

HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 31
Número 3, 2021



UAM
Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



Septiembre-Diciembre de 2021

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 31

Número 3

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 3, septiembre-diciembre de 2021, es una publicación cuatrimestral editada por la Universidad Autónoma Metropolitana, a través de la Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología. Prolongación Canal de Miramontes 3855, Colonia Ex Hacienda San Juan de Dios, Alcaldía Tlalpan, C.P. 14387, México, Ciudad de México y Av. San Rafael Atlixco, No. 186, Colonia Vicentina, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09340, México, Ciudad de México, teléfono: 5804-6475.

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

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

Fecha de última modificación: 31 de diciembre 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. Raymundo Reyes-Gutiérrez

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

Dr. Armando Domínguez-Ortíz

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

Dra. Hisol Sarai López-Arellanes

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

Dr. Horacio Lozano-Cobo

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

Dr. Manuel Castillo-Rivera

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

Dra. Miriam Azucena Hernández-Zamora

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

Dr. Roberto Rico-Martínez

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

Dr. César Meiners-Mandujano

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

Dr. Luis Amado Ayala-Pérez

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

Dr. Jose Ivan Velazquez-Abunader

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

Dra. Nataly Quiroz-González

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

Dra. Gloria Garduño-Solorzano

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

Dr. José Alberto Ocaña-Luna

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

Dra. Rosa maría García-Martínez

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

Dr. Héctor Omar Mejía-Guerrero

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

HIDROBIOLÓGICA

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

ÍNDICE AL VOLUMEN 31, NÚMERO 3 • 2021

**Vargas-Orozco, A. G., C. Ramírez-Ayala, H. M. Ortega-Escobar, E. I. Sánchez-Bernal
y E. Ramírez-Vázquez**

Variabilidad iónica en la red hidrográfica de Oaxaca, México: Alternativa gráfica y estadística multivariada201-208

**Benítez-Fernández, N. C., V. Valadez-Rocha, I. A. Pérez-Legaspi, E. Morales-Castro
y C. Fuentes-Meza**

Variación estacional en la distribución y diversidad de rotíferos del Sistema Lagunar de Alvarado,
Veracruz, México209-219

Sanchez-Olivares, M. A., J. C. Gaytán-Oyarzun, M. E. Pérez-Cruz y F. Prieto-García

Efecto embriotóxico, teratogénico y genotóxico en el pez cebra (*Danio rerio*) por exposición a arsénico221-230

Morales-Azpeitia, R., A. Balmori-Ramírez, A. A. Seefoo-Ramos y J. M. García-Caudillo

Evaluación y estimación de los puntos de referencia para la jaiba azul, *Callinectes sapidus* (Decapoda: Portunidae)
del Golfo de México231-243

Pedroche, F. F.

Confirmación de la ausencia del alga marina asiática *Codium fragile* subsp. *fragile* (Codiaceae, Chlorophyta)
en el Pacífico de México, mediante datos moleculares245-252

**Góngora-Gómez, A. M., M. López-Meyer, L.C. Villanueva-Fonseca, M. F. Navarro-Chávez,
M. J. Acosta-Campos, J. A. Hernández-Sepúlveda y M. García-Ulloa**

Detección de *Perkinsus marinus* en una población silvestre del mejillón "choro" *Modiolus capax*
del suroeste del Golfo de California253-261

NOTA CIENTÍFICA

Del Moral-Flores, L. F., V. R. Escartin-Alpizar, E. A. Reyes-Morales y M. del C. Flores-Miranda

Registro más austral y tamaño récord del Lapón aleta alta, *Pontinus rathbuni* (Actinopterygii: Scorpaenidae),
en el Golfo de México263-267

Índice del volumen 31269-270

Índice de autores271-272

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 31, NUMBER 3 • 2021

**Vargas-Orozco, A. G., C. Ramírez-Ayala, H. M. Ortega-Escobar, E. I. Sánchez-Bernal
and E. Ramírez-Vázquez**

Ionic variability in the hydrographic network of Oaxaca, Mexico: multivariate graphic
and statistical alternative201-208

