conde & Martínez-Daranas (2019) para los arribos moderados al norte de Cuba, donde la diversidad de especies es significativa.

Recientemente, los procesos de arribazones se han enfocado no solo en su composición específica; como los realizados por Moreira & Alfonso (2013), quienes registran poblaciones monoespecíficas de *Sargassum fluitans* al Sur de Cuba, sino también en la presencia de grupos

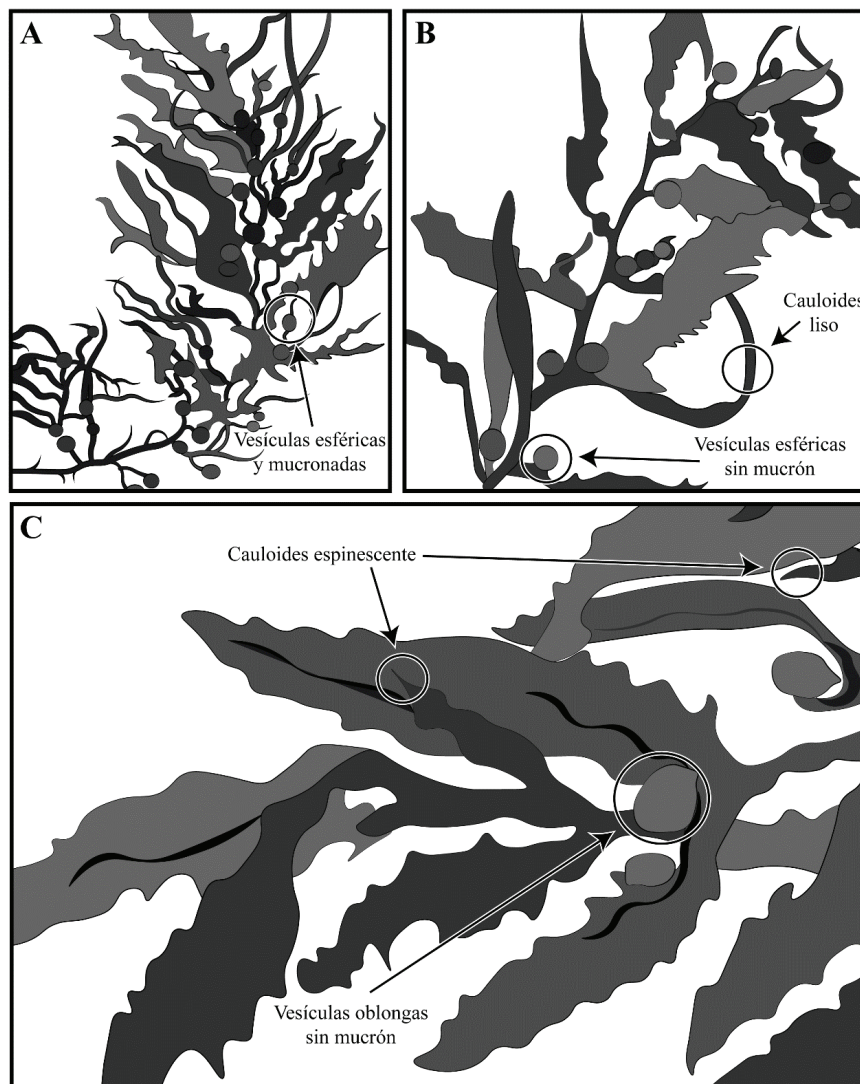
morfológicos dentro de las especies holopelágicas, donde cada forma descrita obedece a patrones ecológicos específicos con una fauna asociada característica (Schell *et al.*, 2015). En nuestros resultados, solo observamos hidroides abundantes en los especímenes recolectados de los tipos *Sn VIII* y *Sf III*, esto es evidente en el material herborizado. Este resultado es similar al observado por Govindarajan *et al.* (2019) quienes no solo fueron capaces de registrar la abundancia sino la también la composición específica.

Tabla 2. Número de especies por zonas de recolecta en marzo (M) y abril (A) de 2019.

Estaciones de recolecta	Chlorophyta		Ochrophyta		Rhodophyta	
	M	A	M	A	M	A
Punta Cahuita	4	3	12	12	3	1
Puerto Vargas	2	2	9	11	2	3
Puerto Viejo	4	3	3	3	0	3
Playa Chiquita	2	1	3	3	2	4
Punta Uva	1	1	2	2	4	1
Manzanillo	6	5	8	8	2	1
Total	17	16	36	39	13	13

Tabla 3. Distribución por grupos morfológicos *Sn* I, *Sn* VIII y *Sf* III para el material de herbario que corresponde al 2019.

Estaciones de recolecta	<i>Sargassum natans</i> (I)	<i>Sargassum natans</i> (VIII)	<i>Sargassum fluitans</i> (III)
Punta Cahuita	2	4	2
Puerto Vargas	1	3	0
Puerto Viejo	1	4	0
Playa Chiquita	1	2	2
Punta Uva	2	2	0
Manzanillo	1	1	2
Total	8	16	6

**Figura 5 A-C.** Diferentes formas morfológicas de *Sargassum* pelágicos hallados en la zona de estudio. **A.** *Sn*. I. **B.** *Sn*. VIII. **C.** *Sf*. III. Según las descripciones de Parr (1939) y Schell *et al.* (2015) [Iconografía R. Cabrera].

Sn I se registró en porcentajes muy bajos si se comparan con los resultados de Schell *et al.* (2015) para sus homólogos del Mar de los Sargazos, sitio donde el grupo I es dominante. El material que se analizó de *Sn I* se caracterizó por presentar una forma delgada y ligera, lo cual coincidió con su mayor acumulación en un mar típicamente oligotrófico (Morel *et al.*, 2010), contrario a las observaciones de Torres-Conde & Martínez-Daranas (2020).

Las grandes porciones de *Sn VIII*, forma más robusta, están en correspondencia con Schell *et al.* (2015), quienes indican que el enriquecimiento acumulado por varios años, sumado a los cambios en los patrones de circulación, desencadenaron eventos masivos de coloniza-

Tabla 4. Resultados del análisis de varianza bifactorial realizado a partir de la biomasa de algas arribadas. Los datos originales fueron transformados según $X^{0.43}$. (ns= no significativo; *= significativo).

Fuentes de Variación	Grados de libertad	Cuadrado Medio	F	P	
Mes (M)	1	406,503	4,03	0,186	ns
Sitio (S)	1	520,248	5,16	0,002	ns
M x S	1	1353,586	13,43	<0.001	*
Error	236	100,817			

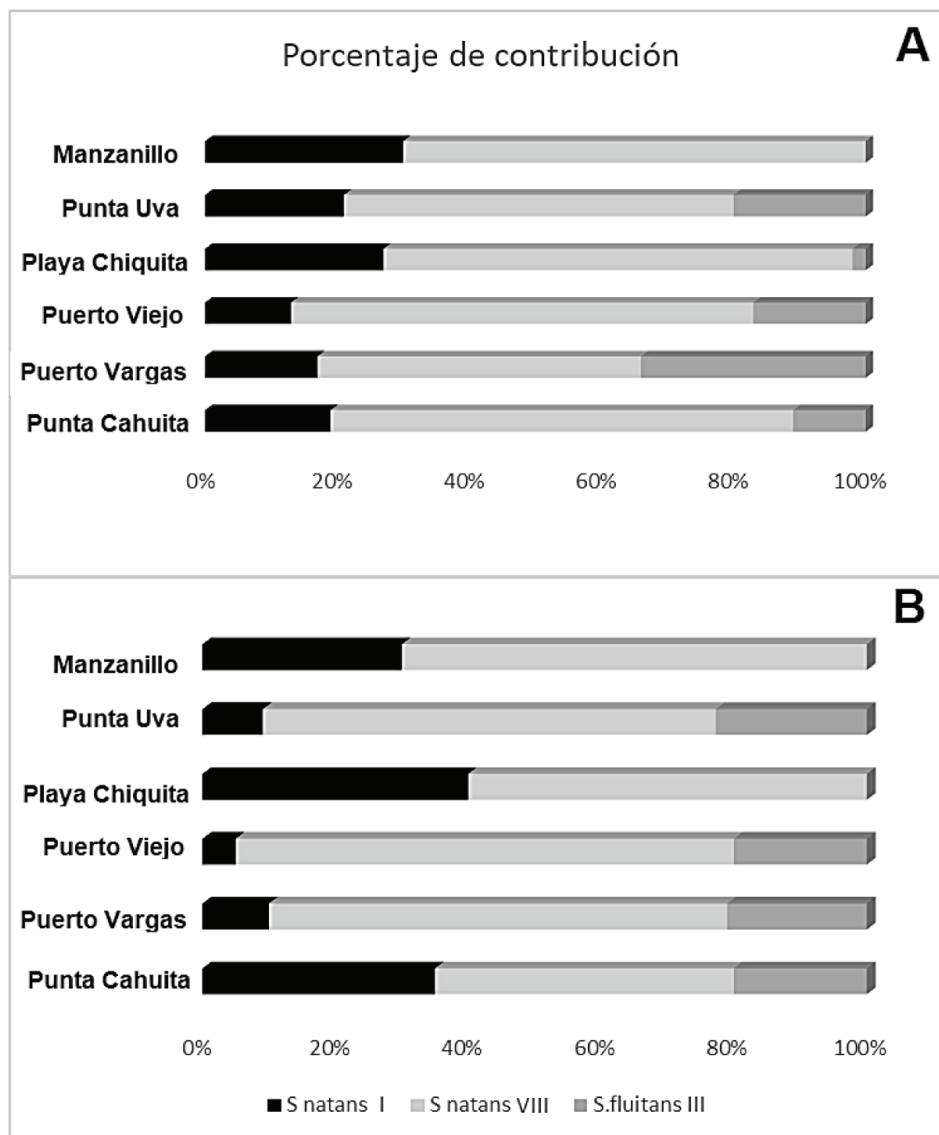


Figura 6. Porcentaje de distribución para *S. natans I*, *S. natans VIII* y *S. fluitans III*, en los diferentes sitios de estudios, en los meses de marzo (A) y abril (B) de 2019, cuando se describió un arribo masivo.

ción hacia el Caribe, Golfo de México y las Antillas, en el año 2011. Esta acumulación mayor e inesperada de *Sargassum* se produjo cerca y a lo largo de las islas del Caribe oriental a partir de 2011 y continuó hasta diciembre de ese año (Gower *et al.*, 2013, Hu *et al.*, 2016). Un evento similar ocurrió en 2012 (Marechal *et al.*, 2017), seguido de eventos de inundaciones de *Sargassum* aún mayores en todo el Caribe de 2014 a 2015 (Hu *et al.*, 2016; Wang & Hu, 2016, 2017).

Sf III se distribuye de forma homogénea en el Atlántico. Este morfotipo muestra proporciones bajas (10%) con respecto a *Sf* I, y a los mostrados por *Sf* VIII en las regiones de las Antillas, el oriente del Caribe y el occidente del Atlántico Tropical, según Schell *et al.* (2015). Lo que también se cumple para la costa caribeña de Costa Rica.

Los niveles de biomasa seca total registrados fueron elevados, ($\pm 95 \text{ Kg/m}^2$) y comparables con los registrados para México, de aproximadamente 87 Kg/m^2 (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016). No se registraron diferencias significativas en la biomasa seca que arribó en los dos meses de estudio. Sin embargo, como resultado de las pruebas estadísticas, se registraron diferencias significativas en la biomasa seca en la interacción (Tabla 4). Esta interacción es de tipo sinérgica, donde se modifica la acción de un efecto por la acción de otro (Siegel, 1972). Esto puede estar asociado a las diferencias en la geomorfología del perfil costero, donde un arrecife más consolidado como el de Punta Uva pudo afectar, en algún sentido, el desplazamiento y arribo del material vegetal a la costa. A ello se une la existencia de patrones de corrientes muy dinámicos en la zona (Kinder, 1983), lo que puede contribuir a la presencia de los niveles de abundancia observados. Autores como Minor *et al.* (2020) consideran que la dinámica de las masas inertes de *Sargassum* y sus desplazamientos, obedecen a los efectos combinados. Ellos, a su vez, se basan en la teoría de Maxey-Riley (Beron-Vera *et al.*, 2019), quienes consideran que el desplazamiento de la materia flotante dependerá de su naturaleza física, y toman en cuenta los efectos combinados de la corriente oceánica y el arrastre del viento sobre las partículas de tamaño finito (*e. g Sargassum*) que flotan en la superficie del océano.

Si bien los esfuerzos por cuantificar este fenómeno se van de la escala razonable, según muestran Moreira *et al.* (2006) y Torres-Conde & Martínez-Daranas (2020), en eventos regulares en la plataforma de Cuba, los niveles que se informan actualmente en la región del Caribe son preocupantes. Recientemente, la acumulación de biomasa en niveles como los que se registran para Costa Rica, se debe a una combinación de factores, y serán los estudios moleculares empleando microsatélites los que podrán esclarecer el origen de las arribaciones en el Atlántico (Amaral-Zettler *et al.*, 2017; Mansfield *et al.*, 2017).

Hasta ahora es un hecho indiscutible, basados en nuestros resultados, que amplios registros pueden tener indicadores más confiables de cuantificación, como los aportados por estudios satelitales y no a una escala tan reducida que, por tanto, resulta preliminar a nivel regional.

Wang *et al.*, (2019) registraron que para junio de 2018 la biomasa húmeda alcanzó más de 20 millones de toneladas en el Mar Caribe y Océano Atlántico Central, y en las costas del Caribe mexicano se enfrentaron esteras masivas atípicas de sargazo pelágico, en el verano de 2015 (Van-Tussenbroek *et al.*, 2017). Posteriormente, hubo una disminución durante 2016 y 2017, pero durante la mayor parte de 2018 hasta la fecha la afluencia ha aumentado nuevamente (Langin, 2018; Putman *et al.*, 2018).

Varios estudios revelaron que estas enormes esteras de *Sargassum* tienen una nueva fuente de distribución posible, diferente de la histórica Regional del Atlántico Norte conocida como “El mar de los Sargazos” (Schell *et al.*, 2015). En cambio, el origen más probable de la afluencia masiva en las costas del Caribe es la Regional del Norte Ecuatorial (Johnson *et al.*, 2013; Johns *et al.*, 2020; Schell *et al.*, 2015). Donde las altas temperaturas oceánicas e insumos de nutrientes, entre otros patrones oceanográficos acoplados, como los cambios de las corrientes superficiales, son las causas más probables de esta nueva región de florecimiento de *Sargassum* (Johnson *et al.*, 2013; Gower *et al.*, 2013; Sissini *et al.*, 2017). Un estudio reciente de Wang *et al.* (2019) reveló que los aumentos de sargazo pelágico son impulsados por surgencias en África Occidental durante el invierno boreal y la descarga del río Amazonas durante la primavera y el verano. Los autores afirman que es probable que existan florecimientos recurrentes en el mar Caribe y el Atlántico tropical y destacan la importancia de comprender sus efectos en los ecosistemas existentes para una planificación futura. Uno de los principales desafíos que enfrenta la humanidad, abocada al cambio climático inminente, es el uso de este exceso de biomasa con fines prácticos. Barbados, uno de los países más afectados por estos eventos, ha investigado la viabilidad de utilizar esta biomasa como materia prima para la producción de fertilizantes y electricidad. Sin embargo, considerando los resultados obtenidos por Milledge *et al.* (2020), la explotación de la biomasa de sargazo pelágico, por sí sola, para la producción de biogás, puede ser un desafío.

AGRADECIMIENTOS

A la facultad de Ingeniería Agrícola de la Universidad de Costa Rica quien gestionó los permisos de recolectas amparados en el Proyecto “Huertos Marinos” OPP-1045878. Se agradece al Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica por otorgar permiso para trabajar en la zona costera protegida de Cahuita en el Caribe. Al profesor Humberto C., por sus comentarios al manuscrito. Al Dr. M. Wynne por la bibliografía facilitada.

REFERENCIAS

- ADDICO, G. N. D. & K. A. A. DE GRAFT-JOHNSON. 2016. Preliminary investigation into the chemical composition of the invasive brown seaweed *Sargassum* along the West Coast of Ghana. *African Journal of Biotechnology* 15 (39): 2184-2191. DOI:10.5897/AJB2015.15177
- AMARAL-ZETTLER, L. A., N. B. DRAGONE, J. SCHELL, B. SLIKAS, L. G. MURPHY, C. E. MORRALL & E. R. ZETTLER. 2017. Comparative mitochondrial and chloroplast genomics of a genetically distinct form of *Sargassum* contributing to recent “Golden Tides” in the Western Atlantic. *Ecology and Evolution* 7: 516-525.
- ARECES, A. J., A. M. SUÁREZ, O. VALDÉS & M. CANO. 1993. *Recomendaciones metodológicas para evaluar el sargazo de arribazón*. Archivo Científico Instituto Oceanología, Cuba. 8 p.
- BATTISTINI, R. & J. P. BERGOEING. 1984. Geomorfología de la costa Caribe de Costa Rica. *Revista Geográfica* 99: 167-188.
- BERON-VERA, F.J., M. J. OLASCOAGA & P. MIRON. 2019. Building a Maxey-Riley framework for surface ocean inertial particle dynamics. *Physics of Fluids* 31: 096602.

- BULA-MEYER, G. 2004. Las macroalgas marinas en la agronomía y el uso potencial del *Sargassum* flotante en la producción de fertilizantes en el archipiélago de San Andrés y Providencia, Colombia. *Boletín Ecológico* 1: 191-103.
- BUTLER, J. N., B. F. MORRIS, J. CADWALLADER & A. W. STONER. 1983. Studies of *Sargassum* and the *Sargassum* community. *Bermuda Biological Station Research*, Special Publication 22: 1-307.
- CABRERA, R., A. J. ARECES & J. DÍAZ-LARREA. 2021. *Morfología de Sargassum. Arribazones y cultivo en Costa Rica*. Académica Española. Islas Mauricio. 84 p.
- DAVIS D., R. SIMISTER, M. MARSTON, S. BOSE, S. M. MCQUEEN-MASON, L. D. GÓMEZ, W. A. GALLIMORE & T. TONON. 2021. Biomass composition of the golden tide pelagic seaweeds *Sargassum fluitans* and *S. natans* (morphotypes I and VIII) to inform valorisation pathways. *Science of the Total Environment* 762: 143134.
- DESROCHERS, A., S.A. COX, H. A. OXFENFORD & B. VAN TUSSEN BROEK. 2020. *Sargassum uses guide: a resource for Caribbean researchers, entrepreneurs and policy makers. Report prepared for the Climate Change Adaptation in the Eastern Caribbean Fisheries Sector (CC4FISH) Project of the Food and Agriculture Organization (FAO) and the Global Environment Facility (GEF)*. Centre for Resource Management and Environmental Studies (CERMES), University of the West Indies, Cave Hill Campus Bridgetown: Barbados. 159 pp.
- DJAKOURÉ, S., H. ARAUJO, A. HOUNSOU-GBO, C. NORIEGA & BOURLÈS, B. 2017. On the potential causes of the recent Pelagic *Sargassum* blooms events in the tropical North Atlantic Ocean. *Biogeosciences Discussions* 1-20. DOI:10.5194/BG-2017-346
- ELLIOT, J. M. 1971. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Fresh Water Biological Association Scientific Publication* 25: 144.
- FARLOW, W. G. 1914. The vegetation of the Sargasso Sea. *Proceedings of the American Philosophical Society* 53 (215): 257-262.
- FERNÁNDEZ, F., C. J. BOLUDA, J. OLIVERA & L. A. GUILLERMO. 2017. Análisis elemental prospectivo de la biomasa algal acumulada en las costas de la República Dominicana durante 2015. *Centro Azúcar* 44: 11-22.
- GAVIO, B., M. N. RINCÓN-DÍAZ & A. SANTOS-MARTÍNEZ. 2015. Massive quantities of pelagic *Sargassum* on the shores of San Andres island, Southwestern Caribbean. *Acta Biológica Colombiana* 20: 239-241.
- GAILLON, B. 1828. Résumé méthodique des classifications des Thalassiphytes. *Dictionnaire des Sciences Naturelles [Levrault]* 53: 350-406.
- GOUVÉA, L. P., J. ASSIS, C. F. D. GURGEL, E. A. SERRÃO, T. C. L. SILVEIRA, R. SANTOS, C. M. DUARTE, L. M. C. PERES, V. F. CARVALHO, M. BATISTA, E. BASTOS, M. N. SISSINI & P. A. HORTA. 2020. Golden carbon of *Sargassum* forests revealed as an opportunity for climate change mitigation. *Science of the Total Environment* 729: 138745.
- GOVINDARAJAN, A.F., L. COONEY, K. WHITTAKER, D. BLOCH, R. M. BURDORF, S. CANNING, C. CARTER, S. M. CELLAN, F. A. A. ERIKSSON, H. FREYER, G. HUSTON, S. HUTCHINSON, K. McKEEGAN, M. MALPANI, A. MERKLE-RAYMOND, K. OUELLETTE, R. PETERSEN-ROCKNEY, M. SCHULTZ & A.N.S. SIUDA. 2019. The distribution and mitochondrial genotype of the hydroid *Aglaophenia latecari-nata* is correlated with its pelagic *Sargassum* substrate type in the tropical and subtropical western Atlantic Ocean. *PeerJ*. 7: e7814.
- GOWER, J., E. YOUNG & S. KING. 2013. Satellite images suggest a new *Sargassum* source region in 2011. *Remote Sensing Letters* (4): 764-773.
- HERRERA, W. 1986. *Clima de Costa Rica: Vegetación y clima de costa Rica*. San José, EUNED. 120 p.
- HU, C., B. MURCH, B. B. BARNES, M. WANG, J-P. MARÉCHAL, J. FRANKS, D. JOHNSON, B. LAPOINTE, S. DEBORAH, J.M. SCHELL & A. N. S. SIUDA. 2016. *Sargassum* Watch warns of incoming seaweed. EOS 97. DOI:10.1029/2016E0058355
- IMN (INSTITUTO METEOROLÓGICO NACIONAL). 2020. *Clima de Costa Rica: el clima y las regiones climáticas de Costa Rica*. Disponible en línea en: <https://www.imn.ac.cr>. (consultado el 10 octubre 2020).
- JOHNSON, D. R., D.S. KO, J. S. FRANKS, P. MORENO & G. SÁNCHEZ-RUBIO. 2013. The *Sargassum* invasion of the Eastern Caribbean and dynamics of the Equatorial North Atlantic. *Proceed GCFI* 65:102-103.
- JOHNS, E. M., R. LUMPKIN, N. F. PUTMAN, R. H. SMITH, F. E. MULLER-KARGER, D.T. RUEDA-ROA, C. HU, M. WANG, M. T. BROOKS, L. J. GRAMER & F. E. WERNER. 2020. The establishment of a pelagic *Sargassum* population in the tropical Atlantic: Biological consequences of a basin-scale long distance dispersal event. *Progress in Oceanography* 182. DOI: 10.1016/j.pocean.2020.102269
- KINDER, T. H. 1983. Shallow currents in the Caribbean Sea and Gulf of Mexico as observed with satellite-tracked drifters. *Bulletin of Marine Science* 33: 239-246.
- LANGIN, K. 2018. Seaweed masses assault Caribbean islands. *Science* 360: 1157-1158.
- LITTLER, D. S. & M. M. LITTLER. 2000. *Caribbean Reef Plants. An Identification Guide to the Reef Plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico*. Off Shore Graphics, Washington DC. 542 p.
- LITTLER, D. S., M. M. LITTLER & M. D. HANISAK. 2008. *Submersed plants of the Indian River Lagoon*. Offshore Graphics: Washington, D.C., 286 p.
- LOUIE, C., J. FORTUNE & G. GERVAIS. 2017. *Sargassum* invasion of coastal environments: a growing concern. *American Journal of Environmental Sciences* 13 (1): 58-64.
- MANSFIELD, K. L., M. L. MENDILAHARSU, N. F. PUTMAN, M. A. MARCOVALDI, A. E. SACCO, G. LÓPEZ, T. PIRES & Y. SWIMMER. 2017. First satellite tracks of South Atlantic sea turtle 'lost years': seasonal variation in trans-equatorial movement. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284: 20171730. DOI:10.1098/rspb.2017.1730
- MARÉCHAL, J. P., C. HELLIO & C. HU. 2017. A simple, fast, and reliable method to predict *Sargassum* washing ashore in the Lesser Antilles. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 5: 54-63. DOI:10.1016/J.RSASE.2017.01.001
- MILLEDGE, J. J. & P. J. HARVEY. 2016. Golden tides: Problem or golden opportunity? The valorisation of *Sargassum* from beach inundations. *Journal of Marine Science and Engineering* 4:60.
- MILLEDGE, J. J., S. MANEIN, E. A. LÓPEZ & D. BARTLETT. 2020. *Sargassum* inundations in Turks and Caicos: methane potential and proximate,

- ultimate, lipid, amino acid, metal and metalloid analyses. *Energies* 13: 1523.
- MOREIRA, A. & G. ALFONSO. 2013. Inusual arribazón de *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen en la costa centro-sur de Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 33 (2): 17-20.
- MOREIRA, L., R. CABRERA & A. M. SUÁREZ. 2006. Evaluación de la biomasa de macroalgas marinas del género *Sargassum* C. Agardh (Phaeophyta, Fucales). *Revista de Investigaciones Marinas* 27 (2): 115-120.
- MOREL, A., H. CLAUSTRE & B. GENTILI. 2010. The most oligotrophic subtropical zones of the global ocean: similarities and differences in terms of Chlorophyll and yellow substance. *Biogeosciences Discuss* 7: 3139-3151.
- MIRON, P., M. J. OLASCOAGA, F. J. BERON-VERA, J. TRIÑANES, N. F. PUTMAN, R. LUMPKIN & G. J. GONI. 2020. Clustering of marine -debris- and *Sargassum*-like drifters explained by inertial particle dynamics. *Geophysical Research Letters* 47(19): e2020GL089874. DOI:10.1029/2020GL089874
- MURRILLO, L. M. 2001. Las mareas en Costa Rica. *Inter Sedes* 2 (2-3): 93-108.
- NÚÑEZ-RESÉNDIZ, M. L., K. M. DRECKMANN, A. SENTÍES, M. J. WYNNE & H. P. LÉON-TEJERA. 2019. Marine red algae (Rhodophyta) of economic use in the algal drifts from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Phytotaxa* 387: 219-240.
- OVIATT, C. A., K. HUIZENGA, C. S. ROGERS & W. J. MILLER. 2019. What nutrient sources support anomalous growth and the recent *Sargassum* mass stranding on Caribbean beaches? A review. *Marine Pollution Bulletin* 145: 517-525.
- PARR, A. E. 1939. Quantitative observations on the pelagic *Sargassum* vegetation of the Western North Atlantic. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection* 6 (7): 1-94.
- PUTMAN, N. F., G. J. GONI, L. J. GRAMER, C. HU, E. M. JOHNS, J. TRINANES & M. WANG. 2018. Simulating transport pathways of pelagic *Sargassum* from the equatorial Atlantic into the Caribbean Sea. *Progress in Oceanography* 165: 205-214.
- RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, R. E., B. I. VAN TUSSENBROEK & E. JORDÁN-DAHLGREN. 2016. Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe mexicano (2014-2015). In: García-Mendoza, E., S. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz, E. J. Núñez-Vázquez (eds.). *Florecimientos algales nocivos en México*. CICESE, Ensenada, México, pp. 352-365.
- RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, R. E., P. D. ROY, N. TORRESCANO-VALLE, N. CABANILLAS-TERÁN, S. CARRILLO-DOMÍNGUEZ, L. COLLADO-VIDES, M. GARCÍA-SÁNCHEZ & B. I. VAN TUSSENBROEK. 2020. Element concentrations in pelagic *Sargassum* along the Mexican Caribbean coast in 2018-2019. *PeerJ* 8: e8667 DOI:10.7717/peerj.8667
- SHELL, J. M., D.S. GOODWIN & A. N. S. SLUDA. 2015. Recent *Sargassum* inundation events in the Caribbean: Shipboard observations reveal dominance of a previously rare form. *Oceanography* 28 (3): 8-10.
- SIEGEL, S. 1972. *Diseño experimental no paramétrico aplicado a la ciencia de la conducta*. Edición Revolucionaria 2da Edición. 346 pp.
- SISSINI, M.N., M. B. B. DE BARROS BARRETO, M.T.M. SZÉCHY, M.B. DE LUCENA, M.C. OLIVEIRA, J. GOWER, G. LIU, E. DE OLIVEIRA BASTOS, D. MILSTEIN, F. GU-
SMAO, J. E. MARTINELLI-FILHO, C. ALVES-LIMA, P. COLEPICCOLO, G. AMEKA, K. DE GRAFF-JOHNSON, L. GOUVEA, B. TORRANO-SILVA, F. NAUER, J. MARCOS DE CASTRO NUNES & J. B. BARUFI. 2017. The floating *Sargassum* (Phaeophyceae) of the South Atlantic Ocean – likely scenarios. *Phycologia* 56 (3): 321-328.
- SMETACEK, V. & A. ZINGONE. 2013. Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature* 504: 84-88.
- TAYLOR, W. R. 1960. *Marine algae of the eastern tropical and subtropical coasts of the Americas*. Ann Arbor: The University of Michigan Press. 870 p.
- THIERS, B. 2020. *Index herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff*. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. Available online at: <http://sweetgum.nybg.org/science/ih/> (downloaded March 20, 2021).
- TORRES-CONDE, E. G. & B. MARTÍNEZ-DARANAS. 2019. Lista de especies de las arribazones de macrofitobentos en cinco playas de Habana del Este, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 39 (1): 147-147.
- TORRES-CONDE, E. G. & B. MARTÍNEZ-DARANAS. 2020. Oceanographic and spatio-temporal analysis of pelagic *Sargassum* drifts in Playas del Este, La Habana, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 40 (1): 47-66.
- UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME). 2018. "Sargassum white paper - Sargassum outbreak in the Caribbean: Challenges, opportunities and regional situation." UNEP (DEPI)/CAR WG.40/ INF8. Adopted at 8th Meeting of the Scientific and Technical Advisory Committee (STAC) to the Protocol Concerning Specially Protected Areas and Wildlife (SPAW) in the Wider Caribbean Region, Panama City, Panama, 5-7 December 2018. 14 pp.
- VAN-TUSSENBROEK, B. I., H. A. HERNÁNDEZ-ARANA, R. E. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, J. ESPINOZA-AVALOS, H. M. CAÑIZALES-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.
- VARGAS, G. 2006. Geografía de Costa Rica, San José, UNED.
- WANG, M. & C. HU. 2016. Mapping and quantifying *Sargassum* distribution and coverage in the Central West Atlantic using MODIS observations. *Remote Sensing of Environment* 183: 350-367.
- WANG, M. & C. HU. 2017. Predicting *Sargassum* blooms in the Caribbean Sea from MODIS observations. *Geophysical Research Letters* 44 (7): 3265-3273.
- WANG, M., C. HU, B. B. BARNES, G. MITCHUM, B. LAPOINTE & J. P. MONTOYA. 2019. The great Atlantic *Sargassum* belt. *Science* 365: 83-87.
- WINGE, O. 1923. *The Sargasso Sea, its boundaries and vegetation*. Report on the Danish Oceanographical Expeditions 1908-10 to the Mediterranean and Adjacent Seas. Volume III: Miscellaneous Papers. Carlsberg Physiological Laboratory, Copenhagen, Denmark. 33 p.
- WYNNE, M. J. 2017. A Checklist of Benthic Marine Algae of the Tropical and Subtropical Western Atlantic: Fourth Revision. *Nova Hedwigia* 145: 1-202.

Riqueza y distribución de las diatomeas epilíticas indicadoras de contaminación en el río Angulo afluente del río Lerma, México

Richness and distribution of epilithic diatoms as indicators of pollution in the Angulo river, a tributary of the Lerma river, Mexico

Arcaeli Gabriela Andrade-Servín¹*, Isabel Israde-Alcántara²

Recibido: 23 de octubre de 2020.

Aceptado: 10 de diciembre de 2020.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. El río Angulo ha estado expuesto a un deterioro ambiental como consecuencia de las descargas industriales a su afluente. **Objetivo.** Determinar las especies de diatomeas indicadoras de contaminación y su distribución en el río Angulo afluente del río Lerma. **Métodos.** Se seleccionaron 12 sitios incluyendo 2 manantiales durante los periodos de estiaje y post lluvias del año 2005. Las muestras se obtuvieron raspando las rocas para separar las diatomeas adheridas. Estas se limpiaron oxidando la muestra con ácido clorhídrico y peróxido de hidrógeno; se elaboraron preparaciones permanentes con la resina *Naphrax*[®], para su revisión con microscopía óptica. **Resultados.** Se identificaron 50 taxones pertenecientes a 20 géneros de los cuales 5 especies pertenecen a formas centrales y 45 a las pennadas. Los taxones presentes en ambos periodos fueron *Achnanthydium minutissimum*, *Amphora pediculus*, *Luticola geoppertiana*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia dissipata* var. *dissipata*, *Pleurosira laevis*, *Stausosira pinnata* y *Ulnaria ulna*. La temperatura, pH, oxígeno disuelto y sólidos disueltos totales en el río Angulo presentaron variaciones espaciales y con ello los registros de las especies. **Conclusiones.** A lo largo del afluente, se encontraron taxones representativos de ambientes eutrofizados y no eutrofizados como *Nitzschia palea* y *Amphora pediculus*. Este estudio aporta información relevante en cuanto a la presencia y distribución de especies de diatomeas que pueden ser utilizadas como bioindicadores de condiciones ambientales específicas.

Palabras clave: contaminación, ambientes eutrofizados, especies bioindicadoras.

¹ Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Av. Francisco J. Múgica s/n a Col. Felicitas del río, Morelia, Michoacán, 58040. México

² Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Av. Francisco J. Múgica s/n Col. Felicitas del río, Morelia, Michoacán, 58040. México

***Corresponding author:**

Isabel Israde-Alcántara: e-mail: isabel.israde@umich.mx

To quote as:

Andrade-Servín, A. G. & I. Israde-Alcántara. 2021. Riqueza y distribución de las diatomeas epilíticas indicadoras de contaminación en el río Angulo afluente del río Lerma, México. *Hidrobiológica* 31 (1): 43-52.

DOI: 10.24275/uam/izt/dcb/hidro/2021v31n1/Andrade

ABSTRACT

Background. The Angulo River has been subject to environmental deterioration as a result of agriculture practices and industrial discharges to its tributary. **Goal.** Determine the species of diatoms that indicate contamination and their distribution in the Angulo river, a tributary of the Lerma river. **Methods.** Twelve sites including 2 springs were selected during the low-water and post-rain periods of 2005. The samples were obtained by scraping the rocks to separate the attached diatoms. These were cleaned by oxidizing the sample with hydrochloric acid and hydrogen peroxide; permanent preparations were made with *Naphrax*[®] resin, for review with light microscopy. **Results.** 50 taxa belonging to 20 genera were identified, of which 5 species belong to central forms and 45 to pennate species. The taxa present in both periods were *Achnanthydium minutissimum*, *Amphora pediculus*, *Luticola geoppertiana*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia dissipata* var. *dissipata*, *Pleurosira laevis*, *Stausosira pinnata* and *Ulnaria ulna*. The temperature, pH, dissolved oxygen and total dissolved solids in the Angulo river presented spatial variations and with it the species records. **Conclusions.** Representative taxa of eutrophic and non-eutrophic environments were found throughout the tributary, such as *Nitzschia palea* and *Amphora pediculus*, respectively. This study has provided relevant information regarding the presence and distribution of diatom species that can be used as bioindicators of environmental conditions. specific.

Key words: pollution, eutrophic environments, bioindicator species.

INTRODUCCIÓN

En la cuenca del medio río Lerma se ubica la subcuenca del río Ángulo que recorre un área sujeta a múltiples presiones antrópicas, entre las cuales destacan la contaminación por vertidos domésticos agrícolas e industriales, el abatimiento de los mantos acuíferos, la desecación y canalización de cauces y manantiales. A pesar de estas presiones ambientales, algunos grupos taxonómicos nativos como la ictiofauna aún están bien representados (Medina *et al.*, 2005; Zubieta *et al.*, 2005).

En los ríos se llevan a cabo una gran cantidad de procesos y relaciones ecológicas entre distintos grupos taxonómicos y las propiedades físicas y químicas de este. Entre dichas relaciones destacan las representadas por las comunidades algales, las cuales son consideradas como indicadores del estado ecológico de los diferentes cuerpos de agua, y que pueden verse afectadas o beneficiadas por variaciones estacionales o las interacciones entre las variables geomorfológicas, hídricas y bióticas mismas que determinarían en gran medida la estructura comunitaria algal *i.e.* composición de especies, variación temporal, etc. (Martínez & Donato, 2003; Díaz & Rivera, 2004).

Uno de los bioindicadores ecológicos más utilizados por su abundancia y diversidad son los que están representados por las algas microscópicas del grupo Bacillariophyceae conocidas comúnmente como diatomeas, las cuales son universalmente reconocidas como uno de los componentes biológicos de los sistemas lóticos más adecuados para el monitoreo de la calidad del agua, en términos de la contaminación orgánica y eutrofización (Barber & Haworth, 1981; Sabater *et al.*, 1991).

En México existe una gran abundancia de sistema lóticos, destacando la cuenca del río Lerma-Chapala, considerado uno de los ríos más extensos y contaminados del país debido a la intensa actividad industrial desarrollada a lo largo de sus márgenes. Cabe mencionar que se han realizado algunos estudios en la parte oeste y alta de la cuenca para conocer la calidad del agua, utilizando como base a las comunidades de diatomeas epilíticas y su relación con el ambiente (Abarca, 2010; Segura *et al.*, 2012). En ambas investigaciones se concluye que se observan variaciones ambientales de ambientes mesotróficos-eutróficos en periodo de lluvias a hipereutróficos en el periodo de estiaje, además de especies no identificadas a nivel taxonómico con potencial para ser referidas como indicadoras de calidad del agua.

Con el objeto de conocer si en la cuenca las condiciones del río Angulo son semejantes a las del río Lerma y aportar información específica sobre la distribución de especies bioindicadoras, en este estudio se determinaron las especies de diatomeas epilíticas asociadas a contaminación del río Angulo afluente del río Lerma en la época de estiaje y post lluvias. Así mismo, se contribuye con el inventario diatomológico de la Cuenca del Lerma.

MATERIALES Y MÉTODOS

El río Angulo tiene una superficie de 2,079 km² y fluye de sur a norte, con un recorrido total de 64km, que inicia en la laguna de Zacapu y desemboca en el río Lerma. Administrativamente, pertenece a la región del medio Lerma de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago (20°13'12" N - 102°36'0" W y 19°36'36" N - 101°18'36" W) (Fig. 1). Su cauce

presenta canalizaciones con fines agrícolas desde la cabecera hasta la boca (Medina, 1997).

Se seleccionaron doce sitios de muestreo: manantial Zarcita (1,990 msnm), río Zacapu (1,980 msnm), río Tarejero (1,975 msnm), río Estación 3 (1,966 msnm), río Lienzo Charro (1,925 msnm), río El Ranchito (1,860 msnm), río Panindicuaro (1,820 msnm), río El Salto (1,755 msnm), río Presa El Rosario (1,740 msnm), manantial El Rosario (1,720 msnm), río San Francisco Angamacutiro (1,683 msnm) y río Santiago Conguripo (1,675 msnm). En cada sitio se realizó un muestreo en temporada de estiaje (junio) y post lluvias (diciembre) en el año 2005.

En cada uno de los sitios mencionados se midieron parámetros fisicoquímicos que incluyen la temperatura, la conductividad específica (K25) y el pH, con un potenciómetro conductivo (PC-18). Los sólidos disueltos fueron registrados utilizando un medidor multiparamétrico HORIBA y la concentración de oxígeno disuelto, con un medidor portátil YSI (51-B), ambos instrumentos previamente calibrados. En cuanto al análisis de las diatomeas, las muestras se obtuvieron a parir de un raspado superficial de los sustratos rocosos (siguiendo el criterio de Rumeau & Coste; 1988; Kelly *et al.*, 1998). Por cada sitio de muestreo se rasparon dos a tres rocas que presentaran cubiertas algales, a través del cepillado con un cepillo dental de cerdas medianas por cada sitio, cubriendo un área aproximada de 10 cm². Las muestras se almacenaron en frascos de plástico herméticos debidamente etiquetados con fecha y lugar de muestreo. 50 mililitros y se fijaron *in situ* con 10 mililitros de formaldehído diluido al 4 %. Para eliminar la materia orgánica al interior y exterior de las diatomeas, las muestras se oxidaron con peróxido de hidrógeno (40%) para eliminar la materia orgánica y con ácido clorhídrico (37%) para disolver el carbonato de calcio presente en cada muestra. Posteriormente, se realizaron tres lavados de las muestras para neutralizarlas y se montaron por triplicado de cada sitio de muestreo laminillas permanentes con Naphrax (IR = 1.74). Las observaciones se realizaron con un microscopio óptico (MO) Olympus Bimax 50, y se obtuvieron imágenes mediante una cámara digital de torre integrada Olympus DP12. Algunos taxones fueron observados con un microscopio electrónico de barrido (JEOL JSM 6400). Finalmente, la determinación taxonómica fue realizada según los criterios de Krammer & Lange-Bertalot (1997a, b), Lange-Bertalot (2000, 2001), Krammer & Lange-Bertalot (2004a, b). Para obtener la abundancia relativa de los taxones se realizó un conteo promedio de 400 valvas por una laminilla en cada sitio de muestreo (Kelly *et al.*, 1998). En cuanto al análisis para determinar las relaciones entre las especies y los parámetros físico-químicos del agua, se aplicó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) con el software MVSP (Multi-Variate Statistical Package) versión 3.0, por medio del cual se relacionó la abundancia de especies con las variables ambientales medidas (Ter Braak, 1990) y la prueba de Monte Carlo para conocer la probabilidad entre la relación entre la abundancia de los taxones y las variables ambientales.

Para la generación y manejo de la información espacial se utilizó el sistema ILWIS (Integrated Land and Water Information System) versión 3.1. Así mismo se obtuvo la digitalización de la cuenca del río Angulo y se observaron a detalle los rasgos geomorfológicos de las diferentes localidades.

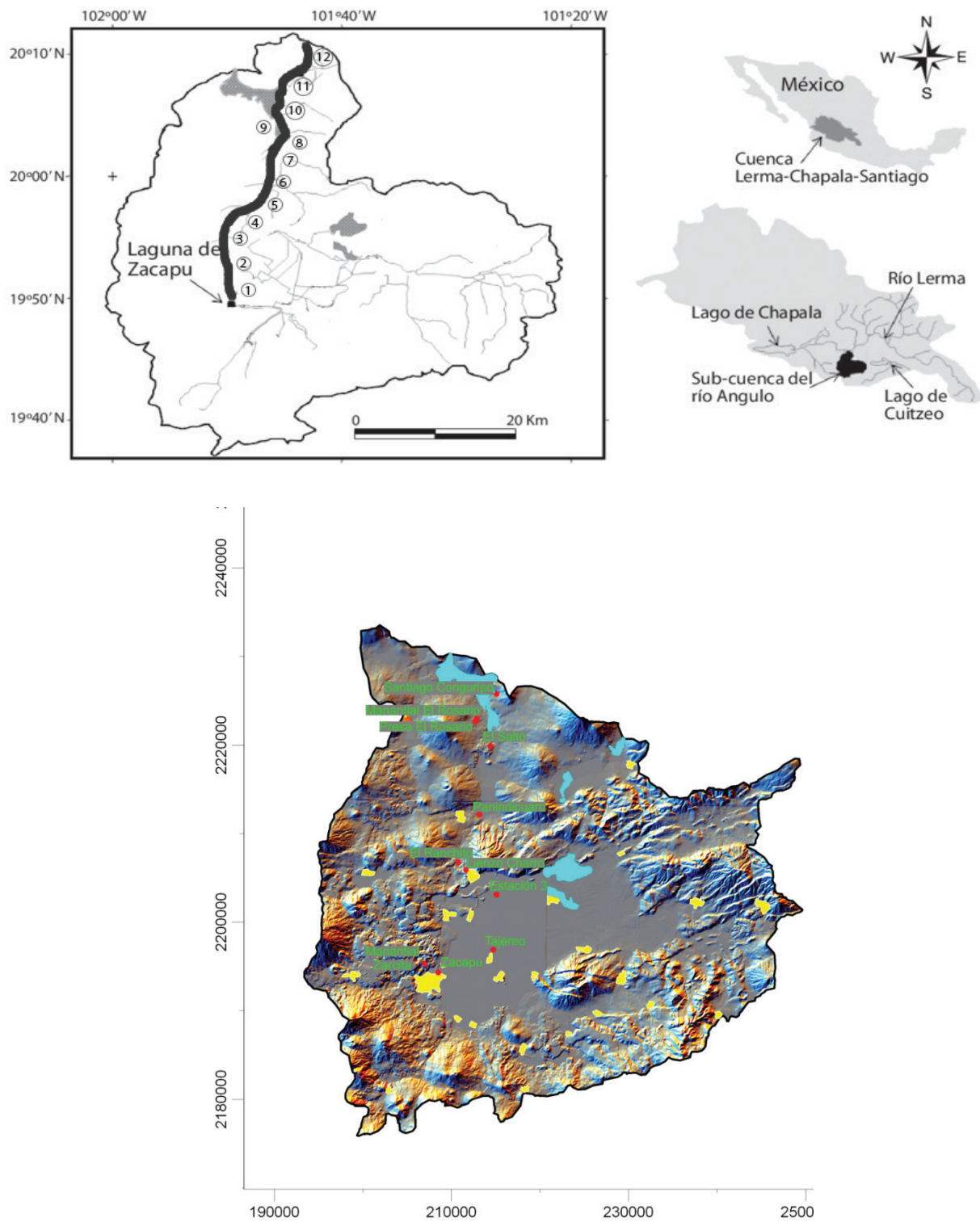


Figura 1. a. Localización de los sitios de estudio en la subcuenca del río Angulo, afluente del Lerma, México. **b.** Morfología de la cuenca y sitios de muestreo 1) Manantial Zarcita; 2) Zacapu; 3) Tarejero; 4) Estación 3; 5) Lienzo Charro; 6) El Ranchito; 7) Panindicuaro; 8) El Salto; 9) Presa El Rosario; 10) Manantial El Rosario; 11) San Francisco Angamacutiro; 12) Santiago Conguripo.

RESULTADOS

Análisis fisicoquímicos

En la tabla 1 se presentan los valores de las variables fisicoquímicas por sitio y época de muestreo. Los intervalos de temperaturas del río Angulo van de 15 a 19.6 °C en la época de estiaje, y entre 17-22 °C en post lluvias definiéndolo como un cuerpo de agua templado. El pH va de 6.2 a 8.0 en época de estiaje y de 7.2 a 8.8 en época de post lluvias, mientras que los valores de conductividad fluctuaron entre 0.4 a 1.2 y 137 a 566 $\mu\text{S cm}^{-1}$ entre época de estiaje y post lluvias. Por otra parte, las variaciones en la concentración de oxígeno disuelto (OD mg L^{-1}) y de sólidos disueltos totales (SDT) son representativos de condiciones hipóxicas (1.4 mg L^{-1} y 0.3 SDT%) en la época de estiaje, en cambio, en post lluvias representan condiciones de eutrofización, con aguas altamente oxigenadas (11.7 mg L^{-1} y 295 SDT%) debido principalmente a las variaciones geomorfológicas del río, mismas que favorecen el aumento de la velocidad de la corriente y por lo tanto de la oxigenación.

Riqueza y variación temporal de diatomeas

Se identificaron 50 especies de diatomeas epilíticas, incluidas en 20 géneros de los cuales 5 especies son formas centrales y 45 especies son formas pennadas. En la tabla 2 se muestran las especies de mayor abundancia espacial en la época de estiaje y post lluvias en el río Angulo.

Las especies presentes en ambas épocas fueron *Achnanthydium minutissimum*, *Ulnaria ulna*, *Nitzschia amphibia*, *Luticola goeppertiana* y *Nitzschia dissipata* var. *dissipata*. Además, se registraron taxones como *Staurosirella leptostauron*, *Amphora pediculus*, y *Pleurosira laevi*, que son característicos de variadas condiciones (Fig. 2). En la tabla 3 se muestran las características ambientales en la que se registraron los taxones más representativos del río Angulo.

Cabe mencionar que debido a la geomorfología del río Angulo, presenta una autodepuración y buena oxigenación del sistema lótico observándose a *Amphora pediculus*. Esta oxigenación es más notoria en zonas donde existen diferencias altitudinales como en la localidad de El Salto que produce aumentos de velocidad de la corriente, dando lugar a cambios en la riqueza de diatomeas.

Análisis de correspondencia canónica

El análisis del CCA se llevó a cabo en los 12 sitios de muestreo, usando 6 parámetros ambientales y 50 especies de diatomeas (>3% de abundancia relativa). Las correlaciones entre diatomeas y parámetros fisicoquímicos (conductividad, pH, temperatura, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales y velocidad de la corriente) para la época de estiaje en el eje 1, 2 y 3 fueron altos, con valores de 0.54, 0.86 y 0.95 respectivamente, indicando una estrecha relación entre las especies de diatomeas y los parámetros fisicoquímicos. Para la época de post lluvias se obtuvieron valores altos, en el eje 1 se obtuvo 0.63, para el eje 2 un valor de 0.86 y en el eje 3 un valor de 0.93. La prueba de Monte Carlo mostró relaciones altamente significativas entre las especies y las variables elegidas ($p = 0.002$).

En la figura 3a se observan las especies *L. goeppertiana* y *N. dissipata* var. *dissipata* que están relacionadas con altos valores de velocidad de la corriente y abundante oxigenación. Para el caso de *U. ulna* ubicada en el primer cuadrante, *A. pediculus* en el segundo cuadrante, *N. amphibia* en el tercer cuadrante y *S. medius* en el cuarto cuadrante, se registró que interactúan con valores bajos en conductividad, temperatura, pH y sólidos totales disueltos en la época de estiaje.

En la figura 3b se observa que las especies *S. leptostauron*, *U. ulna* y *L. goeppertiana* se asocian a valores altos de velocidad de la corriente, mientras que *N. amphibia* y *A. veneta* se caracterizan por presentarse en zonas con valores bajos de oxígeno disuelto y *P. laevi* en zonas

Tabla 1. Variables fisicoquímicas medidas en los sitios de estudio durante la época de estiaje y post lluvias en el año 2005.

Sitios	Temperatura (°C)		Conductividad (μScm^{-1})		pH		Oxígeno disuelto (mgL^{-1})		Sólidos disueltos totales (mgL^{-1})	
	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P
1. Manantial Zarcita	17.5	17.0	0.4	154.0	7.0	7.3	7.2	7.0	0.3	86.0
2. Zacapu	18.0	21.0	1.2	440.0	8.0	7.3	6.6	7.8	1.2	228.0
3. Tarejero	19.5	21.0	0.5	243.0	6.7	7.4	2.7	1.6	0.4	122.7
4. Estación 3	19.6	20.0	0.7	217.0	6.8	7.4	2.5	2.5	0.5	115.0
5. Lienzo Charro	19.3	21.0	0.7	237.0	6.9	7.2	2.1	1.4	0.5	129.9
6. El Ranchito	17.7	21.0	0.5	237.0	7.0	7.6	8.6	8.7	0.4	126.6
7. Panindicuaro	17.3	20.0	0.6	234.0	6.9	7.4	4.2	4.2	0.4	125.7
8. El Salto	16.9	18.0	0.6	249.0	7.0	7.6	8.7	8.3	0.5	137.0
9. Presa El Rosario	19.0	20.0	0.6	137.2	7.6	8.8	10.7	9.2	0.4	137.2
10. Manantial El Rosario	19.2	22.0	0.6	566.0	7.4	6.8	11.7	1.5	0.4	298.0
11. San Francisco Angamacutiro	15.0	17.0	0.8	351.0	6.2	7.2	7.2	5.5	0.6	199.2
12. Santiago Conguripo	15.7	19.0	1.0	436.0	6.3	8.0	4.1	5.8	0.7	234.0

Nota: E, época de estiaje; P, época de post lluvias.

con valores bajos de pH, temperatura, conductividad y sólidos totales disueltos para la época de post lluvias.

