

# HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 31  
Número 2, 2021



**AM**  
Casa abierta al tiempo  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA  
METROPOLITANA  
Unidad Iztapalapa



# **HIDROBIOLÓGICA**

**Revista del Departamento de Hidrobiología**

VOLUMEN 31

Número 2

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 2, mayo-agosto 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](mailto: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 agosto 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. Adriana Carolina Flores-Díaz**

Universidad Iberoamericana Ciudad de México,  
Centro Transdisciplinar Universitario para la  
Sustentabilidad (CENTRUS – UIA)

**Dr. Alfonso González Díaz**

Área de Ecología Evolutiva y Conservación. Depto.  
Conservación de la Biodiversidad  
El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal (ECOSUR)  
Chiapas, México

**Dr. Carlos Alfonso Álvarez González**

Laboratorio de Fisiología en Recursos Acuáticos  
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División  
Académica de Ciencias Biológicas (UJAT-DACBIOL)  
Tabasco, México

**Dr. César Meiners Mandujano**

Área de análisis y evaluación de pesquerías. Depto.  
Manejo y Conservación de Recursos Acuáticos  
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad  
Veracruzana (UV)  
Veracruz, 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

**Dr. Luis Amado Ayala Pérez**

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

**Dr. Manuel García Ulloa**

Área Biología, Ecología y Cultivo de Moluscos. Depto. de Acuicultura  
Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral  
Regional Unidad Sinaloa (CIIDIR)  
Sinaloa, México

**Dra. Nandini Sarma**

Área de Biología. Unidad Morfofisiología y Función  
Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios  
Superiores Iztacala (UNAM)  
Estado de México, México

**Dra. Rosario Sanay González**

Área de Oceanografía Física y Costera.  
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad  
Veracruzana (UV)  
Veracruz, 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 Lleonart 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 2 • 2021

---

**Galaviz-Silva, L., A. Robles-Valdez, R. Sánchez-Díaz, J. C. Ibarra-Gamez, B. Gómez-Gil  
y Z. J. Molina-Garza**

Cepas de *Vibrio parahaemolyticus* que causan necrosis hepatopancreática aguda en camarón cultivado  
de Sonora, México y su resistencia a antibióticos .....111-123

**Trejo-Méndez, M. de J., G. Hernández-Carmona, D. L. Arvizu-Higuera, E. F. Rosas-Alquicira,  
J. A. Montoya-Márquez, Y. E. Rodríguez-Montesinos y M. Muñoz-Ochoa**

Efecto espaciotemporal en las propiedades fisicoquímicas del agar nativo de *Gracilaria parvispora*  
(Rhodophyta) en el Pacífico Mexicano Tropical (Oaxaca-Chiapas) .....125-135

**Argueta-Hernández, C., M. Mendoza-Carranza, A. Espinoza-Tenorio, R. Hernández-Gómez  
y R. Rodiles-Hernández**

Factores socioeconómicos y pesqueros en la pesca continental de pequeña escala en la cuenca  
del Usumacinta, México .....137-151

**López-Valdez, M. L., H. S. Espinosa-Pérez y A. L. báñez**

Diferenciación morfométrica de los géneros *Poblana*, *Chirostoma* y *Menidia*  
(Osteichthyes: Atherinopsidae) .....153-162

**Segura-Campos, J. M., A. A. Trujano-Rodríguez, L. H. Hernández-Hernández,  
B. Macedo-Garzón y R. Cardenas-Reygadas**

Inclusión de fructooligosacaridos y mananoligosacaridos en alimentos basados en proteínas vegetales  
para crías trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y sus efectos en el crecimiento y bioquímica  
de suero sanguíneo .....163-169

**Cházaro-Olvera, S., M. del S. Castillo-Pérez, J. Montoya-Mendoza,  
M. del R. Castañeda-Chávez y F. Lango-Reynoso**

Toxicidad de diurón, Glifosato y Paraquat en postlarvas de *Potimirim mexicana* (Decapoda: Caridea)  
de la parte sur del estuario del Río Jamapa, Veracruz, SW del Golfo de México .....171-178

**Pérez-Rojas, A., R. Torres-Orozco B, A. S. Sobrino-Figueroa y G. J. Loyola-Colín**

Textura y contenido de materia orgánica de los sedimentos superficiales del Lago de Metztitlán, México.....179-191

**Instrucciones para autores** .....193-196

# HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 31, NUMBER 2 • 2021

---

- Galaviz-Silva, L., A. Robles-Valdez, R. Sánchez-Díaz, J. C. Ibarra-Gamez, B. Gómez-Gil and Z. J. Molina-Garza**  
*Vibrio parahaemolyticus* strains causing acute hepatopancreatic necrosis disease in farming shrimp of Sonora, Mexico and their antibiotic resistance..... 111-123
- Trejo-Méndez, M. de J., G. Hernández-Carmona, D. L. Arvizu-Higuera, E. F. Rosas-Alquicira, J. A. Montoya-Márquez, Y. E. Rodríguez-Montesinos and M. Muñoz-Ochoa**  
Spatial and seasonal effects on physicochemical properties of native agar from *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in the Tropical Mexican Pacific (Oaxaca-Chiapas)..... 125-135
- Argueta-Hernández, C., M. Mendoza-Carranza, A. Espinoza-Tenorio, R. Hernández-Gómez and R. Rodiles-Hernández**  
Socioeconomic and fishery factors in small-scale inland fishery patterns in the Usumacinta basin, Mexico.... 137-151
- López-Valdez, M. L., H. S. Espinosa-Pérez and A. L. báñez**  
Morphometric differentiation of the genera *Poblana*, *Chirostoma* and *Menidia* (Osteichthyes: Atherinopsidae) ..... 153-162
- Segura-Campos, J. M., A. A. Trujano-Rodríguez, L. H. Hernández-Hernández, B. Macedo-Garzón and R. Cardenas-Reygadas**  
Inclusion of fructooligosaccharides and mannanoligosaccharides in plant-protein based diets for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fingerlings and its effects on the growth and blood serum biochemistry ..... 163-169
- Cházaro-Olvera, S., M. del S. Castillo-Pérez, J. Montoya-Mendoza, M. del R. Castañeda-Chávez and F. Lango-Reynoso**  
Toxicity of Diuron, Glyphosate, and Paraquat in postlarvae of *Potimirim mexicana* (Decapoda: Caridea) of the southern part from the estuary Jamapa River, Veracruz, SW Gulf of Mexico ..... 171-178
- Pérez-Rojas, A., R. Torres-Orozco B, A. S. Sobrino-Figueroa and G. J. Loyola-Colín**  
Texture and organic matter content of surface sediments from Metztitlan Lake, Mexico ..... 179-191
- Instructions for authors** ..... 197-200



## Cepas de *Vibrio parahaemolyticus* que causan necrosis hepatopancreática aguda en camarón cultivado de Sonora, México y su resistencia a antibióticos

### *Vibrio parahaemolyticus* strains causing acute hepatopancreatic necrosis disease in farming shrimp of Sonora, Mexico and their antibiotic resistance

Lucio Galaviz-Silva<sup>1</sup>, Ariel Robles-Valdez<sup>1</sup>, Ricardo Sánchez-Díaz<sup>2</sup>, José Cuauhtémoc Ibarra-Gamez<sup>2</sup>, Bruno Gómez-Gil<sup>3</sup>, Zinnia J. Molina-Garza<sup>1</sup>

Recibido: 07 de noviembre de 2018.

Aceptado: 09 de julio de 2021.

Publicado: agosto de 2021.

#### RESUMEN

**Antecedentes:** Los cultivos de camarón del noroeste de México han presentado epizootias desde el 2013 con pérdidas de más del 80%. Como único antecedente se conoce la enfermedad de la necrosis hepatopancreática aguda (AHPND), causada en Asia por una cepa nueva de *Vibrio parahaemolyticus* (VP-AHPND+) que produce las toxinas PirA y PirB del plásmido pVA1. **Objetivos:** Caracterizar al agente causal de epizootias en granjas, realizar comparaciones genómicas de secuenciación de la región 16S ADNr para identificar la variabilidad entre las cepas y evaluar la resistencia desarrollada contra antibióticos *in vitro*. **Métodos:** Se monitorearon esteros, drenes y granjas del sur de Sonora, colectándose asepticamente muestras de agua, sedimento y camarón. Se realizaron cultivos bacterianos en TCBS y las colonias verdes fueron sembradas en CHROMagar Vibrio. Los aislados patógenos se identificaron por PCR-AP3 específico para la cepa VP-AHPND+. El polimorfismo de las cepas se analizó mediante secuenciación de la región 16S ADNr y la técnica de rep-PCR (GTG)5. La resistencia a antibióticos se realizó con oxitetraciclina, florfenicol, enrofloxacin, magnacina y sulfaclopiridacina-trimetoprim. **Resultados:** Durante el 2013-2014 se aislaron 444 cepas (82 del 2013 y 362 del 2014). Se seleccionaron 83 de estas, de las cuales 16 fueron positivas por PCR. Las secuencias de la región 16S ADNr se compararon con las del banco de genes y se encontró que tienen elevada homología con las de VP-AHPND+ de Sinaloa con diferencias de las Tailandia y China, el polimorfismo ocurre principalmente en 15 secuencias nucleotídicas. Respecto a las pruebas de resistencia a antibióticos se identificaron cepas resistentes a oxitetraciclina y sulfaclopiridacina-trimetoprim. **Conclusiones:** El VP-AHPND+ se identificó como agente causal de la AHPND en granjas de Sonora y presentó polimorfismo entre las cepas las cuales fueron resistentes a antibióticos aplicados regularmente en las granjas.

**Palabras clave:** camarón, *Litopenaeus vannamei*, síndrome de la mortalidad temprana, *Vibrio parahaemolyticus* AHPND+.

#### ABSTRACT

**Background:** Shrimp farms in northwestern Mexico have had outbreaks since 2013 with losses of more than 80%. The only background is the acute hepatopancreatic necrosis diseases (AHPND) originated in Asia for a new strains of *Vibrio parahaemolyticus* (VP-AHPND+) that produce toxins PirA and PirB of the plasmid pVA1. **Goals:** To characterize the causative agent of epizootics in farms; to perform genomic comparisons of sequencing of the 16S rDNA region to identify the variability that occurs in the strains and evaluate the resistance developed against antibiotics *in vitro*. **Methods:** Estuaries, drains, and farms of southern Sonora were monitored; samples of water, sediment and shrimps were aseptically sampled. Bacterial cultures were performed in TCBS and the green colonies were streaked in the selective culture media CHROMagar Vibrio medium. Bacteria were identified by PCR-AP3 specific for the strains VP-AHPND+. Polymorphism of strains

<sup>1</sup> Laboratorio de Patología Molecular y Experimental, Facultad de Ciencias Biológicas, Unidad B, Universidad Autónoma de Nuevo León. Avenida Universidad s/n, Ciudad Universitaria, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, 66455. México

<sup>2</sup> Laboratorio de Análisis de Sanidad Acuicola (LASA), Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de Febrero 818 Sur, col. Centro, Ciudad Obregón, Sonora, 85000. México

<sup>3</sup> CIAD, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C., Unidad Mazatlán. Avenida Sábalo Cerritos s/n, Estero del Yugo, Sinaloa, 82112. México

**\*Corresponding author:**

Zinnia J. Molina-Garza: e-mail: molinazinnia@hotmail.com; lgs12167@yahoo.com

**To quote as:**

Galaviz-Silva, L., A. Robles-Valdez, R. Sánchez-Díaz, J. C. Ibarra-Gamez, B. Gómez-Gil & Z. J. Molina-Garza. 2021. Cepas de *Vibrio parahaemolyticus* que causan necrosis hepatopancreática aguda en camarón cultivado de Sonora, México y su resistencia a antibióticos. *Hidrobiológica* 31 (2): 111-123.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2021v31n2/Galaviz

were analyzed by sequencing the 16S rDNA region and the rep-PCR (GTG)<sub>5</sub> technique. Antibiotic resistance was examined for oxitetraciclina, florfenicol, enrofloxacin, magnacin, sulfaclopiridacin-trimetoprim and enrofloxacin. **Results:** Throughout 2013-2014, 444 strains were isolated (82 from 2013, and 362 from 2014). Eighty-three were selected, from which 16 were PCR-positives. Sequences from 16S rDNA region were compared with those deposited at GenBank, and a high homology was found with sequences from VP-AHPND+ from Sinaloa with differences of those from Thailand and China, polymorphism occur mainly in 15 nucleotide sequences. Regards to antibiotic resistance tests, strains with resistance to oxytetracycline and sulfachloropyridazine-trimethoprim were found. **Conclusions:** VP-AHPND+ was identified as the causative agent of AHPND in shrimp farms from Sonora and the polymorphism among the strains was confirmed, also antibiotic resistance was found against antibiotics, regularly applied to shrimp farms.

**Keywords:** bearly mortality syndrome, *Litopenaeus vannamei*, shrimp, *Vibrio parahaemolyticus* AHPND+

## INTRODUCCIÓN

El cultivo de camarón es una industria productiva a nivel mundial con un crecimiento exponencial en la última década. El principal estado productor de camarón en nuestro país es Sinaloa con más de 96 mil toneladas, le sigue Sonora con 75 mil toneladas y Nayarit con 17 mil toneladas (García, 2020). En el país existen 1,447 granjas, con un área total de 45,000 hectáreas destinadas al cultivo de camarón; esta actividad es el sustento de miles de habitantes de las costas de Sonora, Sinaloa, Nayarit, Baja California Sur y Tamaulipas, además de otros 11 estados, lugares donde se concentra la producción de 237 mil 647 toneladas (CONAPESCA, 2018; García, 2020).

El mayor problema al que se había enfrentado la camaricultura en el país eran las epizootias causadas por infecciones virales. Dentro de los patógenos que ocasionan las mayores pérdidas a la industria mexicana se encuentran los virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética infecciosa (IHNV= Infectious hypodermal and hematopoietic necrosis virus), del síndrome de Taura (TSV= Taura syndrome virus) y el virus del síndrome de mancha blanca (WSSV=White spot syndrome virus) (Lightner & Redman, 1998; Flegel *et al.*, 2008; Lightner, 2011). Sin embargo, desde el 2009 se presentó en Asia una enfermedad bacteriana emergente llamada síndrome de la muerte temprana (EMS= Early mortality syndrome) o enfermedad de la necrosis hepatopancreática aguda (AHPND= Acute hepatopancreatic necrosis disease), el agente causal es una cepa nueva de *Vibrio parahaemolyticus* (VP-AHPND+) (Flegel, 2012; Tran *et al.*, 2013). La enfermedad EMS/AHPND se propagó en el 2010 hacia granjas del sur de China y la isla de Hainan; para principios de 2011 se había detectado en Vietnam y Malasia (Lightner *et al.*, 2012), lo que ocasionó pérdidas billonarias en producción. En el noroeste de México (Nayarit, Sinaloa y Sonora) se presentaron epizootias severas en el cultivo de camarón desde el 2013 (SENASICA, 2014) las cuales generaron grandes pérdidas de hasta el 80% en la producción en el inicio del cultivo, debido a patologías similares a AHPND (Tran *et al.*, 2013), en México ya existían reportes en Sinaloa (Soto-Rodríguez *et al.*, 2015), donde actualmente continúan las epizootias (CESASIN, 2020). Por consiguiente, el comité Estatal de Sanidad Acuicola del Estado de Sonora A. C. (COAES) reportó pérdidas millonarias, pues si en el 2009 la producción alcanzó 81,423 toneladas, en 2013 solo llegó

a 13,192 toneladas, por lo que se recomendó cerrar las granjas en el siguiente ciclo 2014, aunque ya no es tan grave la enfermedad en la camaricultura, la producción continúa con pérdidas (COAES, 2017). Las estimaciones anteriores del impacto económico acumulativo de AHPND han oscilado entre \$ 8 mil millones de dólares para Asia y \$ 4 mil millones para Estados Unidos (Aranguren-Caro *et al.*, 2020), país donde iniciaron las mortalidades en el 2017 (Dhar *et al.*, 2019).

La enfermedad AHPND se caracteriza por el desprendimiento masivo de los túbulos de las células epiteliales del hepatopáncreas (HP), causada por las toxinas PirA y PirB de V-AHPND+. El diagnóstico preciso se basa en la detección de una región intergénica de PirA para validar la presencia específica del patógeno (Sirikharin *et al.*, 2015). Es importante subrayar la resistencia a antibióticos que han desarrollado algunas cepas de VP-AHPND+ a la oxitetraciclina y tetraciclina relacionada con el gen *tet*, transportado por un plásmido; otros aislados presentan resistencia a las quinolonas, probablemente por la adquisición de plásmidos que median la resistencia a las quinolonas (PMQR) o debido a los cambios en expresión de las bombas de expulsión y porinas que controlan la cantidad de droga en la célula bacteriana (Han *et al.*, 2015; Rortana *et al.*, 2018).

Debido a la importancia que tiene AHPND, los objetivos del presente trabajo fueron (1) identificar los aislados bacterianos de las cepas causantes de epizootias mediante análisis por PCR con los primers AP3 específicos (2) realizar comparaciones genómicas de secuenciación de la región 16S ADN de las cepas colectadas durante los ciclos de cultivo 2013 y 2014 para determinar si el agente causal de las mortalidades atípicas del camarón en las granjas del estado de Sonora son la misma o diferentes cepas de *V. parahaemolyticus* que causa la VP-AHPND+ en Asia; (3) Determinar el perfil genómico con elementos de PCR palindrómicos extragenómicos repetitivos, conocido como rep-PCR, con los primers GTC<sub>5</sub> y (4) evaluar la resistencia de VP-AHPND+ a antibióticos comerciales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** En el ciclo de cultivo del 2013, los sitios de muestreo fueron nueve, seis de ellos ubicados en la Junta Local de Sanidad Acuicola (JLSA) de Cruz de Piedra en el centro de Sonora (27°57'3" Latitud Norte y 110°40'33" de Longitud Oeste), una en Tobarí (27°03'00" LN y 109°53'00" LO) y dos en Atanasia (26° 47' 2.59" LN y 109° 48' 48.20" LO). Las muestras incluyeron camarón (silvestre y de cultivo), sedimento y agua.

Para las muestras del ciclo 2014 se monitorearon cuerpos de agua (esteros y drenes) circundantes a las granjas que presentaron mortalidad en el ciclo 2013, las localidades son en los esteros de Melagos (27° 09' 46.90" LN, 110° 15' 58.49" LO), Atanasia (27° 08' 08.85" LN, 110° 11' 27.67" LO) y El Riito (26° 47' 2.59" LN, 109° 48' 48.20" LO) (COAES, 2017).

**Colecta de muestras:** Las muestras se colectaron asépticamente en bolsas estériles (Whirl-pack, Fort Atkinson, Wisconsin) y consistieron en 100 mL de agua y 50 g de sedimento de cada sitio, introduciéndolas en las columnas de agua o esteros adjuntos al área de suministro de las granjas. Éstas se almacenaron en hieleras para transportarlas y analizarlas en el laboratorio como lo recomienda la Norma oficial Mexicana (NOM-230-SSA1-2002). Para la captura de los camarones silvestres o

de cultivo, se utilizó el muestreo dirigido con una atarraya convencional, mediante, en el cual se colectaron organismos con características o signos anormales que presumiblemente estén asociados con alguna enfermedad (OIE, 2013). Para la transportación de los organismos vivos al laboratorio se utilizaron acuarios de plástico limpios con agua del mismo sitio (Joshi *et al.*, 2014).

Análisis bacteriológicos de agua: se sembraron directamente 100 µL de la muestra en placa en el medio de cultivo TCBS (Thiosulfate Citrate Bile Salts Sucrose; DIFCO, BD, México), posteriormente se incubaron por 18 a 24 h a 28 - 30 °C (Gomez-Gil *et al.*, 1998; Soto-Rodríguez *et al.*, 2010). En el caso del sedimento este se mezcló 1:1 con agua marina estéril y se maceró con un mortero, posteriormente se centrifugó para separar las bacterias del sedimento para diluirlas en forma seriadas ( $10^{-1}$  -  $10^{-6}$ ), sembrándose 100 µL en el medio de cultivo (Galaviz-Silva *et al.*, 2018).

Análisis bacteriológico de postlarvas (PL's): se pesó un gramo de muestra y se maceró en 10 mL de solución salina al 2% estéril, después se sembraron 100 µL en el medio de cultivo TCBS y se incubaron de 18 a 24 h a una temperatura de 28 a 30 °C (Gomez-Gil *et al.*, 1998; Soto-Rodríguez *et al.*, 2010). Para el análisis bacteriológico de HP en

juveniles, se utilizaron pinzas de disección estériles y bajo condiciones asépticas se pesó 1 g de cada uno para macerarse en 10 mL de solución salina al 2% estéril en mortero; de este se cultivaron 100 µL en TCBS y se prosiguió como en el caso de las PL's (Gomez-Gil *et al.*, 1998; Soto-Rodríguez *et al.*, 2010).

**Aislamiento y purificación de cepas bacteriológicas:** Para la pre-selección de colonias de VP se incluyó únicamente las colonias verdes del agar TCBS (crecimiento típico de *V. parahaemolyticus*) con o sin presencia de bioluminiscencia y se resembró en agar tripticaseína de soya (TSA; DIFCO, BD) + 2% de NaCl y en CHROMagar Vibrio que es un medio diferencial para VP, pero no para VP-AHPND+, donde crece de color malva (CHROMagar, Paris, Francia), el método que se utilizó fue por estria cruzada a una temperatura de 35°C por 24 h (Di-Pinto *et al.*, 2011). Estas cepas de VP fueron agrupadas por área de colecta y tipo de muestra (sedimento, agua, PL's o juveniles), seleccionándose solo una para la identificación definitiva por PCR con primers específicos para VP-AHPND+.

En el 2013 se revisaron 106 casos y en el 2014 fueron 496 (Tabla 1 y 2, respectivamente).

Tabla 1. Aislados bacterianos de *Vibrio parahaemolyticus* (no confirmados AHPND+) en agua, sedimento y camarón del ciclo de cultivo 2013 en tres Juntas Locales de Sanidad Acuícola (JLSA) en el sur de Sonora.

JLSA	Agua (N/P <sup>a</sup> )	Sedimento (N/P)	Larva (N/P)	HP <sup>b</sup> (N/P)	Total (N/P)
Atanasia	8/6*	7/5	5/3*	3/3	23/17
Mélagos	8/5*	5/4*	7/7*	3/3*	23/19
El Riito	5/1	5/2	30/27	20/16	60/46
Total	21/12	17/11	42/37	26/22	106/82

<sup>a</sup> (N/P) = (Número de casos/Positivos); <sup>b</sup> HP= Hepatopáncreas. Se marcan con (\*) el tipo de muestra donde se detectaron los casos AHPND+.

Tabla 2. Aislados bacterianos de *V. parahaemolyticus* (no confirmados AHPND+) en agua, sedimento y camarón durante el ciclo de cultivo 2014 en 11 Juntas Locales de Sanidad Acuícola (JLSA) en el estado de Sonora.

JLSA	Agua (N/P <sup>a</sup> )	Sedimento (N/P)	Larva (N/P)	HP <sup>b</sup> (N/P)	Total (N/P)
Aquiropo	-	-	-	7/5	7/5
Atanasia	20/16	5/3	10/4	30/28	65/51
Bahía de Kino	4/2	-	1/1	7/6	12/9
Bahía de Lobos	40/30*	20/15*	-	25/22*	85/67
Cruz de Piedra	10/7	10/5	10/1	10/5**	40/18
Mélagos	40/39*	15/10	15/11	70/61*	140/121
El Riito	5/3	5/2	-	10/6	20/11
Santa Bárbara	-	-	5/1	5/1	10/2
Siari	2/2	-	-	-	2/2
Tastiota	10/2	-	-	10/9*	20/11
Tobari	15/13*	10/5	10/4*	30/21	65/43
*Sin definir	10/8	-	-	20/14	30/22
Total	156/122	65/40	51/22	224/178	496/362

<sup>a</sup>(N/P) = Número de casos/Positivos; <sup>b</sup> HP = Hepatopáncreas; SM : Sin muestra. Se marcan con (\*) el tipo de muestra donde se detectaron los casos AHPND+.

**Patogenicidad de las cepas:** Las colonias con crecimiento en CHRO-Magar Vibrio y positivas por PCR, fueron inoculadas en camarones de 1 g (Megalavias de Sinaloa, S. de R.L.) para comprobar el segundo y tercer postulado de Koch (El microorganismo debe poder ser extraído y aislado de un organismo enfermo y cultivarse en un cultivo puro y el microorganismo que se ha cultivado en un cultivo debería poder causar la enfermedad una vez introducido en un organismo sano, respectivamente). Se inoculó un grupo de cinco camarones por cada cepa de VP-AHPND+ en acuarios previamente desinfectados y separados en agua marina sintética (35 ‰, Rangen, Buhl, ID, USA); los retos de patogenicidad se realizaron por inmersión por 15 min con cultivos frescos de las cepas (incubados 24 h a 30 °C, a una concentración de 0.5 de la escala de McFarland). Después de la inmersión, los camarones se regresaron al acuario correspondiente junto con el inóculo (Tran *et al.*, 2013). El caldo soya triptocaseína (TSB) estéril + 2 ‰ NaCl se usó como control negativo. El control positivo consistió en el inóculo con la cepa VP-AHPND+ MC32, proporcionada por Ricardo Sánchez Díaz. Los camarones retados en los bioensayos se mantuvieron en observación hasta la manifestación de los signos clínicos de la AHPND (anorexia, nado errático, HP pálido, intestino vacío y letargia (Soto-Rodríguez *et al.*, 2015); de los camarones enfermos se obtuvieron muestras para histopatología y PCR.

**Caracterización molecular:** La extracción del ADN de las cepas bacterianas obtenidas de estómago, HP, agua y sedimento, se realizó con DNAzol (Invitrogen, Carlsbad, CA, USA), según las instrucciones del fabricante. Se utilizaron 100 ng de ADN de las muestras cuantificadas en el espectrofotómetro Nanodrop 2000 (Thermo Fisher Scientific, Inc., Waltham, MA, USA) disueltas en 50 µL de agua estéril y se conservaron a -20°C hasta su uso (Galaviz-Silva *et al.*, 2018).

**Identificación por PCR:** Se realizó la identificación de VP-AHPND+ por medio de PCR punto final. El coctel de reacción se preparó con una mezcla de amortiguador 5X, 1.5 mM MgCl<sub>2</sub>, 200 µM de cada dNTP, 0.2 µM de cada primer específico (AP3F) - 5'-ATGAGTAACAATATAAACATGAAAC-3' y (AP3R) - 5'-21 GTGGTAATAGATTGACAGAA-3', 3 µL de ADN de la muestra y 1 U de Taq polimerasa GoTaq (Promega, Madison, WI), para tener el volumen final de 25 µL con agua bidestilada (H<sub>2</sub>O) (Sirikharin *et al.*, 2015). Se utilizó un programa de precalentamiento de 94° por 5 min, seguido de 30 ciclos de desnaturalización de 94° por 30 s, anillamiento de 53°C por 30 s, extensión de 72°C por 40 s y una extensión final de 72 por 5 min en un termociclador (MultiGene thermal cycler, Labnet International, Inc., Edison, NJ). Se obtuvieron productos amplificados de 336 pb observados en un transiluminador de luz UV (Bio-Rad) en geles de agarosa al 1.5% teñido con bromuro de etidio (Sirikharin *et al.*, 2015).

**Análisis genómico de la región 16S rADN:** La caracterización molecular del polimorfismo de las cepas se analizó amplificándose la región del gen 16S ADN de las bacterias PCR positivas con los primers: U1F (5'-CTYAAAKRAATTGRCGRRSSC - 3') y U1R (5'-CGGGCGGTGTGTRCAARRSSC-3') (Rivas *et al.*, 2004). Se preparó una mezcla de 25 µL con amortiguador 5X, 1.5 mM MgCl<sub>2</sub>, 200 µM de cada dNTP, 0.2 µM de cada primer, ADN de las bacterias (100 ng), 1 U de Taq polimerasa (GoTaq, Promega) y H<sub>2</sub>O. El programa de amplificación inició con un ciclo de 95°C por 5 min, seguido de 35 ciclos de desnaturalización a 95°C durante 1 min, alineamiento a 55°C por 2 min y extensión a 72°C durante 1 min con una extensión final a 72°C por 7 min. Los productos se visualizaron en geles de agarosa al 1%, en un transiluminador UV (Bio-Rad). Posteriormente los amplicones fueron purificados con el estuche QIAquick PCR (Qiagen). La secuenciación se realizó en los Servicios Ge-

nómicos de CINVESTAV-LANGEBIO, Irapuato, Guanajuato. La secuencia de los productos amplificados se depositó en el GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>) para compararlas con las registradas en el banco de datos y determinar la homología con Blast (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/>). Se elaboró el dendrograma que determina la evolución filogenética y el grado de similitud con las descritas en otras regiones geográficas. Las ramas corresponden a particiones en al menos 500 réplicas por "bootstrap". La distancia evolutiva se computó con el método "p-distance" y son el número de diferencia en las bases por sitio, involucrándose a 17 secuencias de nucleótidos. El análisis se realizó con Mega 7 (Saitou & Nei, 1987).

**Variabilidad de las cepas por rep-PCR - (GTG)<sub>5</sub>:** Para discriminar entre cepas PirA+ seleccionadas por PCR, se utilizó la técnica de rep-PCR (GTG)<sub>5</sub>, la cual se basa en la amplificación de secuencias palindrómicas repetidas intercaladas en el ADN. Se preparó una mezcla de 25 µL para PCR con amortiguador 5X Taq Green (Promega), 25 mM MgCl<sub>2</sub>, 25 mM desoxirribonucleótidos trifosfatados (dNTPs), 25 µM del primer (GTG)<sub>5</sub> 5'-GTGGTGGTGGTGGT-3', H<sub>2</sub>O, ADN (100 ng/µL) y 1 U de ADN polimerasa (GoTaq, Promega). La amplificación comenzó con una pre desnaturalización a 95°C (7 min), seguido por 4 ciclos de 95°C (2 min), 36°C (2 min) y 72°C (2 min), más 30 ciclos de 95°C (1 min), 50°C (1 min) y 72°C (1 min). La elongación final fue a 72°C por 5 min. Las muestras se analizaron visualmente en electroforesis de geles de agarosa al 1.5% en 1X TBE (Tris Borato EDTA), a 100 V por 1 h y 30 min y de estos se seleccionaron las cepas con perfiles o patrones de bandas diferentes (Matsheka *et al.*, 2005).

**Resistencia a los antibióticos:** Los antibióticos comerciales AVIMEX (Cd. De México, México) utilizados para los antibiogramas fueron: Oxiblen (Oxitetraciclina: OXD), Flor-blend (Florfenicol: FLD), Enro-blend (Enrofloxacin: EBD), Magna-mix (Magnacina: MGX), Tri-mex (Sulfaclopiridacina y Trimetoprim: TX) y Aviflox (Enrofloxacin: AFX). El grado de sensibilidad se estableció de acuerdo al diámetro de inhibición: muy sensible (>17 mm), sensible (12-16 mm), intermedio (8-11 mm) y resistente (≤ 12-17 mm, según el antibiótico), de acuerdo al criterio establecido de CLSI (2005a; 2005b) ajustándose la turbidez de la suspensión bacteriana a 0.5 de la escala de McFarland en el medio de cultivo Mueller Hinton (DIFCO, DB) con 2% de NaCl por triplicado para cada antibiótico y bacteria evaluada (Yano *et al.*, 2014).

**Análisis estadístico:** Para el análisis de datos de antibiogramas, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) simple para comparar entre las variables analizadas, con pruebas de rangos múltiples y la prueba de (LSD) Fisher con el Paquete estadístico STATISTICA Versión 5.0.

## RESULTADOS

**Análisis bacteriano:** De los muestreos en los esteros y en granja de camarón se aislaron colonias verdes característica en el crecimiento de VP en el agar TCBS (se ignoraron las colonias amarillas). Estas colonias se ordenaron según el tipo de muestra y localidad, agrupándose en 82 aislados en los ciclos de cultivo del 2013; la mayoría provino de El Riito con 46 cepas aisladas, 27 de larvas, 16 de HP, 2 de sedimento y una de agua (Tabla 1). Las muestras analizadas de granjas de cultivo en las JLSA durante el ciclo de cultivo 2014 ascendieron a 362 cepas de VP, la mayoría de Mélagos (121), Bahía de Lobos (67), Atanasia (51) y Tobarí (43) sumando en ambos años 444 muestras procesadas (Tabla 2).

Todas estas cepas se resembraron en el medio de cultivo CHROMagar Vibrio y 186 presentaron características para VP con coloración malva, de los cuales se seleccionaron 83 cepas que representa el 18.6%; se descartaron aquellas que se repetían el lugar de procedencia y mismo tipo de muestra (PL's, juveniles, sedimento o agua) para la identificación por PCR para VP-AHPND+ con el método AP3.

**Identificación por PCR:** Las cepas positivas por PCR fueron 16, mostrando los amplicones de 336 pb (Fig. 1), la procedencia de las muestras (agua, sedimento, PL's o juveniles) y la localidad donde fueron obtenidas se describen en la Tabla 3.

Se obtuvieron nueve cepas VP-AHPND+ de HP de camarones (HP y PL's) de granjas que presentaban epizootias. De las muestras de agua se recuperaron otros cinco aislados y dos de sedimento en los estanques.

**Caracterización bioquímica de las cepas:** El perfil bioquímico de las cepas VP-AHPND+ muestra tres grupos diferentes. En la Tabla 3 se enlistan el grupo de cepas que mostraron el mismo perfil bioquímico y PCR positivo a AP3. El segundo grupo presenta diferencias por fermentar la ramnosa y una cepa fue positiva a ornitina. El tercer grupo muestra un perfil idéntico a la cepa de referencia de ATCC 17802 de *V. parahaemolyticus* AHPND -, el segundo y tercer grupo fueron descartados en el proceso de preselección de crecimiento en CHROMagar Vibrio.

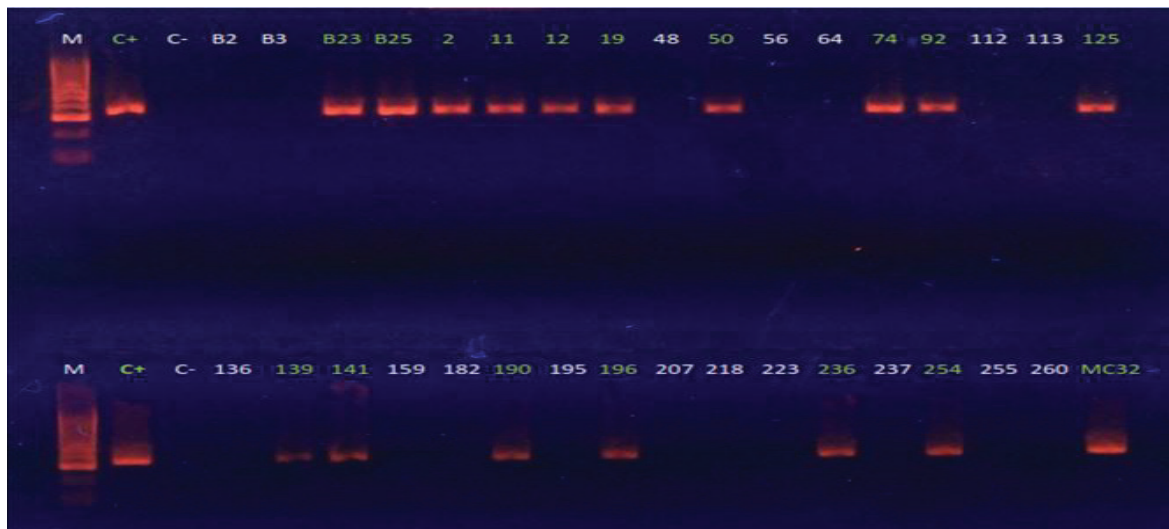


Figura 1. Cepas AHPND+ con primer AP3, cepas positivas con amplicones de 336 pb

Tabla 3. Cepas positivas para VP-AHPND+ por localidad y tipo de muestra

CLAVE	Localidad	Ciclo de cultivo	Muestra	PCR AP3	Número de acceso al GenBank
Vp-B25	Tóbari		Agua	+	MH091005.1
Vp-D2	Bahía de Lobos		Sedimento	+	MH091006.1
Vp-D11F	Tóbari		Larva	+	MH091007.1
Vp-D12F	Atanasia		Larva	+	MH091008.1
D19F	Mélagos		Sedimento	+	MH091009.1
D50	Bahía de Lobos		HP	+	MH091010.1
D74F	Mélagos		Larva	+	MH091011.1
D92	Cruz de Piedra		HP	+	MH091012.1
D125	Bahía de Lobos		Agua	+	MH091013.1
D139	Cruz de Piedra		HP	+	MH091014.1
D141	Mélagos		HP	+	MH091015.1
D190	Mélagos		HP	+	MH091016.1
D196F	Atanasia		Agua	+	MH091017.1
D236pF	Tastiota		HP	+	MH091018.1
D254	Mélagos		Agua	+	MH091019.1
D266	Mélagos		Agua	+	MH091021.1

**Secuenciación de la región 16S ADNr:** Las secuencias de la región 16S ADNr de las cepas aisladas de Sonora se depositaron en el GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>) con los números de acceso citados en la Tabla 3. En el análisis evolutivo se definen tres grupos (Fig. 1): Las primeras que se originaron en Tailandia (3HP y 5HP) y China que

surgieron en el 2009 (Fig. 2A) y se caracterizan por tener 15 secuencias (Fig. 2B) diferentes de nucleótidos en las regiones analizadas que enmarcan el polimorfismo de la región 16S ADNr y separan el origen evolutivo; en la segunda rama se separan las cepas de Sonora descritas en este trabajo y luego las Sinaloa.

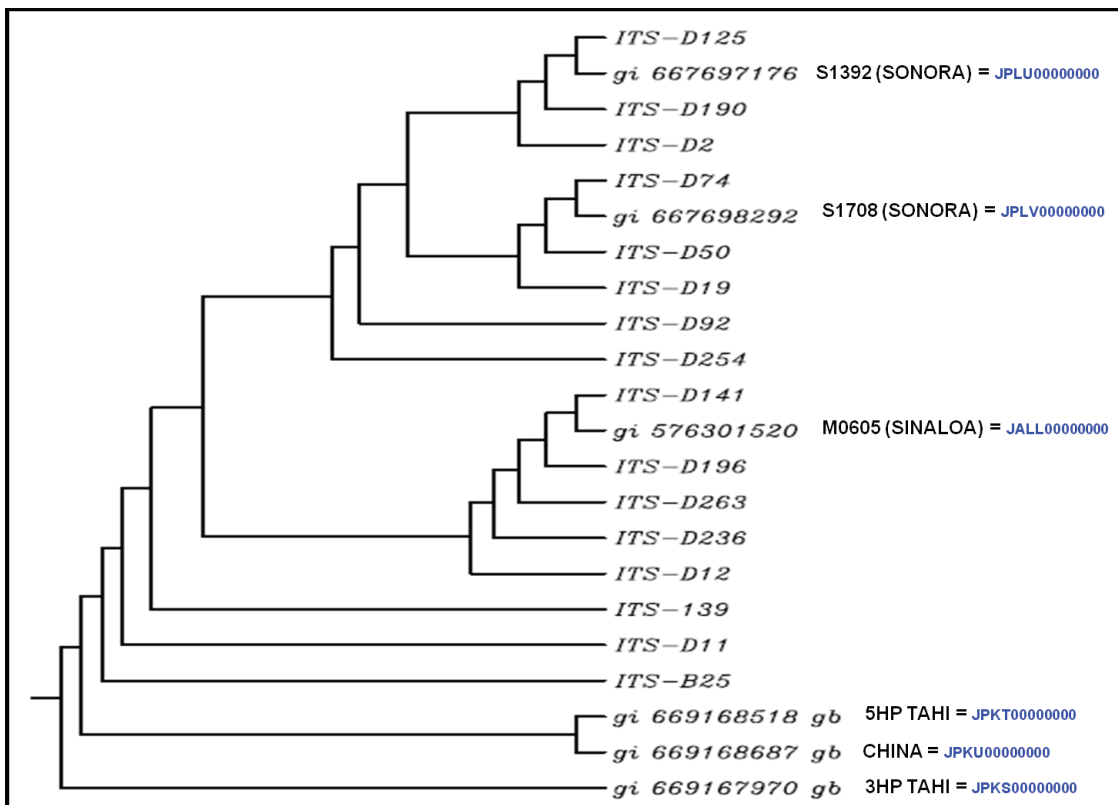


Figura 2A. Relación evolutiva de las tasas: (A) La historia evolutiva fue inferida con el método NJ (Neighbor-Joining) con 500 réplicas, indicándose la distancia de las cepas asiáticas, las de Sinaloa y Sonora.

REGIÓN	5HP-THAI (2013)	3HP-TAHI (2013)	CHINA (2013)	SINALOA (2013)	SONORA (2013)	CEPAS - ITS (SONORA 2014)
18,692 - 18,693	TC	CA	TC	AC	TC	--
18,710 - 18,711	TC	TT	TC	GT	--	--
18,733 - 18,736	TAT	GTG	TAT	TGG	GAA	GGG
18,776 - 18,777	AT	TT	AT	AA	CC	AA
18,810 - 18,813	TGG	TCA	TGG	CAA	CAA	TTT
18,866 - 18,868	TGT	ATT	TGT	CGT	CTT	TTT
18,940 - 18,942	GAA	GTT	GAA	GCA	CTG	GGG
18,969 - 18,977	TAGACGAAT	AATCCTAGG	TAGACGAAT	AGTCCAGA	AAATCTTGT	GGGCGTAAA
18,993 - 19,001	ACACTATGG	SSTGAGTGG	ACACTATGG	TGCTGGTAA	TGTTCTTGA	GGTTTGTTA
19,009 - 19,013	TAGAG	GAACC	TAGAG	GCAGT	TGGGT	CAGAT
19,045 - 19,053	CGCTGTGAT	TAAGGTGAA	CGCTGTGAT	TGCAGCGAT	CACATCAAT	CAACCTCGG
19,437 - 19,446	TGTATTTACT	TGCTCGCGCA	TGTATTTACT	CGAAAGTAAT	CCAGTGTAAG	TGGTTAATT
19,477 - 19,886	AGGGTACTT	GCTCTCGCTC	AGGGTACTT	ATTCTAACA	GCGTGTACTG	ACTCTTGACA
19,518 - 19,525	CTACGTTG	TTTCTCTT	CTACGTTG	TCATTCTT	TAATGGTG	ATGGATTG
19,555 - 19,561	GCCTCTC	GCGCTCA	GCCTCTC	ACGCTCT	GTGGCAC	GTGCTGC

Figura 2B. El análisis evolutivo involucró 15 secuencias de nucleótidos que marcan el polimorfismo de las cepas. Todas las posiciones que contenían espacios vacíos (gaps) fueron eliminados. Había un total de 825 posiciones en la hoja de datos. El análisis evolutivo se realizó con MEGA7.

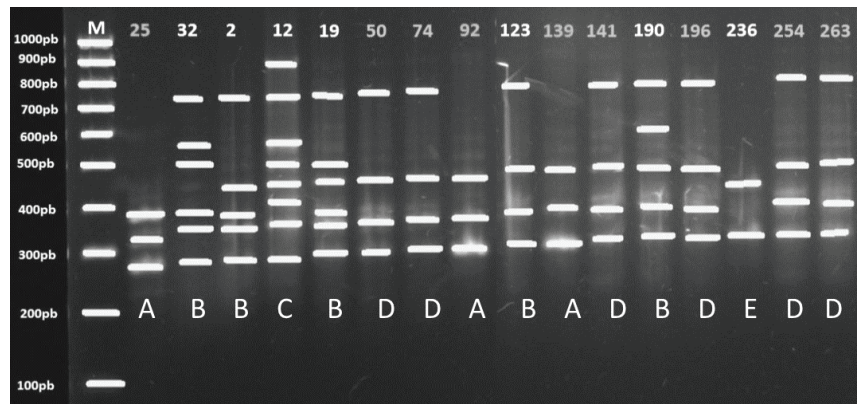


Figura 3. Perfil de amplicones para las cepas de VP-AHPND+ donde se utilizó la técnica de rep-PCR (GTG)<sub>5</sub>, la cual se basa en la amplificación de secuencias palindrómicas repetidas intercaladas en el ADN, la lectura del gel se realizó con el software GelAnalyzer 2010.

**Variabilidad de cepas por PCR - (GTG)<sub>5</sub>:** El análisis demuestra que existe polimorfismo entre las cepas de estudio representado primero por cinco grupos (A, B, C, D y E) que muestran el mismo perfil de amplicones (Fig. 3). La distribución de las cepas, el lugar de procedencia y la cantidad de cepas por JLSA muestra que la mayor variabilidad de las cepas VP-AHPND+ ocurrió en el sur de Sonora, donde se obtuvieron la mayoría de las cepas identificadas en el presente estudio, con una mayor variedad de biotipos, esto se debe a que se encuentran la mayor concentración de granjas de cultivo de camarón en el estado, de las 11 JLSA que se muestrearon, solo en 6 JLSA se obtuvieron las cepas de VP-AHPND+. En cuatro JLSA al sur de estado se identificaron 15 cepas positivas, dos cepas para el centro y una para el norte de Sonora (Fig. 4).

**Resistencia a los antibióticos:** Los resultados de los antibiogramas con los antibióticos comerciales muestran que algunas cepas presentan un mayor grado de inhibición o resistencia a algún antibiótico (Fig. 5). En la Tabla 4 y Fig. 5 se registran los diámetros para todas las cepas evaluadas, incluso también con la cepa de referencia ATCC y MC32. Todas las cepas presentan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los halos de inhibición de los antibióticos evaluados, las cepas mostraron mayor sensibilidad a EVD, FLD, AFX y MGX. Doce cepas (75 %) presentaron resistencia a OXD, con halos de inhibición de 7 a 12 mm, (Fig. 5 y 6). En la Tabla 4 se muestran diferencias significativas entre las cepas en la inhibición con EBD, FLD, MGX y AFX. El 62.5 % (10 cepas) presentaron resistencia al antibiótico TX sin mostrar halos de inhibición.



Figura 4. Distribución de las cepas positivas a AHPND en el estado de Sonora.

Tabla 4. Antibiogramas de las cepas AHPND+ de Sonora.

Cepas	Antibiogramas (halos de inhibición en mm)					
	OXD	EBD	FLD	MGX	TX	AFX
ATCC	24	22	30	26	22	22
B25	12*	26	31	20	0*	28
D2	12*	24	29	19	0*	26
D11F	7*	22	30	22	26	26
D12F	8*	22	30	22	26	23
D19F	10*	24	29	19	0*	25
D50	10*	26	30	20	0*	27
D74F	12*	25	31	21	0*	25
D92	24	21	28	19	21	22
D125	12*	27	31	24	0*	26
D139	23	22	29	19	21	22
D141	11*	25	31	22	0*	26
D190	12*	25	32	21	0*	26
D196F	24	24	30	23	19	24
D236pF	25	25	30	19	21	24
D254	10*	25	30	20	0*	26
D266	12*	23	29	18	0*	24
MC32	9*	22	29	22	0*	23
$\bar{X}$	15 <sup>A</sup>	24 <sup>B</sup>	30 <sup>C</sup>	21 <sup>D</sup>	9 <sup>E</sup>	25 <sup>B</sup>

\* = Resistente; OXD= Oxitetraciclina; EBD= Enrofloxacin; FLD= Florfenicol; MGX= Magnacina; TX= Sulfacloropiridacina y Trimetoprim; AFX= Aviflox, Enrofloxacin.

□: Letras distintas presentaron diferencias significativas ( $P < 0.05$ ).

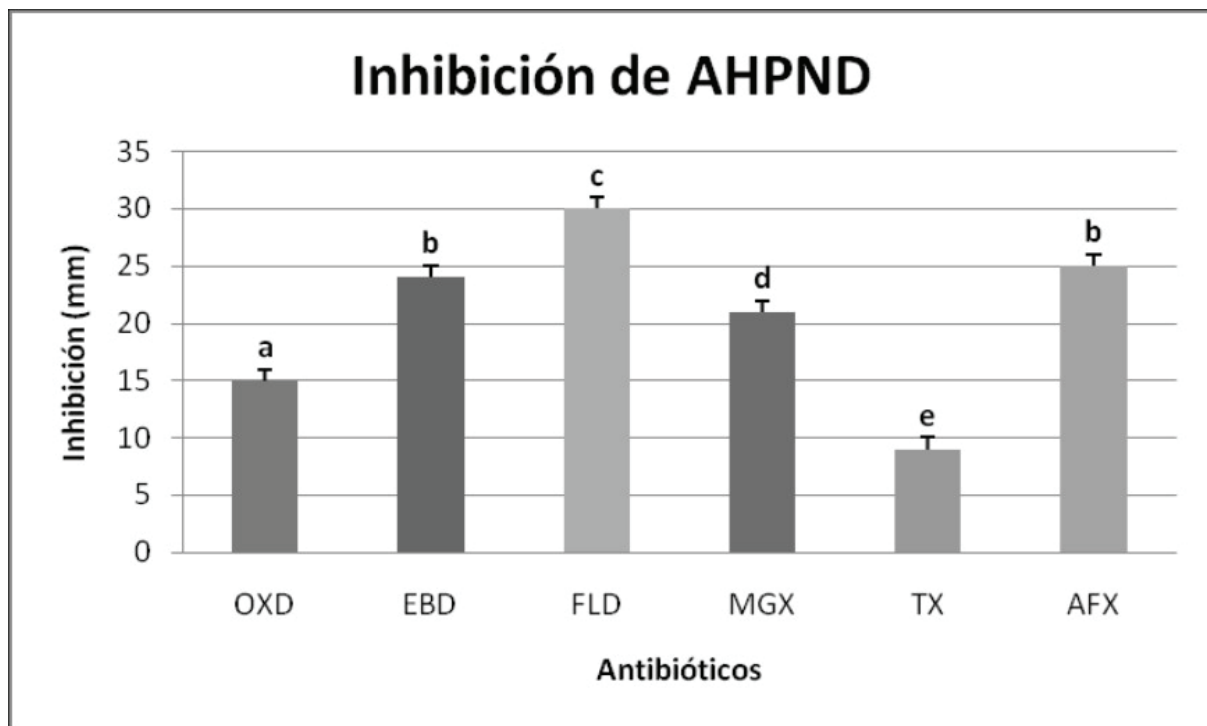


Figura 5. Diámetro de inhibición (mm) de los antibióticos contra las cepas AHPND+. Letras distintas presentaron diferencias significativas ( $P < 0.05$ ).



**Patogenicidad de las cepas:** Los retos con los camarones infectados demostraron la patogenicidad de las 16 cepas de VP-AHPND+ con variación en el periodo de incubación de la enfermedad y mortalidad, reconociéndose dos grupos principales; el grupo de los aislados Vp-B25, Vp-D2, Vp-D11, Vp-12F, D19F y D50 causaron signos clínicos a partir de las 8 horas de post infección con mortalidad que inició a las 18 h; en cambio, los retos con las cepas del segundo grupo (D74F, D92, D125, D139, D141, D190, D196F, D236pF, D254 y D266) mostraron signos clínicos a las 25 h con mortalidad inicial a las 72 h. Los signos de los ejemplares con AHPND incluyeron inicialmente nado errático, letargia, el intestino vacío y HP pálido (Fig. 7). Los resultados histopatológicos demuestran los túbulos hepatopancreáticos con infiltración hemocítica, necrosis epitelial, masas bacterianas dentro del lumen y descamación del epitelio de los túbulos HP (Fig. 8).

## DISCUSION

De acuerdo al primer objetivo de este estudio, los análisis bacterianos en CHROMagar y por PCR con el método AP3 (Sirikharin *et al.*, 2015) confirman la presencia de VP-AHPND+ en Sonora, lo cual se reafirma por los reportes de la presencia del patógeno en el vecino estado de Sinaloa (Soto-Rodríguez *et al.*, 2015). El agente etiológico se distribuyó en muestras de agua, sedimento y camarón, tanto en las áreas de afuera, así como en el interior de las granjas de cultivo, debido a que VP es comúnmente encontrado en el medio ambiente marino aunado a que la bacteria es altamente patógena, porque contiene un plásmido fácilmente transmisible a otras cepas (Hastuti & Desrina, 2016) e incluso otras especies de bacterias como *V. harveyi* (Muthukrishnan *et al.*, 2019) *V. owensii* (Liu *et al.*, 2015), *V. campbellii* (Dong *et al.*, 2017) y *Vibrio punensis* (Restrepo *et al.*, 2018). Estos plásmidos expresan genes PirA y PirB que codifican las toxinas proteínicas (12.7 kDa and 50.1 kDa) que lisan el hepatopáncreas del camarón y le causan la muerte (Kondo *et al.*, 2014). Los aislados de VP-AHPND+ de agua y sedimento explican la alta recurrencia de epizootias de AHPND en las granjas de camarón, al ser contaminadas con el medio ambiente local (Yang *et al.*, 2019), debido a que las PL's son certificadas como negativas por los laboratorios de diagnóstico recomendados por los Comités de Sanidad Acuicola locales. Estos resultados subrayan la importancia de mejorar los programas de buenas prácticas de manejo incluyendo uso de reservorios de agua tratada antes de la siembra (FAO, 2014).

En el transcurso de la identificación se descartaron las colonias amarillas que crecen en TCBS por ser de otras especies de *Vibrio* (*V. cholerae*, *V. alginolyticus*) aunque son muy comunes en el agua de mar por ser halófilicos, y además de ser cepas habituales y oportunistas en estómago e intestino de camarón, encontrándose frecuentemente en la fase tardía de la enfermedad junto con las cepas patógenas AHPND+ que crecen en colonias de color verde (Soto-Rodríguez *et al.*, 2015).

Los signos clínicos macroscópicos e histopatológicos que causaron las cepas AHPND+ concuerdan con las que se describe en las cepas de Asia y América, así como la variabilidad en el tiempo en que se presentan los signos y el tiempo de sobrevivencia que oscila de 4 a 10 horas (cepas M0904 y M06-07) ó 2-4 días (BpShHep31 y BpShHep 24) (Tran *et al.*, 2013; Soto-Rodríguez *et al.*, 2015; Sirikharin *et al.*, 2015; Muthukrishnan *et al.*, 2019). Las comparaciones genómicas de secuenciación de la región 16S ADNr de las cepas colectadas durante los ciclos de cultivo 2013 y 2014 indican que fueron diferentes las cepas de *V.*

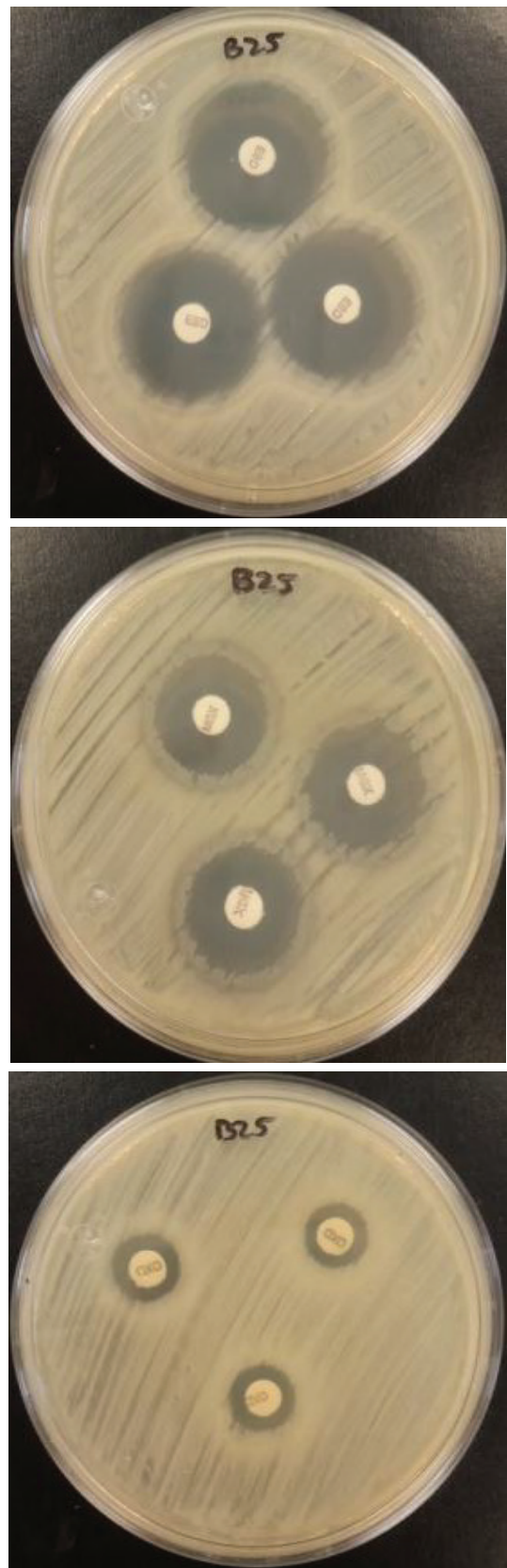


Figura 6. Halos de inhibición de la cepa B25 a los antibióticos (EBD, MGX, OXD, TX).

*parahaemolyticus* que causaron la VP-AHPND+, respaldado así mismo por los análisis de “DNA fingerprint”, incluso se ha demostrado que la virulencia depende de la cepa, densidad, ruta de infección, tiempo de exposición, edad y condición del camarón (Soto-Rodríguez *et al.*, 2015; Muthukrishnan *et al.*, 2019) como en otras especies de *Vibrio* (Alday-Sanz *et al.*, 2002). Así como las cepas de Sinaloa y Tailandia presentan elevada diversidad de polimorfismo en las cepas patógenas de *V. parahaemolyticus*, algunas con la máxima virulencia entre las 7-10 h con mortalidades del 50% y las menos virulentas con mortalidades a las 17 h en los retos experimentales (Joshi *et al.*, 2014; Soto-Rodríguez *et al.*, 2015). En nuestros resultados se diferencian de las cepas de Tailandia, China y el Noreste de México (Sinaloa y Sonora) con base en las secuencias de la región 16S ADN, lo cual concuerda con reportes recientes que reconocen tres cladas filogenéticas basado en la alineación de secuencias nucleotídicas del plásmido pVA1 que hospedan (Latinoamericana, Asiática y Cosmopolita), diferenciándose en la ausencia del transposón Tn3 en la clada Asiática y además, algunas deleciones (pérdida de secuencias de ADN o nucleótidos) en la región *pirAB* encontrada en las cepas Latinoamericanas (González-Gómez *et al.*, 2020).