**Benítez-Fernández, N. C., V. Valadez-Rocha, I. A. Pérez-Legaspi, E. Morales-Castro
and C. Fuentes-Meza**

Seasonal variation in diversity and distribution of rotifers from the Alvarado Lagoon System,
Veracruz, Mexico209-219

Sanchez-Olivares, M. A., J. C. Gaytán-Oyarzun, M. E. Pérez-Cruz and F. Prieto-García

Embryotoxic, teratogenic and genotoxic effect in zebrafish (*Danio rerio*) by exposure to arsenic221-230

Morales-Azpeitia, R., A. Balmori-Ramírez, A. A. Seefoo-Ramos and J. M. García-Caudillo

Evaluation and estimation of reference points for the blue crab, *Callinectes sapidus* (Decapoda: Portunidae)
of the Gulf of Mexico231-243

Pedroche, F.F.

Molecular data confirm the absence of non-native Asian seaweed *Codium fragile* subsp. *fragile*
(Codiaceae, Chlorophyta) in Pacific Mexico245-252

**Góngora-Gómez, A. M., M. López-Meyer, L. C. Villanueva-Fonseca, M. F. Navarro-Chávez,
M. J. Acosta-Campos, J. A. Hernández-Sepúlveda and M. García-Ulloa**

Detection of *Perkinsus marinus* in a wild population of the horse mussel *Modiolus capax* from
the southwestern Gulf of California253-261

SCIENTIFIC NOTE

Del Moral-Flores, L. F., V. R. Escartin-Alpizar, E. A. Reyes-Morales and M. del C. Flores-Miranda

Southernmost record and record-size of the Highfin scorpionfish, *Pontinus rathbuni*
(Actinopterygii: Scorpaenidae), in the Gulf of Mexico263-267

Volume 31 index269-270

Author index271-272

Variabilidad iónica en la red hidrográfica de Oaxaca, México: Alternativa gráfica y estadística multivariada

Ionic variability in the hydrographic network of Oaxaca, Mexico: multivariate graphic and statistical alternative

Alejandra Gabriela Vargas-Orozco^{1*}, Carlos Ramírez-Ayala¹, Héctor Manuel Ortega-Escobar¹, Edgar Iván Sánchez-Bernal², Elí Ramírez-Vázquez³

Recibido: 11 de agosto de 2018.

Aceptado: 24 de noviembre de 2021.

Publicado: diciembre de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. Factores como la litología, la geomorfología, el clima y las actividades antropogénicas, causan variabilidad iónica del agua superficial, sub-superficial y subterránea. El estudio de dicha variabilidad permite conocer sus características hidroquímicas para su posterior uso o consumo. La interpretación de la variabilidad iónica se realiza mediante métodos gráficos, y en los últimos años se han integrado las estadísticas multivariadas a dichos análisis. **Objetivos.** Se desea obtener un análisis químico e identificar qué factores afectan el agua y demostrar que el complementar el diagrama de Piper con el análisis multivariado ayuda a obtener una mejor interpretación de resultados. **Métodos.** El presente trabajo se realizó en la red hidrográfica Oaxaca-Puebla, contemplando el complejo relieve y las heterogéneas condiciones de litología y clima, sobre todo en Oaxaca. Se colectaron 90 muestras en total, de las cuales tres se tomaron en salinas de Zapotitlán, Puebla y el resto en el estado de Oaxaca. Se empleó el diagrama triangular de Piper para la clasificación de las aguas y el análisis de componentes principales (ACP) para mejorar la interpretación. **Resultados.** El diagrama triangular permitió clasificar las aguas de la red hidrográfica en dos grandes grupos, bicarbonatadas cálcico-magnésicas y sulfatadas cálcicas-magnésicas, además de la separación de las aguas salinas. Por su parte, el ACP, además de mostrar los mismos grupos de aguas, permitió observar una mayor concentración de cloruro de sodio en el punto más alto de la salinera, en comparación con los otros dos que se tomaron en este sitio. Con el ACP se pudo clasificar el agua de la cuenca del río Copalita como bicarbonatada cálcica-magnésica, lo que coincide con estudios previos. **Conclusiones.** Finalmente, al complementar el diagrama triangular de Piper con el ACP, se mejoró la interpretación de la variabilidad iónica de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

Palabras clave: análisis estadístico, composición química, corrientes superficiales, métodos gráficos, sales solubles.