DISCUSION

Los resultados presentan marcadas variaciones en cuanto a la distribución y abundancia de algunos taxones para las épocas de estiaje y post lluvias. Para la época de estiaje, se registró a *Achnanthydium minutissimum* como especie dominante en el Manantial Zarcita. Este taxón es considerado como un buen indicador de altas concentraciones de oxígeno en aguas alcalinas e indiferente a las concentraciones de calcio y hierro (Alarcón & Peláez, 2014). Otro taxón indiferente al calcio, pero que no es buen indicador ecológico, independientemente que se considera una especie tolerante a altas concentraciones de materia orgánica, es *Ulnaria ulna*, la cual se registró en Zacapu y Manantial El Rosario. En Tarejero, se registró a *Staurosirella leptostauron*, una especie indicadora de altos intervalos de contaminación relacionados con la concentración de nutrientes. *Stephanodiscus medius* predominó en la estación 3, dicho taxón es un componente común en los depósitos

Pleistocénicos del antiguo Lago de Zacapu (Israde *et al.*, 2010). Al no observarse organismos vivos de dicha especie, se infiere que ha sido transportada dentro del río proveniente de los depósitos antes mencionados.

Un taxón resistente a altos grados de contaminación orgánica es *Luticola goeppertiana*, la cual se encontró como especie dominante en los sitios de Lienzo Charro y el Salto. En Panindicuaro, dominó *Pleurosira laevis*, taxón que ha sido considerado como tolerante y resistente a la contaminación y a la alta concentración de nutrientes (Calizaya-Anco *et al.*, 2013). Para San Francisco Angamacutiro, la presencia de *Aulacoseira granulata* var. *granulata* resultó sobresaliente, ya que dicho taxón es considerado como planctónico, tolerante a la contaminación y que se ha sido registrado en ambientes de alta turbidez, con altos intervalos de materia orgánica (Licursi & Gómez, 2003). Una especie que soporta ambientes ricos en nutrientes, tolerante a la contaminación de materia orgánica y que prefiere las aguas de media a alta conductividad, es *Nitzschia dissipata* var. *dissipata* que se registró en los sitios del Ranchito y Santiago Conguripo (Almanza *et al.*, 2016).

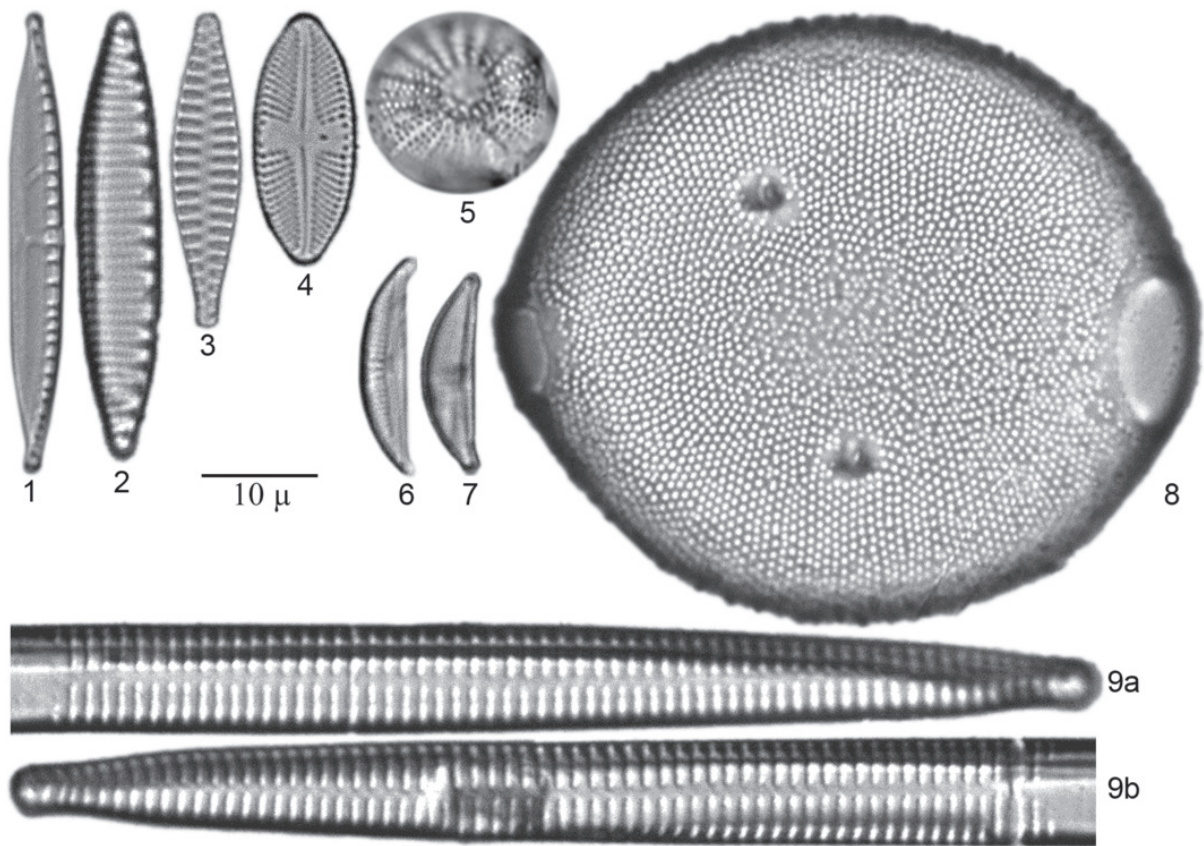


Figura 2. Muestra iconográfica de algunas especies representativas en el río Angulo. 1. *Nitzschia dissipata* (Kützting); 2. *Nitzschia amphibia* (Grunow); 3. *Staurosirella leptostauron* (Ehrenberg); 4. *Luticola goeppertiana* (Hustedt); 5. *Stephanodiscus medius*; 6. *Amphora veneta* (Kützting) Levkov; 7. *Amphora pediculus* (Kützting) Grunow; 8. *Pleurosira laevis* (Ehrenberg); 9a, b. *Ulnaria ulna*.

Tabla 2. Especies de diatomeas epilíticas presentes en estiaje y post lluvias del río Angulo.

Localidad	Estiaje	Post Lluvias
Manantial Zarcita	<i>Amphora pediculus</i> , <i>Achnanthes minutissima</i> , <i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>dissipata</i> y <i>Nitzschia palea</i>	<i>N. dissipata</i> var. <i>dissipata</i> , <i>A. minutissima</i> y <i>Staurosirella leptostauron</i>
Zacapu	<i>Ulnaria ulna</i> , <i>Nitzschia amphibia</i> y <i>Navicula cryptotenella</i>	<i>N. amphibia</i> , <i>S. leptostauron</i> y <i>Navicula cryptotenella</i>
Tarejero	<i>S. leptostauron</i> , <i>U. ulna</i> y <i>Cyclostephanos invisitatus</i>	<i>L. mutica</i> , <i>A. exigua</i> y <i>U. ulna</i>
Estación 3	<i>Stephanodiscus medius</i> , <i>U. ulna</i> y <i>S. leptostauron</i>	<i>Luticula goeppertiana</i> y <i>S. leptostauron</i>
Lienzo Charro	<i>U. ulna</i> , <i>L. goeppertiana</i> y <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	<i>A. exigua</i> , <i>S. leptostauron</i> y <i>N. amphibia</i>
El Ranchito	<i>N. dissipata</i> var. <i>dissipata</i> , <i>N. amphibia</i> y <i>Pleurosira laevis</i>	<i>L. goeppertiana</i> , <i>S. leptostauron</i> y <i>A. granulata</i> var. <i>granulata</i>
Panindicuaro	<i>U. ulna</i> , <i>P. laevis</i> y <i>S. leptostauron</i>	<i>U. ulna</i> , <i>S. leptostauron</i> y <i>N. amphibia</i>
El Salto	<i>L. goeppertiana</i> , <i>L. mutica</i> y <i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>P. laevis</i> , <i>N. dissipata</i> var. <i>dissipata</i> y <i>N. amphibia</i>
Presa el Rosario	<i>S. medius</i> , <i>C. invisitatus</i> y <i>U. ulna</i>	<i>N. amphibia</i> , <i>N. palea</i> , <i>Fragilaria gouldii</i> y <i>G. parvulum</i>
manantial el Rosario	<i>C. invisitatus</i> , <i>C. meneghiniana</i> , y <i>N. palea</i>	<i>A. veneta</i> , <i>N. cryptotenella</i> y <i>N. palea</i>
San Francisco Angamacutiro	<i>Amphora veneta</i> , <i>A. granulata</i> var. <i>granulata</i> , <i>C. invisitatus</i> y <i>S. medius</i>	<i>N. palea</i> , <i>U. ulna</i> , <i>N. dissipata</i> var. <i>dissipata</i> y <i>N. amphibia</i>
Santiago Conguripo	<i>N. palea</i> , <i>N. dissipata</i> var. <i>dissipata</i> y <i>Gomphonema parvulum</i>	<i>Sellaphora pupula</i> , <i>Bacillaria paradoxa</i> y <i>N. palea</i>

Para la época de post lluvias dominó *Staurosirella leptostauron* en manantial Zarcita, Estación 3 y El Ranchito, siendo considerada como una especie tolerante a las altas concentraciones de materia orgánica y nutrientes. *Ulnaria ulna*, un taxon tolerante a la presencia de contaminación orgánica moderada y baja velocidad de corriente (Martínez *et al.*, 2003), se ubicó en Zacapu, Lienzo Charro y Panindicuaro, sitios asociados a niveles altos de DBO y caracterizados por baja perturbación ambiental. En el Salto se registró a *Pleurosira laevis*, una especie cosmopolita característica en sitios con altos niveles de contaminación (Calizaya-Anco *et al.*, 2013); en este sitio específico se observa un alta turbidez y alto DQO. Para Tarejero dominó *Achnanthes exigua*, taxón característico por soportar altos intervalos de contaminación; en el punto de muestreo se detectó que esta especie se asocia a los más bajos niveles de oxígeno disuelto y de DQO. Para Manantial El Rosario se registró a *Amphora veneta*, taxón que se caracteriza por ser muy tolerante a la contaminación (Daruich *et al.*, 2017) y se localizó en un sitio de alta turbidez y niveles altos de oxígeno disuelto. En San Francisco Angamacutiro dominó *Nitzschia palea* considerada como una especie indicadora de eutroficación que, en efecto, se encuentra en esta localidad asociado a altos niveles de fósforo, con una DQO alta y con bajos niveles de oxígeno disuelto. Esta especie se ha encontrado también en ríos con altas concentraciones de nitratos y fosfatos cerca de tierras agrícolas en la cuenca del río Lerma (Abarca, 2010; Segura *et al.*, 2012). En Presa El Rosario y Santiago Conguripo, dominó *Nitzschia amphibia*, un taxón muy tolerante a los altos intervalos de materia orgánica (Alarcón & Peláez, 2014).

Además, *Nitzschia amphibia*, *N. dissipata* var. *dissipata* y *N. palea* son especies tolerantes a ambientes eutróficos, condiciones que se han observado en varios cuerpos lénticos llamados “bordos” en el estado

de Guanajuato cerca del río Lerma (Cantoral & Mora, 2012). *Aulacoseira granulata* var. *angustissimase* presentó en la parte más ancha y profunda del sitio Angamacutiro en un ambiente de alta turbidez; se ha observado que es un taxón muy común en ambientes planctónicos de lagos y presas y cuerpos de agua profundos (Istrate *et al.*, 2002).

Mora *et al.* (2015) encontraron como especie dominante a *Nitzschia amphibia* en los ríos Laja y Querétaro, considerados como referentes para condiciones altamente perturbadas, donde existe una baja diversidad de especies y dominio de especies que prefieren concentraciones altas de materia orgánica.

Nitzschia dissipata var. *dissipata*, *L. goeppertiana*, *S. leptostauron*, y *U. ulna*, son taxones registrados como tolerantes a desechos industriales que están presentes y han sido registrados en ríos altamente contaminados (Germain, 1981; Cox, 1996; Cantoral, 1997; Krammer & Lange-Bertalot, 1997b; Novelo, 1998; Lange-Bertalot, 2001; Dere *et al.*, 2006; Ndiritu *et al.*, 2006; Novelo *et al.*, 2007). A pesar de que no hay grandes industrias textiles en la región (*e.g.*, Celanese, establecida en Zacapu desde 1948), los dos primeros taxones se observaron en ambientes con una tendencia a bajas temperaturas, mayores niveles de OD comparado con las demás localidades.

Por último, *A. minutissimum* es un taxón sensible a la contaminación, y se asocia a hábitats sombreados (Ndiritu *et al.*, 2006; Sczepocka & Szulc, 2006), además de que es indicadora de altas concentraciones de oxigenación (Krammer & Lange-Bertalot, 2004b; Segura *et al.*, 2012); en este estudio se ubicó en el manantial Zarcita, Tarejero, Est. 3 y El Ranchito, donde las condiciones ambientales son sitios con abundante vegetación, baja turbidez, sin embargo muy cercanos a actividades antrópicas (asentamientos humanos y zonas de cultivos).

Tabla 3. Características ambientales asociadas a las especies más representativas registradas en las épocas de estiaje y post lluvias en el año 2005.

Taxón	Características ambientales	Presencia	Autor
<i>Achnanthes exigua</i> (Grunow)	Es una especie considerada como cosmopolita, registra un pH alcalifilo, se asocia a temperaturas de tipo eurihalobia.	P	Krammer & Lange-Bertalot (1991)
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarniecki	Es un taxón planctónico, epilítico, metafítico, perifítico. Registra un pH alcalifilo, mesotrófico, se encuentra en ambientes oligohalobios, mesosaprobios, es una especie, con temperaturas de tipo euritermal, mesotermal, es un taxóneutópico, aguas bastante mineralizadas buen indicador de altas concentraciones de oxígeno en aguas alcalinas, indiferente al calcio y hierro.	E	Cantoral (1997); Novelo <i>et al.</i> (2007)
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing)	Es un taxón perifítico, epifíticos, eutrófica, oligohalobia, eurihalobia, polisaprobia, mesosaprobia, reófila. Representa un pH alcalifilo, alcalibióntico, en cuanto a la temperatura se considera mesotermal, se le ubica en aguas con alta conductividad.	E	Cantoral (1997)
<i>Amphora veneta</i> (Kützing) Levkov	Es una especie considerada como cosmopolita, muy común en ambientes perifíticas, metafíticas y epilíticas. Se asocia con un pH alcalifilo, y una temperatura eurihalobia.	P	Novelo <i>et al.</i> (2007); Levkov (2009); Segura (2011)
<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i> (O. Müller)	Esta variedad planctónica, metafítica, perifítica, tolera aguas con un alto porcentaje de turbidez. Sus condiciones óptimas de vida son las aguas con una conductividad media (500-1200 μScm^{-1}) y un pH alrededor de 8 a 8.5, con una alcalinidad de 7 a 10 meq.l-1 y en aguas ricas en sodio.	E	Novelo <i>et al.</i> (2007)
<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	Representa un pH alcalifilo-alcalibióntico; se ubica en ambientes eutrófico, oligotrófico; mesohalobio, oligohalobio, halofilo, polisaprobio, α -mesosaprobico; es un taxón planctónico, béntico, epifito y metafítico común en ríos, lagos, pozos, manantiales, por su temperatura es eurihalino, soporta aguas semiduras, indiferente al calcio. Se asocia con una conductividad de 400-20,000 $\mu\text{s/cm}$.	E	Lowe (1974)
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch)	Es un taxón eutrófilo, oligohalobio, polisaprobio, α -mesosaprobio. Registra un pH alcalifilo, se le encuentra muy comunmente en sitios con baja conductividad.	E	Cantoral (1997)
<i>Nitzschia amphibia</i> (Grunow)	Esta especie es cosmopolita como forma epilítica, perifítica y metafítica, planctónica, con distintas tolerancias a condiciones de temperatura. Registra un pH de alcalifilo a alcalibiontico, en ambientes eutróficos, hipertróficos, oligohalobias, α -mesosaprobio. Es común su ubicación con alta conductividad.	P	Cantoral (1997); Novelo <i>et al.</i> (2007)
<i>Nitzschia dissipatavar. dissipata</i> (Kützing)	Es un taxaperifítico, presenta un pH alcalifilo, alcalibióntico, por su forma de vida, epifito, epilítico, bético eutrófico, mesotrófico, oligohalobio, β -mesosaprobio, reo-filo, se asocia a las aguas de media a alta conductividad.	E	Cantoral (1997)
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing)	Es una especie epipélica, epilítica, planctónica, Perifítica, se encuentra en aguas alcalinas, con un amplio rango de conductividad, se le ha observado en lugares ricos en oxígeno, su pH óptimo es de 8.4, es una especie indicadora de eutroficación.	P	Cantoral (1997); Novelo <i>et al.</i> (2007)
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg)	Es una especie epifita, perifítica, epilítica, se asocia a temperaturas entre 25-25.5°C; con un pH alcalifilo, alcalibiontico, mesohalobio, oligohalobio, mesosaprobio, oligosaprobio, con una conductividad 400-20,000 $\mu\text{s/cm}$.	E/P	Lowe (1974)
<i>Staurosirella leptostauron</i> (Ehrenberg)	Es una especie cosmopolita, aparece en aguas moderadamente distróficas hasta en pantanos ácidos. Principalmente se le ha observado en aguas continentales oligosaprobias, con un contenido mineral de mediano a alto, aunque se llega a mantener por debajo de los 100 $\mu\text{S/cm}$ y se llega a presentar hasta en un pH de 9.3.	E/P	Krammer & Lange-Bertalot (1991)
<i>Stephanodiscus medius</i> (Håkansson)	Registra un pH alcalibióntico, por su forma de vida es una especie ticoplanctónica, perifítica, se asocia a una temperatura mesotérmica, y se encuentra en ambientes oligohalobios.	E	Novelo <i>et al.</i> (2007); Krammer & Lange-Bertalot (1991)
<i>Ulnaria ulna</i> Compère	Es una especie de amplia distribución, es epifítica, perifítica, epilítica. Se registra en manantiales con una velocidad de corriente de media a baja, con una temperatura de 20 a 27°C, un pH de 7 a 8, y con una conductividad de 300 a 1500 $\mu\text{s/cm}$. Es indiferente al calcio y no es un buen indicador ecológico.	E/P	Cantoral (1997)

Nota: E, época de estiaje; P, época de post lluvias.

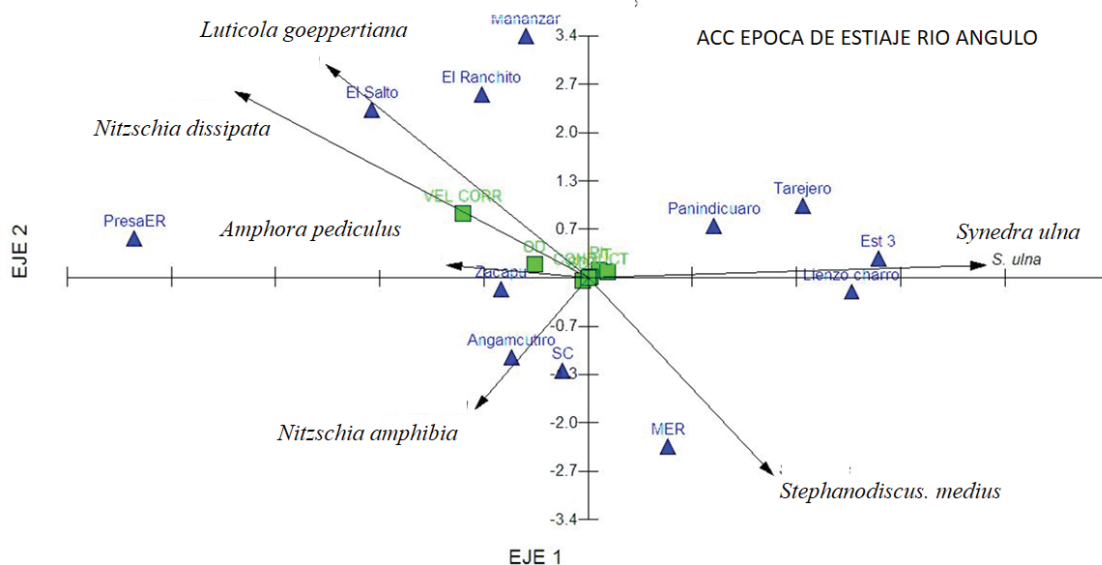


Figura 3a. Análisis de Correspondencia Canónica de los taxa y variables ambientales correspondiente a la época de secas del río Angulo.

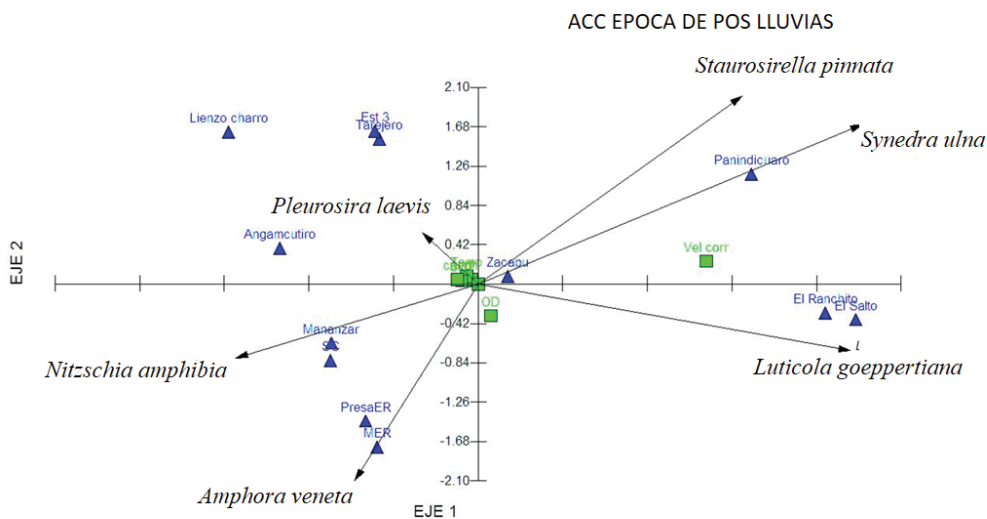


Figura 3b. Análisis de Correspondencia Canónica de los taxa y variables ambientales correspondiente a la época de post lluvias.

CONCLUSIONES

A lo largo del río Angulo se registró que las diatomeas se distribuyen de acuerdo con la gradiente altitudinal, espacial y de impactos originados por actividades antrópicas. La morfología del cauce del río, con sus saltos permiten la autodepuración y el aumento del oxígeno disuelto, mismo que favorece la presencia de ciertas especies como *Amphora pediculus*. La existencia de zonas agrícolas a lo largo del río Angulo favorece la presencia de taxones representativos de ambientes eutro-

fizados e.g. *Nitzschia palea*. Además, el análisis de correspondencia mostró que la distribución y riqueza de las diatomeas a lo largo del afluente del río Angulo están estrechamente vinculadas a las características químicas y físicas del agua, así como a las condiciones geomorfológicas a lo largo de dicho río. La información ambiental y taxonómica de este estudio será de ayuda para futuras investigaciones, así como de carácter florístico o propuestas relacionadas con el monitoreo y conservación ambiental en el río Angulo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos por los fondos otorgados por CONACYT proyecto SEP2003-C02-44693 a cargo de Isabel Israde Alcántara. A Salvador Almanza por la edición de imágenes de diatomeas al Dr Manuel Mendoza por la edición del mapa y sus comentarios. A los revisores que contribuyeron a mejorar la presentación de esta investigación.

REFERENCIAS

- ABARCA, D.N. 2010. Diatom community analysis and quality assessment of the polluted tropical Lerma River (Mexico). Tesis doctoral, Freie-Universität Berlin, Germany. 418 p.
- ALARCÓN, N. & F. PELÁEZ. 2014. Calidad del agua del río Sendamal (Celdín, Cajamarca, Perú): determinación mediante uso de diatomeas, 2012. *Rebiol* 34(2): 29-37.
- ALMANZA, J., I. ISRADE & V. SEGURA. 2016. Diatomeas perifíticas del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Hidrobiológica* 26 (2): 161-185.
- BARBER, H. & E. HAWORTH. 1981. *A guide to the morphology of the diatom frustule with a key to the British freshwater genera*. Wareham, Dorset. Freshwater Biological Association. N.44. Estados Unidos de América. 112 p.
- CALIZAYA-ANCO, J., M. AVENDAÑO-CÁCERES & I. DELGADO-VARGAS. 2013. Evaluation of the quality of river water with diatoms (Bacillariophyceae): an experience in Tacna, Peru. *Revista peruana de medicina experimental y salud pública* 30(1): 58-63. DOI:10.1590/s1726-46342013000100012
- CANTORAL, E. 1997. Diatomeas (Bacillariophyceae) de ambientes lóticos en la cuenca baja de la Huasteca Potosina. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. CDMX, México. 201 p.
- CANTORAL, E. & L. MORA. 2012. Diatomeas en bordos de la subcuenca San Miguel Allende, Guanajuato. In: Zorilla, M., M. Cecaira, O. Baez, L. Terrones & S. Zamudio (eds.). *La biodiversidad en Guanajuato: estudio de Estado sobre la Biodiversidad de Guanajuato*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)-Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato. pp. 241-253.
- COX, E. 1996. *Identification of freshwater diatoms from live material*. Chapman & Hall, Oxford. 158 p.
- DARUICH, G. J., M. A. GIL & L. E. MORENO. 2017. Diatomeas empleadas en la evaluación de la calidad del agua en 3 cuencas de la provincia de San Luis (Argentina). *Natura Neotropicalis* 48(1/2): 19-35.
- DERE, S. N., N. DALKIRON, D. KARACAÖĞLU, A. ELMACI, B. DÜLGER & E. ŞENTÜRK. 2006. Relationship among epipellic diatom taxa, bacterial abundances and water quality in a highly polluted stream catchment, Bursa- Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 112:1-22. DOI:10.1007/s10661-006-0213-7
- DÍAZ, C. & C. RIVERA. 2004. Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia* 26 (2): 381-394.
- GERMAIN, H. 1981. *Flore des Diatomées, Diatomophycées, eaux douces et saumâtres du Massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe occidentale*. Collection "Faunes et Flores Actuelles". Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris. 444 p.
- ISRADE, I., V. GARDUÑO & O. ORTEGA. 2002. Paleo ambiente lacustre del cuaternario tardío en el centro del lago de Cuitzeo. *Hidrobiológica* 12(1): 61-78.
- ISRADE, I., W. MILLER, V. GARDUÑO, J. BARRON & M. RODRIGUEZ. 2010. Palaeo environmental significance of diatom and vertebrate fossils from Late Cenozoic tectonic basins in west-central México: A review. *Quaternary International* 219(1-2): 79-94. DOI:10.1016/j.quaint.2010.01.012
- KELLY, M.A., E. CAZAUBON, A. CORING, A. DELL'UOMO, L. ECTOR, B. GOLDSMITH, H. GUASCH, J. HÜRLIMANN, A. JARLMAN, B. KAWECKA, J. KWANDRANS, R. LAUGASTE, A. LINDSTROM, M. LEITAO, P. MARVAN, J. PADISÁK, E. PIPP, J. PRYGIEL, E. ROTT, S. SABATER, H. VAN DAM & J. VIZINET. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10: 215-224. DOI:10.1023/A:1008033201227
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1997a. *Bacillariophyceae 2/1. Teil: Naviculaceae*. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart, Germany. 876 p.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1997b. *Bacillariophyceae 2/2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart, Germany. 437p .
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 2004a. *Bacillariophyceae. 2/3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart, Germany. 598 p .
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 2004b. *Bacillariophyceae. 2/4. Teil: Achnanthaceae Kritische Ergänzungen zu Achnanthes s. l., Navicula s. str., Gomphonema*. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart, Germany. 468 p.
- LANGE-BERTALOT, H. 2000. *Iconographia Diatomologica. Annotated diatom micrographs*. Vol.9 (Koeltz). Scientific books. A. R. G. Gantner Verlag K. G. Germany. 672 p.
- LANGE-BERTALOT, H. 2001. *Diatoms of Europe. Diatoms of the European inland waters and comparable habitats. Navicula sensu stricto; 10 genera separated from Navicula sensu lato Frustulia*. Vol. 2. Gantner Verlag. K. G. Germany. 526 p.
- LICURSI, M. & N. GÓMEZ. 2003. Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la Llanura Pampeana Argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología acuática* (21): 31-49.
- MARTÍNEZ, L. & J. DONATO. 2003. Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). *Caldasia* 25(2): 337-354.
- MARTÍNEZ, D. F., N. MAIDANA, N. GÓMEZ & S. SABATER. 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). *Biodiversity & Conservation* 12(12): 2443-2454.

- MEDINA, M. 1997. Ictiofauna de la subcuenca del río Angulo, cuenca Lerma Chapala. Michoacán. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. *Zoología Informa* 35: 25-52.
- MEDINA, M., J. LYONS, T. ZUBIETA, E. SOLORIO, J. RAMÍREZ & R. GALVÁN. 2005. Conservation of two sites in central Mexico with a high diversity of live-bearing fishes. *In: Uribe, M. C. & H. J. Grier (eds.). Viviparous Fishes, New Life Publications*, Florida, EEUU, pp. 499-504.
- MORA, D., J. CARMONA & E. CANTORAL. 2015. Diatomeas epilíticas de la cuenca alta del río Laja, Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86(4): 1024-1040. DOI:10.1016/j.rmb.2015.09.004
- NDIRITU, G., N. GICHUKI & L. TRIEST. 2006. Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, Central Kenya. *Biodiversity and Conservation* 15: 3267-3293.
- NOVELO, E. 1998. Floras ficológicas del Valle de Tehuacán, Puebla. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. CDMX, México. 599 p.
- NOVELO, E., R. TAVERA & C. IBARRA. 2007. *Bacillariophyceae from karstic wetlands in Mexico*. Bibliotheca Diatomologica. Vol. XX. J. Cramer. Germany. 136p.
- RUMEAU, A. & M. COSTE. 1988. Introduction into the systematics of freshwater diatoms for a useful generic diatom index. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture (France)* 309: 1-69.
- SABATER, S., J. ARMENGOL, E. MARTI, F. SABATER & H. GUASCH. 1991. Benthic diatom communities as descriptors of discontinuities in the River Ter, Spain. *In: Whitton, B., E. Rott & G. Friedrich. (eds.). Use of Algae for Monitoring Rivers*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. pp. 157-163.
- SCZEPOCKA, E. & B. SZULC. 2006. Benthic diatoms in the central section of the Pilica river and Sulejów reservoir. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology* 35(2): 171-178.
- SEGURA, V., E. CANTORAL, I. ISRADE & N. MAIDANA. 2012. Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiológica* 22 (1): 16-27.
- TER BRAAK, C. 1990. *CANOCO-a Fortn program for canonical community ordination by partial, detrended, canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (versión 3.11)*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands.
- ZUBIETA, T., M. MEDINA & V. SEGURA. 2005. *Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar: Laguna de Zacapu*. Informe inédito. 17p.

Fitoplancton en el sistema lagunar tropical Carmen Pajonal Machona, Tabasco

Phytoplankton in the tropical lagoon system Carmen Pajonal Machona, Tabasco

Karina Esqueda-Lara^{1,2}, Vladislav Carnero-Bravo³, Francisco Varona-Cordero⁴, Karla Margarita Rincones-Reyes¹, Yacciry Ahuja-Jiménez¹, Christian Guadalupe García-Valdéz¹ y Alberto J. Sánchez⁵

Recibido: 03 de noviembre de 2020.

Aceptado: 07 de marzo de 2021.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. El fitoplancton es considerado un indicador importante de los procesos naturales y antropogénicos que se desarrollan en las cuencas y en los ambientes costeros. Un ejemplo de estos sistemas es el conformado por las lagunas El Carmen, Pajonal y La Machona (CPM), en las cuales hay una intensa actividad pesquera y de ostricultura, así como actividades agrícolas, extracción petrolera y forestal a sus alrededores. **Objetivo.** El objetivo fue identificar las especies fitoplanctónicas, con énfasis en las potencialmente nocivas y/o tóxicas, su distribución y diferencias entre los muestreos, nortes (2015) y lluvias (2016), así como reportar las variables fisicoquímicas. **Métodos.** Se tomaron muestras de red de 20 µm de abertura de malla y midieron las variables con una sonda de calidad de agua. Se contabilizaron 300 organismos y se obtuvieron la riqueza específica, abundancias relativas e índice de diversidad. Para identificar diferencias entre las dos temporadas muestreadas se realizó la prueba U de Mann-Whitney. Además, se identificaron las variables fisicoquímicas más importantes para explorar su relación con las especies mediante un análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA). **Resultados.** Se identificaron un total de 86 especies de las cuales diez son nuevos registros para el área y 15 son potencialmente tóxicas. El grupo taxonómico con más especies fue el de las Bacillariophyta (43 nortes y 22 lluvias). La riqueza específica fue significativamente diferente entre temporadas. Las especies más abundantes fueron de los grupos de las Cyanoprokaryota y las Bacillariophyta para la temporada de nortes, mientras que para la temporada de lluvias fueron del grupo Dinoflagellata. **Conclusiones.** La temperatura y la salinidad fueron las variables que determinaron la composición del fitoplancton en las lagunas CPM; la presencia de especies potencialmente tóxicas es una alerta para el sistema lagunar debido a que refleja una situación latente que podría desencadenar florecimientos en cualquier momento.

Palabras clave: Estuario, microalgas potencialmente tóxicas, nuevo registro, río Grijalva, salud ambiental.

ABSTRACT

Background. Phytoplankton is considered an important indicator of natural and anthropogenic processes that take place in basins and coastal environments. An example of these systems is the formed by the El Carmen, Pajonal and La Machona lagoons, in which there is intense fishing and oyster farming activity, as well as agricultural activities, oil extraction and forestry in their surroundings. **Goals.** Identifying the phytoplankton species, with emphasis on the potentially harmful and / or toxic ones, their distribution and differences between the samplings, north winds (2015) and rainy (2016), as well as reporting the physicochemical variables was the aimed of this work. **Methods.** Net samples with a mesh size of 20 µm were taken and physicochemical variables were measured with a water quality sonde. 300 organisms were counted and the specific richness, relative abundances and diversity index were calculated. To identify differences between the two seasons sampled the Mann-Whitney U test was performed. In addition, the most important physicochemical variables were identified to explore their relationship with the species through a distance-based redundancy analysis (dbRDA). **Results.** A total of 86 species were identified, of which ten are new records and 15 are

¹ Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad, A. C. Calle Centenario del Instituto Juárez S/N, Col. Reforma, Villahermosa, Tabasco, 86080. México

² Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera, México (LANRESC), CONACYT, Sisal, Yucatán, México

³ Geotop and Département des sciences de la Terre et de l'atmosphère, Université du Québec à Montréal. P.O. Box 8888, Station Centre-Ville, H3C 3P8. Canada

⁴ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510. México

⁵ Diagnóstico y Manejo de Humedales Tropicales, División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa-Cárdenas Km 0.5, s/n, Villahermosa, Tabasco, 86150. México

***Corresponding author:**

Karina Esqueda-Lara: e-mail: karinaradha514@yahoo.com

To quote as:

Esqueda-Lara, K., V. Carnero-Bravo, F. Varona-Cordero, K. M. Rincones-Reyes, Y. Ahuja-Jiménez, C. G. García-Valdéz & A. J. Sánchez. 2021. Fitoplancton en el sistema lagunar tropical Carmen Pajonal Machona, Tabasco. *Hidrobiológica* 31 (1): 53-68.

DOI:10.24275/uam/izt/dcb/hidro/2021v31n1/Esqueda

potentially harmful and / or toxic ones. The taxonomic group with the most species in both seasons was Bacillariophyta (43 Northeast and 22 Rains). Specific richness was significantly different between seasons. In the north winds season, the most abundant species were from the Cyanoprokaryota and Bacillariophyta groups, while for rainy season they were from the Dinoflagellata. **Conclusions.** Water temperature and salinity were the physicochemical variables that defined the phytoplankton composition in the CPM lagoons; the presence of potentially toxic species is an alert for the lagoon system because it reflects a latent situation that could trigger blooms at any time.

Keywords: Estuarine, potentially toxic microalgae, new records, Grijalva river, environmental health.

INTRODUCCIÓN

El fitoplancton es un grupo complejo de microorganismos con diferentes orígenes filogenéticos que viven en la columna de agua de ecosistemas acuáticos continentales, estuarinos y marinos. Su diversidad es tan amplia que dentro del grupo se pueden encontrar organismos tanto procariontes como eucariontes; fotosintéticos y heterótrofos e incluso mixótrofos, por lo que ocupa diferentes nichos ecológicos (Finkel *et al.*, 2010; Litchman *et al.*, 2012). La presencia y distribución de sus especies depende de parámetros físicos, químicos y biológicos como la temperatura, la salinidad, la presencia de nutrientes, pastoreo, entre otros (Finkel *et al.*, 2010). En ecosistemas acuáticos como los estuarios, la composición de sus especies está relacionada con la tolerancia a las variaciones espaciales y temporales de los parámetros fisicoquímicos en diferentes escalas vinculadas con la hidrodinámica generada por la mezcla de agua marina y limnética, así como de la geomorfología del ecosistema (Reyes-Ramírez *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2020). Por lo que el fitoplancton es considerado un indicador importante de los procesos naturales y antropogénicos (Calvo-Trujillo *et al.*, 2018; Van Meerssche *et al.*, 2018) que se desarrollan en las cuencas y en los ambientes costeros (Longhurst, 1981; Troccoli-Ghinaglia *et al.*, 2004; Álvarez-Góngora *et al.*, 2012).

Los ecosistemas costeros, principalmente tropicales, presentan una alta productividad y diversidad biológica; además proporcionan servicios ecosistémicos bien reconocidos (Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010). Un ejemplo de estos sistemas es el conformado por las lagunas El Carmen, Pajonal y La Machona, en las cuales hay una intensa actividad pesquera y de ostricultura (Tepetlan & Aldana-Aranda, 2008), así como, actividades agrícolas, extracción petrolera y forestal a sus alrededores (Bello *et al.*, 2009). Sin embargo, este sistema lagunar ha sido fuertemente impactado desde 1975 por la apertura de la Boca de Panteones, que intensifica el efecto de las corrientes de marea en las lagunas que componen este sistema (López-Hernández *et al.*, 1997).

Los resultados publicados en el sistema lagunar Carmen Pajonal Machona son escasos y la mayoría desactualizados (Antolí & García-Cubas, 1985; Gutiérrez-Estrada & Galaviz-Solis, 1993; Tepetlan & Aldana-Aranda, 2008; Flores-Coto *et al.*, 2010; Campos-Campos *et al.*, 2017). Incluso la información limitada sobre la composición y distribución de las comunidades de fitoplancton en este complejo lagunar y en los demás ecosistemas estuarinos del sur del Golfo de México (Herrera-Silveira *et al.*, 1998; Barreiro-Güemes & Aguirre-León, 1999; Barón-Campis *et al.*, 2005; Campos-Campos *et al.*, 2012; Muciño-Márquez *et al.*, 2014; Poot-Delgado *et al.*, 2015; Muciño-Márquez *et al.*,

2017; Ulloa *et al.*, 2017; Herrera-Silveira *et al.*, 2019), no aborda aspectos claves como el hecho de que es un sistema altamente productivo, con presencia de especies fitoplanctónicas potencialmente tóxicas que estén generando problemas de salud pública por el consumo de especies acuáticas. Por lo que el presente trabajo tuvo la finalidad de identificar las especies fitoplanctónicas, con especial énfasis en las potencialmente tóxicas y nocivas, su distribución en el sistema y diferencias entre dos temporadas, nortes (2015) y lluvias (2016), así como reportar los valores de las variables fisicoquímicas en los que se recolectaron las especies durante dichas temporadas. Esto permitió detectar diferencias significativas entre temporadas, tanto en la comunidad fitoplanctónica como en las variables fisicoquímicas, excepto en el oxígeno disuelto.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sistema fluvial lagunar deltaico Carmen Pajonal Machona (CPM) está ubicado en la planicie costera de la cuenca del río Grijalva, entre los 18° 14' y 18° 18' N y los 93° 24' y 93° 53' O. El sistema recibe la descarga permanente de los ríos San Felipe y Santana y está comunicado permanentemente al sur del Golfo de México mediante dos bocas, al este la boca artificial de Panteones y al oeste el canal de Santana (Gutiérrez-Estrada & Galaviz, 1983). Para conocer las especies de fitoplancton presentes en el sistema durante la temporada de nortes del 2015 y lluvias del 2016, se establecieron tres estaciones dentro de la laguna El Carmen, tres en La Machona y una dentro de Pajonal, que conecta ambas lagunas, lo que suma siete estaciones muestreadas en diciembre en 2015 y en octubre de 2016 (Fig. 1).

Con el fin de estimar la variabilidad de los parámetros fisicoquímicos se midieron *in situ*, a nivel de superficie y fondo, la temperatura del agua, la salinidad, el pH y el oxígeno disuelto (OD) con una sonda multiparamétrica EXO 2 marca YSI así como una sonda YSI DO-200, un potenciómetro digital HM PH-200 HM y un refractómetro. Todo el equipo fue calibrado un día antes de los muestreos según lo indicado por los fabricantes.

Las muestras se realizaron mediante una red con luz de malla de 20 μm , a una profundidad que varió de acuerdo con la profundidad de cada estación. Las muestras una vez recolectadas se fijaron con formol al 4%. En el laboratorio, las muestras fueron analizadas con un microscopio compuesto Carl Zeiss con los objetivos 20X, 40X y 63X, en campo claro, campo oscuro y contraste de fase. Para la identificación de las especies se utilizó literatura especializada (Cupp, 1943; Rampi & Bernhard, 1980; Balech, 1988; Tomas, 1997; Komárek & Anagnostidis, 1999; Sivone & Jones, 1999; Komárek & Anagnostidis, 2005; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010). Los primeros 300 organismos se contabilizaron para obtener las abundancias relativas. La riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon H (Log_2) se calcularon para cada estación.

Para identificar diferencias entre las dos épocas climáticas se realizó un análisis no paramétrico con la prueba U de Mann-Whitney, puesto que tres de las cuatro variables fisicoquímicas, a pesar de la transformación logarítmica ($x+1$), no cumplieron con los supuestos de normalidad de acuerdo con la prueba Shapiro-Wilk, $W= \approx 1$, $p < 0.05$ (Zar, 1997). La variación entre niveles y épocas climáticas fue representada con diagramas de caja y bigote Salgado-Ugarte *et al.*, 2005). Con el fin de determinar la importancia de las variables fisicoquímicas

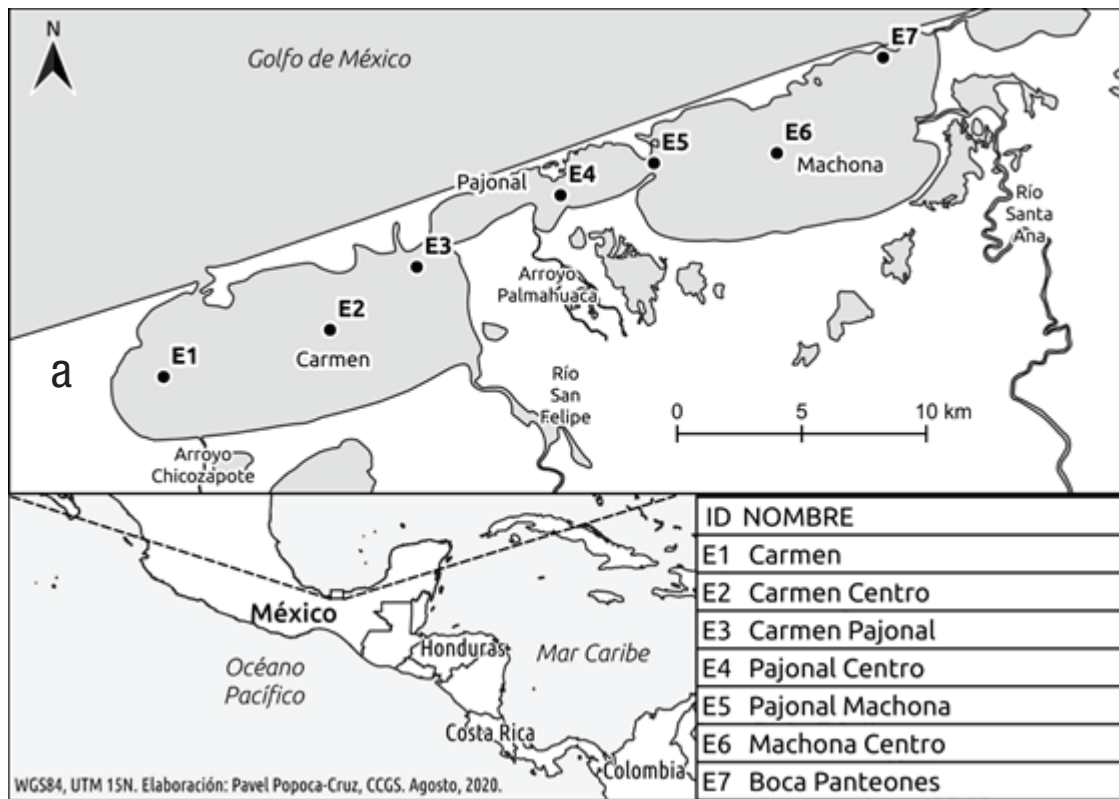


Figura 1. Zona de estudio y estaciones de muestreo (●).

sobre la distribución del fitoplancton se realizó un procedimiento sobre la distribución del fitoplancton se realizó un procedimiento BEST (BIO-ENV Stepwise; Clarke & Gorley, 2006) para identificar aquellas más correlacionadas. Además, se realizó un análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA) para explorar la relación entre la matriz de riqueza de especies (variables respuesta) con las variables físicoquímicas como variables predictivas (Muylaert *et al.*, 2009). Estos análisis se realizaron en los programas STATISTICA 13 y PERMANOVA + for PRIMER-e V.6 (TIBCO-Software 2017; Anderson *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Variación ambiental. Los valores de la temperatura, la salinidad y el pH resultaron significativamente diferentes ($U = 0$; $p = 0.00001$; $U = 25.5$, $p = 0.00094$) entre las temporadas de nortes y lluvias (Tabla 1 y 2, Fig. 2). La temperatura presentó valores desde 22 hasta 23.8 °C durante nortes y máximos durante lluvias, 25.2 hasta 28.6 °C. La salinidad mínima se registró en nortes (desde 7 a 12) y máxima en lluvias (15.36 a 26.79). El pH fluctuó de 7.41 a 8 en lluvias a 7.9 a 8 en nortes. En contraste, la variación del oxígeno disuelto (OD) que fue de 6.9 a 7.8 mg L⁻¹ en nortes y de 2.86 a 9.77 mg L⁻¹ en lluvias, no fue significativamente diferente ($U = 87$, $p = 0.63$) entre temporadas, mientras que el pH resultó al igual que la temperatura y la salinidad estadísticamente diferente entre las dos temporadas ($U = 25.5$, $p = 0.00094$) con un intervalo de 7.9 a 8.11 en nortes y 7.41 a 8 en lluvias (Tabla 1 y 2).

La temperatura varió máximo 3.4 °C en lluvias sin alguna tendencia espacial, mientras que el pH mostró valores máximos cercanos a las dos bocas. El máximo valor de salinidad se presentó cerca de la boca de Santana en nortes y en ambas bocas en lluvias, a 4 (E1, boca de Santana) y 0.3 km (E7, boca Panteones), respectivamente. El oxígeno disuelto resultó similar en todas las estaciones en nortes, pero en lluvias el valor mínimo se registró en la estación ubicada en Boca de Santana (2.86 mg L⁻¹) (Tabla 2, Fig. 2).

Fitoplancton. Las especies registradas fueron en total 86, pertenecientes a 39 géneros y cuatro grupos taxonómicos: Bacillariophyta (diatomeas), Cyanoprokaryota (cianobacterias), Chlorophyta (clorofitas) y Dinophyta (Dinoflagellata) (Tabla 3). De éstos, el grupo más representativo fue el de Bacillariophyta con 55 especies, seguido por Dinoflagellata con 17, Cyanoprokaryota con 11 especies y por último las Chlorophyta con tres especies. De las 86 especies registradas diez son nuevos registros y 11 son potencialmente tóxicas y cinco potencialmente nocivas por su capacidad de producir Florecimientos Algales Nocivos (FANs).

Durante la temporada de nortes 60 especies estuvieron presentes y durante las lluvias fueron 39. Las diatomeas presentaron 44 especies en nortes y 21 en lluvias, mientras que los dinoflagelados se registraron con más especies en lluvias (16) que en nortes (3). En contraste, las Cyanoprokaryota estuvieron mejor representadas en nortes con 10 especies y en lluvias solo se encontraron tres, mientras que, las Chlorophyta (3) solamente se presentaron en nortes. Esta riqueza específica encontrada presentó diferencias significativas, por lo que la temporada de nortes tuvo significativamente mayor riqueza.

Tabla 1. Resumen estadístico de las variables fisicoquímicas durante nortes (2016) y lluvias (2015).

Época/Nivel	Temperatura (°C)				Salinidad (ups)				Oxígeno (mg/L)				pH			
	Media	DE	Min	Max	Media	DE	Min	Max	Media	DE	Min	Max	Media	DE	Min	Max
Nortes	22.65	0.7	22	24	10	1.6	7	12	7.1	0.3	6.9	7.8	7.97	0.1	7.9	8.1
Superficie	22.63	0.7	22	24	9.86	1.8	7	12	7.1	0.2	6.9	7.3	7.96	0.1	7.9	8.1
Fondo	22.67	0.6	22	23	10.14	1.5	8	12	7.1	0.3	6.9	7.8	7.99	0.1	7.9	8.1
Lluvias	26.68	1	25	29	20.92	3.7	15	27	6.62	1.8	2.9	9.8	7.75	0.2	7.4	8.1
Superficie	26.88	1.1	25	29	19.8	3.3	15	25	7.66	1.1	6.6	9.8	7.84	0.1	7.7	8.1
Fondo	26.48	0.9	26	28	22.05	4	16	27	5.57	1.8	2.9	7.6	7.66	0.2	7.4	8

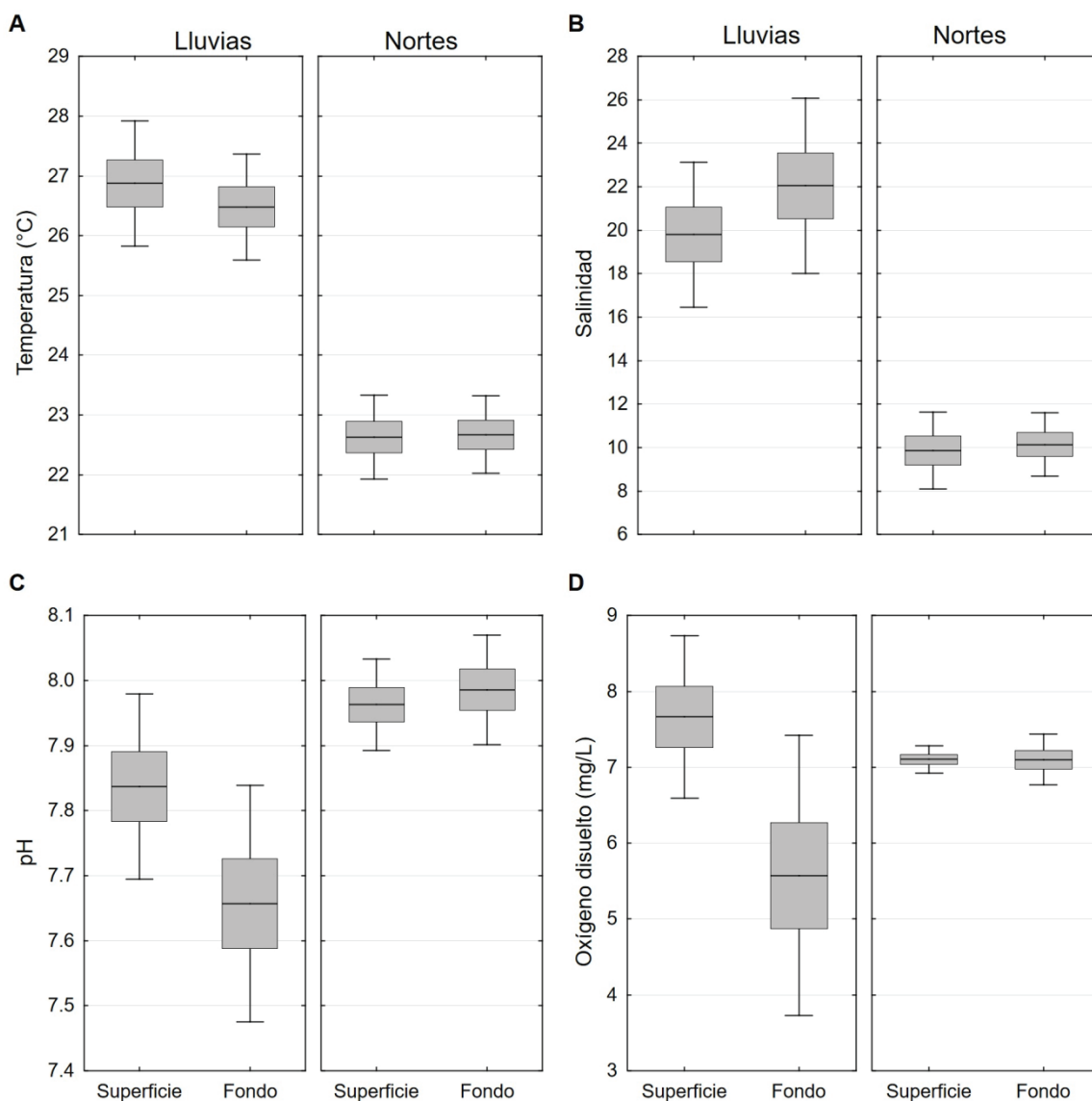


Figura 2. Variación espacio temporal de las condiciones fisicoquímicas en el sistema CPM.