La evaluación de la resistencia a antibióticos del agente causal *in vitro*, mediante pruebas de inhibición de VP-AHPND+, demostró que se han desarrollado cepas con resistencia a OXD y TX. Las variaciones de inhibición obtenidas con el OXD pueden ser debido a que este antibiótico es el más utilizado en el cultivo de camarón en México, donde los antibióticos más comunes para contrarrestar las enfermedades producidas por bacterias del género *Vibrio* son OXD, FLD, trimetoprim-sulfametoxazol, saraoxacina (SARA) y EBD (Santiago *et al.*, 2009). Existen escasos reportes de resistencia de VP-AHPND+ en México que reportan dos cepas resistentes a ampicilina, OXD y tetraciclina (Han *et al.*, 2015). Los aislados de VP-AHPND+ de China han presentado perfiles de resistencia múltiple a antibióticos como amikacina, gentamicina, tetraciclina, y ciprofloxacina (Yang *et al.*, 2019). Este trabajo confirma los resultados de Han *et al.* (2015) de la resistencia a OXD, aumentando así la lista de cepas resistentes y reportamos por primera ocasión la resistencia a TX. Aunque también se presentaron cepas sensibles, se sugiere que la aplicación de fármacos requiere de un abordaje cuidadoso, con el fin de no incurrir en la generación de nuevas resistencias (Varela-Mejía & Alfaro-Mora, 2018). Por ende, lo más

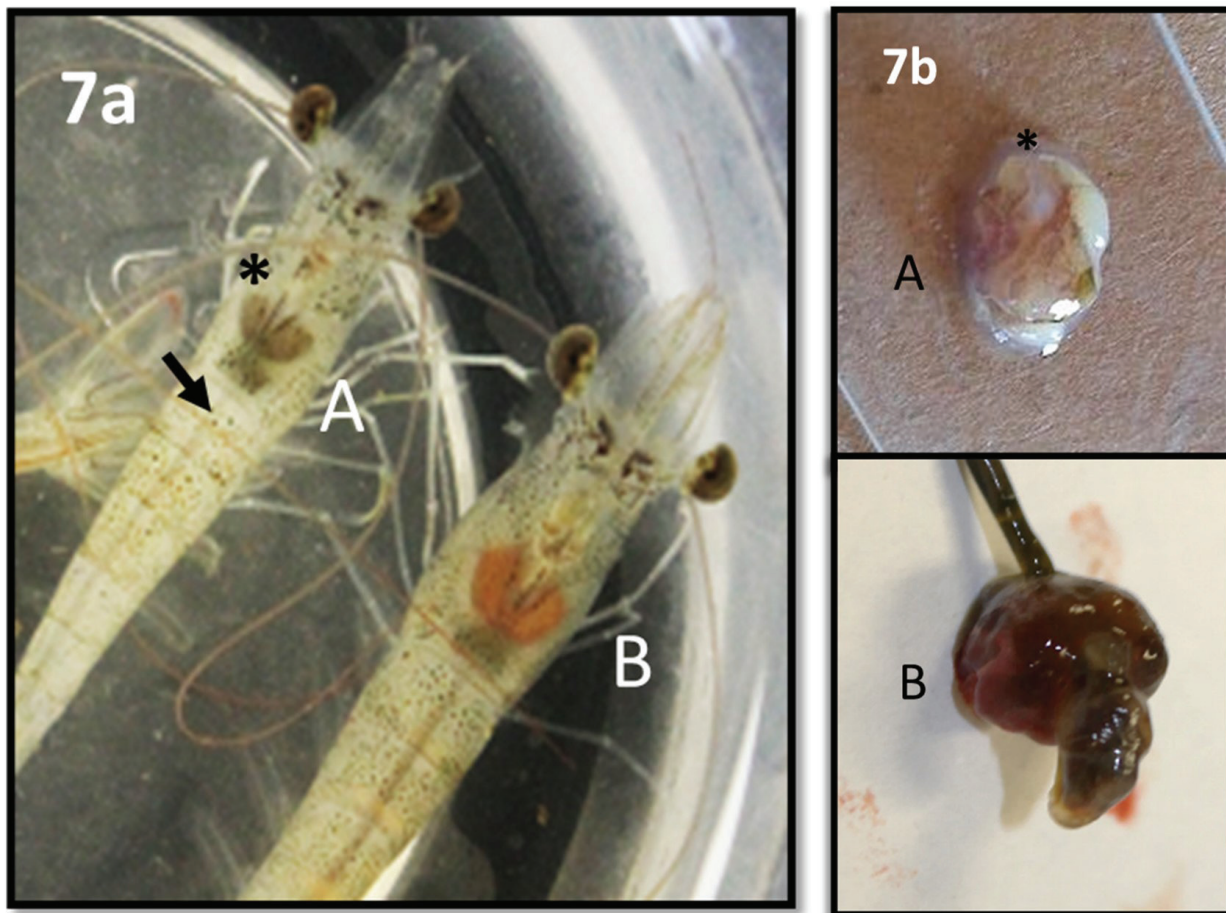


Figura 7. Signos macroscópicos característicos de la infección con las cepas VP-AHPND+. (7a) con Hepatopáncreas pálido (A, asterisco) e intestino vacío (flecha) infectado experimentalmente y (7b) HP pálido (A), disectado para histopatología. Los ejemplares sanos muestran HP rojo, del grupo control y control negativo (B).

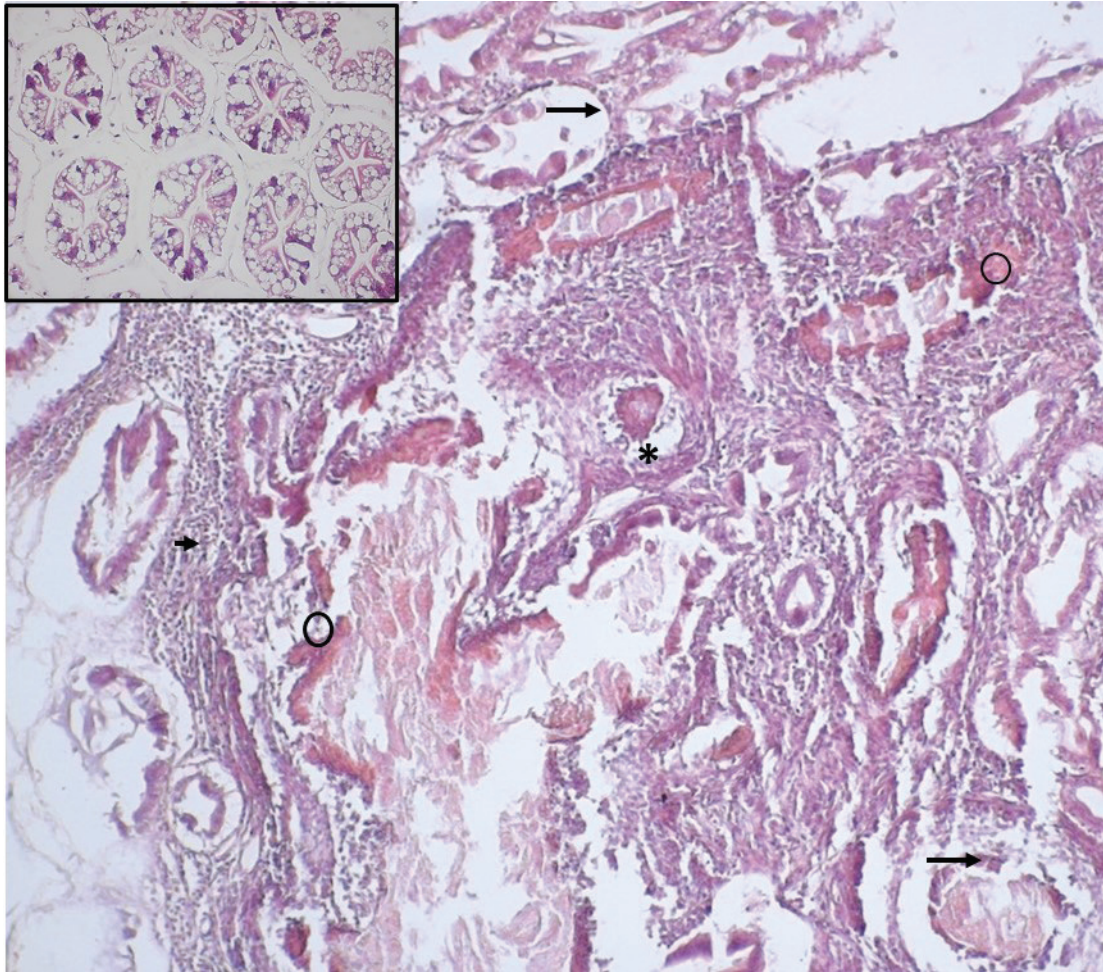


Figura 8. Histopatología del hepatopáncreas (HP) de camarones infectados con VP-AHPND+. Túbulos del HP con infiltración hemocítica (flecha corta), necrosis en epitelio tubular (flecha larga), lumen tubular con masas de bacterias patógenas (\*) y lumen con descamación del epitelio de los túbulos del HP (círculo). En el recuadro, corte histológico del control negativo con los túbulos sanos (vacuolas lipídicas y lumen de túbulos libres de infección).

recomendable es minimizar el uso de antibióticos considerado como un último recurso en operaciones de cultivo de camarón. De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-05-PESC-2002 en la camaronicultura nacional, se prohíbe el uso de cloranfenicol y de furazolidona para la prevención y tratamiento de enfermedades y cualquier tratamiento con antibióticos treinta días antes de realizar la cosecha (Chávez-Sánchez & Higuera-Ciapara, 2003).

### AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca proporcionada para el Doctorado en Ciencias con acentuación en Nutrición y Tecnologías de Alimentos para Organismos Acuáticos para Ariel Robles Valdez. El proyecto fue financiado por INFRA-CONACyT con el proyecto 2015-253336 y CONACyT-FOINS (N° 3157) "Evaluación de la actividad antagonista de bacterias aisladas de ecosistemas marinos contra *Vibrio parahaemolyticus*, agente causal de la enfermedad de la Necrosis Hepatopancreática Aguda (AHPND) en cultivos de camarón".

### REFERENCIAS

- ALDAY-SANZ, V., A. ROQUE & J. F. TURNBULL. 2002. Clearing mechanisms of *Vibrio vulnificus* biotype I in the black tiger shrimp *Penaeus monodon*. *Diseases of Aquatic Organisms* 48: 91-99. DOI: 10.3354/dao048091.
- ARANGUREN-CARO, L. F., H. N. MAI, B. NOBLE & A. K. DHAR. 2020. Acute hepatopancreatic necrosis disease (VP<sub>AHPND</sub>), a chronic disease in shrimp (*Penaeus vannamei*) population raised in latin America. *Journal of Invertebrate Pathology* 174: 107424.
- CESASIN (COMITÉ ESTATAL DE SANIDAD ACUÍCOLA DE SINALOA). 2020. Información Sanitaria 2020. Disponible en línea en: <https://cesasin.mx/programa-macrustaceos/#estatsanit> (consultado el 06 enero 2021).
- CLSI (CLINICAL AND LABORATORY STANDARDS INSTITUTE). 2005a. *Methods for Antimicrobial Disk Susceptibility Testing of bacteria isolated from aquatic animals; proposed guideline. CLSI document M42-P*. Clinical and Laboratory Standards Institute, USA. 39 p.

- CLSI (CLINICAL AND LABORATORY STANDARDS INSTITUTE). 2005b. *Methods for broth dilution susceptibility testing of bacteria isolated from aquatic animals; proposed guideline. CLSI document M49-P*. Clinical and Laboratory Standards Institute, USA. 43 p.
- CONAPESCA (COMISIÓN NACIONAL DE PESCA Y ACUICULTURA). 2018. Cultivo de camarón, producción acuícola de calidad. Disponible en línea en: <https://www.gob.mx/conapesca/articulos/cultivo-de-camaron-produccion-acuicola-de-calidad?idiom=es> (consultado el 19 octubre 2018).
- COSAES (COMITÉ DE SANIDAD ACUÍCOLA DEL ESTADO DE SONORA, A.C.). 2017. Informe final sanidad camarón. Disponible en línea en: [https://docs.wixstatic.com/ugd/e56b21\\_b08ea49c19074c97993c9c9622d263f5.pdf](https://docs.wixstatic.com/ugd/e56b21_b08ea49c19074c97993c9c9622d263f5.pdf) (consultado el 15 mayo 2018).
- CHÁVEZ-SÁNCHEZ, C. & I. HIGUERA-CIAPARA. 2003. Manual de buenas prácticas de producción acuícola de camarón para la inocuidad alimentaria. SAGARPA, SENASICA. Mazatlán, México. 97 p.
- DHAR, A. K., P. PIAMSOMBOON, L. F. ARANGUREN-CARO, S. KANRAR, R. ADAMI-JR & Y. S. JUAN. 2019. First report of acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND) occurring in the USA. *Diseases of aquatic organisms* 132 (3): 241-247.
- DI-PINTO, A., V. TERIO, L. NOVELLO & G. TANTILLO. 2011. Comparison between thiosulphate-citrate-bile salt sucrose (TCBS) agar and CHROMagar Vibrio for isolating *Vibrio parahaemolyticus*. *Food Control* 22: 124-127.
- DONG, X., H. WANG, P. ZOU, J. CHEN, Z. LIU, X. WANG & J. HUANG. 2017. Complete genome sequence of *Vibrio campbellii* strain 20130629003S01 isolated from shrimp with acute hepatopancreatic necrosis disease. *Gut Pathogens* 9 (31): 1-5. DOI: 10.1186/s13099-017-0180-2.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION). 2014. *El estado mundial de la pesca y la acuicultura*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma. 274 p.
- FLEGEL, T. W. 2012. Historic emergence, impact and current status of shrimp pathogens in Asia. *Journal of Invertebrate Pathology* 110: 166-173.
- FLEGEL, T. W., D. V. LIGHTNER, C. F. LO & L. OWENS. 2008. Shrimp disease control: past, present and future. In: Bondad-Reantaso, M. G., C. V. Mohan, M. Crumlish & R. P. Subasinghe (eds.). *Diseases in Asian Aquaculture VI*. Fish Health Section, Asian Fisheries Society, Manila, Philippines, pp. 355-378.
- GALAVIZ-SILVA, L., J. IRACHETA-VILLARREAL & Z. J. MOLINA-GARZA. 2018. *Bacillus* and *Virgibacillus* strains isolated from three Mexican coasts antagonize *Staphylococcus aureus* and *Vibrio parahaemolyticus*. *FEMS Microbiology Letters* 365: fny202. DOI:10.1093/femsle/fny202
- GARCÍA, F. 2020. Producción de camarón crece para alimentar a México. *Revista Divulgación Acuicola*. Disponible en línea en <http://divulgacionacuicola.com.mx/blog/2020/12/15/produccion-de-camaron-crece-para-alimentar-a-mexico/> (consultado el 8 de enero 2021).
- GOMEZ-GIL, B., L. TRON-MAYÉN, A. ROQUE, J. F. TURNBULL, V. INGLIS & A. L. GUERRA-FLORES. 1998. Species of *Vibrio* isolated from hepatopancreas, haemolymph and digestive tract of a population of healthy juvenile *Penaeus vannamei*. *Aquaculture* 163:1-9.
- GONZÁLEZ-GÓMEZ, J. P., S. SOTO-RODRIGUEZ, O. LÓPEZ-CUEVAS, N. CASTRO DEL CAMPO, C. CHAIDEZ & B. GOMEZ-GIL. 2020. Phylogenomic analysis supports two possible origins for Latin American Strains of *Vibrio parahaemolyticus* associated with Acute Hepatopancreatic Necrosis Disease (AHPND). *Current Microbiology* 77 (12): 3851-3860. DOI:10.1007/s00284-020-02214-w.
- HAN, J. E., L. L. MOHNEY, K. F. J. TANG, C. R. PANTOJA & D. V. LIGHTNER. 2015. Plasmid mediated tetracycline resistance of *Vibrio parahaemolyticus* associated with acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND) in shrimps. *Aquacultur Reports* 2:17-21. DOI:10.1016/j.aqrep.2015.04.003
- HASTUTI, M. S. & DESRINA. 2016. Current status of acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND) and other transboundary diseases of farmed shrimps in Indonesia. In: Pakingking-Jr, R. V. E., G. T. de Jesus-Ayson & B. O. Acosta (eds.). *Addressing Acute Hepatopancreatic Necrosis Disease (AHPND) and Other Transboundary Diseases for Improved Aquatic Animal Health in Southeast Asia: Proceedings of the ASEAN Regional Technical Consultation on EMS/AHPND and Other Transboundary Diseases for Improved Aquatic Animal Health in Southeast Asia, 22-24 February 2016*. Southeast Asian Fisheries Development Center Aquaculture Department Tigbauan, Iloilo, Makati City, Philippines, pp. 37-43.
- JOSHI, J., J. SRISALA, V. H. TRUONG, I. T. CHEN, B. NUANGSAENG, O. SUTHIENKUL, C. F. LO, T. W. FLEGEL, K. SRITUNYALUCKSANA & S. THITAMADEE. 2014. Variation in *Vibrio parahaemolyticus* isolates from a single Thai shrimp farm experiencing an outbreak of acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND). *Aquaculture* 428: 297-302.
- KONDO, H., S. TINWONGGER, P. PROESPRAIWONG, R. MAVICHAK, S. UNAJAK, R. NOZAKI & I. HIRONO. 2014. Draft genome sequences of six strains of *Vibrio parahaemolyticus* isolated from early mortality syndrome/acute hepatopancreatic necrosis disease shrimp in Thailand. *Genome Announcements* 2: e00221-14
- LIGHTNER, D. V. 2011. Virus diseases of farmed shrimp in the Western Hemisphere (The Americas). *Journal of Invertebrate Pathology* 106: 110-130.
- LIGHTNER, D. V. & R. M. REDMAN. 1998. Shrimp diseases and current diagnostic methods. *Aquaculture* 164: 201-220.
- LIGHTNER, D.V., R. M. REDMAN, C. R. PANTOJA, B. L. NOBLE & L. TRAN. 2012. Early mortality syndrome affects shrimp In Asia. *Global Aquaculture Advocate*. January/February 15(1): 40.
- LIU, L., J. XIAO, X. XIA, Y. PAN, S. YAN & Y. WANG. 2015. Draft genome sequence of *Vibrio owensii* strain SH-14, which causes shrimp acute hepatopancreatic necrosis disease. *Genome Announcements* 3(6):e01395-15.
- NOM-EM-05-PESC-2002 (NORMA OFICIAL MEXICANA). 2002. Que establece los requisitos y medidas para prevenir y controlar la dispersión de enfermedades de alto impacto y para el uso y aplicación de antibióticos en la camaronicultura nacional. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación México, D.F. Julio 19.
- NOM-230-SSA1-2002 (NORMA OFICIAL MEXICANA). 2002. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y priva-

- dos durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo. Disponible en línea en: <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/230ssa102.html> (consultado el 18 agosto 2018).
- MATSHEKA, M. I., A. J. LASTOVICA, H. ZAPPE & B. G. ELISHA. 2005. The use of (GTG)<sub>5</sub> oligonucleotide as an RAPD primer to type *Campylobacter concisus*. *Letters in Applied Microbiology* 42: 600-605.
- MUTHUKRISHNAN, S., T. DEFOIRD, M. Y. INA-SALWANYA, F. M. YUSOFF, M. SHARIFF, S. I. ISMAIL & I. NATRAH. 2019. *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio harveyi* causing Acute Hepatopancreatic Necrosis Disease (AHPND) in *Penaeus vannamei* (Boone, 1931) isolated from Malaysian shrimp ponds. *Aquaculture* 511: 734227. DOI:10.1016/j.aquaculture.2019.734227
- OIE (OFICINA INTERNACIONAL DE EPIZOOTIAS). 2013. Capítulo 1.4. Vigilancia de la Sanidad de los Organismos Acuáticos. Código Sanitario para los Animales Acuáticos. Disponible en línea en: <http://www.oie.int/es/normas-internacionales/codigo-acuatico/acceso-en-linea/> (consultado el 24 julio 2018).
- RESTREPO, L., B. BAYOT, S. ARCINIEGAS, L. BAJAÑA, I. BETANCOURT, F. PANCHANA & A. REYES-MUÑOZ. 2018. PirVP genes causing AHPND identified in a new *Vibrio* species (*Vibrio punensis*) within the commensal Orientalis clade. *Scientific reports* 8: 13080. DOI:10.1038/s41598-018-30903-x
- RIVAS, R., E. VELAZQUEZ, J. L. ZURDO-PIÑEIRO, P. F. MATEOS & E. MOLINA. 2004. Identification of microorganisms by PCR amplification and sequencing of a universal amplified ribosomal region present in both prokaryotes and eukaryotes. *Journal of Microbiological Methods* 56: 413-426. DOI:10.1016/j.mimet.2003.11.007
- RORTANA, C., W. WAJJWALKU, V. BOONYAWIWAT, C. HRIANPREECHA, S. THONGRATSAKUL & P. AMAVISIT. 2018. Antimicrobial resistance and pirAB-like profiles of *Vibrio parahaemolyticus* in Pacific white shrimp. *Agriculture and Natural Resources* 54: 377-381. DOI:10.1016/j.anres.2018.10.010
- SANTIAGO, H., A. ESPINOSA & M. C. BERMÚDEZ. 2009. Uso de antibióticos en la camaronicultura. *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas* 40: 22-32.
- SAITOU, N. & M. NEI. 1987. The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees MEGA 7. *Molecular Biology and Evolution* 4: 406-425.
- SENASICA (SERVICIO NACIONAL DE SANIDAD, INOCUIDAD Y CALIDAD AGROALIMENTARIA). 2014. Conferencia: "Síndrome de la mortalidad temprana (EMS) del camarón". Disponible en línea en: <https://www.gob.mx/senasica/prensa/conferencia-sindrome-de-la-mortalidad-temprana-ems-del-camaron> (consultado el 06 enero 2021).
- SIRIKHARIN, R., S. TAENGCHAIYAPHUM, P. SANGUANRUT, T. D. CHI, R. MAVICHAK, P. PROESPAIWONG, B. NUANGSAENG, S. THITAMADEE, T. W. FLEGEL & K. SRITUNYALUCKSANA. 2015. Characterization and PCR detection of binary, pir-like toxins from *Vibrio parahaemolyticus* isolates that cause acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND) in shrimp. *PLoS ONE* 10: e0126987. DOI:10.1371/journal.pone.0126987
- SOTO-RODRIGUEZ, S. A., B. GOMEZ-GIL & R. LOZANO. 2010. Density of *Vibrios* in hemolymph and hepatopancreas of diseased pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, from Northwestern Mexico. *Journal of the World Aquaculture Society* 41: 76-83
- SOTO-RODRIGUEZ, S. A., B. GOMEZ-GIL, R. LOZANO-OLVERA, M. BETANCOURT-LOZANO & M. S. MORALES-COVARRUBIAS. 2015. Field and experimental evidence of *Vibrio parahaemolyticus* as the causative agent of acute hepatopancreatic necrosis disease of cultured shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in northwestern Mexico. *Applied Environmental Microbiology* 81:1689-1699. DOI:10.1128/AEM.03610-14
- TRAN, L., L. NUNAN, R. M. REDMAN, L. L. MOHNEY, C. R. PANTOJA, K. FITZSIMMONS & D. V. LIGHTNER. 2013. Determination of the infectious nature of the agent of acute hepatopancreatic necrosis syndrome affecting penaeid shrimp. *Diseases of Aquatic Organisms* 105: 45-55.
- VARELA-MEJÍA, A. & R. ALFARO-MORA. 2018. Revisión sobre aspectos farmacológicos a considerar para el uso de antibióticos en la camaronicultura. *Revista de Investigación en Perú* 29: 1-14. DOI:10.15381/rivep.v29i1.14186
- YANG, Q., X. DONG, G. XIE, S. FU, P. ZOU, J. SUN & J. HUANG. 2019. Comparative genomic analysis unravels the transmission pattern and intra-species divergence of acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND)-causing *Vibrio parahaemolyticus* strains. *Molecular Genetics and Genomics* 294: 1007-1022. DOI: 10.1007/s00438-019-01559-7
- YANO, Y., K. HAMANO, M. SATOMI, I. TSUTSUI, M. BAN, D. AUEUMNEOY. 2014. Prevalence and antimicrobial susceptibility of *Vibrio* species related to food safety isolated from shrimp cultured at inland ponds in Thailand. *Food Control* 38: 30-36.



## Spatial and seasonal effects on physicochemical properties of native agar from *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in the Tropical Mexican Pacific (Oaxaca-Chiapas)

### Efecto espaciotemporal en las propiedades fisicoquímicas del agar nativo de *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) en el Pacífico Mexicano Tropical (Oaxaca-Chiapas)

María de Jesús Trejo-Méndez<sup>1</sup>, Gustavo Hernández-Carmona<sup>2</sup>, Dora Luz Arvizu-Higuera<sup>2</sup>, Edgar Francisco Rosas-Alquicira<sup>1</sup>, José Alberto Montoya-Márquez<sup>1</sup>, Yoloxochitl Elizabeth Rodríguez-Montesinos<sup>2</sup> and Mauricio Muñoz-Ochoa<sup>2</sup>

Recibido: 04 de julio de 2019.

Aceptado: 09 de julio de 2021.

Publicado: agosto de 2021.

#### ABSTRACT

**Background:** *Gracilaria parvispora* is an invasive red seaweed located in coastal lagoons along the Tropical Mexican Pacific. *Gracilaria* species are the main source of agar around the world. **Goals:** Spatial and seasonal trends of the properties of native agar from the invasive seaweed *G. parvispora* were determined in three localities in the states of Oaxaca and Chiapas belonging to coastal lagoons along the Tropical Mexican Pacific: Ballenato, Paredón, and San Vicente. **Methods:** Native agar was obtained from dry samples of seaweed and the agar yield, gel strength, melting and gelling temperatures, hysteresis, and sulfate and 3,6-anhydrogalactose content were determined for each sample. Moreover, the polysaccharide structures and the location of sulfate groups in agar samples were identified. **Results:** The phycocolloid is a polysaccharide agar type. The agar yield was significantly different between seasons and localities, with the highest values during the dry season ( $19.9 \pm 0.004$  %) at Paredón ( $20.6 \pm 0.01$  %). Gel strength, melting temperature and gel hysteresis showed significant spatial differences; the highest values were obtained in Ballenato ( $367.3 \pm 14.2$  g cm<sup>-2</sup>,  $80.2 \pm 1.4$  °C,  $44.3 \pm 2.2$  °C, respectively); gelling temperature did not show significant differences between localities or seasons. Chemical properties were significantly different between seasons: 3,6-anhydrogalactose content was higher during the dry season ( $36.2 \pm 0.2$  %), and sulfate content was higher during the rainy season ( $12.69 \pm 0.21$  %). Salinity was significantly different between seasons, and the highest was obtained during the dry season ( $38.7 \pm 0.1$ ). Surface water temperature varied between localities, and the highest mean value was recorded at Paredón ( $32.5 \pm 0.2$  °C). **Conclusions:** The chemical properties of the *G. parvispora* native agar were lower than the standards for food and industrial use.

**Key words:** 3,6-Anhydrogalactose, coastal lagoons, FTIR-ATR spectroscopy, seasonal variation, sulfate content.

#### RESUMEN

**Antecedentes:** *Gracilaria parvispora* es un alga roja invasora que se encuentra en lagunas costeras del Pacífico Mexicano Tropical. A nivel mundial, las especies de *Gracilaria* son la fuente principal de agar. **Objetivos:** Se determinaron las tendencias espaciales y temporales de las propiedades del agar nativo de *G. parvispora* en tres localidades de los estados de Oaxaca y Chiapas, pertenecientes a lagunas costeras del Pacífico Mexicano Tropical: Ballenato, Paredón y San Vicente. **Métodos:** Se determinó el rendimiento del agar, la fuerza de gel, la temperatura de fusión y gelificación, la histéresis, y el contenido de sulfatos y 3,6-anhidrogalaactosa del agar nativo obtenido de muestras secas de macroalga. Además, se identificaron las estructuras de los polisacáridos y la posición de los grupos sulfato en las muestras. **Resultados:** El ficocoloide es un polisacárido tipo agar. El rendimiento mostró diferencias significativas entre localidades y temporadas, con valores mayores durante la temporada de secas ( $19.9 \pm 0.004$  %) y en Paredón ( $20.6 \pm 0.01$  %). La fuerza de gel, la temperatura de fusión y la histéresis mostraron diferencias espaciales significativas; con valores más

<sup>1</sup> Instituto de Recursos, Universidad del Mar. Ciudad Universitaria s/n, San Pedro Po-chutla, Oaxaca, 70902. México

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

#### \*Corresponding author:

Edgar Francisco Rosas-Alquicira: e-mail: erosas@angel.umar.mx.

#### To quote as:

Trejo-Méndez, M. de J., G. Hernández-Carmona, D. L. Arvizu-Higuera, E. F. Rosas-Alquicira, J. A. Montoya-Márquez, Y. E. Rodríguez-Montesinos & M. Muñoz-Ochoa. 2021. Spatial and seasonal effects on physicochemical properties of native agar from *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in the Tropical Mexican Pacific (Oaxaca-Chiapas). *Hidrobiológica* 31 (2): 125-135.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2021v31n2/Trejo

altos para las muestras de Ballenato ( $367.3 \pm 14.2 \text{ g cm}^{-2}$ ,  $80.2 \pm 1.4 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $44.3 \pm 2.2 \text{ }^\circ\text{C}$ , respectivamente); la temperatura de gelificación no mostró diferencias significativas entre localidades o temporadas. Las propiedades químicas mostraron diferencias significativas entre temporadas: el contenido de 3,6-anhidrogalactosa fue mayor durante la temporada de secas ( $36.2 \pm 0.2 \%$ ), y el contenido de sulfato fue mayor durante la temporada de lluvias ( $12.69 \pm 0.21 \%$ ). La salinidad fue significativamente diferente entre temporadas, con mayor valor para la temporada de secas ( $38.7 \pm 0.1$ ). La temperatura superficial del agua varió entre localidades, la más alta se registró en Paredón ( $32.5 \pm 0.2 \text{ }^\circ\text{C}$ ). **Conclusiones:** Las propiedades químicas de *G. parvispora* fueron menores a los estándares para su uso industrial y alimenticio.

**Palabras clave:** 3,6-anhidrogalactosa, contenido de sulfatos, espectroscopia FTIR-ATR, lagunas costeras, variación estacional.

## INTRODUCTION

Agar is one of the three main commercial seaweed extracts, and the most expensive in the hydrocolloids market with a price ranging from 35 to 45 USD  $\text{kg}^{-1}$  (Callaway, 2015). The world agar industry is based on the red algae *Gelidium*, *Gelidiella*, *Gracilaria* and *Pterocladia* (Armisen & Galatas, 1987; McHugh, 2003); nevertheless, the main agar source worldwide (65%) is extracted from *Gracilaria* species (McHugh, 2002).

Ten species of *Gracilaria* have been recorded from the Tropical Mexican Pacific (TMP) but studies on these species are mainly floristic assessments (e.g., Mendoza-González & Mateo-Cid, 1999; León-Tejera & González-González, 2000; Mateo-Cid & Mendoza-González, 2012). In the coastal lagoons along the TMP, the invasive species *Gracilaria parvispora* I. A. Abbott has been recorded with abundant biomass (Dreckmann, 1999); however, reports about the physical and/or chemical properties of its native agar for the area or another Tropical region are non-existent.

Agar is a complex water-soluble polysaccharide composed of repeating agarobiose units of alternating 1,3-linked D-galactose and 1,4-linked 3,6-anhydro-L-galactose residues (Lahaye & Yaphe, 1988). In order to identify the polysaccharide structures and the location of sulfate groups in agar samples, the infrared (IR) spectroscopy technique has been widely applied. In particular, Fourier-transform infrared spectroscopy with attenuated total reflectance (FTIR-ATR) is a technique that provides information from a few milligrams of dried and ground algal material (Murano, 1995; Freile-Pelegrián & Murano, 2005; Gómez-Ordóñez & Rupérez, 2011).

In general, the chemical and physical properties of agar vary with the species and with environmental factors such as light, nutrients, salinity, and temperature (Oyieke, 1993; Armisen, 1995). Vergara-Rodarte *et al.* (2010) found that native agar properties of *G. parvispora* (as *G. vermiculophylla*), inhabiting a Temperate-Tropical region showed seasonal variations, where the highest values for agar yield, gel strength, melting temperature and gelling temperature occurred in summer. In that research, the agar properties were improved by an alkali treatment (Vergara-Rodarte *et al.*, 2010).

In particular, for *Gracilaria* species distributed in Tropical regions, the agar yield and gel strength are higher during the dry season in comparison with the rainy season, and this is associated with high salinity and high seawater temperature (John & Asare, 1975; Marinho-Soriano

*et al.*, 2001; Buriyo & Kivaisi, 2003; Orduña-Rojas *et al.*, 2008). Also, higher 3,6-anhydrogalactose (3,6-AG) and sulfate contents occurs in dry season with positive correlations to sea surface water temperature; as well as a negative correlation between 3,6-AG and sulfate content (Oyieke, 1993; Buriyo & Kivaisi, 2003; Freile-Pelegrián & Murano, 2005; Orduña-Rojas *et al.*, 2008).

The aim of this study was to determine spatial and seasonal trends in the physical and chemical properties of *G. parvispora* native agar, from three coastal lagoons located in the TMP, and their correlation with salinity and temperature.

## MATERIAL AND METHODS

**Study areas.** *G. parvispora* was collected in three points located in three localities in the states of Oaxaca and Chiapas: Ballenato in Chantuto-Panzacola Lagoon, Chiapas (August 5, 2015 and April 13, 2016) ( $15.1661^\circ \text{ N}$ ,  $92.8596^\circ \text{ W}$  to  $15.1652^\circ \text{ N}$ ,  $92.8609^\circ \text{ W}$ ); Paredón in Mar Muerto Lagoon, Oaxaca-Chiapas (August 6, 2015 and April 14, 2016) ( $16.0405^\circ \text{ N}$ ,  $93.8712^\circ \text{ W}$  to  $16.0523^\circ \text{ N}$ ,  $93.8713^\circ \text{ W}$ ); and San Vicente, in the Superior Lagoon, Oaxaca (August 7, 2015 and April 15, 2016) ( $16.3692^\circ \text{ N}$ ,  $94.9597^\circ \text{ W}$  to  $16.3675^\circ \text{ N}$ ,  $94.9598^\circ \text{ W}$ ). In the region, the rainy season occurs from May to November, and the dry season occurs from December to April (Contreras *et al.*, 1997; Tapia-García *et al.*, 2011).

**Sampling.** *G. parvispora* thalli were collected along three transects (100 m  $\times$  5 m) from August 5-7, 2015 (rainy season) and April 13-15, 2016 (dry season). The collect was carried out only once for each sampling site per season. Transects were placed parallel to the sandy bar, separated from each other by 30 m, and at a maximum depth of 1.5 m. At six points along each transect, environmental parameters (temperature and salinity only) were recorded using a CTD profiler (CastAway™-CTD). The collected seaweeds were sun-dried on the beach and later transported to the laboratory, where they were ground to 0.8 mm and stored in plastic bags at room temperature. Species identification was carried out considering morphological and reproductive characteristics (Abbott, 1985; Dreckmann, 1999; García-Rodríguez *et al.*, 2013).

**Agar extraction.** The extraction was carried out in triplicate and according to the method of Arvizu-Higuera *et al.* (2008). Fifteen grams of dry seaweed were placed in 800 mL of hot distilled water; when the solution reached  $80^\circ\text{C}$ , the pH was adjusted to 6.2-6.5 with 10% phosphoric acid. The seaweeds were boiled for 1.5 h, and the extract obtained was mixed with diatomaceous earth and filtered under vacuum pressure. The clarified filtrate was allowed to gel at room temperature on plastic trays and then frozen overnight and subsequently thawed at room temperature. The agar was dehydrated with 96% ethanol and dried in an oven at  $55^\circ\text{C}$  for 24 h. The agar yield was calculated as the percentage of dry matter.

**Physical properties.** In order to measure the gel strength, melting and gelling temperatures, a 1.5% solution (w/v) of each native agar sample was prepared. The solution was stored in plastic containers ( $8 \times 3.5 \times 3 \text{ cm}$ ) and allowed to gel at room temperature ( $22^\circ\text{C}$ ) overnight. Gel strength was measured using a texture analyzer (TA.XT plus, Stable Micro Systems, Godalming, Surrey, UK) and Exponent 32® software (Camacho & Hernández-Carmona, 2012). To measure melting temperature, agar solution was poured into a test tube (1.7 cm diameter, 15 cm



height) and allowed to gel. Later on, an iron ball (7 mm diameter) was placed on the gel surface. The test tube was clamped in a water bath, and the temperature gradually increased. The melting temperature was recorded with a thermocouple thermometer (Digi-Sense 8528-20, Cole-Parmer Instrument Co., Niles, IL, USA) when the gel started to melt, and the ball sank into the solution. Gelling temperature was measured using the same solution that was allowed to cool down while continuously moving the tube vertically and horizontally. The probe of the thermocouple thermometer was inserted into the solution, and when it ceased flowing, the gelling temperature was recorded. Hysteresis was calculated as the difference between the melting and gelling temperatures (Arvizu-Higuera *et al.*, 2008).

**Chemical properties.** The 3,6-AG content was determined by the resorcinol-acetal method (Yaphe & Arsenault, 1965), using D-fructose as standard. Absorbance was measured at 555 nm. The concentration of sulfates was determined by the rhodizonate method (Terho & Hartiala, 1971), using sodium sulfate as standard. Absorbance was measured at 520 nm.

**Statistical analysis.** Data were computed to obtain the average and standard error ( $\pm 1$  SE). Comparisons of physical and chemical properties of native agar samples, both between localities and seasons, were tested with a two-way multivariate analysis of variance (MANOVA), at  $\alpha = 0.05$ . MANOVA assumptions were evaluated through a residual analysis for the linear model test (Dobson, 2002). When significant differences in the MANOVA test were obtained ( $p < 0.05$ ), a posteriori ANOVA on the significant variables was carried out, and a Tukey test was applied to evaluate levels, factors, and interactions effects (Hair *et al.*, 1999). Also, the Parsons coefficient was computed between agar properties and salinity and temperature values, as well as between agar properties (Statistica v.8 Software, StatSoft 2008). For the variables measured as percentages, in order to accomplish normality assumptions, they were arcsine-transformed (Zar, 2010).

**FTIR-ATR spectroscopy analysis.** FTIR spectra were acquired with a Perkin Elmer spectrophotometer model TWO with ATR. Each spectrum was obtained by adding 18 scans at a resolution of  $4 \text{ cm}^{-1}$  in the spectral range of  $500\text{-}4000 \text{ cm}^{-1}$ . The spectra were made with Spectra-gryph v1.2.10 software (Menges, 2020).

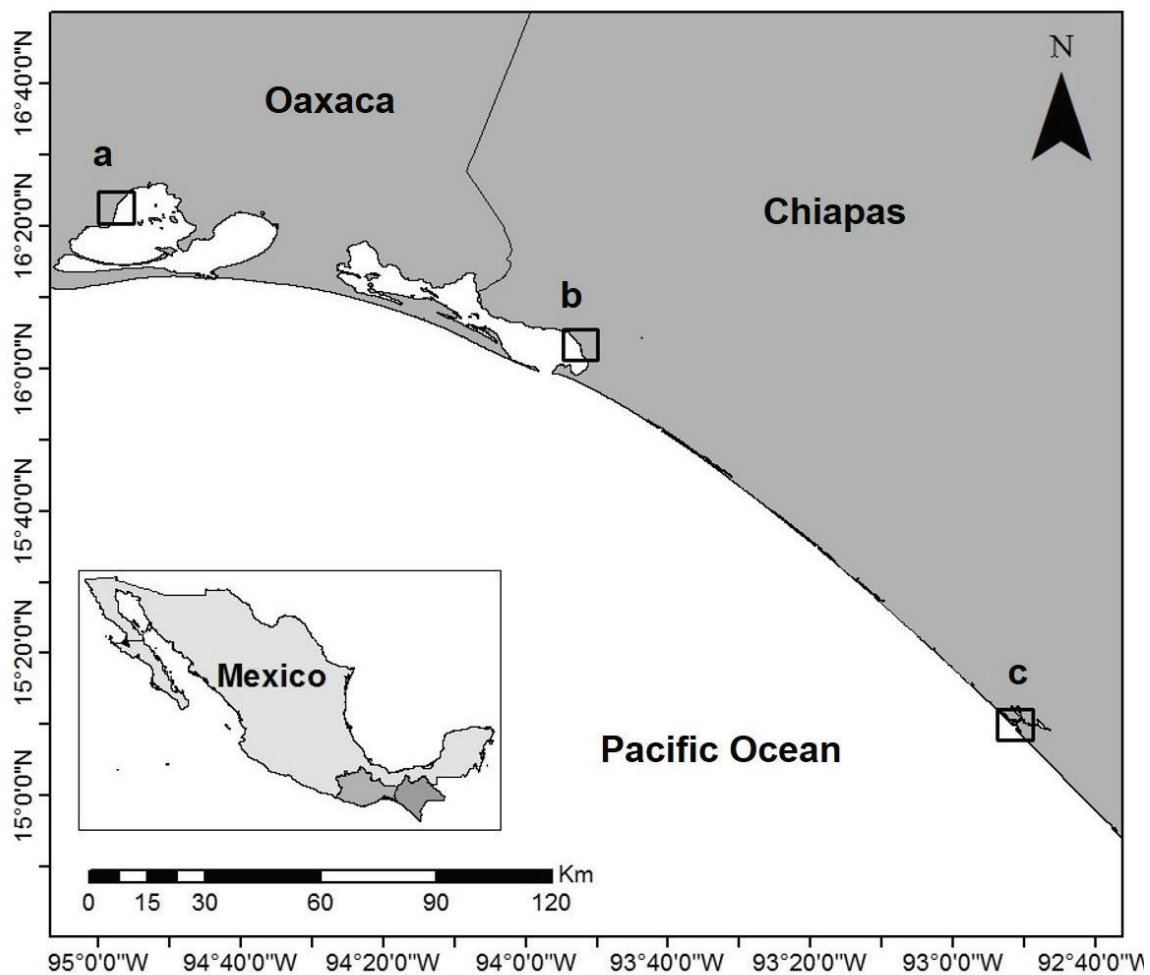


Figure 1. Study area. Sampling sites in coastal lagoons in the Tropical Mexican Pacific: a) San Vicente, b) Paredón, and c) Ballenato.

## RESULTS

**Agar.** Significant differences ( $p < 0.05$ ) were obtained for all the assessed variables (Table 1), except for the gelling temperature that was not affected by the locality, season, or locality/season interaction effect ( $p > 0.05$ ). The significant differences were associated with locality and/or season or their interaction. The locality factor affected agar yield, gel strength, melting temperature and gel hysteresis (Table 2). The season factor was significant for 3,6-AG and sulfate concentration and agar yield. The interaction effect was obtained for agar yield, gel strength, melting temperature and hysteresis (Table 2).

The agar yield during the study period was  $18.5 \pm 0.01\%$ . The highest agar yield was recorded from Paredón ( $20.6 \pm 0.01\%$ ), and it was significantly different from the other localities; also, a significantly higher value was obtained in the dry season ( $19.9 \pm 0.004\%$ ) in comparison with the rainy season ( $17 \pm 0.004\%$ ) (Fig. 2). For the interaction effect, the agar yield values for Ballenato ( $19.8 \pm 0.01\%$ ) and Paredón ( $23.7 \pm 0.01\%$ ) during the dry season were significantly higher, while no significant differences were detected between seasons for San Vicente (Fig. 2).

**Table 1.** Two-way MANOVA of physical and chemical properties of native agar extracted from *Gracilaria parvispora*, and for the measured environmental parameters.

Effect	$\lambda$ Wilks	F	DF effect	DF error	p
<b>Physical and chemical agar properties</b>					
Locality	0.024	6.370	12	14	< 0.001*
Season	0.053	20.667	6	7	< 0.001*
Locality/season interaction	0.040	4.694	12	14	0.003*
<b>Environmental parameters</b>					
Locality	0.001	153.77	4	22	< 0.001*
Season	0.011	472.847	2	11	< 0.001*
Locality/season interaction	0.020	35.7	4	22	< 0.001*

DF = Degrees of freedom; F = Proportion of variance; p = Probability values; \*significant value ( $p < 0.05$ ).

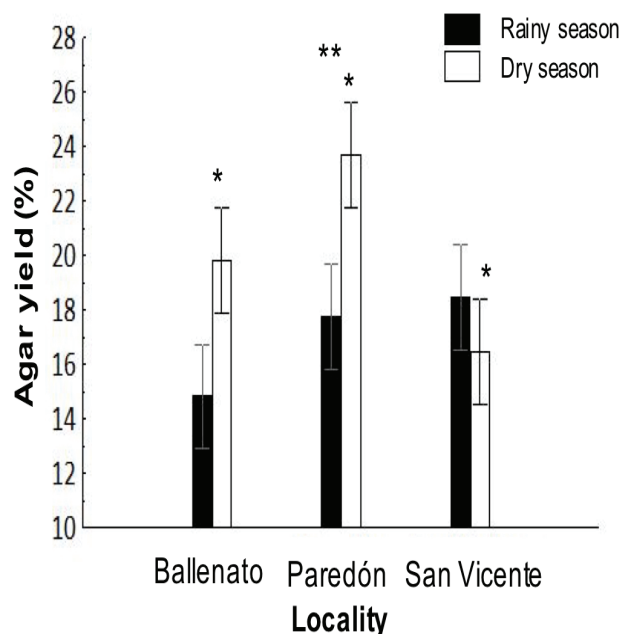


Figure 2. Interaction, locality, or season effects on native agar yield obtained from *Gracilaria parvispora* collected in three localities in the Tropical Mexican Pacific,  $n = 3$ . The asterisk (\*) over the dry season bar indicates the presence of single seasonal effect, the agar yield was significantly higher for dry season. Two asterisks (\*\*) indicate the presence of single locality effect, and they are placed over the bars corresponding to the locality that was significantly different.

The values obtained for gel strength, melting temperature, and hysteresis for the study period were  $259.2 \pm 20.1 \text{ g cm}^{-2}$ ,  $74.6 \pm 2.0^\circ\text{C}$ , and  $38.1 \pm 3.1^\circ\text{C}$ , respectively. The gel strength ( $367.3 \pm 14.2 \text{ g cm}^{-2}$ ) and melting temperature ( $80.2 \pm 1.4^\circ\text{C}$ ) for Ballenato were significantly different to those for the other two localities. A significant difference for hysteresis was found only between Ballenato ( $44.3 \pm 2.2^\circ\text{C}$ ) and San Vicente ( $33.5 \pm 2.2^\circ\text{C}$ ). Gel strength, melting temperature and hysteresis of agar gels from the Ballenato sample showed higher values (Fig. 3 a-c). Regarding the locality/season interaction effect, for Paredón during the rainy season, gel strength ( $267.3 \pm 20.1 \text{ g cm}^{-2}$ ), melting temperature ( $78.5 \pm 2.0^\circ\text{C}$ ) and hysteresis ( $43.5 \pm 3.1^\circ\text{C}$ ) were significantly higher, while for San Vicente during the dry season, melting temperature ( $79.7 \pm 2.0^\circ\text{C}$ ) and hysteresis ( $43.3 \pm 2.0^\circ\text{C}$ ) were also significantly higher. For Ballenato, no significant difference was detected between seasons (Fig. 3 a-c).

The gelling temperature did not show significant differences between seasons and/or localities or interaction effects. For the study period, the gelling temperature was  $35.6 \pm 3.9^\circ\text{C}$ ; the higher values were obtained for San Vicente during the rainy season, while the lower values were obtained for Paredón during the dry season (Fig. 4).

The 3,6-AG and sulfate content in agar samples obtained in the study period was  $33.5 \pm 4.5\%$ , and  $8.9 \pm 4.7\%$ , respectively. The 3,6-AG content was higher in the dry season ( $36.2 \pm 0.02\%$ ) than in the rainy season ( $30.7 \pm 0.02\%$ ) (Fig. 5a), while the sulfate content was significantly higher in the rainy season ( $12.69 \pm 0.21\%$ ) than in the dry season ( $4.75 \pm 0.15\%$ ) (Fig. 5b).

**Table 2.** A posteriori test of physical and chemical properties of native agar extracted from Gracilaria parvispora, and of the measured environmental parameters.

Source of variation	DF	SS	MS	F	P
<b>Agar yield</b>					
Season	1	20.67	20.67	16.139	0.001*
Locality	2	23.68	11.84	9.247	0.003*
Interaction	2	30.37	15.19	11.858	0.001*
Error	12	15.37	1.28		
<b>Gel strength</b>					
Season	1	1874	1874	1.549	0.237
Locality	2	109162	54581	45.112	0.000*
Interaction	2	44504	22252	18.391	0.000*
Error	12	14519	1210		
<b>Melting temperature</b>					
Season	1	9	9	0.718	0.413
Locality	2	285.6	142.8	11.360	0.001*
Interaction	2	665.2	332.6	26.460	0.000*
Error	12	150.8	12.6		
<b>Gelling temperature</b>					
Season	1	8.24	8.24	0.743	0.405
Locality	2	67.28	33.64	3.036	0.086
Interaction	2	47.09	23.54	2.125	0.162
Error	12	132.98	11.08		
<b>Hysteresis</b>					
Season	1	34.51	34.51	1.209	0.293
Locality	2	370.78	185.39	6.495	0.012*
Interaction	2	859.43	429.72	15.055	0.000*
Error	12	342.51	28.54		
<b>3,6-AG</b>					
Season	1	50.34	50.34	10.914	0.006*
Locality	2	1.32	0.66	0.143	0.868
Interaction	2	22.5	11.28	2.445	0.129
Error	12	55.35	4.61		
<b>Sulfates</b>					
Season	1	308.62	308.62	49.808	0.000*
Locality	2	34.36	17.178	2.772	0.102
Interaction	2	30.47	15.238	2.459	0.127
Error	12	74.354	6.196		
<b>Salinity</b>					
Season	1	73.91	73.91	1016.036	0.000*
Locality	2	78.55	39.27	539.926	0.000*
Interaction	2	33.82	16.91	232.472	0.000*
Error	12	0.87	0.07		
<b>Surface water temperature</b>					
Season	1	0.39	0.39	2.399	0.147
Locality	2	22.80	11.40	70.725	0.000*
Interaction	2	12.99	6.49	40.285	0.000*
Error	12	1.93	0.16		

DF = Degrees of freedom; SS = Sum of squares; MS = Mean squares; F = Proportion of variance; p = Probability values; \*significant value ( $p < 0.05$ ).

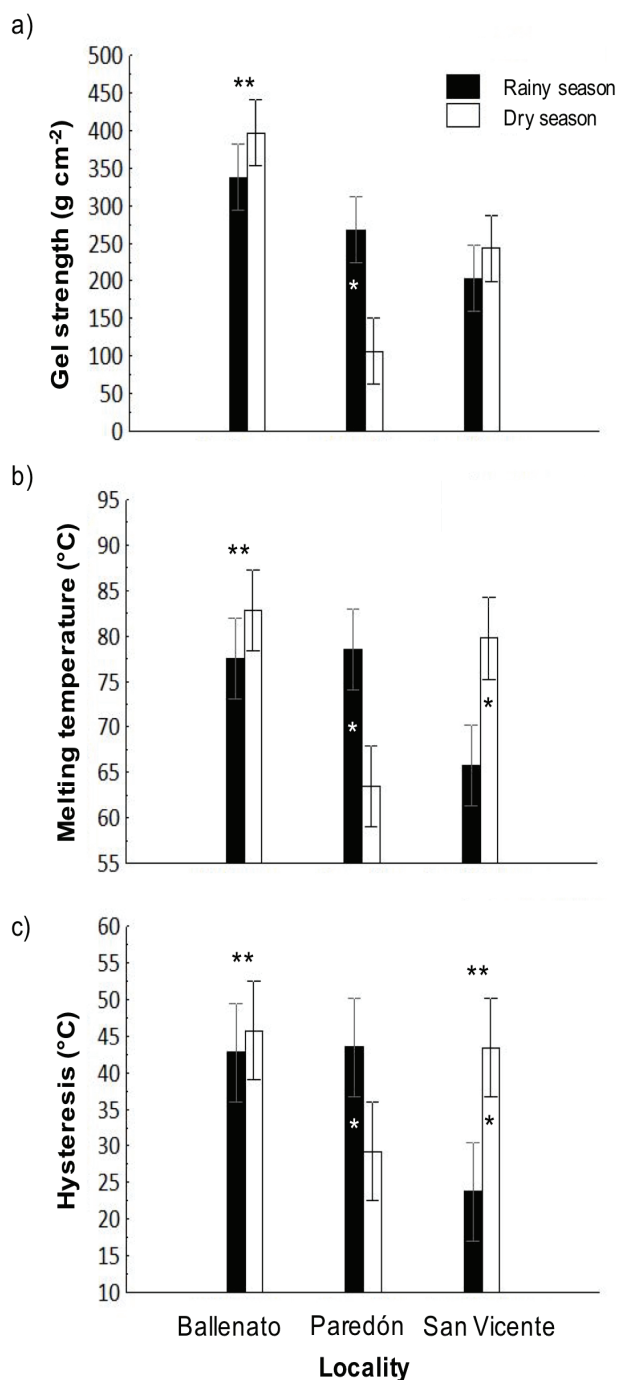


Figure 3 a-c. Interaction, locality, or season effects on gel strength (a), melting temperature (b) and hysteresis (c) of native agar obtained from *Gracilaria parvispora* collected in three localities in the Tropical Mexican Pacific,  $n = 3$ . One asterisk (\*) indicates the presence of locality/season interaction effect, the asterisk is placed over the bar season corresponding to the highest values obtained for each locality. Two asterisks (\*\*) indicate the presence of single locality effect, they are placed over the locality bars that presented significant differences. For hysteresis, Ballenato and San Vicente samples were significantly different each other.

Agar properties were correlated with each other in different ways. For example, agar yield showed a negative correlation with gel strength and melting temperature, but a positive correlation with 3,6-AG content. Moreover, gel strength was positively correlated with melting temperature and hysteresis. Melting temperature showed a positive correlation with hysteresis. Finally, hysteresis was negatively correlated with gelling temperature, while sulfate content was negatively correlated with 3,6-AG content (Table 3).

**Environmental parameters.** Average salinity values were significantly different ( $p < 0.05$ ) among the effects given by locality, season, and for the locality/season interaction (Tables 1 and 2). For the locality effect, the highest salinity was recorded in San Vicente ( $39.5 \pm 0.1$ ), followed by Paredón ( $32.5 \pm 0.1$ ) and Ballenato ( $30.8 \pm 0.1$ ), while a seasonal effect was significant, with higher values during the dry season ( $38.7 \pm 0.1$ ) than during the rainy season ( $34.6 \pm 0.1$ ) (Fig. 6). The salinity was significantly ( $p < 0.05$ ) different for all the localities between seasons.

The surface water temperature was significantly different ( $p < 0.05$ ) between localities and for the locality/season interaction effects (Tables 1 and 2). The highest surface water temperature was in Paredón ( $32.5 \pm 0.2^\circ\text{C}$ ), followed by Ballenato ( $30.8 \pm 0.2^\circ\text{C}$ ) and San Vicente ( $29.8 \pm 0.2^\circ\text{C}$ ), while significantly different values were obtained for all the localities between seasons (Fig. 7).

The relation between salinity and surface water temperature with agar properties showed a negative correlation between gelling temperature and surface water temperature ( $r = -0.55$ ), and a negative correlation between sulfate content and salinity ( $r = -0.49$ ) (Table 3).

**FTIR-ATR spectroscopy analysis.** The FTIR-ATR spectrum of native agar samples extracted from *G. parvispora* (Figs. 8 and 9) showed a pattern of absorption bands at 1240-1260, 1040, 930, 890, 868, 850 and 820-805  $\text{cm}^{-1}$  which correspond to a sulfated polysaccharide agar type (Matsuhira, 1996; Pereira *et al.*, 2013).

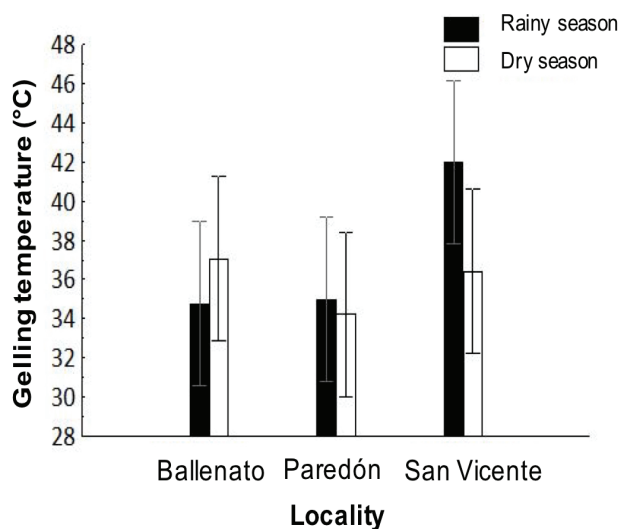


Figure 4. Spatial and seasonal variations in gelling temperature of native agar obtained from *Gracilaria parvispora* collected in three localities in the Tropical Mexican Pacific,  $n = 3$ . No significant differences were detected.

**Table 3.** Correlations between physical and chemical properties of extracted agar from *Gracilaria parvispora*, and those versus environmental parameters.

Agar properties and environmental parameters	Y	GS	MT	GT	H	3,6AG	SO <sub>4</sub> C	S	SWT
Agar yield: Y	-	-0.52*	-0.48*	0.06	-0.42	0.48*	-0.10	-0.01	0.00
Gel strength: GS		-	0.79*	0.04	0.64*	0.09	-0.31	-0.25	-0.11
Melting temperature: MT			-	-0.23	0.92*	-0.00	-0.37	0.14	0.17
Gelling temperature: GT				-	-0.59*	0.21	0.27	0.02	-0.51*
Hysteresis: H					-	-0.09	-0.42	0.10	0.34
3,6-AG content: 3,6AG						-	-0.61*	0.21	-0.21
Sulfate content: SO <sub>4</sub> C							-	-0.49*	0.07
Salinity: S								-	-0.10

\*Significant correlations (p < 0.05).

### DISCUSSION

This research is the first one about the physical and chemical properties of native agar obtained from *G. parvispora* inhabiting Tropical regions. Overall, the agar properties had significant differences among locations and seasons. There were no significant correlations between agar properties and environmental parameters, except for the gelling temperature vs surface water temperature, and sulfate content vs salinity (Table 3). The lack of correlations could be associated with the prevalence of high salinity and temperature values on the sampling periods, where variations were not biologically significant.

According to the environmental characteristics for the region, the samplings were done at the end of the dry season (April) and in the middle of the rainy season (August) (rainy season from May to November, and the dry season from December to April, Contreras *et al.*, 1997; Tapia-García *et al.*, 2011). Thus, the obtained results in this study are a guide to know how the agar properties are for *G. parvispora* inhabiting in Tropical Mexican Pacific concerning the seasons and localities; however, a continuous sampling would support a complete understanding of the seasonal variation of agar properties.

For *G. parvispora* but inhabiting a Temperate-Tropical region, Vergara-Rodarte *et al.* (2010) determined seasonal effects on yield, gelling temperature, gel strength, and melting temperature in native and alkali-treated agar. Their described patterns agree with the obtained results in the present study, except for gelling temperature. Regarding the obtained values for native agar properties, the results by Vergara-Rodarte *et al.* (2010) are also similar to those of the present study, except for agar yield and gel strength that were higher and lower than those we have obtained, respectively.