ABSTRACT

Background. Factors such as lithology, geomorphology, climate and anthropogenic activities, cause ionic variability of surface, subsurface and underground water. The study of this variability allows to know its hydrochemical characteristics for its subsequent use. The interpretation of the ionic variability is carried out by mean of graphic methods, and multivariate statistics have been integrated into these analyses during the last few years. **Objective.** To perform a chemical analysis, to identify the factors affecting the water, and to prove that complementing the Piper diagram with a multivariate analysis helps to obtain a better interpretation of results. **Methods.** This work was carried out in the Oaxaca-Puebla hydrographic network, considering the complex relief and the heterogeneous lithological and climate conditions, especially in Oaxaca. A total of 90 samples were collected, three of which were taken in salt flats in Zapotitlán, Puebla and the rest of them in the state of Oaxaca. A Piper diagram was used for water classification, as well as the principal component analysis (PCA) to improve the interpretation of data. **Results.** The triangular diagram allowed to classify the waters of the hydrographic network into two large groups, calcium-magnesium bicarbonate, and calcium-magnesium sulfate, in addition to the separation of saline waters. The PCA, in addition to showing the same groups of waters, allowed to prove a higher concentration of sodium chloride at the highest point of

¹ Programa de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, campus Montecillo. Km 36.5, carretera México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, Estado de México, 56230. México

² Instituto de Ecología, Universidad del Mar, campus Puerto Escondido. Carretera Vía Sola de Vega, Puerto Escondido, San Pedro Mixtepec, Juquila, Oaxaca, 71980. México

³ Programa de Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados, campus Montecillo. Km 36.5, carretera México-Texcoco, Montecillo, Texcoco Estado de México, 56230, México

***Corresponding author:**

Alejandra Gabriela Vargas-Orozco: e-mail: vargas.alejandra@colpos.mx

To quote as:

Vargas-Orozco, A.G., C. Ramírez-Ayala, H.M. Ortega-Escobar, E.I. Sánchez-Bernal & E. Ramírez-Vázquez. 2021. Variabilidad iónica en la red hidrográfica de Oaxaca, México: Alternativa gráfica y estadística multivariada. *Hidrobiológica* 31 (3): 201-208.

DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n3/Vargas

the salt flat, as compared to the other two that were taken at this site. With the PCA, the water of the Copalita river basin could be classified as calcium-magnesium bicarbonate, coinciding with previous studies. **Conclusions.** By complementing a Piper diagram with a PCA, the interpretation of the ionic variability of the Oaxaca-Puebla hydrographic network improved.

Keywords: chemical composition, graphical methods, soluble salts, surface currents, statistic analysis.

INTRODUCCIÓN

El agua es de gran importancia para la vida y para el desarrollo de las civilizaciones. Es un recurso indispensable en la agricultura, la industria, y para uso y consumo humano. Por lo tanto, debe cumplir con cierta composición química para poder ser utilizada en alguna de las actividades mencionadas. Una vez que el agua precipita, una parte se infiltra y el resto escurre de manera superficial o subsuperficial. En cualquiera de estos procesos, el agua está en contacto con rocas o suelo, los cuales, dependiendo su naturaleza parental o el grado de meteorización, pueden aportar minerales ionizados. Otra fuente de iones puede provenir de la agricultura, la minería u otra actividad antropogénica, mediante la descarga de desechos a las corrientes superficiales. Además de los aspectos litológicos, tanto el clima como la orografía, condicionan de manera significativa la variabilidad físico-química del agua, siendo más evidente en las regiones kársticas (Avilés *et al.*, 2003).