La máxima diversidad total se presentó durante nortes y la mínima en lluvias en todas las estaciones excepto, en la estación cercana a la Boca de Santana (E1) (Fig. 4 B). Las Bacillariophyta fueron las más diversas en ambas temporadas alcanzando valores de hasta 2.57 bits/ind en nortes y 2.85 bits/ind en lluvias. En cambio, los Dinoflagellata solo presentaron una especie *Triplos hircus* (Schröder) F. Gómez con abundancia, por lo que el índice de diversidad fue cero en nortes. En lluvias los dinoflagelados registraron hasta 1.44 bits/ind (Tabla 4).

En nortes sobresalieron seis especies (las Cyanoprokaryota: *Limnospira fusiformis* (Voronichin) Nowicka-Krawczyk, Mühlsteinová & Hauer, *Dolichospermum smithii* (Komárek) Wacklin, L. Hoffmann & Komárek y *Phormidium* sp.; las Bacillariophyta: *Coscinodiscus* sp., *Gyrosigma balticum* (Ehrenberg) Rabenhorst, *Thalassiosira eccentrica* (Ehrenberg) Cleve por sus mayores abundancias relativas, mientras que en lluvias solamente fueron dos especies, *T. hircus* y *Alexandrium monilatum* (J. F. Howell) Balech. Por lo que la composición específica y abundancia de los principales grupos fitoplanctónicos variaron de un muestreo a otro, en función de las variables ambientales estudiadas (Fig. 5 A).

Tabla 2. Test U de Mann-Whitney sobre las variables físico químicas entre épocas climáticas.

Variable	Suma de rangos		U	p-value	Z ajustado
	Diciembre 2015	Octubre 2016			
Temp	105	301	0	0.00001	4.5
Sal	105	301	0	0.00001	4.5
OD	214	192	87	0.63	-0.48
pH	275.5	130.5	25.5	0.00094	-3.33

Cabe mencionar que en ambas temporadas el mayor número de especies se presentó en las bocas: E1 (25 en nortes y 19 en lluvias) y E7 (20 en nortes y 14 en lluvias) (Fig. 4 A). En la laguna El Carmen se identificaron un total de 61 especies (39 en nortes y 31 en lluvias), seguida por la laguna La Machona con 51 especies en total (34 en nortes y 24 en lluvias) y el canal Pajonal con sólo 25 (16 especies en nortes y 12 en lluvias).

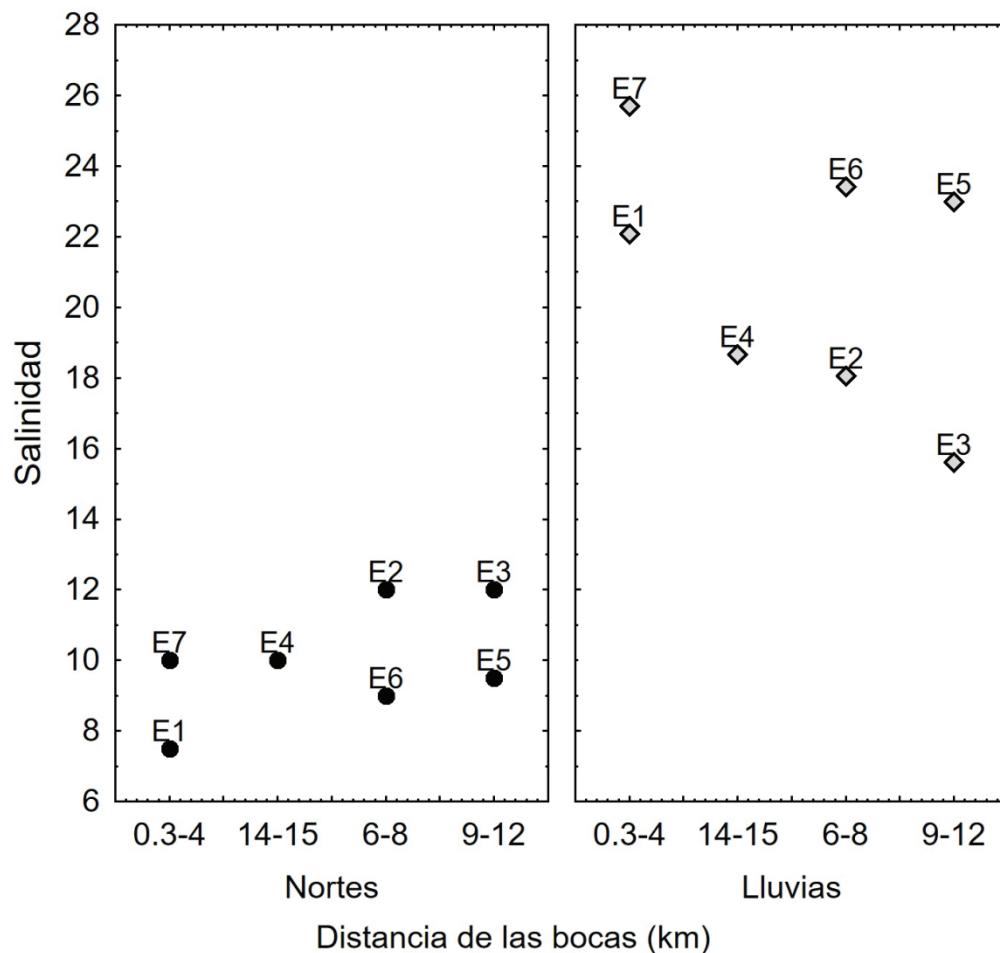


Figura 3. Variación de la salinidad en CPM.

Tabla 3. Distribución de especies en el sistema lagunar Carmen, Pajonal Machona, Tabasco. 1) Carmen, 2) Carmen Centro, 3) Carmen Pajonal, 4) Pajonal Centro, 5) Pajonal Machona, 6) Machona Centro y 7) Boca Panteones. * Géneros y especies potencialmente tóxicos, ° nocivo, ● Nuevo registro. ^M marina, ^D dulceacuícola, ^P planctónica, ^B bentónica, ^S estuarina.

Bacillariophyta	Estaciones						Estaciones						
	Diciembre 2015						Octubre 2016						
	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
^{M P} <i>Actinocyclus normanii</i> (W.Gregory ex Greville) Hustedt							X						
^{M B} <i>Actinocyclus senarius</i> Ehrenberg		X	X						X	X			
^{D M B} <i>Amphoras</i> sp. 1													X
^{M P} <i>Bacteriastrium delicatum</i> Cleve	X					X							
^{M P} <i>Bacteriastrium hyalinum</i> Lauder						X							
^{S B} <i>Caloneis permagna</i> (Bailey) Cleve			X										
^{M P} <i>Cerataulina pelagica</i> Cleve										X	X		
^{M P} <i>Chaetoceros affinis</i> Lauder						X							
^{M P} <i>Chaetoceros diversus</i> Ehrenberg							X						
^{M P} <i>Chaetoceros lorenzianus</i> Grunow	X												
^{M P} <i>Chaetoceros subtilis</i> Cleve	X	X											
^{M P} <i>Coscinodiscus asteromphalus</i> Ehrenberg							X						
^{°M P} <i>Coscinodiscus centralis</i> Ehrenberg	X	X	X	X		X						X	
^{M P} <i>Coscinodiscus granii</i> L.F.Gough	X												
^{M P} <i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehrenberg	X		X	X			X		X			X	X
^{M P} <i>Coscinodiscus wailesii</i> Gran & Angst	X												
^{D B} <i>Cyclotella</i> sp.						X							
^{°M P} <i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & J. C. Lewin	X					X							
^{D P} <i>Diatoma</i> cf. <i>elongatum</i> (Lyngbye) C.Agardh	X												
^{M B} <i>Diploneis cabro</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	X	X	X	X									
^{M B} <i>Diploneis gruendleri</i> (A. W. F. Schmidt) Cleve			X										
^{D M B} <i>Diploneis</i> sp.								X		X	X	X	
^{M P} <i>Ditylum brightwellii</i> (T.West) Grunow	X	X		X	X	X							
^{M P} <i>Entomoneis alata</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	X					X							
^{M P} <i>Entomoneis</i> sp.	X												
^{M B} <i>Fragillaria</i> sp.				X									
● ^{M B} <i>Gramatophora marina</i> (Lyngbye) Kützing									X				
^{M B} <i>Gyrosigma balticum</i> (Ehrenberg) Rabenhorst	X	X	X	X	X	X	X						
^{M B} <i>Gyrosigma fasciola</i> (Ehrenberg) J.W.Griffith & Henfrey	X						X						
^{M B} <i>Gyrosigma</i> sp.								X	X	X	X		X
^{M B} <i>Lyrella lyra</i> (Ehrenberg) Karayeva		X	X	X									
^{M B} <i>Navicula distans</i> (W.Smith) Brébisson							X						X
^B <i>Navicula</i> sp.						X							
^{D B} <i>Nitzschia linearis</i> W.Smith				X									
^{°D B} <i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith	X	X		X			X						X
^{D B} <i>Nitzschia</i> sp.			X										
^{M B} <i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) C.Agardh						X	X						X
^{M B} <i>Paralia sulcata</i> (Ehrenberg) Cleve			X										

Tabla 3. Continúa.

Bacillariophyta	Estaciones						Estaciones						
	Diciembre 2015						Octubre 2016						
	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
^{D P} <i>Pinullaria nobilis</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	X	X	X		X								
^{M B} <i>Plagiogrammopsis vanheurckii</i> (Grunow) Hasle, Stosch & Syvertsen						X	X						X
● ^{M B} <i>Plagiotropis arizonica</i> Czarnecki & Blinn	X												
^{M B} <i>Pleurosigma aestuarii</i> (Brébisson ex Kützing) W.Smith		X	X		X	X							
^{M B} <i>Pleurosigma angulata</i> (J.T. Quekett) W.Smith							X						
● ^{M P} <i>Rhizosolenia imbricata</i> Brightwell						X							
^{M P} <i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve			X	X	X	X							
^{D B} <i>Surirella ovalis</i> Brébisson	X					X							
^{D B} <i>Tabellaria</i> sp.	X	X		X									
^{M P} <i>Thalassionema frauenfeldii</i> (Grunow) Tempère & Peragallo										X	X		
^{M P} <i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschkowsky	X												X
^{M P} <i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve	X	X	X	X	X	X							
^{M P} <i>Thalassiosira lineata</i> Jousé						X							
^{M P} <i>Thalassiosira</i> sp.	X			X				X			X		
^{M B} <i>Trachyneis aspera</i> (Ehrenberg) Cleve										X	X		
^{M P} <i>Trieres mobiliensis</i> (Bailey) Ashworth & E. C. Theriot				X									
^{D B} <i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	X	X											
Chlorophyta													
^{D B} <i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs	X												
^{D P} <i>Closterium lineatum</i> Ehrenberg ex Ralfs	X												
^{D B} <i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	X												
Dinophyta (Dinoflagellata)													
*● ^{M P} <i>Alexandrium monilatum</i> (J.F.Howell) Balech							X		X	X	X	X	X
* ^{M P} <i>Dinophysis caudata</i> W.S.Kent							X	X					X
○● ^{M P} <i>Gonyaulax diegensis</i> Kofoid							X		X				X
^{M P} <i>Gonyaulax polygramma</i> F.Stein									X				
* ^{M P} <i>Gonyaulax spinifera</i> (Claparède & Lachmann) Diesing							X	X	X				
○● ^{M P} <i>Gonyaulax turbynei</i> Murray & Whitting										X	X		
^{M P} <i>Gonyaulax</i> sp.									X				
^{M P} <i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	X								X				
● ^{M P} <i>Prorocentrum scutellum</i> B.Schröder								X	X	X	X	X	
* ^{M P} <i>Protoperdinium crassipes</i> (Kofoid) Balech			X			X							
^{M P} <i>Protoperdinium pentagonum</i> (Gran) Balech							X	X					
* ^{M P} <i>Pyrodinium bahamense</i> L.Plate								X				X	
^{M P} <i>Pyrophacus horlogium</i> F.Stein										X	X	X	X
^{M P} <i>Scrippsiella</i> sp.												X	
^{M P} <i>Tripos hircus</i> (Schröder) F.Gómez	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
^{M P} <i>Tripos macroceros</i> (Ehrenberg) Hallegraeff & Huisman							X	X					
^{M P} <i>Tripos muelleri</i> Bory							X						

Tabla 3. Continúa.

Bacillariophyta	Estaciones						Estaciones						
	Diciembre 2015						Octubre 2016						
	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Cyanoprocarota													
● ^{D P} <i>Dolichospermum smithii</i> (Komárek) Wacklin, L. Hoffmann & Komárek	X												
^{D P} <i>Dolichospermum</i> sp.									X		X		
^{D B} <i>Komvophorum schmidlei</i> K. Anagnostidis & J. Komárek	X												
^{D P} <i>Limnospirafusiformis</i> (Voronichin) Nowicka-Krawczyk, Mühlsteinová & Hauer	X								X				
^{D B} <i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing						X							
^{D B} <i>Merismopedia elegans</i> A. Braun ex Kützing						X							
* ^{D B} <i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont	X												
* ^{D B} <i>Oscillatoria limosa</i> C. Agardh ex Gomont		X											
* ^{D B} <i>Phormidium</i> sp.					X	X	X						
*● ^{D P} <i>Plankthotrix rubescens</i> (De Candolle ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	X												
*● ^{D P} <i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> (Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková & Komárková	X												

El análisis BEST mostró que la temperatura, la salinidad y el pH fueron las variables que explicaron la mayoría de las variaciones en la comunidad fitoplanctónica al presentar una correlación de Spearman $p = 0.621$ ($p < 0.01$). El análisis dbRDA reveló que la composición del fitoplancton es diferente entre épocas climáticas al presentarse bien separadas en la ordenación (Figura 5 A)

El análisis dbRDA, explicó el 80% de la varianza total en los dos primeros ejes, la temperatura y salinidad se asociaron positivamente con el primer eje definiendo las condiciones ambientales durante la época de lluvias y en contraste, el oxígeno disuelto y el pH determinaron las condiciones de la época de nortes. Las Bacillariophyta y Cyanoprocarota presentaron su mayor riqueza durante los nortes, mientras que los dinoflagelados se favorecieron de las condiciones desarrolladas en lluvias (Fig. 5 B-D).

DISCUSIÓN

Variabes fisicoquímicas. En lagunas costeras como el complejo CPM, la variación de la temperatura está determinada por la variación de la temperatura ambiental según la época climática (Varona-Cordero *et al.*, 2014) y se acentúa debido a su poca profundidad (Lloret *et al.*, 2008). En general, en el Golfo de México (GM) la estacionalidad climática se describe en tres periodos definidos: secas, lluvias y nortes. En Tabasco, las épocas de secas y lluvias de 2016 presentaron una temperatura ambiental similar (26.21 ± 1.39 y $26.87 \pm 1.52^\circ\text{C}$, CONAGUA, 2020) lo que explica que en lluvias se registraran las máximas temperaturas, debido a que fue el resultado del incremento en la radiación solar y al constante flujo de calor desde la atmósfera (Salas-Pérez & González-Gándara, 2016; Rosas-Valdez *et al.*, 2019).

El incremento de la salinidad se relaciona con el incremento en la radiación solar y la evaporación (Mier-Reyes *et al.*, 1997), dado a que octubre de 2016 la precipitación fue escasa y la radiación solar se mantuvo ante la escasez de nubes, es que las máximas salinidades fueron registradas en la temporada de lluvias. En adición, la comunicación permanente con el mar a través de las bocas de los sistemas Carmen y Machona contribuyó a mantener una salinidad alta (Pereira-Coutinho *et al.*, 2012; García-Oliva *et al.*, 2019).

En cuanto a la salinidad obtenida, se encontró que la temporalidad climatológica ejerció gran influencia al encontrar que ésta fluctuó menos (5) en nortes que en lluvias (11) (Tabla 1). Esta diferencia de salinidad entre temporadas pudo deberse a la intensidad de lluvias en cada año; ya que en la cuenca del río Grijalva durante 2015, los meses de octubre y noviembre se encontraron por arriba de la normal registrando valores de 135.80 y 174.50 mm, respectivamente, y un valor acumulado de 278.80 mm durante el mes de diciembre de 2015 (estación 27074-Cardenas ubicada a ≈ 12 km al sur del sistema CPM; CICESE, 2020) mientras que el año 2016 presentó una anomalía negativa en la precipitación, recibiendo durante el mes de octubre apenas 49.2 mm de precipitación (CONAGUA, 2020).

Este déficit en la precipitación durante octubre 2016 provocó que la salinidad en el sistema CPM se mantuviera alta (20.92), condición que ya había sido reportada con anterioridad por Reséndez-Medina (1979), pero que no impidió una distribución vertical de la salinidad en la columna de agua correspondiente a la de un estuario directo (Bridgewater, 2007; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2020). Sin embargo, sí influyó para que las especies de fitoplancton con mayor afinidad a bajas salinidades no estuvieran y en cambio dominaran dos especies de dinoflagelados (*T. hircus* y *A. monilatum*), tolerantes a condiciones polihalinas y euhalinas.

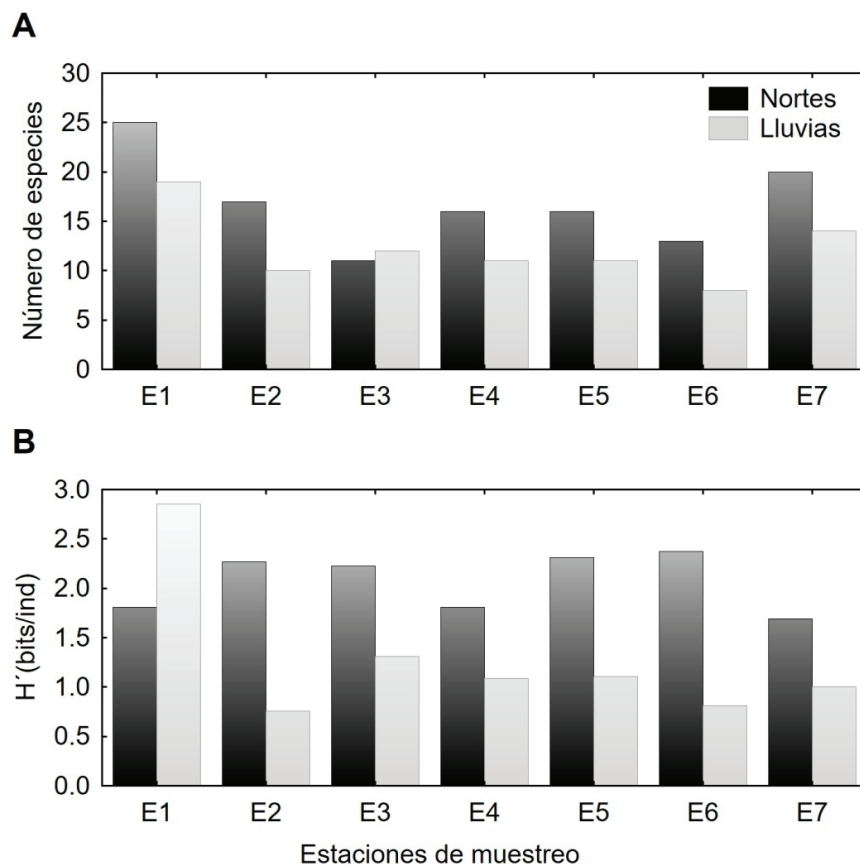


Figura 4. Riqueza de especies (A) e Índice de diversidad de Shannon H' (B) por estación de muestreo en cada temporada climática para CPM.

La salinidad durante la temporada de nortes presentó valores mínimos en E1, estación cercana a la boca del El Carmen y al arroyo Chicozapote (Fig. 1), mientras que los valores máximos de salinidad durante la temporada de lluvias fueron en dicha estación (E1) así como en la E7 ubicada en boca Panteones, siendo en la estación El Carmen ligeramente menor a la de Boca Panteones. Además, se presentó una ligera cuña salina en ambas bocas (Tabla 1). Los valores obtenidos reflejan condiciones mesohalinas y polihalinas, las cuales ya habían sido registradas en 2005 para el sistema (Cruz-Córdova, 2005), además en 2012 una condición mesohalina fue reportada para la laguna El Carmen y una condición euhalina para la laguna La Machona frente a la Boca Panteones (>30) (Carrillo-Alejandro *et al.*, 2012). Por otro lado, en 1977 se registraron condiciones polihalinas (>18) con anomalía negativa en la precipitación (Reséndez-Medina, 1979; CONAGUA, 2016) similar a la presentada durante la temporada de lluvias de este estudio. Esta dilución de la salinidad por la precipitación y escorrentía de agua epicontinental en el sistema CPM no es un fenómeno recientemente descubierto y ha sido ampliamente observado en otros ambientes costeros del Golfo de México (López-Portillo *et al.*, 2017; Morelos-Villegas *et al.*, 2018; Torres *et al.*, 2018).

Referente al pH y el OD, el primero presentó valores significativamente diferentes entre temporadas y dentro de lo reportado para el

sistema (Cruz Córdova, 2005; Instituto Nacional de Pesca, 2018). Los intervalos del pH variaron desde 7.9 a 8.1 en nortes y 7.4 a 8 en lluvias, con valores máximos tanto de superficie como de fondo en Boca Panteones en temporada de lluvias reflejando la influencia del mar en la zona. El OD presentó valores de 6.9 mg L^{-1} a 7.8 mg L^{-1} en nortes y 2.8 mg L^{-1} a 9.7 mg L^{-1} en lluvias (Tabla 1), sin embargo, estas diferencias no fueron significativas para las diferentes temporadas estudiadas (Tabla 2, Fig. 2).

Fitoplancton. Los estudios referentes a la abundancia y diversidad de fitoplancton en las lagunas costeras del sureste mexicano comunicadas con del Golfo de México son escasos y en su mayoría desactualizados (Herrera-Silveira *et al.*, 1998, 2019; Barreiro-Güemes & Aguirre-León, 1999; Barón-Campis *et al.*, 2005; Campos-Campos *et al.*, 2012, 2017; Poot-Delgado *et al.*, 2015; Muciño-Márquez *et al.*, 2014, 2017; Ulloa *et al.*, 2017). La información limitada sobre las comunidades fitoplanctónicas de estos sistemas altamente productivos deja sin resolver el potencial daño que pueden llegar a generar éstas, sobre todo en las actividades pesqueras y ostricultura del área, ante la presencia de especies potencialmente tóxicas y nocivas, así como sus implicaciones en la salud pública por el consumo de producto pesquero contaminado, situación que podría presentarse en los demás ecosistemas de la región. Por lo que el presente estudio es una actualización de

estudios sobre comunidades de fitoplancton para las lagunas costeras de la región y uno de los sistemas lagunares costeros más grandes del sureste mexicano con presión antropogénica por descargas residuales, actividad agrícola, petrolera y forestal que incrementan la vulnerabilidad del socioecosistema.

El fitoplancton del sistema lagunar de CPM estuvo dominado por especies de los grupos taxonómicos Bacillariophyta y Dinoflagellata, lo que resulta similar a lo reportado para otras lagunas costeras del sur del Golfo de México (De la Lanza & Gómez Aguirre, 1999; Campos-Campos, 2012; Poot-Delgado *et al.*, 2015; Salcedo-Garduño *et al.*, 2019) y en menor grado con las del norte del Golfo de México, según lo registrado por Quinlan & Philips. (2007) y Badylak *et al.*, (2007). Esta diferencia entre regiones está marcada especialmente por los florecimientos algales frecuentes de *Karenia brevis* (C. C. Davis) Gert Hansen & Moestrup (Dragovich & Kelly, 1964; Steidinger & Williams, 1970), *Pyrodinium bahamense* L. Plate, *Karlodinium veneficum* (D. Ballantine) J. Larsen y *Pseudo-nitzschia pungens* (Grunow ex Cleve) Hasle (Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, 2020) que se presentan en dicha región disminuyendo la diversidad fitoplanctónica del área.

El sistema CPM presentó 47 especies exclusivas en temporada de nortes, de éstas 93% fueron diatomeas. Este elevado porcentaje coincide en que es el doble de las especies capturadas en lluvias, siendo 44 para nortes y 21 para lluvias. En contraste, los dinoflagelados fueron más representativos en lluvias (16) que en nortes (3) (Tabla 3), lo cual es entendible dado a que las especies registradas de este grupo son eurihalinas: *Prorocentrum micans* Ehrenberg (salinidades: 10-35) (Mahoney & McLaughlin, 1979), *Tripos hircus* (salinidades: 13-35) (Guerra-Martínez & Lara-Villa, 1996) y *Protoberidinium crassipes* (Kofoid) Balech (de 6-36) (Balech, 1988; Behera *et al.*, 2012); sumado a que es un grupo con poca tolerancia a la turbulencia (Margalef, 1978; Margalef *et al.*, 1979; Estrada & Berdalet, 1998) generada por los vientos de la temporada, aunque existen especies tolerantes a dicho factor (Smayda, 2002).

Por otro lado, las Cyanoprokaryota estuvieron mejor representadas en nortes con 10 especies, mientras que, en lluvias solo se capturaron tres especies de dicho grupo; y las Chlorophyta (3) solamente se presentaron en nortes (Tabla 3). Esto debido a la presencia de mezcla en la columna de agua, ya que de las 14 especies de ambos grupos (Cyanoprokaryota y Chlorophyta), ocho son de hábitos bentónicos y seis son planctónicos (Tabla 3).

La mayor riqueza específica se presentó en las dos bocas de cada laguna y por tanto con mayor influencia marina: Boca de Santa Ana o E1 y Boca Panteones o E7 (Fig. 3). La laguna con más especies fue la laguna el Carmen con 61 especies en total (10 tóxicas), mientras que La Machona presentó 51 especies en total (7 tóxicas). Del total de las especies reportadas para la laguna El Carmen, nueve especies potencialmente tóxicas no habían sido registradas, ya que sólo se había identificado a las especies de *D. caudata*, *P. bahamense*, y organismos de los géneros *Alexandrium*, *Oscillatoria* y *Pseudo-nitzschia* (Campos-Campos *et al.*, 2017). Además, en el presente estudio se registró a la especie *Tripos furca* (Ehrenbeg) F. Gómez, reportada por Campos-Campos *et al.* (2017) como potencialmente nociva, aunque la fotografía publicada por estos autores en realidad corresponde a *T. hircus*.

Con relación a las abundancias relativas de las especies, ocho presentaron las abundancias relativas mayores; seis para la temporada de nortes y dos para la de lluvias. Para la temporada de nortes las dominantes fueron del grupo de las Cyanoprokaryota y Bacillariophyta. *Limnospira fusiformis* (45.3%) y *Dolichospermum smithii* (40.6%) fueron las dominantes para E1, *Gyrosigma balticum* para E2 (40.3) y E5 (41%), y *Coscinodiscus* sp. para E3 (36.6%), *Thalassiosira eccentrica* para E4, y *Phormidium* sp. para E6 y E7; mientras que para la de lluvias lo fueron del grupo Dinoflagellata: *T. hircus* para E1 (31.6%), E2 (88.6%), E3 (79%) y E4 (80.6%) y *Alexandrium monilatum* para E5 (82.5%), E6 (87.6%) y E7 (81.3), lo que refuerza la hipótesis de que el comportamiento de los principales grupos taxonómicos fitoplanctónicos se corresponde con las variables ambientales.

Como es de esperarse, la dominancia presentada de las especies se vio reflejada en el índice de diversidad de Shannon calculada en cada temporada y en cada sitio, ya que los valores mayores se presentaron en su mayoría en la temporada de nortes (desde 1.69 bits/ind hasta 2.27 bits/inds) a pesar de que el valor máximo de dicho índice se presentó en lluvias (2.85 bits/ind) (Fig. 4). La baja diversidad calculada en lluvias y la abundancia elevada de *T. hircus* y *A. monilatum* consideradas potencialmente nocivas por su capacidad de producir FANs, hace pensar la posibilidad de haber existido Florecimientos en el momento de recolecta, uno de *T. hircus* cuya extensión incluyó tres estaciones (E2, E3 y E4) y otro de *A. monilatum* que también incluyó tres estaciones (E5, E6 y E7) donde dominaron con abundancias $\geq 79\%$ (Tabla 4). Ambas especies reportadas en altas densidades para el sur del Golfo de México (Guerra-Martínez & Lara-Villa, 1996; Poot-Delgado *et al.*,

Tabla 4. Índice de diversidad de Shannon H(Log2) por grupo taxonómico en cada estación de muestreo y temporada climática para CPM.

Estaciones	Diciembre 2015			Octubre 2016		
	Diatomeas	Dinoflagelados	Cianobacterias	Diatomeas	Dinoflagelados	Cianobacterias
E1	2.52	0	0.99	1.86	1.49	0
E2	2.08	0	0	0	0.72	0
E3	2.18	0	0	1.09	0.97	0
E4	1.44	0	0	0.76	0.32	0
E5	1.98	0	0	1.92	0.57	0
E6	2.57	0	0	0.95	0.62	0
E7	2.44	0	0	1.68	0.61	0

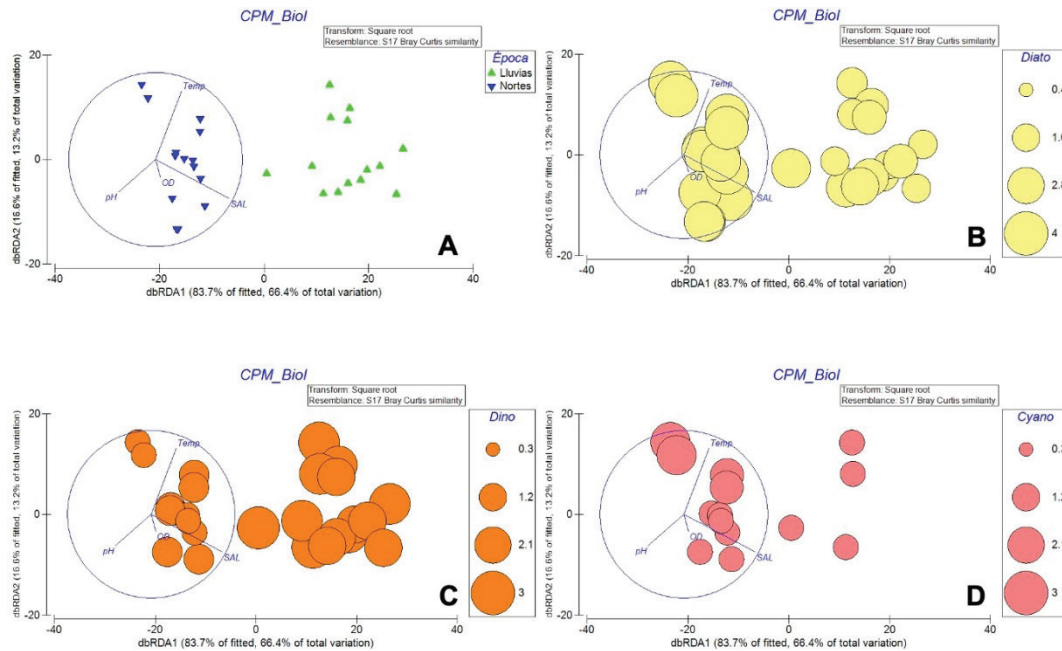


Figura 5. Análisis de redundancia dbRDA sobre la riqueza específica del fitoplancton y las variables físico químicas en el sistema CPM. Las imágenes son originales de este trabajo y sus autores.

2015). Sin embargo, las muestras de red no se encuentran consideradas dentro de los métodos para la detección de FAN (Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 2010).

T. hircus es una especie que se ha encontrado en abundancias altas (14 640 Cél L⁻¹) con abundancias relativas desde 6 hasta 97% en laguna Sontecomapan en el sur del Golfo de México (Guerra-Martínez & Lara-Villa, 1996). Debido a que en el pasado fue considerada una variedad de *T. furca* y a que en pocas ocasiones se reportaron las variedades es que pudiera ser que algunos florecimientos registrados de esta especie en la región se tratasen de *T. hircus*, incluido el florecimiento de *T. furca* para El Carmen mencionado por Mier-Terán *et al.*, (2006). Por otro lado, *A. monilatum* es potencialmente tóxica y nociva por su capacidad de formar FANs y producir toxinas hemolisinas con propiedades neuroactivas (Landsberg, 2002; Juhl, 2005). La gonyautoxina, es producida por dicha especie y es muy dañina para peces (Anderson *et al.*, 2012).

Las especies potencialmente tóxicas presentes en el sistema, en su conjunto, pueden producir las toxinas: hemolisina, ácido okadaico (*D. caudata*), anatoxina (*D. smithii*, *L. fusiformis*, *P. rubescens*), azaspirácidos (*P. crassipes*, hospedero), cilindropermopsina, dinophysistoxina (*D. caudata*), microcystina (*L. fusiformis*, *O. princeps*, *O. limosa*, *P. rubescens*, *S. aphanizomenoides* y los géneros *Dolichospermum* y *Phormidium*), pectenotixina (*D. caudata*), saxitoxina (*P. bahamense*, géneros *Dolichospermum* y *Phormidium*) y yesotoxina (*G. spinifera*) (Taylor *et al.*, 1995; World Health Organization, 1999; Dortch, 2002; Landsberg, 2002; Rodhes *et al.*, 2006; Moestrup *et al.*, 2009; Reguera *et al.*, 2014; Cirés & Ballot, 2016; Li *et al.*, 2016). Hasta el momento solo se ha

reportado la presencia de saxitoxina en tejido recolectado de bancos de ostión de El Carmen, aunque en cantidad inferior al límite máximo permisible en molusco (Mier-Terán *et al.*, 2006). Por lo que se considera imprescindible que la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) continúe el monitoreo de las especies y sus toxinas para alertar a la población (conformada por 2380 habitantes, aproximadamente) de posibles daños a su salud o afectación a las actividades productivas y por tanto a su economía ante la posible generación de FANs.

Entre las diez especies reportadas por primera vez para el área (Fig. 6) se encuentra *A. monilatum* la cual no se descarta su presencia en CPM con anterioridad debido al reporte de *Alexandrium* sp. por Campos-Campos *et al.*, (2017). Otro nuevo registro para el sistema lagunar es el dinoflagelado *Prorocentrum scutellum* B. Schröder. La morfología de esta especie presenta semejanza a la de *Prorocentrum micans* Ehrenberg. Lo que hace posible que se encontrara en el sistema lagunar desde tiempo atrás pero no había sido reportada, muy posiblemente, por confundirla con *P. micans*. *P. scutellum* es considerada una especie marina aunque en este estudio se presentó en condiciones mesohalinas (15.36-17 ups) y polihalinas (18-24.69), desde la laguna El Carmen hasta laguna La Machona. Otros autores ya la han reportado en condiciones de baja salinidad en lagunas costeras mediterráneas de España (Comín *et al.*, 1991), Egipto (Touliabah *et al.*, 2002), Turquía y Grecia (Roselli *et al.*, 2013), considerándola una especie estuarina.

Las características ecológicas de estas especies son relativamente diferentes, mientras que *T. hircus* es una especie de amplio rango de

tolerancia a la temperatura y salinidad, *A. monilatum* tiene, al parecer, un intervalo de tolerancia más estrecho pues se le ha registrado en temperaturas de 25 a 28°C y salinidades de 20 a 35 (Calvo *et al.*, 2005; Juhl, 2005; Virginia Institute of Marine Science, 2020), con inhibición de crecimiento a partir de salinidades de 15 (Juhl, 2005). Por lo que las salinidades presentadas en Carmen Centro (E2) de 18 y Carmen Pajonal (E3) de 15.36 y 15.33 (Fig. 4) podrían ser el motivo de la ausencia de *A. monilatum* en dichas estaciones.

Dada la presencia de dos especies fitoplanctónicas dominantes por arriba del 80 % de abundancia relativa y la baja concentración de oxígeno disuelto en agua, se considera que ambas variables podrían tener relación. Lo que representa una alerta para el sistema y servicios ecosistémicos que el sistema ofrece a su población. Ésta podría significar pérdidas económicas importantes por la afectación a las actividades productivas (e.g. pesca, ostricultura y turismo) que ahí se desarrollan, así como afectaciones en su salud por la posible producción de toxinas por parte de las especies potencialmente tóxicas reportadas en la zona.

El análisis dbRDA reveló que en el sistema CPM la composición del fitoplancton estuvo mayormente influida por la temperatura del agua y la salinidad tanto en la temporada de nortes como en la temporada de lluvias (Fig. 5 A). Sin embargo, fue la salinidad la variable con mayor efecto sobre las células fitoplanctónicas pese a la dilución del

agua como consecuencia de las escorrentías epicontinentales, ya que las especies dominantes fueron de hábitos marinos. Es posible que la turbulencia generada por las descargas de agua dulce y la entrada de agua marina al sistema estuarino hayan generado, en conjunto, las condiciones necesarias que favorecieron la diversidad y la abundancia de diatomeas (Fig. 5B) sobre todo durante la temporada de nortes asociada a los vientos máximos (Jáuregui-Ostos, 1975).

De manera similar, los dinoflagelados también estuvieron influenciados por la fluctuación de la salinidad (Fig. 5C) pero con mayor diversidad en la temporada de lluvias. Estos son organismos que suelen proliferar en aguas estratificadas debido a sus condiciones morfológicas (Wyatt, 2013) y es posible que el debilitamiento del viento durante esta temporada haya favorecido el crecimiento de éstos. Finalmente, las cianobacterias fueron un grupo poco diverso y con bajas abundancias en este estudio (Fig. 5D), reveló que también fueron más representativas en la temporada de lluvias, evidenciando la presencia de agua de origen meramente continental en la zona. Es posible que la baja abundancia y diversidad de este grupo se haya visto afectada no sólo por el desplazamiento del agua por incremento del caudal y subsecuente transportación de los organismos, sino también, por la poca tolerancia de éstos frente a los cambios de la salinidad.

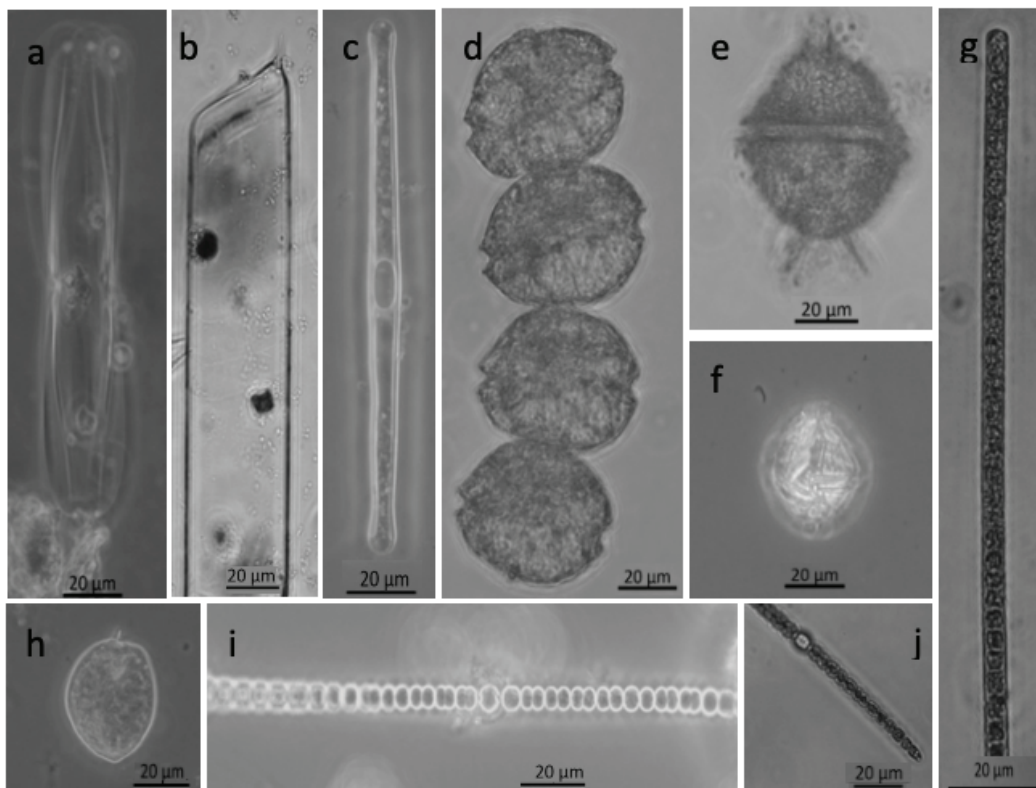


Figura 6. Nuevos registros para Carmen Pajonal Machona, a) *Plagiotropis arizonica*, b) *Rhizosolenia imbricata*, c) *Grammatophora marina*, d) *Alexandrium monilatum*, e) *Gonyaulax diegensis*, f) *G. turbynei*, g) *Planktothrix rubescens*, h) *Prorocentrum scutellum*, i) *Dolichospermum smithii*, j) *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*. Las imágenes son de autoría propia.

En resumen, la temperatura del agua y la variación de la salinidad definieron la composición del fitoplancton, mientras que, el pH no tuvo ningún efecto sobre los organismos. Con respecto a la variación en la concentración de oxígeno disuelto y su débil relación con los tres grupos de productores primarios, sugiere que ésta proviene del movimiento intrínseco del agua (turbulencia) y no exclusivamente del fitoplancton.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio contó con el financiamiento del Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera a través de los proyectos CONACYT 252354, 271544y 293354. Agradecemos a Pavel Popoca Cruz por la realización del mapa.

REFERENCIAS

- ÁLVAREZ-GÓNGORA, C. C., MA. DE LOS A. LICEAGA-CORREA & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2012. Variaciones estacionales de la estructura comunitarias del fitoplancton en zonas de descarga de agua subterránea en la costa norte de la Península de Yucatán. *Revista de Biología Tropical* 60 (1): 157-172.
- ANDERSON M.J., R.N. GORLEY & K.R. CLARKE. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- ANDERSON, D. M., T. J. ALPERMANN, A. D. CEMBELLA, Y. COLLOS, E. MASSERET & M. MONTRESOR. 2012. The globally distributed genus *Alexandrium*: multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health. *Harmful Algae* 14: 10-35. DOI: 10.1016/j.hal.2011.10.012
- ANTOLÍ, V. F. & A. GARCÍA-CUBAS. 1985. Sistemática y ecología de moluscos en las lagunas costeras Carmen y Machona, Tabasco, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 12: 145-198.
- BALECH, E. 1988. *Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental*. Publicación Especial del Instituto de Oceanografía de España, Madrid. 310 p.
- BADYLAK, S., E. J. PHILIPS, P. BAKER, J. FAJANS & R. BOLER. 2007. Distributions of phytoplankton in Tampa Bay estuary, U.S.A. 2002.2003. *Bulletin of Marine Science* 80(2): 295-317.
- BARÓN-CAMPIS, S. A., D. U. HERNÁNDEZ-BECERRIL, N. O. JUÁREZ-RUIZ & C. RAMÍREZ-CAMARENA. 2005. Marea roja producida por el dinoflagelado *Peridinium quinquecorne* en Veracruz, México (oct-nov, 2002): morfología del agente causal. *Hidrobiológica* 15 (1): 73-78.
- BARREIRO-GÜEMES, M. T. & A. AGUIRRE-LEÓN. 1999. Distribución espacio-temporal de la biomasa fitoplanctónica en el sistema lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical* 47 (1): 27-35.
- BEHERA, M. D., M. BASU & M. PAL. 2012. Floral and faunal Diversity in lower Ganga. Report Code: 027_GBP_IIT_ENB_DAT_04_Ver_Jun 2012. Indian Institutes of Technology. 48 p.
- BELLO, J., M. CERVANTES, L. GÓMEZ, V. MAGAÑA, B. GRAIZBORD & P. H. RODRÍGUEZ. 2009. Sitio piloto sistema lagunar Carmen-Pajonal-Machona. In: Friedman, J. B. (ed.). *Adaptación a los Impactos del Cambio Climático en los Humedales Costeros del Golfo de México*. Vol. 2. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. pp. 480-502.
- BRIDGEWATER, P. 2007. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología. 293 p.
- CALVO, E., F. VÍQUEZ & A. GARCÍA. 2005. *Alexandrium monilatum* (Howell) Balech Bloom in the Gulf of Nicoya, Puntarenas. *Harmful Algae News* 29: 1-2.
- CALVO-TRUJILLO, A., K. RINCONES-REYES, J. R. DÍAZ-RAMOS, B. MÁRQUEZ-GARCÍA, S. SUBERO-PINO, E. ELISTA-RAMÍREZ & L. TROCCOLI-GHINAGLIA. 2018. Spatial and temporal phytoplankton distribution in the Gulf of Cariaco, Sucre state, Venezuela, February 2014-January 2015. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR* 4 (2): 63-82.
- CAMPOS-CAMPOS, B., T. N. CUSTODIO-OSORIO, C. TORRES-SAURET, MA. RIVAS-ACUÑA & L. CRUZ-ROSADO. 2012. Registro preliminar de la composición fitoplanctónica de la Laguna Mecoacán, Paraíso, Tabasco, México. *Kuxulkab'* 34: 65-72.
- CAMPOS-CAMPOS, B., M. C. CORTÉS-LARA & M. G. RIVAS-ACUÑA. 2017. Microalgas planctónicas en la laguna costera "El Carmen", Cárdenas, Tabasco, México. *Kuxulkab'* 23: 29-40. DOI:10.19136/kuxulkab.a23n46.2556
- CARDOSO-MOHEDANO, J. G., J. C. CANALES-DELGADILLO, M. L. MACHAIN-CASTILLO, J. G. HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, J. A. SANCHEZ-CABEZA, A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ, R. ALONSO-RODRÍGUEZ, M. A. GÓMEZ-PONCE, K. ESQUEDA-LARA, M. MERINO-IBARRA, D. U. HERNÁNDEZ-BECERRIL & R. GELABERT-FERNÁNDEZ. 2020. Absence of hypoxia events in the adjacent coastal waters of Grijalva- Usumacinta river, Southern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 156: 111174.
- CARRILLO-ALEJANDRO, P. C., M. R. QUIROGA, A. CASTAÑEDA, E. WAKIDA, R. M. MÁRQUEZ, F. R. LORÁN-NÚÑEZ, J. J. MARTÍNEZ, F. VILLANUEVA, E. LANGO, I. ROMERO, G. GALAVÍZ, GALINDO & V. ZÁRATE. 2012. *Plan de manejo pesquero del sistema lagunar Carmen-Pajonal-Cachona, Tabasco*. 408 p.
- CICESE (CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN SUPERIOR DE ENSENADA, BAJA CALIFORNIA). 2020. *Datos climáticos diarios del CLICOM del SMN a través de su plataforma web del CICESE*. Disponible en línea en: <http://clicom-mex.cicese.mx> (consultado el 11 octubre 2020).
- CIRÉS, S. & A. BALLOT. 2016. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae* 54: 21-43.
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY. 2006. *PRIMER v6: User Manual Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- COMÍN, F. A., M. MENÉNDEZ & M. MARTÍN. 1991. The chemical and biological characteristics of eutrophic coastal lagoons. In: Giussani, G., van Liere, L. & B. Moss (eds.). *Ecosystem research in freshwater environment recovery. Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 48: 9-22.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2016. *Reporte del clima en México 2016*. Reporte anual. 30 p.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2020. *Normales climatológicas por Estado*. Disponible en línea en: <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=tab> (consultado el 20 octubre 2020).

- CRUZ-CÓRDOVA, M. A. 2005. Estructura y distribución de los bivalvos de las lagunas Carmen-Pajonal-Machona, Cárdenas, Tabasco, México. Tesis de licenciatura en Biología, UJAT. Tabasco, México. 60 p.
- CUPP, E. E. 1943. Marine plankton diatoms of the west coast of North America. *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography* 5(1): 1-238.
- DE LA LANZA, G. & S. GÓMEZ-AGUIRRE. 1999. Físicoquímica del agua y cosecha de fitoplancton en una laguna costera tropical. *Ciencia ergo* 6(2): 147-153.
- DORTCH, Q. 2002. Harmful algal blooms. *In: Wiley & Sons (eds.). Encyclopedia of life sciences*. Columbia University Press, pp. 1-10.
- DRAGOVICH, A. & J. A. KELLY. 1964. Preliminary observations on phytoplankton and hydrology in Tampa Bay and the immediate offshore waters. *In: Dragovich, A. & J. A. Kelly (eds.). A collection of data in reference to a red tide outbreak during 1963*. Florida Marine Research Institute Microfilm. St. Petersburg, Florida. pp. 4-22.
- ESQUEDA-LARA, K. & D. U. HERNÁNDEZ-BECERRIL. 2010. *Dinoflagelados microplanctónicos marinos del Pacífico central de México (Isla Isabel, Nayarit y costas de Jalisco y Colima)*. Universidad Nacional Autónoma de México. 206 p.
- ESTRADA, M. & E. BERDALET. 1998. Effects of turbulence on phytoplankton. *In: Anderson, D. M., A. D. Cembella & G. M. Hallegraeff (eds.). Physiological ecology of harmful algal blooms*. Springer Berlin, pp. 601-618.
- FINKEL, Z. V., J. BEARDALL, K. J. FLYNN, A. QUIGG, T. A. V. REES & J. A. RAVEN. 2010. Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. *Journal of Plankton Research* 32 (1):119-137.
- FLORES-COTO, C., J. A. BECERRIL-MARTÍNEZ, F. ZAVALA-GARCÍA, A. GRACIA & J. S. BURKE. 2010. Shrimp postlarvae immigration during the high current velocity period of the flood tide in the Southern Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 20 (1): 1-12.
- FLORIDA FISH & WILDLIFE CONSERVATION COMMISSION, FISH & WILDLIFE RESEARCH INSTITUTE. 2020. Ecosystem Assessment and restoration section: Harmful Algal Bloom and plankton dynamics sub-section. Esri, HERE NPS. Available online at: <https://myfwc.com/research/redtide/research/current/>
- FRYXELL, G. A. & G. R. HASLE. 2003. Taxonomy of harmful diatoms. *In: Hallegraeff, G. M., D. M. Anderson & A. D. Cembella (eds.). Manual on Harmful Marine Microalgae*. UNESCO, pp. 465-510.
- GARCÍA-OLIVA, M., C. MARCOS, G. UMGIESSER, W. MCKIVER, M. GHEZZO, F. DE PASCALIS & A. PÉREZ-RUFAZA. 2019. Modelling the impact of dredging inlets on the salinity and temperature regimes in coastal lagoons. *Ocean and Coastal Management* 180 (1): 104913.
- GUERRA-MARTÍNEZ, S. L. & M. A. LARA-VILLA. 1996. "Florecimiento" de *Ceratium furca* (Peridinales: Ceratiaceae) en un ambiente salobre: Laguna de Sontecomapan, México. *Revista de Biología Tropical* 44(1): 23-30.
- GUTIÉRREZ-ESTRADA, M. & A. GALAVIZ-SOLIS. 1993. Morfología y sedimentos recientes de las lagunas El Carmen, Pajonal y La Machona, Tabasco, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 10: 249-268.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A., J. RAMÍREZ & A. J. ZALDIVAR. 1998. Overview and characterization of the hydrology and primary producer communities of selected coastal lagoons of Yucatán, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 352-372.
- HERRERA-SILVEIRA, J.A. & S.M. MORALES-OJEDA. 2010. Subtropical Karstic Coastal Lagoon Assessment, Southeast Mexico. The Yucatan Peninsula Case. *In: Kennish, M. J. & H. W. Paerl (eds.). Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Press, pp. 309-336.
- HERRERA-SILVEIRA, J.A., A. L. LARA-DOMÍNGUEZ, J. W. DAY, A. YÁÑEZ-ARANCIBIA, S. MORALES-OJEDA, C. T. HERNÁNDEZ & G. PAUL-KEMP. 2019. Ecosystem functioning and sustainable management in coastal systems with high freshwater input in the southern Gulf of Mexico and Yucatan Peninsula. *In: Wolansky, E., J.W. Day, M. Elliot & R. Ramachandra (eds.). Coasts and estuaries: the future*. Elsevier, Amsterdam, pp. 377-397. DOI:10.1016/b978-0-12-814003-1.00022-8
- INAPESCA (INSTITUTO NACIONAL DE PESCA). 2018. *Acuicultura Sistema lagunar Caren-Pajonal-Machona, vocación y potencial acuícola*. Gobierno de México, Tabasco. Abril 5. Disponible en línea en: <https://www.gob.mx/inapesca/es/acciones-y-programas/acuicultura-sistema-lagunar-carmen-pajonal-machona?tab=> (consultado el 15 octubre 2020).
- INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION OF UNESCO. 2010. Karlson, B., Cusack, C. & E. Bresnan (eds.). *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis*. Paris, UNESCO (IOC Manuals and Guides, no 55). 110 p.
- JAUREGUI-OSTOS, E. 1975. Los sistemas de tiempo en el Golfo de México y su vecindad. *Investigaciones geográficas* 6: 7-36. También disponible en la página web: de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46111975000100001&lng=es&tng=es.)
- JUHL, A. R. 2005. Growth rates and elemental composition of *Alexandrium monilatum*, a red-tide dinoflagellate. *Harmful Algae* 4: 287-295.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 1999. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. *In: Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1, Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm*. 548 p.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 2005. Cyanoprokaryota 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. *In: Büdel B., L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2, Elsevier/Spektrum, Heidelberg*. 759 p.
- KUMAR, M., T. BOSKI, F. J. GONZÁLEZ-VILA, N. T. JIMÉNEZ-MORILLO & J. A. GONZÁLEZ-PÉREZ. 2020. Characteristics of organic matter sources from Guadiana estuary salt marsh sediments (SW Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research* 192: 104076.
- LANDSBERG, J. H. 2002. The effects of Harmful Algal Blooms on aquatic organisms. *Reviews in Fisheries Science* 10(2): 113-390.
- LI, X., T. W. DREHER & R. LI. 2016. An overview of diversity, occurrence, genetics and toxin production of bloom-forming *Dolichospermum* (Anabaena) species. *Harmful Algae* 54: 54-68.
- LITCHMAN, E., K. F. EDWARDS, C. A. KLAUSMEIER & M. K. THOMAS. 2012. Phytoplankton niches, traits and eco-evolutionary responses to global environmental change. *Marine Ecology Progress Series* 470: 235-248.