In particular, the mean agar yield obtained were  $18.5 \pm 3.1$  %, with a range from  $14.8 \pm 0.01$  % for Ballenato in rainy season to  $23.7 \pm 0.01$  % for Paredón in dry season, respectively. This range was near to those of other invasive species of the Gracilariaceae tribe (Gurgel *et al.*, 2018) in Temperate-Tropical regions, e.g., *G. parvispora* (15-34.6%) (Arvizu-Higuera *et al.*, 2008; Krueger-Hadfield *et al.*, 2016, as *G. vermiculophylla*),

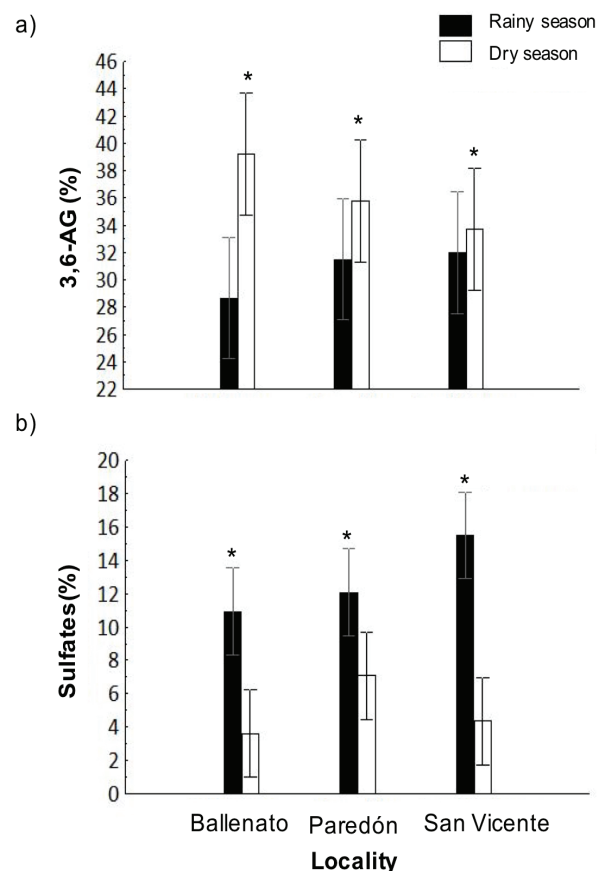


Figure 5 a-b. Interaction, locality, or season effects on 3,6-AG (a) and sulfate content (b) of native agar obtained from *Gracilaria parvispora* collected in three localities in the Tropical Mexican Pacific, n = 3. Asterisk (\*) indicates the presence of single season effects, the asterisk is placed over the season bar corresponding to the highest obtained values for agar properties.

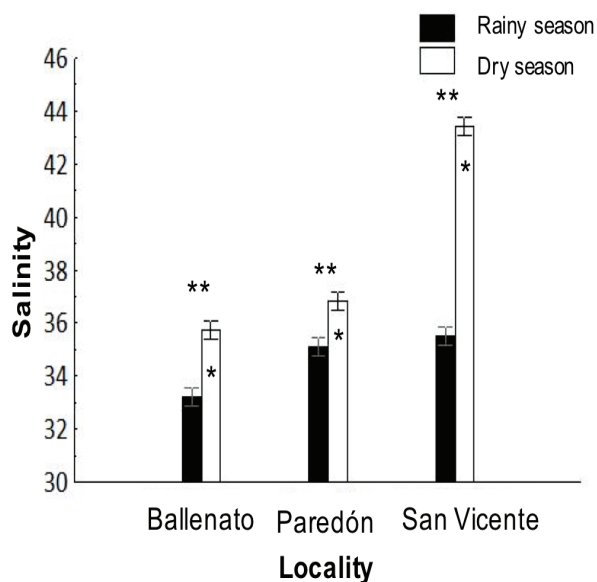


Figure 6. Interaction, locality, or season effects on salinity from the sampled locations, and during the rainy (August 2015) and dry seasons (April 2016). One asterisk (\*) indicates the presence of single seasonal effect, and single asterisks are placed over the de bars season corresponding to the highest values obtained for salinity. Two asterisks (\*\*) indicate the presence of single locality effect, and these are placed over the localities bars that presented significant differences between each other for salinity.

and *Agarophyton vermiculophyllum* (Ohmi) Gurgel, J. N. Norris et Fredericq (15-33%) (Villanueva *et al.*, 2010b, as *G. vermiculophyllum*). The agar yield showed seasonal differences, with lower values during the rainy season, and lower salinity (Figs. 2 and 6). The obtained results agree with previous studies on other Gracilarieae tribe species in Tropical or Temperate-Tropical regions, where a low agar yield was obtained in the rainy season when both, a lower salinity and water temperature occur. This has been explained as an effect by rainwater leach to the coast that impacts the physiological performance of the seaweed (e.g., ionic balance, cellular exudation) (John & Asare, 1975; Buriyo & Kivaisi, 2003; Orduña-Rojas *et al.*, 2008). In contrast, high agar yields have been reported for the rainy season and as the result of the agar deposition between the cell walls to increase structural support in low-salinity waters (Bird, 1988; Sornalakshmi, 2017).

Regarding the gel strength of *G. parvispora* native agar, this was higher (e.g., Ballenato  $367.3 \pm 14.2$  g cm<sup>-2</sup>) than other reports from Tropical Gracilarieae tribe species, such as *G. cervicornis* (Turner) J. Agardh (< 50 g cm<sup>-2</sup>) (Freile-Pelegrín & Murano, 2005), *G. parvispora* (170 g cm<sup>-2</sup>) (Vergara-Rodarte *et al.*, 2010, as *G. vermiculophyllum*), and *Hydropuntia edulis* (S. G. Gmelin) Gurgel & Fredericq (78.05-166.66 g cm<sup>-2</sup>) (Lee *et al.*, 2016; as *G. edulis*). The negative correlation that was detected between gel strength and agar yield ( $r = -0.52$ , Table 3) has been described for other Gracilarieae tribe species such as *Crassiphycus crassissimus* (P. Crouan & H. Crouan) Gurgel, J. N. Norris & Fredericq (Freile-Pelegrín & Murano, 2005; as *G. crassissima*) in a Tropical region, and *G. parvispora* in a Temperate-Tropical region (Arvizu-Higüe-

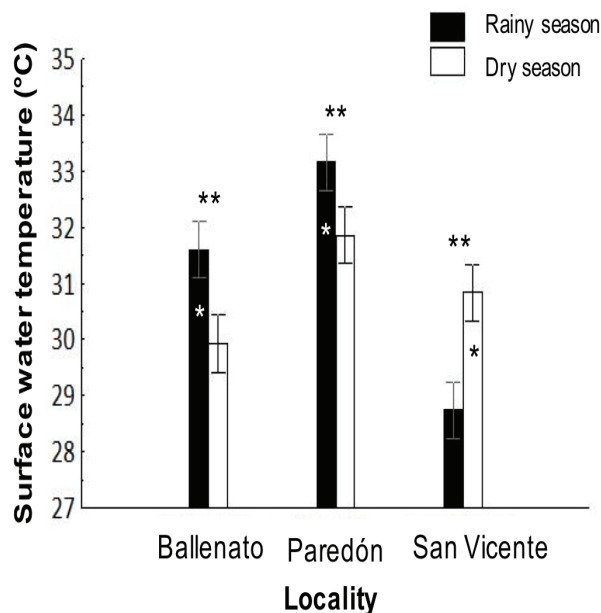


Figure 7. Interaction, locality, or season effects on the surface water temperature from sampled locations, and during rainy (August 2015) and dry seasons (April 2016). One asterisk (\*) indicates the presence of single seasonal effect, the asterisk is placed over the bar season corresponding to the highest values obtained for temperature for each locality. Two asterisks (\*\*) indicate the presence of single locality effect, and they are placed over the localities bar with significant differences. All the temperatures were significant different among localities.

ra *et al.*, 2008; Krueger-Hadfield *et al.* 2016; as *G. vermiculophyllum*). Interspecific differences also have been reported for gel strength and attributed to structural differences among agar molecules that define the gelling properties of agar (substitution patterns, molecular weight, and distribution) (Oyieke, 1993; Marinho-Soriano *et al.*, 2001; Lee *et al.*, 2016)

Regarding the gelling temperature of native agar from *G. parvispora*, the obtained values were in accordance with standard values (32°C to 39°C), while hysteresis and melting temperature were lower than the standard values (hysteresis > 45°C, melting temperature  $\geq 85^\circ\text{C}$ ) (Murano, 1995; Armisen & Galatas, 2000). However, the hysteresis obtained for Ballenato gels was close to the required standards. In general, the gelling temperature is influenced by the presence of methyl groups on the agar molecular structure, the melting temperature depends on the molecular weight (higher molecular weight results in higher melting temperature), and high hysteresis derives from high agarose content (Murano, 1995; Armisen & Galatas, 2000).

The mean 3,6-AG content obtained for *G. parvispora* agar was  $33.5 \pm 4.5$  %, which ranged from  $28.6 \pm 4.4$  % to  $39.2 \pm 4.5$  %. This range agree with those obtained for other Gracilarieae tribe species (from Temperate to Tropical regions) (25.4-40.3%), including *G. tenuistipitata* var. *liui* Zhang & M. Xia (25.3%) from Temperate-Tropical regions, and *Hydropuntia edulis* (as *G. edulis*) (37.5%) and *G. gracilis* (Stackhouse) Steentoft, L. M. Irvine & Farnham (40.3%) from Tropical regions (Rebello *et al.*, 1997). The sulfate content obtained for *G. parvispora* in the dry season ( $4.75 \pm 0.15\%$ ) falls in the range of values cited for the genus

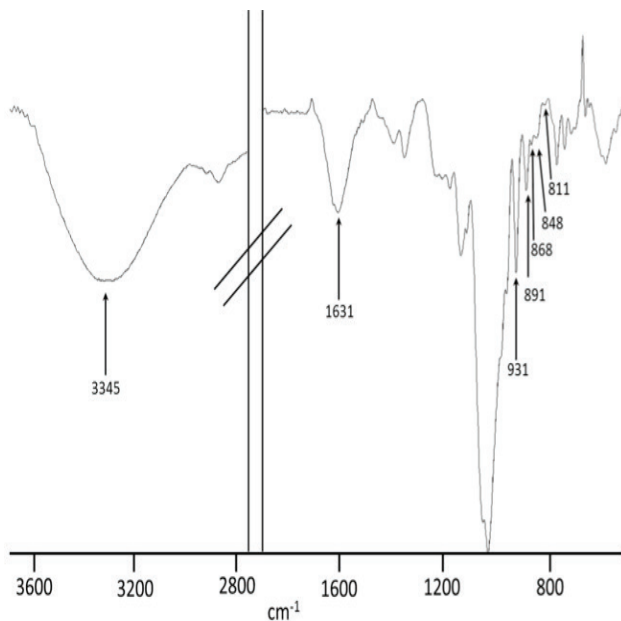


Figure 8. FTIR-ATR spectrum of a native agar sample obtained from *Gracilaria parvispora* representative of the dry season (Paredón locality).

*Gracilaria* (< 10%) (Murano, 1995), while the sulfate content obtained in the rainy season is higher than those values ( $12.69 \pm 0.21\%$ ). The negative correlation found between 3,6-AG and sulfate content ( $r = -0.52$ , Table 3) has also been described previously for *Gracilarieae* tribe species (Freile-Pelegrián & Robledo, 1997b). Finally, the seasonal variation of 3,6-AG and sulfate content observed agrees with the values re-

ported for several *Gracilaria* species (Murano, 1995; Hung *et al.*, 2000; Buriyo & Kivaisi, 2003).

For the FTIR-ATR spectroscopy analysis, the spectra show absorption bands at  $3330\text{ cm}^{-1}$  assigned to OH groups, and a weak signal at  $2943\text{ cm}^{-1}$  assigned to  $\text{CH}_2$  groups. The band at  $2896\text{ cm}^{-1}$  is attributed to  $\text{CH}_3$  groups; the highest intensity of this band with respect to that for  $\text{CH}_2$  suggests the presence of methyl esters ( $\text{O-CH}_3$ ). The signals observed in the range of  $1380\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$  are related to the vibrational modes of sulfate groups, mainly the bands around  $1245\text{ cm}^{-1}$ . This band is related to the presence of  $\alpha\text{-L-galactose-6-sulfate}$ , a precursor of 3,6-AG which gives a strong signal at  $930\text{ cm}^{-1}$  corresponding to the vibrational modes of the C-O-C bridge present in this monomer. Weak signals observed at  $868\text{ cm}^{-1}$  correspond to L-galactose-6-sulfate; the bands at  $850$  and  $820\text{ cm}^{-1}$  are attributed to vibrations of the sulfate group of D-galactose-4-sulfate (Figs. 8 and 9) (Praiboon *et al.*, 2006; Villanueva *et al.*, 2010a; Barros *et al.*, 2013; Guerrero *et al.*, 2014).

In sulfated polysaccharides such as agar, the position of the sulfate groups can be determined by the absorption bands in the range of  $800\text{--}880\text{ cm}^{-1}$ . In the literature, the bands at  $845\text{ cm}^{-1}$  and a small shoulder at  $830\text{ cm}^{-1}$  are attributed to vibrations of the 4-O-sulfate and 2-O-sulfate bonds of D-galactose; the signals at  $820$  and  $805\text{ cm}^{-1}$  are attributed to substitutions in the C6 and C2 carbons of L-galactose and 3,6-AG, respectively. The presence of sulfates in carbon 4 of L-galactose is related to gel strength, a parameter of agar quality (Tako, 2015). This signal decreases with alkaline treatment (Fig. 9), and the gel strength increases; other bands that are affected and that are representative of the presence of sulfates are those in the range of  $1380\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$ , specifically those around  $1245\text{ cm}^{-1}$ . When L-galactose-6 sulfate loses sulfate due to alkaline treatment, this band decreases in intensity; L-galactose-6 sulfate gives way to 3,6-AG, and the band at  $930\text{ cm}^{-1}$  increases and, with this, the gel strength (Mazumder *et al.*, 2002; Viana *et al.*, 2004; Heydari *et al.*, 2014).

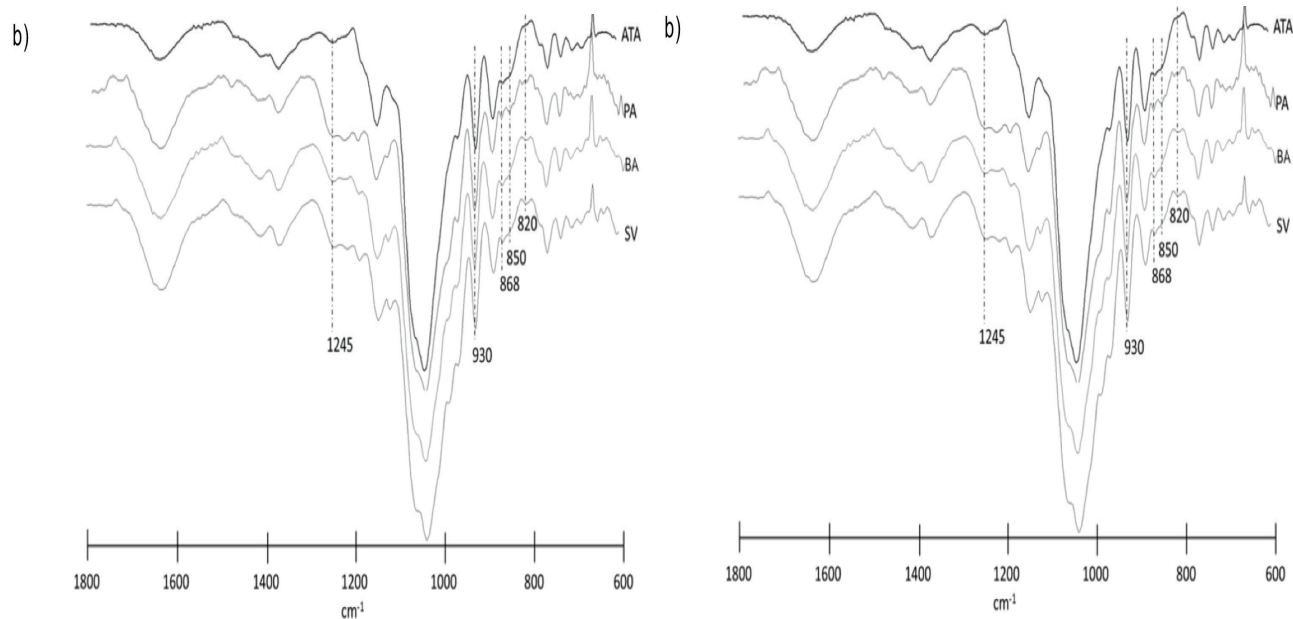


Figure 9. Comparative FTIR-ATR spectra of the native agar obtained from *Gracilaria parvispora* collected in the localities of Paredón (PA), San Vicente (SV) and Ballenato (BA), in the rainy season (a) and dry season (b).

The native agar of *G. parvispora* shows a pattern of substitution of sulfate groups similar to those obtained from other sources previously reported (Praiboon *et al.*, 2006). Moreover, it does not show considerable differences between either samples collected in a different area or at different times.

In conclusion, the properties of native agar from *G. parvispora* are similar to those for other Gracilariaceae tribe species distributed in Tropical and Temperate-Tropical regions. The agar yield was relatively low, but it is in the range previously cited for *G. parvispora* and for other *Gracilaria* species. The gel strength of *G. parvispora* native agar from TMP is higher than reported for other Gracilariaceae tribe species; however, the gel strength does not comply with the standards required for commercial use. Melting temperature and hysteresis values were low and close to the characteristic values of agar gels. The gelling temperature was lower than those established for the genus. The mean values for 3,6-AG and sulfate content are in the range reported for other Gracilariaceae tribe species. In particular, the best native agar properties of *G. parvispora* were found for gels obtained from Ballenato samples and during the dry season. The gel strength and melting temperature were close to standard values. Moreover, in order to improve gel properties, it may be necessary to carry out an alkaline treatment as proposed by Freile-Pelegrín and Robledo (1997a) and Arvizu-Higuera *et al.* (2008). Finally, a longer sampling period is suggested to follow the continuous agar variations along the time.

## ACKNOWLEDGMENTS

EFRA express their thanks for the fellowship granted under the PRO-DEP-SEP project titled "Especies exóticas de México". MJTM is grateful for the scholarships sponsored by the previously cited project. GHC, DLAH, MMO and YERM thank the COFAA and EDI programs of the IPN for the fellowship awarded.

## REFERENCES

- ABBOTT, I. A. 1985. Sección IV. *Gracilaria*. In: Abbott, I. A. & J. N. Norris (eds.). *Taxonomy of Economic Seaweeds with Reference to Some Pacific and Caribbean Species*. California Sea Grant College Program, La Jolla, CA, pp. 115-156.
- ARMISÉN, R. 1995. World-wide use and importance of *Gracilaria*. *Journal of Applied Phycology* 7: 231-243.
- ARMISÉN, R. & F. GALATAS. 1987. Production, properties and uses of agar. In: McHugh, D. J. (ed.). *Production and Utilization of Products from Commercial Seaweeds*. FAO Fisheries Technical Paper 288. FAO, Rome, pp. 1-57.
- ARMISÉN, R. & F. GALATAS. 2000. Agar. In: Phillips, G. & P. Williams (eds.). *Handbook of Hydrocolloids*. CRC, Boca Raton, FL, pp. 21-40.
- ARVIZU-HIGUERA, D. L., Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS, J. I. MURILLO-ÁLVAREZ, M. MUÑOZ-OCHOA & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2008. Effect of alkali treatment time and extraction time on agar from *Gracilaria vermiculophylla*. *Journal of Applied Phycology* 20: 515-519.
- BARROS, F. C. N., D. C. DA SILVA, V. G. SOMBRA, J. S. MACIEL, J. P. FEITOSA, A. L. FREITAS & R. C. DE PAULA. 2013. Structural characterization of polysaccharide obtained from red seaweed *Gracilaria caudata* (J. Agardh). *Carbohydrate Polymers* 92(1): 598-603.
- BIRD, K. T. 1988. Agar production and quality from *Gracilaria* sp. strain G-16: effects of environment factors. *Botanica Marina* 31: 33-39.
- BURIYO, A. S. & A. K. KIVAIISI. 2003. Standing stock, agar yield and properties of *Gracilaria salicornia* harvested along the Tanzanian coast. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 2: 171-178.
- CALLAWAY, E. 2015. Lab staple agar runs low, dwindling seaweed harvest imperils reagent essential for culturing microbes. *Nature* 528: 171-172.
- CAMACHO, O. & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2012. Fenología y alginatos de dos especies de *Sargassum* de la costa Caribe de Colombia. *Ciencias Marinas* 38(2): 381-393.
- CONTRERAS, F., O. CASTAÑEDA & R. TORRES. 1997. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en lagunas costeras del estado de Oaxaca, México. *Hidrobiológica* 7: 9-12.
- DOBSON, A. J. 2002. *An introduction to generalized linear models*. Chapman & Hall/CRC, New York. 255 p.
- DRECKMANN, K. M. 1999. El género *Gracilaria* (Rhodophyta) en el Pacífico Centro-Sur de México. I. *Gracilaria parvispora* I. A. Abbott. *Hidrobiológica* 9(1): 71-76.
- FREILE-PELEGRÍN, Y. & E. MURANO. 2005. Agars from three species of *Gracilaria* (Rhodophyta) from Yucatán Peninsula. *Bioresource Technology* 96: 295-302.
- FREILE-PELEGRÍN, Y. & D. ROBLEDO. 1997a. Effects of season on the agar content and chemical characteristics of *Gracilaria cornea* from Yucatan, Mexico. *Botanica Marina* 40: 285-290.
- FREILE-PELEGRÍN, Y. & D. ROBLEDO. 1997b. Influence of alkali treatment on agar from *Gracilaria cornea* from Yucatan, Mexico. *Journal of Applied Phycology* 9: 533-539.
- GARCÍA-RODRÍGUEZ, L. D., R. RÍOSMENA-RODRÍGUEZ, S. Y. KIM, M. LÓPEZ-MEYER, J. ORDUÑA-ROJAS, J. M. LÓPEZ-VIVAS & M. BOO. 2013. Recent introduction of *Gracilaria parvispora* (Gracilariaceae, Rhodophyta) in Baja California, Mexico. *Botanica Marina* 56(2): 143-150.
- GÓMEZ-ORDÓÑEZ, E. & P. RUPÉREZ. 2011. FTIR-ATR spectroscopy as a tool for polysaccharide identification in edible brown and red seaweeds. *Food Hydrocolloids* 25: 1514-1520.
- GUERRERO, P., A. ETXABIDE, I. LECETA, M. PEÑALBA & K. DE LA CABA. 2014. Extraction of agar from *Gelidium sesquipedale* (Rhodophyta) and surface characterization of agar based films. *Carbohydrate Polymers* 99: 491-498.
- GURGEL, C. F. D., J. N. NORRIS, W. E. SCHMIDT, H. N. LE & S. FREDERICQ. 2018. Systematics of the Gracilariaceae (Rhodophyta) including new subfamilies, tribes, subgenera, and two new genera, *Agarophyton* gen. nov. y *Crassa* gen. nov. *Phytotaxa* 374(1): 1-23.
- HAIR, J. F., R. E. ANDERSON, R. L. TATHAM & W. C. BLACK. 1999. *Análisis Multi-variante*. Prentice Hall, Madrid. 799 p.
- HEYDARI, M., M. A. NEMATOLLAHI, A. MOTAMEDZADEGAN, S. HASHEM & S. V. HOSSEINI. 2014. Optimization of the yield and quality of agar from *Gracilaria persica*. *Bulletin of Environmental, Pharmacology and Life Sciences* 3(3): 33-40.



- HUNG, L. D., H. Q. NANG & N. Q. BUU. 2000. Chemical composition of sulfated galactans agar from some *Gracilaria* species growing along the coast of southern Vietnam. *Journal of Chemistry* 38: 80-83.
- JOHN, D. M. & S. O. ASARE. 1975. A preliminary study of the variations in yield and properties of phycocolloids from Ghanaian seaweeds. *Marine Biology* 30: 325-330.
- KRUEGER-HADFIELD, S. A., G. HERNÁNDEZ-CARMONA, R. TERADA, J. M. LÓPEZ-VIVAS & R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ. 2016. New record of the non-native seaweed *Gracilaria parvispora* in Baja California - A note on Vergara-Rodarte et al. (2016). *Cryptogamie, Algologie* 37(4): 257-263. DOI:10.7872/crya/v37.iss4.2016.257
- LAHAYE, M. & W. YAPHE. 1988. Effects of seasons on the chemical structure and gel strength of *Gracilaria pseudo-verrucosa* agar (Gracilariaceae, Rhodophyta). *Carbohydrate Polymers* 8: 285-301.
- LEE, W. K., P. E. LIM, S. M. PHANG, P. NAMASIVAYAM & C. L. HO. 2016. Agar properties of *Gracilaria* species (Gracilariaceae, Rhodophyta) collected from different natural habitats in Malaysia. *Regional Studies in Marine Science* 7: 123-128.
- LEÓN-TEJERA, H. & J. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ. 2000. Macroalgal communities from Laguna Superior, Oaxaca. In: Munawar, M., S. G. Lawrence, I. F. Munawar & D. F. Malley (eds.). *Aquatic Ecosystems of Mexico. Status and Scope*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 323-334.
- MARINHO-SORIANO, E., T. S. SILVA & W. S. C. MOREIRA. 2001. Seasonal variation in the biomass and agar yield from *Gracilaria cervicornis* and *Hydropuntia cornea* from Brazil. *Bioresource Technology* 77: 115-120.
- MATEO-CID, L. E. & A. C. MENDOZA-GONZÁLEZ. 2012. Algas marinas bentónicas de la costa noroccidental de Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 905-928.
- MATSUHRO, B. 1996. Vibrational spectroscopy of seaweed galactans. *Hydrobiologia* 326(1): 481-489.
- MAZUMDER, S., P. K. GHOSAL, C. A. PUJOL, J. CARLUCCI, B. DAMONTE & B. RAY. 2002. Isolation, chemical investigation and antiviral activity of polysaccharides from *Gracilaria corticata* (Gracilariaceae, Rhodophyta). *International Journal of Biological Macromolecules* 31: 87-95.
- McHUGH, D. J. 2002. *Prospects for seaweed production in developing countries*. FAO Fisheries Circulars. No. 968. FAO, Rome. 28 p.
- McHUGH, D. J. 2003. *A guide to the seaweed industry*. FAO Fisheries Technical Paper No. 441. FAO, Rome. 105 p.
- MENDOZA-GONZÁLEZ, C. A. & L. E. MATEO-CID. 1999. Adiciones a la ficoflora marina bentónica de las costas de Oaxaca, México. *Polibotánica* 10: 39-58.
- MENGES, F. 2020. Spectragryph, optical spectroscopy software. Available online at: <https://www.ffmpeg2.de/spectragryph/download.html> (downloaded December 15, 2020).
- MURANO, E. 1995. Chemical structure and quality of agars from *Gracilaria*. *Journal of Applied Phycology* 7: 245-254.
- ORDUÑA-ROJAS, J., K. Y. GARCÍA-CAMACHO, P. OROZCO-MEYER, R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, I. PACHECO-RUIZ, J. A. ZERTUCHE & A. E. MELLING-LÓPEZ. 2008. Agar properties of two species of Gracilariaceae from the Gulf of California. *Journal of Applied Phycology* 20: 169-175.
- OYIKE, H. A. 1993. The yield, physical and chemical properties of agar from *Gracilaria* species (Gracilariales, Rhodophyta) of the Kenya Coast. *Hydrobiologia* 260/261: 613-620.
- PEREIRA, L., S. F. GHEDA & P. J. A. RIBEIRO-CLARO. 2013. Analysis by vibrational spectroscopy of seaweed polysaccharides with potential use in food, pharmaceutical, and cosmetic industries. *International Journal of Carbohydrate Chemistry* 2013: 537202. DOI:10.1155/2013/537202
- PRAIBOON, J., A. CHIRAPART, Y. AKAKABE, O. BHUMBHAMON & T. KAJIWARA. 2006. Physical and chemical characterization of agar polysaccharides extracted from the Thai and Japanese species of *Gracilaria*. *Science Asia* 32(1): 11-17.
- REBELLO, J., M. OHNO, H. UKEDA, H. KUSUNOSE & M. SAWAMURA. 1997. 3,6-anhydrogalactose, sulfate and methoxyl contents of commercial agarophytes from different geographical origins. *Journal of Applied Phycology* 9: 367-370.
- SORNALAKSHMI, V. 2017. Effects of season on the yield and properties of agar from *Gracilaria corticata*. *International Journal of Sciences, Engineering and Management* 2(12): 206-211.
- TAKO, M. 2015. The principle of polysaccharide gels. *Advances in Bioscience and Biotechnology* 6(1): 22-36.
- TAPIA-GARCÍA, M., M. C. GARCÍA-ABAD, F. E. PENAGOS-GARCÍA, J. L. MORENO-RUIZ, L. G. JUÁREZ-HERNÁNDEZ, J. M. RAMÍREZ-GUTIÉRREZ & D. HERRERA-OLAYO. 2011. Subistemas hidrológicos de la laguna Mar Muerto Oaxaca-Chiapas, México. *Lacandonia* 5(1): 97-112.
- TERHO, T. T. & K. HARTIALA. 1971. Method for determination of sulfate content of glycosaminoglycans. *Analytical Biochemistry* 41: 471-476.
- VERGARA-RODARTE, M. A., G. HERNÁNDEZ-CARMONA, Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS, D. L. ARVIZU-HIGUERA, R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ & J. I. MURILLO-ÁLVAREZ. 2010. Seasonal variation of agar from *Gracilaria vermiculophylla*, effect of alkali treatment time, and stability of its Colagar. *Journal of Applied Phycology* 22: 753-759.
- VIANA, A. G., M. D. NOSEDA, M. E. R. DUARTE & A. S. CEREZO. 2004. Alkali modification of carrageenans. Part V. The iota- $\nu$  hybrid carrageenan from *Euचेuma denticulatum* and its cyclization to iota-carrageenan. *Carbohydrate Polymers* 58(4): 455-460.
- VILLANUEVA, R. D., J. B. ROMERO, A. L. R. RAGASA & M. N. E. MONTAÑO. 2010a. Agar from the red seaweed, *Laurencia flexilis* (Ceramilales, Rhodophyta) from northern Philippines. *Phycological Research* 58(2): 151-156.
- VILLANUEVA, R. D., A. M. M. SOUSA, M. P. GONÇALVES, M. NILSSON & L. HILLIOU. 2010b. Production and properties of agar from the invasive marine alga, *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology* 22: 211-220.
- YAPHE, W. & G. P. ARSENAULT. 1965. Improved resorcinol reagent for the determination of fructose and of 3,6-anhydrogalactose in polysaccharides. *Analytical Biochemistry* 13: 143-148.
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson, New Jersey. 994 p.



## Factores socioeconómicos y pesqueros en la pesca continental de pequeña escala en la cuenca del Usumacinta, México

### Socioeconomic and fishery factors in small-scale inland fishery patterns in the Usumacinta basin, Mexico

César Argueta-Hernández<sup>1+</sup>, Manuel Mendoza-Carranza<sup>1</sup>, Alejandro Espinoza-Tenorio<sup>2</sup>, Raúl Hernández-Gómez<sup>3</sup>  
y Rocío Rodiles-Hernández<sup>4</sup>

Recibido: 26 de enero de 2021.

Aceptado: 06 de julio de 2021.

Publicado: agosto de 2021.

#### RESUMEN

<sup>1</sup> Dirección permanente: El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería Guineo, sección II, Villahermosa, Tabasco, 86280. México

<sup>2</sup> El Colegio de la Frontera Sur. Av. Rancho Polígono 2-A, Col. Ciudad Industrial, Lerma Campeche, Campeche, 24500. México

<sup>3</sup> División Académica Multidisciplinaria de los Ríos, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Tenosique-Estapilla Km. 1, Cocoyol, Tenosique de Pino Suárez, Tabasco, 86900. México

<sup>4</sup> El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, 29290. México

+Dirección actual: Instituto de Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México EPO-MEX, Campus 6, Universidad Autónoma de Campeche. Av. Héroe de Nacozari 480, Campeche, Campeche, 24029. México

El objetivo de esta investigación fue inferir cuáles son los potenciales factores socioeconómicos y pesqueros que generan diferencias en las pesquerías de pequeña escala a nivel local, usando como modelo las comunidades de Chiapas (Benemérito de las Américas-BAM y Frontera Corozal, zona selva) y Tabasco (San Pedro, Balancán y Tenosique, zona de planicie inundable) en la cuenca del Usumacinta, México. Reconocer la influencia e interacción de factores socioeconómicos locales dentro de los modelos pesqueros, permitirá una gestión que considere las particularidades de cada región o comunidad. Los datos fueron obtenidos mediante encuestas y muestreos pesqueros realizados en 2015 y 2017-2018 y analizados con árboles de inferencia condicional (AIC). Por la naturaleza socioecológica de la pesca, que incluye una gran cantidad de factores, se utilizaron dos AIC, uno para analizar los aspectos socioeconómicos y otro para analizar aspectos pesqueros. El AIC socioeconómico, indicó que la variable más importante de división entre comunidades fue el destino del producto pesquero, donde BAM queda separado, con la mayoría de las capturas para autoconsumo; la edad de los pescadores, escolaridad y estado civil también fueron importantes para distinguir las comunidades. La precisión del AIC socioeconómico fue de  $61.0 \pm 7.0$  % (95% intervalo de confianza). El AIC pesquero indicó igualmente, que BAM fue diferente, obteniendo el mayor promedio de tasa de captura ( $61.76 \pm 95.83$  kg/día de pesca) en 2015, sin distinción de especies. Las capturas estuvieron compuestas por 23 especies de peces y dos de crustáceos, capturados con siete artes de pesca, la red agallera fue la más frecuente. Se resalta la complejidad y diversidad que tiene la pesca de pequeña escala de agua dulce en escalas geográficas locales y la importancia de la aplicación de métodos de análisis complejos para poder identificar patrones y diferencias que expliquen el comportamiento de procesos socioeconómicos.

**Palabras claves:** árbol de inferencia condicional, pesquerías continentales, sistemas socioecológicos.

#### ABSTRACT

The objective of this research was to infer what are the potential socioeconomic and fishery factors that generate differences in small-scale fisheries at the local level, using as model communities of Chiapas (Benemérito de las Américas-BAM and Frontera Corozal, jungle area) and Tabasco (San Pedro, Balancán and Tenosique, floodplain area) in the Usumacinta basin, Mexico. Recognizing the influence and interaction of local socioeconomic factors within fishery models will allow a management considering the particularities of each region or community. The data were obtained through fisheries surveys and sampling surveys, carried out in 2015 and 2017-2018. Data were analyzed with conditional inference trees (AIC). Due to the socio-ecological nature of fisheries, which includes many factors, two AIC were used, one to analyze socio-economic aspects and the other to analyze fisheries aspects. The socioeconomic AIC indicated that the most important variable of division between communities was the destination of the fishery product, where BAM is separated, with most of the catches for self-consumption; the age of the fishermen, schooling and marital status were also important to separate the communities. The accuracy of the socioeconomic AIC was  $61.0 \pm 7.0$  % (95% confidence). The fishery AIC also indicated that BAM was different, obtaining the highest average catch rate ( $61.76 \pm 95.83$  kg/day of fishing) in 2015, without distinction of species. The catches were composed of 23

#### \*Corresponding author:

Manuel Mendoza-Carranza: e-mail: [mcarranza@ecosur.mx](mailto:mcarranza@ecosur.mx)

#### To quote as:

Argueta-Hernández, C., M. Mendoza-Carranza, A. Espinoza-Tenorio, R. Hernández-Gómez & R. Rodiles-Hernández. 2021. Factores socioeconómicos y pesqueros en la pesca continental de pequeña escala en la cuenca del Usumacinta, México. *Hidrobiológica* 31 (2): 137-151.

DOI: [10.24275/uam/izt/dcbh/hidro/2021v31n2/Mendoza](https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbh/hidro/2021v31n2/Mendoza)

species of fish and two of crustaceans, caught with seven fishing gear, the gillnet was the most frequent. Our results highlight the complexity and diversity of small-scale freshwater fisheries on local geographical scales and the importance of applying complex analysis methods to identify patterns and differences that explain the behavior of socioeconomic processes.

**Keywords:** conditional inference tree, inland fisheries, socio-environmental systems.

## INTRODUCCIÓN

Los recursos pesqueros son vulnerables a la sobrexplotación, así como a la creciente contaminación y destrucción de sus hábitats (Allison *et al.*, 2009; Barrientos *et al.*, 2018; Sumaila *et al.*, 2011). Es el caso de la pesca de pequeña escala, en especial aquellas realizadas en agua dulce, donde la sobrepesca y su efecto en la biodiversidad suelen pasar desapercibidos (Arlinghaus *et al.*, 2002; Soria-Barreto *et al.*, 2018). Esto sucede incluso a pesar de que la actividad pesquera en ambientes dulceacuícolas provee trabajo y alimento para el sustento de millares de asentamientos humanos que circundan estos cuerpos de agua (Mendoza-Carranza *et al.*, 2018a; Soria-Barreto *et al.*, 2018).

Las pesquerías en ambientes de agua dulce se caracterizan por factores socioeconómicos (e.g. múltiples comunidades involucradas, diferente aprovechamiento de recursos con relación a usos y costumbres, diferentes objetivos de aprovechamiento) y ambientales complejos (e.g. múltiples hábitats, difícil acceso a las zonas de pesca y recepción de productos pesqueros, múltiples puntos de entrega, cadenas de distribución y mercadeo diversas), lo que las hace difíciles de evaluar y monitorear (Smith *et al.*, 2005). Esta complejidad socioecológica, dificulta su estudio y a pesar de que en América Latina la pesca de pequeña escala es usualmente ejercida y tiene una alta relevancia social especialmente para las comunidades de zonas rurales, esta ha sido poco estudiada (Cetra & Petre, 2001; Arreguín-Sánchez & Arcos-Huitrón, 2011; Barrientos *et al.*, 2018). La aportación de la pesca de agua dulce a la seguridad alimentaria se ha ignorado en gran medida y las prioridades de investigación, subsidios e inversión se destinan a otros sectores como a la agricultura, la ganadería y la acuicultura de especies exóticas (Béné & Friend, 2011).

Las pesquerías de pequeña escala de agua dulce son consideradas como sistemas socioecológicos (Basurto *et al.*, 2013), donde existen problemas de sistemas adaptativos, además de aspectos conductuales complicados e impredecibles y las causas, aunque a veces simples, son difíciles de describir y predecir (Martin & Pope, 2011). Todos estos factores, son de entorno no lineal en tiempo y espacio, y tienen un carácter muy cambiante, lo cual hace difícil analizar y predecir sus patrones (Smith & Basurto, 2019). El entorno socioecológico y las complejas relaciones entre las diversos componentes (sociales, pesqueros y ambientales) que integran la pesca de pequeña escala, plantea desafíos en cuanto al manejo, análisis e interpretación de datos se refiere. Herramientas estadísticas intensivas como la estadística multivariada, redes neuronales y los árboles de inferencia condicional, pueden ayudar a comprender el funcionamiento de estos sistemas (e.g. Mendoza-Carranza *et al.*, 2018b; Mendoza-Carranza *et al.*, 2013).

El río Usumacinta el más caudaloso de México, posee la mayor riqueza de especies endémicas de peces en la región sur de México (Eliás *et al.*, 2020; Mendoza-Carranza *et al.*, 2018a; Rodiles-Hernán-

dez *et al.*, 2018; Soria-Barreto *et al.*, 2018). La cuenca del Usumacinta desemboca en el Golfo de México, y sustenta a una gran diversidad de hábitats dulceacuícolas y estuarinos (Instituto Nacional de Ecología, 2000) donde la pesca es una de las principales actividades económicas (Inda-Díaz *et al.*, 2009; Mendoza-Carranza *et al.*, 2013). Como en otros territorios continentales y marino-costeros de México, la pesca de pequeña escala provee la mayor parte de la producción pesquera y es una fuente de alimento directa para las poblaciones locales, por lo que esta actividad tiene una alta importancia socioeconómica (Arreguín-Sánchez & Arcos-Huitrón, 2011; Smith *et al.*, 2005).

Estudios previos describen que la pesca varía a lo largo de la cuenca baja del Usumacinta (Mendoza-Carranza *et al.*, 2013), pero esta variación en los patrones de pesca no ha sido relacionada con la dimensión socioeconómica, por lo que el conocimiento de la posible influencia que estos factores tienen sobre la pesca es limitado. Por la amplitud de áreas por las cuales atraviesa el río Usumacinta, sus recursos pesqueros son sometidos a diversas formas de explotación (Inda-Díaz *et al.*, 2009; Mendoza-Carranza *et al.*, 2013). Los patrones de explotación de estos recursos pueden variar en función del hábitat y a factores socioeconómicos y culturales de las comunidades por las que el río Usumacinta atraviesa (e.g. Lynch *et al.*, 2017; Puc-Alcocer *et al.*, 2019). Estas condiciones hacen que esta zona sea un buen modelo para analizar como diversos factores socioecológicos están relacionados con los patrones de pesca en escalas geográficas locales, especialmente a nivel de comunidades.

Dentro del contexto de la explotación y manejo de recursos pesqueros, reconocer e integrar la influencia e interacción de factores socioeconómicos locales dentro de los modelos pesqueros, permitirá una gestión detallada que considere las particularidades socioecológicas que tiene cada región o comunidad. El objetivo de este trabajo es inferir cuales son los principales factores socioeconómicos y pesqueros que explican las similitudes y diferencias en las pesquerías de pequeña escala de agua dulce en escalas geográficas locales, tomando como modelo cuatro comunidades asociadas al río Usumacinta, México.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio.** La cuenca del río Usumacinta tiene un área de 73,195.22 km<sup>2</sup> compartida entre México (42%) y Guatemala (58%), comienza en la zona alta de la serranía de los Cuchumatanes en Guatemala y desemboca en el Golfo de México. El río Usumacinta tiene una longitud total de 560 km, con precipitación promedio anual de 2,700 mm en la zona costera y hasta 4,000 mm en la sierra, su caudal promedio es de 1,700 m<sup>3</sup> por segundo (Nooren *et al.*, 2017; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009). Debido a su gran extensión, en este estudio, la cuenca del Usumacinta fue dividida en dos zonas dentro del territorio mexicano: Chiapas y Tabasco denominadas arbitrariamente como selva y planicie costera (Mendoza-Carranza *et al.*, 2018b; Soria-Barreto *et al.*, 2018).

En Chiapas predomina la selva tropical media y alta, donde el principal tributario de la cuenca del Usumacinta es el río Lacantún. Este afluente recorre áreas protegidas como la Reserva de la Biosfera Lacantún, Reserva de la Biosfera de Montes Azules y el monumento natural Yaxchilán. Las localidades incluidas fueron: Benemérito de las Américas y Frontera Corozal en el municipio de Ocosingo, ambas comunidades se encuentran más de 400 km de la capital del estado de Chiapas por vía terrestre (Fig. 1). En Tabasco el ambiente se caracteriza por la presencia

de lagunas asociadas a la planicie de inundación del río Usumacinta y río San Pedro en Balancán, Tabasco, donde predomina los pastizales (Palma *et al.*, 2007). En esta área se incluyeron dos sitios de muestreo, uno en el municipio de Balancán, en la cooperativa llamada “Pescadores ribereños del río San Pedro” y el otro en el municipio y ciudad de Tenosique, en la cooperativa “Tenosique el grande” que opera sobre el río Usumacinta; estas comunidades se encuentran aproximadamente a 200 km de la capital del estado de Tabasco por vía terrestre (Fig. 1). Además de los contrastes ambientales entre las regiones donde se encuentran ubicados los sitios de muestreo, estas localidades fueron elegidas por ser comunidades ubicadas en las márgenes del río Usumacinta, donde la pesca representa una de las principales actividades.

**Recolecta de datos.** La información utilizada en este estudio se obtuvo de las bases de datos generadas en dos proyectos para las cuatro comunidades seleccionadas, el primero financiado por la Comisión Federal de Electricidad (CFE) “La pesca en la cuenca del Río Usumacinta” (2015), y el segundo financiado por el Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación (FORDECYT, 2017-2018) “Cambio global y sustentabilidad en la cuenca del río Usumacinta y zona marina de influencia. Bases para la adaptación al cambio climático desde la ciencia y la gestión del territorio”.

Los datos recolectados en cada proyecto fueron por medio de encuestas dirigidas a presidentes de cooperativas y pescadores, con el fin de obtener información socioeconómica y pesquera sobre las condiciones en las que se realiza la pesca en la cuenca. Estas encuestas se

aplicaron una sola vez durante los primeros tres meses de la ejecución de cada proyecto (2015, 2017 y 2018). Fueron realizadas 59 encuestas en Chiapas (9 en 2015 y 50 en 2017-18) y 94 en Tabasco (31 en 2015 y 63 en 2017-18). Los datos obtenidos fueron: edad, estado civil, escolaridad, destino de las capturas (venta o autoconsumo), número de dependientes económicos y tiempo viviendo en la comunidad. Adicionalmente al instrumento ya mencionado (entrevistas), también fueron realizadas entrevistas no estructuradas a pescadores, así como observaciones de campo (participante), que fueron incorporadas en bitácora (Díaz-Bravo *et al.*, 2013; Bonilla & Rodríguez, 2005). La información obtenida a partir de esta metodología no fue relatada en resultados, desde que el enfoque de este trabajo es de índole cuantitativo. Sin embargo, algunas de estas observaciones son discutidas.

Para la recolecta de datos de la actividad pesquera como infraestructura para conservación y manejo de productos pesqueros, tipo de embarcación, artes de pesca, composición de especies capturadas y peso de la captura en kilogramos y estructura de tallas (longitud total en cm), se capacitaron a pescadores de cada comunidad para el llenado de formatos pesqueros (tipo de embarcación, artes de pesca, tiempo de pesca, especies capturadas) y para la toma de datos biométricos de crustáceos y peces (Longitud total en cm - LT) (Mendoza-Carranza *et al.*, 2018a). Se registraron 94 eventos de pesca en Tabasco y 160 en Chiapas durante 2015 y 84 eventos de pesca en Tabasco y 126 en Chiapas durante 2017-18. La recolecta de datos fue irregular a lo largo del periodo de muestreo. Sin embargo, fueron cubiertos todos los meses que abarcaron los periodos anuales.

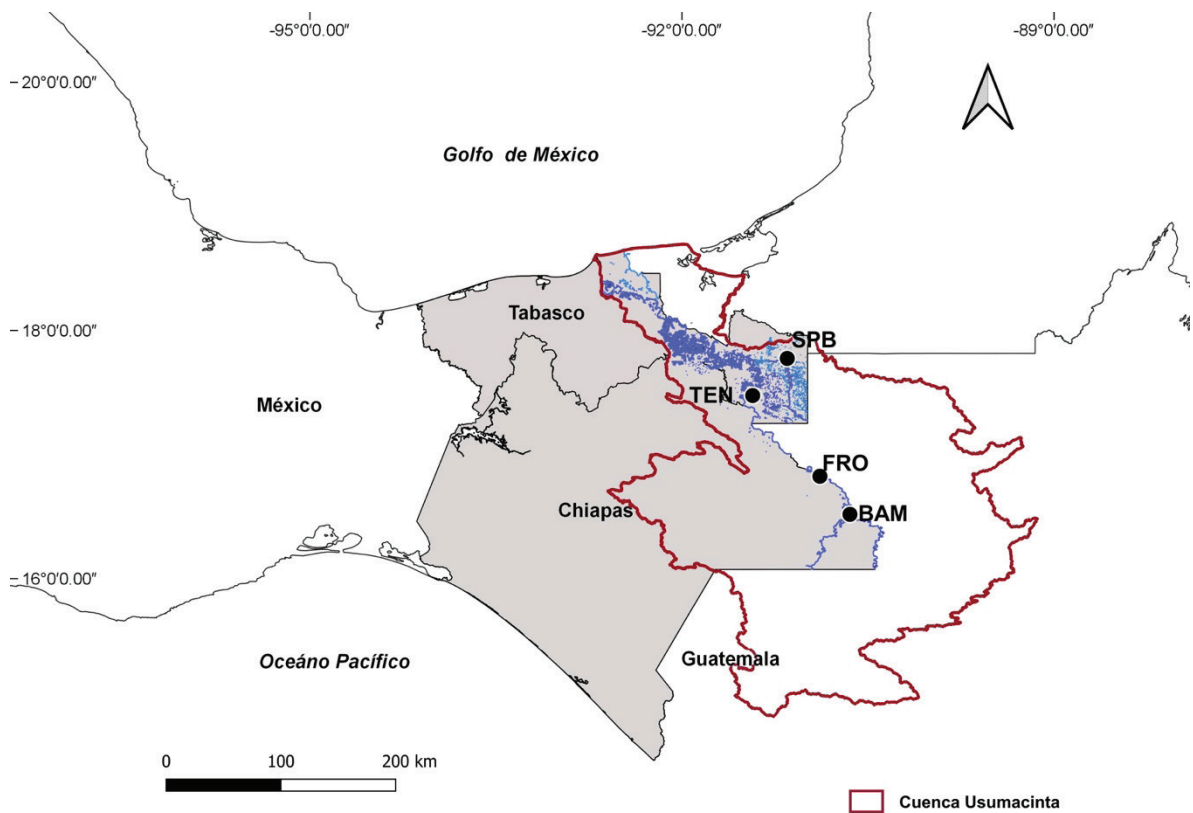


Figura 1 Cuenca del Río Usumacinta, México, Zona de muestreo: Frontera Corozal (FRO), Beneméritos de las Américas (BAM), Tenosique (TEN) y San Pedro Balancán (SPB)

**Análisis estadísticos.** Con el fin de determinar diferencias entre las frecuencias del estado civil de los pescadores, edad, grado académico y dependientes económicos entre las localidades estudiadas (Benemérito de las Américas (BAM), Frontera Corozal (FRO), San Pedro Balancán (SPB) y Tenosique (TEN)) se utilizó un análisis de Chi cuadrada (Zar, 2010). Así mismo, también se realizaron análisis de Chi cuadrada para detectar diferencias significativas en el uso de artes de pesca entre localidades. Para determinar las diferencias en la tasa y talla de captura de las especies entre las comunidades, se utilizó el análisis no paramétrico de varianza de Kruskal-Wallis, debido a la falta de normalidad y homocedasticidad en los datos (Sokal & Rohlf, 1995). Se realizaron tablas comparativas de la tasa y talla de captura para poder distinguir e identificar similitudes y diferencias entre las comunidades muestreadas. Asimismo, se realizó un listado de artes de pesca que se utilizan para las capturas de peces y crustáceos en cada comunidad.

Con el objetivo de identificar el grado de importancia de las variables elegidas en el estudio y detectar posibles diferencias entre las comunidades muestreadas, se realizaron árboles de inferencia condicional (AIC) con el paquete *partykit* del programa R (Hothorn *et al.*, 2010). El AIC socioeconómico, se aplicó con el objetivo de saber qué variables socioeconómicas pueden distinguir y caracterizar a las diversas comunidades de pescadores muestreadas. Los factores para el análisis fueron: el año (2015, 2017 y 2018), la edad de los pescadores, estado civil, número de dependientes, tiempo radicando en la comunidad y el destino de la captura (autoconsumo o venta).

Para el AIC pesquero, se escogieron las variables que pudieran influir sobre la tasa de captura (kg/día especie) (Mendoza-Carranza *et al.*, 2018b; Tsehaye *et al.*, 2007; Winker *et al.*, 2013). Los factores para el análisis fueron: año (2015, 2017 y 2018), estaciones del año (lluvias y secas) localidad, infraestructura asociada a la pesca, especies, artes de pesca. El AIC identifica los mejores predictores para las variables respuesta con divisiones significativas ( $p \leq 0.05$ ), por lo que las variables no significativas son descartadas por el mismo. Este análisis se basa en una prueba de significancia basada en permutaciones para seleccionar factores que influyen sobre cierta variable. Tanto factores como variables respuesta pueden ser todo tipo, incluidas variables de respuesta nominales, ordinales, numéricas y multivariadas, por lo cual es ideal en situaciones donde los datos son de naturaleza múltiple o escasos (Hothorn *et al.*, 2006).

## RESULTADOS

**Componente socioeconómico.** Respecto al perfil demográfico de los pescadores encuestados, en Chiapas el 62.71 % fueron pescadores jóvenes que estuvieron con edad entre los 21-40 años. Por el contrario, en Tabasco con 42.55% los pescadores fueron mayores de 41 años (Tabla 1). A pesar de esto, la distribución de edades en las comunidades fue homogénea ( $X^2= 1.80 p > 0.05$ ). Respecto al estado civil, más del 80% de los pescadores encuestados en todas las localidades están casados o en unión libre (Tabla 1). La prueba de  $X^2$  indicó una relación significativa entre el tipo de estado civil y las comunidades ( $X^2=60.02, p < 0.001$ ).

Tabla 1. Proporción (%) de pescadores con respecto a grupos de edad, escolaridad, estado civil y dependientes económicos. Benemérito de las Américas (BAM), Frontera Corozal (FRO), San Pedro Balancán (SPB) y Tenosique (TEN), (n) número de encuestados.

Características (personas)	TEN (56)	SPB (38)	FRO (22)	BAM (38)	Tabasco (94)	Chiapas (60)
<b>Edad del pescador</b>						
Menor de 20 años	3.57	2.63	4.55	5.41	3.19	5.09
Entre 21 y 40 años	25.00	52.63	95.45	43.24	36.17	62.71
Entre 41 y 50 años	17.86	18.42	0	24.32	18.09	15.25
Mayor de 51 años	53.57	26.32	0	27.03	42.55	16.95
<b>Estado civil del pescador</b>						
Soltero	16.07	7.89	9.09	10.71	12.77	10.00
Casado/Unión libre	82.14	81.58	90.91	85.71	81.91	88.00
Viudo	1.79	5.26	0	0	3.19	0
Divorciado	0	5.26	0	3.57	2.13	2.00
<b>Nivel educativo del pescador</b>						
Sin estudios	12.73	7.89	0	25.00	10.75	14.00
Primaria	56.36	57.89	50.00	46.43	56.99	48.00
Secundaria	23.64	21.05	27.27	25.00	22.58	26.00
Preparatoria	3.63	13.16	18.18	3.57	7.53	10.00
Universidad	3.64	0	4.55	0	2.15	2.00
<b>Dependientes económicos</b>						
Menor de 2	46.43	28.95	43.75	44.44	39.36	44.19
Entre 3 y 6	48.21	68.42	56.25	55.56	56.38	55.81
Mas de 7	5.36	2.63	0	0	4.26	0

Respecto al grado de estudio, el nivel básico fue el más común en todas las comunidades. La primaria alcanzó 56.99 % en Tabasco y 48.00 % en Chiapas de los pescadores entrevistados, seguida de la educación secundaria con 22.58 % en Tabasco y 26.06 % en Chiapas; el 10.75 % y 14.00 % de los pescadores no tuvieron estudios en Tabasco y Chiapas respectivamente. La distribución del grado de estudios y las localidades de residencia estuvieron relacionados ( $X^2=19.60$ ,  $p = 0.07$ ).

El 76.0 % de los encuestados cuenta con casa propia, y el número de dependientes económicos reportados por los pescadores en ambas localidades estuvieron en un rango de 3 a 6 personas, en Tabasco con el 56.38 % y en Chiapas con el 55.81 % (Tabla 1. La prueba e  $X^2$  indicó una relación significativa entre el número de dependientes y las comunidades ( $X^2=97.81$ ,  $p < 0.05$ ).

**Árbol de inferencia condicional.** El destino de la captura (venta-autoconsumo) fue la variable socioeconómica de división más importante entre los pescadores de las comunidades muestreadas (nodo 1,  $p < 0.001$ ); indicando que en Benemérito de las Américas (BAM) la mayor parte de las capturas son destinadas al autoconsumo (Fig. 2). Los siguientes nodos que separan a los pescadores de las comunidades analizadas fueron: edad (Edad,  $p < 0.001$ ), estado civil (Civil,  $p < 0.028$ ) y escolaridad (Escol,  $p < 0.023$ ), donde los solteros y casados que comercializan las capturas se localizan en su mayoría en Frontera Corozal (FRO, nodo 5), mientras que, los que están en unión libre en su mayoría se localizan en San Pedro Balancán (SPB, nodo 6).

La precisión de salida del AIC para discriminar los diversos elementos (pescadores/localidad), de acuerdo con sus características socioeconómicas fue de  $61.0 \pm 7.0\%$  IC (intervalo de confianza al 95%). La matriz de confusión indicó que, del total de pescadores de Benemérito de las Américas, el árbol clasificó correctamente el 81%, en Frontera Corozal el 100% fue clasificado correctamente y el 55% en Tenosique. San Pedro Balancán presentó el mayor porcentaje de clasificados erróneamente con el 82 % (Tabla 2).

Tabla 2. Matriz de confusión de la función del árbol de inferencia condicional basada en atributos sociales obtenidos de las diferentes comunidades Tenosique (TEN), San Pedro Balancán (SPB), Benemérito de las Américas (BAM) y Frontera Corozal (FRO).