- LLORET, J., A. MARÍN & L. MARÍN-GUIRAO. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 403- 412. DOI:10.1016/j.ecss.2008.01.003
- LONGHURST, A. 1981. *Analysis of Marine Ecosystems*. Academic Press, London. 741 p.
- LÓPEZ-HERNÁNDEZ, E. S., F. MALDONADO-MARES & A. SÁNCHEZ-MUNGUÍA. 1997. *Diagnóstico y evaluación del impacto ambiental en comunidades bióticas de los sistemas lagunares costeros Mecoacán y Carmen-Pajonal-Machona*. Universidad Autónoma de Tabasco. 71 p.
- LÓPEZ-PORTILLO, J., A. L. LARA-DOMÍNGUEZ, G. VÁZQUEZ & J. A. AKÉ-CASTILLO. 2017. Water quality and mangrove-derived tannins in four coastal lagoons from the Gulf of Mexico with variable hydrologic dynamics. *Journal of Coastal Research* 77: 28.38. DOI:10.2112./SI77-004.1
- MAHONEY, J. B. & J. J. A. McLAUGHLIN. 1979. Salinity influence on the ecology of phytoflagellate blooms in lower New York Bay and adjacent waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 37: 213-223. DOI:10.1016/0022-0981(79)90061-3
- MARGALEF, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environmental. *Oceanologica Acta* 1 (4): 493-509.
- MARGALEF, R., M. ESTRADA & D. BLASCO. 1979. Functional morphology of organism involved in red tides, as adapted to decaying turbulence. In: Taylor, D. L. & H. H. Sliker (eds.). *Toxic dinoflagellate blooms*. Elsevier/North-Holland, New York, pp. 89-94.
- MIER-REYES, R. C., A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO, A. GRANADOS-BERBER, C. ALVARADO, L. A. SOTO & J. L. RAMOS. 1997. Variación temporal de *Penaeus (Farfantepenaeus) duorarum* Burkenroad (Crustacea: Decapoda) en vegetación acuática estuarina. *Universidad y Ciencia* 13 (2): 16-31.
- MIER-TERÁN, S. J., G. V. CASTRO, N. H. F. MAYOR & J. A. BRITO. 2006. Florecimientos algales en Tabasco. *Salud en Tabasco* 12 (1): 414-422.
- MOESTRUP, Ø., R. AKSELMANN, S. FRAGA, M. HOPPENRATH, M. IWATAKI, J. KOMÁREK, J. LARSEN, N. LUNDHOLM & A. ZINGONE. 2009. IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae. Available online at: <http://www.marinespecies.org/hab> (Consultado el 19 noviembre 2018)
- MORELOS-VILLEGAS, A., A. R. CONDAL & P. L. ARDISSON. 2018. Spatial heterogeneity and seasonal structure of physical factors and benthic species in a tropical coastal lagoon, Celestun, Yucatan Peninsula. *Regional Studies in Marine Science* 22: 136-146. DOI:10.1016/j.rsma.2018.06.008
- MUCIÑO-MÁRQUEZ, R. E., M. G. FIGUEROA-TORRES & A. AGUIRRE-LEÓN. 2014. Composición fitoplanctónica en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacentes a la Laguna de Términos Campeche, México. *Acta Biológica Colombiana* 9 (1): 63-84.
- MUCIÑO-MÁRQUEZ, R., A. AGUIRRE-LEÓN & M. G. FIGUEROA-TORRES. 2017. Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica* 27 (3): 281-291.
- MUYLAERT, K., K. SABBE & W. VYERMAN. 2009. Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary Belgium/The Netherlands. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 82: 335- 340. DOI:10.1016/j.ecss.2009.01.024
- PEREIRA-COUTINHO, M. T., A. C. BRITO, P. PEREIRA, A. S. GONALVES & M. T. MOITA. 2012. A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs closed regimes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110 (10): 134-146.
- POOT-DELGADO, C., Y. B. OKOLODKOV, J. A. AKÉ-CASTILLO & J. RENDÓN-VON OSTEN. 2015. Annual cycle of phytoplankton with emphasis on potentially harmful species in oyster beds of Términos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 50 (3): 465-477.
- QUINLAN, E. L. & E. J. PHILIPS. 2007. Phytoplankton assemblages across the marine to low salinity transition zone in a blackwater dominated estuary. *Journal of Plankton Research* 29: 401-416. DOI:10.1093/PLANKT/FBM024
- RAMPI, L. & M. BERNHARD. 1980. *Chiave per la determinazione delle peridinee pelagiche mediterranee*. Comitato Nazionale Energia Nucleare. 193 p.
- REGUERA, B., P. RIOBO, F. FRODRÍGUEZ, P. A. DÍAZ, G. PIZARRO, B. PAZ, J. FRANCO & J. BLANCO. 2014. *Dinophysis* toxins: causative organisms, distribution and fate in shellfish. *Marine Drugs* 12: 394-461.
- RESÉNDEZ-MEDINA, A. 1979. Hidrología de un sistema de lagunas costeras del sur del Golfo de México, en un periodo comprendido entre 1977/1978. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 29: 337-342. DOI:10.1590/S0373-55241980000200067
- REYES-RAMÍREZ, H., R. FLORIDO, N. ÁLVAREZ-PLIEGO, A. J. SÁNCHEZ & M. Á. SALCEDO. 2017. Hábitos alimenticios de *Cathorops* aguadulce (Siluriformes: Ariidae) en un ecosistema estuarino al sur del Golfo de México. *Hidrobiológica* 27 (2): 163-173.
- RHODES, L., P. McNABB, M. DE SALAS, L. BRIGGS, V. BEUZENBERG & M. GLADSTONE. 2006. Yessotoxin production by *Gonyaulax spinifera*. *Harmful Algae* 5:148-155.
- ROSAS-VALDEZ, A. M., L. A. AYALA-PÉREZ, M. G. FIGUEROA-TORRES & I. E. ROLDÁN-ARAGÓN. 2019. Seagrass and fish in Los Petenes Biosphere Reserve, Campeche, Mexico: spatial and temporal biomass patterns. *Thalassas* 35: 577-586.
- ROSELLI, L., E. STANCA, A. LUDOVISI, G. DURANTE, J. S. D. SOUZA, M. DURAL, T. ALP, S. BULENT, V. GJONI, S. GHINIS & A. BASSET. 2013. Multi-scale biodiversity patterns in phytoplankton from coastal lagoons: the Eastern Mediterranean. *Transitional Waters Bulletin* 2: 202- 219. DOI:10.1285/i1825229Xv7n2p202
- SALGADO-UGARTE, I. H., J. L. GÓMEZ-MÁRQUEZ & B. PEÑA-MENDOZA. 2005. Métodos actualizados para Análisis de Datos Biológico-Pesqueros. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza y DGAPA, UNAM, México. 240 p.
- SALAS-PÉREZ, J. J. & C. GONZÁLES-GÁNDARA. 2016. Temporal and spatial fluctuations of sea surface temperature and chlorophyll a levels due to atmospheric forcing in a tropical coastal lagoon. *Ciencias Marinas* 42(1): 49-65.
- SALCEDO-GARDOÑO, M. G., M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ, F. LANGO-REYNOSO, C. A. SOSA-VILLALOBOS, C. LANDEROS-SÁNCHEZ & I. GALAVIZ-VILLA. 2019. Influence of physicochemical parameters on phytoplankton distribution in the lagoon system of Mandinga, Mexico. *Revista Bio Ciencias* 6: e427.

- SIVONE, K. & G. JONES. 1999. Cyanobacterial toxins. In: Chrus, J. & J. Bartram (eds.). *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, London. pp. 41-111.
- SMAYDA, T. J. 2002. Turbulence, watermass stratification and harmful algal blooms: an alternative view and frontal zones as "pelagic seed banks". *Harmful Algae* 1: 95-112.
- STEIDINGER, K. & J. WILLIAMS. 1970. Dinoflagellates: Memoirs on the hour-glass cruises. FI. Dept of Natural Resources Marine Research laboratory Vol. 2. 251 p.
- TAYLOR, F. J. R., Y. FUKUYO & J. LARSEN. 1995. Taxonomy of harmful dinoflagellates. In: Hallegraff, G. M., D. M. Anderson & A. D. Cembella (eds.). *Manual on Harmful Marine Microalgae*, IOC Manuals and Guides, UNESCO, Paris. pp. 283-317.
- TEPETLAN, S. P. V. & D. ALDANA-ARANDA. 2008. Macrofauna bentónica asociada a bancos ostrícolas en las lagunas costeras Carmen, Machona y Mecoacán, Tabasco, México. *Revista Biología Tropical* 56(1):127-137.
- TIBCO SOFTWARE INC. 2017. Statistica (data analysis software system), version 13. <http://statistica.io>.
- TOMAS, C. R. 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. Academic Press. San Diego. 858 p.
- TORRES, J. R., E. BARBA & F. J. CHOIX. 2018. Mangrove productivity and phenology in relation to hydroperiod and physical-chemistry properties of water and sediment in biosphere reserve, Centla wetland, Mexico. *Tropical Conservation Science* 11: 1-14. DOI:10.1177/1940082918805188
- TOULIABAH, H., H. M. SAFIK, M. M. GAB-ALLAH & W. D. TAYLOR. 2002. Phytoplankton and some abiotic features of El-Bardawil Lake, Sinai, Egypt. *African Journal of Aquatic Science* 27: 97-105. DOI:10.2989/16085914.2002.9626581
- TROCCOLI-GHINAGLIA, L., J. HERRERA-SILVEIRA & F. A. COMÍN. 2004. Structural variations of phytoplankton in the coastal seas of Yucatan, Mexico. *Hydrobiologia* 519: 85-102.
- ULLOA, M. J., P. ÁLVAREZ-TORRES, K. P. HORAK-ROMO & R. ORTEGA-IZAGUIRRE. 2017. Harmful algal blooms and eutrophication along the Mexican coast of the Gulf of Mexico large marine ecosystem. *Environmental Development* 22: 120-128. DOI:10.1016/j.envdev.2016.10.007
- VAN MEERSSCHE, E., D. I. GREENFIELD & J. L. PINCKNEY. 2018. Coastal eutrophication and freshening: Impacts on *Pseudo-nitzschia* abundance and domoic acid allelopathy. *Estuarine, coastal and shelf science* 209: 70-79.
- VARONA-CORDERO, F., F. J. GUTIÉRREZ-MENDIETA, A. Z. MÁRQUEZ-GARCÍA, A. BOLONGARO CREVENNA-RECÁSENS & V. TORRES-RODRÍGUEZ. 2014. Variación espacio-temporal de las características físico-químicas y nutrientes en la región marino-costera ubicada entre los ríos San Pedro y San Pablo y Champotón, Campeche. In: Botello, A.V., J. Rendón von Osten, J. A. Benítez & G. Gold-Bouchot (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMyL, CINVESTAV-Unidad Mérida. pp. 839-866.
- VIRGINIA INSTITUTE OF MARINE SCIENCE. 2020. *Alexandrium monilatum*. Available online at: <https://www.vims.edu/bayinfo/habs/guide/alexandrium.php> (Consultado el 08 junio 2020).
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). 1999. Toxin Cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E y FN Spon. London. 400 p.
- WYATT, T. 2013. Margalef's mandala and phytoplankton bloom strategies. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 101: 32-49. DOI:10.1016/j.dsr2.2012.12.006
- ZAR, J. H. 1997. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, N. Jersey. 718 p.

Efecto de la presencia de refugios en el desarrollo de juveniles tempranos de *Cherax quadricarinatus* (Decapoda; Parastacidae)

Shelters presence effect on development of early juvenile *Cherax quadricarinatus* (Decapoda; Parastacidae)

María Cecilia Hernández-Rubio¹, Miguel de Jesús Gutiérrez-Ladrón de Guevara¹ y Gerardo Figueroa-Lucero²

Recibido: 10 de noviembre de 2020.

Aceptado: 10 de diciembre de 2020.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes: *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) es una langosta australiana de agua dulce (Decapoda, Parastacidae), con gran importancia comercial en países tropicales y subtropicales. Uno de los aspectos más relevantes para incrementar su producción comercial es optimizar las tasas de crecimiento y de sobrevivencia, las cuales cambian con el período de desarrollo y la calidad del hábitat. **Objetivos:** Determinar el efecto de la presencia de refugios sobre el crecimiento y supervivencia de juveniles tempranos, a través de diferente número de refugios por langosta. **Métodos:** Se dispusieron 30 juveniles en estadio III de desarrollo (inicio de la alimentación exógena) con un peso de 114.33 ± 3.5 mg, en cada uno de seis contenedores de 1000 L (Área = 1m^2). Se probaron tres densidades de refugios (tratamientos T): sin refugios (T₁), con 1 refugio por individuo (T₂) y con 2 refugios por individuo (T₃) con dos réplicas por tratamiento. Los juveniles se mantuvieron a 24°C, durante 92 días. Se alimentaron con alimento balanceado para camarón (48% proteína), al 10% de su peso. **Resultados:** Las tasas de crecimiento más altas se obtuvieron en los tratamientos T₂ y T₃ (0.065 y 0.055 g d⁻¹), significativamente diferentes de T₁ (0.030 g d⁻¹). Por el contrario, no hubo diferencias significativas entre tratamientos, en el crecimiento relativo del peso vs. la longitud, que fue de tipo alométrico positivo ($b = 3.09$ a 3.26), ni en la supervivencia final (80-85%). **Conclusiones:** La presencia y el número de refugios incrementan notablemente el crecimiento de las langostas. Un refugio por individuo es suficiente para obtener juveniles tempranos de *C. quadricarinatus* con pesos y longitudes altos.

Palabras clave: crecimiento, hábitat, langosta, refugios, sobrevivencia.

ABSTRACT

Background: *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) is an Australian freshwater crayfish (Decapoda, Parastacidae) of great commercial importance in tropical and subtropical countries. One of the most important aspects to increase its commercial production is to optimize growth and survival rates, which change with developmental phase and habitat quality. **Goals:** Determine shelters presence effect, on growth and survival rates of early juveniles through of different shelter number per crayfish. **Methods:** Three densities were assayed: without shelters (T1), one shelter per individual (T2), and two shelters per individual (T3). Thirty juvenile cray fish on III development state (external feeding onset) (114.33 ± 3.5 mg) were kept in 1000 L tanks, with two replicates per treatment, at 24 °C, for 92 days. Crayfish were fed every day with commercial balanced feed (48% protein). **Results:** Growth rates were higher in treatments T2 and T3 (0.065 and 0.055 g d⁻¹), both significantly different from T1 (0.030 g d⁻¹). In contrast, no significant difference was found among treatments in relative growth weight to length, which showed a positive allometry ($b = 3.09-3.26$) and final survival either (80-85%). **Conclusions:** Presence and number of shelters increase growth of freshwater crayfish, notably. One shelter per individual is enough to obtain early juveniles *Cherax quadricarinatus* with high weights and lengths.

Keywords: crayfish, growth, habitat, shelters, survival.

¹ Departamento de Zoología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Prol. Carpio y Plan de Ayala s/n, Col. Santo Tomás, Ciudad de México, 11340. México

² Planta Experimental de Producción Acuicola, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Ciudad de México, 09340. México

*Corresponding author:

María Cecilia Hernández-Rubio: e-mail: cecheru@yahoo.com.mx

To quote as:

Hernández-Rubio, M. C., M. de J. Gutiérrez-Ladrón de Guevara & G. Figueroa-Lucero. 2021. Efecto de la presencia de refugios en el desarrollo de juveniles tempranos de *Cherax quadricarinatus* (Decapoda; Parastacidae). *Hidrobiológica* 31 (1): 69-75.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n1/Hernandez

INTRODUCCIÓN

Los crustáceos decápodos comprenden una gran variedad de especies que se explotan comercialmente, como los camarones, los langostinos, los cangrejos y las langostas. Dentro de estas últimas, las langostas australianas, *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868); *C. destructor* Clark, 1936 y *C. tenuimanus* (Smith, 1912) son especies de agua dulce que han alcanzado un gran éxito en el mercado internacional en los últimos años. El cultivo de *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) se ha desarrollado ampliamente, tanto en Australia como en diversos países de regiones tropicales y subtropicales. Esto se debe a sus características biológicas que hacen factible su producción, ya que su desarrollo es directo al no presentar período larvario, alcanza tasas de crecimiento altas, con pesos de 60 a 100 g (talla comercial) en individuos de seis a ocho meses de edad, con un intervalo térmico de tolerancia amplio (20 - 30°C) en comparación con los camarones peneidos, como *Penaeus vannamei* (Boone, 1931) que alcanza de 15 a 25 g en 4-5 meses, a temperaturas de 25 a 30°C (FAO, 2009). Además es resistente a las enfermedades y al manejo. Acepta el alimento balanceado desde el inicio de la alimentación exógena, las hembras presentan una fecundidad alta con varios eventos reproductivos por año. Tiene una gran aceptación por parte de los consumidores, lo que causa que alcance un atractivo valor comercial en el mercado (Jones & Ruscoe, 1996, Castillo-Corella *et al.*, 2002, Campaña-Torres *et al.*, 2005).

En condiciones de cultivo, las tasas de crecimiento y de mortalidad son los factores que más importancia tienen en la producción. Estas variables cambian con la edad de los individuos y con la calidad del hábitat (Thorp & Covich, 2001). Se ha observado que *C. quadricarinatus* utiliza refugios en condiciones naturales, para protegerse de la depredación, tanto inter como intra-específica. Este comportamiento de la especie se ha aplicado en su cultivo, en la fase de engorda con buenos resultados (Jones & Ruscoe, 2001; Manor *et al.*, 2002; Barki *et al.*, 2006; Arzola-González *et al.*, 2012).

La fase temprana del período juvenil es una de las fases de desarrollo con mayor vulnerabilidad de esta especie (Gallo-García *et al.*, 2012; Calvo *et al.*, 2013). Sin embargo, existe escasa información de las condiciones necesarias para optimizar la producción y la sobrevivencia de juveniles en la fase de pre-engorda, por lo que el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de diferentes densidades de refugios, para determinar la condición más adecuada que permita maximizar el crecimiento y la sobrevivencia durante el desarrollo temprano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los juveniles de *C. quadricarinatus* se obtuvieron por reproducción natural, de reproductores mantenidos en cautiverio. Se realizó un experimento completamente aleatorio, donde se evaluó el efecto del número de refugios, sobre el crecimiento y la supervivencia de los juveniles. Los niveles utilizados fueron: sin refugios (tratamiento 1: T₁), un refugio por individuo (tratamiento 2: T₂) y dos refugios por individuo (tratamiento 3: T₃), cada tratamiento con dos réplicas. Los refugios consistieron en cilindros de PVC de 10 cm de longitud y 2.5 cm de diámetro. Se colocaron 30 juveniles en estadio III, de 15 días después de la eclosión (dde) e inicio de alimentación exógena, con un peso inicial de 114.3 ± 3.5 mg, en contenedores con un volumen de 1000 L y una

superficie del fondo de 1 m² (30 juveniles/m²). Se les suministró alimento balanceado para camarón (48% de proteína, Silver Cup™). La ración diaria fue del 10% de su peso húmedo. Todos los tratamientos se mantuvieron a una temperatura de 25°C. Se realizaron recambios de agua del 50% cada semana, la concentración de amonio se mantuvo en 0.05 mgL⁻¹ y el oxígeno en 5 mgL⁻¹. Se determinó el peso (P) y la longitud total (LT) cada dos semanas, así como la sobrevivencia, en cada tratamiento durante 92 días.

Análisis de datos. Los datos de peso y longitud se transformaron al logaritmo natural para normalizarlos. Se comprobó la homogeneidad de varianzas entre los tratamientos mediante la prueba Bartlett. Para comprobar que no hubiera diferencias de los pesos y longitudes iniciales entre réplicas ni entre tratamientos se aplicó un análisis de varianza. El crecimiento en LT y en P se ajustó a modelos de regresión lineal y el crecimiento relativo del peso con respecto a la longitud a un modelo potencial ($P = aLT^b$) y se probó la significancia de los coeficientes de regresión (ANOVA < 0.05). Los modelos de crecimiento se compararon, con el método de comparación de pendientes de Tukey-Kramer ($\alpha = 0.05$) (Sokal & Rohlf, 1981).

Los valores finales se analizaron mediante un modelo lineal generalizado (GLM) para evaluar el efecto de la edad y el número de refugios sobre el peso y la longitud y el contenedor como factor anidado, dentro del tratamiento del número de refugios. Finalmente, se realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($\alpha = 0.05$) para comparar las distribuciones de frecuencias de peso y LT y una prueba de chi-cuadrada (R Core Team, 2016) para comparar la sobrevivencia entre los tratamientos.

RESULTADOS

Se comprobó la homocedasticidad y la normalidad de los pesos y longitudes. Así mismo, los valores iniciales fueron semejantes, tanto entre las réplicas como entre los tratamientos (ANOVA, $p > 0.05$). Al final del experimento, los juveniles de las réplicas de cada tratamiento, presentaron pesos y longitudes semejantes (ANOVA, $p > 0.05$) por lo que los datos de las réplicas de cada tratamiento, se agruparon para ajustar los modelos de crecimiento (P y LT) y los modelos de peso-longitud.

Crecimiento. Las curvas de crecimiento en peso y en longitud total, se ajustaron a un modelo exponencial ($y = a \exp^{xb}$) (ANOVA, $p < 0.05$), en todos los tratamientos: $P_1 = 0.13e^{0.033t}$, $r^2 = 0.74$; $P_2 = 0.17e^{0.042t}$, $r^2 = 0.87$; $P_3 = 0.15e^{0.039t}$, $r^2 = 0.85$ (Fig. 1) y $LT_1 = 18.1 e^{0.011t}$, $r^2 = 0.73$; $LT_2 = 19.6e^{0.014t}$, $r^2 = 0.87$; $LT_3 = 18.7e^{0.013t}$, $r^2 = 0.84$ (Fig. 2). La edad influyó significativamente en P ($t = 25.243$, $p < 0.0001$) y en LT ($t = 41.95$, $p < 0.0001$), así como también se presentó una interacción entre la edad y la proporción de refugios por individuo (tratamientos) sobre P ($t = 10.94$, $p < 0.0001$) y LT ($t = 9.813$, $p < 0.0001$).

Después de 92 días, los promedios finales, tanto de P como de LT, fueron significativamente mayores en los tratamiento con refugios (T₂: 6.17 g, 62.1 mm y T₃: 5.18 g, 58.8 mm) comparados con los controles sin refugios (T₁: 2.89 g, 47.3 mm) (ANOVA, $F_{(2, 145)} = 28.52$ (peso), $p < 0.05$; $F_{(2, 145)} = 26.79$ (LT), $p < 0.05$, $N = 148$); las tasas de crecimiento mantuvieron la misma tendencia: $T_1 = 0.030$ g d⁻¹, $T_2 = 0.065$ g d⁻¹ y $T_3 = 0.055$ g d⁻¹ (Tukey-Kramer, $p < 0.05$, $N = 148$). T₂ y T₃ fueron semejantes en los valores promedio y en las tasas de crecimiento de P y LT (Tabla 1).

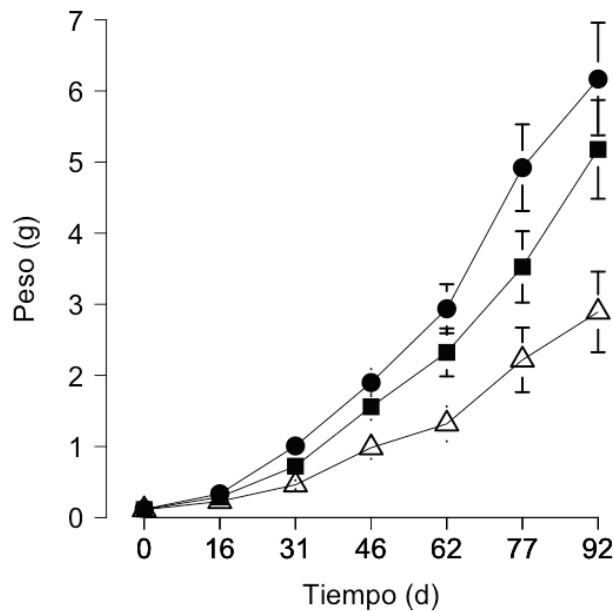


Figura 1. Crecimiento en peso de *C. quadricarinatus*. T1 (Δ): $P_1 = 0.13e^{0.033t}$, $r^2 = 0.74$; T2 (●): $P_2 = 0.017e^{0.042t}$, $r^2 = 0.87$; T3 (■): $P_3 = 0.15e^{0.039t}$, $r^2 = 0.85$.

En cambio, la distribución de frecuencias, tanto de P como de LT, fueron diferentes en cada tratamiento, donde en T₁ se presentaron los individuos más pequeños y en T₂ los más grandes (Kolmogorov-Smirnov, $p < 0.001$) (Figs. 3 y 4).

Sin embargo, la sobrevivencia fue semejante en todos los tratamientos, T₁: 80%, T₂: 85% y T₃: 81.7% (chi-cuadrada, $p > 0.05$) (Tabla 1) al final del período de prueba.

Crecimiento relativo Peso- Longitud. El crecimiento relativo de P con respecto a la LT, fue del tipo alométrico positivo ($b > 3, t_s, p < 0.05$), en todos tratamientos. La comparación de las tasas de crecimiento demostró que no hay diferencias de esta variable, entre los tratamientos (Tukey-Kramer, $p > 0.05$) T₁: $P = 1 \times 10^{-5} TL^{3.26}$, $r^2 = 0.996$; T₂: $P = 3 \times 10^{-5} TL^{3.09}$, $r^2 = 0.998$; T₃: $P = 2 \times 10^{-5} TL^{3.11}$, $r^2 = 0.994$ (Fig. 5).

DISCUSION

La heterogeneidad del hábitat es uno de los factores principales que influyen en la calidad del mismo y que afectan la reproducción, la alimentación, el crecimiento y la sobrevivencia, en los crustáceos decápodos

y en peces (Able, 1999; Phelan *et al.*, 2000). En condiciones naturales, la vegetación sumergida es un factor muy importante en los sitios de crianza de los decápodos de agua dulce, ya que provee protección contra la depredación y alimento por la fauna asociada a ella (Wilson *et al.*, 1990a, 1990b).

El número de refugios y de individuos, son factores importantes a considerar en el cultivo de juveniles tempranos de *C. quadricarinatus*. Esta especie es territorial y utiliza refugios como protección, la ausencia de éstos provoca canibalismo, mayor competencia por el espacio y disminuye la tasa de crecimiento, lo que implica un efecto negativo del hábitat. En este estudio, la presencia de refugios favorecieron el crecimiento de los juveniles ya que disminuyen la competencia por el espacio. La ausencia de refugios redujo el crecimiento de los juveniles de manera significativa, en contraste con los tratamientos con refugios, donde se obtuvieron las mayores tasas de crecimiento, si bien, se observó que un refugio por individuo es suficiente en esta etapa del desarrollo, ya que no hubo diferencias entre las tasas de crecimiento ni en la sobrevivencia de los tratamientos T₂ y T₃. Se ha demostrado que las especies de *Cherax*, bajo condiciones de cultivo, presentan un crecimiento y sobrevivencia denso-dependientes (Barki & Karplus, 2004).

Tabla 1. Peso, longitud total (LT) y sobrevivencia finales de *C. quadricarinatus* por tratamiento.

Tratamiento	P (g)	LT (mm)	Sobrevivencia (%)
Sin refugios (T1)	2.9 ± 1.9	47.3 ± 11.59	80 ± 0.04
1 refugio/individuo (T2)	6.15 ± 2.8	62.1 ± 10.08	85 ± 0.07
2 refugios/individuo (T3)	5.19 ± 2.4	58.8 ± 10.3	81.5 ± 0.02

Tanto los refugios como la densidad de los individuos son factores importantes a considerar. En juveniles tempranos de *C. quadricarinatus* se han obtenido pesos finales bajos (0.32- 0.62 g) en individuos de 30 - 40 días de edad, con densidades iniciales muy altas (100 - 200 org/m²) aún con la presencia de refugios (Parnes & Sagui, 2002; Gallo-García et al., 2012; García-Ulloa & Pinzón-López, 2012; Calvo et al., 2013). Las densidades altas causan diferencias de tamaño, aún entre individuos de la misma edad y peso iniciales, debido a que los individuos dominantes (alfa) limitan el alimento a los individuos pequeños y menos competitivos, de manera que éstos alcanzan tamaños menores (enanos). Este efecto fue notable en el tratamiento sin refugios, ya que los individuos tuvieron pesos y longitudes, marcadamente menores a los obtenidos en los otros tratamientos y esta diferencia se incrementó a partir de los 46 días, a pesar de que se utilizó la misma densidad, los individuos eran de la misma edad y con pesos y longitudes iniciales iguales. Se ha atribuido esta variación en el crecimiento, al control social en el crecimiento en los decápodos territoriales, como los langostinos (*Macrobrachium rosenbergii* De Man 1879) (Karplus, 2005), las langostas (*Homarus americanus* Milne Edwards 1837) (Cobb et al., 1982) y las langostas de agua dulce (*C. destructor*, Verhoef & Austin, 1999; *C. quadricarinatus*, Karplus & Barki 2004; Barki et al., 2006).

La variación del peso con respecto a la longitud, describe el cambio de forma asociado al incremento en tamaño y es una manera indirecta de analizar el grado de robustez en los decápodos. La relación alométrica entre el peso y la longitud, es la más frecuente en los decápodos. En el presente trabajo, se obtuvo una relación alométrica positiva en todos los tratamientos, sin diferencias entre ellos, a pesar de que los individuos que se mantuvieron sin refugios alcanzaron un tamaño menor, lo que indica que la ausencia de refugios no afecta la robustez de las langostas. Resultados semejantes se han obtenido en juveniles cultivados más avanzados de esta especie (Jones, 1995). La relación alométrica del peso con respecto a la longitud en los decápodos, puede variar dependiendo de la ontogenia, el sexo y de las especies. En hembras de *C. quadricarinatus* y *C. destructor* el crecimiento es alométrico negativo (Austin et al., 1997). Juveniles de *Penaeus monodon* Fabricius 1798, tuvieron un crecimiento alométrico positivo mayor que los pre-adultos (Primavera et al., 1998). Por el contrario, *Procambarus acutusacutus* Girard 1852, en juveniles avanzados y los machos con respecto a las hembras, los individuos son más pesados con el incremento en la longitud (Mazlum et al., 2007). En *Procambarus alleni* Faxon 1884, el crecimiento es alométrico positivo, sin diferencias entre machos y hembras (Acosta & Perry, 2000).

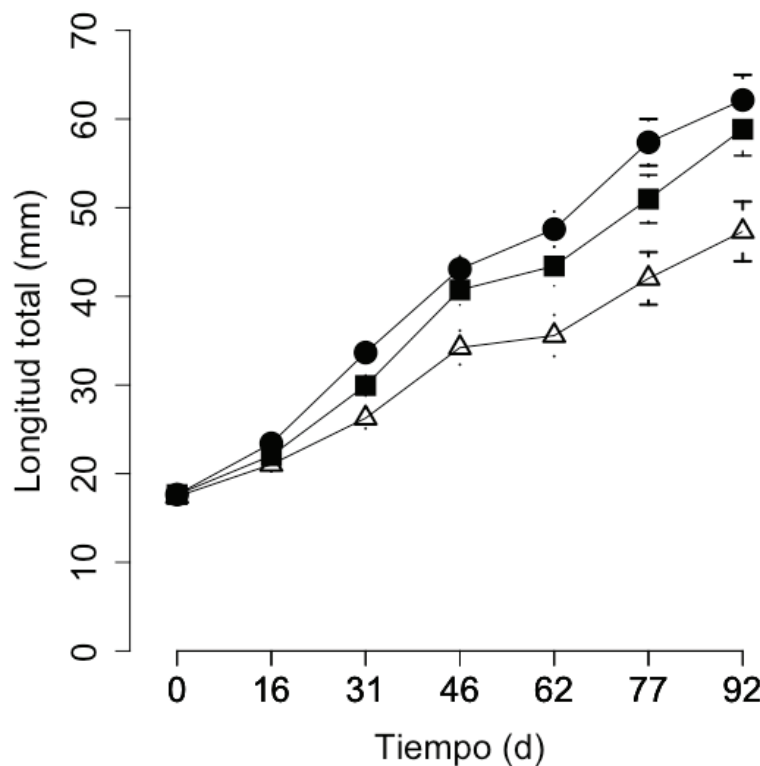


Figura 2. Crecimiento en LT de *C. quadricarinatus*. T1 (Δ): $LT_1 = 18.1e^{0.011t}$, $r^2 = 0.73$; T2 (●): $LT_2 = 19.6e^{0.014t}$, $r^2 = 0.87$; T3 (■): $LT_3 = 18.7e^{0.013t}$, $r^2 = 0.84$.

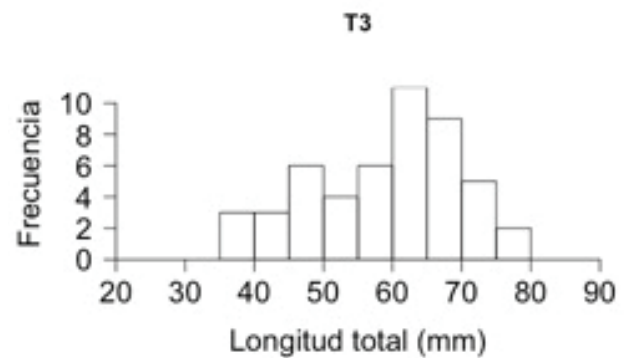
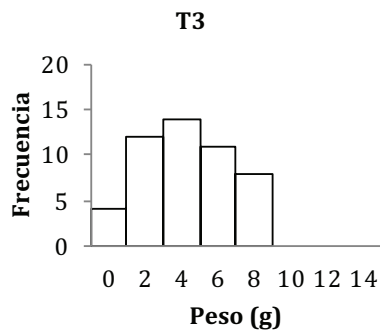
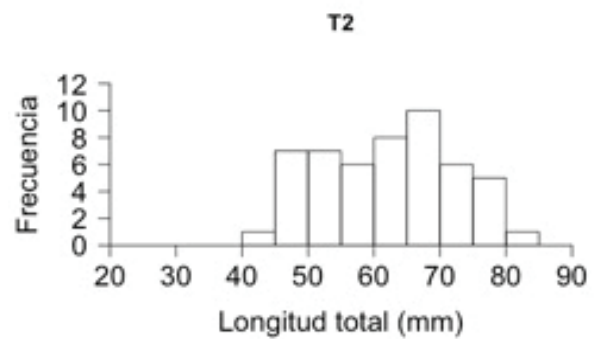
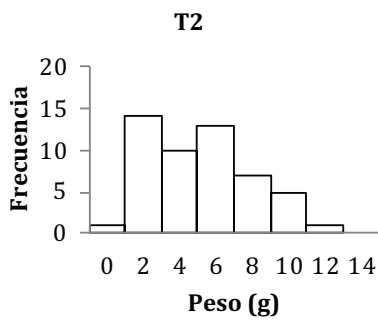
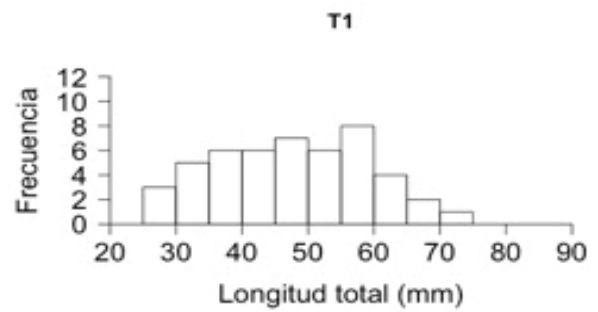
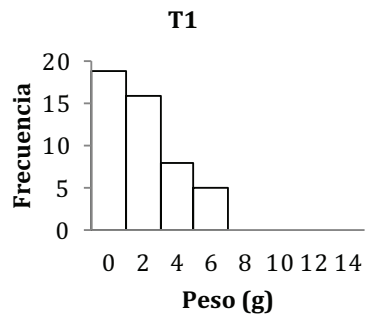


Figura 3. Frecuencias de las clases de peso (g) por tratamiento. T1: sin refugios, T2: 1 refugio/ind., T3: 2 refugios/ind.

Figura 4. Frecuencias de las clases de talla (mm) por tratamiento. T1: sin refugios, T2: 1 refugio/ind., T3: 2 refugios/ind.

Finalmente, en este trabajo se demostró que la presencia de refugios, si bien no incrementó la supervivencia, se obtuvo una tasa de crecimiento más alta e individuos más grandes, en comparación con el tratamiento sin refugios. Jones (1995) y Karplus *et al.* (1995) obtuvieron resultados semejantes con esta especie y Austin *et al.* (1997) y Verhoef & Austin (1999) con *C. destructor*.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional (proyecto SIP20171560) y la Universidad Autónoma Metropolitana (proyecto UAMI14709004), México, por el financiamiento para la realización de este estudio.

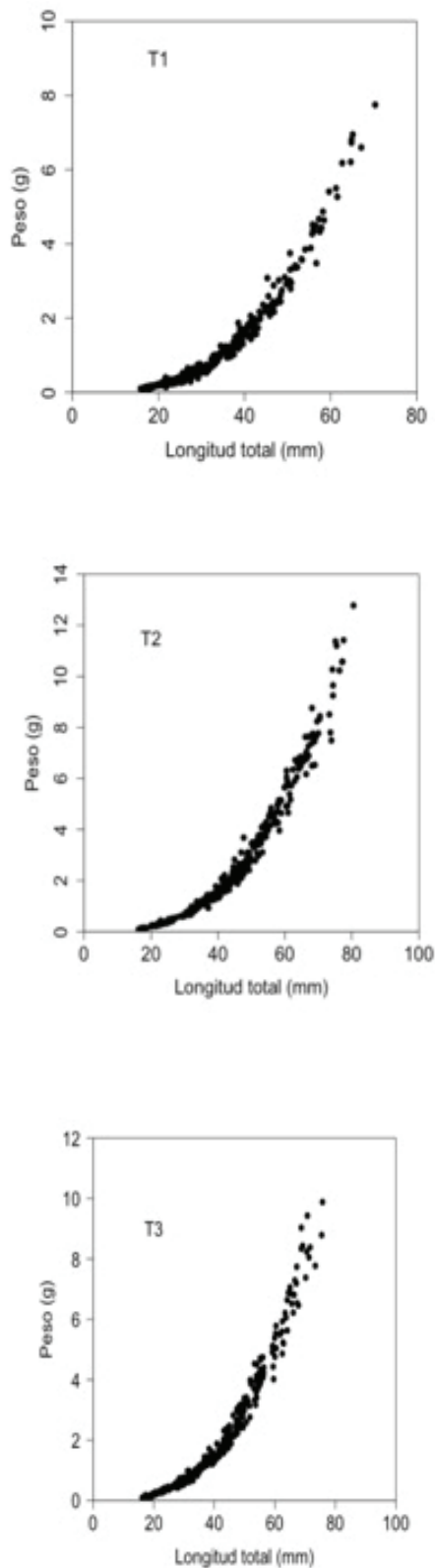


Figura 5. Crecimiento relativo Peso-Longitud. T1: $P_1 = 2 \times 10^{-5} LT^{3.08}$, $r^2 = 0.99$; T2: $P_2 = 2 \times 10^{-5} LT^{3.04}$, $r^2 = 0.998$; T3: $P_3 = 2 \times 10^{-5} LT^{3.03}$, $r^2 = 0.99$.

REFERENCIAS

- ABLE, K. W. 1999. Measures of juvenile fish habitat quality: examples from a national estuarine research reserve. *American Fisheries Society Symposium* 22: 134-147.
- ACOSTA, C. A. & S. A. PERRY. 2000. Differential growth of crayfish *Procambarus alleni* in relation to hydrological conditions in marl prairie wetlands of Everglades National Park, USA. *Aquatic Ecology* 34: 389-395. DOI:10.1023/A:1011472828639
- ARZOLA-GONZÁLEZ, J. F., E. MAYA DE LA CRUZ, L. I. VERDE-OSUNA, E. GARCÍA BURGUEÑO, L. M. FLORES-CAMPAÑA & Y. GUTIÉRREZ-RUBIO. 2012. Crecimiento, densidad y rentabilidad del cultivo de langosta de agua dulce (Decapoda: *Cherax quadricarinatus*) en Sinaloa, México. *Ra Ximhai* 8 (3): 17-26.
- AUSTIN, C. M., P. L. JONES, F. STAGNITTI & B. D. MITCHELL. 1997. Response of the yabby, *Cherax destructor* Clark, to natural and artificial diets: phenotypic variation in juvenile growth. *Aquaculture* 149 (1-2): 39-46. DOI:10.1016/50044-8486(96)01429-9
- BARKI, A. & I. KARPLUS. 2004. Size rank and growth potential in red claw crayfish (*Cherax quadricarinatus*): are stunted juveniles suitable for grow-out? *Aquaculture Research* 35 (6): 559-567. DOI:10.1111/j.1365-2109.2004.0105.x
- BARKI, A., I. KARPLUS, R. MANOR, S. PARNES, E. D. AFLALO & A. SAGI. 2006. Growth of red claw (*Cherax quadricarinatus*) in a three-dimensional compartments system: Does a neighbor matter? *Aquaculture* 252 (2-4): 348-355. DOI:10.1016/j.aquaculture.2005.07.012
- CAMPAÑA-TORRES, A., L. R. MARTÍNEZ-CÓRDOVA, H. VILLARREAL-COLMENARES & R. CIVERA-CERECEDO. 2005. Estudio de los parámetros de producción del acocil australiano *Cherax quadricarinatus* (von Martens 1858) variando el nivel de proteína de su dieta. *Hidrobiológica* 15 (3): 255-260.
- CALVO, N. S., A. L. TOMAS & L. LÓPEZ-GRECO. 2013. Influencia de la disposición espacial y la superficie de refugios sobre la supervivencia y crecimiento de juveniles de *Cherax quadricarinatus* (Parastacidae) y su aplicación al cultivo intensivo. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41 (4): 732-738. DOI:103856/vol41-issue4-fulltext-9
- CASTILLO-CORELLA, E., M. CISNEROS-LÓPEZ, L. ORTIZ-SERRANO & M. JOVER-CERDÁ. 2002. Evaluación de dietas proteicas en precrias de langosta de agua dulce (*Cherax quadricarinatus*). *I Congreso Iberoamericano de Acuicultura CIVA*: 1-5 p.
- COBB, S. J., R. G. TAMM & D. WANG. 1982. Behavioral mechanisms influencing molt frequency in the American lobster, *Homarus americanus* Milne Edwards. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 62 (3): 185-200. DOI:10.1016/0022-0981(82)90200-3
- FAO. 2009. *Penaeus vannamei*. En: Cultured aquatic species information programme. *Penaeus vannamei*. Disponible en línea en: [http://www.fao.org/FAO Fisheries & aquaculture-F1 fact sheet search](http://www.fao.org/FAO/Fisheries%20&%20aquaculture-F1/fact%20sheet%20search) (consultado 12 febrero 2020).
- GALLO-GARCÍA, M. C., D. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ & M. GARCÍA-ULLOA. 2012. Efecto de la densidad en el crecimiento de juveniles tempranos de *Cherax quadricarinatus* (Decapoda:Parastacidae). *Avances en investigación agropecuaria* 16 (3): 93-99.

- GARCÍA-ULLOA, M. & L. PINZÓN-LÓPEZ. 2012. Efecto de diversos sustratos artificiales en el crecimiento y supervivencia de estadios tempranos de la langosta azul (*Cherax quadricarinatus*) cultivados en un sistema de recirculación. *Revista electrónica de veterinaria* 13 (3): 1-16
- JONES, C. M. 1995. Production of juvenile red clawcrayfish, *Cherax quadricarinatus* (von Martens) (Decapoda, Parastacidae). I. Development of hatchery and nursery procedures. *Aquaculture* 138 (1-4): 221-238. DOI:10.1016/0044-8486(95)00068-2
- JONES, C. M. & I. M. RUSCOE. 1996. *Production technology for red claw crayfish (Cherax quadricarinatus)*. Final report. Fisheries Research and Development Corporation. Freshwater Fisheries & Aquaculture Centre Walkamin, Australia. 176 p.
- JONES, C. M. & I. M. RUSCOE. 2001. Assessment of five shelter types in the production of red clawcrayfish, *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Parastacidae) under earthen pond conditions. *Journal of the World Aquaculture Society* 32 (1): 41-52. DOI:10.1111/j.1749-7345.2001.tb00920.x
- KARPLUS, I. 2005. Social control of growth in *Macrobrachium rosenbergii* (De Man): a review and prospects for future research. *Aquaculture Research* 36 (3): 238-254. DOI:10.1111/j.1365-2109.2005.01239.x
- KARPLUS, I., A. BARKI, T. LEVI, G. HULATA & S. HARPAZ. 1995. Effects of kinship and shelters on growth and survival of juvenile Australian red clawcray fish (*Cherax quadricarinatus*). *Freshwater Crayfish* 10: 494-505.
- KARPLUS, I. & A. BARKI. 2004. Social control of growth in the red claw crayfish, *Cherax quadricarinatus*: testing the sensory modalities involved. *Aquaculture* 242 (1-4): 321-333. DOI:10.1016/j.aquaculture.2004.08.041
- MANOR, R., R. SEGEV, M. PIMENTA LEIBOVITZ, E. D. AFLALO & A. SAGI. 2002. Intensification of red clawcray fish *Cherax quadricarinatus* culture. II. Grow out in a separate cells system. *Aquacultural Engineering* 26 (4): 263-276. DOI:10.1016/S0144-8609(02)00035-3
- MAZLUM, Y., M. FAITH & A. G. EVERSOLE. 2007. Morphometric relationship of length-weight and chelae length-width of eastern white river crayfish (*Procambarus acutusacutus*, Girard, 1852), under culture conditions. *Journal of Applied Ichthyology* 23 (5): 616-620. DOI:10.1111/j.1439-0426.2007.01015.x
- PARNES, S. & A. SAGUI. 2002. Intensification of red clawcray fish *Cherax quadricarinatus* culture. I. Hatchery and nursery system. *Aquacultural Engineering* 26 (4): 251-262. DOI:10.1016/S0144-8609(02)00034-1
- PHELAN, B. A., R. GOLDBERG, A. J. BEJDA, J. PEREIRA, S. HAGAN, P. CLARK, A. L. STUDHOLME, A. CALABRESE & K. W. ABLE. 2000. Estuarine and habitat-related differences in growth rates of young-of-the-year winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) and tautog (*Tautogaonitis*) in the three northeastern US estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 247 (1): 1-28. DOI:10.1016/S0022-0981(99)00184-7
- PRIMAVERA, J. H., F. D. PARADO-ESTEPA & J. L. LEBATA. 1998. Morphometric relationship of length and weight of giant tiger prawn *Penaeus monodon* according to life stage, sex and source. *Aquaculture* 164 (1-4): 67-75. DOI:10.1016/S0044-8486(98)00177-X
- R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing, Vienna, Austria.
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF. 1981. *Biometry. Principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and Co. San Francisco. USA. 860 p.
- THORP, J. H. & A. P. COVICH. 2001. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press, San Diego. USA. 1021 p.
- VERHOEF, G. D. & C. M. AUSTIN. 1999. Combined effects of shelter and density on the growth and survival of juveniles of the Australian freshwater crayfish, *Cherax destructor* Clark, Part 2. *Aquaculture* 170 (1): 49-57. DOI:10.1016/S0044-8486(98)00395-0
- WILSON, K. A., K. W. ABLE & K. L. HECK JR. 1990a. Habitat use by juvenile blue crabs: a comparison among habitats in southern New Jersey. *Bulletin of Marine Science* 46 (1): 105-114.
- Wilson, K. A., K. W. Able & K. L. Heck Jr. 1990b. Predation rates on juvenile blue crabs in estuarine nursery habitats: evidence for importance of macroalgae (*Ulva lactuca*). *Marine Ecology Progress Series* 58 (3): 243-251.

Estrés oxidativo en peces inducido por retardantes de flama bromados, una revisión

Oxidative stress in fish induced by brominated flame retardants, a review

Rosa M. González-Rivera¹, Jesús Javier Espinosa-Aguirre² y Hugo F. Olivares-Rubio^{2*}

Recibido: 14 de diciembre de 2020.

Aceptado: 12 de marzo de 2021.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. Los retardantes de flama son compuestos que se aplican como aditivos a diversos productos con el fin de reducir riesgos de incendios, entre los más usados se encuentran los retardantes de flama bromados (RFB) por su costo y eficiencia. Estos compuestos pueden alcanzar e impactar a los ambientes acuáticos; sin embargo, se carece de una revisión sobre el estrés oxidativo que ocasionan en los peces.

Objetivos. Proveer una revisión sobre la inducción de estrés oxidativo en peces ocasionado por retardantes de flama bromados y aportar nuevas líneas de investigación. **Métodos.** Se realizó una búsqueda en Google Académico y se consideraron treinta artículos de acuerdo a los criterios de inclusión. **Resultados.** Los retardantes de flama bromados son capaces de inducir especies reactivas del oxígeno, daños en las membranas celulares, proteínas y en el ADN, así como modificar la respuesta de biomarcadores relacionados con la defensa antioxidante. También se encontró en estudios *in vitro* que una posible causa de inducción de estrés oxidativo por estos compuestos ocurre a través de alteraciones en la actividad mitocondrial que causa incrementos en la producción de especies reactivas del oxígeno. **Conclusiones.** Es necesario incrementar estudios que consideren mezclas de RFB, particularmente, al tetrabromobisfenol A y a los nuevos retardantes de flama bromados debido a que su presencia en el ambiente es probable por la ausencia de restricciones normativas en su uso. Realizar estudios con especies de peces con reducida distribución geográfica por su alta susceptibilidad a contaminantes. Utilizar biomarcadores que involucren al daño oxidativo y a las defensas antioxidantes en un mismo estudio para obtener un panorama amplio de estos fenómenos y contribuir con otras investigaciones toxicológicas que colaboren al establecimiento de normas que controlen la liberación de estos contaminantes al ambiente.

Palabras clave: defensas antioxidantes, especies reactivas del oxígeno, estrés oxidativo, peces, retardantes de flama bromados.