		Valores			
		TEN	BAM	FRO	SPB
Predicción	TEN	36	2	0	14
	BAM	14	39	0	3
	FRO	13	3	22	14
	SPB	3	4	0	7
Valores positivos (%)		55	81	100	18
Valores negativos (%)		45	19	0	82

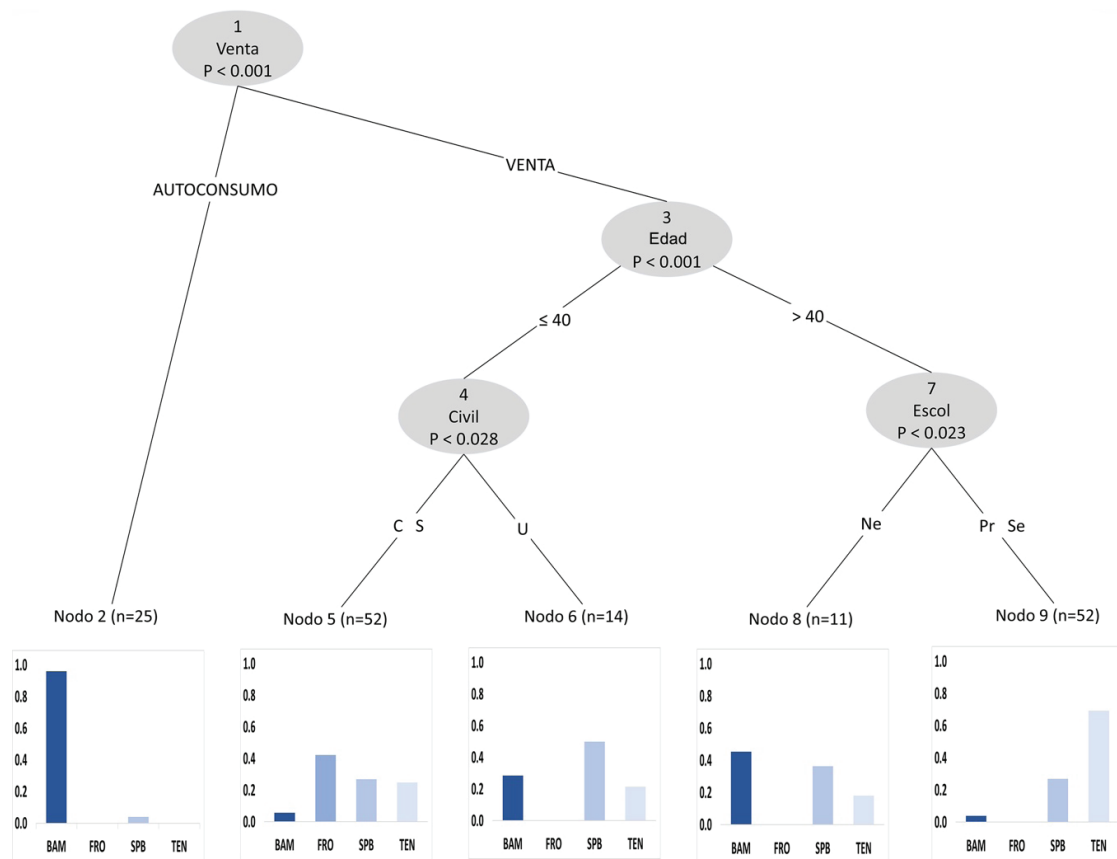


Figura 2. Árbol de inferencia condicional de las principales variables sociales y que influyen en las comunidades estudiadas de la cuenca del Usumacinta, México. Benemérito de las Américas (BAM), Frontera Corozal (FRO), San Pedro Balancán (SPB) y Tenosique (TEN)

**Componente pesquero.** Una diferencia fundamental entre los puntos de recepción de Chiapas y Tabasco es que, en el primer caso, no existe infraestructura consolidada para la conservación y manejo de productos pesqueros, caso contrario ocurre en Tabasco donde en ambos puntos de muestreo existe una infraestructura básica para conservación (hielo) y manejo de productos pesqueros. Con respecto al tipo de embarcación, todas las comunidades utilizan solamente dos tipos: los cayucos, en su mayoría fabricados de fibra de vidrio, con medidas entre 6 y 9 m de eslora, y las lanchas de fibra de vidrio con >7 m de eslora. En las cuatro comunidades se contabilizaron siete diferentes tipos de artes de pesca, y el más utilizado en todas las localidades fue la red agallera, en Tabasco con el 85.0% y 82.0% en Chiapas. La comunidad que presentó mayor diversidad de artes de pesca fue Frontera Corozal, con seis artes de pesca. El análisis de  $X^2$  indicó que existe una relación significativa entre las comunidades y el uso de arte de pesca ( $X^2 = 195.47, p < 0.001, \text{Fig. 3}$ ).

En total se explotan dos especies de crustáceos: la acamaya (*Macrobrachium acanthurus*, Wiegmann, 1836) y la pigua (*M. carcinus*, Linnaeus, 1758) y 23 especies de peces (Tabla 3). Las dos especies de peces con mayor tasa de captura fueron la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*, Valenciennes, 1844) ( $44 \pm 96.2 \text{ kg/día de pesca}$ ) y la carpa común (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758) ( $26 \pm 25.5 \text{ kg/día de pesca}$ ) ambas especies introducidas (Tabla 3). La mojarra castarrica (*Mayaheros urophthalmus*, Günther, 1862) fue la especie con menor

tasa de captura ( $0.2 \pm 0.1 \text{ kg/día de pesca}$ ); las demás especies no alcanzaron la decena de kg/día de pesca (Tabla 3).

Respecto a las tallas de los organismos capturados, las especies con mayor talla promedio de captura fueron: el robalo blanco (*Centroponomus undecimalis*, Bloch, 1792) con  $89 \pm 18 \text{ cm LT}$  y el robalo prieto (*C. poeyi* Chávez, 1961) con  $74 \pm 11 \text{ cm LT}$ . Las menores tallas registradas fueron: la mojarra blanca *Eugerres mexicanus* (Steindachner, 1863) y la mojarra castarrica (*M. urophthalmus*) con  $22 \pm 1 \text{ cm LT}$  para ambas especies (Tabla 4).

La mayoría de las especies reportadas, fueron capturadas en los cuatro sitios de muestreo. Sin embargo, *M. acanthurus*, el bagre boca chica (*Ariopsis felis* (Linnaeus, 1766)), el pejelagarto (*Atractosteus tropicus* Gill, 1863), *C. poeyi*, *C. carpio*, la mojarra blanca (*E. mexicanus*) y la castarrica *M. urophthalmus*, solo se pescaron en Tabasco, en tanto que el macabíl (*Brycon guatemalensis* Regan, 1908), la mojarra pozolera (*Maskaeros argenteus* (Allgayer, 1991)), el sabálo (*Megalops atlanticus* Valenciennes, 1847), la lisa (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) y el bagre lacandón (*Potamarius nelsoni* (Evermann & Goldsborough, 1902)) solo en Chiapas (Tabla 4).

En las localidades muestreadas los organismos capturados con más de cinco diferentes artes de pesca fueron el topuche (*Aplodinotus grunniens* Rafinesque, 1819), *B. guatemalensis* y *C. undecimalis*. Por otra parte, los organismos capturados con solo un arte de pesca fueron *M. acanthurus*, *M. atlanticus* y *M. cephalus* (Tabla 5).

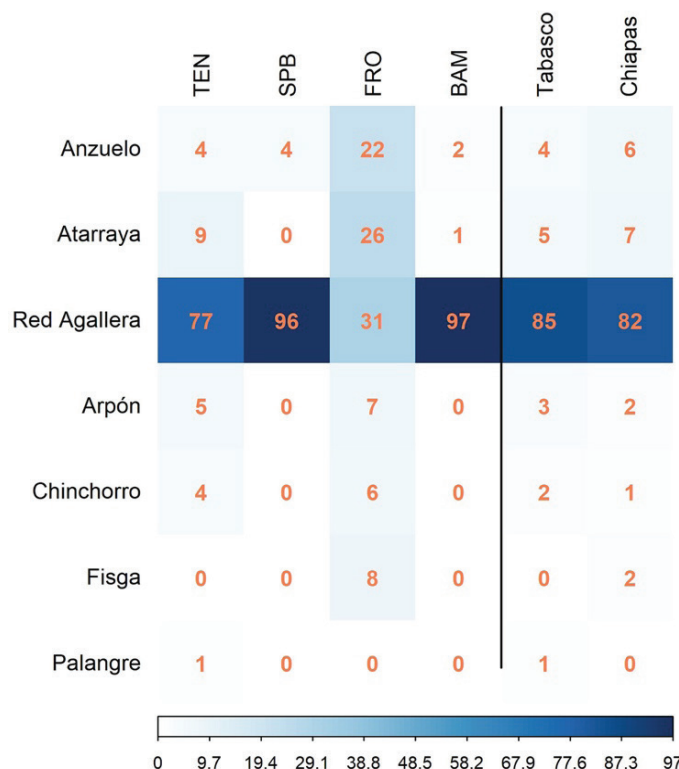


Figura 3. Porcentaje de uso de artes de pesca en las comunidades de la cuenca del Usumacinta, México. Benemérito de las Américas (BAM), Frontera Corozal (FRO), San Pedro Balancán (SPB) y Tenosique (TEN)



Tabla 3. Tasa de captura de especies de crustáceos y peces en kg/día de pesca (media±desviación estándar) en las comunidades muestreadas, Tenosique (TEN), San Pedro Balancán (SPB), Benemérito de las Américas (BAM) y Frontera Corozal (FRO). Letras distintas (TN= Tenosique BL= Balancán BA=Benemérito de las Américas y FC= Frontera corozal) sobre cada una de las determinaciones indican diferencia estadísticamente significativa entre las medias ( $\alpha=0.05$ ).

Nombre científico	Nombre común	Tasa de captura (kg)					
		TEN	SPB	BAM	FRO	Tabasco	Chiapas
<b>CRUSTACEA</b>							
<i>Macrobrachium acanthurus</i> (Wiegmann, 1836)	Acamaya	0.6±0.4			0.3	0.6±0.4	0.3
<i>Macrobrachium carcinus</i> (Linnaeus, 1758)	Pigua	0.6±0.3			5.6±6.3	0.6±0.3	5.6±6.3
<b>ACTINOPTERYGII</b>							
<i>Aplodinotus grunniens</i> Rafinesque, 1819	Topuche	1.5±2.4 <sup>FC</sup>	0.9±0.8 <sup>FC</sup>		9.5±10.4 <sup>BL, TN</sup>	1.3±2	9.5±10.4
<i>Cathorops aguadulce</i> (Meek, 1904)	Curuco	7.6±2.1 <sup>FC</sup>			1.6±2 <sup>TN</sup>	7.6±2.1	1.6±2
<i>Atractosteus tropicus</i> Gill, 1863	Pejelagarto	3.7±4.2	3.4±2.7			3.5±3.3	
<i>Brycon guatemalensis</i> Regan, 1908	Macabil	0.8±0.3 <sup>BA</sup>		20.8±13.2 <sup>FC, TN</sup>	2±1 <sup>BA</sup>	0.8±0.3	15±14
<i>Centropomus poeyi</i> Chávez, 1961	Robalo prieto	2.0±4.2				2±4.20	
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	Robalo	5.2±5.8 <sup>BA</sup>	4.1±5 <sup>BA</sup>	2.5±3.1 <sup>BL, TN</sup>		4.6±5.3	2.5±3.1
<i>Cincolichthys pearsei</i> (Hubbs, 1936)	Zacatera	0.7±3.2 <sup>FC, BL</sup>	0.5±0.2 <sup>TN</sup>		1±1.1 <sup>TN</sup>	0.7±2.9	1±1.1
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Carpa herbívora**	8.5±16.6		61±110.5	3.7±1.2	8.5±16.6	44±96.2
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa común**	16.7		26±25.5		16.7	26±25.5
<i>Eugerres mexicanus</i> (Steindachner, 1863)	Mojarra blanca	3.8±3.9		0.8±0.6	0.4	3.8±3.9	0.6±0.5
<i>Gobiomorus dormitor</i> Lacepède, 1800	Guabina	0.7±0.6	0.8±0.5	5.4±6.6	0.9±0.4	0.8±0.5	1.9±3.1
<i>Ictalurus meridionalis</i> (Günther, 1864)	Bobo liso	2.8±4.9 <sup>BA, C</sup>	1.5±1.5 <sup>BA, FC</sup>	4.3±8.3 <sup>FC, BL, TN</sup>	9.8±8.3 <sup>BA, TN, BL</sup>	2.5±4.3	4.6±8.4
<i>Ictiobus meridionalis</i> (Günther, 1868)	Pejepuerco	3.6±3		3.2±1	1.7±1.6	3.6±3	3.1±1
<i>Maskaheros argenteus</i> (Allgayer, 1991)	Pozolera				0.5±0.2		0.5±0.2
<i>Mayaheros urophthalmus</i> (Günther, 1862)	Castarrica	0.2±0.03	0.2±0.1			0.2±0.1	
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	Sábalo	4±1.6			2.0	4±1.6	2
<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	Lisa			0.7			0.7
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilapia**	5.6±8.2 <sup>BA</sup>	2.3±2.1 <sup>BA</sup>	1.6±6.2 <sup>BL, TN</sup>	3.1±2.8	3.9±6.2	1.6±6.1
<i>Vieja melanurus</i> (Hubbs, 1936)	Paleta	8±2				8±2	
<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867)	Pinta**	0.2±0.02 <sup>FC</sup>	0.5±0.5	0.3±0.03	1.5±1.3 <sup>TN</sup>	0.3±0.3	1.2±1.2
<i>Petenia splendida</i> Günther, 1862	Tenhuayaca	4.7±6.9	1.3±1.2		0.6±0.5	3.3±5.6	0.6±0.5
<i>Potamarius nelsoni</i> (Evermann & Goldsborough, 1902)	Cabeza de Fierro				4±2.6		4±2.6
<i>Vieja bifasciata</i> (Steindachner, 1864)	Colorada	4.9±8.6	0.3±0.2 <sup>FC</sup>	0.3	1.4±1.8 <sup>BL</sup>	1.6±4.7	1.3±1.7

\*\* especie introducida

Tabla 4. Longitud total promedio±desviación estándar en centímetros y (n) número de individuos capturados en Tenosique (TEN), San Pedro Balancán (SPB), Benemérito de las Américas (BAM) y Frontera Corozal (FRO). Letras distintas (TN= Tenosique BL=Balancán BA=Benemérito de las Américas y FC= Frontera corozal) sobre cada una de las determinaciones indican diferencia estadísticamente significativa entre las medias ( $\alpha=0.05$ ).

Nombre científico	Nombre común	Talla de captura (cm)					
		TEN	SPB	BAM	FRO	Tabasco	Chiapas
CRUSTACEA							
<i>Macrobrachium acanthurus</i> (Wiegmann, 1836)	Acamaya	26±4 (6)			28 (1)	26±4 (6)	28 (1)
<i>Macrobrachium carcinus</i> (Linnaeus, 1758)	Pigua	24±5 (19)				24±5 (19)	
ACTINOPTERYGII							
<i>Aplodinotus grunniens</i> Rafinesque, 1819	Topuche	31±3 (85) <sup>BL</sup>	32±2(111) <sup>TN</sup>		27 (1)	32±3(196)	27±1 (1)
<i>Cathorops aguadulce</i> (Meek, 1904)	Curuco	61±16 (5)				61±16 (5)	
<i>Atractosteus tropicus</i> Gill, 1863	Pejelagarto	54±9(10)	54±10 (72)			54±10 (82)	
<i>Brycon guatemalensis</i> Regan, 1908	Macabil			42±16 (99)	40±0 (4)		42±16 (103)
<i>Centropomus poeyi</i> Chávez, 1961	Robalo prieto	74±11(9)				74±11(9)	
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	Robalo blanco	57±19 (124) <sup>BL, BA</sup>	68±14 (269) <sup>BA, TN</sup>	89±18 (209) <sup>BL, TN</sup>		64±16 (393)	89±18 (209)
<i>Cinclichthys pearsei</i> (Hubbs, 1936)	Zacatera	24±3 (10)	24±2 (18) <sup>BL</sup>	27±2 (44)	29±6 (48) <sup>BA, BL, TN</sup>	24±2 (28)	28±4 (92)
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Carpa herbívora**	54±10 (81)			67±9 (32)	54±10 (81)	67±9 (32)
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa común**	50±6(8)				50±6(8)	
<i>Eugerres mexicanus</i> (Steindachner, 1863)	Mojarra blanca	22±1 (33)				22±1 (33)	
<i>Gobiomorus dormitor</i> Lacepède, 1800	Guabina	36±8 (5)	45±3 (7)		40 (1)	41±7 (12)	40 (1)
<i>Ictalurus meridionalis</i> (Günther, 1864)	Bobo liso	48±16 (142) <sup>BL, BA</sup>	40±10 (76) <sup>TN</sup>	37±13 (239) <sup>FC, TN</sup>	79±1 (2) <sup>BA</sup>	45±14 (218)	38±13 (241)
<i>Ictiobus meridionalis</i> (Günther, 1868)	Pejepuerco	52±7 (9) <sup>BA</sup>		76±13 (248) <sup>FC, TN</sup>	33±4 (2) <sup>BA</sup>	52±7 (9)	75±14 (250)
<i>Maskaheros argenteus</i> (Allgayer, 1991)	Pozolera			27±7 (10) <sup>FC</sup>	29±1 (8) <sup>BA</sup>		28±6 (18)
<i>Mayaheros urophthalmus</i> (Günther, 1862)	Castarrica		22±1 (4)			22±1 (4)	
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	Sábalo			47±5 (4)			47±5 (4)
<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	Lisa			66±5 (5)			66±5 (5)
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilapia**	30±6 (293) <sup>BA, FC, BL</sup>	27±3 (933) <sup>TN</sup>	27±7 (778) <sup>TN</sup>	24±4 (8) <sup>TN</sup>	28±5 (1226)	27±7 (786)
<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867)	Pinta**		28±4 (14)	32±2 (3)	29±1 (4)	28±4 (14)	30±2 (7)
<i>Petenia splendida</i> Günther, 1862	Tenhuayaca	29±10 (96) <sup>BL</sup>	34±6 (78) <sup>TN, BA</sup>	28±4 (105) <sup>BL</sup>	34±5 (4)	31±9 (174)	28±4 (109)
<i>Potamarius nelsoni</i> (Evermann & Goldsborough, 1902)	Cabeza de Fierro			23±6(3)			23±6(3)
<i>Vieja bifasciata</i> (Steindachner, 1864)	Colorada	21±1 (11) <sup>FC, BL</sup>	25±3 (14) <sup>TN</sup>		28±6 (11) <sup>TN</sup>	23±3 (25)	28±6 (11)

\*\* especie introducida

Tabla 5. Lista de peces y crustáceos capturados por las diferentes artes de pesca de la cuenca del Usumacinta, México.

Nombre común	Arte de pesca						
	Anzuelo	Arpón	Atarraya	Chinchorro	Fisga	Palangre	Red Agallera
Acamaya			X				
Pigua		X	X				X
Topuche	X	X	X	X	X		X
Curuco	X		X	X			X
pejelagarto			X				X
Macabil	X			X	X	X	X
Robalo prieto				X			X
Robalo	X	X	X			X	X
Zacatera	X	X	X	X	X		X
Carpa herbívora	X	X	X	X		X	X
Mojarra blanca		X					X
Guabina		X	X		X		X
Bobo liso	X	X	X	X		X	X
Pejepuerco	X		X			X	X
Pozolera	X		X				
Castarrica		X					X
Sábalo				X			
Lisa	X						
Tilapia	X	X	X	X	X		X
Pinta	X	X	X		X		X
Tenhuayaca		X	X	X	X		X
Cabeza de Fierro	X						X
Colorada		X	X		X		X

**Árbol de inferencia condicional.** La principal división que explica el comportamiento de la tasa de captura fue la localidad (Local, nodo 1,  $p < 0.001$ ) que separa a Benemérito de las Américas de las demás comunidades (Fig. 4). En esta localidad se observó una subdivisión (nodo 2,  $p < 0.01$ ), donde el año 2015, sin distinción de especies, se asoció al mayor promedio de tasa de captura ( $61.76 \pm 95.83$  kg/día de pesca). Posteriormente, los años 2017 y 2018 se dividieron en valores más bajos de tasa de captura especialmente por especies, donde *Ictalurus meridionalis* (Günther, 1864) (B) y *Gobiomorus dormitor* Lacepède, 1800 (I) alcanzaron los valores promedio más altos ( $9.84 \pm 8.44$  kg/día de pesca, nodo 12). Finalmente, Frontera Corozal y San Pedro Balancán no presentaron diferencias en sus tasas de captura ( $4.92 \pm 7.09$  kg/día de pesca), mientras que en Tenosique se observó una tasa de captura del  $9.51 \pm 13.15$  kg/día de pesca (nodo 15, Fig. 4).

## DISCUSIÓN

**Componente socioeconómico.** Los enfoques para las políticas y el manejo pesquero de la pesca continental se basan en elementos provenientes de la pesca marina, por lo tanto, son limitados en su alcance integral (Nguyen *et al.*, 2016). Rara vez se utilizan enfoques holísticos que tomen en cuenta la interacción que existe entre los seres humanos

y los recursos pesqueros (e.g. Jentoft & Chuenpagdee, 2015; Said & Chuenpagdee, 2019; Zeller *et al.*, 2006). Debido al tipo de problemas que se presentan en las pesquerías de pequeña escala, es de gran importancia tratar de incluir los factores socioeconómicos y ambientales, ya que con ellos se puede tener un mejor entendimiento de esta actividad, la cual es considerada como un sistema socioecológico integrado, adaptativo y complejo (Andrew *et al.*, 2007; Basurto *et al.*, 2013).

El estudio de la pesca continental de pequeña escala suele ser complicado, debido a que los factores que la integran (socioeconómicos, pesqueros y ambientales) interactúan en forma dinámica produciéndose una alta diversidad de respuestas (Caddy & Seijo, 2005; Salas *et al.*, 2004). Debido al carácter descriptivo de la mayoría de los estudios sociales en la pesca, se favorece una desvinculación entre estos factores y los procesos propiamente pesqueros, lo que se traduce en una pérdida de información que podrían proveer en su conjunto (Hilborn, 2007). Por lo anterior, en este trabajo se aplicó una metodología que organiza y relaciona algunos de los factores socioeconómicos más importantes, de acuerdo con su relevancia para encontrar descriptores que indiquen diferencias en la estructura socioeconómica de las cuatro comunidades y que a simple vista parecen ser muy semejantes (Arlinghaus *et al.*, 2002; Béné, 2006).

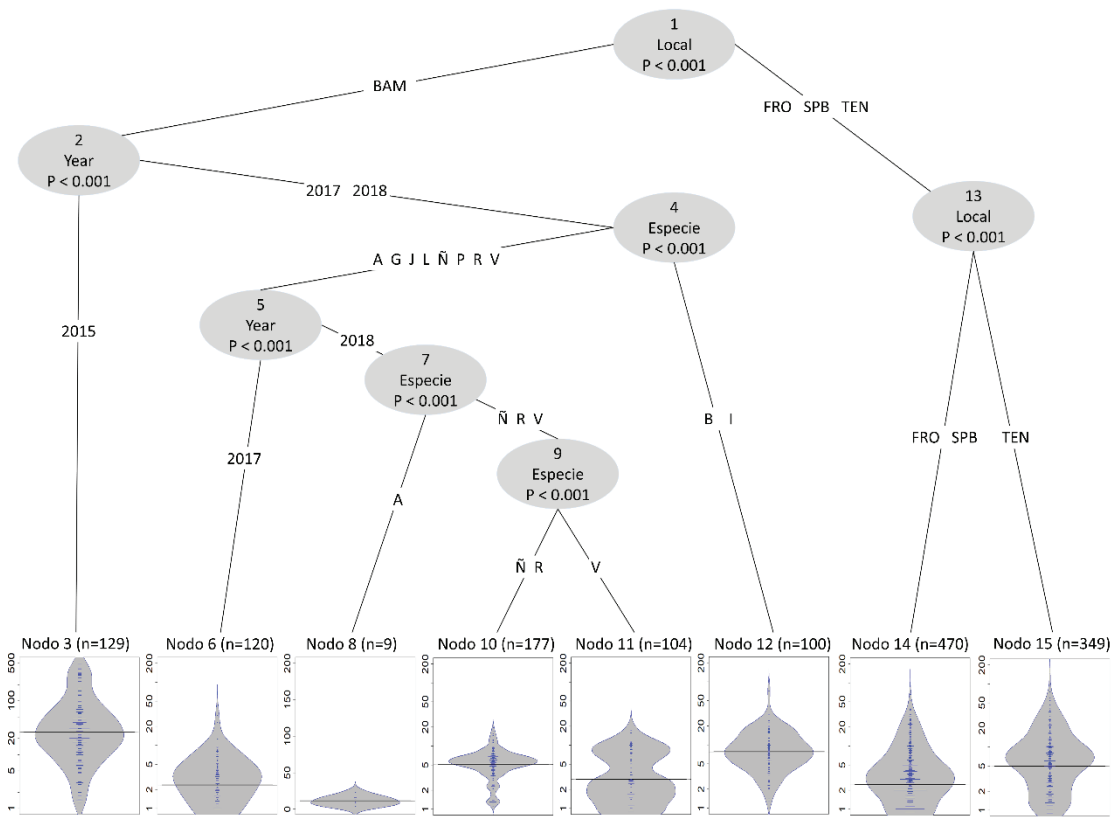


Figura 4. Árbol de inferencia condicional de tasa de captura de las comunidades estudiadas de la cuenca del Usumacinta, México. Los nodos en forma de gráficos de beanplot están a una escala de 1-200 kg a excepción del nodo tres donde hubo mayor cantidad de captura y fue necesario poner una escala mayor de 1-500 kg. Benemérito de las Américas (BAM), Frontera Corozal (FRO), San Pedro Balancán (SPB) y Tenosique (TEN). (A) *Ctenopharyngodon idella*, (B) *Ictalurus meridionalis* (G) *Vieja bifasciata*, (J) *Gobiomorus dormitor* (J) *Mugil cephalus*, (L) *Eugerres mexicanus*, (Ñ) *Ictiobus meridionalis*, (P) *Parachromis managuensis*, (R) *Centropomus undecimalis*, (V) *Oreochromis niloticus*.

Se observó que Benemérito de las Américas es diferente a las demás localidades, debido a que sus productos pesqueros son poco comercializados y los utilizan mayormente para el autoconsumo. Esto coincide con lo reportado por Inda-Díaz *et al.* (2009) donde encontraron que en comunidades de Chiapas las capturas son destinadas para subsistencia y venta local. Otros factores para tomar en cuenta y que ayudarían a explicar estas diferencias son: la falta de servicios relacionados con energía eléctrica y en especial infraestructura para el manejo, conservación y transporte de las especies capturadas en las comunidades de Chiapas y que en su conjunto limitan la comercialización de cualquier tipo de productos, lo cual genera el autoconsumo y apoya el comercio local (Inteligencia Pública & EDF de México, 2019). Siendo este último factor coincidente con la localidad, figurando como un factor diferencial en el AIC socioeconómico (venta).

Un factor cultural que influye en que la pesca sea principalmente para autoconsumo en las comunidades de Chiapas es la existencia de la cacería como medio para obtener proteínas de alta calidad (García-Alaniz *et al.*, 2010; Rodas-Trejo *et al.*, 2014). Según las personas entrevistadas, con la disminución de las presas de caza, la pesca se constituyó una fuente de proteínas de alta calidad con un acceso menos limitado y que de cierta forma se mantiene ligado a un componente

cultural de uso de recursos (Arce-Ibarra & Charles, 2008; Brashares *et al.*, 2004; Cury & Cayré, 2001).

A pesar de que fueron incluidos varios factores socioeconómicos que podrían influir en la dinámica de la pesca, muchos otros no pudieron ser considerados dentro de los análisis, pero si fueron mencionados en entrevistas informales o bien observados durante el transcurso de la investigación. Algunos factores culturales y su influencia en el aprovechamiento de recursos mencionados fueron: la dinámica de los flujos de mercado y su relación con la urbanización y el impacto de las organizaciones sociales. Sin embargo, estos factores, a pesar de ser mencionados, quedaron fuera del alcance de esta investigación. Por lo anterior, es importante discutir y considerar su posible efecto sobre el uso de recursos pesqueros en futuras investigaciones.

En las comunidades Chiapanecas, Benemérito de las Américas y Frontera Corozal, no existen flujos de mercado consolidados hacia el exterior y los pescadores generalmente se adaptan a las condiciones económicas locales para su venta (Cetra & Petrere, 2001). Por el contrario, las comunidades de Tabasco (Tenosique y San Pedro Balancán), son localidades con una mayor cercanía a grandes centros urbanos como Villahermosa entre otros, lo que diversifica los canales de mercado, siendo estos locales, estatales y naturales (Palma *et al.*, 2007).

Otro factor que influye en estas diferencias es que las comunidades de Tabasco históricamente han tenido facilidades para constituir sociedades cooperativas organizadas (Cano-Salgado *et al.*, 2012), lo cual genera condiciones para la obtención de subsidios, apoyos gubernamentales y permisos de pesca (Bennett, 2017). Además, se habilitan las ventas en volumen, se pueden alcanzar de diversos canales de mercado y créditos a bajo interés (Finkbeiner & Basurto, 2015; Únal *et al.*, 2009). Por el contrario, en las comunidades de Chiapas este tipo de organización prácticamente es inexistente, a pesar de que se encuentra una cooperativa reportada en la comunidad de Benemérito de las Américas, la cual, a lo largo de esta investigación, no reportó captura alguna, siendo las capturas observadas provenientes de pescadores libres. Estos factores se vieron reflejados directamente en AIC socioeconómico, especialmente en el nodo “venta” donde las comunidades de Tabasco venden mayormente sus recursos pesqueros, mientras que en Chiapas el autoconsumo es predominante.

Dentro de los factores sociales que pueden influir en el comportamiento local de la pesca, está el nivel educativo (Barclay *et al.*, 2017). Si bien el nivel educativo de los pescadores cambia de comunidad en comunidad (Cooke *et al.*, 2016; Inteligencia Pública & EDF de México, 2019), el nivel educativo de los pescadores de las comunidades pesqueras de la cuenca del río Usumacinta es bajo, siendo predominante de nivel primaria. Hecho semejante se presenta en la región pesquera de Guasave, Sinaloa, México donde el grado máximo de escolaridad no supera los ocho años, esto es, hasta el nivel secundaria (Inteligencia Pública & EDF de México, 2019); lo mismo ocurre en la región norte de Vietnam donde la mayor parte de los pescadores de pequeña escala tienen un nivel educativo de secundaria (Phan-Hai *et al.*, 2020). El bajo nivel educativo se puede deber a la falta de infraestructura (pocas escuelas y maestros), incluso, debido a la marginación de algunas comunidades y especialmente a la situación económica de las familias de pescadores. Este último factor, obliga a los jóvenes a abandonar sus estudios para dedicarse a la pesca y ayudar al ingreso familiar, lo que conlleva que los jóvenes adopten un estilo de vida diferente de los que sí continúan con sus estudios académicos (Chen & DesJardins, 2008).

Asociaciones entre la deserción escolar y la actividad sexual temprana, el embarazo y el matrimonio son bien reconocidas en sociedades rurales y suburbanas (Glynn *et al.*, 2018), lo que provoca que las personas se casen o vivan en unión libre a una corta edad ocasionando una urgente necesidad de ingresos económicos (Singh & Vennam, 2016). Lo anterior puede ser una de las causas por lo que la mayor parte de los pescadores encuestados se encuentran casados o en unión libre, siendo dueños de su vivienda, pero también obligados a ejercer oficios como la pesca desde muy temprana edad para sostener su estilo de vida. Este hecho, concuerda con el estudio realizado por Keleş & Yılmaz, (2020) donde caracterizaron aspectos sociales de pescadores dueños de lanchas en la región del Mar Negro de Turquía donde reportaron que la mayor parte de los pescadores están casados.

**Componente pesquero.** Como se observó en el AIC se encontraron diferencias significativas en las tasas de captura de las especies capturadas dentro y entre las comunidades de Tabasco y Chiapas. Parte de las diferencias observadas se pueden atribuir a la percepción que cada comunidad tiene de la naturaleza y al consiguiente uso de los recursos pesqueros (Kalikoski *et al.*, 2006; Puc-Alcocer *et al.*, 2019).

El uso de las artes de pesca estuvo se relacionaron con las comunidades. Estas diferencias están posiblemente relacionadas a que

Frontera Corozal es una comunidad más aislada y por tanto los pescadores están más apegados al uso tradicional de los recursos naturales, dando una importancia mínima a su comercialización (López-Feldman *et al.*, 2007). A pesar de las diferencias entre usos de artes en las comunidades estudiadas, todas pueden clasificarse como rudimentarias (Shester & Micheli, 2011).

La tasa de captura puede variar entre especies y por múltiples factores (e.g. tecnológico-pesqueros, socioeconómicos, comerciales, entre otros). Un ejemplo de esta variabilidad es la tasa de captura de la carpa herbívora (*C. idella*) donde factores socioeconómicos y ecológicos influyen en sus tasas de captura. En particular, Tabasco tiene menor tasa de captura de esta especie, posiblemente derivado de la alta presión de pesca derivada de su comercialización. Por el contrario, en Chiapas la captura de esta especie es más selectiva y los pescadores prefirieron capturar organismos más grandes para su consumo (Inda-Díaz *et al.*, 2009). Otro ejemplo es la drástica disminución en las tasas de captura de la pigua (*M. carcinus*), especie de crustáceo altamente valorada en la cuenca media del río Usumacinta, principalmente en Tenosique y que había sido uno de los recursos pesqueros más importantes desde el punto de vista cultural y económico. Los pescadores mencionan que la tasa de captura disminuyó desde 2016 al grado que ya no era comercialmente rentable su captura (Mercado-Salas *et al.*, 2013, obs. pers. Hernández-Gómez) lo que concuerda con lo reportado en este estudio, donde se reportaron capturas mínimas de esta especie.

Adicionalmente, la variabilidad en las tasas de captura puede estar relacionada a la variación climática e hidrológica y la diversidad de especies y hábitats (Strayer & Dudgeon, 2010), pero también depende de la experiencia de cada pescador o de las condiciones de cada viaje de pesca, lo que origina incertidumbre en todos los modelos de predicción (Branch *et al.*, 2006; Moreau & Coomes, 2008; Salas & Gaertner, 2004).

Durante 2015 la tasa de captura de los recursos pesqueros se observó superior a los años 2017 y 2018, esta disminución y composición de especies podría deberse a múltiples factores, por ejemplo: el incremento del esfuerzo, incremento de la abundancia de otras especies invasoras, especialmente el bagre armado (Loricariidae), pérdida de hábitats, alteraciones ecológicas (Ballesteros & Rodríguez-Rodríguez, 2018; Ibáñez, 2019). No obstante, es importante notar que la tasa de captura de muchos recursos pesqueros presenta marcadas fluctuaciones a lo largo de los años, por lo que es importante realizar estudios a corto y mediano plazo.

La introducción de peces exóticos en México se realizó con el objetivo de incrementar la producción pesquera y acuícolas (Benítez & Ponce, 2014; Dávila-Camacho *et al.*, 2019). Sin embargo, investigaciones en los últimos años, han expuesto resultados dañinos para los ecosistemas naturales, donde no se han tomado en cuenta que hay especies de importancia pesquera en México, así como especies idóneas para ser cultivadas con la finalidad de abastecer la demanda de alimentos (Wakida-Kusonoki, 2007; Amador-del Ángel & Wakida-Kusonoki, 2014).

Actualmente las capturas en las pesquerías de las comunidades estudiadas están conformadas en gran parte por especies introducidas, como la mojarra tilapia (*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)) y la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844)), las cuales han desplazado a especies nativas ocupando y modificando su hábitat (Velázquez *et al.*, 2014), pero a la vez han generado beneficios económicos y cambios en la percepción social de estos recursos, sien-

do identificadas por los pescadores como especies “nativas”, pasando a ser por su abundancia, recursos pesqueros de gran importancia (Mendoza-Carranza *et al.*, 2018a; Meiners-Mandujano *et al.*, 2019). La importancia de estas especies introducidas es tal que se encuentran incorporadas en la norma oficial mexicana NOM-037-PESC-2004 (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, 2007).

El impacto que puede ocasionar este grupo de especies introducidas sobre las especies nativas es difícil de predecir y evaluar, debido a la facilidad de adaptación y agresividad que poseen las especies introducidas, eso hace que las especies locales estén en desventaja y sean desplazadas a mediano plazo. Si no se toman medidas urgentes para recuperar las poblaciones de peces nativos, éstas estarían en peligro de desaparecer como recurso pesquero de alto valor alimenticio y comercial (Velazquez *et al.*, 2014).

A pesar de la relevante presencia de las especies introducidas, se observa que la pesca de ambos estados también está compuesta de especies nativas, muchas de estas compartidas entre regiones y otras, al menos en esta investigación, parecieron ser exclusivas de un estado u otro. Sin embargo, algunas de estas especies han sido reportadas tanto en Tabasco como en Chiapas. El pejelagarto (*A. tropicus*), la carpa herbívora (*C. carpio*), la castarica (*M. urophthalmus*), el sábalo (*M. atlanticus*) y la lisa (*M. cephalus*) (Inda-Díaz *et al.*, 2009; Mendoza-Carranza *et al.*, 2018a; Mendoza-Carranza *et al.*, 2013). Estas diferencias pueden responder a cambios en los métodos de muestreo o bien a cambios de mediano plazo en la estructura de las comunidades de peces (Biswas *et al.*, 2017; Fujiwara *et al.*, 2019).

De acuerdo con los resultados, se puede concluir que la pesca sigue siendo una actividad relevante dentro del entramado económico de las comunidades analizadas en Tabasco, a pesar de la disminución en la tasa de captura. En contraste, en Chiapas la pesca es muy relevante como fuente de proteínas y escasamente sostiene un comercio local muy variable en el tiempo.

De acuerdo con las encuestas informales realizadas, es posible plantear la hipótesis de que los patrones de uso y manejo de los recursos pesqueros son influidos por la percepción hacia la naturaleza de los pescadores y que a su vez está relacionada con la cultura y costumbres de cada región. Las comunidades de Chiapas tienen un mayor grado de aislamiento, lo que influye en sus percepciones de uso y manejo de recursos pesqueros, siendo diferentes a las de las comunidades pesqueras de Tabasco, donde el acceso a vías de comunicación y otras actividades económicas es más amplio, induciendo procesos de comercialización de productos pesqueros (DataMexico, 2020; Gonzalvo *et al.*, 2015).

En este estudio se resalta el alto grado de incertidumbre que tiene la pesca de pequeña escala, lo que dificulta la comprensión de cómo interactúan todos los factores que están involucrados, no siendo posible distinguir, clasificar y medir fácilmente todos los factores involucrados. Por ello, herramientas estadísticas intensivas como el AIC ayudan a comprender mejor la interacción de las variables socioeconómicas y pesqueras, permitiendo reconocer el comportamiento interno de las comunidades pesqueras, y entender las variaciones en la tasa de captura, los cuales varían de forma relevante en escalas espaciales y temporales pequeñas.

Los resultados de esta investigación permitieron explicar la estructura socioeconómica de las comunidades pesqueras. Se destaca

a la pesca como una actividad emergente donde participan personas jóvenes que asumen roles de jefes de familia a edades tempranas. Se observó que la variación de la tasa de captura está relacionada a múltiples factores, cambiantes en escalas de tiempo, donde la diversidad de artes de pesca y los objetivos de cada comunidad y pescador juegan un papel relevante. Es importante mencionar que a pesar de que esta investigación tuvo un abordaje múltiple, pero es necesario realizar estudios holísticos y transdisciplinarios que evalúen la condición biológica, ecológica, socioeconómica en una forma conjunta, reconociendo que la diversidad de patrones puede variar en escalas muy pequeñas de tiempo y espacio.

## AGRADECIMIENTOS

El presente estudio forma parte de los proyectos “La pesca en la cuenca del Río Usumacinta” financiado por la Comisión Federal de Electricidad 2015 (CFE) y “Cambio global y sustentabilidad en la cuenca del río Usumacinta y zona marina de influencia” financiado por el Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación 2017-2018 (FORDECyT - CONACyT 273646). El primer autor agradece a CONACyT por la beca otorgada. Al Instituto de Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX) de la Universidad Autónoma de Campeche por su apoyo en las últimas fases de realización de esta investigación.

## REFERENCIAS

- ALLISON, E.H., A.L. PERRY, M.C. BADJECK, W. NEIL-ADGER, K. BROWN, D. CONWAY, A.S. HALLS, G.M. PILLING, J.D. REYNOLDS, N.L. ANDREW & N.K. DULVY. 2009. Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. *Fish and Fisheries* 10(2):173-196. DOI:10.1111/j.1467-2979.2008.00310.x
- AMADOR-DEL-ÁNGEL, L.E. & A.T. WAKIDA-KUSUNOKI. 2014. Peces invasores en el sureste de México. In: Mendoza-Alfaro, R.E. & P. Koleff-Osorio (eds.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). D.F. México, pp. 425-433.
- ANDREW, N.L., C. BÉNE, S.J. HALL, E.H. ALLISON, S. HECK & B.D. RATNER. 2007. Diagnosis and management of small-scale fisheries in developing countries. *Fish and Fisheries* 8(3):227-240. DOI:10.1111/j.1467-2679.2007.00252.x
- ARCE-IBARRA, A.M. & A.T. CHARLES. 2008. Inland fisheries of the Mayan Zone in Quintana Roo, Mexico: using a combined approach to fishery assessment for data-sparse fisheries. *Fisheries Research* 91(2-3):151-159. DOI:10.1016/j.fishres.2007.11.015
- ARLINGHAUS, R., T. MEHNER & I.G. COWX. 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries* 3(4):261-316. DOI:10.1046/j.1467-2979.2002.00102.x
- ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. & E. ARCOS-HUITRÓN. 2011. La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica* 21(3): 431-462.
- BALLESTEROS, H.M. & G. RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ. 2018. How much in the clan are you? The community as an explanatory factor of the acceptan-

- ce of poaching in small-scale fisheries. *Marine Policy* 97:188-196. DOI:10.1016/j.marpol.2018.06.014
- BARCLAY, K., M. VOYER, N. MAZUR, A.M. PAYNE, S. MAULI, J. KINCH, M. FABINYI & G. SMITH. 2017. The importance of qualitative social research for effective fisheries management. *Fisheries Research* 186:426-438. DOI:10.1016/j.fishres.2016.08.007
- BARRIENTOS, C., Y. QUINTANA, D.J. ELÍAS & R. RODILES-HERNÁNDEZ. 2018. Peces nativos y pesca artesanal en la cuenca Usumacinta, Guatemala. *Revista mexicana de biodiversidad* 89: 118-130. DOI:10.22201/ib.20078706e.2018.4.2180
- BASURTO, X., S. GELCICH & E. OSTROM. 2013. The social-ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. *Global Environmental Change* 23(6):1366-1380. DOI:10.1016/j.gloenvcha.2013.08.001
- BÉNÉ, C. 2006. Small-scale fisheries: assessing their contribution to rural livelihoods in developing countries. *FAO fisheries circular*, 1008. 46 p.
- BÉNÉ, C. & R.M. FRIEND. 2011. Poverty in small-scale fisheries: Old issue, new analysis. *Progress in Development Studies* 11(2):119-144. DOI:10.1177/146499341001100203
- BENÍTEZ, M.M.A. & P.N.C.C. PONCE. 2014. Aspectos generales de la introducción de especies ícticas exóticas en la Subregión de los Ríos del estado de Tabasco, México. In: Low A.M., A. P.A. Quijón & E.M. Peters (eds.). *Especies Invasoras Acuáticas, Casos de Estudio En Ecosistemas de México*. SEMARNAT, México, pp. 623-636.
- BENNETT, A. 2017. The influence of neoliberalization on the success and failure of fishing cooperatives in contemporary small-scale fishing communities: A case study from Yucatán, Mexico. *Marine Policy* 80:96-106. DOI:10.1016/j.marpol.2016.06.024
- BISWAS, S.R., R.J. VOGT & S. SHARMA. 2017. Projected compositional shifts and loss of ecosystem services in freshwater fish communities under climate change scenarios. *Hydrobiologia* 799(1):135-149. DOI:10.1007/s10750-017-3208-1
- BONILLA, C. E. & P. S. RODRÍGUEZ. 2005. *Más allá del dilema de los métodos: la investigación en ciencias sociales*. 3rd ed. Grupo Editorial Norma, Colombia. 424 p.
- BRANCH, T.A., R. HILBORN, A.C. HAYNIE, G. FAY, L. FLYNN, J. GRIFFITHS, K.N. MARS-HALL, J.K. RANDALL, J.M. SCHEUERELL & E.J. WARD. 2006. Fleet dynamics and fishermen behavior: lessons for fisheries managers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(7):1647-1668. DOI:10.1139/f06-072
- BRASHARES, J.S., P. ARCESE, M.K. SAM, P.B. COPPOLILLO, A.R.E. SINCLAIR & A. BALMFORD. 2004. Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa. *Science* 306(5699):1180-1183. DOI:10.1126/science.1102425
- CADDY, J.F. & J.C. SELJO. 2005. This is more difficult than we thought! The responsibility of scientists, managers and stakeholders to mitigate the unsustainability of marine fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360(1453):59-75. DOI:10.1098/rstb.2004.1567
- CANO-SALGADO, M.P., E.B. BALTAZAR & E. BARBA-MACÍAS. 2012. Innovación social y capacidad de organización de las cooperativas pesqueras. *Estudios Sociales* 20(39):65-97.
- CETRA, M. & M. PETRERE. 2001. Small-scale fisheries in the middle River Tocantins, Imperatriz (MA), Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 8(2):153-162. DOI:10.1046/j.1365-2400.2001.00233.x
- CHEN, R. & S.L. DESJARDINS. 2008. Exploring the effects of financial aid on the gap in student dropout risks by income level. *Research in Higher Education* 49(1):1-18. DOI:10.1007/s11162-007-9060-9
- COOKE, S.J., E.H. ALLISON, T.D. BEARD, R. ARLINGHAUS, A.H. ARTHINGTON, D.M. BARTLEY, I.G. COWX, C. FUENTEVELLA, N.J. LEONARD, K. LORENZEN, A.J. LYNCH, V.M. NGUYEN, S.J. YOUN, W.W. TAYLOR & R.L. WELCOMME. 2016. On the sustainability of inland fisheries: Finding a future for the forgotten. *Ambio* 45:753-764. DOI:10.1007/s13280-016-0787-4
- CURY, P. & P. CAYRÉ. 2001. Hunting became a secondary activity 2000 years ago: marine fishing did the same in 2021. *Fish and Fisheries* 2(2):162-169. DOI:10.1046/j.1467-2960.2001.00044.x
- DATA MEXICO. 2020. Integración y análisis de datos públicos. Disponible en línea en: <https://datamexico.org/en> (consultado 5 de mayo 2021).
- DÁVILA-CAMACHO, C.A., I. GALAVIZ-VILLA, F. LANGO-REYNOSO, M. DEL R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ, C. QUIROGA-BRAHMS & J. MONTOYA-MENDOZA. 2019. Cultivation of native fish in Mexico: cases of success. *Reviews in Aquaculture* 11(3):816-829. DOI:10.1111/raq.12259
- DÍAZ-BRAVO, L., U. TORRUCO-GARCÍA, M. MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, M. VARELA-RUIZ. 2013. La entrevista, recurso flexible y dinámico. *Investigación en Educación Médica* 2(7): 162-167. DOI:10.1016/S2007-5057(13)72706-6
- ELÍAS, D.J., C.D. McMAHAN, W.A. MATAMOROS, A.E. GÓMEZ-GONZÁLEZ, K.R. PILLER & P. CHAKRABARTY. 2020. Scale (s) matter: Deconstructing an area of endemism for Middle American freshwater fishes. *Journal of Biogeography* 47(11):2483-2501. DOI:10.1111/jbi.13941
- FINKBEINER, E.M. & X. BASURTO. 2015. Re-defining co-management to facilitate small-scale fisheries reform: An illustration from northwest Mexico. *Marine Policy* 51:433-441. DOI:10.1016/j.marpol.2014.10.010
- FUJIWARA, M., F. MARTINEZ-ANDRADE, R.J.D. WELLS, M. FISHER, M. PAWLUK & M.C. LIVERNOIS. 2019. Climate-related factors cause changes in the diversity of fish and invertebrates in subtropical coast of the Gulf of Mexico. *Communications Biology* 2(1):403. DOI:10.1038/s42003-019-0650-9
- GARCÍA-ALANIZ, N., E.J. NARANJO & F.F. MALLORY. 2010. Human-field interactions in three mestizo communities of the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico: Benefits, conflicts and traditional uses of species. *Human Ecology* 38(8):451-457. DOI:10.1007/s10745-010-9322-6
- GLYNN, J.R., B.S. SUNNY, B. DEStAVOLA, A. DUBE, M. CHIHANA, A.J. PRICE & A.C. CRAMPIN. 2018. Early school failure predicts teenage pregnancy and marriage: A large population-based cohort study in northern Malawi. *PLoS ONE* 13(5):1-17. DOI:10.1371/journal.pone.0196041
- GONZALVO, J., I. GIOVOS & D.K. MOUTOPOULOS. 2015. Fishermen's perception on the sustainability of small-scale fisheries and dolphin-fisheries interactions in two increasingly fragile coastal ecosystems in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25(1):91-106. DOI:10.1002/aqc.2444

- HILBORN, R. 2007. Moving to sustainability by learning from successful fisheries. *Ambio* 36:296-303. DOI:4315830
- HOTHORN, T., K. HORNIK, C. STROBL & A. ZEILEIS. 2010. Party: A laboratory for recursive partytioning. También disponible en la página web: <https://cran.microsoft.com/snapshot/2014-11-11/web/packages/party/vignettes/party.pdf>
- HOTHORN, T., K. HORNIK & A. ZEILEIS. 2006. Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 15(3):651-674. DOI:27594202
- IBÁÑEZ, A.L., 2019. *Mexican Aquatic Environments: A General View from Hydrobiology to Fisheries*. Springer, Switzerland. 284 p.
- INDA-DÍAZ, E., R. RODILES-HERNÁNDEZ, E.J. NARANJO & M. MENDOZA-CARRANZA. 2009. Subsistence fishing in two communities of the Lacandon Forest, Mexico. *Fisheries Management and Ecology* 16(3):225-234. DOI:10.1111/j.1365-2400.2009.00668.x
- INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA. 2000. *Programa de Manejo, Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla*. Secretaria de medio ambiente recursos naturales y pesca, México, D.F. 213 p.
- INTELEGENCIA PÚBLICA & EDF DE MÉXICO. 2019. *Impacto social de la pesca ribereña en México: Propuestas para impulsar el bienestar social en el sector pesquero* CDMX: EDF de México. 99 p. Disponible en línea en: <https://mexico.edf.org/sites/mexico.edf.org/files/Impacto-SocialdeLaPescaenMexico.pdf>
- JENTOFT, S. & R. CHUENPAGDEE. 2015. *Interactive governance for small-scale fisheries*. Global Reflections. Springer, Switzerland. 775 p.
- KALIKOSKI, D.C., R.D. ROCHA & M.C. VASCONCELLOS. 2006. Importância Do Conhecimento Ecológico Tradicional Na Gestão Da Pesca Artesanal No Estuário Da Lagoa Dos Patos, Extremo Sul Do Brasil. *Ambiente & Educação* 11:87-118. También disponible en la página web: <http://repositorio.furg.br/handle/1/1363>
- KELES, G. & S. YILMAZ. 2020. Socio-economic profile of the small scale fisher: The sample of Akçakoca. *International Journal of Agriculture, Forestry and Life Sciences* 4(2):178-183.
- LÓPEZ-FELDMAN, A., J. MORA & J.E. TAYLOR. 2007. Does natural resource extraction mitigate poverty and inequality? Evidence from rural Mexico and a lacandona rainforest community. *Environment and Development Economics* 12(2):251-269. DOI:10.1017/S1355770X06003494
- LYNCH, A.J., S.J. COOKE, T.D. BEARD, Y.C. KAO, K. LORENZEN, A.M. SONG, M.S. ALLEN, Z. BASHER, D.B. BUNNELL, E. V. CAMP, I.G. COWX, J.A. FREEDMAN, V.M. NGUYEN, J.K. NOHNER, M.W. ROGERS, Z.A. SIDERS, W.W. TAYLOR & S.J. YOUNG. 2017. Grand Challenges in the Management and Conservation of North American Inland Fishes and Fisheries. *Fisheries* 42(2):115-124. DOI:10.1080/03632415.2017.1259945
- MARTIN, D.R. & K.L. POPE. 2011. Luring anglers to enhance fisheries. *Journal of Environmental Management* 92(5):1409-1413. DOI:10.1016/j.jenvman.2010.10.002
- MEINERS-MANDUJANO, C., R. GONZÁLEZ-GÓMEZ, L. JIMÉNEZ-BADILLO, G. GALINDO-CORTÉS & P.S. MORILLO-VELARDE. 2019. Emerging Aquatic Alien Invasive Species: Trends and Challenges for Mexican Fisheries in the Extended Gulf of Mexico Basin. In: Ibáñez, A.L. (ed.). *Mexican Aquatic Environments: A General View from Hydrobiology to Fisheries*. Springer International Publishing, Cham, pp.195-217. DOI:10.1007/978-3-030-11126-7\_9
- MENDOZA-CARRANZA, M., W. ARÉVALO-FRÍAS & E. INDA-DÍAZ. 2013. Common pool resources dilemmas in tropical inland small-scale fisheries. *Ocean & Coastal Management* 82:119-126. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2013.06.004
- MENDOZA-CARRANZA, M., W. ARÉVALO-FRÍAS, A. ESPINOZA-TENORIO, C.C. HERNÁNDEZ-LAZO, A.M. ÁLVAREZ-MERINO & R. RODILES-HERNÁNDEZ. 2018a. La importancia y diversidad de los recursos pesqueros del río Usumacinta, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 89:131-146. DOI:10.22201/ib.20078706e.2018.4.2182
- MENDOZA-CARRANZA, M., E. EJARQUE & L.A.J. NAGELKERKE. 2018b. Disentangling the complexity of tropical small-scale fisheries dynamics using supervised Self-Organizing Maps. *PLoS one* 13(5): e0196991. DOI:10.1371/journal.pone.0196991
- MERCADO-SALAS, N.F., B. MORALES-VELA, E. SUÁREZ-MORALES & T.M. ILIFFE. 2013. Conservation status of the inland aquatic crustaceans in the Yucatan Peninsula, Mexico: Shortcomings of a protection strategy. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23(6):939-951. DOI:10.1002/aqc.2350
- MOREAU, M.A. & O. COOMES. 2008. Structure and Organisation of Small-Scale Freshwater Fisheries: Aquarium Fish Collection in Western Amazonia. *Human Ecology* 36(3):309-323. DOI:10.1007/s10745-008-9160-y
- NGUYEN, V.M., A.J. LYNCH, N. YOUNG, I.G. COWX, T.D. BEARD, W.W. TAYLOR & S.J. COOKE. 2016. To manage inland fisheries is to manage at the social-ecological watershed scale. *Journal of Environmental Management* 181:312-325. DOI:10.1016/j.jenvman.2016.06.045
- NOOREN, K., W.Z. HOEK, T. WINKELS, A. HUIZINGA, H. VAN DER PLICHT, R.L. VAN DAM, S. VAN HETEREN, M.J. VAN BERGEN, M.A. PRINS, T. REIMANN, J. WALLINGA, K.M. COHEN, P. MINDERHOUD & H. MIDDELKOOP. 2017. The Usumacinta-Grijalva beach-ridge plain in southern Mexico: a high-resolution archive of river discharge and precipitation. *Earth Surface Dynamics* 5(3):529-556. DOI:10.5194/esurf-5-529-2017
- PALMA, D.J., J. CISNEROS, E. MORENO & J.A. RINCÓN. 2007. *Suelos de Tabasco: Su Uso y Manejo Sustentable*. Colegio de Postgraduados-ISPROTAB-Fundacion Produce Tabasco, México. 184 p.
- PHAN-HAI, Y.H., V.L. THI-THANH, T.T. THI, H.N. THI, T.N. THI-TRANG & T.T. NGUYEN. 2020. Develop Sustainable Livelihoods for Fishermen in the North Central Region of Vietnam - Case Study for Nghe An Province. *Journal of Agricultural Studies* 8(1):227-246. DOI:10.5296/jas.v8i1.15413
- PUC-ALCOCER, M., A.M. ARCE-IBARRA, S. CORTINA-VILLAR & E.I.J. ESTRADA-LUGO. 2019. Rainforest conservation in Mexico's lowland Maya area: Integrating local meanings of conservation and land-use dynamics. *Forest Ecology and Management* 448:300-311. DOI:10.1016/j.foreco.2019.06.016
- RODAS-TREJO, J., A. ESTRADA, J. RAU ACUÑA & M. DE J. MORALES-HERNÁNDEZ. 2014. Uso local de los mamíferos no voladores entre los habitantes de Metzabok, El Tumbo y Laguna Colorada, Selva Lacandona, México. *Etnobiología* 14(1):39-50.



- RODILES-HERNÁNDEZ, R., M.M. CASTILLO-UZCANGA & A.J. SÁNCHEZ. 2018. Presentación. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89: 1-2. DOI:10.22201/ib.20078706e.2018.0.2474
- SAID, A. & R. CHUENPAGDEE. 2019. Aligning the sustainable development goals to the small-scale fisheries guidelines: A case for EU fisheries governance. *Marine Policy* 107:103599. DOI:10.1016/j.marpol.2019.103599
- SALAS, S. & D. GAERTNER. 2004. The behavioural dynamics of fishers: management implications. *Fish and Fisheries* 5(2):153-167. DOI:10.1111/j.1467-2979.2004.00146.x
- SALAS, S., U.R. SUMAILA & T. PITCHER. 2004. Short-term decisions of small-scale fishers selecting alternative target species: A choice model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61(3):374-383. DOI:10.1139/f04-007
- SECRETARIA DE AGRICULTURA, GANADERIA, DESARROLLO RURAL, P. Y A. 2007. NORMA Oficial Mexicana NOM-037-PESC-2004, Pesca responsable en el Sistema Lagunar formado por las humedales del Usumacinta, en los municipios de Catazajá, Palenque y La Libertad en el Estado de Chiapas, Jonuta, Emiliano Zapata y Balancán en el Estado de T. *Diario Oficial de la Federación* 642:32-43.
- SHESTER, G.G. & F. MICHELI. 2011. Conservation challenges for small-scale fisheries: Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biological Conservation* 144(5):1673-1681. DOI:10.1016/j.biocon.2011.02.023
- SINGH, R. & U. VENNAM. 2016. *Factors Shaping Trajectories to Early marriage : Evidence from Young Lives in India*. Young Lives, London UK. 34 p. También disponible en la página web: <https://www.younglives.org.uk/sites/www.younglives.org.uk/files/YL-WP149-Trajectories%20to%20early%20Marriage.pdf>
- SMITH, H. & X. BASURTO. 2019. Defining small-scale fisheries and examining the role of science in shaping perceptions of who and what counts: A systematic review. *Frontiers in Marine Science* 6:236. DOI:10.3389/fmars.2019.00236
- SMITH, L.E.D., S.N. KHOA & K. LORENZEN. 2005. Livelihood functions of inland fisheries: Policy implications in developing countries. *Water Policy* 7(4):359-383. DOI:10.2166/wp.2005.0023
- SOKAL, R.R. & F.J. ROHLF. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman, New York. 887 p.
- SORIA-BARRETO, M., A.A. GONZÁLEZ-DÍAZ, A. CASTILLO-DOMÍNGUEZ, N. ÁLVAREZ-PLIEGO & R. RODILES-HERNÁNDEZ. 2018. Diversidad íctica en la cuenca del Usumacinta, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 89:100-117. DOI:10.22201/ib.20078706e.2018.4.2462
- STRAYER, D.L. & D. DUDGEON. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1):344-358. DOI:10.1899/08-171.1
- SUMAILA, U.R., W.W.L. CHEUNG, V.W.Y. LAM, D. PAULY & S. HERRICK. 2011. Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change* 1(9):449-456. DOI:10.1038/nclimate1301
- TSEHAYE, I., M.A.M. MACHIELS & L.A.J. NAGELKERKE. 2007. Rapid shifts in catch composition in the artisanal Red Sea reef fisheries of Eritrea. *Fisheries Research* 86(1):58-68. DOI:10.1016/j.fishres.2007.04.005
- ÜNAL, V., H. ÜÇLÜSOY & R. FRANQUESA. 2009. A comparative study of success and failure of fishery cooperatives in the aegean, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology* 25(4):394-400. DOI:10.1111/j.1439-0426.2009.01241.x
- VELÁZQUEZ, G., L. VELÁZQUEZ, M. PERALTA, R. MÁRQUEZ & E. VELÁZQUEZ. 2014. Peces nativos contra introducidos en una pesquería tropical Desde su composición nutrimental. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1: 61-72.
- VELAZQUEZ V., E., G. RIVERA-VELAZQUEZ, M.A. PEREZ-FARRERA & A. CHAVEZ-CORTAZAR. 2014. Introducción de especies exóticas: implicaciones para la biodiversidad. In: Luz, M.M.C. & E.F. Reyes. (eds.). *Biodiversidad y Sustentabilidad. Volumen II : Investigaciones Sobre La Biodiversidad Para El Desarrollo Social*. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutierrez, México, pp. 113-167.
- WAKIDA-KUSONOKI, A.T., R. RIUZ-CARUS & E. AMADOR-DEL-ANGEL. 2007. Amazon Sailfin Catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1955) (Loricariidae), Another Exotic Species Established in Southeastern Mexico. *The Southwestern Naturalist* 52(1): 141-144.
- WINKER, H., S.E. KERWATH & C.G. ATTWOOD. 2013. Comparison of two approaches to standardize catch-per-unit-effort for targeting behaviour in a multispecies hand-line fishery. *Fisheries Research* 139:118-131. DOI:10.1016/j.fishres.2012.10.014
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., J.W. DAY & B. CURRIE-ALDER. 2009. Functioning of the Grijalva-Usumacinta river delta, Mexico: Challenges for coastal management. *Ocean Yearbook* 23(1):473-501. DOI:10.1163/22116001-90000205
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 944 p.
- ZELLER, D., S. BOOTH, P. CRAIG & D. PAULY. 2006. Reconstruction of coral reef fisheries catches in American Samoa, 1950-2002. *Coral Reefs* 25(1):144-152. DOI:10.1007/s00338-005-0067-4



## Morphometric differentiation of the genera *Poblana*, *Chiostoma* and *Menidia* (Osteichthyes: Atherinopsidae)

## Diferenciación morfométrica de los géneros *Poblana*, *Chiostoma* y *Menidia* (Osteichthyes: Atherinopsidae)

Mariela Lizbeth López-Valdez<sup>1</sup>\*, Héctor Salvador Espinosa-Pérez<sup>2</sup> & Ana Laura Ibáñez<sup>1</sup>

Recibido: 02 de abril de 2021.

Aceptado: 02 de agosto de 2021.

Publicado: agosto de 2021.

### ABSTRACT

**Background:** The recent origin of the genera *Chiostoma* and *Poblana*, and the scarce morphological differentiation between them, have made it difficult to define their taxonomic validity, in addition to the fact that both genera share a common ancestor, *Menidia*. Many taxonomic studies have recognized *Chiostoma* and *Poblana* as well-defined genera. Genetic analyses, however, indicate that *Poblana* is nested within *Chiostoma*, while other authors synonymize all silversides of the Central Plateau of Mexico within *Menidia*. Nevertheless, the differentiation between these genera has not currently been explored through a morphometric analysis. **Goals:** Under this scenario, in which the taxonomic validity of the genus *Menidia* is not in doubt, but the existence of *Poblana* is uncertain given that for some authors it pertains to the genus *Chiostoma*, the morphometric variations among the three genera and their species were analyzed in this study through Geometric Morphometrics. **Methods:** Seventeen landmarks were used on a sample of 393 Mexican specimens from various biological collections (216 of *Chiostoma*, 150 of *Poblana* and 27 of *Menidia*) obtained from several localities. The differences among the genera and species were tested using a Generalized Procrustes Analysis (GPA) and Discriminant Analysis (DA) computing the regression of shape on size—the vector of allometry, then remove this aspect of variation by looking at residual variation. **Results:** The cross-validated analysis showed 98.5% and 84.2% of classification among genera and species respectively, where the misclassifications were among species of *Chiostoma*. **Conclusions:** Morphometric differences were found among *Poblana*, *Chiostoma* and *Menidia*, therefore considered as discrete units.

**Keywords:** Atherinopsidae, Central Plateau, Generalized Procrustes Analysis, Mexico, Silversides

<sup>1</sup> Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Avenida San Rafael Atlixco No. 186, col. Vicentina, Ciudad de México, 09340. México

<sup>2</sup> Colección Nacional de Peces, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad No. 3000, col. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510. México

#### \*Corresponding author:

Ana Laura Ibáñez: ana@xanum.uam.mx

#### To quote as:

López-Valdez, M. L., H. S. Espinosa-Pérez & A. L. Ibáñez. 2021. Morphometric differentiation of the genera *Poblana*, *Chiostoma* and *Menidia* (Osteichthyes: Atherinopsidae). *Hidrobiológica* 31 (2): 153-162.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n2/Lopez

### RESUMEN

**Antecedentes:** El origen reciente de los géneros *Chiostoma* y *Poblana*, y la escasa diferenciación morfológica entre ellos, han dificultado definir su validez taxonómica, aunado a que ambos géneros comparten un ancestro común, *Menidia*. Varios estudios taxonómicos han reconocido a *Chiostoma* y *Poblana* como géneros bien definidos. Sin embargo, análisis genéticos indican que *Poblana* está contenido en *Chiostoma*, mientras que otros autores agrupan a todos los pejerreyes de la Mesa Central de México dentro de *Menidia*. Sin embargo, la diferenciación entre estos géneros no se ha explorado actualmente a través de un análisis morfométrico. **Objetivos:** Bajo este escenario, en el que la validez taxonómica del género *Menidia* no está en duda, pero la existencia de *Poblana* es incierta dado que para algunos autores pertenece al género *Chiostoma*, la variación morfométrica entre los tres géneros y sus especies se analizaron en este estudio a través de Morfometría Geométrica. **Métodos:** Se utilizaron 17 marcas o “landmarks” para una muestra de 393 individuos de varias colecciones biológicas (216 de *Chiostoma*, 150 de *Poblana* y 27 de *Menidia*) procedentes de diversas localidades de recolecta en México. Las diferencias entre géneros y especies se probaron mediante un Análisis Generalizado de Procrustes (GPA) y Análisis Discriminante (DA) con los residuales de la regresión forma-tamaño, para eliminar la variación asociada al tamaño de los especímenes. **Resultados:** El análisis de validación cruzada mostró 98.5% y 84.2% de clasificación entre géneros y especies respectivamente, las clasificaciones erróneas fueron entre especies de *Chiostoma*. **Conclusiones:** Se encontraron diferencias morfométricas entre *Poblana*, *Chiostoma* y *Menidia*, por lo que se consideraron como unidades discretas.

**Palabras clave:** Análisis Generalizado de Procrustes, Atherinopsidae, Mesa Central, México, Pejerreyes

## INTRODUCTION

Silversides of the Menidiini tribe (Family Atherinopsidae), are separated into four genera: *Chirostoma*, *Labidesthes*, *Menidia* and *Poblana*. The monophyly of this group has been supported by morphological (Chernoff, 1986; Dyer, 1997; White, 1985) and allozyme analyses (Crabtree, 1987), but there is uncertainty as to the taxonomic validity of the genera and species of the tribe due to a lack of robust morphological diagnostic characters (Echelle & Echelle, 1984), especially between *Poblana* and *Chirostoma*.

The taxonomy of *Chirostoma* is quite complex (Barbour, 1973) and it has, on several occasions, been separated into two or three genera (Álvarez, 1970; Jordan & Evermann, 1896). Meek (1904) recognized a single genus and set its species in three subgenera, though Jordan & Hubbs (1919) did not find enough evidence to recognize the subgenera. De Buen (1945) classified three genera and six subgenera, and Barbour (1973, 1974) established a single genus with 18 species contained in two groups: *jordani* and *arge*. Echelle & Echelle (1984) later discussed an unpublished study of Barbour where he mentioned that *Poblana* was a synonym of *Chirostoma* and, based on an allozyme analysis, they suggested that *Chirostoma* and *Poblana* should be subsumed under the name *Menidia*, and they also highlight that the atherinids on the Mexican Central Plateau comprise, with *Menidia peninsulæ* Goode & Bean 1879, a monophyletic group that excludes all other species of *Menidia*.

Coyote-Hidalgo (2000) analyzed the taxonomic relationship between *Poblana* and *Chirostoma* using RAPD markers and observed at intergeneric level that 0.87% of these were exclusive for both genera and since the molecular space of variability presented a strong overlap, concluded that a taxonomic review is necessary to determinate its actual status. Later, Miller *et al.* (2005) grouped all the silversides of the Central Plateau under the name *Menidia*.

Bloom *et al.* (2009) assessed the monophyly of the tribe Menidiini and phylogenetic relationships among their genera and species, using the mitochondrial ND2 gene, in this study the monophyly of the tribe was supported. *Menidia* and *Chirostoma* were not recognized as monophyletic, and a central Mexican clade inclusive of *Chirostoma* and *Poblana* was recovered as monophyletic. The genus *Poblana* formed a monophyletic group, within a larger clade that included *Chirostoma arge* Jordan & Snyder 1899, *C. contrerasi* Barbour 2002 and *C. riojai* Solórzano & López 1965 to the exclusion of other species of *Chirostoma*. This study rejected the hypothesis of Barbour (1973) about of a diphyletic origin of *Chirostoma* (*jordani* and *arge* groups). The authors mention that the close relationship of *Menidia* to Central Plateau silversides (*Chirostoma* and *Poblana*) seem to support a recent origin such as a connection between the Central Plateau and the Rio Grande (= Rio Bravo).

Bloom *et al.* (2012) used mitochondrial and nuclear sequence data to generate a phylogeny for seven of the eight families of Atheriniformes, including the family Atherinopsidae which they did not recognize as monophyletic. However, in the phylogeny it was observed that a species of *Poblana* was nested within *Chirostoma*.

Campanella *et al.* (2015) supported the monophyly of the tribe Menidiini, but at the generic level they do not support the monophyly of *Chirostoma*, *Poblana* and *Menidia*, suggesting also necessary revisions to the taxonomy. In addition, the phylogenetic relationships obtained in this study propose a new classification of families of Atheriniformes and

subfamilies, tribes and genera of Atherinopsidae, such is the case of *Chirostoma* and *Poblana* considered as synonyms of *Menidia*.

Morphometrical studies have addressed the morphological variation of the members of the “*humboldtianum* group” (Barriga-Sosa *et al.*, 2002; Alarcón-Durán *et al.*, 2017) and *Chirostoma grandocule* Steindachner 1894 (Barriga-Sosa *et al.*, 2004) but, to our knowledge, there is no information on morphological variation between different genera of the silversides. Thus, the purpose in the present study was to examine the taxonomic validity of *Chirostoma*, *Poblana* and *Menidia* using geometric morphometric data. Specifically, we tested if body shape data could distinguish *Poblana* from *Chirostoma* and *Menidia*. Finally, we assessed the degree of morphological variation between *Poblana* and *Chirostoma*. So the differences between the three genera and their species were tested using geometric morphometrics analysis.

## MATERIALS AND METHODS

**Fish collection.** Specimens of *Chirostoma* were obtained from the Colección Nacional de Peces del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (CNPE-IBUNAM). Specimens of *Poblana* and *Chirostoma jordani* Woolman 1894 (Villa del Carbon, Mexico State) were obtained from the Colección de peces de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza de la Universidad Nacional Autónoma de México (FES-Z). Specimens of *Menidia* were provided by Manuel Castillo from the Colección del Laboratorio de Peces de la Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa (UAM-I).

We examined 393 specimens that had been previously identified at the institutions mentioned above, of which 216 belonged to the genus *Chirostoma*, 150 to *Poblana* and 27 to *Menidia*. We obtained a total of 12 species (1 species of *Menidia*, 3 of *Poblana* and 8 of *Chirostoma*). The localities from which species were collected could be seen in Table 1 and Figure 1. For our study only well-preserved samples with no damage or deformations were selected, as well as those collected over a short period to avoid variations generated by the passing of time. For this reason, only the species described in Table 1 were analyzed, being aware that there are other representative species for the three genera.

The specimens were stained with methylene blue to better observe every anatomical structure. The digitalization of each specimen was carried out using a 14 mexapixel Pentax camera. Seventeen landmarks were located over the fish anatomy (Fig. 2a, b). The anatomical landmarks were assigned following a homology criterion, that is, the landmarks were the same for all specimens (homology in geometric morphometrics *sensu stricto*) by which these structures are homologous for the three genera, apart from being easily identifiable and similar to those used by Barbour (1973), Rodríguez-Ruiz & Granado-Lorencio (1988), Alaye-Rahy (1993), Soria-Barreto & Paulo-Maya (2005) and Crichigno *et al.* (2013).

**Morphometric analysis.** The configurations of the landmark coordinates for the 393 specimens were scaled, translated and rotated using Generalized Procrustes Analysis (GPA). To eliminate the variation associated with the size of the specimens it was computed the multivariate allometric regression and a Principal Components Analysis (PCA) of residuals, later we visualize the Principal Components scores (PCs) and use them as the input to a Discriminant Analysis (DA). The latter was computed using PAST (PAleontological STATistics Version 4.06). The

principal component (PC) scores were labeled for the genera and species in order to describe the distribution of the specimens. The extremes of each PC were then used to reconstruct the expected shapes of the landmark configurations with those particular scores. The reconstruction was made by adding the products of these PC scores (PCs) and the eigenvectors for those PCs to the mean tangent coordinates before projecting back from the tangent to the configuration space (O'Higgins *et al.*, 2001). The differences in shape between the mean and the shapes represented by the extremes of the PCs of interest were visualized using deformation grids (Bookstein, 1989; Marcus *et al.*, 1996; Dryden & Mardia, 1998) and computed using MORPHOLOGIKA2 (O'Higgins & Jones, 2006).

The scores of the specimens on all the non-zero PCs were submitted to a Discriminant Analysis (DA) (SPSS v.18.0.0) to examine the potential that differences in shape may have in classifying unknown specimens. Generalized 'Mahalanobis' distances and discriminant functions were then computed to assess the efficacy of the discriminant analysis in the classification. The discriminant analysis was carried out using a cross-validation approach in which multiple repeated analyses were carried out leaving out one individual in the construction of the discriminant function before classifying this individual according to the function. The exclusion of an individual reduces the likelihood of overestimating the efficacy of the discriminant functions by using them to classify specimens employed in their construction (Ibáñez *et al.*, 2009). This approach was applied to each genus and species, and the percentages of correct classification rates were recorded.

The configurations of the landmark coordinates for each genus were scaled, translated and rotated using a GPA to obtain the con-

sensus configuration (a single set of landmarks which represents the central tendency of an observed sample; i.e., each genus). The morphometric distance matrix of Procrustes distances (the square root of the sum of squared differences between the positions of the landmarks in two optimally superimposed configurations at centroid size) among consensus configurations was then calculated by genus. In addition, the *Chirostoma jordani* Procrustes distances were compared with the genera *Poblana* and *Menidia*.

## RESULTS

The standard length (SL) values of the *Poblana*, *Menidia* and *Chirostoma jordani* populations were similar, varying from 3.8 to 6.1 cm. All other species of *Chirostoma* were larger in size, *C. consocium* Jordan & Hubbs 1919, *C. promelas* Jordan & Snyder 1899 and *C. chapalae* Jordan & Snyder 1899 from 5.7 to 9.2, 6.8 to 9.1 and 5.7 to 9.8 cm respectively. Larger specimens were represented by *C. labarcae* Meek 1902 (range: 5.6-11.5 cm); *C. humboldtianum* Valenciennes 1835 (range: 5.6-12.8 cm); *C. estor* Jordan 1879 (range: 8.3-11.1 cm) and especially *C. lucius* Boulenger 1900 for which the largest size of 15.1-17.9 cm was recorded (Table 1).

**Genus Level Classification.** The PCA among genera (Fig. 3) indicated that the first two components explained 82.4% of the total variance with the first component explaining 55.6% and the second 26.8%. A clear separation of the genera *Poblana* and *Menidia* with some overlap with specimens of *Chirostoma* was observed for the two first principal components (Fig. 3) in particular specimens from *Poblana* overlaps mainly with *C. jordani*.

Table 1. Sample characteristics, sample size (N), range, mean and Std. of standard length. Superscripts correspond to the sampling sites in Chapala Lake: 1= (PCC) Petatan and Cojumatlan; 2= (PLC) La Palma.

Species	Nomenclature Authors	Locality	Key name	Sampling date	Catalog number	N	Length range (cm)	Mean±std. (cm)
<i>Poblana letholepis</i>	Álvarez 1950	La Preciosa Lake, Puebla	Ple-LCP	2002	No voucher	50	4.1-5.3	4.8±0.31
<i>P. alchichica</i>	de Buen 1945	Alchichica Lake, Puebla	Pal-LCA	2004	No voucher	50	3.8-5.3	4.4±0.38
<i>P. squamata</i>	Álvarez 1950	Quechulac Lake, Puebla	Psq-LCQ	1995	No voucher	50	4.1-5.4	4.8±0.29
<i>Menidia beryllina</i>	Cope 1867	Pueblo Viejo Lagoon, Veracruz	Mbe-PV	1990	No voucher	27	4.5-6.1	5.2±0.41
<i>Chirostoma jordani</i>	Woolman 1894	Villa del Carbon, Mexico State	Cjo-SLP	1980	No voucher	34	3.8-5.1	4.5±0.32
		Chapultepec Lake, Mexico City	Cjo-LVC	1986	3662	4	4.6-5.5	5.1±0.39
		Duero River, Michoacan	Cjo-CRD	1986	10442	18	3.8-5.1	4.4±0.34
		Xochimilco, Mexico City	Cjo-XDF	2012	18171	8	4.4-5.4	4.8±0.28
<i>C. humboldtianum</i>	Valenciennes 1835	Chapala Lake, Michoacan <sup>1</sup>	Chu-PCC	1985	2709	15	5.9-9.6	8.0±1.08
		Chapala Lake, Michoacan <sup>2</sup>	Chu-PLC	1985	7245	9	5.6-7.0	6.3±0.47
		Del Bosque Dam, Michoacan	Chu-PBM	1983	2036	6	9.8-12.8	11.2±1.10
<i>C. consocium</i>	Jordan & Hubbs 1919	Chapala Lake, Michoacan <sup>1</sup>	Cco-PCC	1985	2706	17	5.7-9.2	7.4±0.88
		Chapala Lake, Michoacan <sup>2</sup>	Cco-PLC	1985	2693	4	7.0-7.8	7.3±0.37
<i>C. promelas</i>	Jordan & Snyder 1899	Chapala Lake, Michoacan	Cpr-PCC	1985	2707	6	6.8-9.1	8.0±0.89
<i>C. chapalae</i>	Jordan & Snyder 1899	Chapala Lake, Michoacan <sup>1</sup>	Cch-PCC	1985	2705	50	6.1-8.7	7.4±0.56
		Chapala Lake, Michoacan <sup>2</sup>	Cch-PLC	1985	2698	6	5.7-9.8	7.3±1.45
<i>C. lucius</i>	Boulenger 1900	Chapala Lake, Michoacan	Clu-PLC	1985	2697	3	15.1-17.9	16.6±1.43
<i>C. labarcae</i>	Meek 1902	Chapala Lake, Michoacan	Cla-PLC	1985	2694	15	5.6-6.8	6.3±0.37
		La Boquilla Dam, Chihuahua	Cla-PBC	1967	7227	10	9.3-11.5	10.6±0.66
<i>C. estor</i>	Jordan 1879	Zirahuen Lake, Michoacan	Ces-LZM	1991	10203	11	8.3-11.1	9.5±0.84

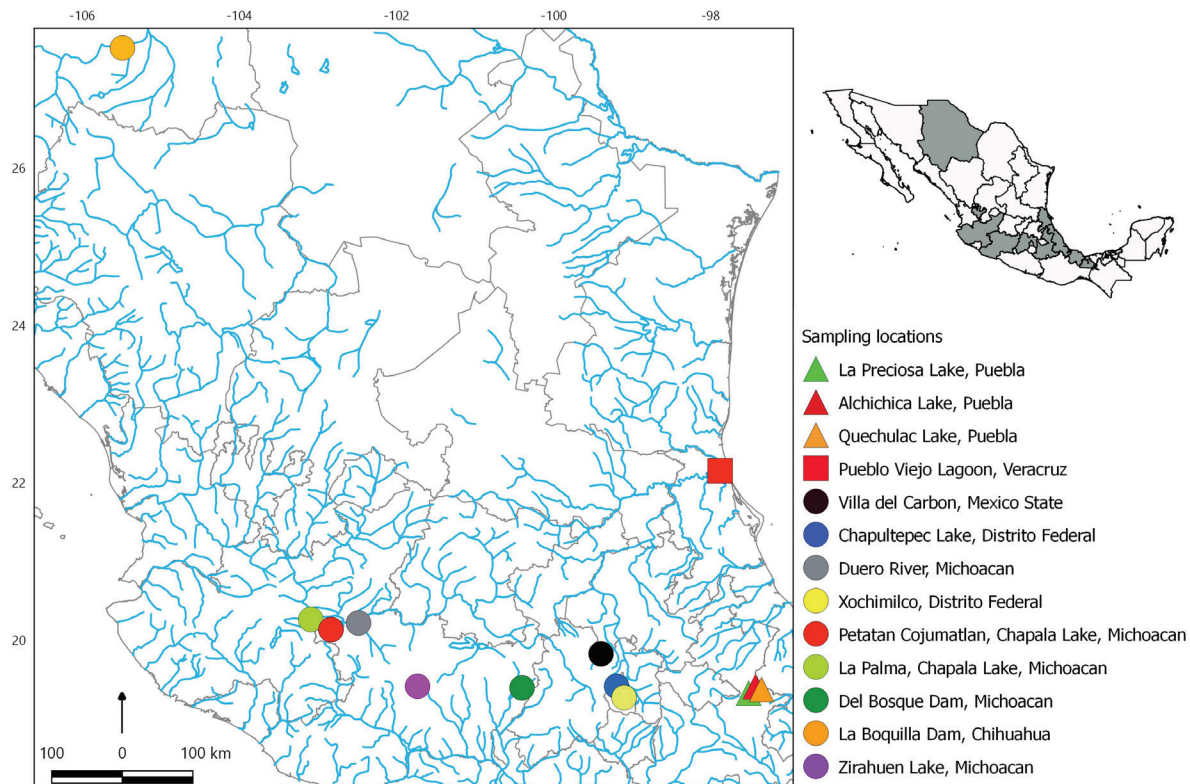


Figure 1. Sampling locations in the high plateau of Central Mexico. Colored symbols represent the localities for each species described in the Table 1. The shape of the symbol corresponds to each genus: Triangle = *Poblana*; Square = *Menidia*; Circle = *Chirostoma*.

The general pattern of morphological differences described by these first two PCs was explored using transformation grids (Fig. 3). Lm 1 moves more to dorsal zone in *Menidia*, as well the Lm 2-4 forms a more pronounced arc in *Chirostoma* than in the other two genera. In *Menidia* specimens there is a relative displacement of the Lm 7 towards the ventral area (Fig. 3a, c). Transformation grids (Fig. 3a, c) show the mean shape of *Chirostoma* (Fig. 3a), *Poblana* (Fig. 3b) and *Menidia* (Fig. 3c) specimens. The genus *Chirostoma* presented a greater variation in landmarks 2 and 3 (space of the predorsal fins). In *Chirostoma*, the pectoral fin had a dorsally leaned position near landmark 2. Pectoral fin shape in *Menidia* and *Poblana* was very similar to the mean shape: almost at the same height as landmark 1, although in every case the end of the pectoral fin (landmark 7) occurred before the pelvic fin (landmark 9). Landmarks 10 and 11 (anal fin base) also presented variations: in *Poblana* it was thinner and getting closer to the caudal fin from landmark 11, while in *Chirostoma* it was thicker and in *Menidia* it remained almost like the mean shape.

Procrustes distances among genera showed that *Menidia* and *Chirostoma* are more similar to each other (0.0432 radians), followed by *Poblana* and *Menidia* (0.0492 radians) and lastly *Poblana* and *Chirostoma* (0.0519 radians). On the other hand, the Procrustes distances matrix among *Poblana*, *Menidia* and *Chirostoma jordanii* showed that *Poblana* and *Menidia* to be more similar to each other (0.0492 radians),

followed by *Menidia* and *C. jordanii* (0.0549 radians), while that *Poblana* and *C. jordanii* are less similar (0.0625 radians).

Overall discrimination by cross-validated grouped cases was 98.5%. The three genera clearly separate from each other (Wilks'  $\lambda = 0.047$ ,  $p < 0.001$ ) (Fig. 4). The 97.7% of the specimens of *Chirostoma* were correctly classified only with one specimen classified as *Menidia* (0.5%) and four as *Poblana* (1.9%). The 96.3% of the specimens of *Menidia* were correctly classified only with one specimen classified as *Chirostoma* (3.7%) while *Poblana* was 100% classified (Table 2).

Table 2. Classification results for the discriminant analysis with the cross-validation testing procedure (cross-validated) for the 3 genera: *Poblana*, *Menidia* and *Chirostoma*. Total classification success for cross-validated predicted genus variant membership. In bold the diagonal values.

Genus	Predicted Group Membership			Total
	<i>Poblana</i>	<i>Menidia</i>	<i>Chirostoma</i>	
<i>Poblana</i>	<b>100</b>	0	0	100
<i>Menidia</i>	0	<b>96.3</b>	3.7	100
<i>Chirostoma</i>	1.9	0.5	<b>97.7</b>	100

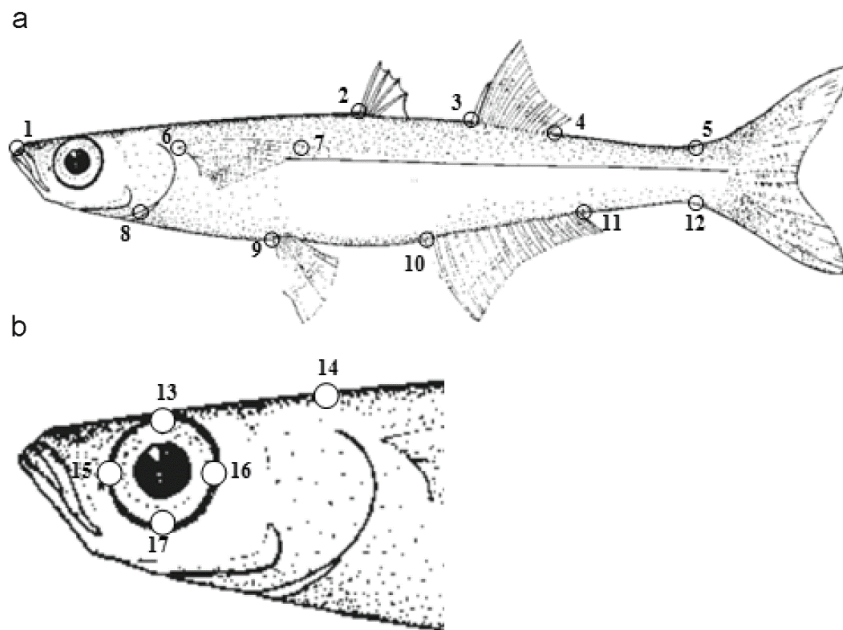


Figure 2. Location of the 17 homologous landmarks recorded on each individual for the analysis of geometric morphometry a) Landmark definitions used in the body of each individual; b) Landmark definitions used in the anterior region.

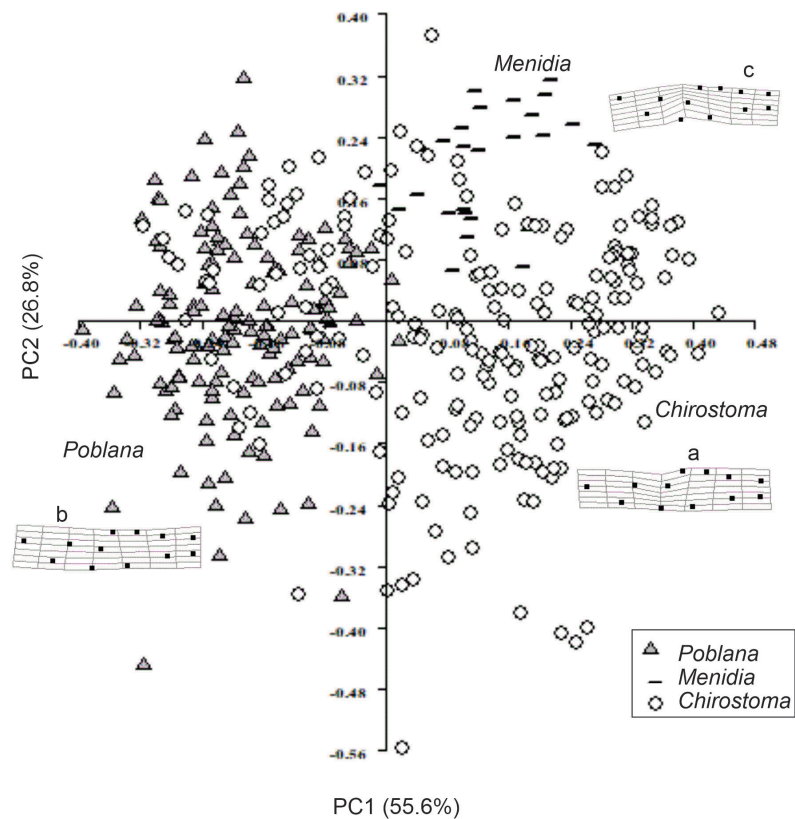


Figure 3. First two principal components (PCs) of fish shape labelled by genus. Thin plate spline deformation grids for the extreme points of each PC are shown; these are superimposed on the shapes predicted when the average landmark configuration of all specimens is deformed into that of a hypothetical specimen positioned at the extreme of the point of interest: a= *Chirostoma*. b= *Poblana*. c= *Menidia*.

**Species Level Classification.** The cross-validated analysis showed 84.2% of classification by species (Table 3). Misclassifications occurred within each genus (Fig. 5; Table 3). Individuals of *Poblana letholepis* Álvarez 1950, *P. alchichica* de Buen 1945 and *P. squamata* Álvarez 1950 formed a group apart from the other species. *Menidia beryllina* Cope 1867, *Chirostoma jordani* and *C. labarcae* were better classified with 100% of the cross-validation, *C. lucius* and *C. chapalae* grouped with 90.9% and 76.0% respectively. The species with lower percentages of discrimination were *Chirostoma estor* with 73.2%, *C. humboldtianum* with 63.3% (20% similar to *C. chapalae*), *C. promelas* with 50.0% (with 33.3% and 16.70% of misclassification with each *C. humboldtianum* and *C. estor*) and *C. consocium* with 47.6% (38.1% similar to *C. estor*). Differences among species were highly significant (Wilks'  $\lambda = 4.7 \times 10^{-5}$ ,  $p < 0.001$ ).

**DISCUSSION**

The discriminant analysis present evidence that morphometric variation significantly separates the genera *Poblana*, *Chirostoma* and *Menidia*. In common with the results obtained, this separation indicates the differences in the shape of the three genera and agrees with the genetic analysis of Bloom et al. (2009) in which they maintain *Chirostoma* and *Poblana* as independent, highlighting that are closely related, so they support a recent origin such as a connection between the Central Plateau and the Rio Grande. In more recent times, Bloom et al. (2012) used genetic analyses to confirm that *Poblana* is nested within *Chirostoma*. Campanella et al. (2015) formally included *Poblana* and *Chirostoma* within *Menidia*, confirmed that *Poblana* is nested within *Chirostoma*, and proposed that neither genus is valid as they are both members of *Menidia*, following Miller et al. (2005).

Guerra-Magaña (1986) taxonomically analyzed 18 morphological characters in species of *Poblana* and populations of *Chirostoma jordani*

and found a clear differentiation of the two groups at the genus level. Our study agrees with that differentiation and it is, at the time, the first approximation of geometric morphometrics that discriminates *Poblana*, *Chirostoma* and *Menidia*. Nevertheless, our results statistically discriminate between the shapes of the *Poblana* species, for which reason we do not concur in considering them as subspecies of the *Poblana* genus, as Guerra-Magaña (1986) mentioned.

Phenotypic traits are essential for identifying discrete phenotypic entities. Our results show that *Poblana* and *Chirostoma jordani* are statistically different morphs, i.e., each one keeps its own identity, though *C. jordani* grouped preferentially with *Poblana*, in contrast with the other species of *Chirostoma*.

The Central Plateau is a region that has been subdivided several times according to its geographical, hydrological and ichthyological features (Díaz-Pardo et al., 1993). It is generally established that these subdivisions favored the fragmentation of different populations of fish that followed their own evolutionary history after they were isolated. Thus, the genera *Chirostoma* and *Poblana* are examples of these endemic monophyletic groups. There are other examples of this fragmentation in different populations, i.e., in goodeids (Domínguez-Domínguez et al., 2008), catostomids (Pérez-Rodríguez et al., 2016), poecilids (Beltrán-López et al., 2018), *Chirostoma attenuatum* (Betancourt-Resendes et al., 2018) and the “*humboldtianum*” clade (Betancourt-Resendes et al., 2019) between others. Several authors have proposed hypotheses that try to explain the origin of both *Poblana* and *Chirostoma*. Smith & Miller (1986) suggested that a species resembling *Menidia* penetrated Mexican continental waters from the Atlantic coast through the Rio Bravo in the Pliocene-Pleistocene. Back then, the Rio Bravo was connected with the Central Plateau. Afterwards, this communication was interrupted, and populations were isolated, diverged, dispersed and reached a wide distribution throughout the Central Plateau. The isolation of the

Table 3. Classification results for the discriminant analysis with the cross-validation testing procedure (cross-validated) for the 12 species: *Poblana letholepis*= Ple. *Poblana alchichica*= Pal. *Poblana squamata*= Psq. *Menidia beryllina*= Mbe. *Chirostoma jordani*= Cjo. *Chirostoma humboldtianum*= Chu. *Chirostoma consocium*= Cco. *Chirostoma promelas*= Cpr. *Chirostoma chapalae*= Cch. *Chirostoma lucius*= Clu. *Chirostoma labarcae*= Cla. and *Chirostoma estor*= Ces. Total classification success for cross-validated predicted species variant membership. In bold the diagonal values.

Species	Predicted Group Membership												Total
	Ple	Pal	Psq	Mbe	Cjo	Chu	Cco	Cpr	Cch	Clu	Cla	Ces	
Ple	<b>92.0</b>	4.0	4.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
Pal	0	<b>96.0</b>	4.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
Psq	10.0	8.0	<b>82.0</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
Mbe	0	0	0	<b>100.0</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	100
Cjo	0	0	0	0	<b>100.0</b>	0	0	0	0	0	0	0	100
Chu	0	0	0	0	0	<b>63.3</b>	13.3	0	20.0	0	0	3.3	100
Cco	0	0	0	0	0	14.3	<b>47.6</b>	0	0	0	0	38.1	100
Cpr	0	0	0	0	0	33.3	0	<b>50.0</b>	0	0	0	16.70	100
Cch	0	0	0	0	0	8.0	8.0	8.0	<b>76.0</b>	0	0	0	100
Clu	0	0	0	0	0	9.1	0	0	0	<b>90.9</b>	0	0	100
Cla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>	0	100
Ces	0	0	0	0	0	7.1	16.1	3.6	0	0	0	<b>73.2</b>	100



populations then resulted in the genera *Chirostoma* and *Poblana*. This hypothesis supports the results obtained in this study where *Chirostoma* and *Poblana* have different shapes.

The Procrustes distances matrix among genera determined that *Poblana* and *Chirostoma* are less alike to each other (with a greater distance between them) and *Menidia* and *Chirostoma* are the most similar. The Procrustes distances indicated a lower similarity between *Poblana* and *Chirostoma jordani* and a greater similarity between *Poblana* and *Menidia*. The results also show that the mean shapes of *Poblana-Chirostoma* and *Poblana-C. jordani* are more different than those of the other genera, supporting the idea of *Poblana* and *Chirostoma* being morphometrically different.

*Chirostoma estor*, *C. humboldtianum*, *C. promelas* and *C. consocium* were species that showed the lowest value of discrimination with greater overlapping with other species, these results could be related

to high degree of morphological polymorphism of the atherinopsid's species (Barriga-Sosa *et al.*, 2002; Bloom *et al.*, 2009). Additionally, morphological differences within species have been closely linked to habitat adaptations related with swimming mode where body shapes are associated to lentic and lotic habitats (Fluker *et al.*, 2011; Foster *et al.*, 2015; Alarcón-Durán *et al.*, 2017), these same characteristics could explain the changes in form at the genus level.

We found significant divergent morphometrics in the sampled silversides which were useful in discriminating genera and species despite the strong genetic relationships. Phenotypic variations are a product of genotype and environment interactions. They are thus a complex and important biological phenomenon that is still poorly studied. Although not all species of *Poblana*, *Chirostoma* and *Menidia* were incorporated in this study, significant morphometric differences were found at genus level.

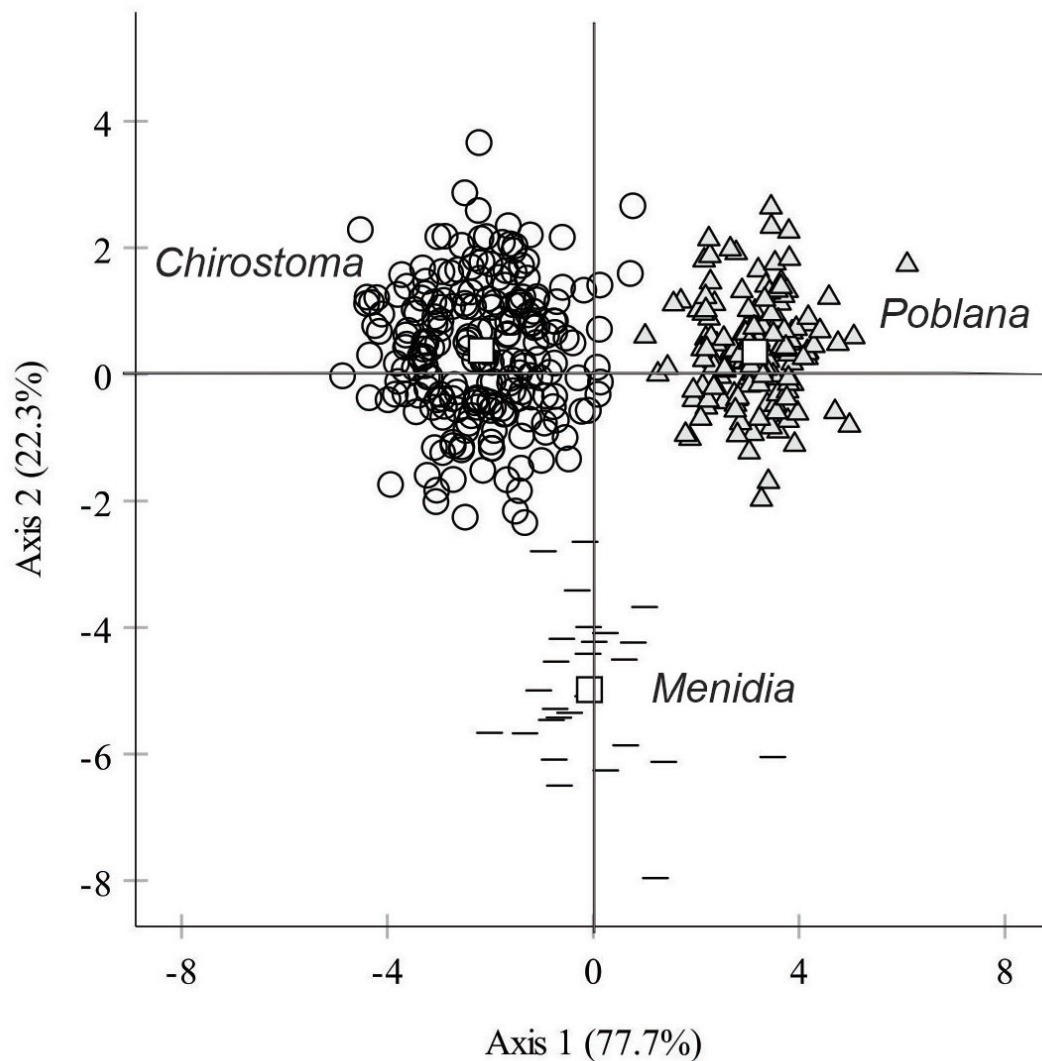


Figure 4. Plot of first and second axis of the discriminant analysis among *Poblana*, *Chirostoma* and *Menidia*. White square are centroids of each genus.

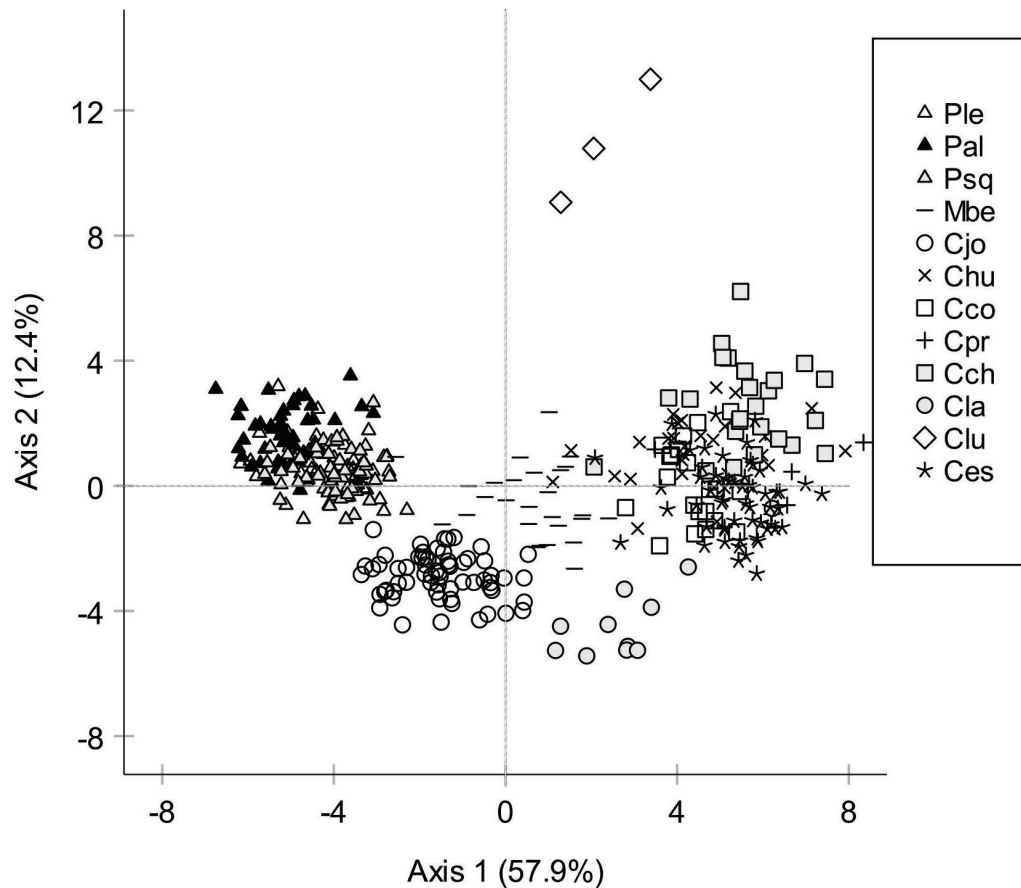


Figure 5. First two axes of the discriminant analysis of fish shape labelled by species. Key names of species as in Table 3.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Ernesto Mendoza (FES-Z) and Manuel Castillo (UAM-I) for providing the samples of *Poblana* and *Chiostoma jordani* (Cjo-SLP), and *Menidia* respectively. Also, to Christian Lambarri for her help on the translation of the manuscript.

## REFERENCES

- ALARCÓN-DURÁN, I., M. A. CASTILLO-RIVERA, G. FIGUEROA-LUCERO, J. ARROYO-CABRALES & I. D. L. A. BARRIGA-SOSA. 2017. Diversidad morfológica en 6 poblaciones del pescado blanco *Chiostoma humboldtianum*. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 1-8. DOI:10.1016/j.rmb.2017.01.018
- ÁLVAZ-RAHY, N. 1993. El pescado blanco (Género *Chiostoma*) del Lago de Patzcuaro, Michoacán. Composición de especies. *Ciencia Pesquera* 9: 113-128.
- ÁLVAREZ, J. 1970. *Peces mexicanos (claves)*. Instituto Nacional de Investigaciones Biológicas Pesqueras, México. 166 p.
- BARBOUR, C. D. 1973. The Systematics and evolution of the genus *Chiostoma* Swainson (Pisces, Atherinidae). *Tulane studies in Zoology and Botany* 18: 97-141.
- BARBOUR, C. D. 1974. Redescription and taxonomic status of *Chiostoma compressum*, a Mexican atherinid fish. *Copeia* 1: 277-279.
- BARRIGA-SOSA, I. D. L. A., A. L. IBÁÑEZ-AGUIRRE & J. L. ARREDONDO-FIGUEROA. 2002. Morphological and genetic variation in seven species of the endangered *Chiostoma "humboldtianum" species group* (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Revista de Biología Tropical* 50: 199-216.
- BARRIGA-SOSA, I. D. L. A., L. E. EGUIARTE & J. L. ARREDONDO-FIGUEROA. 2004. Low but significant subdivision among populations of *Chiostoma grandocule* from Lake Patzcuaro, Mexico. *Biotropica* 36: 85-98.
- BELTRÁN-LÓPEZ, R. G., O. DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ, R. PÉREZ-RODRÍGUEZ, K. PILLER & I. DOADRIO. 2018. Evolving in the highlands: the case of the Neotropical Lerma live-bearing *Poeciliopsis infans* (Woolman, 1894) (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in Central Mexico. *BMC Evolutionary Biology* 18: 1-21. DOI:10.1186/s12862-018-1172-7

- BETANCOURT-RESENDES, I., R. PÉREZ-RODRÍGUEZ & O. DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ. 2018. Speciation of silverside *Chirostoma attenuatum* (Pisces: Atheriniformes) in Central Mexico. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 56(2): 1-12. DOI:10.1111/jzs.12216
- BETANCOURT-RESENDES, I., R. PÉREZ-RODRÍGUEZ, I. D. L. A. BARRIGA-SOSA, K. R. PILLER & O. DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ. 2019. Phylogeographic patterns and species delimitation in the endangered silverside “*humboldtianum*” clade (Pisces: Atherinopsidae) in central Mexico: understanding their evolutionary history. *Organisms Diversity & Evolution* 20: 313-330. DOI:10.1007/s13127-019-00419-x
- BLOOM, D. D., K. R. PILLER, J. LYONS, N. MERCADO-SILVA & M. MEDINA-NAVA. 2009. Systematics and Biogeography of the Silverside Tribe Menidiini (Teleostomi: Atherinopsidae) Based on the Mitochondrial ND2 Gene. *Copeia* 2: 408-417. DOI:10.1643/Ci-07-151
- BLOOM, D. D., P. J. UNMACK, A. E. GOSZTONYI, K. R. PILLER & N. R. LOVEJOY. 2012. It's a family matter: Molecular phylogenetics of Atheriniformes and the polyphyly of the surf silversides (Family: Notocheiridae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 62: 1025-1030. DOI:10.1016/j.ympev.2011.12.006
- BOOKSTEIN, F. L. 1989. Principal warps: thin-plate splines and the decomposition of deformations. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* 11: 567-585. DOI:10.1109/34.24792
- CAMPANELLA, D., L. C. HUGHES, P. J. UNMACK, D. D. BLOOM, K. R. PILLER & G. ORTÍ. 2015. Multi-locus fossil-calibrated phylogeny of Atheriniformes (Teleostei, Ovalentaria). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 86: 8-23. DOI:10.1016/j.ympev.2015.03.001
- CHERNOFF, B. 1986. Phylogenetic relationships and reclassification of menidiine silverside fishes with emphasis on the tribe Membradini. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 138: 189-249.
- COYOTE-HIDALGO, B. A. 2000. Análisis de las relaciones taxonómicas entre especies de *Poblana* De Buen (Pisces: Atherinopsidae) mediante marcadores RAPD. Tesis de Licenciatura, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN. CDMX, México. 91 p.
- CRABTREE, C. B. 1987. Allozyme evidence for the phylogenetic relationships within the silverside subfamily Atherinopsinae. *Copeia* 4: 860-867. DOI:10.2307/1445548
- CRICHIGNO, S., C. CONTE-GRAND, M. BATTINI & V. CUSSAC. 2013. Cephalic morphological variation in freshwater silversides *Odontesthes hatcheri* and *Odontesthes bonariensis* in Patagonia: introgression and ecological relationships. *Journal of Fish Biology* 83: 542-559. DOI:10.1111/jfb.12191
- DE BUEN, F. 1945. Investigaciones sobre Ictiología Mexicana. I. Atherinidae de aguas continentales de México. *Anales del Instituto de Biología* 16: 475-532.
- DÍAZ-PARDO, E., M. A. GODÍNEZ-RODRÍGUEZ, E. LÓPEZ-LÓPEZ & E. SOTO-GALERA. 1993. Ecología de los peces del Lerma. *Anales Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 39: 103-127.
- DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ, O., L. ZAMBRANO, L. H. ESCALERA-VÁZQUEZ, R. PÉREZ-RODRÍGUEZ & G. PÉREZ-PONCE DE LEÓN. 2008. Cambio en la distribución de goodeidos (Osteichthyes: Cyprinodontiformes: Goodeidae) en cuencas hidrológicas del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 501-512.
- DRYDEN, I. L. & K. V. MARDIA. 1998. *Statistical Shape Analysis*. John Wiley & Sons, London. 347 p.
- DYER, B. S. 1997. Phylogenetic revision of Atherinopsinae (Teleostei, Atherinopsidae), with comments on the systematics of the South American freshwater fish genus *Basilichthys* Girard. *Miscellaneous Publications, University of Michigan Museum of Zoology* 185: 1-64.
- EHELLE, A. A. & A. F. EHELLE. 1984. Evolutionary genetics of a “species flock:” atherinid fishes on the mesa central of Mexico. In: Echelle, A. A. & I. Kornfield (eds.). *Evolution of Fish Species Flocks*. University of Maine at Orono Press, pp. 93-110.
- FLUKER, B. L., F. PEZOLD & R. L. MINTON. 2011. Molecular and morphological divergence in the inland silverside (*Menidia beryllina*) along a freshwater-estuarine interface. *Environmental Biology of Fishes* 91: 311-325. DOI:10.1007/s10641-011-9786-2
- FOSTER, K., L. BOWER & K. PILLER. 2015. Getting in shape: Habitat-based morphological divergence for two sympatric fishes. *Biological Journal of the Linnean Society* 114: 152-162. DOI:10.1111/bj.12413
- GUERRA-MAGAÑA, C. 1986. Análisis taxonómico poblacional de peces atherinidos (*Chirostoma* y *Poblana*) de las cuencas endorreicas del extremo sur del altiplano mexicano. *Anales Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 30: 81-113.
- IBÁÑEZ, A. L., I. G. COWX & P. O'HIGGINS. 2009. Variation in elasmoid fish scale patterns is informative with regard to taxon and swimming mode. *Zoological Journal of the Linnean Society* 155: 834-844. DOI:10.1111/j.1096-3642.2008.00465.x
- JORDAN, D. S. & B. W. EVERMANN. 1896. The Fishes of North and Middle America. *Bulletin of the United States National Museum* 47: 1-3136. DOI:10.5962/bhl.title.46755
- JORDAN, D. S. & C. L. HUBBS. 1919. A monographic review of the family of Atherinidae or silversides. *Leland Stanford Junior University Publications Studies in Ichthyology* 40: 1-87. DOI:10.5962/bhl.title.13575
- MARCUS, L. F., M. CORTI, A. LOY, G. J. P. NAYLOR & D. E. SLICE. 1996. *Advances in Morphometrics*. Nato ASI series Plenum Press, New York. 588 p.
- MEEK, E. 1904. *The Fresh-water fishes of Mexico North of the Isthmus of Tehuantepec*. Field Columbian Museum, Chicago. 236 p.
- MILLER, R. R., W. L. MINCKLEY & S. M. NORRIS. 2005. *Freshwater fishes of México*. University of Chicago Press, Chicago. 490 p.
- O'HIGGINS, P., P. CHADFIELD & N. JONES. 2001. Facial growth and the ontogeny of morphological variation within and between the primates *Cebus apella* and *Cercocebus torquatus*. *Journal of Zoology* 254: 337-357. DOI:10.1017/S095283690100084X
- O'HIGGINS, P. & N. JONES. 2006. Morphologica2: Tools for Statistical Shape Analysis. Hull York Medical School, Hull. Available online at: <https://life.bio.sunysb.edu/morph/index.html> (downloaded January 18, 2020).
- PAST PAleontological STATistics Version 4.06. Available online at: <https://www.nhm.uio.no/english/research/infrastructure/past/> (downloaded June 18, 2021).

- PÉREZ-RODRÍGUEZ, R., O. DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ, A. F. MAR-SILVA, I. DOADRIO & G. PÉREZ-PONCE DE LEÓN. 2016. The historical biogeography of the southern group of the sucker genus *Moxostoma* (Teleostei: Catostomidae) and the colonization of central Mexico. *Zoological Journal of the Linnean Society* 177: 633-647. DOI:10.1111/zoj.12383
- RODRÍGUEZ-RUIZ, A. & C. GRANADO-LORENCIO. 1988. Características morfo-funcionales de *Chirostoma consocium*, *Ch. chapalae* y *Ch. ocotilanae* del Lago de Chapala, México (Pisces: Atherinidae). Available online at: <http://www.biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1988-2/articulo320.html> (downloaded January 1, 2020).
- SMITH, M. L. & R. R. MILLER. 1986. The evolution of the Rio Grande Basin as inferred from its fish fauna. *In*: Hocutt, C. R. & E. O. Wiley (eds.). *The Zoogeography of North American freshwater fishes*. Wiley-Interscience, pp. 457-485.
- SORIA-BARRETO, M. & J. PAULO-MAYA. 2005. Morfometría comparada del aparato mandibular en especies de *Chirostoma* (Atheriniformes: Atherinopsidae) del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Hidrobiológica* 15 (2): 161-168.
- WHITE, B. N. 1985. *Evolutionary relationships of the Atherinopsinae (Pisces: Atherinidae)*. Natural History Museum of Los Angeles County, Los Angeles. 20 p.

## Inclusion of fructooligosaccharides and mannanoligosaccharides in plant-protein based diets for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fingerlings and its effects on the growth and blood serum biochemistry

## Inclusión de fructooligosacaridos y mananoligosacaridos en alimentos basados en proteínas vegetales para crías trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y sus efectos en el crecimiento y bioquímica de suero sanguíneo

Jesús Manuel Segura-Campos<sup>1</sup>, Adriana Araceli Trujano-Rodríguez<sup>1</sup>, Luis Héctor Hernández-Hernández<sup>1</sup>, Beatriz Macedo-Garzón<sup>2</sup> & Rodolfo Cardenas-Reygadas<sup>2</sup>

Recibido: 10 de mayo de 2021.

Aceptado: 07 de julio de 2021.

Publicado: agosto de 2021.

### ABSTRACT

**Background:** Plant-origin proteins are alternatives to substitute the fishmeal in diets for aquatic organism, but their use might require the supplementation of prebiotics, non-digestible components that are metabolized by the intestine microbiota of the host. **Goals:** To evaluate the effects of inclusion of fructooligosaccharides (FOS) and mannanoligosaccharides (MOS) to diets with plant protein concentrates for fingerling of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Methods:** A basal diet with soy, rice and corn protein concentrates (234, 241 and 170 g/kg, respectively) was supplemented with FOS (D-FOS) and MOS (D-MOS) with 30 g/kg. The basal diet was the control (D-Control), and a commercial diet (Comm) was also used. Diets were fed to triplicate groups of fingerlings of an initial weight of  $1.75 \pm 0.03$  g (mean  $\pm$  standard error). After 60 days, the growth performance was determined and samples for contents protein and lipids in muscle and liver were taken, as well, samples of blood for serum contents of protein, glucose, and triglycerides. **Results:** No significant differences were observed in the growth performance among the treatments. Protein content in muscle did not show significant differences; significantly higher values were observed in the protein liver contents of Comm. Lipid contents in liver did not show significant differences, but significantly higher lipid content was observed in the D-MOS for muscle. Contents of serum protein were significantly lower in the Comm and serum triglycerides were significantly higher in the same diet. **Conclusions:** Regardless the inclusion of FOS and MOS, the results indicate the possibility to use the diets without affecting the growth and wellness of rainbow trout fingerlings, but more research is necessary regarding the possible effects of lipids on liver and muscle.

**Key words:** growth performance, plant-protein concentrates, prebiotics, rainbow trout

### RESUMEN

**Antecedentes:** Proteínas de origen vegetal son alternativas para sustituir la harina de pescado en alimentos para organismos acuáticos, sin embargo podrían requerir la suplementación con prebióticos, compuestos no digeribles que son metabolizados por la microbiota del hospedero. **Objetivo:** Evaluar los efectos de la inclusión de fructooligosacaridos (FOS) y mananoligosacaridos (MOS) en alimentos con concentrados de proteína vegetal para crías de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*). **Métodos:** El alimento basal con concentrados de proteína con soya, arroz y maíz (234, 241 and 170 g/kg, respectivamente) se suplementó con 30 g/kg de FOS (D-FOS) y MOS (D-MOS). El alimento basal se uso como control (D-Control) y se utilizó un alimento comercial (Comm). Se alimentaron a grupos por triplicados de crías con un peso inicial de  $1.75 \pm 0.03$  g (promedio  $\pm$  error estándar). Después de 60 días, se determinó el crecimiento y se tomaron muestras para analizar los contenidos de proteína y lípidos en músculo e hígado, además de sangre para los contenidos en suero de proteína, glucosa y triglicéridos. **Resultados:** No se observaron diferencias significativas en el crecimiento entre los tratamientos. El contenido de proteína en músculo no mostró diferencias significativas;

<sup>1</sup> Laboratorio de Producción Acuicola, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, 54090. México

<sup>2</sup> Laboratorio de Endocrinología del Crecimiento y Desarrollo de Peces, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, 54090. México

#### \*Corresponding author:

Luis Héctor Hernández-Hernández: luish3@yahoo.com

#### To quote as:

Segura-Campos, J. M., A. A. Trujano-Rodríguez, L. H. Hernández-Hernández, B. Macedo-Garzón & R. Cardenas-Reygadas. 2021. Inclusion of fructooligosaccharides and mannanoligosaccharides in plant-protein based diets for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fingerlings and its effects on the growth and blood serum biochemistry. *Hidrobiológica* 31 (2):163-169.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2021v31n2/Segura

valores significativamente mayores se observaron en el contenido de proteína del hígado de Comm. Los contenidos de lípidos en el hígado no mostraron diferencias significativas, pero el contenido de lípidos fue significativamente mayor en el músculo de D-MOS. Los contenidos de proteína en el suero fueron significativamente menores en Comm y los triglicéridos en el fueron significativamente mayores en el mismo alimento. **Conclusiones:** Independientemente de la inclusión de FOS y MOS, los resultados indicaron la posibilidad de utilizar los alimentos sin afectar el crecimiento y el bienestar de crías de trucha arcoíris, no obstante más investigación es necesaria sobre los posibles efectos en el contenido de lípidos en el hígado y el músculo.