¹ Departamento de Ingeniería en Sistemas Ambientales, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Avenida Wilfrido Massieu s/n, Unidad Profesional Zacatenco, Ciudad de México, 07738. México

² Departamento de Medicina Genómica y Toxicología Ambiental, Instituto de Investigaciones Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Mario de La Cueva s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 70-228. México

***Corresponding author:**

Hugo F. Olivares-Rubio: e-mail: hugolivares@yahoo.com.mx

To quote as:

González-Rivera, R. M., J. J. Espinosa-Aguirre & H. F. Olivares-Rubio. 2021. Estrés oxidativo en peces inducido por retardantes de flama bromados, una revisión. *Hidrobiológica* 31 (1): 72-92.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2021v31n1/Gonzalez

ABSTRACT

Background. Flame retardants are compounds that are applied as additives to various products in order to reduce fire risks, among the most used are brominated flame retardants (BFR) due to their cost and efficiency. These compounds can reach and impact aquatic environments; however, a review of oxidative stress in fish is lacking. **Goals.** To provide a review on the induction of oxidative stress in fish induced by brominated flame retardants and to contribute new lines of research. **Methods.** A Google Scholar search was carried out and thirty articles were considered according to the inclusion criteria. **Results.** Brominated flame retardants are capable of inducing reactive oxygen species, damage to cell membranes, proteins and DNA, as well as modifying the response of biomarkers related to antioxidant defence. It was also found in *in vitro* studies that a possible cause of oxidative stress induction by these compounds occurs through alterations in mitochondrial activity that cause increases in the production of reactive oxygen species. **Conclusions.** It is necessary to increase studies that consider BFR mixtures, particularly tetrabromobisphenol A and the new brominated flame retardants because their presence in the environment is likely due to the absence of regulatory res-

trictions on their use. Carry out studies with fish species with reduced geographical distribution due to their high susceptibility to pollutants. Use biomarkers that involve oxidative damage and antioxidant defences to obtain a broad panorama of these phenomena in the same study and contribute to other toxicological investigations that collaborate in the establishment of standards that control the release of these pollutants into the environment.

Key words: antioxidant defences, reactive oxygen species, oxidative stress, fish, brominated flame retardants.

INTRODUCCIÓN

Los retardantes de flama (RF) son compuestos químicos que se aplican como aditivos a una gran cantidad de productos que pueden presentar combustión como textiles, electrónicos, plásticos, muebles, materiales de construcción, aislantes, papel y madera, entre otros, con el fin de reducir la inflamabilidad, retardar la ignición y favorecer la prevención de incendios (Brits *et al.*, 2016; Iqbal *et al.*, 2017; Pantelaki & Voutsas, 2019; Xiong *et al.*, 2019). Los RF se pueden clasificar en cuatro grupos principales: a) RF inorgánicos, b) RF nitrogenados, c) RF organofosforados y d) RF halogenados (Birnbau & Staskal, 2004; Segev *et al.*, 2009). Los RF halogenados presentan al Br y Cl en su estructura química, de éstos, los retardantes de flama bromados (RFB) son los que tienen la mayor oferta del mercado por su alta eficiencia y bajo costo, y están compuestos por cinco grupos: a) los éteres de difenilopolibromados (EDPB), b) los bifenilos polibromados (BFPB), c) los hexabromociclododecanos (HBCD), d) el tetrabromobisfenol A (TBBFA), y e) los nuevos retardantes de flama bromados (nRFB). Los cuatro primeros grupos presentan alta persistencia, toxicidad y se bioacumulan en especies modelo, en organismos silvestres y en el ser humano, con efectos que son bien conocidos, lo cual ha desencadenado su paulatina prohibición en Europa y los Estados Unidos de América; por esta razón, se han sintetizado y comercializado nuevos compuestos que conservan las propiedades de los principales grupos de RFB que muestran gran diversidad en su estructura química y fueron denominados como nRFB (De Wit, 2002; Watanabe & Sakai 2003; Xiong *et al.*, 2019). Xiong *et al.* (2019) han enlistado algunos de los nRFB, más relevantes como el decabromodifenil etano (DBDFE), el bis (2,4,6-tribromofenoxi) etano (BTBFE), el tetrabromobisfenol A bis (2,3-dibromopropil éter) (TBBFA-DBPE), 2-etilhexil-2,3,4,5-tetrabromobenzoato (TBB), bis- (2-etilhexil) tetrabromofthalato (TBFT), hexabromobenceno (HBB), 2,3,4,5,6-pentabromoetilobenceno (PBB), 2,3,4,5,6-pentabromotolueno (PBT) y 1,2-dibromo-4-(1,2-dibromoetil) ciclohexano (DBECH). Estos compuestos solo han sido vigilados en los Estados Unidos de América y de la Unión Europea por autoridades ambientales, mientras que en el resto del mundo se carece de un marco normativo para su monitoreo (Zuiderveen *et al.*, 2020). Las estructuras químicas de los principales grupos de RFB se pueden observar en la Figura 1.

Las principales fuentes de emisiones de los RFB al ambiente son las instalaciones que producen estos compuestos, los productos plásticos, los electrodomésticos y los polímeros retardadores de flama, también la industria del reciclaje, plantas de tratamiento de aguas residuales e incineradoras y en menor medida la volatilización y deposición atmosférica; su liberación al ambiente ha sido ampliamente documentada en diversos reportes en aire, suelo y agua, principalmente en Asia, Europa y América del Norte (Watanabe & Sakai, 2003; Covaci *et al.*, 2006;

Malkoste *et al.*, 2016; Iqbal *et al.*, 2017). Se han detectado RFB en ríos, lagos, aguas subterráneas y fuentes de agua potable; se ha encontrado que las plantas de tratamiento de aguas residuales pueden liberar EDPB, HBCD y TBBFA al ambiente a través de la descarga de sus efluentes a las aguas superficiales y la descarga de lodos activados (Covaci *et al.*, 2006; Malkoste *et al.*, 2016; Wu *et al.*, 2019; Xiong *et al.*, 2019). Concentraciones ambientales de EDPB en ríos y lagos se encuentran en el intervalo de 0.03 y 2,500 ng/L en Estados Unidos de América, Canadá y Japón; mientras que para los HBCD entre 0.00051 y 4,500 ng/L (Iqbal *et al.*, 2017). La presencia de diversos nRFB ha sido reportada en ríos, lagos y aguas marinas y a nivel mundial se encuentran en el intervalo de 0.23 a 32 pg/L y de 0.0016 a 9.43 ng/L; no obstante, dado que el uso de estos productos es diferenciado, las mayores concentraciones se encuentran asociadas a regiones urbanas (Xiong *et al.*, 2019). Debido a la alta hidrofobicidad de los RFB, tienden a estar asociados con material particulado y solo se disuelven en una fracción muy pequeña, esta disolución los hace biodisponibles para la biota en ambientes acuáticos, entre ellos los peces (Iqbal *et al.*, 2017; Wu *et al.*, 2019; Xiong *et al.*, 2019).

La bioacumulación en peces es uno de los efectos más comunes ocasionados por la exposición a RFB, la cual ha sido ampliamente documentada en diversas especies silvestres de estos organismos que habitan diferentes ambientes alrededor del mundo (Yang *et al.*, 2012; He *et al.*, 2013; Zeng *et al.*, 2014; Tang *et al.*, 2015; Iqbal *et al.*, 2017; Xiong *et al.*, 2019). Se ha observado que los EDPB provocan alteraciones en el eje hipotálamo-pituitario, en el transporte, metabolismo y señalización de hormonas esteroides y tiroideas, pudiendo afectar el desarrollo gonadal, la fertilidad y el éxito de la eclosión de huevos, la eclosión de huevos, factores que pueden aumentar el riesgo de una disminución en el tamaño de las poblaciones de peces silvestres (Noyes & Stapleton, 2014; Yu *et al.*, 2015). También se ha determinado que los EDPB causan deficiencias cognitivas y neuronales, arritmias cardíacas y pérdida de las habilidades locomotoras en los diferentes estadios de desarrollo del pez cebra (Lema *et al.*, 2007; Chou *et al.*, 2010; Truong *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2014; Macaulay *et al.*, 2015). Existen algunos estudios con resultados contrastantes sobre la función del citocromo P450 en la biotransformación de estos compuestos en los tejidos de los peces que no han permitido ser concluyentes sobre este tema (Tomy *et al.*, 2004; Benedict *et al.*, 2007; Browne *et al.*, 2009; Shen *et al.*, 2012; Du *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2015; Dong *et al.*, 2018).

Producto de la respiración y la generación de energía, así como a la exposición a agentes estresantes que pueden ser físicos, químicos o biológicos, las especies reactivas del oxígeno (ROS, por sus iniciales en inglés), como el anión superóxido ($O_2^{\bullet -}$) y el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) incrementan sus concentraciones en las células y, por lo tanto, el riesgo toxicológico que representan por ser especies químicas altamente reactivas también se ve aumentado. Para poder hacer frente a esta condición oxidante celular, las mismas células poseen defensas antioxidantes de bajo peso molecular, las cuales incluyen a las vitaminas, carotenoides y al glutatión (GSH), que es capaz de reducir diversos compuestos con características electrofílicas; y por otro lado, a las defensas antioxidantes de alto peso molecular como la superóxido dismutasa (SOD; EC 1.15.1.1) que reduce $O_2^{\bullet -}$ a H_2O_2 , catalasa (CAT; EC 1.11.1.6) y glutatión peroxidasa (GPx; EC 1.11.1.9) que reducen H_2O_2 a agua, glutatión S-transferasa (GST; EC 2.5.1.18) que participa en la conjugación de metabolitos oxidantes de xenobióticos y glutatión reductasa (GR; EC 1.6.4.2) que proporcionan glutatión reducido para

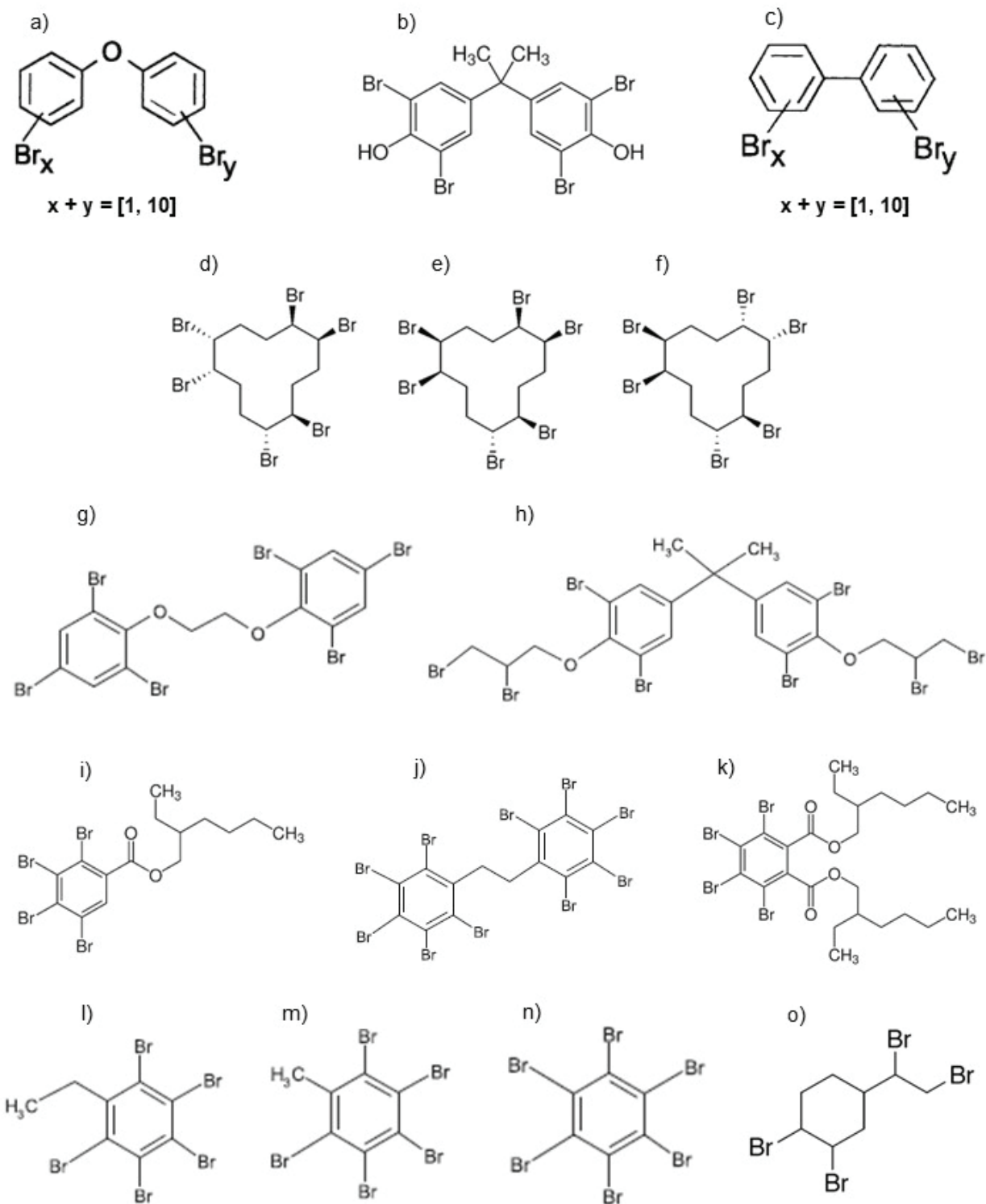


Figura 1. Estructura química de los principales grupos de BFR y algunos de los nBFR más relevantes. a) EDPB, b) TBBFA, c) BFPB, d) α -HBCD, e) β -HBCD, f) γ -HBCD, g) DBDFE, h) TBBFA-DBPE, i) TBB, j) BTBFE, k) TBFT, l) PBE, m) PBT, n) HBB y o) DBECH. Los incisos, a) y c), fueron adaptados de DeWit, 2002 y los valores de "x" e "y" podrían ser de 0 a 5.

las actividades de GPx y GST. En consecuencia, el estrés oxidativo es una condición que se caracteriza por una elevada y sostenida concentración de ROS, las cuales, al no ser contrarrestada eficientemente por la defensa antioxidante, causan daños en los componentes celulares como las membranas, las proteínas y el ADN (Winston & Di Giulio, 1991; Livingstone, 2003; Slaninova *et al.*, 2009; Sevcikova *et al.*, 2011; Lushchak, 2011). En peces, particularmente en estudios *in vitro*, se ha encontrado que un posible mecanismo de inducción de ROS por exposición a RFB ocurre a través de alteraciones en la función mitocondrial que también favorece la producción de ROS y la activación de defensas antioxidantes (Shao *et al.*, 2008; Linhartova *et al.*, 2015; Espinosa-Ruiz *et al.*, 2019a; Zhou *et al.*, 2019). Los biomarcadores que mayormente han sido empleados para evaluar el estrés oxidativo en peces ocasionado por la exposición a RFB son la medición de ROS, los daños en las membranas celulares, la oxidación de proteínas y alteraciones en el ADN y respecto a la defensa antioxidante, se han evaluado la actividad y la expresión de genes de SOD, CAT, GPx, GR y GST.

El objetivo de esta revisión es proporcionar un estado actual del conocimiento del estrés oxidativo inducido por RFB en condiciones controladas en peces, y brindar nuevas propuestas para la investigación en este tema.

MATERIALES Y MÉTODOS

La búsqueda de artículos sobre este tema se realizó empleando el buscador Google Académico, entre marzo y abril del 2020, utilizando el criterio de búsqueda “polybrominated flame retardant oxidative stress fish”, el cual incluye la evaluación de biomarcadores tanto de defensa antioxidante como de daño oxidante en tejidos de peces que fueron expuestos o dosificados a RFB bajo condiciones de laboratorio, incluyendo estudios *in vivo* e *in vitro*. Como resultado, el buscador reportó 7200 resultados, de los cuales solamente se revisaron los 200 primeros, ya que posterior a este número de resultados se encontraron artículos que solo incluían una o dos palabras de los criterios de búsqueda y no cumplieron con los criterios de inclusión de la misma. Dado los diversos estudios que se centraron sobre el estrés oxidativo inducido por RFB en peces bajo condiciones controladas, decidimos presentar estos estudios dividiéndolos en dos apartados en la sección de Resultados y Discusión: a) estudios *in vivo*, que incluyen la exposición en el agua (trece artículos revisados), administración intraperitoneal (seis artículos revisados) y exposición a través de la dieta (cuatro artículos revisados) y, b) estudios *in vitro* (siete artículos revisados). Cada apartado presentará una discusión sobre los efectos principales reportados en cada uno de éstos y también se justificarán las propuestas de investigación sobre este tema.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estudios *in vivo*

Exposición en el agua

Respecto a los estudios que han reportado el estrés oxidativo y la defensa antioxidante en peces expuestos a RFB en el agua, se ha encontrado que el TBBFA es el más estudiado, seguido de los HBCD, EDPB y en menor cantidad, los nRFB. Primeramente, se presentarán los estudios que reportan los efectos del TBBFA. En embriones del pez cebra, *Danio rerio*, Hamilton 1822, a las 2 horas post fertilización que fueron tratados

con TBBFA a 0.25, 0.75 y 1.5 mg/L por 96 horas se observó que la actividad de SOD y el daño en membranas celulares se incrementó de manera proporcional con la concentración de los tratamientos (Hu *et al.*, 2009). En otro estudio similar, que evaluó la actividad enzimática de SOD, CAT y GPx se mostraron reducciones en embriones de pez cebra a los 3, 5 y 8 días post fertilización debido a los tratamientos con 0.4, 0.7 y 1 mg/L de TBBFA, observándose una tendencia similar respecto a la expresión de los genes *sod*, *cat* y *gpx1a* (Wu *et al.*, 2016). A pesar de que se ha documentado activación de las defensas antioxidantes por efecto del TBBFA, también se ha observado estrés oxidativo. Se encontró que el TBBFA a 5.09 mg/L es capaz de inducir daños en las membranas de células sanguíneas del pez cabeza de serpiente moteada, *Channa punctata*, Bloch 1793, de manera dependientes del tiempo (cada 24 horas hasta las 96 horas); mientras que el daño en el ADN fue mayor a las 24 y 48 horas (Sharma *et al.*, 2019).

Con respecto al sistema antioxidante del glutatión, en el pez dorado, *Carassius auratus*, Linnaeus 1758, expuesto a 0.5 y 2 mg/L de TBBFA por 2, 4, 8, 16, 32 y 64 días, se observó que la actividad de la GST fue, en todos los casos, mayor en el hígado respecto al suero sanguíneo, en ambos tejidos se observó que la mayor inducción fue en los peces tratados a 2 mg/L con respecto a los tratados a 0.5 mg/L de TBBFA y respecto al tiempo de exposición, las mayores actividades de GST se observaron a los 8 y 16 días en ambos tejidos. También se registró que la actividad de esta enzima fue aparentemente proporcional a las concentraciones de TBBFA (0.5, 1, 1.5 y 2 mg/L) por 32 y 64 días. Estos mismos autores encontraron que la actividad de GR también fue mayor en el hígado respecto al suero sanguíneo en todos los casos a 0.5 y 2 mg/L de TBBFA por 2, 4 y 8 días. Sin embargo, a los 16, 32 y 64 días de exposición se observaron disminuciones con respecto a cada grupo control. Estos hallazgos fueron confirmados en otro experimento donde especímenes de esta especie fueron expuesto con TBBFA a 0.5, 1, 1.5 y 2 mg/L por 32 y 64 días y se observó un decremento en la actividad de GR (Yang *et al.*, 2013). En otro estudio, la exposición de *D. rerio* por 120 horas post fertilización a TBBFA a concentraciones de 0.625 y 1.25 mg/L ocasionaron incrementos en la actividad de GST (Usenko *et al.*, 2016).

Se reportó una sobre expresión del gen *hsp70* (gen que codifica para una proteína de choque término de 70 kDa, HSP70, cuya expresión se relaciona con situaciones de estrés térmico y oxidativo) en el hígado de ejemplares machos adultos del pez cebra expuestos a 0.75 μ M de TBBFA. En las hembras tratadas con TBBFA a 0.75 μ M se sobre expresó el gen *gst*, también es posible que la formación de radicales libres haya ocurrido a través de la actividad de la nicotinamida adenina dinucleótido fosfato (NADPH) oxidasa, dado que observaron sobre expresiones en otros genes que están relacionados con su activación (De Wit *et al.*, 2008). En *D. rerio* a las 2 horas post fertilización expuesto a TBBFA en el intervalo de concentraciones de 0.002 a 0.25 mg/L se encontró que los niveles de HSP70 mostraron una respuesta proporcional a la concentración de los tratamientos (Hu *et al.*, 2009).

A continuación, se presentan los efectos de los HBCD. Tanto la inducción de ROS como el daño en las proteínas fueron mayores después de la exposición a 100 y 500 μ g/L de los HBCD por 28 días y debido a 10, 100 y 500 μ g/L de los HBCD por 42 días en el cerebro de peces adultos de *Gobiocypris rarus*, Ye & Fu 1983, mientras que el daño en las membranas celulares solo fue mayor en los peces tratados a 100 y 500 μ g/L de los HBCD por 42 días. El daño en el ADN de los eritrocitos se

observó en los especímenes expuestos a 100 y 500 µg/L de los HBCD por 42 días, además, se encontró que las ROS estuvieron correlacionados con los biomarcadores de daño evaluados a los 42 días por un análisis de correlación lineal (Zhang *et al.*, 2008). En otra investigación se determinó que el contenido de ROS fue mayor en los embriones de pez cebra a las 4 horas después de la fertilización tratados con los HBCD a 0.1, 0.5, y 1 mg/L por 96 horas; estos incrementos en los niveles de ROS estuvieron relacionados con procesos de apoptosis, así como una reducción en la expresión de proteínas relacionadas con procesos anti apoptóticos (Deng *et al.*, 2009). En embriones del medaka marino, *Oryzias melastigma*, McClelland 1839, que fueron expuestos a una mezcla técnica de los HBCD a 5, 20 y 50 µg/L por 6 días, se encontraron daños en el ADN proporcionales a las concentraciones de prueba (Hong *et al.*, 2014).

Respecto a la defensa antioxidante, en el cerebro *G. rarus* se observó una disminución en la actividad de SOD en los peces expuestos a 500 µg/L de los HBCD por 28 días y a 10, 100 y 500 µg/L de los HBCD por 42 días; se observó una tendencia similar con el contenido de GSH a las mismas concentraciones de los HBCD y adicionalmente a 100 µg/L de los HBCD por 28 días y 1 µg/L de los HBCD por 42 días (Zhang *et al.*, 2008). En *D. rerio* a las 2 horas post fertilización expuesto a HBCD por 96 horas se halló que los daños en las membranas celulares fueron proporcionales a las concentraciones de los HBCD; sin embargo, la actividad de SOD fue inversamente proporcional con los tratamientos de 0.5 mg/L a 10 mg/L (Hu *et al.*, 2009).

La actividad de GST se incrementó por efecto de los HBCD a una concentración de 5 mg/L en *D. rerio* por 120 horas post fertilización (Usenko *et al.*, 2016). De manera general, se encontró que las actividades enzimáticas de SOD, CAT, GPx y GST en el hígado del carpin, *Carassius carassius*, Linnaeus 1758, fueron mayores en los peces expuestos a 20 µg/L con respecto a los tratados con 2 y 200 µg/L de los HBCD durante 7 días. El mayor incremento en la actividad de SOD respecto al control se observó al primer día de experimentación, para la actividad de CAT se reportó a los 7 días, mientras que para la actividad de GPx se detectó a los 4 días y para la GST a los 2 días de experimentación. Se identificó una tendencia similar para el daño en las membranas celulares, los mayores efectos se encontraron a los dos días de experimentación a la concentración de 20 µg/L de los HBCD y fueron similares a los 4 y 7 días de experimentación entre los tratamientos de 20 y 200 µg/L de los HBCD (Dong *et al.*, 2018). Respecto a las proteínas de HSP70 se reportó inducción dependiente de la concentración en el intervalo de 0.5-10 mg/L en *D. rerio* a las 2 horas post fertilización expuesto por 96 horas (Hu *et al.*, 2009).

Solamente dos estudios han reportado efectos en los biomarcadores de estrés oxidativo y la defensa antioxidante en peces expuestos al EDPB y dos más para los nRFB. En ejemplares juveniles de bacalao del Atlántico, *Gadus morhua*, Linnaeus 1758, después de tres semanas de exposición a 5 ng/L de 2, 2', 4, 4'-tetrabromodifenil éter (BDE-47), no se observó efecto en la expresión del gen que codifica para la GST isoforma π (*gstn*) en el hígado (Olsvik *et al.*, 2009). El 2, 4, 4'-tribromodifenil éter (BDE-28) a 10 ppm indujo la actividad de GST en el pez cebra a las 120 horas post fertilización, este efecto no fue observado para el BDE-47, 2, 2', 4, 4', 5-pentabromodifenil éter (BDE-99) ni para el 2, 2', 4, 4', 6-pentabromodifenil éter (BDE-100) a la misma concentración (Usenko *et al.*, 2015).

Respecto a los nRFB, se reportó que 2.5 mg/L de 1, 2, 3, 4, 5-pentabromo-6-clorociclohexano (PBCH) por 120 horas post fertilización en *D. rerio* ocasionó incrementos en la actividad de GST (Usenko *et al.*, 2016). La actividad de SOD estuvo incrementada en embriones de *D. rerio* expuestos a 1 y 10 µM de DBECH a 3 horas post fertilización hasta los 6 días. Tanto la actividad de CAT como la expresión del gen *cat* fueron incrementadas y al parecer de manera dependiente de las concentraciones de los tratamientos. Fenómenos similares se encontraron en la expresión del gen *gpx1* pero solamente a 0.1 y 10 µM. La concentración de GSH mostró una disminución a 1 y 10 µM dependiente de las concentraciones de prueba; mientras que el daño en membranas celulares estuvo inducido por DBECH a 0.1, 1 y 10 µM; así mismo, la inducción de genes relacionados con la apoptosis estuvo sobre expresada (Wang *et al.*, 2019). La tabla 1 presenta los estudios que reportan estrés oxidativo en peces expuestos a RFB en el agua en orden cronológico.

En la mayoría de los estudios revisados para este artículo, la vía de exposición de los RFB fue en el agua. No obstante, los RFB presentan alta hidrofobicidad lo que es un factor limitante en este tipo de diseño experimental haciendo imposible disolverlos a concentraciones mayores a la máxima solubilidad en agua. En el ambiente, los RFB tienden a encontrarse asociados a la materia particulada y solo una fracción muy pequeña se encuentra disuelta, como previamente se ha mencionado en las revisiones de Iqbal *et al.* (2017) y Xiong *et al.* (2019). Los embriones y larvas de *Danio rerio* han sido expuestos a TBBFA disuelto en el agua en un intervalo de 0.002 a 5.43 mg/L y ejemplares adultos de 0.4 a 0.8 mg/L. Se ha reportado que este RFB es capaz de incrementar los daños en membranas celulares, la actividad de SOD y el contenido de la proteína HSP70 por 96 horas (Hu *et al.*, 2009). No obstante, por tiempos más prolongados de exposiciones hasta 5 y 8 días post fertilización, provocan disminuciones en la actividad y en la expresión de genes de SOD, CAT y GPx (Wu *et al.*, 2016). Estos hallazgos denotan que existe un valor umbral en la respuesta antioxidante; en adición, las diferencias entre las actividades enzimáticas y la expresión de genes se debe a que los mecanismos de activación de genes ocurren en mucho menor tiempo en comparación la actividad enzimática la cual, en algunas ocasiones implica modificaciones postranscripcionales como han mencionado Wu *et al.*, (2016). Por otra parte, tanto en adultos como en larvas de *Danio rerio* en exposiciones prolongadas de 7 y 14 días, el TBBFA incrementa la actividad y expresión del gen *gst* (De Wit *et al.*, 2008; Usenko *et al.*, 2016), denotando procesos de conjugación por este compuesto, un hecho similar se observó en bioensayos con el pez *Carassius auratus* tratado a 0.5 y 2 mg/L hasta por 64 días, a pesar que la actividad de GR sufrió modulación y reducciones, que fueron observadas a las 18, 32 y 64 días en hígado y suero (Yang *et al.*, 2013). La mayor concentración de TBBFA se probó sobre ejemplares adultos de *Channa punctata* y fue 5.09 mg/L por 96 horas que ocasionaron daños en el ADN de la sangre (Sharma *et al.*, 2019).

Hu *et al.* (2009) emplearon el intervalo de concentraciones más amplio para los tratamientos en el agua de HBCD que fueron de 0.002 a 10 mg/L, el resto de estudios en este aspecto estudiaron las respuestas de estrés oxidativo en peces dentro de este intervalo tanto para embriones, larvas y peces adultos (Zhang *et al.*, 2008; Deng *et al.*, 2009; Hong *et al.*, 2014; Usenko *et al.*, 2016; Dong *et al.*, 2018). Se ha encontrado que los HBCD son capaces de incrementar las ROS, dañar proteínas, membranas celulares y al ADN, así como disminuir la actividad de la SOD en embriones y larvas de *Danio rerio* y *Oryzias*

melastigma y en ejemplares adultos de *Gobiocypris rarus* por exposiciones que van desde los 2 hasta los 42 días (Zhang *et al.*, 2008; Hu *et al.*, 2009; Deng *et al.*, 2009; Hong *et al.*, 2014; Usenko *et al.*, 2016). De manera interesante los HBCD, causaron incrementos en el metabolismo de la GST en embriones y larvas de *Danio rerio* (en concentración de 5 mg/L) y en ejemplares juveniles de *Carassius carassius* expuestos a 0.002, 0.02 y 0.2 mg/L por 7 días (Usenko *et al.*, 2016; Dong *et al.*, 2018). A pesar de que está documentado que los HBCD causan daños en las membranas celulares, proteínas y el ADN, así como abatimientos

en la actividad de SOD, Dong *et al.* (2018) reportaron incrementos en la actividad de SOD, CAT y GPx en hígado de ejemplares juveniles de *C. carassius* expuesto a 0.002, 0.02 y 0.2 mg/L por 7 días. Las diferencias entre estos estudios pueden deberse al estadio de los especímenes, donde la activación de estas defensas antioxidantes ocurre en juveniles mientras que el abatimiento se notó en embriones y larvas de *D. rerio* (Hu *et al.*, 2009). No obstante, en adultos de *Gobiocypris rarus* también se observaron reducciones en la actividad de SOD, por lo que estas diferencias pueden deberse al tiempo, ya que en el modelo experimental

Tabla 1. Estudios que reportan el estrés oxidativo en peces expuestos a retardantes de flama polibromados en el agua en condiciones de laboratorio.

Especie de pez y estadio	RFB	Concentraciones; tiempo(s)	Respuesta general	Referencia
<i>Danio rerio</i> (Hamilton, 1822), adultos	TBBFA	0.75 y 1.5 µM; 14 d	↑ expresión del gene <i>hsp70</i> (♂ a 1.5 µM) y <i>gst</i> (♀ a 0.75 µM) en hígado	De Wit <i>et al.</i> , 2008
<i>Gobiocypris rarus</i> (Ye & Fu, 1983), adultos	HBCD	1, 10, 100 y 500 µg/L; 14, 28 y 42 d	↑ ROS, daños en proteínas, daños en membrana celular (cerebro) y ADN (eritrocitos); ↓ actividad de SOD y GSH en el cerebro	Zhang <i>et al.</i> , 2008
<i>D. rerio</i> (Hamilton, 1822), 2 hpf	TBBFA	0.002, 0.01, 0.05, 0.25, 0.75 y 1.5 mg/L; 96 h después de exposición	↑ daños en membrana celular, actividad de SOD y HSP70 en organismo completo	Hu <i>et al.</i> , 2009
	HBCD	0.002, 0.01, 0.5, 2.5 y 10 mg/L; 96 h después de exposición	↑ daños en membrana celular, HSP70 y ↓ actividad de SOD en organismo completo.	
<i>Gadus morhua</i> (Linnaeus, 1758), juveniles	BDE-47	5 ng/L; 3 semanas	Sin cambios en expresión de gen <i>gstn</i> en el hígado	Olsvik <i>et al.</i> , 2009
<i>D. rerio</i> (Hamilton, 1822), embriones 4 hpf	HBCD	0, 0.05, 0.1, 0.5, y 1 mg/L; 96 h después de exposición	↑ ROS y procesos apoptóticos en organismo completo	Deng <i>et al.</i> , 2009
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	TBBFA	0.5 y 2 mg/L; 2, 4, 8, 16, 32 y 64 d	Suero: ↑ actividad de GST (2-64 d); ↓ actividad de GR (32-64 d) Hígado: ↑ actividad de GST (2-64 d); ↓ GR actividad (16-64 d)	Yang <i>et al.</i> , 2013b
<i>Oryzias melastigma</i> (McClelland, 1839), 1 y 4 dpf	HBCD	5, 20 y 50 µg/L; hasta 6 dpf	↑ daños en el ADN en organismo completo	Hong <i>et al.</i> , 2014
<i>D. rerio</i> (Hamilton, 1822), 6 hpf	BDE - 28, -47, -99 y -100.	10 ppm; hasta 24 y 120 hpf	↑ actividad de GST en organismo completo solo por BDE-28	Usenko <i>et al.</i> , 2015
<i>D. rerio</i> (Hamilton, 1822), 6 hpf	HBB	10 ppm; hasta 168 hpf	↑ actividad de GST en organismo completo	Usenko <i>et al.</i> , 2016
	HBCD	2.5 y 5 ppm; hasta 168 hpf		
	PBCH	2.5 ppm; hasta 168 hpf		
<i>D. rerio</i> (Hamilton, 1822), 2 hpf	TBBFA	0.625 y 1.25 ppm; hasta 168 hpf		
	TBBFA	0.1, 0.4, 0.7 y 1 mg/L; hasta los 1, 3, 5 y 8 dpf	↓ actividad y expresión de SOD, CAT y GPx en organismo completo	Wu <i>et al.</i> , 2016
	HBCD	2, 20 y 200 µg/L; 2, 4 y 7 d	↑ actividades de SOD, CAT, GPx y GST; ↑ daños en membrana celular en el hígado	Dong <i>et al.</i> , 2018
<i>Channa punctata</i> (Bloch, 1793), adultos	TBBFA	5.09 mg/L; 24, 48, 72 y 96 h	↑ Daños en ADN de la sangre	Sharma <i>et al.</i> , 2019
<i>D. rerio</i> (Hamilton, 1822), 3 hpf	DBECH	0.01, 0.1, 1 y 10 µM; hasta los 6 dpf	↑ actividad y expresión de genes SOD y CAT, daños en membrana celulares y apoptosis en organismo completo; ↓ GSH y expresión de gen <i>gpx1</i>	Wang <i>et al.</i> , 2019

hpf, horas post fertilización; dpf, días post fertilización; h, horas; d, días; ↑ inducción o contenido significativo respecto al control; ↓ inhibición o contenido significativo respecto al control. En negritas se muestran los tratamientos que causaron los efectos observados en la columna de respuesta general.

de *G. rarus* se consideraron tiempos más prolongados (14, 28 y 42 días) con respecto al estudio de Dong *et al.* (2018). Con relación a los EDPB solo hubo dos estudios, en peces expuestos en el agua a estos RFB, en *G. morhua*, 5 ng/L de BDE-47 por 3 semanas no causaron cambios en la expresión hepática del gen *gstn* (Olsvik *et al.*, 2009), mientras que el BDE-28 a 10,000 ng/L incrementó la actividad de GST en embriones-larvas del pez cebra a 120 horas post fertilización (Usenko *et al.*, 2015). Estas diferencias pueden explicarse a la discrepancia entre las concentraciones y a los tiempos de prueba.

Administración intraperitoneal

Aunque la vía de exposición de peces a contaminantes en el ambiente no ocurre por vía intraperitoneal, esta vía de exposición ofrece la posibilidad de reportar efectos con base en el peso del organismo, facilita la extrapolación con mamíferos terrestres y permite realizar pruebas toxicológicas con compuestos que presentan una reducida solubilidad en el agua como el caso de los RFB (Ardeshir *et al.*, 2017). De manera similar con la sección anterior, inicialmente, se abordarán los estudios realizados con el TBBFA, los HBCD, los EDPB y posteriormente los estudios que emplearon los nRFB. En la trucha arcoiris, *Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792, dosificada con TBBFA a 1, 10, 50 y 100 mg/kg por 4 días se encontró que la actividad hepática de GR fue proporcional con las dosis. Las truchas fueron dosificadas con 100 mg/kg por 1, 4, 14 y 28 días y se encontró que la actividad de GR mostró una disminución a un día de administrada la dosis, mientras a los 4, 14 y 28 días la actividad de esta enzima fue mayor. La actividad de GST, GR y CAT fue similar en el hígado de ejemplares de la trucha arcoiris dosificada a TBBFA a 50 mg/kg por 4 días, y la actividad de CAT fue mayor en las truchas dosificadas con los HBCD a 50 y >500 mg/kg después de 4 días de tratamiento (Ronisz *et al.*, 2004). Una administración intraperitoneal de TBBFA a 100 mg/kg en *Carassius auratus* provocó incrementos en la producción de ROS en el hígado a las 12 horas, 1, 3, 5, 7 y 14 días. En una prueba con peces de esta misma especie a los que se le aplicaron dosis de TBBFA de 10, 50, 100, 200 y 300 mg/kg por 24 horas, se observó que la producción de ROS en el hígado y en la vesícula biliar fue mayor que el control y proporcional con las dosis de 100 a 300 mg/kg. La oxidación de proteínas en el hígado fue mayor a los 1, 3, 5, 7 y 14 días después de una administración de TBBFA a 100 mg/kg; para el caso del daño en las membranas celulares, se observaron efectos notables a los 3, 5 y 7 días. Además, se encontraron reducciones en los niveles de ROS, daño en las proteínas y en las membranas después de 28 días de exposición (Shi *et al.*, 2005).

En bioensayos donde se probaron concentraciones de 10, 50 y 100 mg/kg por 7, 14 y 30, las dosis individuales de 2, 2', 3, 3', 4, 4', 5, 5', 6, 6'-decabromodifenil éter (BDE-209) y DBDFE a los 7 y 14 días posteriores a la dosificación, no causaron incrementos en la actividad de SOD en el hígado de *C. auratus*; sin embargo, la mezcla (1:1) provocó reducciones en la actividad de esta enzima, y en la actividad de CAT en la mayoría de los casos. En general, la actividad de GR y las concentraciones de GSH en el hígado de los peces tratados fue similar o menor al control. La mezcla de BDE-209 y DBDFE (1:1) a las mismas dosis de prueba, 10, 50 y 100 mg/kg, causó una disminución dependiente de la dosis en la actividad de GPx a los 4 y 7 días; la actividad de la GST se redujo a los 14 y 30 días debido a los tres tratamientos y solo la mezcla de los RFB indujo esta respuesta a los 7 días. El daño en membranas celulares fue proporcional con la concentración de las dosis con la mezcla de RFB a los 14 y 30 días y por el DBDFE a los 30

días; en general, la mayor evidencia de estrés oxidativo se observó a los 30 días (Feng *et al.*, 2013a). En otro trabajo se encontró que la actividad hepática de GST estuvo significativamente incrementada por tres mezclas: BDE-209/BDE-47 y BDE-209/BDE-99 y BDE-209/BDE-47/BDE-99 en proporciones 1:1 y 1:1:1, con dosis de 0.2, 1 y 5 mg/kg por 4 días en *C. auratus*. En contraste, la actividad de CAT sufrió reducciones a las concentraciones de 1 y 5 mg/kg de las tres mezclas (Xie *et al.*, 2014). La administración de BDE-209, TBBFA, HBCD, DBDFE, HBB y PBT a 10 y 100 mg/kg de manera individual por 7, 14 y 30 días provocaron reducciones en la actividad de SOD, CAT, GPx y en los niveles de GSH en el hígado de *C. auratus* a los 30 días, siendo que los mayores efectos observados fueron ocasionados por el HBB y PBT. Así mismo se detectaron daños en las membranas celulares del hígado al mayor periodo de tratamiento (30 días), en varios de los casos, dichos incrementos fueron dependientes del tiempo. La integración de los biomarcadores determinó el efecto de los RFB encontrando la siguiente tendencia: PBT > HBB > HBCD > TBBFA > BDE-209 > DBDFE; sugiriendo que el PBT es el RFB de mayor toxicidad (Feng *et al.* 2013b).

En *C. auratus* dosificado con HBB a 10, 150 y 300 mg/kg por 7, 14 y 25 días se encontró que la actividad de SOD, CAT, GPx, GR y GST fue mayor en el hígado respecto a la branquia. La actividad de la SOD hepática mostró una inhibición relacionada con las dosis a los 25 días de tratamiento mientras que la SOD de la branquia mostró esta tendencia a los 14 días después de la dosis. La CAT del hígado mostró una tendencia irregular respecto al tiempo y dosis, la actividad de esta enzima en la branquia fue inhibida a los 14 y 25 días de manera dependiente de la dosis (Feng *et al.*, 2014). Las actividades de GPx y GR hepáticas y de la branquia fueron inhibidas de manera dependiente a la dosis y del tiempo de tratamiento. Las branquias fueron más susceptibles a la inhibición de la actividad de la GST debida al HBB y las menores actividades de esta enzima se registraron a los 14 y 25 días de experimentación en 300 mg/kg de HBB; en el hígado, solo hasta los 25 días se observó una disminución proporcional con las dosis. En las branquias el daño a las membranas celulares fue mayor respecto al observado en el hígado. La respuesta integrada de los biomarcadores en el hígado y en las branquias de los peces dosificados con 300 mg/kg de HBB por 25 días de tratamiento fueron mayores respecto a los otros tratamientos (Feng *et al.*, 2014). En la tabla 2, se muestra un resumen de los resultados de estudios que reportan estrés oxidativo en peces dosificados por vía intraperitoneal con RFB en orden cronológico.

En peces se encontró que entre 100 y 300 mg/kg de RFB son capaces de producir estrés oxidativo, mientras que estos efectos pueden observarse en roedores en dosis que van desde 0.6 hasta 500 mg/kg de RFB en ratas y ratones (Albina *et al.*, 2010; Costa *et al.*, 2015; Milovanovic *et al.*, 2018). Dentro de los estudios que reportaron el efecto de los RFB en el estrés oxidativo por vía intraperitoneal, solamente tres de ellos documentaron las secuelas del TBBFA en dos especies de peces, *O. mykiss* y *C. auratus*. En *O. mykiss* se encontró que 1, 10, 50 y 100 mg/kg de TBBFA por 4 días causaron modulación en la actividad hepática de GR (Ronisz *et al.*, 2004); mientras que en *C. auratus* se probó un amplio espectro de dosis (100-300 mg/kg de TBBFA) y tiempo (0.5-30 días), se encontró inducción de ROS, daños en membranas celulares y proteínas en hígado, así como abatimientos en la actividad de SOD, CAT y GPx (Shi *et al.*, 2005; Feng *et al.*, 2013b). Respecto a los estudios con los HBCD, Ronisz *et al.* (2004) reportaron que son capaces de estimular la actividad del hígado de CAT a 50 y 500 mg/kg de HBCD por 4 días y Feng *et al.* (2013b), reducciones en la actividad

de SOD, CAT, GPx y niveles de GSH e incrementos en los daños de las membranas celulares en el hígado por 10 y 100 mg HBCD/kg por 7, 14 y 30 días. Estas diferencias, pueden deberse a la alta dosis que emplearon Ronisz *et al.* (2004) comparadas con las dosis empleadas por Feng *et al.* (2013b). Los estudios por tratamiento intraperitoneal de los EDPB mostraron evidencias de estrés oxidativo en el hígado de *C. auratus* debido a abatimientos en la actividad de SOD, CAT y GPx y aumentos en los daños de membranas celulares (Feng *et al.*, 2013a; Xie *et al.*, 2014). La excepción en esta tendencia, estuvo representada por los aumentos en la actividad de GST debida a mezclas binarias y ternarias de tres congéneres de EDPB (-47, -99 y -209) a 0.04, 0.2, 1 y 5 mg/kg por 4 días (Xie *et al.*, 2014); probablemente, esta diferencia

pueda deberse a la dosis y al tiempo, ya que el estímulo en la actividad de GST estuvo relacionado a dosis y tiempo menores que en el reporte de Feng *et al.* (2013a). Feng *et al.* (2013b) emplearon la respuesta integrada de biomarcadores para una misma especie de pez, dosis y tiempo y dos nRFB, el PBT y el HBB, fueron más tóxicos que los HBCD, el TBBFA y un EDPB.

Administración a través del alimento

Los experimentos toxicológicos que se realizan a través de la dieta son relevantes porque en el ambiente muchas especies de peces se alimentan en el fondo, el cual es un reservorio importante para varios contaminantes como los orgánicos persistentes entre los que se

Tabla 2. Estudios que reportan el estrés oxidativo en peces tratados por vía intraperitoneal a retardantes de flama polibromados en condiciones de laboratorio.

Especie de pez	RFB	Dosis y tiempo(s)	Respuesta general	Referencia
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	TBBFA	1, 10, 50 y 100 mg/kg; 4 d.	↑ actividad de GR en el hígado	Ronisz <i>et al.</i> , 2004
		100 mg/kg; 1, 4, 14 y 28 d	↓ actividad de GR a 1 d; ↑ actividad de GR a 4, 14 y 28 d en el hígado	
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	HBCD	50 y >500 mg/kg; 5 d	↑ actividad de CAT en el hígado	Shi <i>et al.</i> , 2005
	TBBFA	100 mg/kg; 3, 6 y 12 h, 1, 3, 5, 7, 14 y 28 d	↑ niveles de ROS en hígado	
		100 mg/kg; 3, 6 y 12 h, 1, 3, 5, 7, 14 y 28 d	↑ daños en proteína y membranas celulares en hígado	
<i>C. auratus</i> (Linnaeus, 1758)	BDE-209	10, 50, 100, 200 y 300 mg/kg; 10, 50, 100, 200 y 300 mg/kg; 7, 14 y 30 d	↑ niveles de ROS en hígado y vesícula	Feng <i>et al.</i> , 2013a
	DBDFE	10, 50 y 100 mg/kg; 7, 14 y 30 d	↓ actividades de SOD, CAT, GPx, GR y GST, ↑ daños en membrana celular y GSH niveles en el hígado	
	BDE-209 y DBDFE (1:1)	10, 50 y 100 mg/kg; 7, 14 y 30 d	↓ actividades de SOD y GR; ↑ daños en membrana celular niveles en hígado	
<i>C. auratus</i> (Linnaeus, 1758)	BDE-209, TBBFA, HBCD, DBDFE, HBB, PTB	10 y 100 mg/kg; 7, 14 y 30 d	↓ actividades de CAT, GPx, GST; ↓ niveles de GSH y ↑ daños en membrana celular niveles en el hígado	Feng <i>et al.</i> , 2013b
<i>C. auratus</i> (Linnaeus, 1758)	HBB	10, 150 y 300 mg/kg; 7, 14 y 25 d	↓ actividades de SOD, GR, GPx y GST y ↑ daños en membrana celular (hígado); ↓ actividades de CAT y GPx y ↑ daños en membranas celulares (branquia)	Feng <i>et al.</i> , 2014
<i>C. auratus</i> (Linnaeus, 1758)	BDE-209, BDE-209/-47 (1:1), BDE-209/-99 (1:1), BDE-209/-47/-99 (1:1:1)	0.04, 0.2, 1 y 5 mg/kg; 4 d	↑ actividad de GST y ↓ actividad de CAT en hígado; en adición, ↑ actividad de SOD para BDE-209/-99 (1:1)	Xie <i>et al.</i> , 2014

↑ Inducción o contenido significativo respecto al control; h, horas; d, días; ↓ inhibición o contenido significativo respecto al control. En negritas se muestran los tratamientos que causaron los efectos observados en la columna de respuesta general.

encuentran los RFB (WSDOH, 2021). En esta sección, la presentación de los hallazgos se realizará por orden cronológico debido a que en la mayoría de estos contemplan mezclas de RFB. Se realizó un análisis proteómico en el hígado del pez cebra expuesto por 21 días a una mezcla de 11 RFB (que incluyeron a BDE-28, -183, -209, HBCD, TBBFA y TBBFA-DBPE) a dos dosis, 10 y 100 nmol/g de alimento (quironómidos liofilizados). Se observó que en los machos se incrementó la expresión de una proteína con actividad de peroxidasa, así como de la peroxirredoxina 6. En ambos sexos se observó una sobre expresión de dos proteínas relacionadas con la producción de GSH (Kling *et al.*, 2008). En la carpita cabezona, *Pimephales promelas*, Rafinesque 1820, que fue tratada por 56 días en el alimento con dos retardantes de flama comerciales, Firemaster® 550 (FM-550) y Firemaster® BZ-54 (FM-BZ-54) cuyos componentes principales son el TBFT y el TBB, se halló que el daño en el ADN hepático fue mayor que el daño al ADN sanguíneo. FM-550 causó incrementos significativos en el daño de ADN de manera dependiente con respecto al tiempo (14, 28 y 56 días), mientras que el FM-BZ-54 los causó solamente a los 28 y 56 días (Bearr *et al.*, 2010).

En pruebas con especímenes del austrobacalao esmeralda, *Trematomus bernacchii*, Boulenger 1902, alimentados en condiciones de laboratorio con cápsulas de gelatina conteniendo una mezcla a partes iguales de ocho congéneres de EDPB (BDE-28, -47, -99 -100, 2, 2', 4, 4', 5, 5'-hexabromodifenil éter (BDE-153), 2, 2', 4, 4', 5, 6'-hexabromodifenil éter (BDE-154), 2, 2', 3, 4, 4', 5', 6'-heptabromodifenil éter (BDE-183) y -209) en dos dosis: 320 ng y 32 ng, suministrados a los 14, 28, 42 y 56 días de haber iniciado el ensayo, se obtuvieron los siguientes resultados: la peroxidación lipídica hepática a los 14 y 56 días fue mayor en los peces tratados con respecto a los controles, la oxidación de proteínas fue mayor en los peces alimentados con la baja y la alta dosis de la mezcla en comparación con el control en todos los tiempos de evaluación y esta alteración se vio reducida de manera proporcional durante las evaluaciones a los 14, 28, 42 y 56 días. Asimismo, la actividad de enzimática de SOD, CAT, GPx y GST se

incrementó de manera proporcional con los tratamientos (Ghosh *et al.*, 2013). En ejemplares de la trucha arcoíris que fueron alimentadas con BTBFE a una concentración de $51.7 \pm 17.9 \mu\text{g/g}$ en el alimento en peso húmedo por 48 horas y por 28 días, se observó que, en el hígado de los peces tratados por 28 días, el gen *txnip* (que codifica a una proteína que participa en la inhibición de la tiorredoxina con función antioxidante) estuvo sobre expresada, lo que permite sugerir que bajo esta condición probablemente se generó una situación de estrés oxidativo (Giraud *et al.*, 2017). En la tabla 3, se muestra una síntesis de los estudios que reportan estrés oxidativo en peces inducidos por vía del alimento con RFB en orden cronológico.

Existen diferencias en los hábitos alimenticios de los peces entre especies y esto puede llevar a diferencias en la asimilación de los RFB en el ambiente (Iqbal *et al.*, 2017); no obstante, esta vía de administración es relevante porque simula una vía de exposición que ocurre en el ambiente (WSDOH, 2021). La mayoría de los estudios en este tema emplearon mezclas de RFB (Kling *et al.*, 2008; Bearr *et al.*, 2010; Ghosh *et al.*, 2013). A pesar de las diferencias en las concentraciones de RFB en el alimento empleadas en este conjunto de estudios, se encontró que en un mínimo de 21 días se observan efectos significativos respecto a la expresión de proteínas con actividad antioxidante como la peroxidasa, peroxirredoxina 6 y otras relacionadas con la generación del GSH, así como la sobre expresión del gen *txnip* que participa en inhibición de tiorredoxina (Kling *et al.*, 2008; Giraud *et al.*, 2017). Respecto a al daño oxidativo, dos nRFB (TBFT y TBB) en mezcla indujeron daños en el ADN hepático después de su administración de 28 y 56 días (Bearr *et al.*, 2010).

Estudios *in vitro*

Los estudios *in vitro* permiten observar los efectos tóxicos de ciertos compuestos en líneas celulares y permiten identificar posibles mecanismos involucrados en estos procesos. En esta sección se presentarán primero los estudios que probaron la toxicidad de los EDPB y posterior-

Tabla 3. Estudios que reportan el estrés oxidativo en peces dosificados con retardantes de flama polibromados por medio del alimento en condiciones de laboratorio.