**Palabras clave:** concentrado de proteína vegetal, crecimiento, prebióticos, trucha arcoíris

## INTRODUCTION

In many countries the feeds for the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) still rely on fishmeal (FM), a product derived from the marine fisheries (Tacon & Metian, 2008; Cid *et al.*, 2020) and with the actual production fully utilized, the search of replacements for FM has been a top priority for the aquacultural industry (Gatlin *et al.*, 2007). Plant origin products, such meals and oils of cereals, legumes, and oily seeds are economical alternatives to fish-origin products (Welker *et al.*, 2018) and the protein concentrates are the most promissory ingredients to be included in salmonid feeds (Hardy, 2010). The plant protein concentrates such as those obtained from soy, rice, and corn, can be used to replace 75% of fishmeal in the diet of salmonids (Refstie *et al.*, 2001). A total replacement of the fishmeal with the plant-origin concentrates in feeds might require the use of additives to improve the protein digestibility and the growth. Among such additives are the prebiotics (Guerreiro *et al.*, 2018), non-digestible components that are metabolized by the intestine microbiota of the host (Ringø *et al.*, 2010), which are reported to improve the growth performance (Munir *et al.*, 2016) and the immunological responses (Dawood & Koshio, 2016).

Among several types of prebiotics, two are of the most used: the fructooligosaccharides (FOS) and mannanoligosaccharides (MOS). FOS are chains of  $\beta$ -D-fructans bounded by  $\beta$ -(2-1) glycosidic linkages (Ringø *et al.*, 2010); while MOS are glucomanno-proteins derived from the cell wall of the yeast *Saccharomyces cerevisiae* (Gainza & Romero, 2017). Their inclusion in diets has been reported for several species of fish (Yilmaz *et al.*, 2007; Ringø *et al.*, 2010; Dawood & Koshio, 2016; Guerreiro *et al.*, 2018; Dawood *et al.*, 2018), but limited information is available regarding their effects when plant-origin proteins are used: Guerreiro *et al.* (2015) reported the use of short chain FOS (scFOS) in a diet with soybean meal and other plant meals for the European seabass (*Dicentrarchus labrax* L. 1758), with no effect on growth or gut morphology. As well, Azeredo *et al.* (2017) suggested that inclusion of scFOS to a diet with soybean meal in European seabass might have anti-inflammatory effect in the gut. Cid *et al.* (2020) reported that inclusion of FOS into a diet with plant-protein concentrates for juvenile rainbow trout, improved the growth performance and leucocytes count with respect of the control group fed with a commercial diet. Considering this, the objective of the present work was to evaluate the inclusion of FOS and MOS to diets with soy, rice and corn protein concentrates in the growth, blood serum biochemistry and intestine histology of juvenile rainbow trout.

## MATERIALS AND METHODS

**Experimental diets.** A basal diet was formulated with protein concentrates of soybean (Estril-65, GABSA S.A. de C.V., Mexico;  $64 \pm 1$  %, crude protein, dry weight basis), rice (GABSA S.A. de C.V., Mexico;  $62 \pm 2$  %, crude protein, dry weight basis) and corn (Glutimex, Ingredion Mexico S.A. de C.V., Mexico;  $59 \pm 1.5$ %; crude protein, dry weight basis) as protein sources. The two experimental diets were prepared by adding either fructooligosaccharides (Forti-Feed P-95, Ingredion Mexico S.A. de C.V., Mexico; D-FOS, 30 g/kg diet) or mannanoligosaccharides (Active-MOS, Ferpac International S.A. de C.V., Mexico; D-MOS, 30 g/kg diet) to the basal formulation (Table 1). As well, fish oil and soybean lecithin were added as lipid sources and dextrin as carbohydrate source. Besides a mixture of vitamins and minerals, wheat gluten was added as binder.  $\alpha$ -cellulose was used to bring the diets up to 100%. The diets were prepared according with Sánchez *et al.* (2015) by mixing all the powered ingredients with the oils and water (40%) until obtain a wet dough. The dough was passed through a meat chopper (Model M-12-FS, Torrey S.A. de C.V., México) to obtain pellets of 5 mm of diameter. The diets were dried at 60°C in an inverted oven for 4 h and then, stored at -20°C until used. The basal diet corresponded to the control (D-Control), and a commercial diet (Grow Fish trucha 1, Malta Texo de México S.A. de C.V., México) was also used (Comm).

Table 1. Formulations and proximate composition of the diets fed to fingerlings of rainbow trout.

Ingredients (g/kg)	D-Control	D-FOS	D-MOS
Soy protein concentrate	234	234	234
Rice protein concentrate	241	241	241
Corn protein concentrate	170	170	170
Cod liver oil	70	70	70
Soybean lecithin	50	50	50
Dextrine	100	100	100
Fructooligosaccharides	0	30	0
Mannanoligosaccharides	0	0	30
Mixture of vitamins and minerals <sup>1</sup>	40	40	40
Wheat gluten	50	50	50
$\alpha$ -cellulose	45	15	15
Proximate composition			
Moisture (%)	8.1 $\pm$ 1.2	6.7 $\pm$ 1.0	5.6 $\pm$ 0.9
Crude protein <sup>2</sup>	47 $\pm$ 3	47 $\pm$ 4	45 $\pm$ 2
Crude lipids <sup>2</sup>	12 $\pm$ 1	13 $\pm$ 2	13 $\pm$ 1
Ash <sup>2</sup>	5 $\pm$ 0.6	5 $\pm$ 0.8	5 $\pm$ 0.6

<sup>1</sup>Vitamin and mineral mixture (g/kg): -aminobenzoic acid, 1.45; biotin, 0.02; myo-inositol, 14.5; nicotinic acid, 2.9; Ca-pantothenate, 1.0; pyridoxine-HCl, 0.17; riboflavin, 0.73; thiamine-HCl, 0.22; menadione, 0.17; -tocopherol, 1.45; cyanocobalamin, 0.0003; calciferol, 0.03, L-ascorbyl-2-phosphate-Mg, 0.25; folic acid, 0.05; choline chloride, 29.65; NaCl, 1.838; MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, 6.85; NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O, 4.36; KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 11.99; Ca(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O, 6.79; Fe-citrate, 1.48; Ca-lactate, 16.35; AlCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O, 0.009; ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, 0.17; CuCl<sub>2</sub>, 0.0005; MnSO<sub>4</sub>·4H<sub>2</sub>O, 0.04; KI, 0.008 and CoCl<sub>2</sub>, 0.05.

<sup>2</sup>% dry weight basis

**Experimental fish.** Rainbow trout fingerlings of 60-days after hatching were acquired from the Centro de Producción Acuícola El Zarco, located in the municipality of Ocoyoacac, State of Mexico, Mexico. Fish were transported to the Laboratorio de Producción Acuícola of UNAM FES Iztacala and maintained in 500-L tanks provided with continuous filtration and aeration. The fish were fed on a commercial diet (Grow fish trucha 1, Malta Texo de México S.A. de C.V., México) until the start of the feeding trial.

**Feeding trial.** The feeding trial was conducted in a recirculation system with 12 polypropylene tanks of 100-L. Each tank was randomly stocked with 20 fingerlings with an initial weight of  $1.75 \pm 0.03$  g (mean  $\pm$  standard error) and each diet was fed to triplicate tanks. Every day, the fingerlings were fed at 7% of the total biomass of each tank and daily ration was divided into two equal feeding at 9:00 and 17:00 h. Every ten days, the fish were weighed, and the size of the ration was adjusted accordingly. During the trial, the water parameters were (mean  $\pm$  standard error): dissolved oxygen,  $5.3 \pm 0.1$  mg/L; ammonia, 0.0 mg/L; pH  $7.5 \pm 0.2$  y temperature of  $16 \pm 1^\circ\text{C}$ . Water flow in each tank was of 1.5 L/min during the entire trial. All tanks were maintained under a natural cycle of 11 h light, 13 h darkness. The feeding trail was conducted for a period of 60 days.

At the end of the feeding trial, the organisms were starved for 24 h and weighed to obtain the growth performance. Then, 9 fish of each treatment were euthanized with an overdose of MS-222 (Sigma Aldrich Co., St. Louis, MO, USA) at 200 mg/L. Blood samples were obtained from the caudal vein for the determination of the protein, glucose and triglycerides in the serum. Then, samples of the liver and muscle were taken for the determination of the protein and lipids contents.

**Growth performance.** The parameters that were calculated are as follows:

Weight gain (%)  $\text{WG} = [(\text{final weight} - \text{initial weight}) / \text{initial weight}] \times 100$

Specific growth rate (%/day)  $\text{SGR} = [(\ln \text{ final weight} - \ln \text{ initial weight}) / \text{days}] \times 100$

Feed conversion efficiency  $\text{FCE} = \text{weight gain (g)} / \text{total feed intake in dry weight basis (g)}$

Survival rate (%) = (initial number of fish/final number of fish)  $\times 100$ .

**Chemical analysis.** The contents of protein in the diets, liver and muscle samples were analyzed according with AOAC (1990) by using a distillation unit (Kjeltec TM2100, Foss Analytics, Denmark). Lipids contents in the diets, liver and muscle were performed by the technique of Blight & Dyer (1959). The contents of moisture and ash in the diet were analyzed by the techniques reported by AOAC (1990).

**Serum biochemistry.** Samples of blood were allowed to clot for 2 h at  $4^\circ\text{C}$ , then were centrifuged at 10,000 rpm during 10 min and the serum (supernatant) was collected and kept at  $-34^\circ\text{C}$  until analyzed. The serum was analyzed for contents of protein (microBCA protein assay kit, Thermo Scientific, Rockford, IL, USA), glucose (glucose assay kit ab65333, abcam, Cambridge, UK) and triglycerides (EnzyChrom triglyceride assaykit ETGA-200, BioAssay Systems, Hayward, CA, USA).

**Statistical analysis.** Data of growth performance (WG, SGR, FER and survival), contents of protein and lipids in liver and muscle, concentrations of protein, glucose and triglycerides in blood serum were tested

Table 2. Growth performance (final weight, FW; weight gain, WG; specific growth rate, SGR and feed conversion efficiency, FCE) and survival rate of rainbow trout fingerlings with diets plant-origin concentrates and inclusion of the prebiotics FOS and MOS. Each values represents the mean of triplicate groups  $\pm$  standard error. Lines with different letters differ significantly ( $P < 0.05$ ).

	Treatments			
	D-Control	D-FOS	D-MOS	Comm
FW (g)	$8.1 \pm 0.2$	$7.4 \pm 0.4$	$7.6 \pm 0.2$	$7.6 \pm 0.4$
WG (%)	$354 \pm 20$	$341 \pm 34$	$328 \pm 13$	$330 \pm 33$
SGR (%/day)	$2.5 \pm 0.07$	$2.4 \pm 0.13$	$2.4 \pm 0.05$	$2.4 \pm 0.05$
FCE	$1.2 \pm 0.02$	$1.3 \pm 0.12$	$1.3 \pm 0.15$	$1.1 \pm 0.05$
Survival (%)	$91 \pm 1$ ab	$96 \pm 3$ ab	$80 \pm 10$ b	$100 \pm 0$ a

for normality and homoscedasticity with the Shapiro and Wilk W test and the Barlett's test, respectively. As all data showed normality and homoscedasticity, a one-way ANOVA was performed using the Prism for Mac version 9.0 (GraphPad Software, San Diego, CA, USA). When found, significant differences among the treatments were determined by a Fisher LSD test with a significant level of 5% ( $p < 0.05$ ) for each set of comparisons (Zar, 1999).

## RESULTS

The growth performance (FW, WG, SGR, FCE and survival) is shown in Table 1. Inclusion of prebiotics in the diets with plant protein concentrates did not influence the growth of the fingerlings, as values of FW ( $p=0.6321$ ), WG ( $p=0.8826$ ) and SGR ( $p=0.9396$ ) were lower on the groups fed with the D-FOS and D-MOS when compared with the D-Control, although no significant differences were observed. The lowest values were observed in the group fed the commercial diet. Regarding the survival rate, no significant differences ( $p=0.1414$ ) were observed among the groups and the mortality registered was not conceived to be related to the treatments.

Liver protein content (Figure 1a) value of the fish fed the commercial diet was significantly higher ( $p=0.0369$ ) than those observed for the fingerlings fed the diet D-control and D-MOS. Regarding the protein content in the muscle (Figure 1b) no significant differences ( $p=0.3594$ ) were observed among all the groups.

In Figure 2a, lipid contents in the liver did not show significant differences ( $p=0.7261$ ) among the treatments, while significant higher values ( $p=0.0588$ ) were observed in the fish fed the D-MOS in the lipid content of muscle (Figure 2b).

Contents of protein in serum (Figure 3a) were significantly higher ( $p=0.0671$ ) in the fish fed diets with plant- protein concentrates when compared with those fed the commercial diet. Serum glucose contents (Figure 3b) did not show significant differences ( $p=0.7601$ ) among the treatments. Serum triglycerides contents are shown in Figure 3c and significant higher values ( $p=0.0024$ ) were observed in the group fed the commercial diet when compared with the rest of the groups.

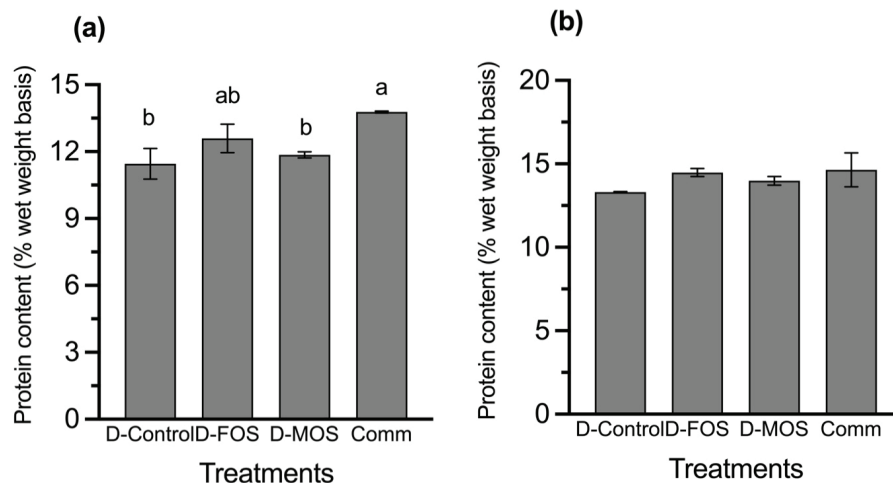


Figure 1a-b. Protein contents of (a) liver and (b) muscle of rainbow trout fingerlings fed diets plant-origin concentrates and inclusion of the prebiotics FOS and MOS. Each bar represents the mean of triplicate groups  $\pm$  standard error. Bars with different letters differ significantly ( $P < 0.05$ ).

## DISCUSSION

The search for sustainable sources of protein to replace the fish meal, has been a priority for the aquaculture industry in the last years (Gatlin *et al.*, 2007). Plant protein sources has been recognized for many years as viable ingredients to be included in feeds for salmonids (Welker *et al.*, 2018). We report the use of soy, rice and corn protein concentrates added with the prebiotics (FOS and MOS) for rainbow trout fingerlings.

Although prebiotics have reported to improve the growth of several species of fish (Yilmaz *et al.*, 2007; Ringø *et al.*, 2010; Dawood & Koshio, 2016; Guerreiro *et al.*, 2018; Dawood *et al.*, 2018), the pre-

sent results showed that inclusion of the prebiotics did not improve the growth performance of the fingerlings compared with the organisms fed the D-Control and Comm. It seems that prebiotics do not have the same effect when plant-origin protein are used, as not growth improve was reported for the European seabass fed diets with soybean meal and added with scFOS (Guerreiro *et al.*, 2015) and in rainbow trout fed diet with grain distiller dried yeast and MOS (Betiku *et al.*, 2018). According to Dawood & Koshio (2016) prebiotic efficiency depends on the type, concentration in the diet, the fish species, and length of period of feeding. As well, Guerreiro *et al.* (2018) reported that diet composition might affect the efficiency of the prebiotic, but so far there is not a clear explanation of lack of effect when plant ingredients are used.

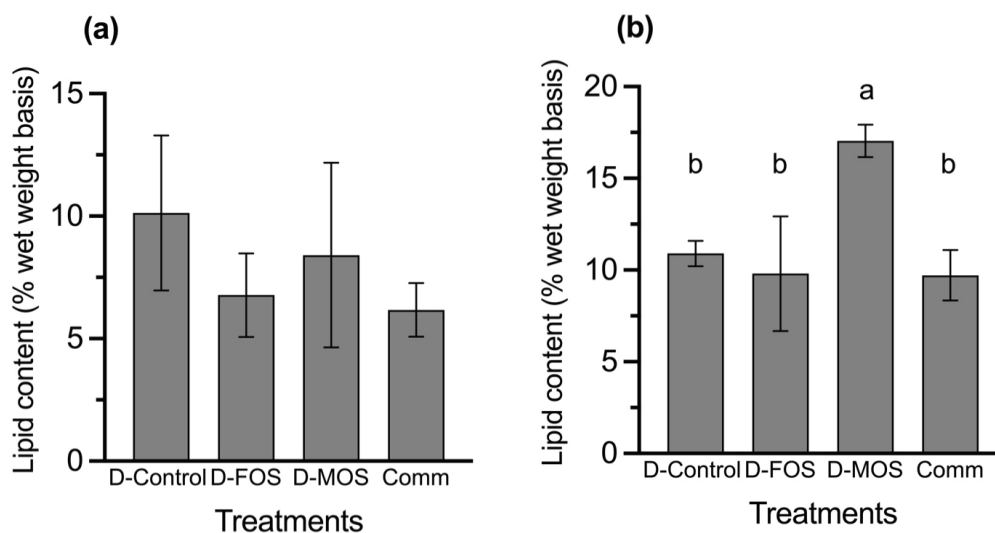


Figure 2a-b. Lipid contents of (a) liver and (b) muscle of rainbow trout fingerlings fed diets plant-origin concentrates and inclusion of the prebiotics FOS and MOS. Each bar represents the mean of triplicate groups  $\pm$  standard error. Bars with different letters differ significantly ( $P < 0.05$ ).



Contents of protein and lipid were assessed in muscle and liver. Reports of the effects of prebiotics on protein and lipid contents are limited: Yilmaz *et al.* (2007) reported that MOS increased the protein content in carcass of rainbow trout; while Cid *et al.* (2020) reported increased values of protein contents of rainbow trout fingerlings fed with a plant protein-based diet added with FOS. In this study, the muscle protein content was similar among the groups, regardless the inclusion of prebiotics. In the case of liver, protein contents of the fish fed the diets with the plant protein concentrates showed lower values than that observed for the fish fed the commercial diet. However, the liver contents of protein were between 11 and 13%, which are similar to the 10 to 12.5% reported for Aguillón *et al.* (2017) and 12 to 17% found by Cid *et al.* (2020), both studies used with diets based on plant proteins. The muscle lipid contents were higher to those previously reported in rainbow trout fingerlings fed different plant protein ingredients (Aguillón *et al.*, 2017; Cid *et al.*, 2020) and according with Carrillo *et al.* (2018), such contents might be related to their use as energy source for muscle. Regarding the lipid contents in the liver, the tendency of higher values found in the groups fed diets with plant protein concentrates has been reported previously (Carrillo *et al.*, 2018). According with Aguillón *et al.* (2017), the inclusion of taurine to plant-protein based diets has a hypolipidemic effect and due to an increase of the bile acid that leads to a higher activity of the lipase (Chatzifotis *et al.*, 2008). The diets with the plant protein concentrates were not added with taurine, which might influence the higher lipid content in liver. However, more research is necessary to understand the effects of the plant protein concentrates on the lipid metabolism.

Blood serum biochemistry offers a rapid method to assess the organism physiology, wellness and it is widely used as a diagnostic tool (Manera, 2021). Manera & Britti (2006) reported values of 35.9 µg/mL of serum protein for juvenile rainbow trout, which are similar to those found in the present work (Figure 3a). The observed levels of protein in the groups fed the diets with the plant concentrates might indicate proper dietary protein utilization and normal hepatic function, as it has been reported that use of plant-origin protein usually cause abnormal lower values of serum protein (Iqbal *et al.*, 2021; Abdel-Tawwab *et al.*, 2021). Values of serum glucose, in the other hand, were similar to the 1.08 nmol/µL reported by Manera & Britti (2006) and 0.96 nmol/µL reported by Hernández *et al.* (2019) for juvenile and fingerlings of rainbow trout, respectively. Regarding the triglycerides in serum, the normal contents of rainbow were reported to be 347.5 mg/L (Manera & Britti, 2006) and the organisms fed the commercial diet were found similar. However, the initial sample and the organism fed with the plant protein concentrates diets showed lower values. According with the manufacture information, the commercial diet had a minimum lipid content of 16%, around 3% more than the diets with plant-origin proteins and seems to influence the level of triglycerides in the serum. The use of the experimental diets with the concentrates, regardless the inclusion of prebiotics, seems to not affect the normal serum parameters in the rainbow trout fingerlings.

In conclusion the diets based on soy, rice and corn protein concentrates and the inclusion of FOS or MOS, showed no effects in the growth performance and serum total protein and glucose of rainbow trout fingerlings. Regardless inclusion of FOS and MOS in the diet, the present results indicate the possibility to use the formulations without affecting the growth and wellness of rainbow trout fingerlings, but more research is necessary regarding the possible effects of lipids on the liver and muscle.

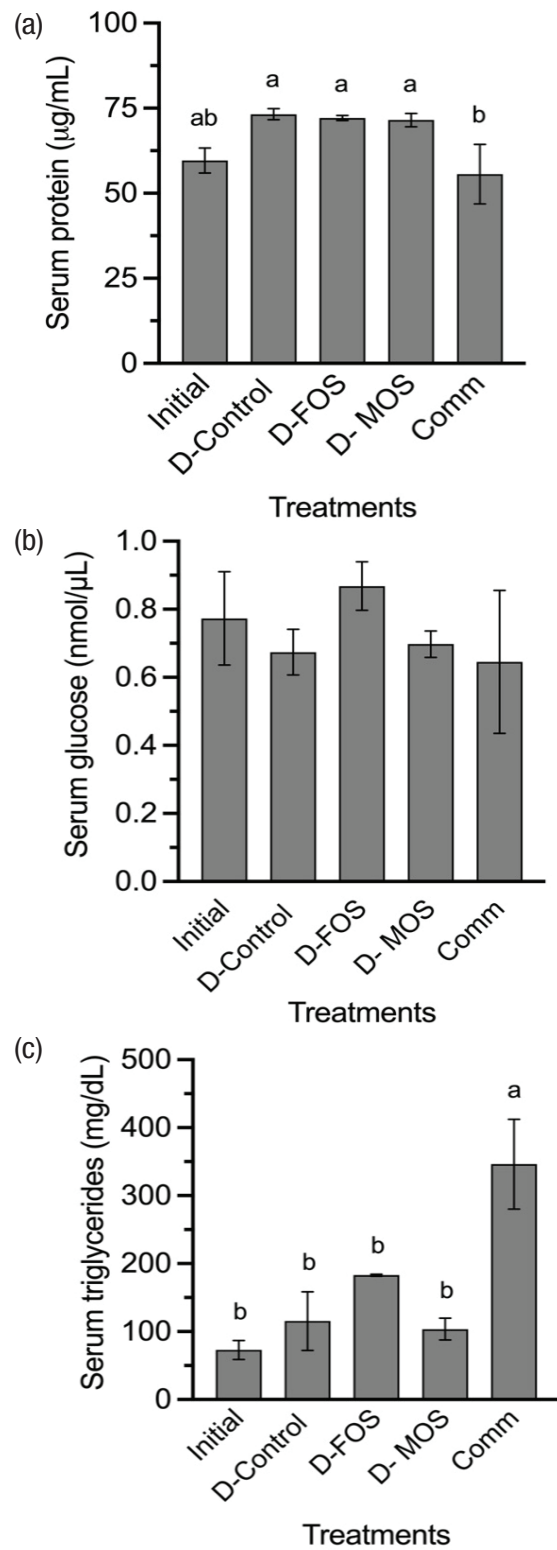


Figure 3a-c. Serum contents of (a) protein, (b) glucose and (c) triglycerides of rainbow trout fingerlings fed diets plant-origin concentrates and inclusion of the prebiotics FOS and MOS. Each bar represents the mean of triplicate groups ± standard error. Bars with different letters differ significantly ( $P < 0.05$ ).

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors kindly acknowledge the financial support of the Program of Support to Research and Technology Innovation Projects (PAPIIT) number IN214718 of the DGAPA UNAM. Thanks, are also to Ingredion México for provide the FOS and the corn protein concentrate.

## REFERENCES

- ABDEL-TAWWAB, M., H. A. M. MOUNES, S. H. H. SHADY & K. M. AHMED. 2021. Effects of yuca, *Yucca schidigera*, extract and/or yeast, *Saccharomyces cerevisiae*, as water additives on growth, biochemical, and antioxidants/oxidants biomarkers of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture* 533: 736122. DOI:10.1016/j.aquaculture.2020.736122
- AGUILLÓN, H. O. E., L. H. HERNÁNDEZ, A. SHIMADA & M. GARDUÑO. 2017. Effects of diets with whole plant-origin proteins added with different ratios of taurine:methionine on the growth, macrophage activity and antioxidant capacity of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fingerlings. *Veterinary and Animal Science* 3: 4-9. DOI:10.1016/j.vas.2017.04.002
- AOAC (ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS). 1990. *Official methods of analysis*. 15th ed. Association of Analytical Chemistry, Virginia. 10 p.
- AZEDERO, R., M. MACHADO, E. KREUZ, S. WUERTZ, A. OLIVA-TELES, P. ENES & B. COSTAS. 2017. The European seabass (*Dicentrarchus labrax*) innate immunity and gut health are modulated by dietary plant-protein inclusion and probiotic supplementation. *Fish and Shellfish Immunology* 60: 78-87. DOI:10.1016/j.fsi.2016.11.019
- BETIKU, C. O., C. J. YEOMAN, T. G. GAYLORD, G. C. DUFF, T. HAMERLY, B. BOTHNER, S. BLOCK & W. M. SEALEY. 2018. Differences in amino acid catabolism by gut microbes with/without prebiotics inclusion in GDDY-based diet affect feed utilization in rainbow trout. *Aquaculture* 490: 108-119. DOI:10.1016/j.aquaculture.2017.09.006
- BLIGHT, E. G. & W. J. DYER. 1959. A rapid meths of total lipids extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology* 37: 911-917. DOI:10.1139/o59-099
- CARRILLO, L. J. A., L. H. HERNÁNDEZ, O. ANGELES, M. A. FERNÁNDEZ. 2018. Replacement of fish meal with corn gluten in diets for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): effects on growth and other physiological parameters. *Hidrobiológica* 28: 257-263. DOI:10.24275/uam/izt/dcb/hidro/2018v28n3/Hernandez
- CHATZIFOTIS, S., I. POLEMITOU, P. DIVANAACH & E. ANTONOPOULOU. 2008. Effect of the dietary taurine supplementation on growth performance and bile salt activated lipase activity of common dentex, *Dentex dentex*, fed a fish meal/soy protein concentrate-based diet. *Aquaculture* 275: 201-208. DOI:10.1016/j.aquaculture.2007.12.013
- CID, G.R.A., L. H. HERNÁNDEZ, J. A. CARRILLO & M. A. FERNÁNDEZ. 2020. Inclusion of yeast and/or fructooligosaccharides in diets with plant-origin protein concentrates for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fingerlings. *Journal of the World Aquaculture Society* 51: 970-981. DOI:10.1111/jwas.12661
- DAWOOD, M. A. O. & S. KOSHIO. 2016. Recent advances in the role of probiotics and prebiotics in carp aquaculture: a review. *Aquaculture* 454: 243-251. DOI:10.1016/j.aquaculture.2015.12.033
- DAWOOD, M. A. O., S. KOSHIO & M. A. ESTEBAN. 2018. Beneficial roles of feed additives as immunostimulants in aquaculture: a review. *Reviews in Aquaculture* 10: 950-974.
- GAINZA, O. & J. ROMERO. 2017. Manano oligosacáridos como probióticos en acuicultura de crustáceos. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45: 246-260. DOI:10.3856/vol45-issue2-fulltext-2
- GATLIN, D. M., F.T. BARROWS, P. BROWN, K. DABROWSKI, T. G. GAYLORD, R. W. HARDY, E. HERMAN, G. HU, Å. KROGDAHL, R. NELSON, K. OVERTURF, M. RUST, W. SEALEY, D. SKONBERG, E. J. SOUZA, D. STONE, R. WILSON & E. WURTELE. 2007. Expanding the utilization of sustainable plant products in aquafeeds: a review. *Aquaculture Research* 38: 551-579. DOI:10.1111/j.1365-2109.2007.01704.x
- GUERREIRO, I., A. COUTO, A. PÉREZ-JIMÉNEZ, A. OLIVA-TELES & P. ENES. 2015. Gut morphology and hepatic oxidative status of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles fed plant feedstuffs or fishmeal-based diets supplemented with short-chain fructo-oligosaccharides and xylo-oligosaccharides. *British Journal of Nutrition* 114: 1975-1984. DOI:10.1017/S0007114515003773
- GUERREIRO, I. A. OLIVA-TELES & P. ENES. 2018. Prebiotics as functional ingredients: focus on Mediterranean fish aquaculture. *Reviews in Aquaculture* 10: 800-832. DOI:10.1111/raq.12201
- HARDY, R. W. 2010. Utilization of plant proteins in fish diets: effects of global demand and supplies of fishmeal. *Aquaculture Research* 41: 770-775. DOI:10.1111/j.1365-2019.2009.02349-x
- HERNÁNDEZ, H. L. H., M. A. FERNÁNDEZ & G. Y. HERNÁNDEZ. Effects of plant-based feed on the immune responses of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. In: Richardson, B. (ed.). *Tilapia and trout harvesting, prevalence and benefits*. Nova Science Publishers, pp. 157-166.
- IQBAL, M., A. YAQUB & M. AYUB. 2021. Partial and full substitution of fish meal and soybean meal by canola meal in diets for genetically improved farmed tilapia (*O. niloticus*): Growth performance, carcass composition, serum biochemistry, immune response, and intestine histology. *Journal of Applied Aquaculture*. DOI:10.1080/10454438.2021.1890661
- MANERA, M. & D. BRITTI. 2006. Assessment of blood chemistry normal ranges in rainbow trout. *Journal of Fish Biology* 69: 1427-1434. DOI:10.1111/j.1095-8649.2006.01205.x
- MANERA, M. 2021. Exploratory factor analysis of rainbow trout serum chemistry variables. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18: 1537. DOI:10.3390/ijerph18041537
- MUNIR, M. B., R. HASHIM, Y. H. CHAI, T. L. MARSH & S. A. M. NOR. 2016. Dietary prebiotics and probiotics influence growth performance, nutrient digestibility and the expression of immune regulatory genes in snakehead (*Channa striata*) fingerlings. *Aquaculture* 460: 59-68. DOI:10.1016/j.aquaculture.2016.03.041

- REFSTIE, S., T. STOREBAKKEN, G. BAEVERFJORD & A. ROEM. 2001. Long-term protein and lipid growth of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fed diets with partial replacement of fish meal by soy protein products at medium or high lipid levels. *Aquaculture* 193: 91-106. DOI:10.1016/S0044-8486(00)00473-7
- RINGØ, E., R. E. OLSEN, T. Ø. GIFSTAD, R. A. DALMO, H. AMLUND, G. I. HEMRE & A. M. BAKKE. 2010. Prebiotics in aquaculture: a review. *Aquaculture Nutrition* 16: 117-136. DOI:10.1111/j.1365-2095.2009.00731.x
- SÁNCHEZ, A. D., S. E. ARVIZU, H. L. H. HERNÁNDEZ, A. M. A. FERNÁNDEZ & L. O. ANGELES. 2015. Addition of yeast and/or phytase to diets with soybean meal as main protein source: effects on growth, P excretion and lysozyme activity in juveniles rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 15: 215-222. DOI:10.4194/1303-2712-v15\_2\_03
- TACON, A. G. & M. METIAN. 2008. Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: trend and future prospects. *Aquaculture* 285: 146-158. DOI:10.1016/j.aquaculture.2008.08.015
- WELKER, T. L., K. OVERTURF & J. ABERNARHY. 2018. Optimization of dietary manganese for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, fed a plant-based diet. *Journal of the World Aquaculture* 49: 71-81. DOI:10.1111/jwas.12447
- YILMAZ, E., M. A. GENÇ & E. GENÇ. 2007. Effects of dietary mannan oligosaccharides on growth, body composition, and intestine and liver histology of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *The Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh* 59: 182-188.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice Hall. New Jersey, USA. 663 p.



## Toxicity of Diuron, Glyphosate, and Paraquat in postlarvae of *Potimirim mexicana* (Decapoda: Caridea) of the southern part from the estuary Jamapa River, Veracruz, SW Gulf of Mexico

## Toxicidad de diurón, Glifosato y Paraquat en postlarvas de *Potimirim mexicana* (Decapoda: Caridea) de la parte sur del estuario del Río Jamapa, Veracruz, SW del Golfo de México

Sergio Cházaro-Olvera<sup>1</sup>\*, María del Socorro Castillo-Pérez<sup>1</sup>, Jesús Montoya-Mendoza<sup>2</sup>, María del Refugio Castañeda-Chávez<sup>2</sup>, Fabiola Lango-Reynoso<sup>2</sup>

Recibido: 21 de abril de 2021.

Aceptado: 10 de julio de 2021.

Publicado: agosto de 2021.

### ABSTRACT

**Background.** The southern zone of the estuary of the Jamapa River, Veracruz, is a place of transition between the river and the marine environment to which sediments, compounds, and species of crustaceans are transported to the neritic zone where is the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. **Objective.** The responses of exposure of *Potimirim mexicana* postlarvae to diuron, glyphosate, and paraquat, as well as the relative abundance, diversity of the association of crustaceans, and values of temperature, salinity, oxygen, pH, and dissolved solids in the estuary were evaluated. **Methods.** Sampling was carried out with white light traps in November and March. Living *Potimirim mexicana* postlarvae were obtained from the samples to carry out the bioassays; the remaining individuals of the association were fixed in 70% alcohol for identification and quantification. The environmental factors were measured using a multiparameter Hanna HI 9828. **Results.** Dissolved oxygen was of 6-7 mgL<sup>-1</sup>, pH of 8-9, temperature of 26-27° C, total dissolved solids of 700-1,500 ppm and salinity of 0.70-16 ups. Environmental conditions permit the presence of *Potimirim mexicana* postlarvae. Six taxa were found: postlarvae of *Macrobrachium acanthurus*, *M. olfersii* and *Potimirim mexicana*, megalopae of *Callinectes sapidus* and *Armases ricordi*, and zoeae of Brachyura. Diversity ranged from 1.55 to 1.77 bits\*individual<sup>-1</sup>, indicating an intermediate stability of the estuary. A total of 12,827 postlarvae of *P. mexicana* were obtained. The LC<sub>50</sub> values of diuron, paraquat, and glyphosate were 5.94, 1.51, and 221.05 mgL<sup>-1</sup>, respectively. **Conclusions.** The values found here are consistent with those obtained by other authors for different species of crustaceans. Due to the important ecological in the food web of *P. mexicana*, its postlarvae can be used as sensitive test organisms in ecotoxicological studies.

**Keywords:** Atydae, Decapoda Diversity, herbicide, LC<sub>50</sub>, postlarvae

### RESUMEN

**Antecedentes.** La zona sur del estuario del río Jamapa, Veracruz, es un lugar de transición entre el río y el medio marino al que se transportan sedimentos, compuestos y especies de crustáceos hasta la zona nerítica donde se encuentra el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. **Objetivo.** Se evaluaron las respuestas de exposición de las postlarvas de *Potimirim mexicana* a diurón, glifosato y paraquat, así como la abundancia relativa, diversidad de asociación de crustáceos y valores de temperatura, salinidad, oxígeno, pH y sólidos disueltos en el estuario. **Métodos.** El muestreo se realizó con trampas de luz blanca en noviembre y marzo. De las muestras se obtuvieron postlarvas vivas de *Potimirim mexicana* para realizar los bioensayos; los restantes individuos de la asociación se fijaron en alcohol al 70% para su identificación y cuantificación. Los factores ambientales se midieron utilizando un multiparamétrico Hanna HI 9828. **Resultados.** El oxígeno disuelto fue de 6-7 mgL<sup>-1</sup>, pH de 8-9, temperatura de 26-27 ° C, sólidos disueltos totales de 700-1,500 ppm y salinidad de 0,70-16 ups. Las condiciones ambientales permiten la presencia de postlarvas de *Potimirim*

<sup>1</sup> Laboratorio de Crustáceos, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, 54090. México

<sup>2</sup> Laboratorio de Investigación de Acuicultura Aplicada, Tecnológico Nacional de México/ Instituto Tecnológico de Boca del Río. Km 12, carretera Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Veracruz, 94029. México

**\*Corresponding author:**

Sergio Cházaro-Olvera: chazaro@campus.iztacala.unam.mx, schazaro@gmail.com

**To quote as:**

Cházaro-Olvera, S., M. del S. Castillo-Pérez, J. Montoya-Mendoza, M. del R. Castañeda-Chávez & F. Lango-Reynoso. 2021. Toxicity of Diuron, Glyphosate, and Paraquat in postlarvae of *Potimirim mexicana* (Decapoda: Caridea) of the southern part from the estuary Jamapa River, Veracruz, SW Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 31 (2): 171-178.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2021v31n2/Chazaro

*mexicana*. Se encontraron seis taxones: postlarvas de *Macrobrachium acanthurus*, *M. olfersii* y *Potimirim mexicana*, megalopas de *Callinectes sapidus* y *Armases ricordi* y zoeas de *Brachyura*. La diversidad osciló entre 1,55 y 1,77 bits\*individuo<sup>-1</sup>, lo que indica una estabilidad intermedia del estuario. Se obtuvieron un total de 12,827 postlarvas de *P. mexicana*. Los valores de LC50 de diurón, paraquat y glifosato fueron 5.94, 1.51 y 221.05 mgL<sup>-1</sup>, respectivamente. Conclusiones. Los valores aquí encontrados son consistentes con los obtenidos por otros autores para diferentes especies de crustáceos. Debido a la importancia ecológica en la trama trófica de *P. mexicana*, sus postlarvas pueden usarse como organismos de prueba sensibles en estudios ecotoxicológicos.

**Palabras clave:** Atyidae, Decapoda diversidad, herbicida, LC<sub>50</sub>, postlarvas

## INTRODUCTION

Due to the growing demand for food, farmers need to implement measures to increase production. One of these measures is the use of chemical substances, such as herbicides, insecticides, fungicides, nematocides, and rodenticides, to protect their crops (FAO, 1997). Among the agrochemicals that are commonly used in crops near the rivers of Veracruz, Mexico, diuron, glyphosate, and paraquat are some of the most frequently used.

Diuron, 3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea, is used to control weeds and mosses in crops of bananas, pineapples, grapes, cotton, alfalfa, and sugar cane, as well as in ornamental species such as tulips and daffodils (Lewis *et al.*, 2016). This herbicide is relatively stable in neutral waters and tends to become impregnated in suspended solids, contaminating groundwater. However, it has also been detected in surface waters of agricultural regions (INECC, 2021a). Diuron is considered extremely toxic to phytoplankton, moderately toxic to insects, and slightly toxic to amphibians and crustaceans (IRET, 2021).

Glyphosate, N-(phosphonomethyl) glycine, is a broad-spectrum herbicide used to control annual and perennial weeds, broadleaf weeds, and grasses. It is highly soluble in water, relatively volatile, and does not normally leach into groundwater. It is not persistent in soils but persists in aquatic systems under certain conditions. It is moderately toxic to birds, most aquatic organisms, earthworms, and honeybees (Lewis *et al.*, 2016).

Paraquat, 1,1'-dimethyl-4,4'-bipyridinium, an herbicide of the bipyridyls group, is used for the control of glyphosate-tolerant weeds. It is moderately toxic to birds, slightly to moderately toxic to mollusks and zooplankton, slightly toxic to crustaceans, and not toxic to moderately toxic to fish, amphibians, and most insects; there is no toxicity to bees (INECC, 2021b).

In studies on diuron toxicity to crustaceans, an LC50 of 12 to 16 mg L<sup>-1</sup> has been obtained (Turner, 2003; Koutsaftis & Aoyama, 2008; Alyürük & Çavaş, 2013; Shaalaa *et al.*, 2015). Eisler (1990), in a study on paraquat, report a wide range of LC<sub>50</sub> values, ranging from 1 to 100 mg L<sup>-1</sup>. Regarding glyphosate, Estrada-Jamillo (2012), using *Litopenaeus vannamei* (Boon, 1931) shrimp larvae, measured an LC<sub>50</sub> of 0.5774 mL L<sup>-1</sup>.

In Mexico, there is little research on *Potimirim mexicana* (De Sausure, 1857), the species used in the bioassays in the present study.

Bortolini *et al.* (2013) mention that this species is found from the north of the Gulf of Mexico to Panama, including Cuba, Jamaica, and Puerto Rico. Recently, Salas-De La Rosa (2018) reported that *P. mexicana* was the most abundant species, with 5 909 individuals on the coastline of the northern zone of the Veracruz Reef System during seven night collects of 12 h each one.

Due to the high density and, therefore, the potential for the use of *P. mexicana* in studies on the effects of agrochemicals on postlarvae, the objective of this study was to evaluate the response of *P. mexicana* postlarvae to exposure to diuron, glyphosate, and paraquat. The values of temperature, salinity, oxygen, pH, and total dissolved solids in the natural habitat of this species were determined and the proportion of this species in the estuary of the Jamapa River, Veracruz was evaluated.

## MATERIALS AND METHODS

**Study area.** The Jamapa River has its origin within the states of Puebla and Veracruz. It joins the Cotaxtla River and later empties into the Gulf of Mexico in the municipality of Boca del Río, Veracruz. The estuary of the Jamapa River has other tributaries such as the Moreno stream and El Estero (the latter is the communication channel of the Mandinga Lagoon). The mouth of the Jamapa River discharges its waters to the Veracruzano Reef System National Park (PNSAV) (Liaño-Carrera *et al.*, 2019). The Jamapa River basin is located between 18°45'-19°14'N and 95°56'-97°17'W. It has a warm subhumid climate, with an annual average temperature above 22°C; the average temperature of the coldest month is 18°C. Precipitation in the driest month ranges from 0 to 60 mm, with a rainy season in summer, receiving more than 55.3 mm of rainfall; in winter, only 50 to 10.2% of the total annual precipitation fall. There are six soil types, with regosol and vertisol being the most prevalent ones (Fuentes-Mariles *et al.*, 2014). The level of the Jamapa River in its estuarine part has a micro-tidal modulation of approximately 2.0 m, with a semidiurnal, diurnal, and lunisolar component every 2 weeks (Salas-Monreal *et al.*, 2019). As an estuary, it has a navigation channel in the southern part that generates important changes in its dynamics (Salas-Monreal *et al.*, 2019). This channel produces strong currents of more than 0.5 m/s and a continuous exchange of brackish water with the ocean. On the southern side, the exchange of water from the river and the ocean is more continuous than on the northern side, where the water can remain static for periods longer than 24 hours due to low speed and the continuous supply of water from the Moreno stream. Pollution from urban wastewater discharges have increased the nitrogen concentration to approximately 11 mL<sup>-1</sup>, likewise, dissolved oxygen has decreased to concentrations less than 2 mL<sup>-1</sup> causing hypoxic conditions (Salas-Monreal *et al.*, 2020) (Fig. 1).

**Field work.** Postlarvae of *P. mexicana* were collected in two samplings, one carried out in November and the other in March. For the collections, white light traps made with plastic boxes were used (Cházaro-Olvera *et al.*, 2018). The samplings were nocturnal, considering the full moon phase. The traps were placed in three contiguous sites (Site 1, Site 2, Site 3) at 20:00 h on the first day of sampling and were removed at 8:00 h the next day (Fig. 1). From the *in vivo* sample, *P. mexicana* postlarvae were selected to perform the bioassays. The remaining samples were fixed with 70% alcohol and labeled with the date and place of sampling. At each site, the physicochemical parameters temperature (°C), salinity (ups), dissolved oxygen (mg L<sup>-1</sup>), pH, and total dissolved solids

(ppm) were measured, using a previously calibrated Hanna® HI 9828 multiparametric device.

**Laboratory work.** The samples fixed in 70% alcohol were transported to the Crustacean Laboratory of the Facultad de Estudios Superiores Iztacala of the Universidad Nacional Autónoma de México for separation and counting. For identification, a Motic model SMZ-168 optical microscope was used, following the original description by De Saussure (1857). Relative abundance, Shannon-Wiener diversity index, and Pielou equitability were obtained from each sampling (Magurran, 1988).

**Bioassays.** To perform the bioassays, water acclimatization was carried out 7 hours before the assays, using Elite 802® aerators. The values of the environmental factors were identical to those registered in the estuary of the Jamapa River. To carry out the bioassays, 10 postlarvae were used for each 500-mL plastic container following the criteria of Mohapatra & Rengarajan (1995).

The agrochemicals used were obtained from the following commercial brands: Karmex® (diuron 80% active ingredient), Cerillo SL®

(paraquat 20% active ingredient). Herbipol® (glyphosate 36% active ingredient). Preliminary 96 h static bioassays were carried out to determine the concentrations range of the definitive bioassays. The concentrations of diuron were 1.75, 3.5, 6.96, and 14 mg L<sup>-1</sup>, those of paraquat were 0.625, 1.25, 2.5, 5, and 10 mg L<sup>-1</sup>, and those of glyphosate were 101.25, 202.5, 405, 810, and 1,620 mg L<sup>-1</sup>. In every bioassay performed, three replicates were used. All treatments had a control without agrochemicals. Mortality readings were taken after 1, 2, 4, 8, 18, 24, 36, 48, and 96 hours of exposure (UC-Peraza & Delgado-Blas, 2012). For toxicity bioassays, the guidelines of the United States Environmental Protection Agency (US-EPA, 2021) were considered, following the guide for ecological effect tests (US-EPA, 2016).

The toxicity analysis was carried out with the Probit method, and the mean lethal concentration (LC<sub>50</sub>) was determined with the statistical program Minitab Version 18.1 (Minitab ©, LLC, State College PA, USA), and the 95% confidence interval was obtained. To obtain the relative abundance, Shannon-Wiener diversity index, and Pielou equitability, the PAST software version 3.26 was used (Harmer *et al.*, 2001).

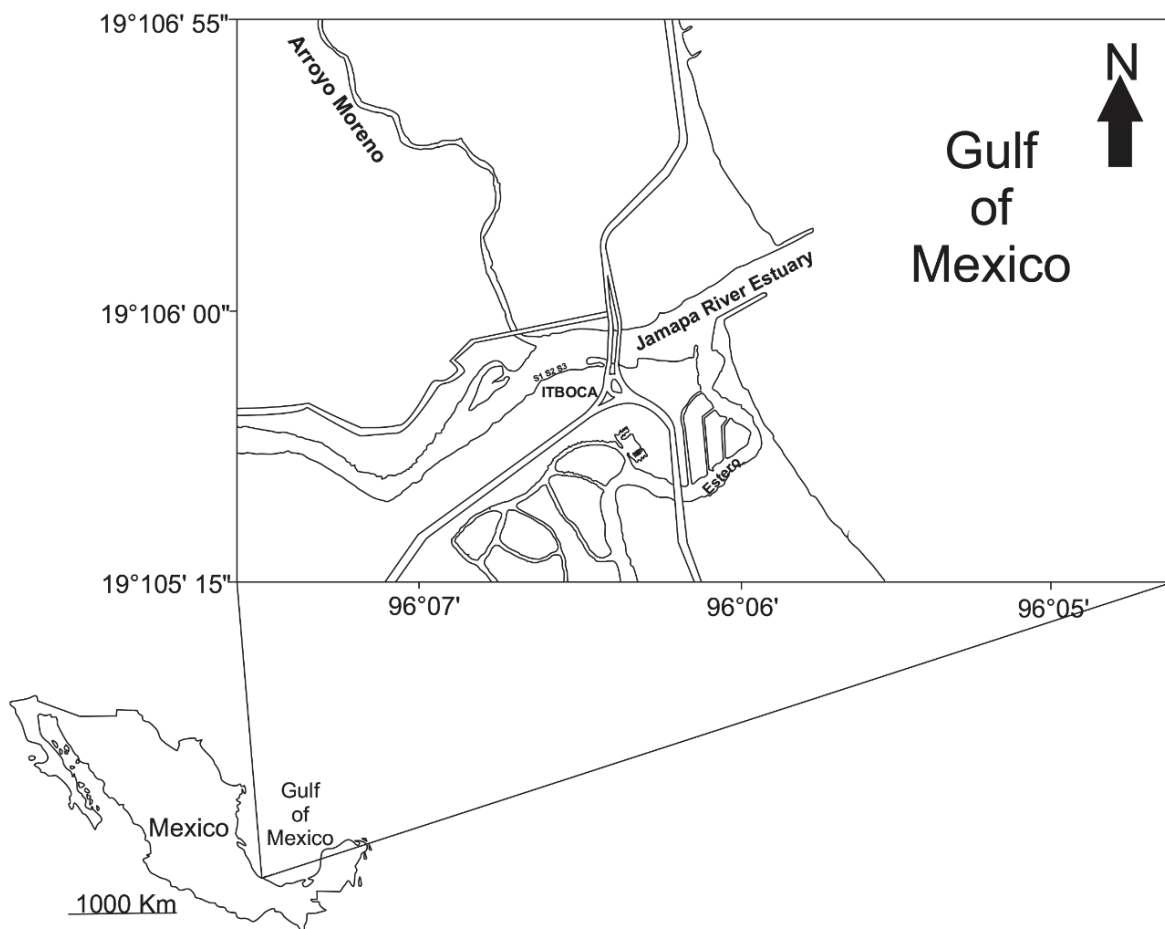


Figure 1. Location of the sampling sites in the Río Jamapa estuary, Boca del Río, Veracruz.

## RESULTS

Dissolved oxygen ranged between 6 and 7 mgL<sup>-1</sup>, the pH between 8 and 9, and temperature between 26 and 27° C, during the study period. The levels of total dissolved solids were 700 and 1,500 ppm in March and November, respectively. Salinity ranged between 0.70 - 16 ups in November and March, respectively (Table 1A). In the bioassays the values of the physicochemical parameters were similar to the parameters registered during the sample collection (Table 1B).

In total, 29,769 organisms of six taxa were collected: postlarvae of *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836), *M. olfersii* (Wiegmann, 1836), and *Potimirim mexicana* (de Saussure, 1857), megalopae of *Callinectes sapidus* Rathbun 1896, and *Armases ricordi* (H. Milne Edwards, 1853), and zoeas of the *Brachyura* Latreille, 1802 (Table 2). Based on the results of the Shapiro-Wilk test, the abundance data in March followed a normal distribution ( $P < 0.05$ ), whereas in November, this was not the case ( $P > 0.05$ ). Given the above, the Mann-Whitney test was applied, and no significant differences were found ( $U = 14$ ;  $P = 0.589$ ) for abundance between the sampling months. This leads us to infer that the structure of the association remains unchanged in the cold season. A total of 12,827 postlarvae of *P. mexicana* were obtained; the highest abundance was recorded in November with 8,967 postlarvae. Diversity ranged from 1.55 to 1.77 bits\*individual<sup>-1</sup> in March and November, respectively (Table 2).

When analyzing the response to herbicides, a mortality of 100% was obtained for *P. mexicana* with the maximum concentration of 28 mgL<sup>-1</sup> of diuron in both months. Applying the Probit analysis, a diuron LC50 of 8.98 mg L<sup>-1</sup> was found for *P. mexicana* at 96 h in March, with a range of 7.94 to 10.06 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 2A). For November, an LC<sub>50</sub> of 6.76 mg L<sup>-1</sup> was obtained, with a 95 % confidence interval of 5.94 to 7.59 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 2B).

Table 1. Environmental factors. A, environmental conditions for the collection of *Potimirim mexicana* from Jamapa River estuary, Boca del Río, Veracruz; and B, environmental conditions in the laboratory during bioassays.

A		
Environmental factors	March	November
Dissolved Oxygen (mg/L)	6.93 ± 0.12	5.79 ± 0.12
pH	8.54 ± 0.38	7.81 ± 0.21
Temperature (°C)	26.68 ± 0.12	26.08 ± 0.92
Total dissolved solids (ppm)	732.5 ± 34.44	1443.33 ± 65.91
Salinity (psu)	15.35 ± 0.65	0.89 ± 0.19
B		
Environmental factors	March	November
Dissolved Oxygen (mg/L)	6.82 ± 0.12	6.73 ± 0.15
pH	8.61 ± 0.12	8.71 ± 0.32
Temperature (°C)	27.01 ± 0.15	27.38 ± 1.09
Total dissolved solids (ppm)	722.8 ± 175.33	1252.66 ± 106.69
Salinity (psu)	0.72 ± 0.18	13.99 ± 5.48

With the maximum concentration of 10 mgL<sup>-1</sup> of paraquat, 100% mortality of *P. mexicana* was recorded for both samplings. With Probit analysis, a paraquat LC<sub>50</sub> of 1.76 mg L<sup>-1</sup> was found at 96 hours for March, with a 95 % confidence interval of 1.51 to 2.01 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 2C). For November, the LC<sub>50</sub> was 2.21 mg L<sup>-1</sup>, with a 95% confidence interval of 1.91 to 2.51 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 2D).

For the maximum glyphosate concentration of 1,620 mg L<sup>-1</sup>, 100% mortality of *P. mexicana* was recorded for both samplings. Based on the Probit analysis, a 96-hour glyphosate LC<sub>50</sub> of 252.05 mg L<sup>-1</sup> was obtained at 96 hours for March, with a 95% confidence interval of 221.05 to 282.55 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 2E). For November, the LC<sub>50</sub> was 247.71 mgL<sup>-1</sup>, with a 95% confidence interval of 224.18 to 271.15 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 2F).

## DISCUSSION

The dissolved oxygen concentration values obtained here are similar to those recorded by Castañeda-Chávez *et al.* (2017) and Salas-Monreal *et al.* (2020), who found between 5 and 6 mgL<sup>-1</sup> in the study area during the cold front season. As response to the decrease in temperature, the dissolved oxygen increases due to intense winds that mix the water column (Riverón-Enzástiga *et al.*, 2016). In the present study, the values obtained fall within the range reported previously, suggesting that the water quality of the Jamapa River allows the presence of *Potimirim* postlarvae (DOF, 1989); the recommended value for the protection and proper development of aquatic life is 5 mgL<sup>-1</sup>.

The pH values are like those found in the Jamapa River basin (Houbron, 2010). The standard range established is 6.5 to 8.5 units for drinking water (NOM, 1994), indicating that in the study area, a buffer effect is present, avoiding water (Bates, 1973); this can be related to the intermediate stability obtained according to the Shannon-Wiener diversity values.

Table 2. Association of decapod crustaceans from Río Jamapa estuary, Boca del Río, Veracruz.

Taxa	March	November	Total
Postlarvae of <i>Macro brachium acanthurus</i>	181	556	737
Postlarvae of <i>Macrobrachium olfersii</i>	567	1788	2355
Postlarvae of <i>Potimirim mexicana</i>	3860	8967	<b>12827</b>
Megalopae of <i>Callinectes sapidus</i>	559	1057	1616
Megalopae <i>Armases ricordi</i>	6075	6051	12126
Zoeae of <i>Brachyura</i>	33	75	108
Total	11275	18494	29769
Shapiro-Wilk W	0.03	0.11	
Mann-Whitney (March-November)	0.589		
Diversity (bits/individual)	1.55	1.77	1.68
Equitability (J)	0.6	0.68	0.65



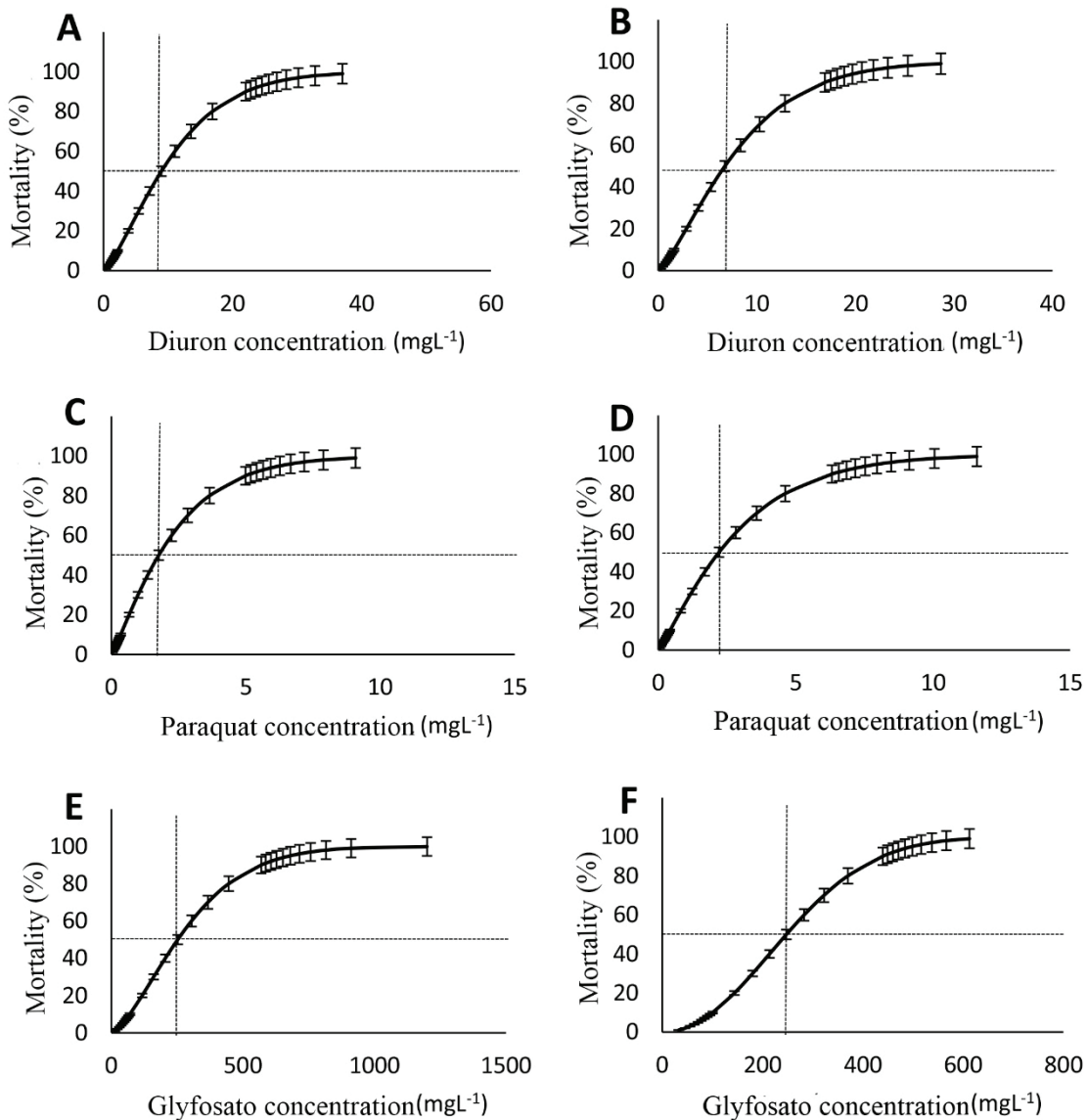


Figure 2. Toxicity of agrochemicals to postlarvae of *Potimirim mexicana*. Diuron, Paraquat and Glyphosate. (March: A, C, E), (November: B, D, F)

The temperature was slightly higher than that found by Jasso-Montoya (2012) and Avendaño-Álvarez (2013), Contreras-Espinoza (2016), and Castañeda-Chávez *et al.* (2017), who registered values between 23 and 24°C. However, different species of the Atyidae family develop adequately at temperatures around 27°C (Abele & Blum, 1977), which is consistent with the findings of the present study.

Total dissolved solids were close to or exceeded the maximum permissible limit of 1,000 ppm (NOM, 1994), potentially resulting in a significant carry-over of herbicides to the estuary of the Jamapa River (Aragón-López *et al.*, 2017).

Regarding salinity, values between 6 and 20 ups have been registered at the mouth of the estuary of the Jamapa River (Aké-Castillo, 2016;

González-Vázquez *et al.*, 2019). Likewise, González-Vázquez *et al.* (2019) mention that values below 2 ups were recorded in September, which is consistent with that obtained in the present study. Salas-Monreal *et al.* (2020) mention that in the estuary of the Jamapa River, salinity is higher than expected for a river and lower in the estuary, most likely because of the interaction of the Jamapa River with the mouth of Arroyo Moreno, which continuously provides fresh water to the system.

The high abundance levels of *Brachyura* shrimp, megalopa, and zoea postlarvae is related to the species' breeding season, their migratory character, and their high tolerance to changes in environmental factors (Williams, 1984; Álvarez *et al.*, 2011). Salas de la Rosa (2018) also found high abundance values on the coastline of the northern part of the port of Veracruz after the rainy season.

With diversity values of 1.5 to 1.8 bits\*individual<sup>-1</sup>, it can be considered that the community of larvae and postlarvae of the Boca del Río Veracruz estuary has an intermediate stability. In this regard, Stub *et al.* (1970) mention that diversity values of less than 1 are found in places with low environmental stability, values of 1 to 2 in places with intermediate stability, and values greater than 3 are found in places with stable environmental conditions.

When analyzing the response to herbicides, Shaalaa *et al.* (2015) found that for *Artemia salina* (Linnaeus, 1758) nauplii, the diuron LC<sub>50</sub> was 6.00 mg L<sup>-1</sup>. Alyürük & Çavaş (2013) found a diuron EC<sub>50</sub> value of 12.01 mg L<sup>-1</sup> for *A. salina* larvae, whereas Koutsaftis & Aoyama (2008) found a diuron LC<sub>50</sub> for *A. franciscana* Kellog, 1906, of 12.5 mg L<sup>-1</sup>. With an active ingredient of 80 to 95%, Turner (2003) found an LC<sub>50</sub> of 8.4 mg L<sup>-1</sup> for *Daphnia magna* Straus, 1820. Jinlin, *et al.* (2020) report that the acute toxicity of diuron (48 h) to *Daphnia magna* was 17.1 mg L<sup>-1</sup> and Sipcam Pacific Australia (2020) mentions that acute toxicity for the same species is 6.3-13 mg L<sup>-1</sup>. Thus, the LC<sub>50</sub> obtained for *P. mexicana* is within the values commonly observed.

Regarding paraquat, Eisler (1990) found an LC<sub>50</sub> for *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) of 1.4 mg L<sup>-1</sup> and for *Gammarus fasciatus* Say, 1818 of 11 mg L<sup>-1</sup>. Gil-Diaz *et al.* (2021) obtained 0.31 µl L<sup>-1</sup>, with a 95% confidence interval with a lower limit of 0.26 µl L<sup>-1</sup> and an upper limit of 0.35 µl L<sup>-1</sup> for the *M. affersii* shrimp. Likewise, Barbosa *et al.* (2014) mentions that *Daphnia similis* had LC<sub>50</sub> of 4 mg L<sup>-1</sup> and *Macrobrachium* sp. of 5 mg L<sup>-1</sup>. The lethal concentrations obtained in this study for *P. mexicana* were within the range previously reported.

For glyphosate, a wide range of the lethal concentration for crustaceans has been reported. For example, Herrera *et al.* (2016) obtained an LC<sub>50</sub> range from 5.3 to 930 mg L<sup>-1</sup> for *Daphnia* spp. and *Gammarus* spp.; for different species of fish, 10 to 1,000 mg L<sup>-1</sup> in glyphosate have been found in commercial formulas (Folmar *et al.*, 1979; Morgan & Kiceniuk, 1992). Ashoka-Deepananda *et al.* (2011) report that the LC<sub>50</sub> value for Australian native freshwater shrimp, *Paratya australiensis* Kemp, 1917, was greater than 700 mg L<sup>-1</sup> of glyphosate. In *Daphnia magna* Straus, 1820 the LC<sub>50</sub> was 82.5 mg L<sup>-1</sup> (Melnichuk *et al.* 2007). In the present study, the LC<sub>50</sub> for *P. mexicana* was in the lower quartile with respect to previously mentioned values (221.05 mg L<sup>-1</sup>).

In conclusion, the average abundance values of larvae and postlarvae collected in the present study are consistent with those of larvae found in other studies in the mouth of the Jamapa River in the cold front season. The environmental conditions in the Boca del Río estuary, Veracruz, allow the presence of postlarvae of *Potimirim mexicana*, with a high ecological valence.

Based on the community diversity of larvae and postlarvae of the Boca del Río Veracruz estuary, an intermediate stability can be considered. For *P. mexicana*, the minimum LC<sub>50</sub> values were 5.94 mg L<sup>-1</sup> for diuron, 1.51 mg L<sup>-1</sup> for paraquat, and 221.05 mg L<sup>-1</sup> for glyphosate. These values are consistent with those obtained by other authors for different species of crustaceans. *Potimirim mexicana* postlarvae are sensitive test organisms to evaluate the toxicity to diuron, paraquat, and glyphosate. Taking into consideration the relevant ecological role of *P. mexicana* due to its high abundance in rivers, estuaries, and coastal marine environments, its inclusion in ecotoxicological studies is recommended.

## ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful for the support received from the Instituto Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Boca del Río Veracruz, to carry out this study. The first author thanks the H. Technical Council of the Facultad de Estudios Superiores for approving the sabbatical year and the PASPA 2021 Program of the National Autonomous University of Mexico for support with the sabbatical year at ITBOCA. Thanks to the reviewers for their suggestions that increased the quality of the manuscript.

## REFERENCES

- ABELE, L. G. & N. BLUM. 1977. Ecological aspects of the freshwater decapods crustaceans of the Pearls Archipelago, Panamá. *Biotropica* 9(4):239-259. DOI:10.2307/2388141
- AKÉ-CASTILLO, J. A., C. F. RODRIGUEZ-GÓMEZ, H. PERALES-VALDIVIA & R. SANAY-GONZÁLEZ. 2016. Florecimiento de *Heterocapsa rotundata* (Dinophyta) en el estuario río Jamapa, Veracruz. *In: García-Mendoza E., S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E.J. Núñez-Vázquez (eds.). Florecimientos Algaes Nocivos en México.* CICESE. Ensenada, México, pp. 323-33.
- ÁLVAREZ, F., J. L. VILLALOBOS & S. CHÁZARO-OLVERA. 2011. Camarones y cangrejos dulceacuícolas y marinos (Crustacea: Decapoda). *In: Cruz-Angón, A (ed.). La biodiversidad en Veracruz, estudio de estado.* CONABIO. México, D. F., pp. 287-294.
- ALYÜRÜK, H. & V. ÇAVAŞ. 2013. Toxicities of diuron and irgarol on the hatchability and early stage development of *Artemia salina*. *Turkish Journal of Biology* 37:151-57. DOI:10.3906/biy-1205-39
- ARAGÓN-LÓPEZ, P., M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ, A. GRANADOS-BARBA, D. SALAS-MONREAL & C. LANDEROS-SÁNCHEZ. 2017. Lindane and Endosulfan Sulfate Isomers in *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) Oyster Populations in Lagoon Systems from Central Gulf of Mexico. *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology* 24:1579-1585. DOI:10.22161/ijeab/2.4.17
- ASHOKA-DEEPANANDA, K. H. M., D. GAJAMANGE, W. A. J. P. DE SILVA & H. C. E. WEGIRIYA. 2011. Acute toxicity of a glyphosate herbicide, Roundup®, to two freshwater crustaceans. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka* 39(2):169-173. DOI:10.4038/jnsf.v39i2.3178
- AVENDAÑO-ÁLVAREZ, J. O. 2103. Variación hidrológica intermensual del Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Boca del Río, Veracruz, México. 97 p.
- BARBOSA, J. E. DE L., T. WATANABE, R. A. COLER & R. J. DA. PAZ. 2014. Biota toxicity to herbicide Paraquat in Brazilian Northeast littoral reservoirs: need for a biomonitoring program for watershed management. *Brazilian Journal of Biological Sciences* 1(1): 21-27. DOI:10.21472/bjbs.010104
- BATES, R. G. 1973. *Determination of pH: Theory and practice 2a.* John Wiley and Sons, New York. 479 p.
- BORTOLINI, J., P. ALONSO & F. ÁLVAREZ. 2013. Árboles de clasificación de *Potimirim mexicana* (Decapoda: Caridea), organismo hermafrodita

- protándrico secuencial. *Latin American Journal Aquatic Research* 41(4): 739-745. DOI:10.3856/vol41-issue4-fulltext-10
- CASTAÑEDA-CHÁVEZ, M. R., A. C. SOSA-VILLALOBOS, I. A. AMARO-ESPEJO, I. GALAVIZ-VILLA & F. LANGO-REYNOSO. 2017. Eutrophication in the lower coastal basin of the Jamapa River in Veracruz, Mexico. *International Journal of Research Granthaalayah* 5(12):206-216. DOI:10.3856/vol41-issue4-fulltext-10
- CHÁZARO-OLVERA, S., R. ROBLES, J. MONTOYA-MENDOZA & J.A. HERRERA-LÓPEZ. 2018. Intraspecific variation in megalopae of *Clibanarius antillensis* (Anomura, Diogenidae) among western Atlantic populations. *Nauplius* 26: e2018031. DOI:10.1590/2358-2936e2018031
- CONTRERAS-ESPINOZA, L. 2016. Variación espacio-temporal de la estructura comunitaria del zooplankton y su relación con las variables hidrográficas en la desembocadura del río Jamapa, Veracruz, en dos temporadas climáticas (nortes y lluvias). Tesis de Maestría en Ecología y Pesquerías, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Boca del Río, Veracruz, México. 90 p.
- DE SAUSSURE, H. 1857. Diagnoses de quelques Crustacés nouveaux de l'Amérique tropicale. *Revue et Magasin de Zoologie, Serie 2.9*:501-505.
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 1989. Criterios Ecológicos de Calidad de Aguas CE-CCA-001/89. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Aguas en el Diario Oficial de la Federación (DOF) el 13/12/1989. Disponible en línea en: <https://tinyurl.com/2p26ak3w> (consultado el 19 marzo 2021).
- EISLER, R. 1990. *Paraquat Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic review*. Contaminant Hazard Reviews Report 22; Biological Report 85(1.22). U.S. Fish and Wildlife Service Patuxent Wildlife Research Center Laurel, Maryland. 33 p.
- ESTRADA-JAMILLO, G. E. 2012. Determinación del límite de tolerancia media ltm del glifosato en larvas de camarón *Litopenaeus vannamei* y alevines de tilapia roja *Oreochromis* sp. Tesis de Licenciatura. Unidad Académica de Ciencias Agropecuarias, UTMACH. Machala, Ecuador. 48 p.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION). 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. Disponible en línea en: <https://tinyurl.com/2enzhn2y> (consultado el 19 marzo 2021).
- FOLMAR, L. C., H. O. SANDERS & A. M. JULIN. 1979. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 8(3): 269-278. DOI:10.1007/bf01056243
- FUENTES-MARILES, O. A., V. FRANCO, F. LUNA-CRUZ, L. VÉLEZ-MORALES & H. L. MORALES-RODRÍGUEZ. 2014. *Caracterización fluvial e hidráulica de las inundaciones en México convenio CNA-SGT-GASIR-09/2014 organismo de cuenca X Golfo centro ciudad de Veracruz, Veracruz ríos Jamapa y Cotaxtla*. Comisión Nacional del Agua e Instituto de Ingeniería, UNAM. 83 p.
- GIL-DÍAZ, D., G. NAVARRETE-RODRÍGUEZ, M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ, I. GALAVIZ-VILLA, C. SOSA-VILLALOBOS. 2021. Toxicidad aguda del herbicida paraquat en *Oreochromis niloticus* (Cichlidae) y *Macrobrachium olfersii* (Palaemonidae). *Acta Biológica Colombiana* 26(2):178-185. DOI:10.15446/abc.v26n2.84792
- GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, J. A., E. HERNÁNDEZ-VIVAR, C. ROJAS-SERNA & J. DEL-VALLE-MORALES. 2019. Diagnosis of water circulation in an estuary: A case study of the Jamapa River and the Mandinga lagoons, Veracruz, Mexico. *Ciencias Marinas* 45(1):1-16. DOI:10.7773/cm.v45i1.2923
- HARMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- HERRERA, F. J., G. K. E. BELTRÁN, G. J. A. GARZÓN, S. L. GONZÁLEZ, R. L. M. HERRERA & C. A. F. TORRES. 2016. Toxicidad aguda de una formulación comercial de glifosato sobre *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) en condiciones de laboratorio. *Elementos* 6:91-98. DOI:10.15765/e.v6i6.837
- HOUBRON, E. 2010. Calidad del agua. In: Florescano, E. & J. Ortiz-Escamilla (eds.). *Gobierno del Estado de Veracruz: Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana*. Universidad Veracruzana. México, pp. 147-159.
- INECC (INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO). 2021a. Sistema de Inventario Nacional de Sustancias Químicas. Diuron. Disponible en línea en: <https://tinyurl.com/r35h57me> (consultado el 19 marzo 2021).
- INECC (INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO). 2021b. Paraquat. Disponible en línea en: <https://tinyurl.com/yf7n9xbn> (consultado el 19 marzo 2021).
- IRET (INSTITUTO REGIONAL DE ESTUDIOS DE SUSTANCIAS TÓXICAS). 2021. Manual de plaguicidas de Centroamérica. Disponible en línea en: <https://tinyurl.com/55bytamx> (consultado el 19 marzo 2021).
- JASSO-MONTOYA, J. 2012. Variación de los parámetros oceanográficos alrededor del Arrecife Verde en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (Golfo de México Occidental). Tesis de Maestría en Ecología y Pesquerías, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Boca del Río, Veracruz. 71 p.
- JINLIN, C., X. YUJIE, G. LIANG, C. JIAHONG, L. JIAHUI, Y. MINGXUAN, X. YIJIN, C. GUILAN, F. BAOXIN, H. JIAWEI, M. CHENGFANG & Z. GUOQU. 2020. Acute and Chronic Toxicity to *Daphnia magna* of Diuron and Capsaicin Used in Antifouling Paint. *Asian Journal of Ecotoxicology* (3):90-99. DOI:10.7524/AJE.1673-5897.20191130001
- KOUTSAFTIS, A. & I. AOYAMA. 2008. Toxicity of Diuron and copper pyriithione on the brine shrimp, *Artemia franciscana*: The effects of temperature and salinity. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 43:1581-1585. DOI:10.1080/10934520802329794
- LEWIS, K. A., J. TZILIVAKIS, D. WARNER & A. GREEN. 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment* 22(4):1050-1064. DOI:10.1080/10807039.2015.1133242
- LIAÑO-CARRERA, F., T. CAMARENA-LUHR, A. GÓMEZ-BARRERO, F. J. MARTOS-FERNÁNDEZ, J. I. RAMÍREZ-MACIAS & D. SALAS-MONREAL. 2019. New coral reef structures in a tropical coral reef system. *Latin American Journal of Aquatic Research* 47(2): 270-281. DOI:10.3856/vol47-issue2-fulltext-7

- MAGURRAN, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman & Hall, London. 179 p.
- MELNICHUK, S. D., E. P. SHCHERBAN & V. I. LOKHANSKAYA. 2007. Estimation of Toxicity of Glyphosate-Based Herbicides by Biotesting Method Using Cladocera. *Hydrobiological Journal* 43(3):80–91. DOI:10.1615/2Fhydrobj.v43.i3.60
- MOHAPATRA, B. C. & K. RENGARAJAN. 1995. A manual on bioassays in the laboratory and their techniques. *Central Marine Fisheries Research Institute Special Publication* 64: 1–75.
- MORGAN, M. L. & J. W. KICENIUK. 1992. Response of rainbow trout to a two month exposure to Vision, a glyphosate herbicide. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 48:772–780.
- NOM (NORMA OFICIAL MEXICANA). 1994. NOM-127-SSA1-1994 “Salud ambiental, agua para uso y consumo humano—límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”. Disponible en línea en: <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html> (consultado el 19 marzo 2021).
- RIVERÓN-ENZÁSTIGA, M. L., N. CARBAJAL & D. SALAS-MONREAL. 2016. Tropical coral reef system hydrodynamics in the western Gulf of Mexico. *Scientia Marina* 80(2):237–246. DOI:10.3989/scimar.04259.15B
- SALAS-DE LA ROSA, V. 2018. Distribución y abundancia de camarones (Dendrobranchiata y Caridea) en torno a estructuras artificiales construidas en la línea de costa del de Veracruz, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. Estado de México, México. 81 p.
- SALAS-MONREAL, D., A. DÍAZ-HERNÁNDEZ, J. A. ÁKE-CASTILLO, A. GRANADOS-BARBA & M. L. RIVERÓN-ENZÁSTIGA. 2020. Variación anual de los parámetros hidrográficos en la confluencia del río Jamapa y arroyo Moreno (México). *Intropica* 15(1): 59–65. DOI:10.21676/23897864.3402
- SALAS-MONREAL, D., M. L. RIVERÓN-ENZÁSTIGA, J. J. SALAS-PÉREZ, R. BERNAL-RAMÍREZ, M. MARÍN-HERNÁNDEZ & A. GRANADOS-BARBA. 2019. Bathymetric flow rectification in a tropical micro-tidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 235:106562. DOI:10.1016/j.ecss.2019.106562.
- SHAALAA, N. M. A., S. Z. ZULKIFLIA, A. ISMAILA, M. N. A. AZMAIA & F. MOHAMAT-YUSUFFB. 2015. Lethal concentration 50 (LC<sub>50</sub>) and effects of Diuron on morphology of brine shrimp *Artemia salina* (Branchiopoda: Anostraca) Nauplii. *Procedia Environmental Sciences* 30:279–284. DOI:10.1016/j.proenv.2015.10.050
- SIPCAM PACIFIC AUSTRALIA. 2020. Supplier Safety Data Sheet. Chemical health and safety hazards of the material and general guidance on how to safely handle the material in the workplace. Available online at: <https://tinyurl.com/ekec3uzk> (downloaded October 06, 2021).
- STUB, R., J. W. APPLING, A. M. HATSTETTER & I. J. HASS. 1970. The effect of industrial waste of Memphis and Shelby county on primary planktonic producers. *Bioscience* 20: 905–912.
- TURNER, L. 2003. Diuron Analysis of Risks to Endangered and Threatened Salmon and Steelhead. Available online at: <https://tinyurl.com/y7kc34nx> (downloaded March 19, 2021).
- UC-PERAZA, R.G. & V. H. DELGADO-BLAS. 2012. Determinación de la concentración letal media (CL<sub>50</sub>) de cuatro detergentes domésticos biodegradables en *Laeonereis culveri* (Websert 1879) (Polychaeta: Annelida). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28 (2): 137–144.
- US-EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2021. Pesticides. Available online at: <https://www.epa.gov/pesticides> (downloaded March 19, 2021).
- US-EPA ((UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2016. Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.1075: Freshwater and Saltwater Fish Acute Toxicity Test. Available online at: <https://nepis.epa.gov/> (downloaded March 19, 2021).
- WILLIAMS, A. B. 1984. *Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 550 p.

## Textura y contenido de materia orgánica de los sedimentos superficiales del Lago de Metztitlán, México

## Texture and organic matter content of surface sediments from Metztitlan Lake, Mexico

Alberto Pérez-Rojas<sup>1</sup>, Roberto Torres-Orozco B.<sup>1</sup>, Alma S. Sobrino-Figueroa<sup>2</sup> y Giovana J. Loyola-Colín<sup>3</sup>

Recibido: 09 de febrero de 2016.

Aceptado: 15 de julio de 2021.

Publicado: agosto de 2021.

### RESUMEN

**Antecedentes:** La textura y el contenido de materia orgánica de los sedimentos superficiales de los ecosistemas acuáticos ofrecen información relevante acerca de la naturaleza de los procesos sedimentarios que allí ocurren, además de que ejercen una influencia notable en el aporte de nutrientes en la columna de agua y en la composición y distribución de la biota béntica. **Objetivo:** Debido a que son escasos los estudios sobre las características sedimentarias, en este trabajo se realizó una evaluación de la composición textural y el contenido de materia orgánica de los sedimentos superficiales del Lago de Metztitlán. **Métodos:** Se colectaron 35 muestras de sedimento en las temporadas de secas y lluvias durante 2 años. El análisis granulométrico se realizó mediante la técnica de tamizado en húmedo y pipeteo. El contenido de materia orgánica (MO) se determinó mediante el método de pérdida de peso por ignición a 550°C. **Resultados:** El análisis textural de los sedimentos permitió reconocer un amplio predominio de arcilla limosa en la mayor parte del lago, además de dos grupos menores: limos arcillosos, a lo largo y al frente de la desembocadura del afluente principal, y arcillas francas, en las áreas de menor hidrodinámica. La proporción de materia orgánica en el sedimento varió entre 7 y 12%. Los datos obtenidos no mostraron diferencias significativas entre las épocas del año analizadas. **Conclusiones:** El predominio de sedimentos finos con contenido de materia orgánica, podría tener un papel preponderante en la estructura trófica del lago, al hacer de los detritos una importante vía para el flujo de la energía en el ecosistema.

**Palabras clave:** Lago de Metztitlán, sedimentos, textura, materia orgánica.

### ABSTRACT

**Background:** Texture and organic matter content of the surface sediments of aquatic ecosystems provide important information about the nature of the sedimentary processes that occur there also to exerting a notable influence on the supply of nutrients in the water column and on the composition and distribution of benthic biota. **Goals:** Due to the lack of antecedents, in this study an evaluation of the textural characteristics and organic matter content of the surface sediments of Lake Metztitlán was carried out. **Methods:** Sediment samples (n= 35) were collected in the dry and rainy season for 2 years. The granulometric analysis was carried out using sieving and pipetting techniques. The content of organic matter (OM) was determined by the ignition technique at 550 °C. **Results:** The textural analysis of sediments allowed to recognize a wide predominance of silty clay in the most of the lake bottom, in addition to two smaller groups: clayey silt, along the front of the mouth of the lake's main tributary, and clays, in the areas of lower hydrodynamic. Furthermore, the proportion of organic matter in the sediments ranged between 7 and 12%. The data obtained did not show significant differences between the seasons of the year analyzed. **Conclusions:** The predominance of fine sediments with content of organic matter, probably have a major role in the trophic structure of the lake being the detritus an important path to the energy flow in the ecosystem.

**Keywords:** Lake Metztitlán, Mexico, sediments, texture, organic matter.

<sup>1</sup> Laboratorio de Limnología y Geología, Departamento de Hidrobiología, DCBS, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, CDMX, 09340. México

<sup>2</sup> Laboratorio Alejandro Villalobos, Departamento de Hidrobiología, DCBS, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, CDMX, 09340. México

<sup>3</sup> Licenciada en Hidrobiología

#### \*Corresponding author:

Roberto Torres-Orozco B.: alpr@xanum.uam.mx

#### To quote as:

Pérez-Rojas, A., R. Torres-Orozco B, A. S. Sobrino-Figueroa & G. J. Loyola-Colín. 2021. Textura y contenido de materia orgánica de los sedimentos superficiales del Lago de Metztitlán, México. *Hidrobiológica* 31 (2): 179-191.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2021v31n2/Sobrino

## INTRODUCCIÓN

Para la mayoría de los limnólogos y paleolimnólogos, el interés por los sedimentos lacustres radica en el hecho de que en éstos se resume la historia de vida de un lago (Binford *et al.*, 1983; Bradbury, 2000; Isra-de-Alcántara *et al.*, 2010; Ortega-Guerrero & Caballero-Miranda, 2011). Sin embargo, en los sistemas dulceacuícolas también se han estudiado otras propiedades y procesos sedimentarios, tales como la composición, resuspensión y redepositación de sedimentos, la microflora asociada, las tasas de descomposición, la degradación de la materia orgánica, aspectos de contaminación y programas de control (Håkanson & Jansson, 1983; Kalff, 2002; U. S. EPA., 2002; Wetzel, 2001). Aunque el estudio de los sedimentos superficiales de un lago puede brindar información relevante acerca de las condiciones limnológicas que imperan en el presente, todavía son pocos los trabajos que se han hecho en México en este sentido (Pérez-Rojas *et al.*, 2000; Díaz-Vargas *et al.*, 2005; Suárez-Marlen *et al.*, 2013; Ávila-Hendrik *et al.*, 2014).

El lago de Metztlitlán, pertenece a la Región Hidrológica del Alto Pánuco (RH 26) y se encuentra dentro de la Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztlitlán (CONANP, 2003; CONAGUA, 2003).

El lago tuvo su origen en el deslizamiento y depósito de una avalancha de rocas que obstruyó el río Grande de Tulancingo hace unos 500 a 1100 años (Suter, 2004). Aguas arriba, este fenómeno cambió el régimen erosivo del río por el de acumulación de sedimentos aluviales-lacustres, de manera que el típico valle fluvial en forma de V se transformó en un valle intermontano con un cauce y planicie de inundación amplia, casi horizontal, aprovechable para la agricultura, conocida como vega (Lugo-Hubp, 2011).

El lago de Metztlitlán es alimentado principalmente por el río Venados, el cual cambia de nombre a lo largo de su curso de manera que al sur de la Reserva se denomina río Grande de Tulancingo y al norte de la vega, río Metztlitlán. A lo largo de la trayectoria, el río Venados transporta grandes cantidades de sólidos disueltos y suspendidos que tienen como destino final el lago. Asimismo en las riberas de este río se realizan actividades agrícolas, en las cuales se utilizan agroquímicos como fertilizantes, insecticidas, herbicidas, acaricidas y fungicidas (López-Herrera *et al.*, 2015).

El lago tiene una dinámica singular, pues su área superficial varía notablemente año con año. Así por ejemplo, aunque en promedio suele mantener un área de unas 550 ha y 6 m de profundidad, en octubre de 1999 alcanzó 3,338 ha y 30 m, respectivamente; sin embargo, en los años cuando la precipitación es escasa la cubeta lacustre llega a secarse por completo, como ocurrió en julio de 1998, al igual que 10 años atrás (Ibáñez-Aguirre *et al.*, 2002; Mendoza-Cariño *et al.*, 2018). Debido a las alteraciones que tanto la cuenca como la cubeta lacustre han experimentado a través de los años, el lago tiene un área y longitud promedio de 5.52 km<sup>2</sup> y 14.6 km respectivamente, su forma subcircular y un tanto irregular, de profundidad moderada (2 -10 m), que alberga un volumen de cerca de 20 millones de metros cúbicos de agua y tiene una profundidad promedio de 3.5 metros (Ibáñez-Aguirre *et al.*, 2002; CONAGUA, 2003). Cabe mencionar que, hidrológicamente, el Lago de Metztlitlán y el Río Grande de Tulancingo constituyen los cuerpos de agua naturales más importantes del estado de Hidalgo (García-Arizaga *et al.*, 1996).

Los primeros estudios realizados con los sedimentos del lago de Metztlitlán mostraron que una de sus características relevantes era la gran abundancia de materia orgánica asociada con los materiales arcillosos (Pérez-Rojas, 2000. com per.). Por su parte, Juárez-Flores & Ibáñez-Aguirre (2003), señalaron que los sedimentos del lago son eminentemente arcillosos y con proporciones de materia orgánica de hasta un 15%. Estos estudios denotaron la importancia de conocer con mayor detalle las propiedades texturales de los sedimentos, pues podrían tener un papel importante en la estructura trófica del lago. En virtud de lo anterior, este trabajo tiene por objetivo determinar las características texturales y el contenido de materia orgánica de los sedimentos superficiales del Lago de Metztlitlán y establecer su distribución espacial en este sistema acuático.

## ÁREA DE ESTUDIO

El lago de Metztlitlán está localizado en las estribaciones de la Sierra Madre Oriental, entre las coordenadas extremas 20° 39' y 20° 42' N y 98° 49' y 98° 52' O, a una altitud de 1,240 m.s.n.m. Se emplaza en el fondo de una barranca labrada por el río del mismo nombre en la parte central del estado de Hidalgo, en la región conocida como Sierra Alta de Hidalgo (Fig. 1). El clima de esta región es del tipo *Bh(h)*, esto es semicálido con una temperatura promedio anual de 18° a 22 °C (García, 2004), sin embargo, existen variaciones climáticas importantes en áreas muy próximas entre sí. De esta manera, mientras que en la vega del río Metztlitlán el clima es semicálido y seco, con una precipitación anual de 420 mm, en la Sierra, a 1800 metros de altitud y a tan sólo 12 kilómetros de distancia, la precipitación alcanza un promedio de 1750 mm al año (CONANP, 2003; Pérez-Rojas, 2003). Estas lluvias garantizan un constante suministro de agua que drena hacia la vega a través de cauces superficiales y subterráneos. Las lluvias breves pero intensas en la cuenca de Metztlitlán favorecen que el río colme rápidamente el lago y que éste se desborde ocasionalmente sobre el distrito de riego 08 y localidades cercanas (Mendoza-Cariño *et al.*, 2018). La vegetación circundante es variada pero predomina el matorral xerófilo crassicaule espinoso y rosetófilo (López-Herrera *et al.*, 2015). Desde el año 2000, el lago forma parte de la zona de Reserva de la Biosfera "Barranca de Metztlitlán" (SEMARNAP, 1999) y está considerado como un sitio Ramsar (RAMSAR, 2007); esto es, un humedal de importancia para las aves migratorias. El lago también realiza varias funciones ecosistémicas: retiene nutrientes y sedimentos, recarga el acuífero subterráneo, estabiliza las condiciones climáticas locales y es fuente de riqueza biológica y genética (Mendoza-Cariño *et al.*, 2018). En sus márgenes no existen asentamientos humanos. Mientras la vega del río Metztlitlán es una importante región agrícola, el lago sostiene una pesquería basada en la acuicultura, manejada por pescadores de las comunidades de Hualula y San Cristóbal, que produce principalmente tilapia, bagre y carpa para abastecimiento del mercado local.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de sedimentos superficiales se colectaron en 35 estaciones distribuidas en el lago (Fig. 1.), durante dos temporadas contrastantes del año: secas (junio 2007 y 2008) y lluvias (diciembre 2007, septiembre 2008), empleando una draga tipo Ekman de tres litros de capacidad. En cada estación de muestreo se midió la profundidad y

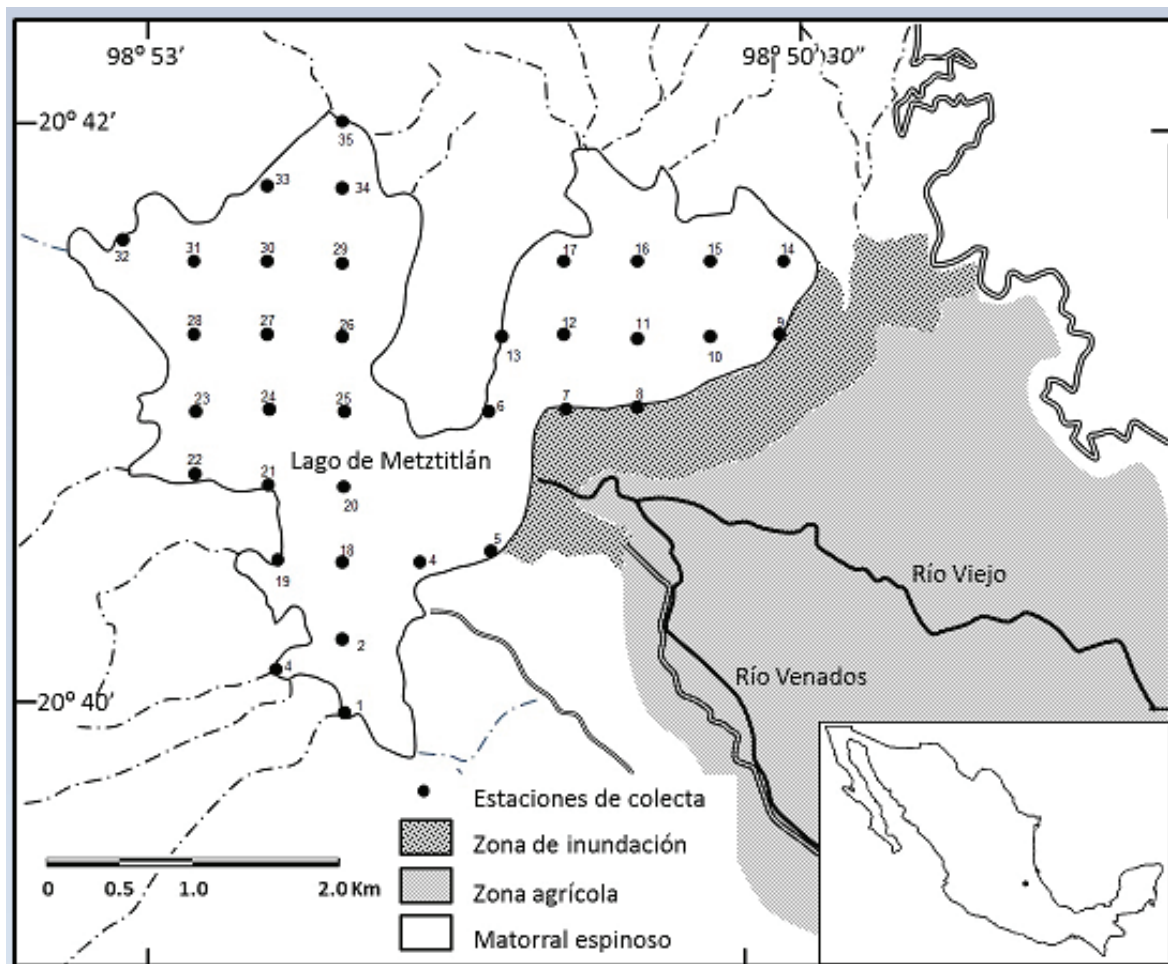


Figura 1. Localización de las estaciones de colecta de sedimentos en el Lago de Metztitlán Hgo.

se registraron las siguientes propiedades de los sedimentos: color, por medio de las tablas de Munsell y olor (organoléptico). Las muestras se guardaron en bolsas de plástico oscuras y se conservaron en refrigeración hasta su procesamiento en el laboratorio.

El análisis granulométrico se realizó mediante las técnicas tradicionales de tamizado y pipeteo propuestas por Folk (1974) y Lewis & McConchie (1994). La fracción arenosa se separó del resto de la muestra por tamizado en húmedo. El porcentaje de la fracción fina (limo y arcilla) se calculó por el método de la pipeta, sobre la base del principio de la Ley de Stokes (1851), según la cual la velocidad de sedimentación de una partícula es directamente proporcional al cuadrado de su diámetro. Con el propósito de conocer la composición mineral de la fracción arcillosa, se seleccionaron las muestras con mayor cantidad de arcillas (4 muestras) y se analizaron por medio del método de difracción de rayos X a intervalo  $2\theta$  de  $4^\circ$  a  $70^\circ$ , utilizando un tubo con ánodo de Cu excitado a 30 kV y 20 mA, barriendo a  $2^\circ$  por min (Gibbs, 1968).

El contenido de materia orgánica (MO) se determinó mediante la técnica de pérdida de peso por ignición a  $550^\circ\text{C}$  (Dean, 1974). Se eligió esta técnica porque la MO se presenta al menos en pequeñas

cantidades en todos los sedimentos lacustres y es más abundante en los materiales arcillo-limosos. Además, esta técnica permite evaluar todo el material orgánico particulado o disuelto contenido en la muestra.

A los datos obtenidos en el análisis de granulometría y de contenido de materia orgánica, se les aplicó un análisis exploratorio con la prueba de Kolmogorov – Smirnov para probar normalidad ( $p < 0.05$ ). Posteriormente la significancia estadística entre medias se determinó mediante un análisis de varianza (ANOVA), las diferencias significativas entre épocas del año, se determinaron mediante comparaciones post hoc utilizando la prueba de Tukey ( $p < 0.05$ ) (Zar, 1996). Los cálculos se realizaron con el programa InfoStat versión 1.1

Posteriormente, con los datos promedio, se realizó un análisis de correlación múltiple entre los diferentes componentes texturales, para detectar las relaciones entre ellos ( $p < 0.05$ ) utilizando el programa Stata versión 2 (Sokol & Rohlf, 2000), conjuntamente se elaboraron los mapas de distribución de tamaño de partículas (arenas, limos y arcillas) y de grupos texturales y el contenido de materia orgánica total en el sistema acuático.

## RESULTADOS

En la tabla 1 se muestran los resultados obtenidos en la evaluación de profundidad, color y olor de las muestras de sedimentos.

La profundidad promedio registrada en el lago fue de 4.43 m. La zona somera se localizó en la porción noreste del lago (estaciones de muestreo de la 6 a la 17) en este sitio la profundidad promedio es de 1.83 m mientras que el área más profunda se detectó en la porción noroeste del sistema (estaciones de muestreo de la 26 a la 35), aquí la profundidad promedio fue de 7.25 mt.

Tabla 1. Profundidad de los sitios de muestro y propiedades de Color y Olor registradas en las muestras de sedimento del Lago de Metztitlán Hgo.

Estación	Profundidad (m)	Color	Olor
1	1.5	10yr 7/8	Presente
2	2	10yr 6/6	Ausente
3	3	10yr 6/6	Ausente
4	2.5	10yr 7/8	Ausente
5	2	10yr 7/8	Ausente
6	3.9	10yr 7/8	Ausente
7	1.5	10yr 7/8	Ausente
8	1.3	10yr 7/8	Ausente
9	1.3	10yr 7/8	Ausente
10	2	10yr 7/8	Ausente
11	2	10yr 7/8	Ausente
12	1	7.5yr 5/6	Presente
13	1	7.5yr 5/6	Ausente
14	2	10yr 7/8	Ausente
15	2	10yr 7/8	Ausente
16	2	10yr 7/8	Ausente
17	2	7.5yr 5/6	Presente
18	3	10yr 7/8	Ausente
19	8.3	10yr 7/8	Ausente
20	7	10yr 7/8	Ausente
21	5	10yr 7/8	Ausente
22	4	10yr 7/8	Ausente
23	8.5	10yr 6/6	Ausente
24	7	10yr 7/8	Ausente
25	7	10yr 7/8	Ausente
26	4	10yr 7/8	Ausente
27	9.1	10yr 7/8	Ausente
28	4	10yr 7/8	Ausente
29	5	10yr 7/8	Ausente
30	5	10yr6/6	Ausente
31	8.8	7.5yr 5/6	Presente
32	10.3	7.5yr 5/6	Ausente
33	8.8	10yr 6/6	Ausente
34	8.7	7.5yr 5/6	Presente
35	8.8	7.5yr 5/6	Presente

El color de los sedimentos, de acuerdo con las tablas de Musell varió de 7.5 YR 5/6, 10YR 7/8 y 10 YR6/6, que corresponde a un color grisáceo-café con tonalidades claras y oscuras. Los sedimentos con tonalidades más oscuras se colectaron en la zona norte del sistema, en sitios donde la concentración de MO fue alta (> 10%). La mayoría de las muestras no presentaron olor con excepción de las obtenidas en la zona noroeste del lago (Tabla 1).

El análisis de ANOVA hizo evidente de que no se registraron diferencias significativas entre los datos de granulometría y materia orgánica obtenidos en las diferentes épocas del año analizadas (arena  $p = 0.5538$ , limo  $p = 0.3978$ , arcilla  $p = 0.995$ , Mat Org  $p = 0.1730$ ) (Tabla 2), por esta razón se utilizaron los valores promedio para elaborar los mapas de distribución de tamaño de partículas (arenas, limos y arcillas) y el contenido de materia orgánica total en el lago.

El análisis textural de los sedimentos superficiales permitió reconocer tres grupos en el diagrama ternario de Shepard (1954): a) limos arcillosos, b) arcillas limosas y c) arcillas francas (Fig. 2). Los limos arcillosos aparecen depositados de forma lenticular en la transición del espejo de agua con los terrenos agrícolas, en profundidades menores de 1 m y por lo tanto sujetas a inundaciones periódicas. También se presentan en el interior de la bahía ubicada en el extremo sur del lago, hacia donde son transportados por las corrientes impulsadas por los vientos del norte. El grupo de las arcillas limosas cubre la mayor parte del fondo del sistema acuático, formando depósitos laminares extensos en la parte central de la laguna. Las arcillas, por su parte, se localizan en las zonas que se hallan protegidas del viento y las corrientes generadas por éste, debido a la cercanía de las montañas, en la zona norte de la cubeta lacustre (Fig. 3). En el análisis de correlación múltiple se detectó una relación inversa entre los limos y las arcillas, y entre las arcillas y las arenas (Tabla 3).

Con la finalidad de reconocer detalladamente las facies texturales, se elaboraron mapas de distribución porcentual de los contenidos de arcilla, limo y arena (Fig. 4, 5 y 6). Cabe mencionar que no se observaron sedimentos detríticos gruesos en el interior del lago.

Origen y procedencia. Los sedimentos alóctonos inorgánicos del lago de Metztitlán están constituidos por lodos y escasas arenas silico-clásticas, que se forman en el exterior del vaso lacustre y son transportados por corrientes superficiales, por escurrimientos, y por la erosión de la línea de costa. El sedimento endogénico (carbonato de calcio) se deriva de la alteración química que sufren las calizas y suelos de tipo fluvisol calcárico circundantes (CRM, 2003; SPP, 1992), seguida de su precipitación y sedimentación en el fondo.

El resultado del análisis por difracción de rayos X de los sedimentos con porcentajes de arcilla mayores de 75% mostró una composición homogénea, representada por arcillas del grupo de las esmectitas (principalmente montmorillonita), además de caolinita, cuarzo y óxidos de zirconio y escandio (Fig. 7). Esto sugiere la procedencia volcánica de los sedimentos, mismos que aquí se mezclan con aportes importantes de carbonatos en disolución que, al precipitarse, actúan como cementante en los lodos, a los que les confieren una fuerte cohesión cuando están húmedos y un notable endurecimiento una vez secos.



Tabla 2. Resultados del análisis de ANOVA realizado con los datos obtenidos en la evaluación de granulometría y de contenido de materia orgánica de las muestras de sedimentos del Lago de Metztlitlán (n = 35) (p &lt; 0.05).

<b>Arena</b>					
<b>Análisis de la varianza</b>					
Variable	N	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> Aj	CV	
arena	140	0.04	0.00	162.82	
Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)					
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
epocas	0.20	3	0.07	0.70	0.5538
Error	4.82	136	0.09		
Total	5.02	139			
<b>Test: Tukey Alfa:=0.05 DMS:=0.30589</b>					
<i>Error: 0.0927 gl: 52</i>					
epocas	Medias	n			
III	0.12	14	A		
I	0.14	14	A		
II	0.24	14	A		
IIII	0.25	14	A		
Letras distintas indican diferencias significativas(p <= 0.05)					
<b>Limo</b>					
<b>Análisis de la varianza</b>					
Variable	N	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> Aj	CV	
limo	140	0.05	3.0E-04	35.29	
Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)					
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
epocas	413.20	3	137.73	1.01	0.3978
Error	7122.36	136	136.97		
Total	7535.55	139			
<b>Test: Tukey Alfa:=0.05 DMS:=11.75760</b>					
<i>Error: 136.9684 gl: 52</i>					
epocas	Medias	n			
I	30.00	14	A		
III	30.93	14	A		
IIII	35.86	14	A		
II	35.86	14	A		
Letras distintas indican diferencias significativas(p <= 0.05)					
<b>Arcilla</b>					
<b>Análisis de la varianza</b>					
Variable	N	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> Aj	CV	
arcilla	140	3.1E-04	0.00	30.15	
Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)					
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
epocas	5.79	3	1.93	0.01	0.9995
Error	18864.43	136	362.78		
Total	18870.21	139			
<b>Test: Tukey Alfa:=0.05 DMS:=19.13500</b>					
<i>Error: 362.7775 gl: 52</i>					
epocas	Medias	n			
II	62.71	14	A		
I	63.07	14	A		
III	63.36	14	A		
IIII	63.57	14	A		
Letras distintas indican diferencias significativas(p <= 0.05)					

Tabla 2. Continúa

<b>Materia orgánica</b>					
Análisis de la varianza					
Variable	N	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> Aj	CV	
materia	140	0.09	0.04	19.08	
<b>Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)</b>					
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
epocas	19.57	3	6.52	1.73	0.1730
Error	196.55	136	3.78		
Total	216.13	139			
<b>Test: Tukey Alfa:=0.05 DMS:=1.95320</b>					
<i>Error: 3.7799 gl: 52</i>					
epocas	Medias	n			
III	9.23	14	A		
II	10.27	14	A		
I	10.43	14	A		
III	10.83	14	A		
Letras distintas indican diferencias significativas(p<= 0.05)					

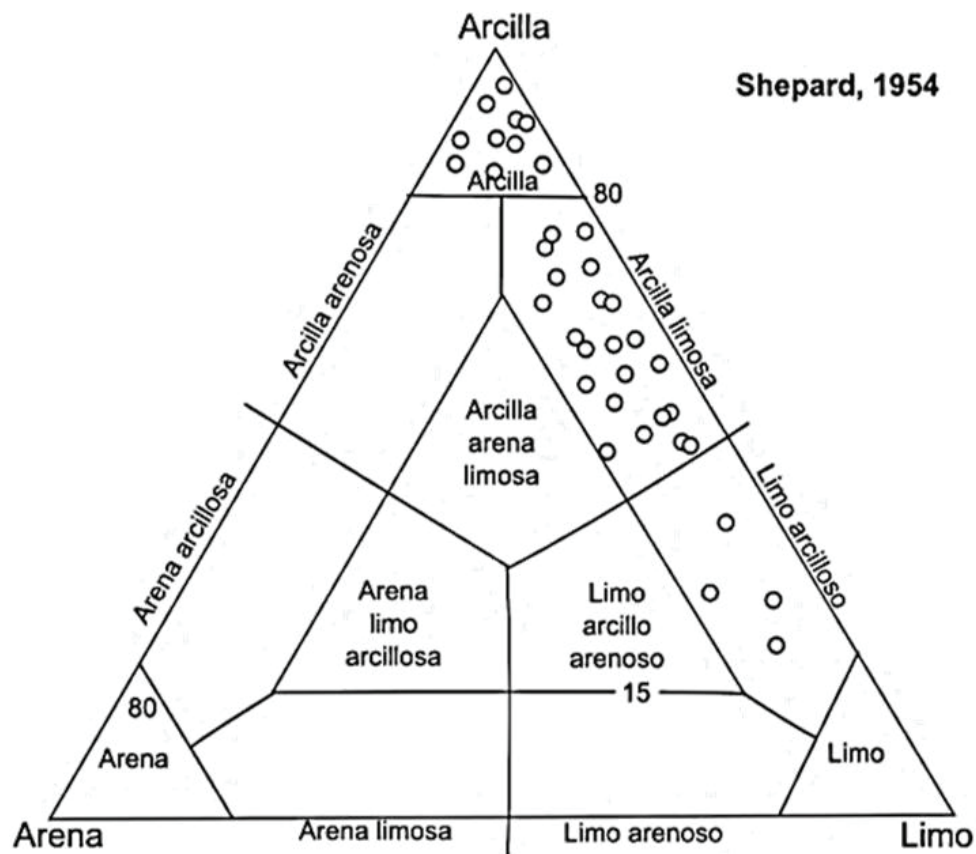


Figura 2. Ubicación de las muestras de sedimentos del Lago de Metztitlán en el diagrama ternario de Shepard de acuerdo con su valor granulométrico.

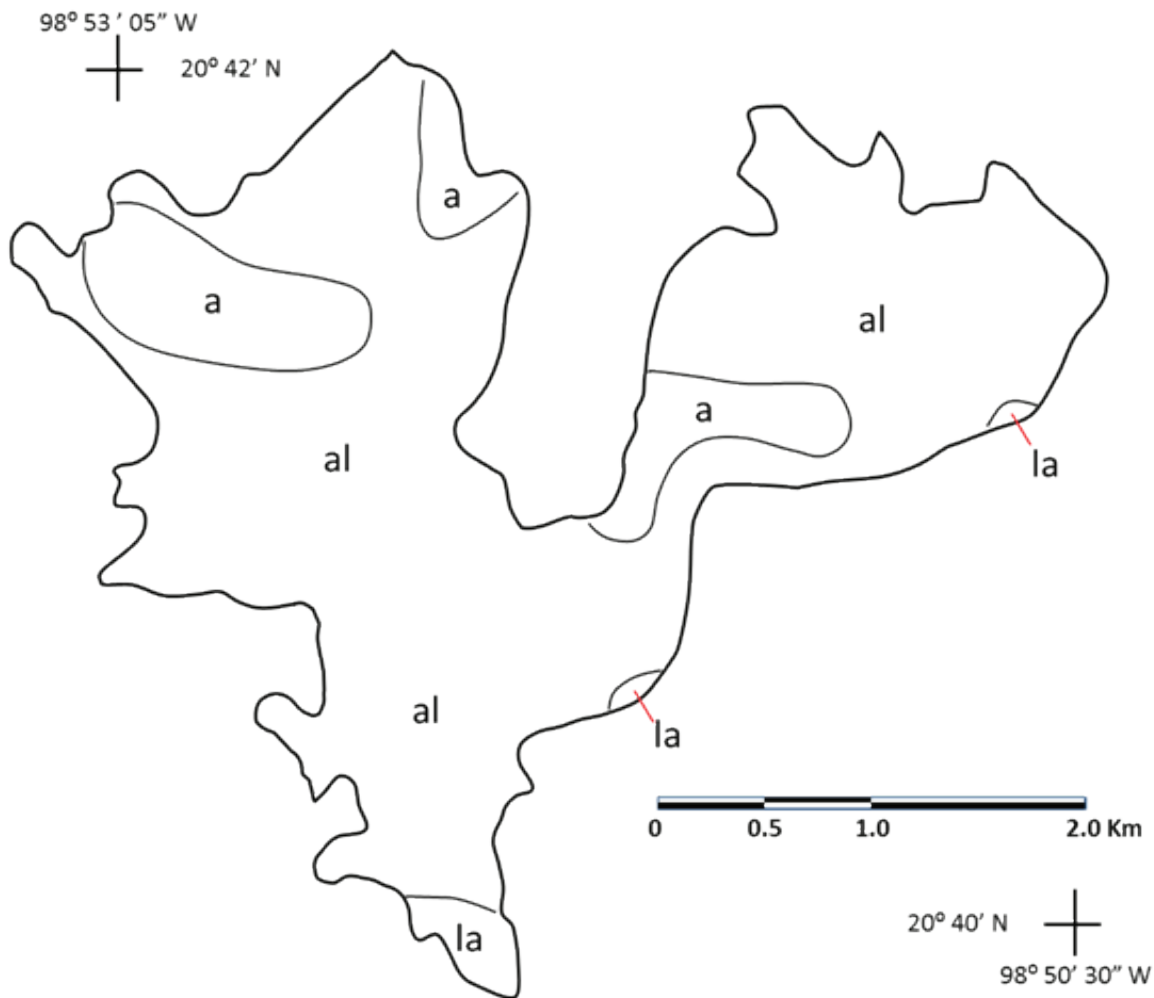


Figura 3. Distribución espacial de los sedimentos recientes del Lago de Metztitlán. Abreviaturas: a) Arcillas, al) Arcillas limosas, la) Limos arcillosos.

La materia orgánica (MO) constituye una fracción importante de los sedimentos superficiales del lago de Metztitlán, cuyo porcentaje varía entre 7 y 12%. Las mayores proporciones de MO coinciden en gran medida con las áreas ricas en arcillas de la parte norte del lago, pero también se presentan en la bahía ubicada en el extremo sur, hacia donde la corriente impulsada por el viento del norte transporta la MO en suspensión y la deposita en la margen más alejada (Fig. 8). Este hecho se corroboró en el análisis de correlación múltiple realizado con los diferentes componentes texturales de los sedimentos, donde se observó una relación directa entre las arcillas y el contenido de materia orgánica de las muestras ( $p < 0.05$ ) (tabla 3). Las arcillas limosas, que predominan en la mayor parte del fondo del lago, están asociadas a valores de MO que varían entre 8 y 11%.

## DISCUSIÓN

La historia reciente del Lago de Metztitlán se inicia a partir de la transformación de un sistema lótico de una cuenca abierta en uno

léntico de una cuenca endorreica. La interrupción del flujo de un río y su transformación en un lago produjo notables cambios hidrodinámicos que dieron como resultado una elevada tasa de sedimentación. A partir de la diferencia de altitud entre el nivel actual del fondo del lago y el punto en donde las aguas resurgen al otro lado del represaamiento natural, en un manantial ubicado en el valle de Almolón, a un par de kilómetros al noroeste del lago, Suter (2004) ha estimado que los depósitos lacustres de Metztitlán tienen un espesor aproximado de 250 m, mismos que divididos entre el tiempo transcurrido desde el origen del embalsamiento 500 a 1100 años (Suter, 2004) resultan en una tasa de sedimentación elevada, de 12.5 a 25  $\text{cm a}^{-1}$  (Montero, 2008). Se estima que si estas tasas de aporte de sedimentos no disminuyen, para el año 2050, el sistema tendría serios problemas de azolve ocasionando una pérdida en su profundidad y en su capacidad de almacenamiento cercano a un 50%, lo que repercute significativamente en los riesgos de inundación aguas arriba (Mendoza-Cariño *et al.*, 2018).

El transporte en suspensión y la depositación son los procesos dominantes en el lago. Durante la época de lluvias, los sedimentos, la materia orgánica y otros constituyentes adsorbidos a dichos materiales son transportados por el agua y conducidos al lago; al llegar a éste, a medida que la energía de la corriente fluvial se disipa las partículas se depositan progresivamente en función de su tamaño, de tal suerte que las más pequeñas llegan a los puntos más distantes del lago.

El análisis granulométrico permitió distinguir diversas facies de depósito en el ambiente y reconocer a las arcillas originadas de la alteración de las rocas volcánicas como el principal componente alóctono de los sedimentos. La importancia de las arcillas radica en las reacciones que se producen en la interface agua-sedimento, además de que su estructura laminar y su carga eléctrica negativa les permite asociarse con diversos compuestos orgánicos, como el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), e inorgánicos, como los cationes ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ) (Håkanson & Jansson, 1983). Aunque el lago está rodeado en gran parte por laderas montañosas, en el fondo lacustre no se observan sedimentos de textura gruesa, con excepción de algunas playas angostas al pie de las montañas al nor-noroeste, constituidas por clastos del tamaño de bloques, guijas, guijarros, gravas y arenas gruesas que, en virtud de la retícula de muestreo empleada en este estudio, no aparecieron en las muestras analizadas.

La MO constituye un rasgo muy importante en los sedimentos del lago de Metztlitlán y es la fracción sedimentaria de mayores implicaciones ecológicas, debido a que su concentración podría tener un papel preponderante en la estructura trófica del lago al hacer que la materia orgánica en forma de detritos, constituya una importante vía para el flujo de la energía en el ecosistema (Wetzel, 2001). Los niveles más elevados de MO se detectaron en las áreas donde los sedimentos son básicamente arcillosos y de color más oscuro, lo que, de acuerdo con Valette (1993), confirma que a menor tamaño de la partícula es mayor la acumulación de materia orgánica. Ya que esta MO requiere para ser degradada de un suministro constante de oxígeno disuelto, las aguas profundas del lago eventualmente podrían desarrollar condiciones anóxicas, sin embargo esto no ocurre debido a la agitación continua de las aguas, promovida por la acción de los vientos, frecuentes en el área, que produce una mezcla en toda la columna de agua (Ibáñez-Aguirre *et al.*, 2002; Montero, 2008; Mendoza-Cariño *et al.*, 2018). Los datos obtenidos en la evaluación de olor, nos confirman que no existieron condiciones de anoxia en la mayoría de los sitios donde se tomaron las muestras, con excepción de las estaciones 34 y 35 localizadas en la parte norte del sistema donde se localizan las facies arcillosas de color oscuro y los sedimentos presentaron un olor a materia en descomposición. Las concentraciones de MO detectadas en los sedimentos tuvieron un valor promedio de  $10.14 \pm 1.24\%$ , es importante mencionar

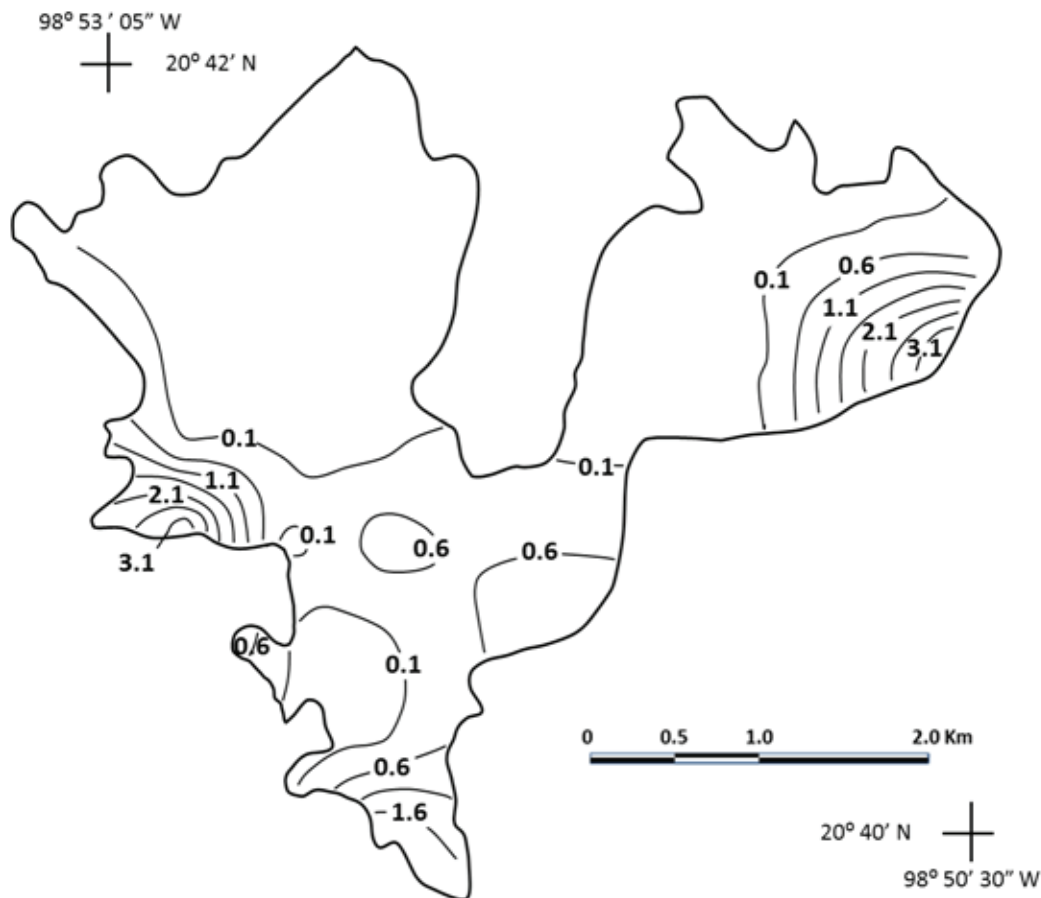


Figura 4. Isopletas de la concentración de arenas en los sedimentos el Lago de Metztlitlán. Los valores se expresan en porcentajes.