Especie de pez	RFB	Concentración y tiempo	Respuesta general	Referencia
<i>Danio rerio</i> (Hamilton, 1822)	11 RFB (BDE-28, -183, 209, HBCD, TBBFA y TB-BFA-DBPE)	10 y 100 nmol/g de alimento; 21 d	↑ peroxidasa y peroxirredoxina 6 (♂) y proteínas relacionadas con GSH (♂ y ♀) en hígado	Kling <i>et al.</i> , 2008
<i>Pimephales promelas</i> (Rafinesque, 1820)	Componentes de FM-550 y FM-BZ-54 (TBFT y TBB)	FM-550: 744.7 (TBFT) y 1658 $\mu\text{g/g}$ (TBB). FM-BZ-54: 907.4 $\mu\text{g/g}$ (TBFT) y 2087 (TBB); 14, 28 y 56 d	↑ daños ADN en hígado	Bearr <i>et al.</i> , 2010
<i>Trematomus bernacchii</i> (Boulenger, 1902)	BDE (-28, -47, -100, -99, -154, -153, -183 y -209) por partes iguales	320 ng y 32 ng , dosificados a 14, 28 y 42 d ; fin de experimento: 56 d (depuración)	↑ peroxidación lipídica, actividades de SOD, CAT, GPx y GST (no significativo)	Ghosh <i>et al.</i> , 2013
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	BTBFE	51.7 $\mu\text{g/g}$ de peso húmedo; 48 h y 28 d	↑ expresión del gen <i>txnip</i> que participa en inhibición de tiorredoxina en el hígado	Giraud <i>et al.</i> , 2017

FM-550, Firemaster® 550; FM-BZ-54, Firemaster® BZ-54; PBC, bifenilos policlorados; ↑, Inducción o contenido significativo respecto al control; h, horas; d, días; ↓, inhibición o contenido significativo respecto al control. En negritas se muestran los tratamientos que causaron los efectos observados en la columna de respuesta general.

mente los que usaron al TBBFA y los HBCD. Se observó que el BDE-47 a una concentración de 12.5 y 50 μM por 30 minutos de incubación es capaz de incrementar ROS en una línea celular obtenida del hígado de la trucha arcoíris (RTL-W1), y en otra línea celular obtenida de las branquias de esta especie (RTGill-W1) a 50 μM por los mismos 30 minutos, así mismo se encontró reducción en la viabilidad celular (Shao *et al.*, 2008). En la línea celular de fibroblastos SAF-1, obtenida de la dorada, *Sparus aurata*, Linnaeus 1758, tratada con BDE-47 y con BDE-99 en experimentos independientes a 1, 10, 50, 75 y 100 $\mu\text{mol/L}$ por 72 horas, la inducción de ROS en los fibroblastos expuestos a 10 y 100 $\mu\text{mol/L}$ de BDE-47 fue mayor que el control (~50% y ~100%, respectivamente), por otro lado, estos incrementos fueron observados después del tratamiento con 50, 75 y 100 $\mu\text{mol/L}$ de BDE-99. Esta misma línea celular tratada de manera independiente con BDE-47 y BDE-99 a una concentración de 1 $\mu\text{mol/L}$ y a una mezcla de ambos compuestos a la misma concentración por 7 y 15 días, mostró que la expresión de la proteína de factor nuclear eritroide 2 (NRF-2) se incrementó, la cual se sabe está relacionada con la activación de defensas antioxidantes enzimáticas (Espinosa-Ruiz *et al.*, 2019a). La respuesta de esta misma línea, SAF-1 de *Sparus aurata*, tratada con BDE-209 a 0.25, 0.5, 0.75, 1 y 2 $\mu\text{mol/L}$ por 72 horas, fue un aumento en las concentraciones de ROS con 0.75, 1 y 2 $\mu\text{mol/L}$ de BDE-209; mientras que con 1 $\mu\text{mol/L}$ por 7 y 15 días se hallaron incrementos significativos en la expresión de la proteína NRF-2 (Espinosa-Ruiz *et al.*, 2019b).

En la línea celular comercial de gónadas, RTG-2 (mezcla de testículo y ovario) de la trucha arcoíris tratadas con BDE-47 con 6, 12.5 y 25 μM por 4 horas y con 6 y 12.5 μM por 6 horas hubo una inducción de ROS; también se observaron disminuciones en el potencial de membrana mitocondrial como un daño en este organelo e inducción del proceso apoptótico (Zhou *et al.*, 2019). Recientemente, Espinosa-Ruiz *et al.* (2020) reportaron que la expresión de genes *nrf2*, *cat* y *sod* en la línea celular SAF-1 de la dorada tratada con BDE-47 con 1 $\mu\text{mol/L}$ por 72 horas, fueron similares al control.

En una línea celular de hepatocitos de *Danio rerio* tratada con los HBCD (5 μM), TBBFA (5 μM) y en una mezcla de cada uno (1:1) por 72 horas, se observó que estas concentraciones y su mezcla indujeron notablemente la producción de proteínas (betaína homocisteína metiltransferasa y transcelotasa) relacionadas indirectamente con la producción de GSH (Kling & Förlin, 2009). Por otro lado, en espermatozoides del esturión de Siberia, *Acipen serratensis*, Linnaeus 1758, tratados con TBBFA a concentraciones de 0.5, 1.75, 2.5, 5, y 10 $\mu\text{g/L}$ por dos horas se determinó que el daño en el ADN fue proporcional con los tratamientos; así mismo el daño en las membranas celulares fue mayor en los tratamientos de 5 y 10 $\mu\text{g/L}$ y el daño en las proteínas totales se detectó en todos los tratamientos; por otro lado, la actividad de SOD se incrementó proporcionalmente con la concentración del TBBFA, con estos datos se estableció que hay una correlación lineal entre la oxidación de proteínas y los daños al ADN (Linhartova *et al.*, 2015).

En la tabla 4 se muestra una síntesis de los estudios realizados *in vitro* en orden cronológico.

En líneas celulares de humanos y una de ratón se ha demostrado que una vía de generación de ROS por exposición a RFB ocurre a través de alteraciones en la función mitocondrial (Yan *et al.*, 2011; Pereira *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2016; Wu *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019; Cho *et al.*, 2020). En los estudios en los cuales se evaluó el estrés oxidativo en líneas celulares de peces sobresale la carencia de estudios realizados

con nRFB, solamente se han probado los EDPB, los HBCD y el TBBFA, todos ellos de manera individual con excepción del estudio de Kling & Förlin (2009) quienes ensayaron una combinación de los HBCD y TBBFA (1:1) a 5 μM por 72 horas y también de manera individual en hepatocitos de *D. rerio*, encontrando incrementos en proteínas relacionadas con generación de GSH y de NADPH. Linhartova *et al.* (2015) encontraron daños en membranas celulares, proteínas y ADN, así como en la actividad de SOD en espermatozoides del esturión por efecto del TBBFA (0.5-10 $\mu\text{g/L}$ por 2 horas). Respecto a los EDPB, se encontró que los congéneres BDE-47, -99 y -209 fueron capaces de incrementar las concentraciones de ROS, disminuir el potencial de membrana mitocondrial e incrementar la expresión de la proteína NRF-2 que se encuentra relacionada con la activación de las defensas antioxidantes enzimáticas (Shao *et al.*, 2008; Espinosa-Ruiz *et al.*, 2019a; Espinosa-Ruiz *et al.*, 2019b; Zhou *et al.*, 2019; Espinosa-Ruiz *et al.*, 2020). Estos estudios son sumamente relevantes ya que permiten identificar posibles mecanismos de producción de ROS a nivel celular. La evidencia presentada en esta revisión permite sugerir que los daños en la actividad mitocondrial son una fuente de ROS a nivel celular que se favorece la activación de las defensas antioxidantes.

Nuevas propuestas de investigación

No existen estudios sobre el estrés oxidativo en peces inducido por los BFPB, a pesar de que estos compuestos están prohibidos desde el siglo pasado, su presencia ha sido detectada en lodos de depuración, en sedimentos, ríos y en peces (Luross *et al.*, 2002; Clarke *et al.*, 2008; Yun *et al.*, 2008; Pohl *et al.*, 2004; Daso *et al.*, 2013). Es notable que el número de reportes dedicados a estudiar los efectos de los EDPB, los HBCD y el TBBFA en el estrés oxidativo de los peces destaque sobre los nRFB. A pesar de esta observación, resulta altamente probable que el TBBFA y los nRFB incrementen su relevancia en este campo de la investigación debido a que no existe legislación que prohíba la producción y uso del TBBFA, el cual ha sido incluido en lista REACH de la Unión Europea. No hay esquemas de monitoreo ni de reducción de emisión en China; sin embargo, ha prohibido la importación de basura electrónica (Malkoske *et al.*, 2016). Respecto a los Estados Unidos de América, se ha construido una base de datos de los efectos tóxicos de TBBPA en el ser humano y en el ambiente desde los años sesenta del siglo pasado y desde los años ochenta ha sido objeto de programas de monitoreo de toxicológico en ambientes acuáticos (Pittinger & Pecquet, 2018). También se prevé que en los próximos años los estudios toxicológicos sobre los nRFB se verán incrementados por dos razones principales: su síntesis es reciente y la normatividad ambiental sobre los nRFB es casi inexistente, ya que estos compuestos solo han sido objeto de vigilancia por autoridades ambientales de la Unión Europea y de los Estados Unidos de América, mientras que en la mayoría de los países no existen leyes para el monitoreo de estas sustancias (Zuiderveen *et al.*, 2020). En adición, no existe normatividad en México respecto a estos productos.

Recientemente ha habido un incremento en los estudios en condiciones de laboratorio que reportan los efectos tóxicos de algunas mezclas de estos compuestos en peces y en organismos acuáticos. Estos estudios pueden ofrecer un enfoque aproximado a lo que ocurre en los organismos en su ambiente, donde la exposición a un único contaminante es sumamente improbable, dado que los ambientes acuáticos son impactados por mezclas complejas de contaminantes (Celander, 2011). Sin embargo, cuando un organismo es tratado a una mezcla de contaminantes, pueden existir dificultades para atribuir una respuesta biológica

Tabla 4. Estudios que reportan el estrés oxidativo en líneas celulares de diferentes tejidos de peces expuestas a RFB.

Línea celular	RFB	Concentración y tiempo	Respuesta general	Referencia
Hepatocitos de trucha arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i> ; Walbaum, 1792)	BDE-47	0.2, 0.8 , 3.2, 12.5 y 50 μM ; 30 min	↑ contenido de ROS y ↓ funcionalidad mitocondrial	Shao <i>et al.</i> , 2008
Branquias de trucha arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i> ; Walbaum, 1792)	BDE-47	0.2, 0.8, 3.2, 12.5 y 50 μM ; 30 min		
Hepatocitos de <i>Danio rerio</i> (Hamilton, 1822)	HBCD	5 μM ; 72 h	↑ proteínas relacionadas con inducción de NADPH y generación de GSH	Kling & Förlin, 2009
	TBBFA	5 μM ; 72 h		
	HBCD y TBBFA	5 μM (1:1); 72 h		
Espermatozoides de esturión de Siberia (<i>Acipenser ruthenus</i> ; Linnaeus, 1758)	TBBFA	0.5 , 1.75 , 2.5 , 5 , y 10 $\mu\text{g/L}$; 2 h	↑ daños en el ADN y membranas celulares, oxidación de proteínas y actividad de SOD	Linhartova <i>et al.</i> , 2015
Fibroblastos de <i>Sparus aurata</i> (Linnaeus, 1758)	BDE-47	1, 10 , 25, 50 y 100 μM ; 72 h	↑ contenido de ROS	Espinosa-Ruiz <i>et al.</i> , 2019a
	BDE-99	1, 10, 25 , 50 y 100 μM ; 72 h		
	BDE-47	1 y 100 μM ; 72 h	↑ expresión del gen <i>nrf2</i>	
	BDE-99	1 y 100 μM ; 72 h		
Fibroblastos de <i>S. aurata</i> (Linnaeus, 1758)	BDE-209	0.25, 0.5, 0.75 , 1 y 2 μM ; 72 h	↑ contenido de ROS	Espinosa-Ruiz <i>et al.</i> , 2019b
		1 μM ; 7 y 15 d	↑ contenido de NRF2	
Gónadas de la trucha arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i> ; Walbaum, 1792)	BDE-47	6 , 12.5 y 25 μM ; 2 , 4 y 6 h	↑ contenido de ROS y apoptosis, ↓ potencial de membrana mitocondrial	Zhou <i>et al.</i> , 2019
Fibroblastos de <i>S. aurata</i> (Linnaeus, 1758)	BDE-47	1 μM ; 72 h	Sin cambios en la expresión de genes de <i>nrf2</i> , <i>cat</i> y <i>sod</i>	Espinosa-Ruiz <i>et al.</i> 2020

↑ Inducción o contenido significativo respecto al control; h, horas; d, días; ↓ inhibición o contenido significativo respecto al control. En negritas se muestran los tratamientos que causaron los efectos observados en la columna de respuesta general.

a algún factor en particular, como ampliamente ha sido descrito en las respuestas de biomarcadores en peces silvestres (Celander, 2011); no obstante, los estudios que consideran mezclas de contaminantes permiten realizar aproximaciones a los fenómenos que ocurren en el ambiente, lo que representa una importante ventaja de este enfoque. En los estudios *in vivo* que reportaron el estrés oxidativo de peces por efecto de los RFB en mezcla, solamente fueron realizados por vía intraperitoneal y a través del alimento (Feng *et al.* 2013a; Xie *et al.* 2014; Kling *et al.* 2008; Bearn *et al.* 2010; Ghosh *et al.* 2013). Este grupo de estudios denota que las mezclas que contienen a los EDPB han sido las más evaluadas. Es destacable notar que solamente dos estudios, el de Kling *et al.* (2008) y Kling & Förlin (2009) incluyeron al TBBFA en sus mezclas; en adición, existe un creciente interés por conocer la toxicidad de los nRFB dado que hay un reducido número de estudios comparados con el resto de los RFB. Considerando lo anterior, resulta muy importante evaluar el estrés oxidativo en peces con mezclas que contengan TBBFA y nRFB en concentraciones que se presentan en el ambiente, por lo que realizar más estudios *in vivo* en peces sobre bioacumulación, biotransformación, estrés oxidativo, disrupción endocrina

y neurotoxicidad, ayudarían para establecer criterios y límites de concentración en ambientes acuáticos.

En este tema de revisión se ha observado que el pez cebra fue la especie que más se ha evaluado y en su mayoría en etapa de embrión o larva (Hu *et al.*, 2009; Deng *et al.*, 2009; Usenko *et al.*, 2015; 2016; Wu *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2019). Los estadios tempranos de cualquier especie de pez, son particularmente sensibles a los efectos tóxicos, por ser un estadio clave en el desarrollo ya que alteraciones fisiológicas y/o morfológicas pueden desencadenar daños irreversibles y provocar la muerte. Adicionalmente otra de las especies de peces más estudiadas fue el pez dorado (*C. auratus*), particularmente en los peces que fueron dosificados por vía intraperitoneal (Shi *et al.*, 2005; Feng *et al.*, 2013a; 2013b; Yang *et al.*, 2013; Feng *et al.*, 2014; Xie *et al.*, 2014; Dong *et al.*, 2018). Con menor frecuencia se estudiaron otras especies de peces con fines comerciales como la trucha arcoíris, el bacalao, y la dorada (Ronisz *et al.*, 2004; Olsvik *et al.*, 2009; Giraudo *et al.*, 2017; Espinosa-Ruiz *et al.*, 2019a; 2019b; 2020) y otras de especies de peces de origen asiático, con una sola mención como *Gobiocypris rarus*, *Oryzias*

melastigma y *Channa punctata* (Zhang *et al.*, 2008; Hong *et al.*, 2014; Sharma *et al.*, 2019). Las especies endémicas han sido de particular interés para la ecotoxicología dado que son más susceptibles a los cambios ambientales respecto a otras con amplia distribución geográfica. Existe una carencia de estudios sobre las especies endémicas y especies con reducida distribución geográfica, situación que resulta de interés dado que los RFB se han encontrado en una gran diversidad de ambientes acuáticos, siendo su presencia mayor en las zonas de reciclaje de residuos sólidos que contienen a estos compuestos (Malkoste *et al.*, 2016; Sun *et al.*, 2016; Iqbal *et al.*, 2017; Orisakwe *et al.*, 2019; Wu *et al.*, 2019).

La mayoría de los reportes presentados en esta revisión han documentado el estrés oxidativo en el hígado de los peces expuestos a RFB en el agua, por vía intraperitoneal y por el alimento, seguido de la sangre, y solo con una mención cada una, en cerebro y branquias. Solamente tres estudios del total de los revisados realizaron evaluaciones de biomarcadores relacionados con el estrés oxidativo en más de un tejido (Zhang *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2013; Feng *et al.*, 2014). Esta observación denota que es necesario incrementar los estudios que realizan comparaciones entre tejidos para determinar la susceptibilidad de los mismos al estrés oxidativo ocasionado por los RFB. Por ejemplo, se carecen de reportes que documenten la asimilación de estos compuestos en intestino de los peces. Tampoco se conoce de estos efectos en varios tejidos como los ojos, el corazón, el riñón, el timo y el músculo, cada uno con fisiología relevante para la salud de estos organismos. En adición, no todos los estudios presentados en esta revisión evaluaron tanto el daño oxidativo como a las defensas antioxidantes, lo que manifiesta la pertinencia de incrementar estudios que evalúen ambos aspectos.

Respecto a los estudios en los que se trataron los peces a través de mezclas en los alimentos, se destaca que todas las investigaciones en este tema emplearon mezclas de RFB con excepción del estudio de Giraudo *et al.* (2017) quienes solo emplearon al BTBF en *O. mykiss*. También sobresale que el TBBFA y los HBCD solamente fueron usados por Kling *et al.* (2008) en una mezcla en conjunto con otros nueve RFB (BDE-28, -183, -209, TBBFA-DBPE, HBB, DBECH, 4,4'-isopropilidenedis [2-(2,6-dibromofenoxil) etanol], 2,4,6-tribromofenol y 2-bromoestireno); y en otro estudio, una mezcla con 8 congéneres de EDPB indujo la actividad de SOD, CAT y GPx en el hígado de *T. bernacchii* (Ghosh *et al.*, 2013). Solamente, Berr *et al.* (2010) reportaron daños en el ADN en el hígado y en la sangre de *P. promelas* alimentado con los componentes de FM-500 y FM- BZ-54 (TBFT y TBB) como evidencia de daño oxidativo. No obstante, cuando se trata con mezclas y por vía de alimentación puede resultar difícil identificar el rol de cada componente de la mezcla en las respuestas biológicas observadas.

Los RFB son capaces de inducir estrés oxidativo en peces evidenciado a través de incrementos en las ROS, daños en proteínas, membranas celulares y en el ADN. También se observaron cambios en la actividad de las defensas antioxidantes enzimáticas, como respuestas a diferentes grados de daño oxidativo. Estos fenómenos fueron dependientes de las variables involucradas en el diseño experimental tal como los compuestos de prueba, concentración, dosis y duración. Resulta complicado determinar al más tóxico de los RFB en la inducción de estrés oxidativo en peces, dada la diversidad de modelos experimentales que se emplearon en los estudios revisados. Es necesario incrementar los ensayos con los nRFB y probar mezclas con el TBBFA que tienen po-

cas restricciones normativas. Es necesario conocer los efectos tóxicos de los RFB en especies de peces con reducida distribución geográfica debido a muchas de ellas son consideradas como frágiles. También es importante conocer los efectos en el estrés oxidativo y la defensa antioxidante de los RFB en otros tejidos de especies de peces además del hígado que es el principal tejido evaluado en estos estudios, particularmente en los que presentan un alto contenido lipídico dada la naturaleza de los RFB. Por otro lado, es deseable que futuros estudios continúen incluyendo la evaluación de biomarcadores relacionados con el daño oxidativo y con la actividad de defensas antioxidantes en conjunto para obtener un mejor panorama de los efectos de los RFB. Dado lo anterior, existe una gran cantidad de enfoques que pueden ser abordados para incrementar los conocimientos sobre los efectos de los RFB en la inducción de estrés oxidativo en especies de peces.

AGRADECIMIENTOS

Hugo F. Olivares-Rubio recibió apoyo financiero de una beca postdoctoral otorgada por la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) - Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM, México) y como miembro del Sistema Nacional de Investigadores (SNI, CONACyT, México).

REFERENCIAS

- ALBINA, M. L., V. ALONSO, V. LINARES, M. BELLÉS, J. J. SIRVENT, J. L. DOMINGO & D. J. SÁNCHEZ. 2010. Effects of exposure to BDE-99 on oxidative status of liver and kidney in adult rats. *Toxicology* 271(1-2): 51-56. DOI:10.1016/j.tox.2010.03.006
- ARDESHIR, R. A., H. ZOLGHARNEIN, A. MOVAHEDINIA, N. SALAMAT & E. ZABIHI. 2017. Comparison of waterborne and intraperitoneal exposure to fipronil in the Caspian white fish (*Rutilus frisii*) on acute toxicity and histopathology. *Toxicology Reports* 4: 348-357. DOI:10.1016/j.toxrep.2017.06.010
- BEARR, J. S., H. M. STAPLETON & C. L. MITCHELMORE. 2010. Accumulation and DNA damage in fathead minnows (*Pimephales promelas*) exposed to 2 brominated flame-retardant mixtures, Firemaster® 550 and Firemaster® BZ-54. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 29(3): 722-729. DOI:10.1002/etc.94
- BENEDICT, R.T., H. M. STAPLETON, R. J. LETCHER & C. L. MITCHELMORE. 2007. De-bromination of polybrominated diphenyl ether-99 (BDE-99) in carp (*Cyprinus carpio*) microflora and microsomes. *Chemosphere* 69(6): 987-993. DOI:10.1016/j.chemosphere.2007.05.010
- BIRNBAUM, L.S. & D. F. STASKAL. 2004. Brominated flame retardants: cause for concern? *Environmental Health Perspectives* 112(1): 9-17. DOI:10.1289/ehp.6559
- BRITS, M., J. DE VOS, J. M. WEISS, E. R. ROHWER & J. DE BOER. 2016. Critical review of the analysis of brominated flame retardants and their environmental levels in Africa. *Chemosphere* 164: 174-189. DOI:10.1016/j.chemosphere.2016.08.097
- BROWNE, E.P., H. M. STAPLETON, S. M. KELLY, S. C. TILTON & E. P. GALLAGHER. 2009. *In vitro* hepatic metabolism of 2, 2', 4, 4', 5-pentabromodiphenyl ether (BDE 99) in Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Aquatic Toxicology* 92(4): 281-287. DOI:10.1016/j.aquatox.2009.02.017

- CELANDER, M. C. 2011. Cocktail effects on biomarker responses in fish. *Aquatic toxicology* 105(3-4): 72-77. DOI:10.1016/j.aquatox.2011.06.002
- CHEN, H., X. TANG, B. ZHOU, N. XU & Y. WANG. 2016. Mechanism of De-ca-BDE-induced apoptosis in Neuro-2a cells: Role of death-receptor pathway and reactive oxygen species-mediated mitochondrial pathway. *Journal of Environmental Sciences* 46: 241-251. DOI:10.1016/j.jes.2016.02.015
- CHO, J. H., S. LEE, H. JEON, A. H. KIM, W. LEE, Y. LEE, S. YANG, J. YUN, Y. S. JUNG & J. LEE. 2020. Tetrabromobisphenol A-Induced Apoptosis in Neural Stem Cells Through Oxidative Stress and Mitochondrial Dysfunction. *Neurotoxicity Research* 30: 74-85. DOI:10.1007/s12640-020-00179-z
- CHOU, C.T., Y. C. HSIAO, F. C. KO, J. O. CHENG, Y. M. CHENG & T. H. CHEN. 2010. Chronic exposure of 2, 2', 4, 4'-tetrabromodiphenyl ether (PBDE-47) alters locomotion behavior in juvenile zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology* 98(4): 388-395. DOI:10.1016/j.aquatox.2010.03.012
- CLARKE, B., N. PORTER, R. SYMONS, P. MARRIOTT, P. ADES, G. STEVENSON & J. BLACKBEARD. 2008. Polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in Australian sewage sludge. *Chemosphere* 73(6): 980-989. DOI:10.1016/j.chemosphere.2008.06.034
- COSTA, L. G., C. PELLACANI, K. DAO, T. J. KAVANAGH & P. J. ROQUE. 2015. The brominated flame retardant BDE-47 causes oxidative stress and apoptotic cell death *in vitro* and *in vivo* in mice. *Neurotoxicology* 48: 68-76. DOI:10.1016/j.neuro.2015.03.008
- COVACI, A., A. C. GERECKE, R. J. LAW, S. VOORSPOELS, M. KOHLER, N. V. HEEB, H. LESLIE, C. R. ALLCHIN & J. DE BOER. 2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: a review. *Environmental Science & Technology* 40(12): 3679-3688. DOI:10.1021/es0602492
- DASO, A.P., O. S. FATOKI & J. P. ODENDAAL. 2013. Occurrence of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and 2, 2', 4, 4', 5, 5'-hexabromobiphenyl (BB-153) in water samples from the Diep River, Cape Town, South Africa. *Environmental Science and Pollution Research* 20(8): 5168-5176. DOI:10.1007/s11356-013-1503-6
- DE WIT, C.A. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46(5): 583-624. DOI:10.1016/S0045-6535(01)00225-9
- DE WIT, M., D. KEIL, N. REMMERIE, K. VAN DER VEN, E. J. VAN DEN BRANDHOF, D. KNAPEN, E. WITTERS & W. DE COEN. 2008. Molecular targets of TBBFA in zebrafish analysed through integration of genomic and proteomic approaches. *Chemosphere* 74(1): 96-105. DOI:10.1016/j.chemosphere.2008.09.030
- DENG, J., L. YU, C. LIU, K. YU, X. SHI, L. W. YEUNG, P. K. S. LAM, R. S. S. WU & B. ZHOU. 2009. Hexabromocyclododecane-induced developmental toxicity and apoptosis in zebrafish embryos. *Aquatic Toxicology* 93(1): 29-36. DOI:10.1016/j.aquatox.2009.03.001
- DONG, H., G. LU, Z. YAN, J. LIU, M. NKOOM & H. YANG. 2018. Responses of antioxidant and biotransformation enzymes in *Carassius carassius* exposed to hexabromocyclododecane. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 62: 46-53. DOI:10.1016/j.etap.2018.06.009
- DU, M., C. FANG, L. QIU, S. DONG, X. ZHANG & C. YAN. 2015. Diastereoisomer-specific effects of hexabromocyclododecanes on hepatic aryl hydrocarbon receptors and cytochrome P450s in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere* 132: 24-31. DOI:10.1016/j.chemosphere.2015.02.049
- ESPINOSA-RUIZ, C. E., S. MANUGUERRA, A. CUESTA, M. A. ESTEBAN, A. SANTULLI & C. M. MESSINA. 2019a. Sub-lethal doses of polybrominated diphenyl ethers affect some biomarkers involved in energy balance and cell cycle, via oxidative stress in the marine fish cell line SAF-1. *Aquatic Toxicology* 210: 1-10. DOI:10.1016/j.aquatox.2019.02.014
- ESPINOSA-RUIZ, C. E., S. MANUGUERRA, A. CUESTA, A. SANTULLI & C. M. MESSINA. 2019b. Oxidative stress, induced by sub-lethal doses of BDE 209, promotes energy management and cell cycle modulation in the marine fish cell line SAF-1. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16(3): 474. DOI:10.3390/ijerph16030474
- ESPINOSA-RUIZ, C. E., S. MANUGUERRA, E. CURCURACI, A. SANTULLI & C. M. MESSINA. 2020. Carbamazepine, cadmium chloride and polybrominated diphenyl ether-47, synergistically modulate the expression of antioxidants and cell cycle biomarkers, in the marine fish cell line SAF-1. *Marine Environmental Research* 154: 104844. DOI:10.1016/j.marenvres.2019.104844
- FENG, M., Y. LI, R. QU, L. WANG & Z. WANG. 2013a. Oxidative stress biomarkers in freshwater fish *Carassius auratus* exposed to decabromodiphenyl ether and ethane, or their mixture. *Ecotoxicology* 22(7): 1101-1110. DOI:10.1007/s10646-013-1097-2
- FENG, M., R. QU, C. WANG, L. WANG & Z. WANG. 2013b. Comparative antioxidant status in freshwater fish *Carassius auratus* exposed to six current-use brominated flame retardants: a combined experimental and theoretical study. *Aquatic Toxicology* 140: 314-323. DOI:10.1016/j.aquatox.2013.07.001
- FENG, M., R. QU, Y. LI, Z. WEI & Z. WANG. 2014. Biochemical biomarkers in liver and gill tissues of freshwater fish *Carassius auratus* following *in vivo* exposure to hexabromobenzene. *Environmental Toxicology* 29(12): 1460-1470. DOI:10.1002/tox.21876
- GHOSH, R., P. M. LOKMAN, M. D. LAMARE, V. J. METCALF, D. J. BURRITT, W. DAVISON & K. J. HAGEMAN. 2013. Changes in physiological responses of an Antarctic fish, the emerald rock cod (*Trematomus bernacchii*), following exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Aquatic Toxicology* 128: 91-100. DOI:10.1016/j.aquatox.2012.11.019
- GIRAUDO, M., M. DOUVILLE, R. J. LETCHER & M. HOUE. 2017. Effects of food-borne exposure of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to emerging brominated flame retardants 1, 2-bis (2, 4, 6-tribromophenoxy) ethane and 2-ethylhexyl-2, 3, 4, 5-tetrabromobenzoate. *Aquatic Toxicology* 186: 40-49. DOI:10.1016/j.aquatox.2017.02.023
- HE, M.J., X. J. LUO, L. H. YU, J. P. WU, S. J. CHEN & B. X. MAI. 2013. Diastereoisomer and enantiomer-specific profiles of hexabromocyclododecane and tetrabromobisphenol A in an aquatic environment in a highly industrialized area, South China: vertical profile, phase partition, and bioaccumulation. *Environmental Pollution* 179: 105-110. DOI:10.1016/j.envpol.2013.04.016

- HONG, H., D. LI, R. SHEN, X. WANG & D. SHI. 2014. Mechanisms of hexabromocyclododecanes induced developmental toxicity in marine medaka (*Oryzias melastigma*) embryos. *Aquatic Toxicology* 152: 173-185. DOI:10.1016/j.aquatox.2014.04.010
- HU, J., Y. LIANG, M. CHEN & X. WANG. 2009. Assessing the toxicity of TB-BFA and HBCD by zebrafish embryo toxicity assay and biomarker analysis. *Environmental Toxicology: An International Journal* 24(4): 334-342. DOI:10.1002/tox.20436
- IQBAL, M., J. H. SYED, A. KATSOYIANNIS, R. N. MALIK, A. FAROOQI, A. BUTT, J. LI, G. ZHANG, A. CINCINELLI & K. C. JONES. 2017. Legacy and emerging flame retardants (FRs) in the freshwater ecosystem: A review. *Environmental Research* 152: 26-42. DOI:10.1016/j.envres.2016.09.024
- KLING, P., A. NORMAN, P. L. ANDERSSON, L. NORRGREN & L. FÖRLIN. 2008. Gender-specific proteomic responses in zebrafish liver following exposure to a selected mixture of brominated flame retardants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71(2): 319-327. DOI:10.1016/j.ecoenv.2007.12.010
- KLING, P. & L. FÖRLIN. 2009. Proteomic studies in zebrafish liver cells exposed to the brominated flame retardants HBCD and TBBPA. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(7): 1985-1993. DOI:10.1016/j.ecoenv.2009.04.018
- LEMA, S. C., I. R. SCHULTZ, N. L. SCHOLZ, J. P. INCARDONA & P. SWANSON. 2007. Neural defects and cardiac arrhythmia in fish larvae following embryonic exposure to 2, 2', 4, 4'-tetrabromodiphenyl ether (PBDE 47). *Aquatic Toxicology* 82(4): 296-307. DOI:10.1016/j.aquatox.2007.03.002
- LINHARTOVA, P., I. GAZO, A. SHALIUTINA-KOLESOVA, M. HULAK & V. KASPAR. 2015. Effects of tetrabromobisphenol A on DNA integrity, oxidative stress, and sterlet (*Acipenser ruthenus*) spermatozoa quality variables. *Environmental Toxicology* 30(7): 735-745. DOI:10.1002/tox.21953
- LIVINGSTONE, D.R. 2003. Oxidative stress in aquatic organisms in relation to pollution and aquaculture. *Revue de Medecine Veterinaire* 154(6): 427-430.
- LUROSS, J. M., M. ALAEI, D. B. SERGEANT, C. M. CANNON, D. M. WHITTLE, K. R. SOLOMON & D. C. MUIR. 2002. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in lake trout from the Laurentian Great Lakes. *Chemosphere* 46(5): 665-672. DOI:10.1016/S0045-6535(01)00230-2
- LUSHCHAK, V. I. 2011. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic Toxicology* 101(1): 13-30. DOI:10.1016/j.aquatox.2010.10.006
- MACAULAY, L. J., J. M. BAILEY, E. D. LEVIN & H. M. STAPLETON. 2015. Persisting effects of a PBDE metabolite, 6-OH-BDE-47, on larval and juvenile zebrafish swimming behavior. *Neurotoxicology and Teratology* 52: 119-126. DOI:10.1016/j.ntt.2015.05.002
- MALKOSKE, T., Y. TANG, W. XU, S. YU & H. WANG. 2016. A review of the environmental distribution, fate, and control of tetrabromobisphenol A released from sources. *Science of the Total Environment* 569: 1608-1617. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.06.062
- MILOVANOVIC, V., A. BUHA, V. MATOVIC, M. CURCIC, S. VUCINIC, T. NAKANO & B. ANTONIJEVIC. 2018. Oxidative stress and renal toxicity after subacute exposure to decabrominated diphenyl ether in Wistar rats. *Environmental Science and Pollution Research* 25(8): 7223-7230. DOI:10.1007/s11356-015-5921-5
- NOYES, P.D. & H.M. STAPLETON. 2014. PBDE flame retardants: Toxicokinetics and thyroid hormone endocrine disruption in fish. *Endocrine Disruptors* 2(1): e29430. DOI:10.4161/endo.29430
- OLSVIK, P. A., K. K. LIE, J. STURVE, L. HASSELBERG & O. K. ANDERSEN. 2009. Transcriptional effects of nonylphenol, bisphenol A and PBDE-47 in liver of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Chemosphere* 75(3): 360-367. DOI:10.1016/j.chemosphere.2008.12.039
- ORISAKWE, O. E., C. FRAZZOLI, C. E. ILO & B. ORITSEMUELEBI. 2019. Public health burden of e-waste in Africa. *Journal of Health and Pollution* 9(22):190610. DOI:10.5696/2156-9614-9.22.190610
- PANTELAKI, I. & D. VOUTSA. 2019. Organophosphate flame retardants (OPFRs): A review on analytical methods and occurrence in wastewater and aquatic environment. *Science of the Total Environment* 649: 247-263. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.08.286
- PEREIRA, L. C., A. O. DE SOUZA & D. J. DORTA. 2013. Polybrominated diphenyl ether congener (BDE-100) induces mitochondrial impairment. *Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology* 112(6): 418-424. DOI:10.1111/bcpt.12046
- PITTINGER, C. A. & A. M. PECQUET. 2018. Review of historical aquatic toxicity and bioconcentration data for the brominated flame retardant tetrabromobisphenol A (TBBPA): effects to fish, invertebrates, algae, and microbial communities. *Environmental Science and Pollution Research* 25(15): 14361-14372. DOI:10.1007/s11356-018-1998-y
- POHL, H. R., S. BOSCH, R. AMATA & C. J. EISENMANN. 2004. *Toxicological profile for polybrominated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers*. U.S. Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 366 p.
- RONISZ, D., E. F. FINNE, H. KARLSSON & L. FÖRLIN. 2004. Effects of the brominated flame retardants hexabromocyclododecane (HBCDD), and tetrabromobisphenol A (TBBFA), on hepatic enzymes and other biomarkers in juvenile rainbow trout and feral eelpout. *Aquatic Toxicology* 69(3): 229-245. DOI:10.1016/j.aquatox.2004.05.007
- SEGEV, O., A. KUSHMARO & A. BRENNER. 2009. Environmental impact of flame retardants (persistence and biodegradability). *International Journal of Environmental Research and Public Health* 6(2): 478-491. DOI:10.3390/ijerph6020478
- SEVCIKOVA, M., H. MODRA, A. SLANINOVA & Z. SVOBODOVA. 2011. Metals as a cause of oxidative stress in fish: a review. *Veterinari Medicina* 56(11): 537-546. DOI:10.17221/4272-VETMED
- SHAO, J., M. L. ECKERT, L. E. J. LEE & E. P. GALLAGHER. 2008. Comparative oxygen radical formation and toxicity of BDE 47 in rainbow trout cell lines. *Marine Environmental Research* 66(1): 7-8. DOI:10.1016/j.marenvres.2008.02.007
- SHARMA, P., P. CHADHA & H. S. SAINI. 2019. Tetrabromobisphenol A induced oxidative stress and genotoxicity in fish *Channa punctatus*. *Drug and Chemical Toxicology* 42(6): 559-564. DOI:10.1080/01480545.2018.1441864
- SHEN, M., J. CHENG, R. WU, S. ZHANG, L. MAO & S. GAO. 2012. Metabolism of polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A by fish

- liver subcellular fractions *in vitro*. *Aquatic Toxicology* 114: 73-79. DOI:10.1016/j.aquatox.2012.02.010
- SHI, H., X. WANG, Y. LUO & Y. SU. 2005. Electron paramagnetic resonance evidence of hydroxyl radical generation and oxidative damage induced by tetrabromobisphenol A in *Carassius auratus*. *Aquatic Toxicology* 74(4): 365-371. DOI:10.1016/j.aquatox.2005.06.009
- SLANINOVA, A., M. SMUTNA, H. MODRA & Z. SVOBODOVA. 2009. REVIEWS Oxidative stress in fish induced by pesticides. *Neuroendocrinology Letters* 30(1): 2.
- SUN, H., Y. QI, D. ZHANG, Q. X. LI & WANG, J. 2016. Concentrations, distribution, sources and risk assessment of organohalogenated contaminants in soils from Kenya, Eastern Africa. *Environmental Pollution* 209: 177-185. DOI:10.1016/j.envpol.2015.11.040
- TANG, B., Y. H. ZENG, X. J. LUO, X. B. ZHENG & B. X. MAI. 2015. Bioaccumulative characteristics of tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecanes in multi-tissues of prey and predator fish from an e-waste site, South China. *Environmental Science and Pollution Research* 22(16): 12011-12017. DOI:10.1007/s11356-015-4463-1
- TOMY, G. T., V. P. PALACE, T. HALLDORSON, E. BRAEKEVELT, R. DANELL, K. WAUTIER, B. EVANS, L. BRINKWORTH & A. T. FISK. 2004. Bioaccumulation, biotransformation, and biochemical effects of brominated diphenyl ethers in juvenile lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Environmental Science & Technology* 38(5): 1496-1504. DOI:10.1021/es035070v
- TRUONG, L., D. MANDRELL, R. MANDRELL, M. SIMONICH & R. L. TANGUAY. 2014. A rapid throughput approach identifies cognitive deficits in adult zebrafish from developmental exposure to polybrominated flame retardants. *Neurotoxicology* 43: 134-142. DOI:10.1016/j.neuro.2014.03.005
- USENKO, C. Y., E. L. ABEL, M. KUDELA, A. JANISE & E. D. BRUCE. 2015. Comparison of PBDE congeners as inducers of oxidative stress in zebrafish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34(5): 1154-1160. DOI:10.1002/etc.2922
- USENKO, C. Y., E. L. ABEL, A. HOPKINS, G. MARTINEZ, J. TIJERINA, M. KUDELA, N. NORRIS, L. JOUDEH & E. D. BRUCE. 2016. Evaluation of common use brominated flame retardant (BFR) toxicity using a zebrafish embryo model. *Toxics* 4(3): 21. DOI:10.3390/toxics4030021
- WANG, X., L. WEI, Y. WANG, B. HE, B. KONG, J. ZHU, Y. JIN & Z. FU. 2019. Evaluation of development, locomotor behavior, oxidative stress, immune responses and apoptosis in developing zebrafish (*Danio rerio*) exposed to DBECH (tetrabromoethylcyclohexane). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 217: 106-113. DOI:10.1016/j.cbpc.2018.12.004
- WATANABE, I. & S. I. SAKAI. 2003. Environmental release and behavior of brominated flame retardants. *Environment International* 29(6): 665-682. DOI:10.1016/S0160-4120(03)00123-5
- WINSTON, G. W. & R. T. DI GIULIO. 1991. Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms. *Aquatic Toxicology* 19(2): 137-161. DOI:10.1016/0166-445X(91)90033-6
- WSDOH (WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF HEALTH). 2021. Contaminants in Fish. Available online at: <https://www.doh.wa.gov/CommunityandEnvironment/Food/Fish/ContaminantsinFish#> (downloaded February 12, 2021).
- WU, S., G. JI, J. LIU, S. ZHANG, Y. GONG & L. SHI. 2016. TBBFA induces developmental toxicity, oxidative stress, and apoptosis in embryos and zebrafish larvae (*Danio rerio*). *Environmental Toxicology* 31(10): 1241-1249. DOI:10.1002/tox.22131
- WU, S., M. WU, M. QI, L. ZHONG & L. QIU. 2018. Effects of novel brominated flame retardant TBBPA on human airway epithelial cell (A549) *in vitro* and proteome profiling. *Environmental Toxicology* 33(12): 1245-1253. DOI:10.1002/tox.22632
- WU, Z., W. HAN, X. YANG, Y. LI & Y. WANG. 2019. The occurrence of polybrominated diphenyl ether (PBDE) contamination in soil, water/sediment, and air. *Environmental Science and Pollution Research International* 26(23): 23219-23241. DOI:10.1007/s11356-019-05768-w
- XIE, Z., G. LU & P. QI. 2014. Effects of BDE-209 and its mixtures with BDE-47 and BDE-99 on multiple biomarkers in *Carassius auratus*. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 38(2): 554-561. DOI:10.1016/j.etap.2014.08.008
- XIONG, P., X. YAN, Q. ZHU, G. QU, J. SHI, C. LIAO & G. JIANG. 2019. A review of environmental occurrence, fate, and toxicity of novel brominated flame retardants. *Environmental Science & Technology* 53(23): 13551-13569. DOI:10.1021/acs.est.9b03159
- YAN, C., D. HUANG & Y. ZHANG. 2011. The involvement of ROS overproduction and mitochondrial dysfunction in PBDE-47-induced apoptosis on Jurkat cells. *Experimental and Toxicologic Pathology* 63(5): 413-417. DOI:10.1016/j.etp.2010.02.018
- YANG, S. W., S. R. WANG, Z. G. YAN & P. Q. ZHANG. 2012. Tissue distribution and bioconcentration factors of tetrabromobisphenol A in five fishes in lake Chaohu. *Huanjingkexue= Huanjingkexue* 33(6): 1852-1857.
- YANG, S., F. XU, B. ZHENG, F. WU & S. WANG. 2013. Multibiomarker responses upon exposure to tetrabromobisphenol A in the freshwater fish *Carassius auratus*. *Aquatic Toxicology* 142: 248-256. DOI:10.1016/j.aquatox.2013.08.013
- YU, L., Z. HAN & C. LIU. 2015. A review on the effects of PBDEs on thyroid and reproduction systems in fish. *General and Comparative Endocrinology* 219: 64-73. DOI:10.1016/j.ygcen.2014.12.010
- YUN, S. H., R. ADDINK, J. M. McCABE, A. OSTASZEWSKI, D. MACKENZIE-TAYLOR, A. B. TAYLOR & K. KANNAN. 2008. Polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in sediment and floodplain soils of the Saginaw River watershed, Michigan, USA. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55(1): 1-10. DOI:10.1007/s00244-007-9084-3
- ZENG, Y. H., X. J. LUO, X. B. ZHENG, B. TANG, J. P. WU & B. X. MAI. 2014. Species-specific bioaccumulation of halogenated organic pollutants and their metabolites in fish serum from an e-waste site, South China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 67(3): 348-357. DOI:10.1007/s00244-014-0040-8
- ZHANG, J., T. D. WILLIAMS, M. A. E. ABDALLAH, S. HARRAD, J. K. CHIPMAN & M. R. VIANT. 2015. Transcriptomic and metabolomic approaches to investigate the molecular responses of human cell lines exposed to the flame retardant hexabromocyclododecane (HBCD). *Toxicology in Vitro* 29(8): 2116-2123. DOI:10.1016/j.tiv.2015.08.017

- ZHANG, X., F. YANG, X. ZHANG, Y. XU, T. LIAO, S. SONG & J. WANG. 2008. Induction of hepatic enzymes and oxidative stress in Chinese rare minnow (*Gobio cyprisrurus*) exposed to waterborne hexabromocyclododecane (HBCDD). *Aquatic Toxicology* 86(1): 4-11. DOI:10.1016/j.aquatox.2007.07.002
- ZHANG, Y., X. WANG, C. CHEN, J. AN, Y. SHANG, H. LI, H. XIA, J. YU, C. WANG, Y. LIU & S. GUO. 2019. Regulation of TBBPA-induced oxidative stress on mitochondrial apoptosis in L02 cells through the Nrf2 signaling pathway. *Chemosphere* 226: 463-471. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.03.167
- ZHAO, J., T. XU & D. Q. YIN. 2014. Locomotor activity changes on zebrafish larvae with different 2, 2', 4, 4'-tetrabromodiphenyl ether (PBDE-47) embryonic exposure modes. *Chemosphere* 94: 53-61. DOI:10.1016/j.chemosphere.2013.09.010
- ZHOU, Z., B. ZHOU, H. CHEN, X. TANG & Y. WANG. 2019. Reactive oxygen species (ROS) and the calcium-(Ca²⁺) mediated extrinsic and intrinsic pathways underlying BDE-47-induced apoptosis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) gonadal cells. *Science of The Total Environment* 656: 778-788. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.11.306
- ZUIDERVEEN, E. A., J. C. SLOOTWEG & J. DE BOER. 2020. Novel brominated flame retardants-A review of their occurrence in indoor air, dust, consumer goods and food. *Chemosphere* 255: 126816. DOI:10.1016/j.chemosphere.2020.126816

Caracterización de las comunidades microbianas asociadas a un florecimiento cianoalgal en una presa de León, Gto. México mediante secuenciación de regiones variables de los genes que codifican la rARN 16S y 18S

Characterization of microbial communities associated with cyanoalgal bloom in a dam from León, Gto. México by sequencing of variable regions of the rRNA genes 16S and 18S

Laura Valdés-Santiago^{1*}, Jorge Noé García-Chávez² y José Luis Castro-Guillén¹

Recibido: 06 de enero de 2021.

Aceptado: 13 de abril de 2021.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes: Los florecimientos algales son cada vez más frecuentes como consecuencia de las actividades humanas, incluyendo el cambio climático. El análisis de la diversidad microbiana durante estos eventos proporciona información de cómo estas alteraciones están modificando el ecosistema. Estudios con un enfoque molecular, basados en metagenómica, ofrecen una visión de la dinámica de las comunidades microbianas cultivables y no cultivables presentes durante el florecimiento. **Objetivo:** Determinar la diversidad microbiana: la riqueza de especies y su abundancia en la presa “El Palote” León, Gto. que presenta florecimientos microalgales. **Métodos:** Las comunidades procarionas y eucariotas en la superficie y a dos metros de profundidad se analizaron por metagenómica con los genes que codifican las subunidades ribosomales 16 y 18S, para las comunidades microbianas procarionas y eucariotas, respectivamente. **Resultados:** El análisis taxonómico de biodiversidad medida por el índice Shannon, mostró patrones de distribución similares en la muestra tomada en la superficie y a dos metros de profundidad, mientras que, con el índice Simpson mostró diferencias. Los filos dominantes de los microorganismos procarionas fueron Cianobacterias del género *Planktothrix* spp. (69%, 2 m y 67%, 0 m), Proteobacterias (13.7 y 13%) y Bacteroidetes (6 y 8.2%). En el caso de los eucariotes, los grupos dominantes fueron Opisthokonta y Stramenopila, Alveolata y Rhizaria (SAR). El análisis por cuantiles reveló diferencias de abundancia: *Flavobacterium* spp., *Aeromonas rivuli-sobria*, *Rheinheimera* spp., *Cetobacterium somerae* y *Cryptomonas curvata* estuvieron presentes mayormente a dos metros de profundidad, mientras que *Methylocaldum szegediense*, *Pseudospirillum* y *Aeromonas sobria* estuvieron en mayor abundancia en la superficie. **Conclusiones:** Los resultados presentan un panorama de la estructura de las comunidades microbianas asociadas a un florecimiento algal de *Planktothrix agardhii-rubescens*.

Palabras clave: Comunidades microbianas, florecimientos cianoalgales, *Planktothrix*, rARN 16S, rARN 18S.

ABSTRACT

Background: Algal blooms have become more frequent due to human activity, including climate change. Analyzing of microbial diversity during the events provides information of how disturbances are shaping ecosystem. Metagenome-based analysis provides a molecular approach that gives an overview of the dynamic of the cultivable and uncultivable microbial communities during the bloom. **Goals:** Our goal was to determine the microbial diversity: the species richness, and their abundance in the dam “El Palote” León, Gto. that presented algal bloom. **Methods:** Prokaryotic and eukaryotic microbial community composition was analyzed by 16S and 18S rRNA amplification and sequencing. **Results:** Biodiversity taxonomic analysis was measured by Shannon index showed similar distribution patterns between samples taken at surface and two-meter depth, while Simpson index presented differences. The prokaryotic dominant phyla were cyanobacteria of *Planktothrix* genera (67%, 0 m and 69%, 2 m), Proteobacteria (13.7 and 13%) and Bacte-

¹ Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico Superior de Irapuato, Ingeniería Bioquímica. Carretera Irapuato Silao Km 12.5, Irapuato, Guanajuato, 36821. México

² Langebio, Unidad de Genómica Avanzada, Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Km 9.6 Libramiento Norte Irapuato-León, Irapuato, Guanajuato, 36821. México

*Corresponding author:

Laura Valdés-Santiago: e-mail: laura.vs@irapuato.tecnm.mx, valdes.santiago.laura@gmail.com.mx

To quote as:

Valdés-Santiago, L., J. N. García-Chávez & J. L. Castro-Guillén. 2021. Caracterización de las comunidades microbianas asociadas a un florecimiento cianoalgal en una presa de León, Gto. México mediante secuenciación de regiones variables de los genes que codifican la rARN 16S y 18S. *Hidrobiológica* 31 (1): 93-105.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n1/Valdes

riodetes (6 and 8.2%). Regarding eukaryotes the dominant groups were Opisthokonta as well as Stramenopila, Alveolata and Rhizaria (SAR). Quantile based analysis showed relative abundance differences *Flavobacterium* spp. *Aeromonas* spp., *Rheinheimera* spp., *Cetobacterium somerae* and *Cryptomonas curvata* were majority at two meters depth, while *Methylocaldum szegediense*, *Pseudospirillum* and *Aeromonas sobria* presented high abundance at the surface. **Conclusions:** The results showed an overview of microbial communities associated with a cianobalgal bloom dominated by *Planktothrix agardhii-rubescens*.

Key words: 16S rRNA, 18S rRNA, Cyanobacterial bloom, microbial diversity, *Planktothrix*

INTRODUCCIÓN

El fitoplancton es un componente fundamental en los ecosistemas acuáticos, son la base de la cadena trófica, transformando la energía solar en energía química y alimento. El zooplancton transfiere esa energía generada por el fitoplancton a los niveles tróficos superiores, de tal modo que es un vínculo entre los productores de energía y los consumidores. Debido a que responden rápidamente a cambios ambientales, estos organismos son importantes indicadores biológicos de la calidad del agua (Jakhar, 2013). Por otro lado, existen grupos taxonómicos, que bajo condiciones favorables son capaces de formar florecimientos o crecimientos algales descontrolados que resultan nocivos. Se predice que los eventos de floraciones microalgales serán más recurrentes debido al calentamiento global (Cantoral-Uriza *et al.*, 2017; Mohapatra, 2018; Gobler, 2020). Las cianobacterias son procariotes fotosintéticos que al formar floraciones pueden liberar metabolitos bioactivos, conocidos como cianotoxinas, dentro de las más estudiadas se encuentran las microcistinas, potentes hepatotóxicas, producidas generalmente por el género *Planktothrix* spp. (Catherine *et al.*, 2008; Vasas *et al.*, 2013; Mallia *et al.*, 2020).