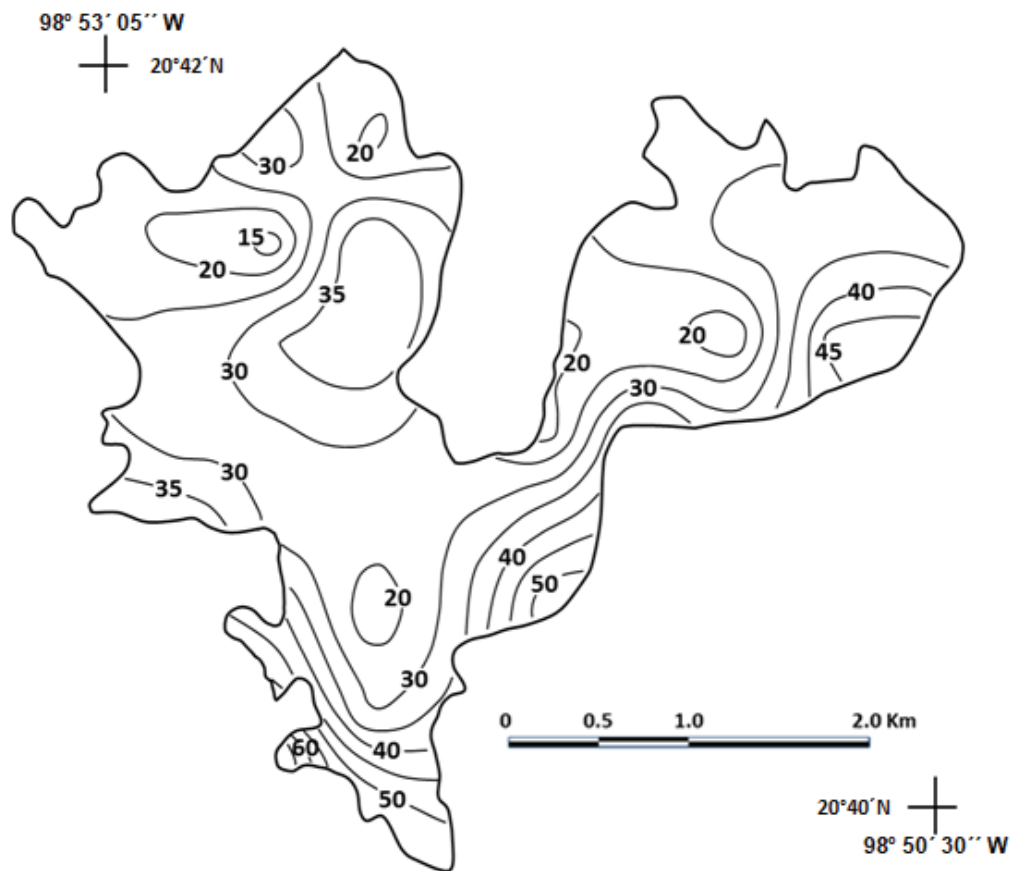


Figura 5. Isopletas de la concentración de limos en los sedimentos el Lago de Metztitlán. Los valores se expresan en porcentajes.

que en las Tablas de Calidad de Sedimentos (NOAA, 1999), marcan que valores cercanos a 10% se consideran como de riesgo, por su toxicidad, para los organismos bentónicos.

Asimismo los niveles de MO detectados en los sedimentos del lago de Metztitlán se encuentran entre los valores registrados en otros sistemas de agua dulce, como en el lago de Chapala, la laguna de Zempoala, el lago de Pátzcuaro y la laguna Escondida, pero son inferiores al compararlos con los reportados para el lago de Catemaco, el lago de Cuitzeo y la zona de canales de Xochimilco (Tabla 4).

Tabla 3. Valores de coeficientes de correlación ( $r^2$ ) de los diferentes grupos texturales obtenidos en muestras de sedimentos del Lago de Metztitlán Hgo.

	Arcilla	Limo	Arena	MO
Arcilla	1.00			
<b>Limo</b>	<b>-0.956*</b>	1.00		
<b>Arena</b>	-0.444*	0.439*	1.00	
<b>MO</b>	<b>0.494*</b>	-0.295	-0.1488	1.00

\* Relación significativa ( $p < 0.05$ )

Tabla 4. Contenido de materia orgánica (%) en sedimentos de sistemas acuáticos de México.

Sistema	Concentración de materia orgánica (%)	Fuente
Lago de Chapala, Jal	4.1 - 10	Ramírez, 2001
Laguna de Zempoala	10.5 ± 6.3	Díaz-Vargas <i>et al.</i> , 2005
Xochimilco	17.76 - 27.38	Hernández-Quiroz <i>et al.</i> , 2019
Lago de Patzcuaro, Mich	6.52 - 28.43	Rodríguez-Serna, 2014
Laguna Escondida Ver.	10 - 30	Pérez-Rojas <i>et al.</i> , 2000
Lago de Catemaco, Ver	20 - 30	Torres-Orozco & Pérez Rojas, 2002
Lago de Cuitzeo, Mich	14 - 38	Chacón-Torres <i>et al.</i> , 2007
Lago de Metztitlán	7 - 12	Este trabajo

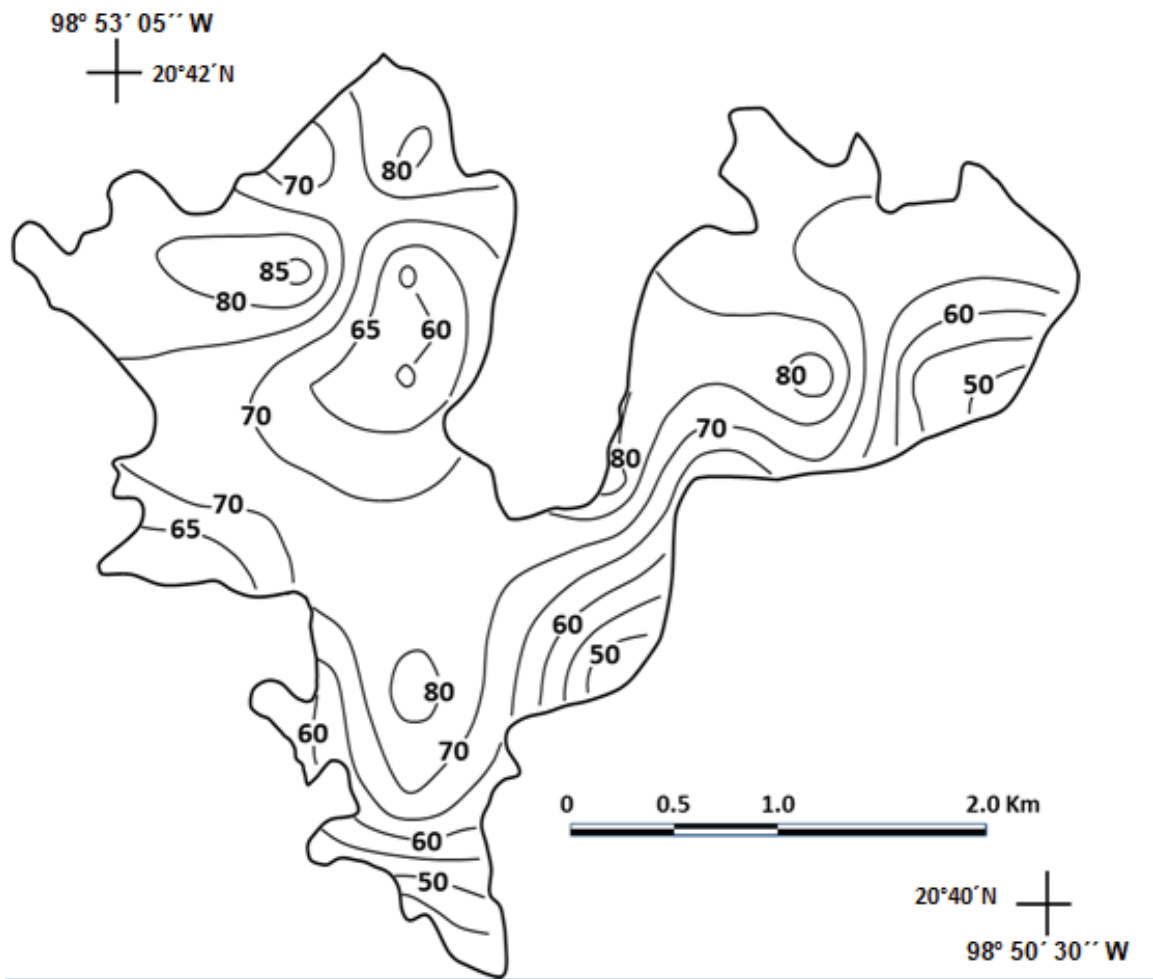


Figura 6. Isopletas de la concentración de arcillas en los sedimentos el Lago de Metztlán. Los valores se expresan en porcentajes.

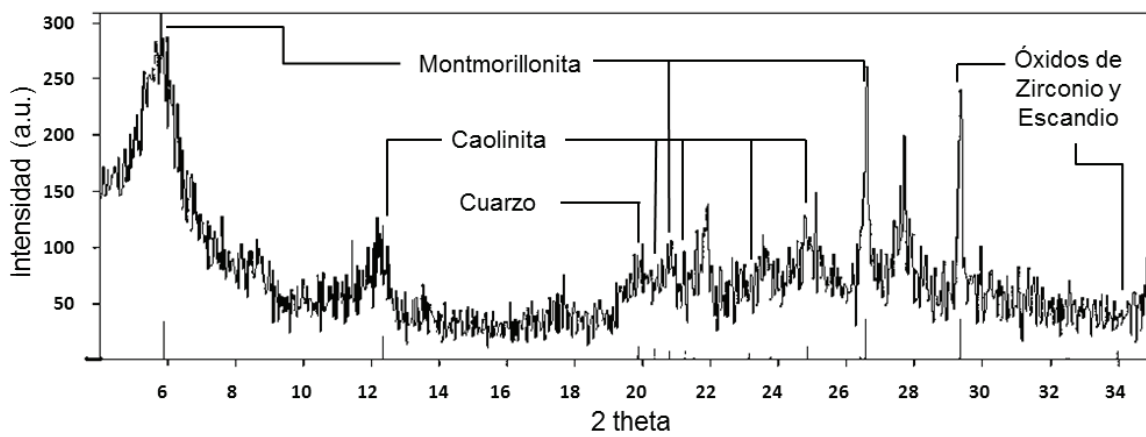


Figura 7. Difractograma de una muestra de la fracción arcillosa de los sedimentos del Lago de Metztlán mostrando los picos sobresalientes de la composición mineral en 2theta.

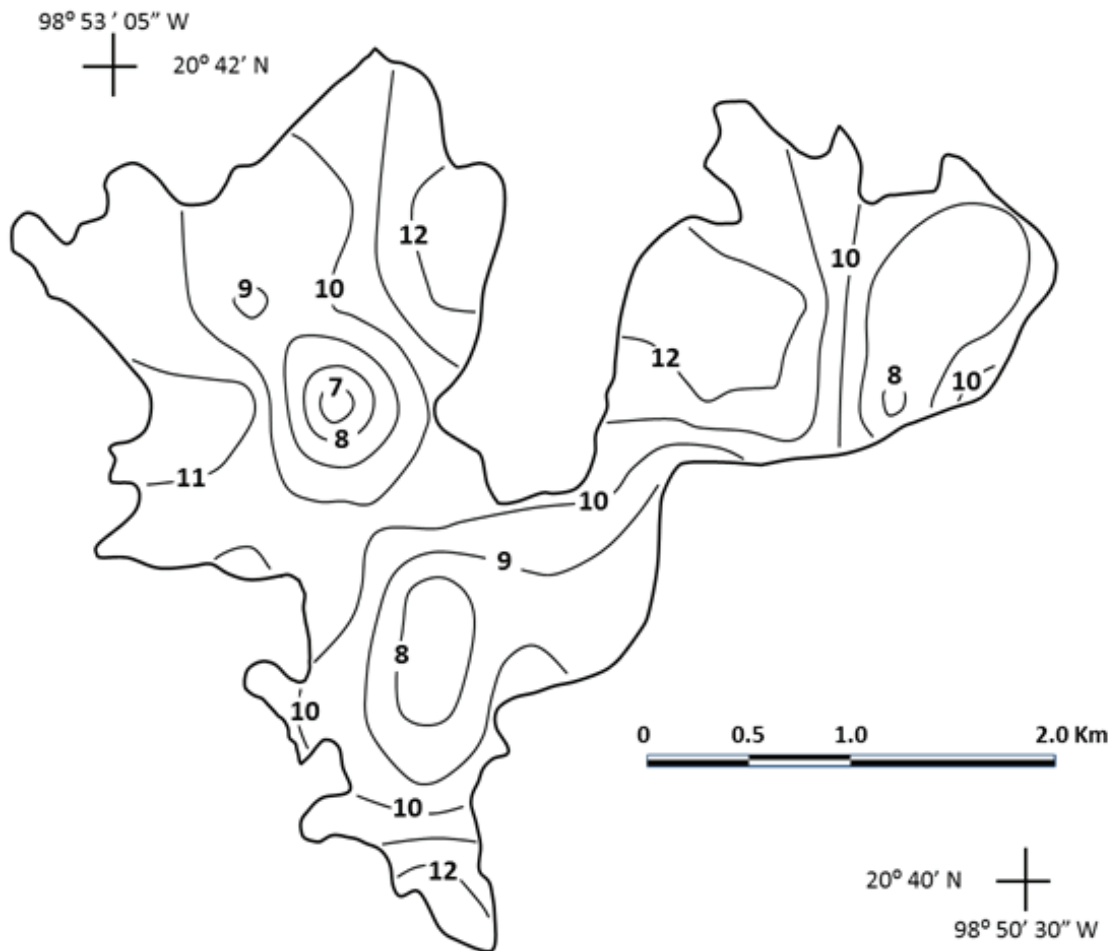


Figura 8. Distribución espacial de las proporciones de materia orgánica en los sedimentos superficiales del Lago de Metztlán, Hgo.

Los sedimentos constituyen el principal aporte de materiales alóctonos al lago; pero éstos también son importantes acarreadores de metales, residuos orgánicos, fertilizantes, plaguicidas y organismos patógenos (Montero, 2008; Sepúlveda *et al.*, 2019). Además constituyen un problema debido a que causan el azolve de los sistemas acuáticos.

En virtud de lo anterior, aunque abatir las elevadas tasas de sedimentación debidas a la erosión de las partes altas de la cuenca sería difícil, costoso e impráctico, pues implicaría la construcción de terrazas, diques y obras para control de cárcavas, además de trabajos de reforestación y construcción de barreras arbóreas (Mendoza-Cariño *et al.*, 2018), sí resulta conveniente para la salud del ecosistema comenzar a tomar algunas medidas para prevenir y reducir en lo posible el ingreso de material particulado y subproductos que pueden ser nocivos para los organismos que habitan en el sistema, derivados de las prácticas agrícolas que se desarrollan en la vega de Metztlán.

## CONCLUSIONES

Los sedimentos recientes del lago de Metztlán se caracterizaron por el predominio de la arcilla limosa en la mayor parte del lago; limos arcillosos a lo largo y al frente de la desembocadura del afluente principal, y arcillas en las áreas de menor hidrodinámica. El contenido de materia orgánica de los sedimentos en las estaciones 1, 17, 34 y 35 es elevado (> 10%) y según las Tablas de Calidad de Sedimento pueden constituir un riesgo para los organismos bentónicos. Igualmente, la MO podría tener un papel muy importante en la estructura trófica del mismo. Las propiedades adsorbentes de las arcillas las hacen importantes acarreadoras de diversos tipos de compuestos que pueden ser nocivos, por esta razón conviene evaluar la pertinencia de tratar el agua antes de su ingreso al sistema lacustre.

## REFERENCIAS

- ÁVILA-HENDRIK, H., E. QUINTERO, N. ANGULO, C. CÁRDENAS, M. ARAUJO, N. MORALES & M. PRIETO. 2014. Determinación de metales pesados en sedimentos superficiales costeros del Sistema Lago de Maracaibo, Venezuela. *Multiciencias* 14 (1): 16-21.
- BINFORD, W. M., S. DEEVEY & T. L. CRISMAN. 1983. Paleolimnology: An historical perspective on lacustrine ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 14: 255-286.
- BRADBURY, J. P. 2000. Limnologic history of Lago de Patzcuaro, Michoacan, Mexico for the past 48000 years: impacts of climate and man. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 163: 69-95.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2003. Análisis integral del río Amajac para definir la problemática que podría presentar aguas debajo de la confluencia con el río Almolón, una vez construido el túnel en la Vega de Metztlán, establecer las características de funcionalidad del río Amajac después de la confluencia del río Almolón para evitar daños en los terrenos agrícolas y unidad de riego ubicadas en las Vegas, Estado de Hidalgo. CONAGUA, México, D.F. 145 p.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2003. *Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlán, México*. CONANP, México, D.F. 202 p.
- CRM (CONSEJO DE RECURSOS MINERALES). 2003. *Carta de inestabilidad de laderas. Reserva de la Biósfera "Barranca de Metztlán"*. Escala 1:100,000. Consejo de Recursos Minerales, Secretaría de Economía. Pachuca, Hidalgo. México.
- CHACÓN-TORRES, A., C. ROSAS MONJE & J. ALVARADO DÍAZ. 2007. Lago de Cuitzeo, Michoacán. In: De la Lanza Espino. (Ed). *Las aguas interiores de México conceptos y casos*. AGT EDITOR, S. A., México D.F., pp. 305-338.
- DEAN, W. E. JR. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; Comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology* 44 (1): 242-248.
- DÍAZ-VARGAS, M., E. ELIZALDE-ARRIAGA, H. QUIROZ-CASTELÁN, J. GARCÍA-RODRÍGUEZ & I. MOLINA-ESTUDILLO. 2005. Caracterización de algunos parámetros físico químicos del agua y sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria* 15 (2): 57-65.
- FOLK, R.L. 1974. *Petrología de las rocas sedimentarias*. Instituto de Geología, UNAM, México. 405 p.
- GARCÍA-ARIZAGA, M. T., J. LUGO-HUBP & D. PALACIOS. 1996. La obturación de valles por procesos de ladera: El origen de la vega de Metztlán (México). In: Grandal d'Anglade, A. & J. Pagés Valcarlos (eds.). *IV Congreso de Geomorfología*. Sociedad Española de Geomorfología, pp. 325-335.
- GARCÍA, E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM: Serie Libros Núm. 6, México. 90 p.
- Gibbs, R. J. 1968. Clay mineral mounting techniques for x-ray diffraction analysis. *Journal of Sedimentary Petrology* 38: 242-244.
- HÅKANSON, L. & M. JANSSON. 1983. *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag, Berlín. 613 p.
- HERNÁNDEZ-QUIROZ, M., D. RUIZ-MEZA, F. ROJO-CALLEJAS & C. PONCE DE LEÓN-HILL. 2019. Determinación de la distribución de contaminantes emergentes en agua intersticial en sedimentos de humedal mediante la optimización y validación de un método analítico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 35:407-419.
- IBÁÑEZ-AGUIRRE, A. L., J. L. GARCÍA-CALDERÓN, A. PÉREZ-ROJAS, S. ÁLVAREZ-HERNÁNDEZ, C. ÁLVAREZ-SILVA & E. NÚÑEZ-PORTUGAL. 2002. El lago de Metztlán, Hidalgo. In: De La Lanza-Espino G. & J.L. García-Calderón (eds.). *Lagos y presas de México*. AGT Editor. México, D.F., pp. 253-268.
- ISRADE-ALCÁNTARA, I., R. VELÁZQUEZ-DURÁN, M.S. LOZANO-GARCÍA, V.H. GARDUÑO-MONROY, J. BISCHOFF & G. DOMÍNGUEZ-VÁZQUEZ. 2010. Evolución paleolimnológica del lago de Cuitzeo, Michoacán. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 62 (3): 345-357.
- JUÁREZ-FLORES, J. & A. L. IBÁÑEZ-AGUIRRE. 2003. Abundance and first record of benthic macroinvertebrates in Lake Metztlán, Mexico. *Hidrobiológica* 13 (2): 137-144.
- KALFF, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice Hall, USA. 592 p.
- LEWIS, D. W. & D. M. McCONCHIE. 1994. *Practical sedimentology*. Chapman & Hall, London. 213 p.
- LÓPEZ-HERRERA, M., L. ROMERO-BAUTISTA, N. AYALA-SÁNCHEZ, I. SORIA-MERCADO & A. PORTILLO-LÓPEZ. 2015. Problemática de contaminación en la zona agrícola de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. *Estudios en Biodiversidad* 1:142-200.
- LUGO-HUBP, J. 2011. *Diccionario Geomorfológico*. Instituto de Geografía, UNAM. Ciudad de México, México. 479 p.
- MENDOZA-CARIÑO, M., A. L. BAUTISTA-OLIVAS, A. QUEVEDO-NOLASCO & D. MENDOZA-CARIÑO. 2018. Análisis hidrológico de largo plazo en la cuenca del río Metztlán Hidalgo, México, y su relación con el cambio climático. *Hidrobiológica* 28 (1): 17-30.
- MONTERO, A. S. 2008. Caracterización integral de lagunas del Estado de Hidalgo. Tesis de Maestría en Ciencias, Colegio de Postgraduados Montecillos. Estado de México, México. 144 p.
- MUNSELL. 1994. Soil color chart.
- NOAA (NATIONAL OCEANIC ATMOSPHERIC ADMINISTRATION). 1999. *Sediment Quality Guidelines*. Seattle WA, NOAA. 34 p
- ORTEGA-GUERRERO, B. & M. S. CABALLERO-MIRANDA. 2011. Registros lacustres del centro de México: Una aproximación a los paleoambientes de los últimos 50000 años. In: Caballero-Miranda, M. S. & B. Ortega-Guerrero (eds.). *Escenarios de cambio climático: Registros del Cuaternario en América Latina. Vol. 1*. Dirección General de Publicaciones y Fomento Editorial, UNAM, pp. 163-181.
- PÉREZ-ROJAS, A. 2003. Las vegas de Metztlán, Hidalgo, México. El medio físico. In: Armella, M. A., M. de L. Yáñez & E. Sandoval (eds.). *Metztlán: Lugar de la luna y de las maravillas*. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México D.F, pp. 13-29.



- PÉREZ-ROJAS, A., R. TORRES-OROZCO, E. MORALES-GUTIÉRREZ & E. PÉREZ-MÉNDEZ. 2000. Textura, composición y contenido de materia orgánica de los sedimentos recientes de un lago tropical de México. *Hidrobiológica* 10 (1) :41-50.
- RAMÍREZ-SÁNCHEZ, H. U. 2001. Caracterisation hydrologique et sédimentologique d'un lac tropical; Le Lac Chapala (Mexique). Tesis Docteur en Sciences, Universidad de Niza (Sofía Antipolis), Francia. 251 p.
- RAMSAR. 2007. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). Dirección de Áreas Naturales Instituto de Historia Natural y Ecología, Chiapas. 16 p.
- RODRÍGUEZ-SERNA, M. 2014. Análisis ecológico y poblacional de la especie *Cambarellus patzcuarensis* del Lago de Pátzcuaro. In: Huerto-Delgadillo, R. & S. Vargas-Velázquez (eds.). *Estudio ecosistémico del lago de Pátzcuaro: aportes en gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable*. Vol. 2. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, pp. 95-136.
- SEMARNAP (SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y ÁREAS PROTEGIDAS). 1999. *Documento Técnico Justificativo para la Creación de la Reserva de la Biósfera "Barranca de Metztlitlán, Hidalgo"*. SEMARNAP, Delegación Federal Hidalgo. 100 p.
- SEPÚLVEDA, L.D., K. L. LECOMTE, A. I. PASQUINI, E. G. MANSILLA & M. A. E. CHAPARRRO. 2019. Propiedades geoquímicas y magnéticas de sedimentos como indicadores de contaminación. Caso de estudio: río Suquia, Córdoba, Argentina. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 36(2):183-194
- SHEPARD, F. P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentary Petrology* 24: 151-158.
- SOKOL, R.R. & F.J. ROHLF. 2000. *Biometry*. 4 Ed., W.H. Freeman and Company, San Francisco, USA. 937 p.
- SPP (SECRETARÍA DE PROGRAMACIÓN Y PRESUPUESTO). 1992. *Síntesis geográfica del estado de Hidalgo*. SPP, INEGI, Aguascalientes, México. 17 p.
- STOKES, G.G. 1851. On the effect of the internal friction of fluids on the motion of pendulums. *Transactions of the Cambridge Philosophical Society* 9 (2): 8-106.
- SUÁREZ-MARLEN., E.A. MARCANO, A. RAMÍREZ, Y. SEGURA & L.M. MARCÓ. 2013. Distribución espacial de fósforo en sedimentos superficiales del Lago de Valencia. *Universidad, Ciencia y Tecnología* 17 (66): 2-10.
- SUTER, M. 2004. A neotectonic-geomorphologic investigation of the pre-historic rock avalanche damming Laguna de Metztlitlán (Hidalgo State, east-central Mexico). *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 21 (3): 397-411.
- U.S.EPA. (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2002. *Principles for managing contaminated sediment risks at hazardous waste sites*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. OSWER Directive 9285. 12 p.
- TORRES-OROZCO, B. R. & A. PÉREZ ROJAS. 2002. El lago de Catemaco In: De La Lanza-Espino G. & J.L. García Calderon (eds.). *Lagos y presas de México*. AGT Editor, Mexico., pp. 213-251.
- VALETTE, S. N. 1993. The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries* 16 (3b): 577-588.
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego. 1006 p.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 662 p.



## INSTRUCCIONES PARA AUTORES

**HIDROBIOLÓGICA** es una publicación **cuatrimestral** del Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM-I), que difunde trabajos originales e inéditos de investigación sobre temas relacionados con el ambiente acuático. No se aceptarán trabajos previamente publicados en obras con ISSN o ISBN (proceedings, resúmenes en extenso, libros, etc.). Las contribuciones podrán ser en español o en inglés y en ambos casos contendrán un resumen en español y un abstract en inglés.

**HIDROBIOLÓGICA** publica cuatro tipos de documentos: **artículos, notas científicas, artículos de revisión y monografías taxonómicas**. A criterio del Comité Editorial, se podrán publicar números especiales sobre tópicos o temas específicos. No se aceptarán trabajos preliminares o inconclusos, ni aquellos que pudiendo integrarse como una unidad, sean presentados por separado en forma de pequeñas contribuciones o notas seriadas.

La revista cubre un perfil amplio con las siguientes cuatro áreas generales en la que participen diversos editores asociados:

- 1 Área Morfología, Sistemática y Filogenia
- 2 Área Ambiental
- 3 Área Manejo de Recursos Acuáticos
- 4 Área de Ecología

Los trabajos recibidos serán objeto de arbitraje guiado por miembros del Comité Editorial y por los asesores del Consejo Editorial. En esta evaluación se considerarán:

- 1) Originalidad y rigor científico.
- 2) Contribución al avance en las diversas áreas del conocimiento hidrobiológico.
- 3) Presentación, en lo referente a coherencia, continuidad y consistencia.
- 4) Empleo apropiado de tablas, figuras y fotografías en relación con el texto.

**Los manuscritos y figuras que no se ajusten a las siguientes instrucciones serán devueltos sin evaluación a los autores para que procedan a su adecuación.**

Todo trabajo recibido por los Editores merecerá un acuse de recibo inmediato. En el caso de contribuciones firmadas por diversos autores, la correspondencia necesaria durante el proceso editorial se establecerá con el primer autor, salvo indicación distinta, indicada en el manuscrito.

Una vez que los manuscritos hayan sido revisados y se haya comprobado que cumplen cabalmente con las normas editoriales, serán introducidos en el sistema OJS (Open Journal System) de Hidrobiológica para iniciar su proceso de evaluación.

**Publicar en la revista HIDROBIOLÓGICA tiene un costo de recuperación de \$500 pesos mexicanos por página en blanco y negro**

**(aproximadamente 27 dólares americanos) y \$1000 pesos por página a color (aproximadamente 54 dólares americanos)**

### MANUSCRITOS ORIGINALES

Existen varios tipos de publicaciones que pueden ser enviadas:

- a) Artículo científico
- b) Nota científica
- c) Artículo de revisión
- d) Monografía taxonómica

**Las contribuciones deberán ser enviadas a través del portal Open Journal System (OJS) de HIDROBIOLÓGICA, enviando además un aviso a las siguientes direcciones de correo electrónico.**

Dirección de la revista *Hidrobiológica*: rehb@xanum.uam.mx

Dirección de apoyo a la revista: enlacerevistahidrobiologica@gmail.com

Editora en jefe: rta@xanum.uam.mx

### NORMAS EDITORIALES

Los autores deberán ajustar la estructura de su manuscrito dependiendo de la modalidad del trabajo.

Los archivos de texto (manuscrito, pies de figuras, tablas) se enviarán en formato Word y las figuras (fotografías, mapas, composiciones) en formato jpg o tif con buena calidad, mayor o igual a 300 ppp (puntos por pulgada).

### FORMATO DE PRESENTACIÓN ARTÍCULO CIENTÍFICO

Los manuscritos se presentarán en **tamaño carta**, escritos a **doble espacio**, sin sangría y utilizando el tipo **Univers condensada** o **Arial 12** puntos en todo el trabajo.

Los **márgenes del texto tendrán 3 cm** de cada lado. Los manuscritos elaborados en procesadores de palabras: Word o formato RTF, **no estarán justificados**, sino alineados a la izquierda y **sin espacio interpárrafo**. La versión final de los manuscritos aceptados deberá acompañarse de la actualización electrónica correspondiente.

### Título

Será breve y se presentará tanto en inglés como en español. Sin dejar de ser explícito con respecto al tema de trabajo, no deberá exceder de 20 palabras y deberá estar escrito con mayúsculas y minúsculas. Se

propondrá también un título resumido en el idioma en que esté escrito el manuscrito, no mayor de seis palabras. Ambos se presentarán en una página aparte, en la cual se hará constar también el nombre completo de los autores iniciando con el nombre de pila, indicando claramente la forma en la que aparecerán los créditos y su dirección institucional completa, incluyendo exclusivamente el correo electrónico del autor designado para la correspondencia.

Para citar las direcciones postales seguir el modelo:

(Laboratorio/Área/Departamento), (Facultad/Instituto/Centro), (Universidad, Unidad Académica), (Dirección con calle, número y colonia), (Ciudad, Estado o Provincia), (Código postal), (País)

Para puntuación, seguir el ejemplo:

Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Mújica s/n, Ciudad Universitaria, col. Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, 58040, México

## Resumen

En un sólo párrafo y con una extensión de mínimo 250 a máximo 280 palabras, se escribirá en una página por separado y será acompañado de su traducción al inglés (Abstract). Ambos deben estructurarse utilizando los siguientes rubros; **Antecedentes.**, **Objetivos.**, **Métodos.**, **Resultados.**, **Conclusiones.**

## Palabras clave

Los autores propondrán un máximo de cinco palabras clave, tanto en español, como en inglés (Keywords), y deberán estar ordenadas alfabéticamente.

## Texto

Dividido en secciones: **INTRODUCCIÓN, MATERIALES Y MÉTODOS, RESULTADOS, DISCUSIÓN, AGRADECIMIENTOS, REFERENCIAS, TABLAS** (con título en la parte superior), **LISTADO DE PIES DE FIGURA, COPIAS DE LAS FIGURAS** en Word ordenadas consecutivamente con su pie de figura en la parte inferior. Los títulos de las secciones se ubicarán en el centro de la página, claramente diferenciados del texto y escritas con mayúsculas y en negritas. Evitar en lo posible el uso de subtítulos y en caso necesario, emplear negritas nuevamente y de forma continua con el texto. Los objetivos y las conclusiones deberán incluirse en la introducción y en la discusión, respectivamente. **En ningún caso se usarán sangrías.**

Las páginas deberán ir debidamente foliadas con números consecutivos y arábigos. Para facilitar el arbitraje y la redacción de los comentarios por parte de los revisores, **se recomienda que los renglones de todo el texto, estén numerados consecutivamente desde el inicio hasta el final del manuscrito.**

En símbolos y unidades se empleará el sistema métrico decimal.

Los nombres latinos de especies biológicas se escribirán en cursivas y cuando se citen por primera vez en el texto, incluirán la autoridad nomenclatural, sin abreviaturas. Para este punto revisar las siguientes ligas:

<http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=search>

<http://www.algaebase.org/search/species/>

[http://ucjeps.berkeley.edu/cgi-bin/get\\_bpu\\_from\\_number.pl?lookfor=118025118026118027118028](http://ucjeps.berkeley.edu/cgi-bin/get_bpu_from_number.pl?lookfor=118025118026118027118028)

Las citas en el texto que incluyan dos autores deberán incorporar el símbolo & y para las de tres o más autores se usará *et al.*, (en cursivas)

## Taxa nuevos

La descripción de taxa nuevos para la ciencia deberán ajustarse a los Códigos Internacionales de Nomenclatura.

## Referencias bibliográficas

Los criterios que deberán prevalecer en esta sección serán:

- Orden alfabético del apellido del primer autor
- Citas de trabajos del mismo autor primeramente se organizarán en orden cronológico las que tengan un sólo autor, seguidas por las publicadas con dos autores en orden alfabético de acuerdo al apellido del segundo autor y cronológico si ambos apellidos coinciden.
- La citas mencionadas en el texto con el apellido del primer autor seguido de *et al.* se ordenarán cronológicamente.

Los nombres de los autores deberán escribirse con mayúsculas y minúsculas, nunca exclusivamente con mayúsculas. Las iniciales del primer autor seguirán el apellido. Para los siguientes autores las iniciales antecederán el apellido, en el caso de dos o más iniciales, estas serán separadas por un punto, y un espacio adicional. Los títulos de las revistas no deberán abreviarse y, al igual de los títulos de libros, deberán ser escritos en cursivas. Deberá existir una correspondencia total entre los autores citados en el texto del manuscrito y en las referencias. En caso necesario de citas del mismo autor, publicadas en el mismo año, o del mismo autor en coautoría con dos o más autores (primer apellido seguido de *et al.*), usar siglas (a, b, c) en minúsculas tanto en el texto como en la sección de referencias. En ningún caso usar sangrías.

Un ejemplo de las citas más comunes se presenta a manera de ayuda:

## Publicaciones periódicas

Ahmad, V. U. & M. S. Ali. 1991. Pinnatifinone, a new halogenated chami-grene from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 59 (2): 243-246.

Ahmad, V. U., M. S. Ali & S. Bano. 1990a. Marine natural products. XII: lauroil, a new metabolite from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 58 (2): 299-301.

Ahmad, V. U., S. Bano, W. Shaikh, S. Uddin & M. Shameel. 1990b. Isolation and structure determination of 1,1,6,6-tetrachloro, 3,4-diphenyl hexane from brown alga *Dictyota dichotoma*. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 33 (3): 428-430. (Nótese que ésta y la cita anterior deberán ser mencionadas en el texto como Ahmad *et al.*, 1990a y Ahmad *et al.*, 1990b).

Ahmad, V. U., M. S. Ali, S. Bano & M. Shameel. 1991. Pinnatifolide, a new metabolite from red alga *Laurencia pinnatifida* Lamour. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 34 (1): 161-162.

## Libros

Lind, O. T. 1985. *Handbook of common methods in limnology*. Kendall-Hunt Publishing Company, Dubuque. 199 p.

Eaton, A. D., L.S. Clesceri & A. E. Greenberg (eds.). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. American Public Health Association (APHA). Washington, D. C. Folio variado.

## Capítulos de libro

Litter, M. M. & D. S. Litter. 1998. Structure and role of algae in tropical reef communities. *In*: Lembi, C. A. & J. R. Waaland (eds.). *Algae and human affairs*. Cambridge University Press, pp. 29-56.

Suárez-Morales, E. & M. Elías-Gutiérrez. 1992. Cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) de la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y zonas adyacentes. *In*: Navarro, D. & E. Suárez-Morales (eds.). *Diversidad biológica en la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo. Vol. 2*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. Chetumal, pp. 145-161.

## Tesis

Ibáñez-Aguirre, A. L. 1995. Algunos aspectos de la dinámica de poblaciones de *Mugil cephalus* (Linneo, 1758) y *M. curema* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 216 p.

## Otros

CNA (Comisión Nacional del Agua). 2003. *Ley Federal de Derechos Normas Aplicables en materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes 2003*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. Enero 2: 173-191.

Systematics Agenda. 2000. 1994. *Systematics Agenda 2000: Charting the Biosphere*. Technical Report. New York. 34 p.

**Las citas a los documentos que se encuentran en la web deben hacerse de la siguiente manera:** se mencionarán el autor (o en su caso la organización responsable de la publicación del documento, como por ejemplo FAO, WHO, FDA etc.), la fecha de consulta y el título, seguidos por:

En español: disponible en línea en: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus\\_vannamei/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en) (consultado el 19 febrero 2010).

En inglés: Available online at: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus\\_vannamei/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en) (downloaded February 19, 2010).

Ejemplos:

FAO (Food and Agriculture Organization). 2004. El estado mundial de la pesca y la acuicultura-2004 (SOFIA). Disponible en línea en: <http://www.fao.org/docrep/007/y5600e/y5600e00.htm> (consultado el 19 febrero 2010).

WHO (World Health Organization). 2004. Vitamin and mineral requirements in human nutrition. 2<sup>nd</sup> ed. World Health Organization, Geneva. Available online at: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf> (downloaded February 19, 2010).

**Cuando se trate de artículos, libros etc. disponibles en las dos maneras, se dará primero la cita completa y posteriormente la página web, de acuerdo al siguiente ejemplo:**

SAGARPA-CONAPESCA. 2006. *Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2006*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional de Pesca. Mazatlán. 219 p. También disponible en la página web (si el escrito es en inglés, usar: also available at:) [http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona\\_anuario\\_estadistico\\_de\\_pesca](http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca)

## Adición del DOI a las Referencias

Los libros y publicaciones periódicas colocados en las referencias bibliográficas que posean DOI (Digital Object Identifier), agregarlo al final de la referencia correspondiente, como se muestra a continuación:

Calor, A. 2009. Considerações Acerca da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados para as Hipóteses ou dos Cenários para os Dados. *Entomobrasilis* 2 (1): 01-10. DOI:10.12741/entomobrasilis.v2i1.24

## Tablas

Se presentarán a doble espacio, **orientadas verticalmente (a menos que la tabla contenga varias columnas)**, numeradas consecutivamente con números arábigos, con **un breve título en la parte superior y referidas al texto**. Deberán escribirse con letras y números en tipo Univers condensada o Arial 10 puntos, con mayúsculas y minúsculas; si son necesarias notas aclaratorias, éstas se pondrán en la parte inferior de la figura, con tamaño de fuente 8. **Se evitarán las líneas verticales y horizontales así como el uso de columnas que implique el empleo de tabuladores.**

## Figuras

Las figuras deben ser originales, en caso de que algunas de ellas que forman parte del manuscrito hayan sido publicadas previamente, el autor estará obligado a solicitar los permisos correspondientes e indicar la referencia y cita correspondiente de donde son tomadas. En caso de que las figuras se modifiquen, indicarlo con la leyenda "Fig. modificada de (...)".

Además de las figuras incorporadas en el texto en Word, éstas se enviarán en archivos separados en alta resolución, cada uno identificado por el autor y con la numeración correspondiente a la figura. Serán numeradas consecutivamente con números arábigos y referidas al texto en forma secuencial. Las leyendas deberán escribirse con mayúsculas y minúsculas. El tamaño máximo para una figura o grupo de figuras será de 17 cm de longitud y 13 cm de ancho; el mínimo permitido será de 8 X 8 cm. Letras y números tendrán como máximo 10 puntos y como mínimo 8. Las figuras a escala deberán acompañarse de una escala gráfica. Todos los términos, símbolos y abreviaturas serán los empleados en el texto. **Es indispensable que las figuras o dibujos se envíen como archivos TIFF o JPG, con una definición mínima de 300 ppp., por ejemplo: Figura\_1\_Meave\_dinos.jpg**

### Fotografías

Sólo las estrictamente indispensables y con buen contraste. Cuando se realicen composiciones se dejará un pequeño espacio entre foto y foto. Las dimensiones máximas y mínimas se apegarán a las mencionadas en el inciso de figuras. Los números y letras no serán mayores de 10 puntos ni menores de 8 puntos. Las fotografías deben ser enviadas por separado y con buena calidad. Se numerarán como figuras en orden consecutivo a su referencia en el texto. **Se aceptarán figuras, o fotografías a color, cuando su uso sea indispensable y su costo será cubierto por los autores al momento de pagar los gastos de publicación.**

### FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA NOTAS CIENTÍFICAS

Para la elaboración de notas, los autores deberán seguir el formato: **TÍTULO** en el idioma del trabajo, **TÍTULO** traducido al inglés o al español, **AUTORES, INSTITUCIONES DE ADSCRIPCIÓN, RESUMEN, ABSTRACT (resumen en inglés), Palabras clave y Keywords, AGRADECIMIENTOS y REFERENCIAS.** Éstas se apegarán a las normas editoriales de los artículos de investigación, **aunque sin apartados en el cuerpo de la nota.** Se ajustará el texto a un mínimo de cinco cuartillas y un máximo de siete, a doble espacio. Se recomienda la presentación de una sola tabla o figura.

### FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA ARTÍCULOS DE REVISIÓN

Este tipo de artículo podrá llevar el mismo formato que los artículos científicos o al menos los encabezados de **INTRODUCCIÓN, DISCUSIÓN y REFERENCIAS,** incluyendo en ellos los subtemas que los autores consideren pertinentes.

**La recepción y aceptación final de los artículos de revisión estarán sujetas a la decisión final por parte del Comité Editorial.**

### FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA MONOGRAFÍAS TAXONÓMICAS

Este tipo de artículos podrá tener el mismo formato que los artículos científicos, en la porción de resultados incluirá la descripción de especies. La extensión de estos trabajos podrá ser de hasta 2/3 partes de un volumen (aprox. 60 páginas del formato Word a doble espacio).

### Derechos de autor

La aceptación final de un manuscrito para su publicación **implica la cesión de los derechos de autor a la casa editorial de la revista *Hidrobiológica*, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.**

### Pruebas de galera

Las pruebas serán revisadas por los autores y devueltas al Editor en jefe **tres días después de haber sido recibidas.** Si las pruebas no se entregan a tiempo, su contribución se publicará sin las correcciones correspondientes.

### Dirección Postal

Departamento de Hidrobiología, DCBS, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco N° 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, 09340, Apartado Postal 55-535, Ciudad de México, México. Edificio AS, cubículo 305.

Teléfono: 01 (55) 5804 4600 Ext. 3053. Desde otro país: 52 (55) 5804 4600, Ext. 3053.

# INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

**HIDROBIOLÓGICA** is a peer-reviewed research journal published every four months by the Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM-I). The journal publishes original papers related to aquatic environments. Data previously published in works with ISSN or ISBN (proceedings, extensive abstracts, books, etc.) will not be accepted. Contributions can be in Spanish or English. In both cases an abstract in Spanish and English must be included.

**HIDROBIOLÓGICA** publishes four types of documents: **scientific papers, scientific notes, review papers, and taxonomic monographs**. Periodically, the Editorial Board decides to publish special issues on specific topics or themes. Preliminary or unfinished works will not be accepted. Similarly, research presented in serial parts or small contributions are not accepted.

Various associate editors participate with the Journal to cover a wide variety of topics within the following four general areas:

- 1 Morphology, Systematics, and Phylogenics
- 2 Environment
- 3 Aquatic Resources Management
- 4 Ecology

All articles received **will go through a review process guided by a member** of the Editorial Committee or an Editorial Board Advisor. This evaluation will consider:

- 1) Originality and scientific rigor
- 2) Advances in knowledge of the different areas of hydrobiology
- 3) Coherence, continuity, and consistency of presentation
- 4) Appropriate use of tables, figures, and photographs in the text

Manuscripts and figures that do not comply with the following instructions will be returned to the authors without evaluation so that appropriate changes can be made.

All manuscripts received by the Editors will be immediately acknowledged. Correspondence during the editorial process will be directed to the first author unless otherwise indicated in the manuscript.

Once manuscripts have been reviewed and found to comply fully with the editorial instructions, they will be included in the Hidrobiológica Open Journal System to begin the evaluation process.

**Publishing in HIDROBIOLÓGICA has a recovery cost of \$500 Mexican pesos per page in black and white (27 USD, approximately) and \$1000 Mexican pesos per page in color (54 USD, approximately).**

## ORIGINAL PAPERS

Several types of papers can be submitted:

- a) Scientific article
- b) Scientific note
- c) Review article
- d) Taxonomical monograph

**Contributions should be submitted through the portal Open Journal System (OJS) of HIDROBIOLÓGICA, also sending a notice to:**

*Hidrobiológica*: reh@xanum.uam.mx

Assistant editor: enlacerevistahidrobiologica@gmail.com

Editor-in-chief: rta@xanum.uam.mx

## AUTHOR GUIDELINES

Authors must adjust the structure of their paper to the type of manuscript being submitted.

Text files (manuscript, figure legends, tables) must be presented in Word format, while figures (photographs, maps, compositions) should be in good-quality **JPG** or **TIFF** format, equal or higher than 300 dpi.

## SUBMISSION FORMAT FOR A SCIENTIFIC PAPER

All manuscripts must be submitted in **letter format**, single column, **double spaced**, without tabs, in **Universe Condensed** or **Arial 12** font.

Texts will have **3 cm margins on each side**. Manuscripts written in Word or RTF word processors **should not be justified**, but rather aligned to the left with **no space between paragraphs**. The final version of accepted manuscripts must be accompanied by relevant electronic updates.

## Title

The title should be concise, no longer than 20 words, and indicative of the nature of the paper. It must be written in English and Spanish in capital and lower-case letters. A short title of up to six words should also be provided in the same language as the rest of the manuscript. Both titles must be submitted on a separate sheet that includes authors' names. These should include the last name and one first name of each author spelt in full, clearly indicating the order in which credits must appear and their institutional address, including the email of the corresponding author.

For postal addresses, follow the pattern:

(Laboratory/Area/Department), (Faculty/Institute/Center), (University/Campus), (Address with street and number), (City, State or Province), (ZIP Code), (Country)

For punctuation, follow the example:

Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Mújica s/n, Ciudad Universitaria, col. Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, 58040, México

### Abstract

We require a one-paragraph abstract in English and a one-paragraph "resumen" in Spanish, each with a **maximum length of 250 words**. Both must be submitted on a separate sheet. **Background., Goals., Methods., Results., Conclusions.**

### Keywords

Appropriate **keywords** (4-5) should be provided in English and Spanish in alphabetical order.

### Main text

The following sections must be included in a bold center title: **INTRODUCTION**. This should state the investigated problem, the aim of the work, and previous relevant work with appropriate references. The **MATERIALS AND METHODS** used should be stated clearly in sufficient detail to permit others to repeat the research, if so desired. **RESULTS** should be presented concisely, with tables or illustrations for clarity. **DISCUSSION** should cover the significance of the findings without repetition of material in the Introduction and Results sections. This section must contain the conclusions of the work, **ACKNOWLEDGEMENTS**, and **REFERENCES**. It is very important that references be checked carefully. Subheadings should be avoided but if necessary they must be in bold and continuously written within the paragraph.

**Pages should be numbered** consecutively with Arabic numerals. **Please number all lines in the manuscript consecutively** in order to facilitate the review process by allowing reviewers to pinpoint specific references more easily.

The decimal metric system should be used for symbols and units.

Latin names of **biological species should be written in italics**. The first mention of a species in the text should include the **nomenclature authors without abbreviation**. In the case of **animal species, the year of publication of the description** should be indicated.

References in the text that include two authors should incorporate the ampersand (&) symbol, whereas three or more authors should include *et al.* (in italics).

### New taxa

Description should follow the international code of nomenclature.

## References

References should adhere to the following guidelines:

- In alphabetical order by the first author's last name.
- Citations of works by the same author in chronological order, then those published by two authors in the same order (alphabetically by the second author's last name and chronologically in case of coincidence).
- References in the text with **et al.** should be ordered chronologically.

**Authors' names should be written in capital and lower-case letters**, not in capital letters exclusively. Initials of the first author will follow the last name. For additional authors, initials will precede the last name. In the case of two or more initials these should be separated by a period and a space. **Journal titles should not be abbreviated. Book and journal titles should be in italics.** The total number of cited authors in the text should coincide with the total number of references. Citations of the same author, published in the same year, or with the same co-authors (last name followed by *et al.*), should use the small letters (a, b, c) within the text and in the reference section. Never use indentations.

Examples of the most common citations are presented below:

### Periodical publishing

Ahmad, V. U. & M. S. Ali. 1991. Pinnatifinone, a new halogenated chami-grene from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 59 (2): 243-246.

Ahmad, V. U., M. S. Ali & S. Bano. **1990a**. Marine natural products. XII: lauroil, a new Metabolite from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 58 (2): 299-301.

Ahmad, V. U., S. Bano, W. Shaikh, S. Uddin & M. Shameel. **1990b**. Isolation and structure determination of 1,1,6,6-tetrachloro, 3,4-diphenyl hexane from brown alga *Dictyota dichotoma*. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 33 (3): 428-430. (Please note that this citation and the one before, should be mentioned in the text as Ahmad *et al.* 1990a and Ahmad *et al.* 1990b).

Ahmad, V. U., M. S. Ali, S. Bano & M. Shameel. 1991. Pinnatifolide, a new metabolite from red alga *Laurencia pinnatifida* Lamour. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 34 (1): 161-162. 4

### Books

Lind, O. T. 1985. *Handbook of common methods in limnology*. Ken-dall-Hunt Publishing Company, Dubuque. 199 p.

Eaton, A. D., L. S. Clesceri & A. E. Greenberg (eds.). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. American Public Health Association (APHA). Maryland. Varied folio.

### Book chapter

Litter, M. M. & D. S. Litter. 1998. Structure and role of algae in tropical reef communities. *In: Lembi, C. A. & J. R. Waaland (eds.). Algae and human affairs*. Cambridge University Press, pp. 29-56.



Suárez-Morales, E. & M. Elías-Gutiérrez. 1992. Cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) de la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y zonas adyacentes. *In: Navarro, D. y E. Suárez-Morales (eds.). Diversidad biológica en la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo. Vol. 2.* Centro de Investigaciones de Quintana Roo. Chetumal, pp. 145-161.

### Thesis

Ibáñez-Aguirre, A. L. 1995. Algunos aspectos de la dinámica de poblaciones de *Mugil cephalus* (Linneo, 1758) y *M. curema* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 216 p.

### Others

CNA (Comisión Nacional del Agua). 2003. *Ley Federal de Derechos Normas Aplicables en materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes 2003.* Diario Oficial de la Federación. CDMX, México. Enero 2: 173-191.

Systematics Agenda 2000. 1994. *Systematics Agenda 2000: Charting the Biosphere.* Technical Report. New York. 34 p.

### Online citations

References to online-only journals and books should include the author (or the responsible agency, i.e., FAO, FDA, WHO, etc.), title, website, and date of access, followed by:

In Spanish: Disponible en línea: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus\\_vannamei/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en) (consultado el 19 febrero 2010).

In English: Available online at: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus\\_vannamei/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en) (downloaded February 19, 2010).

Examples:

FAO. 2004. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2004 (SOFIA). Available on line at: <http://www.fao.org/docrep/007/y5600e/y5600e00.htm> (downloaded february 19, 2010).

WHO. 2004. Vitamin and mineral requirements in human nutrition. 2nd ed. World Health Organization, Geneva. Available online at: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf> (downloaded February 19, 2010).

**Citations available in both printed and online sources should be cited as follows:** First with a complete citation and then the website address, as in the following example:

SAGARPA-CONAPESCA. 2006. *Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2006.* Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional de Pesca. Mazatlán. 219 p. Also available at: [http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona\\_anuario\\_estadistico\\_de\\_pesca](http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca)

### Addition of DOI to References

The references of books and articles that have DOI (digital object identifier), it must be added at the end, as shown below:

Calor, A. 2009. Considerações About da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados for Hipóteses ace or dos Cenários for Dados. *Entomobrasilis* 2 (1): 01-10. DOI:10.12741 / ebrasilis.v2i1.24

### Tabular material

Tabular material must be clearly set out with the number of columns in each table kept to a minimum and **vertically oriented** using double spacing **without tabs**, Universe Condensed or Arial 10 font. Tables, numbered consecutively with Arabic numerals, must be typed on separate sheets, leaving sufficient space around the copy for printer's instructions. Tables must have **concise headings at the top** that enable comprehension without reference to the main text. Please ensure that the data in columns are consistent in the number of significant figures. Footnotes should be kept to a minimum and indicated by asterisks and daggers (\*, †) at the bottom of the table with type 8. **Vertical and horizontal lines should be avoided.**

### Figures

Figures should be originals. If you intend to use previously published figures, you must obtain written permission and indicate the reference and citation of their original appearance. If the figure was changed, indicate this with the legend "Figure modified by (...).

In addition to the figures included in the Word file, each one should be **sent as a separate high-resolution file**. Number illustrations with Arabic numerals consecutively, in order of appearance in the text. Legends should be written in capital and lower-case letters. **Maximum size** of a figure or group of figures will be **17 cm length and 13 cm width** with a minimum size of 8X8 cm. Numbers and letters in the figure must be 10 points maximum and 8 points minimum. **Figures with scale must be accompanied with a graph scale.** Terms, symbols, and abbreviations will be the same as in the text. **Suitable file types include Joint Photographic Experts Group (JPEG), Tagged Image File Format (TIFF) with a minimum resolution of 300 dpi. Example: Figure\_1\_Meave\_dinos.jpg**

### Photographs

Keep photographs to a minimum. They should be of good quality and well contrasted. Number photographs with Arabic numerals consecutively, in order of appearance in the text. When using compositions, leave a small space between each photo. Photographs should follow the same size instructions as figures. Photographs should be placed in separate files.

**The Journal will accept color figures and photographs only when essential to the paper. Authors must cover the additional production costs of color printing.**

### SUBMISSION FORMAT FOR SCIENTIFIC NOTES

The format of a Scientific Note is as follows: **TITLE (in Spanish and English), AUTHORS, INSTITUTIONS, ABSTRACT** (with keywords in alphabetic order), **RESUMEN** (abstract in Spanish with keywords (“palabras clave”) in alphabetic order), **ACKNOWLEDGEMENTS**, and **REFERENCES**. The same format as a scientific paper should apply, but without **separate sections in the body of the note**. The minimum and maximum total manuscript length is 5-7 letter-sized, double-spaced pages. Please refrain from including more than one table or figure.

### SUBMISSION FORMAT FOR A REVIEW PAPER

Review papers will have the same format as original manuscripts with at least the **INTRODUCTION, DISCUSSION**, and **REFERENCES** headings, and any headings and subheadings that authors consider pertinent.

**Reception and final acceptance of review papers will be decided by the Editorial Board.**

Publishing in Hidrobiológica implies that all authors agree to transfer the article's copyright to the Editorial Board of Hidrobiológica Journal, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.

Monographs should have the same format as a scientific paper. The results section should include a description of the species. The length of a monograph can be up to two-thirds of a volume (60 double spaced Word pages).

### Copyright

Final acceptance of a manuscript for publication implies **the transfer of all rights to the Editorial Board of Hidrobiológica, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa.**

### Proofs

Author's proofs will be emailed to the corresponding author. Proofs must be corrected and returned to the Associate Editor **within 72 hours after receipt**; failure to do so will result in publication without corrections.

### Postal address

Departamento de Hidrobiología, DCBS, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco No. 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, 09340, Apartado Postal 55-535, Ciudad de México, México. Edificio AS, cubicle 305.

Telephone: +52 55-5804 4600, Ext. 3053.

# HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 31

Número 2

2021

- 
- Galaviz-Silva, L., A. Robles-Valdez, R. Sánchez-Díaz, J. C. Ibarra-Gamez, B. Gómez-Gil y Z. J. Molina-Garza**  
Cepas de *Vibrio parahaemolyticus* que causan necrosis hepatopancreática aguda en camarón cultivado de Sonora, México y su resistencia a antibióticos 111-123
- 
- Trejo-Méndez, M. de J., G. Hernández-Carmona, D. L. Arvizu-Higuera, E. F. Rosas-Alquicira, J. A. Montoya-Márquez, Y. E. Rodríguez-Montesinos and M. Muñoz-Ochoa**  
Spatial and seasonal effects on physicochemical properties of native agar from *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in the Tropical Mexican Pacific (Oaxaca-Chiapas) 125-135
- 
- Argueta-Hernández, C., M. Mendoza-Carranza, A. Espinoza-Tenorio, R. Hernández-Gómez y R. Rodiles-Hernández**  
Factores socioeconómicos y pesqueros en la pesca continental de pequeña escala en la cuenca del Usumacinta, México 137-151
- 
- López-Valdez, M. L., H. S. Espinosa-Pérez and A. L. báñez**  
Morphometric differentiation of the genera *Poblana*, *Chirostoma* and *Menidia* (Osteichthyes: Atherinopsidae) 153-162
- 
- Segura-Campos, J. M., A. A. Trujano-Rodríguez, L. H. Hernández-Hernández, B. Macedo-Garzón and R. Cardenas-Reygadas**  
Inclusion of fructooligosaccharides and mannanoligosaccharides in plant-protein based diets for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fingerlings and its effects on the growth and blood serum biochemistry 163-169
- 
- Cruz-Aviña, J. R., E. I. Castañeda-Roldan, C. A. Álvarez-González, K. N. Nieves-Rodríguez and E. S. Peña-Marin**  
Toxicity of Diuron, Glyphosate, and Paraquat in postlarvae of *Potimirim mexicana* (Decapoda: Caridea) of the southern part from the estuary Jamapa River, Veracruz, SW Gulf of Mexico 171-178
- 
- Pérez-Rojas, A., R. Torres-Orozco B, A. S. Sobrino-Figueroa y G. J. Loyola-Colín**  
Textura y contenido de materia orgánica de los sedimentos superficiales del Lago de Metztlán, México 179-191
- 
- Instrucciones para autores** 193-196
- 
- Instructions for authors** 197-200
-