Es de suma importancia identificar los factores ecológicos asociados y que disparan el inicio de las floraciones, así como su relación con la magnitud del evento. Los cambios en las comunidades microbianas dependen de las especies de algas que compongan las floraciones, de su estadio fisiológico, condiciones ambientales y etapa del florecimiento (Zheng, 2011). En los ecosistemas marinos se ha reportado que el bacterioplancton se incrementa durante las floraciones del fitoplancton (Teeling *et al.*, 2012). Como consecuencia, la estructura de las comunidades microbianas y sus propiedades metabólicas modifican el ecosistema microbiano, ya que la disponibilidad de nutrientes, los compuestos extracelulares, como compuestos orgánicos, y la dinámica de los nichos se verá afectada (Amin *et al.*, 2015). Se han estudiado la dinámica de las redes de microeucariotes y bacterioplancton que operan a lo largo de la formación, duración y colapso de los florecimientos algales (Needham & Fuhrman 2016; Tan *et al.*, 2015). La dinámica microbiana durante el ciclo completo de una floración del dinoflagelado *Alexandrium catenella* en un ecosistema marino se ha documentado, y los grupos taxonómicos de bacterias, arqueobacterias y microeucariotes asociados fueron identificados y se establecieron interacciones positivas y negativas entre ellos (Zhou *et al.*, 2018). Por otro lado, en un sistema lacustre se determinaron redes de co-ocurrencia entre comunidades procariotes y eucariotes durante una floración de *Synechococcus* (Mikhailov *et al.*, 2018).

Se han registrado florecimientos algales nocivos en las costas de México, específicamente en la costa occidental de la península de Baja California, el Golfo de California, el Pacífico Oriental, Golfo de México y el Caribe Mexicano, sin embargo, los estudios en aguas continentales e interiores son escasos (García-Mendoza *et al.*, 2016). Los florecimientos cianobalgales tóxicos interiores en México reportados han sido en la ciudad de México (CDMX) (Lago del bosque Chapultepec, Lago de Xochimilco, Lago de Tezomoc, Alameda Oriente, Cuemanco y Tlameleca); Estado de México (Reservorios de Valle de Bravo e Ignacio Ramírez, Sistema Lerma-Chapala, Zumpango, Laguna Atotonilco y Ciénega Chica); Michoacán (Lago de Pátzcuaro); Quintana Roo (Akumal, Cenote Uxuxubi) (Pérez-Morales, *et al.*, 2016; Hernández-Terrones *et al.*, 2016; Cantoral-Uriza *et al.*, 2017). Entre las consecuencias de su aparición está la alteración de los patrones naturales de sucesión del fitoplancton, lo que disminuye la diversidad y modifica las interacciones entre las comunidades microbianas (Cantoral-Uriza *et al.*, 2017; Amorim & Moura, 2021).

El objetivo de este estudio fue explorar mediante análisis metagenómicos, cuáles son los grupos taxonómicos presentes durante una floración cianobacterial en la presa "El Palote", con el propósito de determinar la estructura de las comunidades microbianas que están presentes en el evento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se estudió una presa de la ciudad de León, Guanajuato, que presentaba el desarrollo de floraciones microalgales. Se colectaron dos muestras el 11 de marzo del 2020, la primera en el embarcadero (E1) a nivel de superficie y la segunda a una profundidad de 2 metros (B2). La ubicación del sitio de toma de la muestra E1 fue 21°10'23.4"N 101°41'05.6"W y de B2 fue 21°10'21.7"N 101°41'17.1"W. Una muestra de un litro de agua de cada sitio fue colectada de acuerdo con el procedimiento establecido por la NOM 003-SEMARNAT-1997, las muestras se almacenaron a 4°C hasta ser procesadas.

Extracción de ADN

Se realizó la extracción de ADN genómico de cada muestra con el kit Quick ADN (Zymo Research) de acuerdo con las instrucciones del fabricante. La cantidad y calidad del ADN se determinó con un fluorómetro Qubit (Thermo Fisher Scientific, Inc., DE. USA), por espectrofotometría en un NanoDrop 1000 (Thermo Fisher Scientific, Inc., DE. USA) y mediante electroforesis en gel de agarosa. Una vez extraído el ADN se almacenó a -80°C hasta el momento de enviar a secuenciar.

Preparación de bibliotecas para secuenciación de las regiones de los genes rDNA 16S y 18S.

El ADN obtenido fue enviado a la empresa Zymo Research (Irvine, CA, Estados Unidos) para la generación de bibliotecas y su secuenciación utilizando el servicio ZymoBIOMICS® de secuenciación dirigida para el análisis de microbioma. Se prepararon un total de 4 bibliotecas, 2 para cada muestra, la primera dirigida para la descripción de procariotes y la segunda a eucariotes utilizando regiones variables de los genes que codifican para las rARN 16S y 18S, respectivamente. Las bibliotecas se prepararon con el kit Quick-16S™ NGS Library Prep (Zymo Research). Los oligonucleótidos utilizados para amplificar la región 16S fueron

341f (CCTACGGGNGGCWGCAG) y 805r (GACTACHVGGGTATCTAATCC), los cuales amplifican la región V3-V4 del gen que codifica la rARN 16S. Durante la preparación de la biblioteca 16S se añadieron bloqueadores de ADN cloroplasmático (Chloroplast pPNA). Para la biblioteca de eucariotes se utilizaron oligonucleótidos, propiedad de Zymo Research, que amplifican la región V9 del gen que codifica la rARN 18S. Una vez generadas las bibliotecas, éstas fueron cuantificadas mediante reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa; las cuatro bibliotecas se mezclaron de forma equimolar y la biblioteca final obtenida fue secuenciada utilizando la plataforma MiSeq™ de Illumina® en modo pair end (2x300) utilizando el kit v3 Reagent (600 ciclos).

Procesamiento de las lecturas

Las secuencias de los amplicones fueron inferidas a partir de las lecturas crudas (*raw reads*) obtenidas, utilizando el pipeline Dada2; para la anotación taxonómica se utilizaron ASV (*amplicon sequence variants*) (Callahan *et al.*, 2016). Las secuencias químéricas fueron removidas utilizando el mismo pipeline. La asignación de la composición taxonómica fue realizada con Uclust de Qiime (v.1.9.1) (Caporaso *et al.*, 2010) usando como referencia la base de datos diseñada y curada, propiedad de Zymo Research. Los análisis de diversidad fueron realizados con Qiime utilizando las funciones *alpha_diversity.py* y *beta_diversity.py* utilizando los parámetros predeterminados.

Diferencia de abundancias en procariontes

Se analizó si existían diferencias en la abundancia relativa de especies entre las muestras colectadas a nivel de la superficie y a dos metros de profundidad basado en cuantiles. Para esto, se realizó un ranking de la abundancia relativa (obtenida a partir de la cantidad de lecturas o *reads*) de cada especie, dicho ranking fue transformado en 5 cuantiles. Posteriormente se utilizó la diferencia entre cuantiles de las especies para identificar cambios en las abundancias entre ambas muestras. Se consideraron como especies diferencialmente abundantes cuando existía una diferencia mayor a 2 cuantiles entre E1 y B2.

Diferencia de abundancias a nivel clase en eucariotes

Debido a que la cantidad de grupos taxonómicos eucariotes fue reducida, no fue posible realizar el mismo enfoque basado en cuantiles para determinar cambios en la abundancia relativa de especies entre las dos muestras; además, las regiones secuenciadas resultaron no ser informativas para la identificación a nivel de género o especie en las muestras analizadas. Por lo anterior, se decidió determinar si existían cambios en la abundancia relativa a nivel de clase entre ambas muestras. Para ello se sumaron las abundancias relativas de los miembros de cada clase, y se calculó la diferencia de éstas (entre la muestra colectada en la superficie y la colectada a dos metros de profundidad).

RESULTADOS

Biodiversidad (Diversidad α). Para conocer la diversidad de especies encontradas en la superficie de la presa y a dos metros de profundidad, se determinó el número de especies presentes en la comunidad y la diversidad alfa, para lo cual se calcularon los índices Shannon y Simpson. No se observaron diferencias importantes al comparar la diversidad alfa entre la superficie (E1) y a dos metros de profundidad medida con Shannon (B2) (Tabla 1). El índice Shannon para la diversidad entre las comunidades procariontes (gen rADN 16S) en las muestras E1 y B2 fue de 4.14 y 3.99, respectivamente; mientras que para comunidades eu-

cariotas fue de 5.94 y 5.82. Por el contrario, el índice Simpson presentó para bacterias un valor de 0.773, 0.758; y para eucariotes, 0.96, 0.96.

Composición taxonómica. Se analizó la composición microbiana a diferentes niveles taxonómicos. Respecto a los filos identificados en la muestra B2, el 0.1% de la composición fueron arqueas pertenecientes al filo Euryarchaeota. Sin embargo, la mayor composición fue de Cianobacterias con un 68 y 66% en la muestra B2 y E1 respectivamente, seguida por Proteobacterias en un 13.7 y 13%, Bacteroidetes 6 y 8.2%, Actinobacterias 5.4 y 5.5% y Planctomycetes 1.7 y 1.5%, mientras que los otros grupos presentaron menos de 1% de composición (Fig. 1A). A nivel de clase y género, en la composición taxonómica vemos ligeras diferencias entre muestras, lo que es posible apreciar eliminando el grupo mayoritario de cianoobacterias del género *Planktothrix* (Fig. 1B, 1C).

Respecto a las comunidades eucarióticas, los grupos taxonómicos dominantes identificados a nivel de Supergrupos en E1 y B2 respectivamente fueron Opisthokonta (26 y 30.7%) y Stramenopila, Alveolata y Rhizaria (SAR en conjunto) (24.3 y 23.7%) (Fig. 2A y B). Los miembros de Alveolata fueron el 8.2%, de Ciliophora (Ciliates) 3.1%, Dinoflagellata 0.8%, Protalveolata y otros 0.3%. Los miembros de Rhizaria fueron el 1.8% de Cercozoa. Respecto a los Stramenopiles, el 2.1% fueron Bicosoecida, el 1.1% MAST-12, 4.4% de Ochrophyta, 1.8% de *Peronosporomycetes* (moho acuático), y 0.3 de otros (Fig. 2C).

Los grupos minoritarios identificados fueron comunidades pertenecientes a los Archaeplastida (3.6% y 4.7%). En el caso de Cryptophyceae se encontró que el porcentaje en la superficie (E1) fue casi el doble que los encontrados a dos metros de profundidad (B2) (6.3% y 3.4%) (Fig. 2A); lo mismo para Excavata (0.4% y 0.2%).

Variación o grado de recambio en la composición de especies. Diversidad β . Los patrones de la diversidad beta de las diferentes categorías taxonómicas de las comunidades microbianas procariontes, reflejan la abundancia de las especies encontradas en ambas condiciones (Material suplementario). Respecto a la abundancia relativa del phylum Bacteroidetes, éstos representaron el 6 y 8.2% de los procariontes a dos metros y cero metros respectivamente; hay especies que estuvieron presentes en la superficie y ausentes a dos metros de profundidad, entre ellas: *Paludibacter* sp., *Flavobacterium chugnamense-koreense*, *F. daejeonense*, *F. fluvii*, *F. glycinis-tractae*, *F. maotaiense*, *F. tractae* y *Ferruginibacter* sp. Por su parte, entre las especies ausentes en la superficie fueron: *Marinoscillum* sp. y *F. terrigena*. Del resto, los datos

Tabla 1. Biodiversidad de la presa “El Palote” mediante el análisis de la diversidad α .

Gen secuenciado	Ubicación	Diversidad α		
		Shannon (H')	Simpson (D)	Especies observadas
rADN 16S	E1	4.142358	0.773973	277
	B2	3.996961	0.758275	289
rADN 18S	E1	5.956750	0.960680	221
	B2	5.840736	0.961126	201

E1 = Profundidad cero metros (superficie); B2 = Profundidad de dos metros

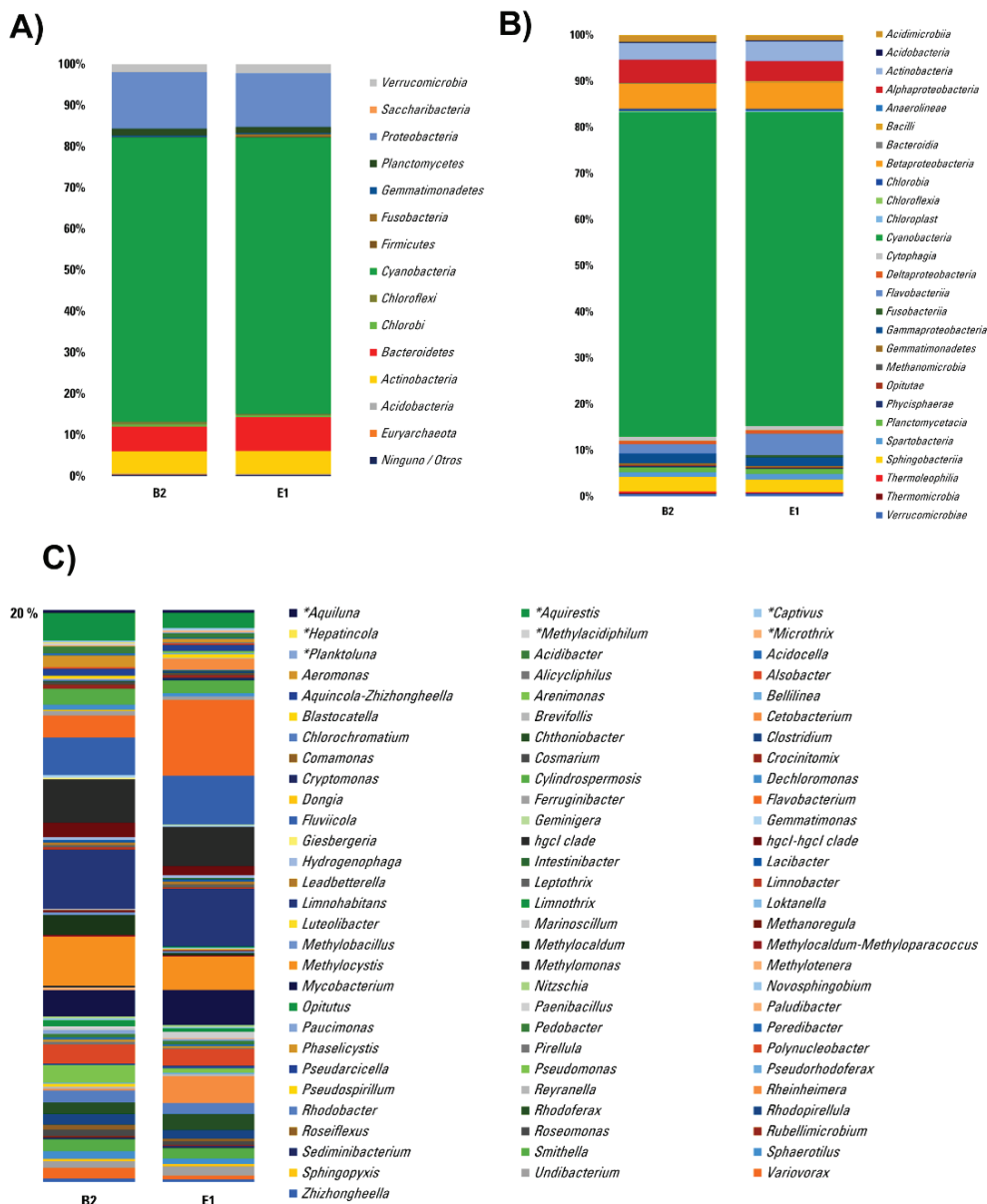


Figura 1. Composición taxonómica relativa de comunidades procariotas de muestras colectadas el 11 de marzo del 2020, E1 a cero metros de profundidad y B2 a dos metros de profundidad. **A)** A nivel de Filo. **B)** A nivel de Clase y **C)** A nivel de género eliminando el grupo dominante *Planktothrix agardhii-rubescens*.

obtenidos en la superficie (E1) y a dos metros de profundidad (B2) son muy similares (Material suplementario).

El grupo dominante fueron las cianobacterias del género *Planktothrix* spp. (69 y 67%; 2 m y 0 metros, respectivamente); otras cianobacterias encontradas fueron *Cylindrospermopsis* spp., *Limnothrix redekei* solo presentes en la superficie y *Planktothrix agardhii* encontrada e identificada a nivel de especie solo a dos metros de profundidad. Algunos Firmicutes y Fusobacteria solo se encontraron en la superficie, entre ellos *Paenibacillus* spp., *Clostridium celatum*, *Intestinibacter* sp. y *Cetobacterium somerae* sp. (Material suplementario).

Respecto al filo Proteobacteria, algunas Alphaproteobacterias como *Loktanella* spp. y *Sphingopyxis contaminans* solo estuvieron presentes en la superficie, mientras que *Dongia mobilis*, y algunos miembros de los Rickettsiales solo fueron identificados a dos metros de profundidad. En las Betaproteobacterias también hay diferencias dependiendo de la profundidad, en la superficie estuvieron presentes *Alicycliphilus denitrificans*, *Comamonas* sp. *Hydrogenophaga* spp. y *Rhodofera antarcticus* mientras que a dos metros de profundidad se identificaron de forma diferencial, *Polynucleobacter difficilis*, *Geisbergeria*, *Hydrogenophaga bisanensis*, *Methylothena mobilis* y *Dechloromonas* spp. Así mismo, la Gammaproteobacteria, *Aeromonas rivuli-sobria*, dos Chromatiales: *Rheinheimera aquatica-texasensis* y *R. arenilitoris*; un Xanthomonada-

ceae, *Arenimonas* spp. y un Verrucomicrobiae, *Luteolibacter algae*, solo se encontraron en la superficie, mientras que a dos metros de profundidad la Deltabacteria, *Peredibacter* sp.; la Gammaproteobacteria, *Aeromonas sobria*; además de *Methylomonas methanica*, *Pseudospirillum* sp. y *Pseudomonas benzenivorans-putida* solo fue posible encontrarlas a dos metros de profundidad (Material Suplementario).

Por otro lado, en las comunidades eucarióticas, se observó diferencia a nivel de filo, donde el grupo de Opisthokonta fue el más abundante a dos metros de profundidad (B2) comparado con la superficie (E1), lo cual se ve reflejado a nivel de clase y de orden, donde el grupo de Holozoa y Metazoa son mayoritarios también en B2. Otros *taxa* identificados fueron: Bilateria, Cercozoa, Prostomatea, Phyllozoa (Diplostraca), Choreotrichia, Ochromonadales, Chlamydomonadales, Cyclopoida (Copepoda), Calanoida (Copepoda), Eimeriidae. A nivel de género: *Bicosoeca*, *Paraphysomonas*, *Glenodinium*, *Cryptocaryon*, *Metacylis*, *Pelagos trobilidiumy*, *Saprolegnia*. A nivel de especie se identificó a *Bosmina longirostris* y *Sellaphora pupula* (Fig. 2 y Material Suplementario).

Diferencias de abundancias de especies bacterianas. Al comparar la abundancia relativa de especies entre E1 y B2 se identificaron 16 especies con diferencias mayores a 2 cuantiles (Fig.3; Tabla 2). En la muestra B2 se encontraron 13 especies con mayor abundancia, de éstas, 7 pertenecían a distintas especies del género *Flavobacterium*: *Flavobacterium* sp17035-sp17044, *Flavobacterium fluvii*, *Flavobacterium glycinis-tructae*, *Flavobacterium* sp16978, *Flavobacterium* sp17023, *Flavobacterium tiangeerense*, y *Flavobacterium tructae*. Además, otras 6 especies fueron más abundantes en B2, *Aeromonas rivuli-sobria*, *Rheinheimera aquatica-texasensis*, *Rheinheimera arenilitoris*, *Cetobacterium somerae*, *Cryptomonas curvata* y NA sp37488 (especie no identificada) (Fig.3). El número de especies con una diferencia en su abundancia presentes en B2 del género *Flavobacterium* fue significativamente diferente ($p = 0.0001$, Fisher exact test) (Tabla3), por lo que parece existir una asociación entre la abundancia de *Flavobacterium* y la profundidad. Por otra parte, las especies con mayor abundancia en la muestra E1 fueron *Methylodaldum* sp60855-*szegediense*, *Pseudospirillum* sp61724y *Aeromonas sobria* (Fig. 3).

Diferencias en abundancias de eucariotes. Por otra parte, en eucariotes, se identificó que en ambas muestras el grupo taxonómico Copepoda, orden Cyclopoida, presentó una abundancia de 13% (Fig.4). Además, en B2 se observó una mayor abundancia relativa en la subclase Phyllozoa y orden Diplostraca, (0.14 en B2 y 0.06 en E1). Otra diferencia importante fue una mayor abundancia relativa de la subclase Copepoda y orden Calanoida en E1, en la que representa cerca del 4% mientras que en B2 el 0.07%. De igual forma, la subclase Choreotrichia y el género *Pelagostro bilidiumes* estuvieron presentes en E1 (Fig. 4).

DISCUSIÓN

La eutroficación incrementa la dominancia de una o varias especies; como consecuencia, el crecimiento descontrolado de ciertas especies microalgales, afectan la diversidad natural, generando un impacto negativo sobre el ecosistema. Para estudiar la diversidad biológica en un contexto ecológico, se han creado índices para medir la diversidad de especies, como el índice Shannon y Simpson (Gotelli & Colwell, 2001; Thukral *et al.*, 2019).

Los índices Shannon reportados para una floración de *Alexandrium catenella* estudiada en un estanque de sal en el sistema de pantanos en

Cape Cod (Massachusetts, Estados Unidos) fueron aproximadamente entre 2 y 3 para bacterias, y entre 3 y 4 para eucariotes, durante todo el período que duró la floración (Zhou *et al.*, 2018). El mismo estudio reportó valores para el índice Simpson, entre 0.15-0.30 para bacterias y 0.05 y 0.4 para eucariotes (Zhou *et al.*, 2018). La diversidad alfa en nuestra área de estudio mostró índices mayores comparados con este reporte, lo que podría explicarse, posiblemente, por el tipo de floración, además de la etapa de florecimiento donde se encontraba. Como se muestra en la tabla 1, el índice Shannon tuvo valores de 3.9 y 4.1, para la diversidad bacteriana, mientras que la diversidad eucariótica, presentó valores de 5.8 y 5.9. Por otro lado, el índice Simpson presentó valores menores para procariotes (0.77 y 0.75), comparativamente con eucariotes (0.96 y 0.96) (Tabla 1). El índice Shannon es una medida de la entropía o desorden de una comunidad, una comunidad presenta alta entropía, lo que se interpreta como alta diversidad, cuando todas las especies tienen la misma abundancia (Moreno *et al.*, 2011); y el índice Simpson representa la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie (Daly *et al.*, 2018). De acuerdo con los valores del índice Shannon, la diversidad presentaba un nivel alto, especialmente en las comunidades eucariotas (Tabla 1). Mientras que el índice Simpson para las comunidades procariotas, refleja que, a pesar de la dominancia del género *Planktothrix*, la riqueza de especies es mayor, comparado con las comunidades eucariotas; puesto que, entre más bajo sea el índice Simpson, la diversidad es mayor; lo que sugiere que la riqueza en especies de eucariotes presentó mayor impacto negativo que las comunidades procarióticas (Tabla 1).

Valores de índice Shannon superiores a 4 al final de una floración fueron reportados en un ecosistema de agua dulce, donde la cianobacteria dominante fue *Synechococcus* (62.71%), *Prochlorothrix* (15.60%), y *Microcystis* (8.19%); mientras que valores de diversidad, medidos con el inverso del índice Simpson ($1/D$), permaneció a bajos niveles durante el brote, y se incrementaban considerablemente al final de la floración, en la fase de disminución (Zhang *et al.*, 2018). En otro estudio en un sistema lacustre con una floración de verano de *Synechococcus*, los índices Shannon para procariotes y eucariotes estuvieron en un rango de entre 2.16 y 3.84 (Mikhailov *et al.*, 2018), mientras que en un reservorio subtropical dominado por *Cylindrospermopsis raciborskii* el índice Shannon estuvo entre 3.5-4.5 (Liu *et al.*, 2019).

Con respecto a la composición taxonómica microbiana y su abundancia, la floración microalgal resultó ser de cianobacterias del género *Planktothrix*, ya que fue el grupo filogenético dominante (Fig. 1). El taxón dominante encontrado en la zona de estudio está dentro de los géneros productores de microcistinas más importantes en lagos templados (Oliver & Ganf, 2000). Las microcistinas son heptapéptidos cíclicos con actividad hepatotóxica codificados en una región del genoma de 50 kpb, el cluster *mcy*, que contiene los nueve genes para su síntesis (Davis *et al.*, 2003). Dentro de este género, se reconoce un genotipo productor de ficoeritrina, un pigmento rojo, conocido como *Planktothrix rubescens*; por otro lado, la especie con el pigmento verde ficocianina es conocida como *Planktothrix agardhii* (Sivonen & Jones, 1999). Con la amplificación de la región del gen que codifica la rARN 16S no fue posible una identificación a nivel de especie, sin embargo, se sabe que *P. rubescens* se encuentra en aguas profundas, estratificadas y oli-mesotróficas en donde se pueden construir capas metalimnéticas, mientras que *P. agardhii* tiene una mayor distribución en aguas poco profundas, cuerpos de agua plomíticos que van de mesotróficos a hipertróficos;

por otro lado, se considera muy poco frecuente que las dos especies se encuentren habitando en el mismo lugar (Kurmayer *et al.*, 2004).

Los florecimientos cianoalgales en lagos naturales y artificiales reportados en México de 2002-2015 fueron recopilados por Pérez-Morales *et al.*, (2016), así como las especies encontradas; en tres de los ocho lagos reportados, *Planktothrix agardii* estuvo presente (Favari *et al.*, 2002; Komárek & Komárkova-Legnerová, 2002; Vasconcelos *et al.*, 2010; Gaytán-Herrera *et al.*, 2011; Pineda-Mendoza *et al.*, 2012). En el lago de Xochimilco, CDMX, se identificó co-existiendo a *Limnothrix redekei* y *Planktothrix agardii*, tal como los análisis de amplicones de este

estudio lo hicieron (Fig. 3). Por otra parte, *Cylindrospermopsis* spp., otra de las cianobacterias detectadas en baja abundancia en este estudio (Material Suplementario), fue identificada en el reservorio de Valle de Bravo del sistema Cutzamala entre el año 2006 y 2007 (Mercado-Borrero *et al.*, 2008). Más reciente, es el reporte de un estudio realizado durante 2016-2017 en la Laguna de Cajititlán, Jalisco; entre las cianobacterias filamentosas identificadas estuvieron *Planktothrix* y *Cylindrospermopsis* (además de *Planktolyngbya*), donde el alga dominante, determinada por concentración celular, fue *Planktothrix* (Vizcaino *et al.*, 2019). La coexistencia de estos dos géneros también fue reportada en un reservorio ubicado en Brasil (Dantas *et al.*, 2011).

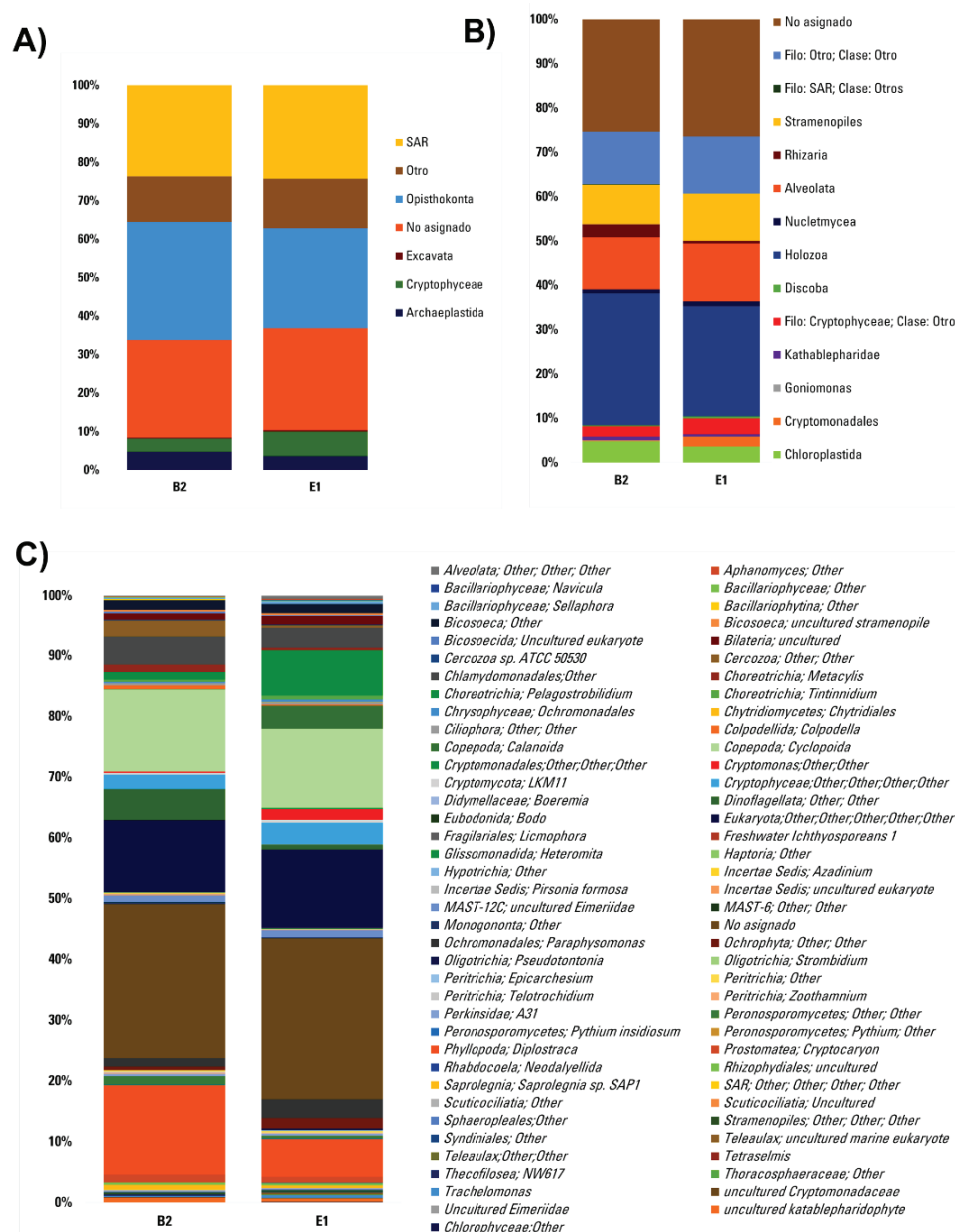


Figura 2. Composición taxonómica relativa de comunidades eucariotas de muestras colectadas el 11 de marzo del 2020, la muestra E1 a cero metros de profundidad y la muestra B2 a dos metros de profundidad. **A)** A nivel de Filo. **B)** A nivel de Clase y **C)** Con los datos taxonómicos relacionados con los ASVs.

Tabla 2. Abundancia relativa de las especies identificadas. Se muestra la abundancia relativa en las muestras, así como su diferencia, el cuantil (de acuerdo con la abundancia de la especie) y la diferencia de cuantiles de las especies.

ASV	E1	B2	Diferencia E1-B2	Cuantiles		Diferencia de cuantiles E1-B2	Diferencial
				E1	B2		
<i>Planktoluna difficilis</i>	0	0.00030345	-0.00030345	Q1	Q1	0	
<i>Aeromonas rivuli-sobria</i>	0	0.00124138	-0.00124138	Q1	Q4	-3	
<i>Alicyclophilus denitrificans</i>	0	0.00038621	-0.00038621	Q1	Q2	-1	
<i>Arenimonas</i> sp64994	0	0.00038621	-0.00038621	Q1	Q2	-1	
<i>Arenimonas</i> sp64998	0	0.00035862	-0.00035862	Q1	Q2	-1	
<i>Bellilinea</i> sp20241-sp20462	0	0.00041379	-0.00041379	Q1	Q2	-1	
<i>Cetobacterium somerae</i>	0	0.00331035	-0.00331035	Q1	Q5	-4	*
<i>Cetobacterium</i> sp37384	0	0.00046897	-0.00046897	Q1	Q3	-2	
<i>Clostridium celatum</i>	0	0.00046897	-0.00046897	Q1	Q3	-2	
<i>Comamonas</i> sp48915	0	0.00030345	-0.00030345	Q1	Q1	0	
<i>Cryptomonas curvata</i>	0	0.00082759	-0.00082759	Q1	Q4	-3	
<i>Ferruginibacter</i> sp18100	0	0.00041379	-0.00041379	Q1	Q2	-1	
<i>Flavobacterium chungnamense-koreense</i>	0	0.00038621	-0.00038621	Q1	Q2	-1	
<i>Flavobacterium daejeonense</i>	0	0.00038621	-0.00038621	Q1	Q2	-1	
<i>Flavobacterium fluvii</i>	0	0.00215172	-0.00215172	Q1	Q5	-4	*
<i>Flavobacterium glycines-tructae</i>	0	0.00104828	-0.00104828	Q1	Q4	-3	*
<i>Flavobacterium maotaiense</i>	0	0.00071724	-0.00071724	Q1	Q3	-2	
<i>Flavobacterium</i> sp16978	0	0.00173793	-0.00173793	Q1	Q5	-4	*
<i>Flavobacterium</i> sp17023	0	0.00102069	-0.00102069	Q1	Q4	-3	*
<i>Flavobacterium</i> sp17035-sp17044	0	0.00306207	-0.00306207	Q1	Q5	-4	*
<i>Flavobacterium tructae</i>	0	0.00135172	-0.00135172	Q1	Q4	-3	*
<i>Fluviicola</i> sp16210	0	0.0006069	-0.0006069	Q1	Q3	-2	
<i>Fluviicola</i> sp16224	0	0.00033103	-0.00033103	Q1	Q2	-1	
<i>Fluviicola</i> sp16228	0	0.00052414	-0.00052414	Q1	Q3	-2	
<i>Geminigera cryophila</i>	0	0.00035862	-0.00035862	Q1	Q2	-1	
<i>hgcl clade</i> sp6118	0	0.00041379	-0.00041379	Q1	Q2	-1	
<i>Hydrogenophaga bisanensis-pseudoflava</i>	0	0.0006069	-0.0006069	Q1	Q3	-2	
<i>Intestinibacter</i> sp34281	0	0.00044138	-0.00044138	Q1	Q2	-1	
<i>Limnothrix redekei</i>	0	0.00033103	-0.00033103	Q1	Q2	-1	
<i>Loktanella cinnabarina-hongkongensis</i>	0	0.00052414	-0.00052414	Q1	Q3	-2	
<i>Luteolibacter</i> algae	0	0.00038621	-0.00038621	Q1	Q2	-1	
<i>Mycobacterium mucogenicum-phocaicum</i>	0	0.00066207	-0.00066207	Q1	Q3	-2	
<i>Mycobacterium</i> NA	0	0.00044138	-0.00044138	Q1	Q2	-1	
NA sp11020	0	0.00049655	-0.00049655	Q1	Q3	-2	
NA sp11885	0	0.00030345	-0.00030345	Q1	Q1	0	
NA sp14892	0	0.00044138	-0.00044138	Q1	Q2	-1	
NA sp19378	0	0.00035862	-0.00035862	Q1	Q2	-1	
NA sp19488	0	0.00038621	-0.00038621	Q1	Q2	-1	
NA sp21784	0	0.00033103	-0.00033103	Q1	Q2	-1	
NA sp37488	0	0.00093793	-0.00093793	Q1	Q4	-3	*
<i>Paenibacillus</i> sp27231	0	0.00046897	-0.00046897	Q1	Q3	-2	
<i>Paludibacter</i> sp13191	0	0.00038621	-0.00038621	Q1	Q2	-1	
<i>Rheinheimera aquatica-texasensis</i>	0	0.00295172	-0.00295172	Q1	Q5	-4	*
<i>Rheinheimera arenilitoris</i>	0	0.00344828	-0.00344828	Q1	Q5	-4	*
<i>Rhodoferrax antarcticus</i>	0	0.00038621	-0.00038621	Q1	Q2	-1	
<i>Sediminibacterium</i> sp18295	0	0.00071724	-0.00071724	Q1	Q3	-2	
<i>Sphingopyxis contaminans</i>	0	0.00046897	-0.00046897	Q1	Q3	-2	

Los cambios en las comunidades microbianas durante el desarrollo de los florecimientos algales revelan cambios en los diferentes grupos dominantes a través del tiempo. Durante un brote de *Synechococcus*, *Microcystis*, y *Prochlorothrix*, en un depósito de agua potable en la ciudad de Zaozhuang, provincia de Shandong, al este de China, las Actinobacterias disminuyeron casi a la mitad durante el florecimiento, comparado con el inicio de éste (Zhang, 2018). Adicionalmente, se ha reportado que bacterias de los grupos Flavobacterias y Rhodobacteraceae se desarrollan mejor en ausencia de floraciones (Luria *et al.*, 2017).

Por otra parte, se ha visto que las comunidades bacterianas predominantes al principio de un florecimiento del dinoflagelado *A. catenella*, fueron Gammaproteobacteria y Bacteroidetes, mientras que las predominantes posteriormente y al final del florecimiento fueron Alphaproteobacteria, Cyanobacteria y Actinobacteria (Zhou *et al.*, 2018). Las arqueobacterias encontradas fueron metanógenas, presentes durante la etapa temprana del florecimiento, mientras que en la etapa

tardía del florecimiento predominaron las oxidantes de amoníaco y las Halobacteriales (Zhou *et al.*, 2018). La presencia de arqueobacterias metanógenas coincide con nuestros hallazgos, ya que el 0.1% de la composición fueron *Methanomicrobia*.

Así mismo, la abundancia de Proteobacterias se ha correlacionado positivamente con la concentración de células algales, y la abundancia de las Proteobacterias, tiende a incrementarse durante las floraciones (Zhang, 2018); lo mismo sucede para las bacterias oxidantes de amonio (Xue *et al.*, 2017). Estos reportes coinciden con los hallazgos de este estudio, ya que las Proteobacterias y Bacteroidetes fueron el segundo y tercer grupo más dominante (Fig.1). Interesantemente, bacterias pertenecientes a estos grupos taxonómicos también se han asociado con algas Chlorophitas, más que con otros filotipos de bacterias (Ramanan *et al.*, 2015; 2016). El cuarto grupo más abundante fueron las Actinobacterias (Fig.1); en ambientes extremos naturales, las comunidades de Proteobacterias y Actinobacterias se han asociado con cianobacterias Chroococcales y Synechococcales (Wierzychos *et al.*, 2015).

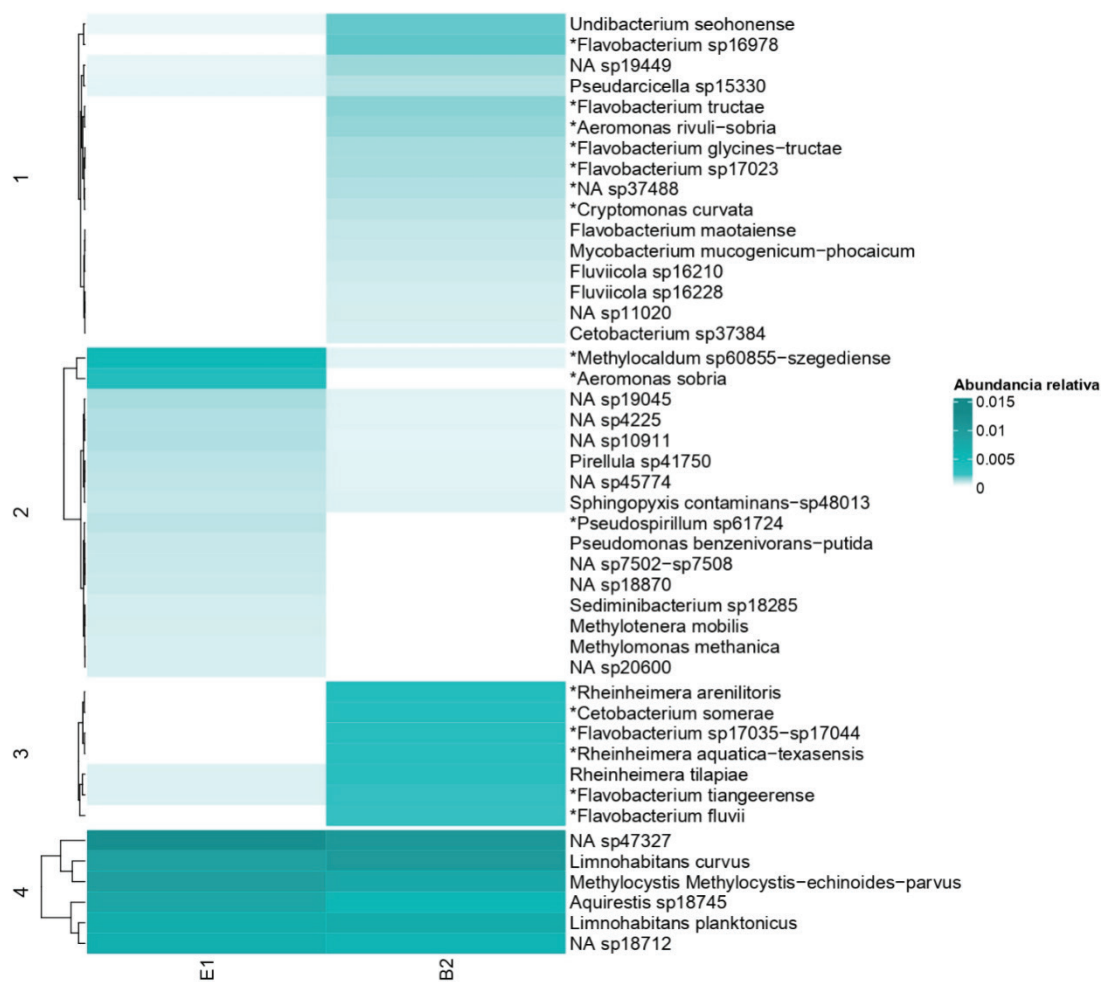


Figura 3. Mapa de calor de las abundancias relativas de especies. Se muestran las especies con una abundancia relativa mayor a 0.01 y las especies diferencialmente abundantes, indicadas con un asterisco. Se consideraron especies diferencialmente abundantes cuando la diferencia de cuantiles fue >2. En los clusters 1 y 3 se muestran las especies con mayor abundancia en la muestra B2, principalmente se identificaron como más abundantes distintas especies del género *Flavobacterium*. El cluster 2 muestra las especies más abundantes en E1, *Methylocaldum sp60855-szegediense*, *Aeromonas sobria* y *Pseudospirillum sp61724*. El cluster 4 muestra las especies más abundantes en ambas muestras, sin considerar *Planktothrix spp.*

A nivel de género y especie, el análisis por cuantiles reveló que a dos metros de profundidad (B2) el género *Flavobacterium* spp. se presentó en mayor abundancia, comparado con la superficie (Tabla 2 y Fig. 3). Este género se ha asociado con tapetes cianobacteriales y comunidades que forman biopelículas (Brambilla *et al.*, 2001), así como parte de la composición bacteriana de sistemas acuáticos y en comunidades microbianas dominadas por cianobacterias (Abed *et al.*, 2006; Xu *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2018). Se sabe que existen bacterias asociadas (epibiontes) a floraciones cianoalgales; *Flavobacterium* spp. está entre las comunidades epibiontes de *Mycrocystis* y *A. catenella* (Li *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2018). *Flavobacterium* también ha sido correlacionada positivamente con *Synechococcus*, *Limnohabitans*, *Albidiferax* y actinomicetales (Mikhailov *et al.*, 2018). Se han reportado patrones en redes de co-ocurrencia, los cuales se consideran críticos para la dominancia de cianobacterias en verano (Zhao *et al.*, 2016). En un contexto de contaminantes peligrosos, como son las cianotoxinas, la biosíntesis y liberación de las toxinas y compuestos orgánicos complejos podría estar en equilibrio con su degradación, llevada a cabo por los epibiontes; en ese contexto, *Flavobacterium* spp. es conocida por su capacidad de metabolizar compuestos orgánicos complejos (Berg *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2018).

Entre los otros géneros de mayor abundancia en B2 también se encontró a *Aeromonas rivuli-sobria*. El género *Aeromonas* está ampliamente distribuido en ambientes acuáticos (Figuera *et al.*, 2011; Fernández-Bravo & Figueras, 2020). Las especies *Aeromonas aquatica*, *A. finlandensis* y *A. lacus* han sido asociadas con floraciones cianoalgales (Beaz-Hidalgo *et al.*, 2015). Por otro lado, *Methylocaldum szegediense* se encontró que fue más abundante en la superficie (E) comparada con la muestra tomada a dos metros de profundidad. Este organismo se reportó en una floración cianoalgal de *Nodularia* sp. en el mar Báltico (Tuomainen *et al.*, 2003). En la búsqueda por solucionar y evitar las floraciones algales que pongan en peligro el suministro de agua para uso humano, se ha propuesto el uso de bacterias que produzcan metabolitos con actividad cianobactericida para su control (Fuentes *et al.*, 2016; Ramanan *et al.*, 2016). Las bacterias identificadas en estudios de poblaciones asociadas a floraciones cianoalgales son posibles blancos que pueden ofrecer información en este respecto (Srivastava *et al.*, 2013, 2014).

En la diversidad microbiana en ecosistemas acuáticos, además de los procariotes, su contraparte, los eucariotes son un grupo igualmente importante y, como se ha señalado, existen correlaciones de co-ocurrencia entre las comunidades que resultan en un ecosistema en equilibrio (Ramanan *et al.*, 2016; Zhao *et al.*, 2016). La composición de las comunidades eucariotas en cuerpos de agua dulce no eutróficos ha sido reportada en ríos, lagos, reservorios de agua para consumo humano y estuarios (Sun, *et al.*, 2014; Debroas *et al.*, 2017; Inkinen *et al.*, 2019; Yan, *et al.*, 2020). El alcance taxonómico de las poblaciones eucarióticas identificadas en este trabajo es limitado, a pesar de ello, algunas jerarquías taxonómicas inferiores reportadas en otros estudios nos permiten englobarlas en las encontradas en la presente investigación. En un reservorio de agua donde se presentan floraciones dominadas por *C. raciborskii* (65.5%), se cuantificó que el 40.4% de las lecturas eucarióticas, pertenecía al grupo Metazoa y que su abundancia relativa se incrementaba con la disminución de la biomasa cianobacteriana (Liu, *et al.*, 2019). Los Metazoa, están entre el grupo mayoritario de eucariotes encontrados en la "Presa El Palote", ya que el promedio

de los Opishokonts identificados en la presa fueron 28.3%, de éstos, el 27% fueron Metazoa (Holozoa) y el 1% Holomycotas; otros miembros minoritarios identificados de Holomycotas fueron: Discicristoidea (0.1%) y Fungi (0.9%) (Fig. 2B). Liu *et al.* (2019), también reportaron fitoplancton eucariótico, Cryptophyta, Chrysophyceae, Chlorophyta y Dinophyta con un 24% de abundancia relativa (estos grupos disminuían con el decremento de la biomasa cianobacteriana), lo que contrasta con nuestros hallazgos, donde observamos la ausencia de Cryptophyta y Dinophyta; además de una baja abundancia de Chrysophyceae, con un 0.26 y 0.45% y Chlorophyta, con un 0.11 y 0.28% (Fig. 2 y Material Suplementario). Por otro lado, en un sistema de agua salada, Zhou *et al.* (2018) reportaron que los dinoflagelados fueron el mayor grupo taxonómico presente durante todo el desarrollo del florecimiento de *A. catenella*, mientras que, en la etapa terminal, se detectó la presencia de diatomeas, algas verdes, rotífera y otros microzooplankton; lo cual está en discrepancia con la baja abundancia relativa de dinoflagelados (0.12% y 0.07%) encontrados en este trabajo (Fig. 2 y Material Suplementario).

El siguiente grupo más abundante identificado, fue Stramenopiles, Alveolata y Rhizaria (SAR) (Fig. 2 y Fig. 4). La mayor parte de los datos moleculares reportados de este grupo provienen de muestras marinas, se estima que representan el 50% de la diversidad eucariótica (Gratsepánche *et al.*, 2018). Rhizaria estuvo entre las Unidades Transcripcionales Operacionales u OTU's por sus siglas en inglés dominantes en una floración primaveral cianoalgal, dominada por *Synechococcus* en el Lago Baikal que se encuentra en el valle de Rift en el sureste de Siberia (Mikhailov *et al.*, 2018).

La distribución y abundancia de especies de zooplancton son indicadores de contaminación; así mismo, se han asociado también a problemas de floraciones relacionadas con eutrofización de cuerpos de agua (Ismail & Adnan, 2016; Krupa *et al.*, 2020). Entre los grupos reportados como indicadores de eutrofización están, Rotífera, Copepoda y Cladocera, a nivel de género y especie, *Brachionus forficula*, *Brachionus nilsoni* y *Trichocerca* sp. (Ismail & Adnan 2016). En las muestras de la presa "El Palote", en ambas profundidades se identificaron Copepoda, orden Cyclopoida y orden Calanoida (Fig. 2C, Fig. 4); la abundancia de Copepoda ha sido asociada con la presencia de nitrógeno amoniacal y fosfatos, mientras que la dominancia de Cyclopoides, como *Mesocyclops leukarti*, se asocia con fosfatos (Krupa *et al.*, 2020). Phyllozoa (Diplostraca), Copepoda y Calanoida están entre los grupos de zooplancton encontrados en lagos; entre sus funciones ecológicas esta regular la presencia de cianobacterias nocivas (López-Moreira *et al.*, 2018; Ger *et al.*, 2016; Napiórkowska-Krzebietke *et al.*, 2020). Estos

Tabla 3. Tabla de contingencia para el test exacto de Fisher. Se determinó que existe una diferencia significativa ($p = 0.0001$) en la cantidad de especies del género *Flavobacterium* presentes en distintas profundidades de la presa.

	<i>Flavobacterium</i>	Otros	Total fila
Diferencialmente abundante	7	9	16
No abundante	9	145	154
Total	16	154	170

grupos se comportaron de forma diferencial con respecto a la profundidad, estando en mayor abundancia a dos metros Cyclopoida (Copepoda), Phyllopoda (Diplostraca) y en la superficie, Calanoida (Copepoda) (Fig. 4C), los patrones diferenciales que observamos son un reflejo del cambio en la estructura del zooplancton; se ha documentado que las floraciones dominadas por Cyanobacterias y Chlorofitas impactan ne-

gativamente la riqueza de especies de zooplancton (Amorim & Moura, 2021). El impacto ecológico de los florecimientos algales en cuerpos de agua dulce incluye, además, un deterioro en la calidad del agua, una reducción en la diversidad del plancton y cambios en los patrones de dominancia lo que induce una pérdida en la riqueza de especies (Amorim & Moura, 2021).

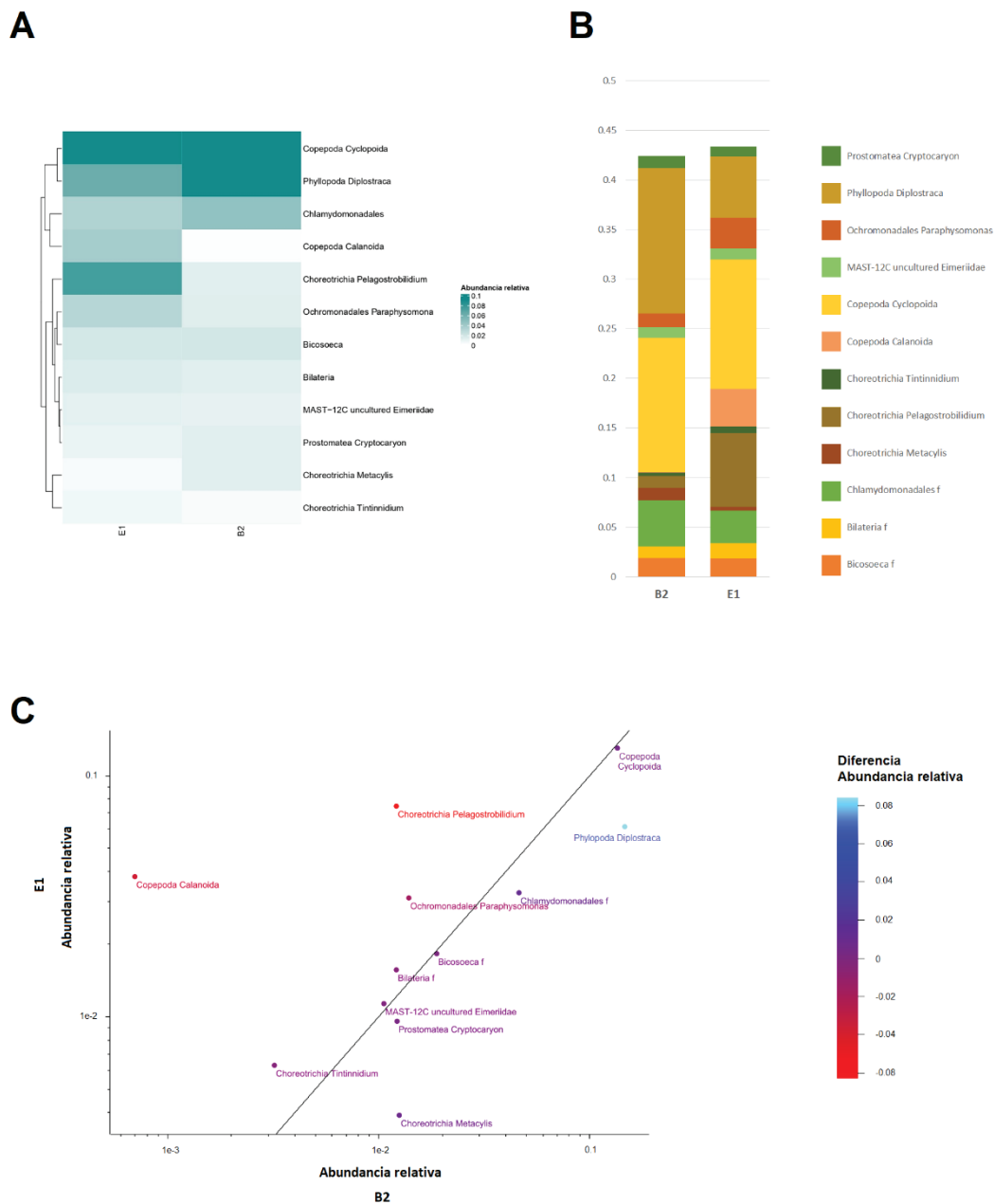


Figura 4. Abundancia relativa de los ASVs eucarióticos. **A)** Mapa de calor en donde se muestran las abundancias a nivel Taxon en E1 y B2, se observa que los ASVs más abundantes en ambas muestras son Ciclopoida (Copepoda), además de Phyllopoda (Diplostraca) en B2. **B)** Gráfica de barras acumuladas de abundancia relativa, se muestran las diferencias más importantes: Calanoida (Copepoda) y *Pelagostrobilidium* (Choreotrichia), con una mayor abundancia en E1 mientras que Phyllopoda (Diplostraca) fue más abundante en B2. **C)** Se muestra en escala logarítmica la relación de abundancia relativa entre B2 y E1, en la gráfica podemos observar en orden creciente cerca de la línea de tendencia aquellos ASVs con una diferencia de abundancia menor entre ambas muestras, las muestras más alejadas representan aquellas con las diferencias más importantes. En escala de colores cian a rojo se muestra la diferencia de abundancia relativa de E1-B2; en morado se muestra las diferencias cercanas a 0, en escala de azul si fueron más abundantes en B2 y en escala de rojo si fueron más abundantes en E1.

CONCLUSIONES

Nuestros resultados presentan un panorama de la diversidad de los microorganismos en un sistema donde el taxón dominante es *Planktothrix* spp., lo cual es un primer acercamiento para comprender sus interacciones microbianas cuando el hábitat cambia, favoreciendo el crecimiento descontrolado de un grupo taxonómico. Adicionalmente, la identificación a nivel genético de las cianobacterias potencialmente tóxicas presentes en cuerpos de agua permite predecir, prevenir y remediar de forma dirigida las posibles floraciones.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación forma parte de un proyecto apoyado por el Programa Institucional de Investigación, Ciencia y Tecnología (PIICYT) 2021 del ITESI. Se aprecia el trabajo que hicieron Ruth Mendoza Escamilla, Astri Lisset Rodríguez Miranda y Natalia Gpe. Ordaz González pasantes de la Carrera de Ingeniería Bioquímica, así como la colaboración de SAPAL para la toma de muestras. LVS es miembro del Sistema Nacional de Investigadores (SNI), México.

REFERENCIAS

- ABED, R.M., A. AL-THUKAIR & D. DE BEER. 2006. Bacterial diversity of a cyanobacterial mat degrading petroleum compounds at elevated salinities and temperatures. *FEMS Microbiology Ecology* 57(2): 290-301. DOI:10.1111/j.1574-6941.2006.00113.x
- AMIN, S. A., L. R. HMELO, H. M. VAN TOL, B. P. DURHAM, L. T. CARLSON, K. R. HEAL, R. L. MORALES, C. T. BERTHIAUME, M. S. PARKER, B. DJUNAEDI, A. E. INGALLS, M. R. PARSEK, M. A. MORAN & E. V. ARMBRUST. 2015. Interaction and signaling between a cosmopolitan phytoplankton and associated bacteria. *Nature* 522: 98-101. DOI:10.1038/nature14488
- AMORIM, C. A. & A. DO N. MOURA. 2021. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of The Total Environment* 758:143605. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.143605
- BEAZ-HIDALGO, R., F. LATIF-EUGENIN, M. J. HOSSAIN, K. BERG, R. M. NIEMI, J. RAPALA, C. LYRA, M. R. LILES & M. J. FIGUERAS. 2015. *Aeromonas aquatica* sp. nov., *Aeromonas finlandensis* sp. nov. and *Aeromonas lacus* sp. nov. isolated from Finnish waters associated with cyanobacterial blooms. *Systematic and Applied Microbiology* 38(3): 161-168. DOI:10.1016/j.syapm.2015.02.005
- BERG, K., C. LYRA, K. SIVONEN, L. PAULIN, S. SUOMALAINEN, P. TUOMI & J. RAPALA. 2009. High diversity of cultivable heterotrophic bacteria in association with cyanobacterial water blooms. *Journal of Microbial Ecology* 3: 314-325. DOI:10.1038/ismej.2008.110
- BRAMBILLA, E., H. HIPPE, A. HAGELSTEIN, B. J. TINDALL & E. STACEBRANDT. 2001. 16S rDNA diversity of cultured and uncultured prokaryotes of a mat sample from Lake Fryxell, McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Extremophiles* 5: 23-33. DOI:10.1007/s007920000169
- CALLAHAN, B. J., P. J. McMURDIE, M. J. ROSEN, A. W. HAN, A. J. JOHNSON & S. P. HOLMES. 2016. DADA2: High resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* 13(7): 581-583. DOI:10.1038/nmeth.3869
- CANTORAL-URIZA, E. A., A. D. ASENCIO-MARTÍNEZ & M. ABOAL-SANJURJO. 2017. Cyanotoxins: environmental and health effects. *Prevention measures. Hidrobiológica* 27 (2): 241-251. DOI:10.24275/uam/izt/dcbi/hidro/2017v27n2/Cantoral
- CAPORASO, J. G., J. KUCZYNSKI, J. STOMBAUGH, K. BITTINGER, F. D. BUSHMAN, E. K. COSTELLO, N. FIERER, A. G. PEÑA, J. K. GOODRICH, J. I. GORDON, G. A. HUTTLEY, S. T. KELLEY, D. KNIGHTS, J. E. KOENIG, R. E. LEY, C. A. LOZUPONE, D. McDONALD, B. D. MUEGGE, M. PIRRUNG, J. REEDER, J. R. SEVINSKY, P. J. TURNBAUGH, W. A. WALTERS, J. WIDMANN, T. YATSUNENKO, J. ZANEVELD & R. KNIGHT. 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature Methods* 7 (5): 335-336. DOI:10.1038/nmeth.f.303
- CATHERINE, A., C. QUIBLIER, C. YÉPRÉMIAN, G. PATRICE, A. GROLEAU, B. VINCON-LEITE, C. BERNAD & M. TROYSELLIER. 2008. Collapse of a *Planktothrix agardhii* perennial bloom and microcystin dynamics in response to reduced phosphate concentrations in a temperate lake. *FEMS Microbiology Ecology* 65: 61-73. DOI:10.1111/j.1574-6941.2008.00494.x
- DALY, A.J., J. M. BAETENS & B. DE BAETS. 2018. Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. *Mathematics* 6 (119): 1-28. DOI:10.3390/math6070119
- DANTAS, E. W., A. N. MOURA & M. C. BITTENCOURT-OLIVEIRA. 2011. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences* 83(4): 1327-1338. DOI:10.1590/S0001-37652011000400019
- DAVIS, P. A., M. DENT, J. PARKER, C.S. REYNOLDS & A. E. WALSBY. 2003. The annual cycle of growth rate and biomass change in *Planktothrix* spp. In Blelham Tarn, English Lake District. *Freshwater Biology* 48: 852-867. DOI:10.1046/j.1365-2427.2003.01055.x
- DEBROAS, D., I. DOMAIZON, J. F. HUMBERT, L. JARDILLIER, C. LEPÈRE, A. OUDART & N. TAÏB. 2017. Overview of freshwater microbial eukaryotes diversity: a first analysis of publicly available metabarcoding data. *FEMS Microbiol Ecology* 93(4): 1-14. DOI:10.1093/femsec/fix023
- FAVARI, L., E. LÓPEZ, L. MARTÍNEZ-TABCHE & E. DÍAZ-PARDO. 2002. Effect of insecticides on plankton and fish of Ignacio Ramírez Reservoir (Mexico): a biochemical and biomagnification study. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 51:177-186. DOI:10.1006/eesa.2002.2142
- FERNÁNDEZ-BRAVO, A. & M.J. FIGUERAS. 2020. An Update on the Genus *Aeromonas*: Taxonomy, Epidemiology, and Pathogenicity. *Microorganisms* 8(1):129. DOI:10.3390/microorganisms8010129
- FIGUERAS, M.J., A. ALPERI, R. BEAZ-HIDALGO, E. STACKEBRANDT, E. BRAMBILLA, A. MONERA & A. J. MARTÍNEZ-MURCIA. 2011. *Aeromonas rivuli* sp. nov., isolated from the upstream region of a karst water rivulet. *International Journal of Systematic and Evolution Microbiology* 61(2): 242-248. DOI:10.1099/ijs.0.016139-0
- FUENTES, J. F., I. GARBAYO, M. CUARESMA, Z. MONTERO, M. GONZÁLEZ-DEL-VALLE & C. VILCHEZ. 2016. Impact of microalgae-bacteria interactions on the production of algal biomass and associated compounds. *Marine drugs* 14(5): 100. DOI:10.3390/md14050100
- GARCÍA-MENDOZA, E., S. I. QUIJANO-SCHEGGIA, A. OLIVOS ORTÍZ & E. J. NÚÑEZ-VÁZQUEZ. 2016. *Florecimientos algales nocivos en México*. Ensenada, México. CICESE. 438 p

- GAYTÁN-HERRERA, M. L., C. MARTÍNEZ-ALMEIDA, M. G. OLIVA-MARTÍNEZ, A. DURÁN-DÍAZ & P. RAMÍREZ-GARCÍA. 2011. Temporal variation of phytoplankton from the tropical reservoir Valle de Bravo, Mexico. *Journal of Environmental Biology* 32: 117-126.
- GER, K. A., P. URRUTIA-CORDERO, P. C. FROST, L. A. HANSSON, O. SARNELLE, A. E. WILSON & M. LÜRLING. 2016. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae* 54:128-144. DOI: 10.1016/j.hal.2015.12.005
- GOBLER, C. J. 2020. Climate change and Harmful Algal Blooms: Insights and perspective. *Harmful Algae* 91 (101731): 1-4. DOI:10.1016/j.hal.2019.101731
- GOTELLI, N.J. & R. K. COLWELL. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391. DOI:10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x
- GRATTEPANACHE, J. D., L. M. WALKER, B. M. OTT, D. L. PAIM-PINTO, C. F. DELWICHE, C. E. LANE & L. A. KATZ. 2018. Microbial Diversity in the Eukaryotic SAR Clade: Illuminating the Darkness Between Morphology and Molecular Data. *BioEssays* 40(4): 1700198. DOI:10.1002/bies.201700198
- HERNÁNDEZ-TERRONES, L. M., V. M. NAVA-RUIZ, S. ESCOBAR-MORALES & D. ORTEGA-CAMACHO. 2016. Florecimientos algales de cianobacterias en un cenote de Quintana Roo y su relación con la calidad del agua. In: García-Mendoza, E., S. I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E. J. Núñez-Vázquez (eds.). *Florecimientos Algales Nocivos en México*. Ensenada, México. CICESE, pp 422-432.
- INKINEN, J., B. JAYAPRAKASH, S. SIPONEN, A. HOKAJÄRVI, M. PURSIAINEN, J. IKONEN, I. RYZHIKOV, M. TÜBEL, A. KAUPPINEN, J. PAANANEN, I. T. MIETTINEN, E. TORVINEN, M. KOLEHMAINEN & T. PITKÄNEN. 2019. Active eukaryotes in drinking water distribution systems of ground and surface waterworks. *Microbiome* 7(1): 99. DOI:10.1186/s40168-019-0715-5
- ISMAIL, A.H. & A. A. M. ADNAN. 2016. Zooplankton composition and abundance as indicators of eutrophication in two small man-made lakes. *Tropical Life Sciences Research* 27 (Supp. 1): 31-38. DOI:10.21315/tlsr2016.27.3.5
- JAKHAR, P. 2013. Role of Phytoplankton and Zooplankton as Health Indicators of Aquatic Ecosystem: A Review. *International Journal of Innovation Research Study* 2(12): 490-500.
- KOMÁREK, J. & J. KOMÁRKOVÁ-LEGEROVÁ. 2002. Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central Mexico. *Preslia, Praha* 74: 207-233.
- KÜRMYER, R., G. CHRISTIANSEN, J. FASTNER & T. BÖRNER. 2004. Abundance of active and inactive microcystin genotypes in populations of the toxic cyanobacterium *Planktothrix* spp. *Environmental Microbiology* 6(8): 831-841. DOI:10.1111/j.1462-2920.2004.00626.x
- KRUPA, E., S. ROMANOVA, G. BERKINBAEV, N. YAKOVLEVA & E. SADVAKASOV. 2020. Zooplankton as Indicator of the Ecological State of Protected Aquatic Ecosystems (Lake Borovoe, Burabay National Nature Park, Northern Kazakhstan). *Water* 12(9): 2580 DOI:10.3390/w12092580
- LI, Q., F. LIN, C. YANG, J. WANG, Y. LIN, M. SHEN, M. S. PARK, T. LI & J. ZHAO. 2018. A Large-Scale Comparative Metagenomic Study Reveals the Functional Interactions in Six Bloom-Forming Microcystis-Epibiont Communities. *Frontiers in Microbiology* 9 (746): 1-16. DOI:10.3389/fmicb.2018.00746
- LIU, L., H. CHEN, M. LIU, J. R. YANG, P. XIAO, D. M. WILKINSON & J. YANG. 2019. Response of the eukaryotic plankton community to the cyanobacterial biomass cycle over 6 years in two subtropical reservoirs. *The Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology* 13: 2196-2208 DOI:10.1038/s41396-019-0417-9
- MALLIA, V., L. IVANOVA, G. S. ERIKSEN, E. HARPER, L. CONNOLLY & S. UHLIG. 2020. Investigation of *In Vitro* Endocrine Activities of Mycrocystis and *Planktothrix* Cyanobacterial Strains. *Toxins* 12(4): 228. DOI:10.3390/toxins12040228
- MERCADO-BORRAYO, B. M., J. A. ELÍAS-MAXIL, O. CERÓN-ALFARO & R. M. RAMÍREZ-ZAMORA. 2008. *Determinación de la cianobacteria *Cylindrospermopsis* sp. en el agua cruda de la planta potabilizadora Los Berros*. XVI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, 21-26 de abril de 2008, Ciudad de México, México. 6 p.
- MIKHAILOV, I. S., Y. R. ZAKHAROVA, Y. S. BUKIN, Y. P. GALACHYANTS, D. P. PETROVA, M. V. SAKIRKO & Y. V. LIKHOSHWAY. 2018. Co-occurrence Networks Among Bacteria and Microbial Eukaryotes of Lake Baikal During a Spring Phytoplankton Bloom. *Environmental Microbiology* 77: 96-109. DOI:10.1007/s00248-018-1212-2
- MOHAPATRA, S. 2018. *Climate Change, New Security Challenges and the United Nations*. Routledge, London. 348 p.
- LÓPEZ-MOREIRA, M. G. A., L. HINEGK, A. SALVADORE, G. ZOLEZZI, F. HÖLKER, S. R. A. MONTE-DOMEQO, M. BOCCI, S. CARRER, L. DE NAT, J. ESCRIBÁ, C. ESCRIBÁ, G. A. BENÍTEZ, C. R. ÁVALOS, I. PERALTA, M. INSURRALDE, F. MERELLES, J. M. SEKATCHEFF, A. WEHRLE, J. F. FACETTI-MASULLI, J. F. FACETTI & M. TOFFOLON. 2018. Eutrophication, research and management history of the shallow Ypacaraí Lake (Paraguay). *Sustainability* 10: 2426. DOI:10.3390/su10072426
- MORENO, D. E., F. BARRAGÁN, E. PINEDA & N. P. PAVON. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de biodiversidad* 82: 1249-1261.
- NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE, A., K. KALINOWSKA, E. BOGACKA-KAPUSTA, K. STAWECKI & P. TRACZUK. 2020. Cyanobacterial Blooms and Zooplankton Structure in Lake Ecosystem under Limited Human Impact. *Water* 12 (5): 1252. DOI:10.3390/w12051252
- NEEDHAM, D. M. & J. A. FUHRMAN. 2016. Pronounced daily succession of phytoplankton, archaea and bacteria following a spring bloom. *Nature Microbiology* 1: 1-7. DOI:10.1038/nmicrobiol.2016.5
- LURIA, C. M., L. A. AMARAL-ZETTLER, H. W. DUCKLOW, D. J. REPETA, A. L. RHYNE & J. J. RICH. 2017. Seasonal shifts in bacterial community responses to phytoplankton-derived dissolved organic matter in the Western Antarctic Peninsula. *Frontiers in Microbiology* 8: 2117 DOI:10.3389/fmicb.2017.02117
- OLIVER, R. L. & G. G. GANF, G. G. 2000. Freshwater blooms. In: Whitton, B. A. & M. Potts (eds.). *The Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 149-194.

- PÉREZ-MORALES, A., A. OLIVOS-ORTIZ, S. I. QUIJANO-SCHEGGIA, C. A. ESPINOSA-RODRÍGUEZ & M. A. JIMÉNEZ-SANTOS. 2016. Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuiculas formadoras de florecimientos en el centro de México. *In: García-Mendoza, E., S. I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E. J. Núñez-Vázquez (eds.). Florecimientos Algaes Nocivos en México*. Ensenada, México. CICESE, pp 408-421.
- PINEDA-MENDOZA, R. M., R. OLVERA-RAMÍREZ & F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO. 2012. Mycrocystins produced by filamentous cyanobacteria in urban lakes. A case study in Mexico City. *Hidrobiológica* 22(3): 290-298.
- RAMANAN, R., Z. KANG, B. H. KIM, D. H. CHO, L. JIN, H. M. OH & H. S. KIM. 2015. Phycosphere bacterial diversity in green algae reveals an apparent similarity across habitats. *Algal Research* 8: 140-144. DOI:10.1016/j.algal.2015.02.003
- RAMANAN, R., B. H. KIM, D. H. CHO, L. JIN, L. H. M. OH & H. S. KIM. 2016. Algae-bacteria interactions: Evolution, ecology and emerging applications. *Biotechnology Advances* 34:14-29. DOI:10.1016/j.biotechadv.2015.12.003
- SIVONEN, K. & G. JONES. 1999. Cyanobacterial toxins. *In: Chorus, I. & J. Bartram (eds.). Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London, UK: WHO, E & FN Spon, pp. 41-112.
- SRIVASTAVA, A., S. SINGH, C. Y. AHN, H. M. OH & R. K. ASTHANA. 2013. Monitoring approaches for a toxic cyanobacterial bloom. *Environ Sci Technol* 47(16): 8999-9013. DOI:10.1021/es401245k
- SRIVASTAVA, A., C. Y. AHN, R. K. ASTHANA, H. G. LEE & H. M. OH. 2014. Status, alert system, and prediction of cyanobacterial bloom in South Korea. *BioMed Research International* 2015(584696): 8. DOI:10.1155/2015/584696
- SUN, Z., G. LI, C. WANG, Y. JING, Y. ZHU, S. ZHANG & Y. LIU. 2014. Community dynamics of prokaryotic and eukaryotic microbes in an estuary reservoir. *Scientific Reports* 4: 6966. DOI:10.1038/srep06966
- TAN, S. J., J. ZHOU, X. ZHU, Y. SHICHEN, W. G. ZHANG, B. WANG & C. ZHONGHUA. 2015. An association network analysis among microeukaryotes and bacterioplankton reveals algal bloom dynamics. *Journal Phycology* 51: 120-132. DOI:10.1111/jpy.12259
- TEELING, H., B. M. FUCHS, D. BECHER, C. KLOCKOW, A. GARDEBRECHT, C. M. BENNKE, M. KASSABGY, S. HUANG, A. J. MANN, J. WALDMANN, M. WEBER, A. KLINDWORTH, A. OTTO, J. LANGE, J. BERNHARDT, C. REINSCH, M. HECKER, J. PEPLIES, F. D. BOCKELMANN, U. CALLIES, G. GERDTS, A. WICHELS, K. H. WILTSHIRE, F. O. GLÖCKNER, T. SCHWEDER† & R. AMANN†. 2012. Substrate-controlled succession of marine bacterioplankton populations induced by a phytoplankton bloom. *Science* 336 (6081): 608-611. DOI:10.1126/science.1218344
- THUKRAL, A. K., R. BHARDWAJ, V. KUMAR & A. SHARMA. 2019. Corrigendum to "New indices regarding the dominance and diversity of communities, derived from sample variance and standard deviation" *Heliyon* 5(12): e03017. DOI:10.1016/j.heliyon.2019.e03017
- TUOMAINEN, J. M., S. HIETANEN, J. KUPARINEN, P. J. MARTIKAINEN & K. SERVOMAA. 2003. Baltic Sea cyanobacterial bloom contains denitrification and nitrification genes, but has negligible denitrification activity. *FEMS Microbiology Ecology* 45(2): 83-96.
- VASAS, G., O. FARKAS, G. BORICS, T. FELFÖLDI, G. SRAMKÓ, G. BATRA, I. BÁCSEI & S. GONDA. 2013. Appearance of *Planktothrix rubescens* Bloom with [D-Asp3, Mdha7] MC-RR in Gravel Pit Pondo f a Shallow Lake-Dominated Area. *Toxins* 5: 2434-2455. DOI:10.3390/toxins5122434
- VASCONCELOS, V., A. MARTINS, M. VALE, A. ANTUNES, J. AZEVEDO, M. WELKER, O. LÓPEZ & G. MONTEJANO. 2010. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon* 56: 425-431. DOI:10.1016/j.toxicon.2010.04.011
- VIZCAÍNO-RODRÍGUEZ, L. A., J. L. CARO-BECERRA, P. A. MAYORAL-RUIZ, R. LUJAN-GODÍNEZ & J. G. MICHEL-PARRA. 2019. Biodiversidad del fitoplancton y calidad de agua, un desafío mundial. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias* 10: 205-216. DOI:10.7550/rmb.32706
- WIERZCHOS, J., J. DIRUGGIERO, P. VÍTEK, O. ARTIEDA, V. SOUZA-EGIPSY, P. SKALLOUD, M. TISZA, A. DAVILA, C. VILCHEZ, I. GARBAYO & C. ASCASO. 2015. Adaptation strategies of endolithic chlorophototrophs to survive the hyperatid and extreme solar radiation environment of the Atacamadessert. *Frontiers in Microbiology* 6(10):934. DOI:10.3389/fmicb.2015.00934
- XU, Z., S. H. TE, C. XU, H. YILIANG & K. Y. H. GIN. 2018. Variations of Bacterial Community Composition and Functions in an Estuary Reservoir during Spring and Summer Alternation. *Toxins* 10 (315): 45-66. DOI:10.3390/toxins10080315
- XUE, Y. Y., Z. YU, H. H. CHEN, J. R. YANG, M. LIU, L. M. LIU & B. Q. HUANG. 2017. Cyanobacterial bloom significantly boosts hypolimnetic anammox bacterial abundance in a subtropical stratified reservoir. *FEMS Microbiology Ecology* 93(10): 118. DOI:10.1093/femsec/fix118
- YAN, M., S. CHEN, T. HUANG, B. LI, N. LI, K. LIU, R. ZONG, R. MIAO & X. HUANG. 2020. Community Compositions of Phytoplankton and Eukaryotes during the Mixing Periods of a Drinking Water Reservoir: Dynamics and Interactions. *Environmental Research and Public Health* 17(4): 1128. DOI:10.3390/ijerph17041128
- ZHANG, H., J. JIA, S. CHEN, T. HUANG, Y. WANG, Z. ZHAO, J. FENG, H. HAO, S. LI & X. MA. 2018. Dynamics of Bacterial and Fungal Communities during the Outbreak and Decline of an Algal Bloom in a Drinking Water Reservoir. *International Journal Environmental Research Public Health* 5: 361-381. DOI:10.3390/ijerph15020361
- ZHAO, D. Y., F. SHEN, J. ZENG, R. HUANG, Z. YU & L. W. QINGLONG. 2016. Network analysis reveals seasonal variation of co-occurrence correlations between Cyanobacteria and other bacterioplankton. *Science of The Total Environment* 573: 817-825. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.08.150
- ZHENG, T. L., W. LI & Y. LI. 2011. Advance in study on microbial control of harmful algae blooms-exploitation and research on marine algicidal bacteria. *Xiamen: Xiamen University*. 10: 1658-1668.
- ZHOU, J., M. L. RICHLIN, T. R. SEHEIN, D. M. KULIS, D. M. ANDERSON & Z. CAI. 2018. Microbial Community Structure and Associations During a Marine Dinoflagellate Bloom. *Frontiers in Microbiology* 9:1201. DOI:10.3389/fmicb.2018.01201

- PÉREZ-MORALES, A., A. OLIVOS-ORTIZ, S. I. QUIJANO-SCHEGGIA, C. A. ESPINOSA-RODRÍGUEZ & M. A. JIMÉNEZ-SANTOS. 2016. Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuiculas formadoras de florecimientos en el centro de México. In: García-Mendoza, E., S. I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E. J. Núñez-Vázquez (eds.). *Florecimientos Algales Nocivos en México*. Ensenada, México. CICESE, pp 408-421.
- PINEDA-MENDOZA, R. M., R. OLVERA-RAMÍREZ & F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO. 2012. Mycrocystins produced by filamentous cyanobacteria in urban lakes. A case study in Mexico City. *Hidrobiológica* 22(3): 290-298.
- RAMANAN, R., Z. KANG, B. H. KIM, D. H. CHO, L. JIN, H. M. OH & H. S. KIM. 2015. Phycosphere bacterial diversity in green algae reveals an apparent similarity across habitats. *Algal Research* 8: 140-144. DOI:10.1016/j.algal.2015.02.003
- RAMANAN, R., B. H. KIM, D. H. CHO, L. JIN, L. H. M. OH & H. S. KIM. 2016. Algae-bacteria interactions: Evolution, ecology and emerging applications. *Biotechnology Advances* 34:14-29. DOI:10.1016/j.biotechadv.2015.12.003
- SIVONEN, K. & G. JONES. 1999. Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I. & J. Bartram (eds.). *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London, UK: WHO, E & FN Spon, pp. 41-112.
- SRIVASTAVA, A., S. SINGH, C. Y. AHN, H. M. OH & R. K. ASTHANA. 2013. Monitoring approaches for a toxic cyanobacterial bloom. *Environ Sci Technol* 47(16): 8999-9013. DOI:10.1021/es401245k
- SRIVASTAVA, A., C. Y. AHN, R. K. ASTHANA, H. G. LEE & H. M. OH. 2014. Status, alert system, and prediction of cyanobacterial bloom in South Korea. *BioMed Research International* 2015(584696): 8. DOI:10.1155/2015/584696
- SUN, Z., G. LI, C. WANG, Y. JING, Y. ZHU, S. ZHANG & Y. LIU. 2014. Community dynamics of prokaryotic and eukaryotic microbes in an estuary reservoir. *Scientific Reports* 4: 6966. DOI:10.1038/srep06966
- TAN, S. J., J. ZHOU, X. ZHU, Y. SHICHEN, W. G. ZHANG, B. WANG & C. ZHONGHUA. 2015. An association network analysis among microeukaryotes and bacterioplankton reveals algal bloom dynamics. *Journal Phycology* 51: 120-132. DOI:10.1111/jpy.12259
- TEELING, H., B. M. FUCHS, D. BECHER, C. KLOCKOW, A. GARDEBRECHT, C. M. BENNKE, M. KASSABGY, S. HUANG, A. J. MANN, J. WALDMANN, M. WEBER, A. KLINDWORTH, A. OTTO, J. LANGE, J. BERNHARDT, C. REINSCH, M. HECKER, J. PEPLIES, F. D. BOCKELMANN, U. CALLIES, G. GERDTS, A. WICHELS, K. H. WILTSHIRE, F. O. GLÖCKNER, T. SCHWEDER† & R. AMANN†. 2012. Substrate-controlled succession of marine bacterioplankton populations induced by a phytoplankton bloom. *Science* 336 (6081): 608-611. DOI:10.1126/science.1218344
- THUKRAL, A. K., R. BHARDWAJ, V. KUMAR & A. SHARMA. 2019. Corrigendum to "New indices regarding the dominance and diversity of communities, derived from sample variance and standard deviation" *Heliyon* 5(12): e03017. DOI:10.1016/j.heliyon.2019.e03017
- TUOMAINEN, J. M., S. HIETANEN, J. KUPARINEN, P. J. MARTIKAINEN & K. SERVOMAA. 2003. Baltic Sea cyanobacterial bloom contains denitrification and nitrification genes, but has negligible denitrification activity. *FEMS Microbiology Ecology* 45(2): 83-96.
- VASAS, G., O. FARKAS, G. BORICS, T. FELFÖLDI, G. SRAMKÓ, G. BATRA, I. BÁCSI & S. GONDA. 2013. Appearance of *Planktothrix rubescens* Bloom with [D-Asp3, Mdha7] MC-RR in Gravel Pit Pondo f a Shallow Lake-Dominated Area. *Toxins* 5: 2434-2455. DOI:10.3390/toxins5122434
- VASCONCELOS, V., A. MARTINS, M. VALE, A. ANTUNES, J. AZEVEDO, M. WELKER, O. LÓPEZ & G. MONTEJANO. 2010. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon* 56: 425-431. DOI:10.1016/j.toxicon.2010.04.011
- VIZCAÍNO-RODRÍGUEZ, L. A., J. L. CARO-BECERRA, P. A. MAYORAL-RUIZ, R. LUJAN-GODÍNEZ & J. G. MICHEL-PARRA. 2019. Biodiversidad del fitoplancton y calidad de agua, un desafío mundial. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias* 10: 205-216. DOI:10.7550/rmb.32706
- WIERZCHOS, J., J. DIRUGGIERO, P. VÍTEK, O. ARTIEDA, V. SOUZA-EGIPSY, P. SKALLOUD, M. TISZA, A. DAVILA, C. VILCHEZ, I. GARBAYO & C. ASCASO. 2015. Adaptation strategies of endolithic chlorophototrophs to survive the hyperatid and extreme solar radiation environment of the Atacamadessert. *Frontiers in Microbiology* 6(10):934. DOI:10.3389/fmicb.2015.00934
- XU, Z., S. H. TE, C. XU, H. YILIANG & K. Y. H. GIN. 2018. Variations of Bacterial Community Composition and Functions in an Estuary Reservoir during Spring and Summer Alternation. *Toxins* 10 (315): 45-66. DOI:10.3390/toxins10080315
- XUE, Y. Y., Z. YU, H. H. CHEN, J. R. YANG, M. LIU, L. M. LIU & B. Q. HUANG. 2017. Cyanobacterial bloom significantly boosts hypolimnetic anammox bacterial abundance in a subtropical stratified reservoir. *FEMS Microbiology Ecology* 93(10): 118. DOI:10.1093/femsec/fix118
- YAN, M., S. CHEN, T. HUANG, B. LI, N. LI, K. LIU, R. ZONG, R. MIAO & X. HUANG. 2020. Community Compositions of Phytoplankton and Eukaryotes during the Mixing Periods of a Drinking Water Reservoir: Dynamics and Interactions. *Environmental Research and Public Health* 17(4): 1128. DOI:10.3390/ijerph17041128
- ZHANG, H., J. JIA, S. CHEN, T. HUANG, Y. WANG, Z. ZHAO, J. FENG, H. HAO, S. LI & X. MA. 2018. Dynamics of Bacterial and Fungal Communities during the Outbreak and Decline of an Algal Bloom in a Drinking Water Reservoir. *International Journal Environmental Research Public Health* 5: 361-381. DOI:10.3390/ijerph15020361
- ZHAO, D. Y., F. SHEN, J. ZENG, R. HUANG, Z. YU & L. W. QINGLONG. 2016. Network analysis reveals seasonal variation of co-occurrence correlations between Cyanobacteria and other bacterioplankton. *Science of The Total Environment* 573: 817-825. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.08.150
- ZHENG, T. L., W. LI & Y. LI. 2011. Advance in study on microbial control of harmful algae blooms-exploitation and research on marine algicidal bacteria. *Xiamen: Xiamen University*. 10: 1658-1668.
- ZHOU, J., M. L. RICHLIN, T. R. SEHEIN, D. M. KULIS, D. M. ANDERSON & Z. CAI. 2018. Microbial Community Structure and Associations During a Marine Dinoflagellate Bloom. *Frontiers in Microbiology* 9:1201. DOI:10.3389/fmicb.2018.01201

NOTA CIENTÍFICA

Primer registro de *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata: Branchiostomatidae), en un sistema estuarino-lagunar de Chiapas, México

First record of *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata: Branchiostomatidae) in a lagoon-estuarine system from Chiapas, Mexico

Ernesto Velázquez-Velázquez^{*}, Manuel Anzueto-Calvo y Sara E. Domínguez-Cisneros

Recibido: 05 de febrero de 2020.

Aceptado: 23 de marzo de 2021.

Publicado: abril de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. Los anfioxos (Cephalochordata), son un grupo de organismos marinos de gran relevancia e interés en los estudios evolutivos, debido a su posición filogenética; habitan las zonas costeras alrededor del mundo y en el Pacífico oriental tropical se ha documentado la ocurrencia de dos especies *Branchiostoma elongatum* and *B. californiense*. **Objetivos.** El objetivo de este trabajo es documentar la ocurrencia de *Branchiostoma californiense*, en un sistema estuarino-lagunar de Chiapas, México. **Métodos.** Los ejemplares fueron recolectados en fondo arenoso entre 50 y 90 cm de profundidad, utilizando un tamiz de acero inoxidable, en el cordón estuarino del sistema estuarino-lagunar La Joya-Buenavista. **Resultados.** Se recolectaron un total de 19 especímenes de *B. californiense*; todos fueron estadios juveniles menores a 10mm de longitud (3.1-5.9 mm). **Conclusiones.** Estas observaciones constituyen los primeros registros de esta especie en las aguas continentales de Chiapas y representan los registros más sureños de esta especie en el Pacífico mexicano.

Colección de Peces, Museo de Zoología, Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento Norte Pte. No. 1150, Colonia Lajas Maciel, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, 29039, México.

***Corresponding author:**

Ernesto Velázquez-Velázquez: e-mail: er_velazquez@yahoo.com

Palabras clave: Anfioxo, Pacífico mexicano, La Joya-Buenavista, nuevo registro, Chiapas.

ABSTRACT

To quote as:

Velázquez-Velázquez, E., M. Anzueto-Calvo & S. E. Domínguez-Cisneros. 2021. Primer registro de *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata: Branchiostomatidae), en un sistema estuarino-lagunar de Chiapas, México. *Hidrobiológica* 31 (1): 107-110.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n1/Velazquez

Background. Amphioxii (Cephalochordata), are a group of marine organisms of great relevance and interest in evolutionary studies, due to their phylogenetic position; inhabit the sandy bottoms of coastal waters around the world. Two species *Branchiostoma elongatum* and *B. californiense* are widely distributed throughout the Tropical Eastern Pacific. **Objectives.** The objective of this work is to document the occurrence of *Branchiostoma californiense*, in a lagoon-estuarine system from Chiapas, Mexico. **Methods.** The specimens were collected from the sandy bottom between 50 and 90 cm deep, using a stainless-steel sieve in the estuarine channel of the estuarine-lagoon system La Joya-Buenavista. **Results.** A total of 19 specimens of *B. californiense* were collected. The specimens collected were juvenile stages less than 10mm in length (3.1-5.9 mm). **Conclusions.** These records indicate the first record of this species in the inland waters of Chiapas and represent the southernmost records of this species in the Mexican Pacific.

Keywords: Amphioxus, Mexican Pacific, The Joya-Buenavista, new record, Chiapas.

Las lancetas o también llamados “anfioxos”, son un grupo de organismos marinos pertenecientes al subfilum Cephalochordata. Se caracterizan por la presencia de una notocuerda persistente, que se extiende hasta el

extremo anterior del cuerpo y por la forma corporal ahusada en ambos extremos, comprimidos lateralmente y translúcidos, de unos 3 a 7 cm de longitud total (Hickman *et al.*, 2008; Del Moral-Flores *et al.*, 2016). Son un taxa de gran relevancia e interés en los estudios evolutivos, debido a su posición filogenética (Schubert *et al.*, 2006). Las lancetas son los cordados más basales, siendo los urocordados los parientes más cercanos a los vertebrados (Bertrand & Escriva, 2011).

Los cefalocordados, están representados por aproximadamente 29 especies válidas, agrupadas en tres géneros *Asymmetron*, *Branchiostoma* y *Epigonichthys* (Poss & Boschung, 1996; Subirana *et al.*, 2020). Las lancetas son organismos macrobentónicos de amplia distribución en las costas de los océanos tropicales y templados; los adultos viven enterrados en la arena, grava o depósitos de conchas de aguas poco profundas cerca de la costa, como estuarios, deltas de ríos, lagunas costeras, costas abiertas e incluso alrededor de sistemas hidroterma-

les submarinos (Desdiseis *et al.*, 2011, Meerhoff *et al.*, 2016, Rodríguez-Urbe *et al.*, 2019).

En México se han registrado cuatro especies de lancetas en las zonas costeras de ambos litorales: *Asymmetron lucayanum* Andrews, *Branchiostoma caribaeum* Sundevall, *Branchiostoma longirostrum* Boschung y *Branchiostoma californiense* Andrews. Esta última, es la única especie reportada para el Pacífico mexicano, en donde está ampliamente distribuida (Del Moral-Flores *et al.*, 2016; Galván-Villa *et al.*, 2017); sin embargo, los registros para el sur de México son escasos y en Chiapas no existen registros de su ocurrencia.

Entre septiembre de 2010 y marzo de 2019, se recolectaron un total de 19 especímenes de *B. californiense* (Fig. 1), los cuales fueron identificados con las claves de Del Moral-Flores *et al.* (2016). Los ejemplares fueron recolectados del fondo arenoso entre los 50 y 90 cm de profundidad, usando un tamiz de acero inoxidable (MONTINOX: 0.42

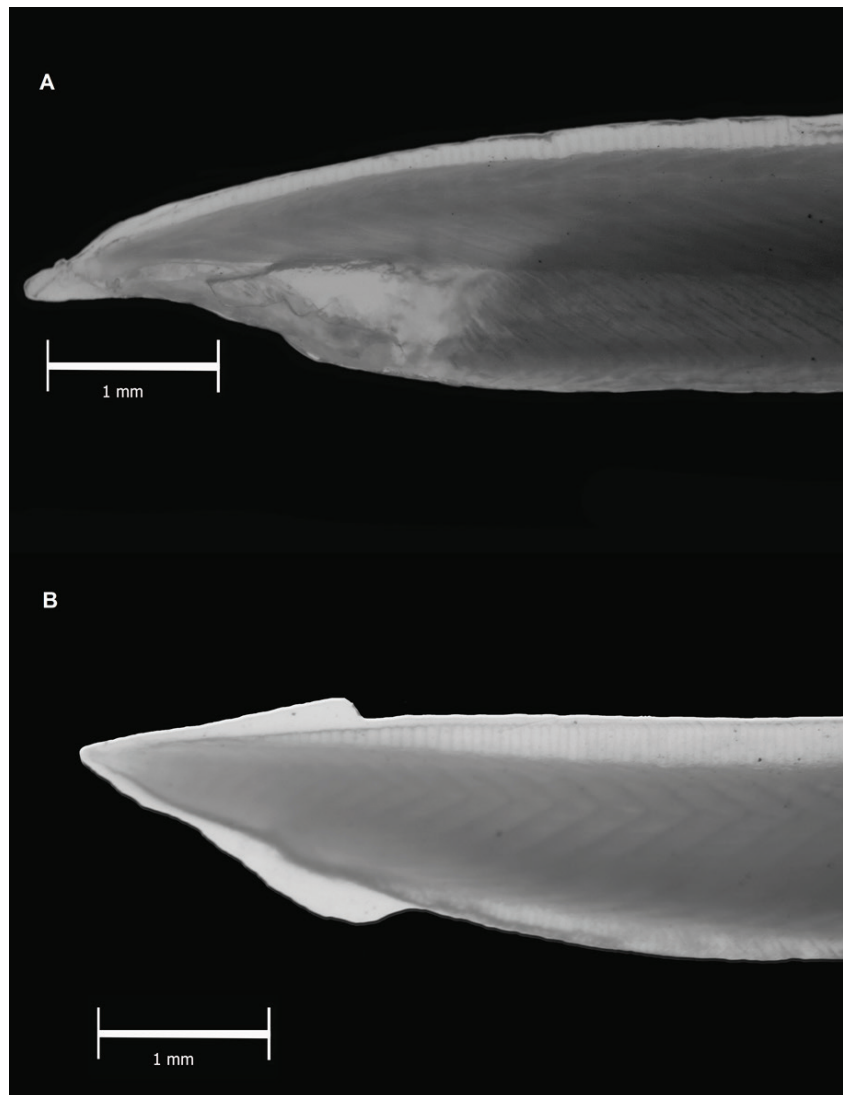


Figura 1. Vista lateral de *Branchiostoma californiense* de Boca del Cielo, Chiapas. (A) región cefálica, (B) región caudal.

mm) en el cordón estuarino muy cerca de la bocana que comunica el mar con el sistema estuarino-lagunar la Joya-Buenavista, frente a la localidad de Boca del Cielo en la costa de Chiapas, México (15° 40' 32.54" N y 93° 40' 32.54" O). Las muestras fueron fijadas en formalina al 4%, y se conservan en alcohol al 70%. Los ejemplares se depositaron en la colección de peces del Museo de Zoología de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas-UNICACH (Acrónimo de la colección: MZUNICACH-P).

El material examinado corresponde a 19 especímenes menores a 10 mm de longitud total (\bar{x} = 4.25 mm; Min: 3.0 mm, Max:5.9 mm), ocho especímenes fueron colectados el 23 marzo de 2010 (MZUNICACH-P-7478), un espécimen el 15 de noviembre de 2010 (MZUNICACH-P-7479), seis especímenes el 29 de agosto de 2018 (MZUNICACH-P-7480) y cuatro especímenes el 28 de marzo de 2019 (MZUNICACH-P-7481); todos provenientes de la misma localidad de recolecta. Todos los especímenes colectados corresponden a juveniles, ya que la talla mínima de madurez gonádica para *B. californiense* ha sido documentada en 11.70 mm para machos y 15.88 mm para hembras (Campos-Davila *et al.*, 2019). Posiblemente estos ejemplares representan reclutas. El sistema La Joya-Buena Vista se caracteriza por la presencia de un canal de circulación estuarino que comunica el mar con el sistema estuarino-lagunar, la circulación del agua depende principalmente de las mareas y del aporte de agua dulce estacional que proporcionan algunas corrientes (Romero-Berny *et al.*, 2020). Este flujo de mareas probablemente lleva larvas y juveniles de *B. californiense* hacia los tramos superiores del canal estuarino; ya que la distribución de lancetas está determinada por las corrientes que dispersan las larvas y por la naturaleza física del sustrato en el que viven los adultos (Webb, 1975; Vargas & Dean, 2010).

La localidad tipo de *B. californiense* es en las costas de San Diego California (Vargas & Dean, 2010) y su distribución geográfica en México va desde la costa noroccidental de la Península de Baja California hasta la costa de Oaxaca, incluyendo al Golfo de California (Del Moral-Flores *et al.*, 2016). Estas recolectas constituyen los primeros registros de cefalocordados en las zonas estuarinas de Chiapas, México; y constituyen los registros más sureños de *B. californiense* para la costa del Pacífico mexicano. Aunque *B. californiense* está ampliamente distribuido a lo largo del Pacífico oriental tropical (Van derLand, 2008), la información ecológica es muy escasa, lo cual se debe en gran medida a la dificultad de recolectarlos, debido a que viven enterrados en los fondos arenosos (Galván-Villa *et al.*, 2017).

La Joya-Buenavista, forma parte de El Golfo de Tehuantepec, el cual se ubica frente a los Estados de Oaxaca y Chiapas en el sureste del Pacífico mexicano; esta región tiene aproximadamente 420 km de costa, destacando la presencia de cuatro lagunas costeras como las geoformas más representativas (Romero-Berny *et al.*, 2021). Estas lagunas costeras son poco profundas y protegidas por bancos de arena (Lankford, 1977). Es posible que esta especie esté ampliamente distribuida en todos los sistemas costeros de Chiapas, pero es evidente la carencia de estudios sobre estos organismos.

ACKNOWLEDGEMENTS

Agradecemos a los estudiantes del sexto semestre de la licenciatura en Biología de la UNICACH por su apoyo en las prácticas de campo para la colecta de los ejemplares.

REFERENCES

- BERTRAND, S. & H. ESCRIVA. 2011. Evolutionary crossroads in developmental biology: Amphioxus. *Development* 138 (22): 4819-4830. DOI:10.1242/dev.066720
- CAMPOS-DÁVILA, L., C. J. PÉREZ-ESTRADA, R. RODRÍGUEZ-ESTRELLA, E. MORALES-BOJÓRQUEZ, F.G. BRUN-MURILLO & E.F. BALART. 2019. Seagrass *Halodule wrightii* as a new habitat for the amphioxus *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata, Branchiostomidae) in the southern Gulf of California, Mexico. *ZooKeys* 873: 113-131. DOI:10.3897/zookeys.873.33901
- DEL MORAL-FLORES, L.F., M.A. GUADARRAMA-MARTÍNEZ & C. FLORES-COTO. 2016. Composición taxonómica y distribución de los cefalocordados (Cephalochordata: Amphioxiformes) en México. *Latin American Journal of Aquatic Research* 44 (3): 497-503. DOI:10.3856/vol44-issue3-fulltext-8
- DESDEVISES, Y., V. MAILLET, M. FUENTES & H. ESCRIVA. 2011. A snapshot of the population structure of *Branchiostoma lanceolatum* in the Racou Beach, France, during its spawning season. *PLoS ONE* 6: e18520. DOI:10.1371/journal.pone.0018520
- GALVÁN-VILLA, C.M., E. RÍOS-JARA & M. AYÓN-PARENTE. 2017. New records of the Californian lancelet *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata: Branchiostomidae) from the Pacific coast of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 995-998. DOI:10.1016/j.rmb.2017.10.032
- HICKMAN, JR., R. CLEVELAND, L. ROBERTS, S. KEEN & A. LARSON. 2008. *Integrated Principles of Zoology*. Boston, Mass, WCB/McGraw-Hill. 936 p.
- LANKFORD, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico. Their origin and classification. In: Wiley, M. (ed.). *Estuarine processes. Circulation, sediments, and transfer of material in the estuary*. Academic Press, New York, pp. 182-215.
- MEERHOFF, E., D. VELIZ, C. VEGA-RETTET & B. YANNICELLI. 2016. The amphioxus *Epigonichthys maldivensis* (Forster Cooper, 1903) (Cephalochordata Branchiostomatidae) larvae in the plankton from Rapa Nui (Chile) and ecological implications. *Biodiversity Journal* 7: 7-10.
- POSS, G.S. & H.T.BOSCHUNG. 1996. Lancelets (Cephalochordata: Branchiostomatidae): how many species are valid?. *Israel Journal of Zoology* 42:sup (1): 13-66. DOI:10.1080/00212210.1996.10688872
- RODRÍGUEZ-URIBE, M.C., R. M. CHÁVEZ-DAGOSTINO, L.F. DEL MORAL-FLORES & M. L. BRAVO-OLIVAS. 2019. First Record of Amphioxus *Branchiostoma californiense* (Amphioxiformes: Branchiostomatidae) Adjacent to a Shallow Submarine Hydrothermal System at Banderas Bay (Mexico). *Diversity* 11 (12): 227. DOI:10.3390/d11120227
- ROMERO-BERNY, E.I., E. VELÁZQUEZ-VELÁZQUEZ, J. J. SCHMITTER-SOTO & I. H. SALGADO-UGARTE. 2020. The influence of habitat on the spatio-temporal dynamics of fish assemblages in a lagoon-estuarine system of the Mexican Pacific. *Latin American Journal of Aquatic Research* 48 (1): 23-37. DOI:10.3856/vol48-issue1-fulltext-2349
- ROMERO-BERNY, E.I., J. J. SCHMITTER-SOTO, E. VELÁZQUEZ-VELÁZQUEZ & GÓMEZ-GONZÁLEZ. 2021. Local and regional patterns of fish assemblages in coastal lagoons surrounded by mangroves, Gulf of Tehuantepec

- in the south Pacific of Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 49 (1): 60-74. DOI:10.3856/vol49-issue1-fulltext-2488
- SCHUBERT, M., H. ESCRIVA, J. XAVIER-NETO & V. LAUDET. 2006. Amphioxus and tunicates as evolutionary model systems. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21(5): 270-277. DOI:10.1016/j.tree.2006.01.009
- SUBIRANA, L., V. FARSTEY, S. BERTRAND & H. ESCRIVA. 2020. *Asymmetron luayanum*: How many species are valid? *PLoS ONE* 15 (3): e0229119. DOI:10.1371/journal.pone.0229119
- VAN DER LAND, J. 2008. UNESCO-IOC Register of Marine Organisms (URMO). Available online at: <http://www.marinespecies.org/urmo>. (downloaded January 16, 2020).
- VARGAS, J. A. & H. K. DEAN. 2010. On *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata) from the Gulf of Nicoya estuary, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 1143-1148.
- WEBB, J. E. 1975. The distribution of amphioxus. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 36: 179-212.

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 31

Número 1

2021

-
- Orozco-Uribe L. C., M. A. Ortega-Guerrero, E. A. Cantoral-Uriza, M. Á. Domínguez-Cortázar y E. Rodríguez-Gutiérrez**
Cambio de las manifestaciones de agua subterránea y características de los ecosistemas asociados en el semiárido mexicano 1-15
-
- Rincón-Bello M. T., F. Y. Soler-Romero, D. S. Calderón-Rivera, R. J. Sierra-Parada y Á. M. Jaramillo-Londoño**
Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en el río Chicú, Cundinamarca, Colombia 17-29
-
- Cabrera R., J. Díaz-Larrea, A. J. Areces, L. Nuñez-García, J. R. Cruz-Aviña y R. Radulovich**
Registro de arribazón inusual de *Sargassum* (Phaeophyceae) para la costa Atlántica de Costa Rica 31-42
-
- Andrade-Servín A. G. y I. Israde-Alcántara**
Riqueza y distribución de las diatomeas epilíticas indicadoras de contaminación en el río Angulo afluente del río Lerma, México 43-52
-
- Esqueda-Lara K., V. Carnero-Bravo, F. Varona-Cordero, K. M. Rincones-Reyes, Y. Ahuja-Jiménez, C. G. García-Valdéz y A. J. Sánchez**
Fitoplancton en el sistema lagunar tropical Carmen Pajonal Machona, Tabasco 53-68
-
- Hernández-Rubio M. C., M. de J. Gutiérrez-Ladrón de Guevara y G. Figueroa-Lucero**
Efecto de la presencia de refugios en el desarrollo de juveniles tempranos de *Cherax quadricarinatus* (Decapoda; Parastacidae) 69-75
-
- González-Rivera R. M., J. J. Espinosa-Aguirre y H. F. Olivares-Rubio**
Estrés oxidativo en peces inducido por retardantes de flama bromados, una revisión 77-92
-
- Valdés-Santiago L., J. N. García-Chávez y J. L. Castro-Guillén**
Caracterización de las comunidades microbianas asociadas a un florecimiento cianoalgal en una presa de León, Gto. México mediante secuenciación de regiones variables de los genes que codifican la rARN 16S y 18S 93-105
-
- NOTA CIENTÍFICA**
-
- Velázquez-Velázquez E., M. Anzueto-Calvo y S. E. Domínguez-Cisneros**
Primer registro de *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata: Branchiostomatidae), en un sistema estuarino-lagunar de Chiapas, México 107-110
-