México cuenta con 13 regiones hidrológicas, 8 forman parte del estado de Oaxaca, de las cuales fluyen 5 de los principales ríos de México: Tehuantepec, Papaloapan, Grande, Usumacinta-Grijalva, Coatzacoalcos y Verde (CNA, 2012). Oaxaca es la entidad, con el relieve territorial más complejo de todo el país, con una notable transformación neotectónica y heterogeneidad litoestructural de sus terrenos tectono-estratigráficos (Hernández *et al.*, 2008). Por lo tanto, la influencia marina y la orografía del estado, son factores determinantes de su precipitación y temperatura. Existen zonas con precipitaciones anuales que alcanzan los 4,500 mm, como en la región del Papaloapan, y en zonas donde la precipitación promedio es de 400 mm, como es el caso de la Mixteca, Cañada y Valles Centrales. De igual manera, las temperaturas promedio presentan variaciones de entre 8 °C y más de 26 °C, por ejemplo, en zonas de la Costa, Papaloapan e Istmo en donde se tienen las temperaturas más altas, que llegan hasta 31 °C entre abril y mayo (SEMAEDSO, 2018). La heterogeneidad de estos factores físicos, pueden condicionar la variabilidad de la red hidrológica, haciendo más compleja la clasificación y su posterior interpretación. Ante esta situación, es necesaria la búsqueda de herramientas prácticas y confiables que permitan reducir o agrupar las variables que más se diferencien. En general, las investigaciones, sobre clasificación química del agua, emplean el método gráfico, el análisis estadístico o ambos.

El diagrama triangular de Piper es una de las herramientas ampliamente utilizadas para la interpretación de la composición química de aguas subterráneas (Ahamed *et al.*, 2016), subterráneas contaminadas (Biglari *et al.*, 2015), ríos principales y tributarios, así como ríos contaminados (Chadha, 1999).

Por otra parte, diversos investigadores prefieren utilizar los métodos estadísticos multivariados debido a que permiten trabajar con

un número grande de variables, clasificándolas y formando grupos en común, de esta forma se puede comprender mejor una realidad compleja (Peña, 2002).

De los métodos estadísticos, el Análisis de Componentes Principales, se ha empleado para evaluar procesos de clarificación de agua (Vásquez *et al.*, 2016), para medir los efectos antropogénicos en la calidad hidroquímica (Dong *et al.*, 2010; Wu *et al.*, 2015), para la caracterización fisicoquímica y la variabilidad iónica (Anderson *et al.*, 2001; Tahvanainen *et al.*, 2002; Gajbhiye *et al.*, 2015), agrupamiento homogéneo (Güler *et al.*, 2002), inclusive para evaluar la calidad química del agua subterránea (Belkhiri *et al.*, 2011; Subba *et al.*, 2020).

Para conocer la variabilidad iónica del agua Avilés *et al.* (2003), analizaron estadísticamente estos datos por medio del diagrama triangular y el análisis de componentes principales. Mientras tanto, Shelton *et al.* (2018), utilizaron el diagrama triangular de Piper para la clasificación de aguas con datos recolectados desde 1944 y demostraron que el uso y la implementación de métodos estadísticos mejora la percepción y la interpretación de los resultados, comparando la información gráficamente. Ese mismo año Faitouri *et al.* (2018), emplearon el diagrama triangular de Piper, el análisis de conglomerados, el análisis de componentes principales y el análisis factorial, en su trabajo de investigación.

Los objetivos principales de este estudio son: (1) analizar la composición química de las aguas superficiales, (2) identificar qué factores afectan la composición química del agua en la red hidrográfica Oaxaca-Puebla y (3) demostrar que el complementar el diagrama de Piper con el análisis multivariado ayuda a obtener una mejor interpretación de resultados.

A partir de lo anterior, en la presente investigación se utilizó el diagrama triangular de Piper y el análisis de componentes principales para analizar la variabilidad iónica de 90 muestras de agua, colectadas en la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la red hidrográfica Oaxaca-Puebla, iniciando en una salinera en Zapotitlán, Puebla y posteriormente se abarcaron la mayoría de las regiones hidrológicas de Oaxaca. En Zapotitlán el tipo de suelo es generalmente de yeso y caliza con un alto contenido de sales. Mientras que el estado de Oaxaca, el cual se encuentra enclavado en la provincia hidrogeológica Sierra Madre del Sur (Fig. 1), presenta áreas montañosas compuestas de rocas metamórficas y paleozoicas, rocas sedimentarias del Mesozoico y rocas volcánicas del Mesozoico y Cenozoico, cubiertas en las altiplanicies por suelos residuales y en las costas por material granular (Velázquez & Ordaz, 1992).

Se colectaron en total 90 muestras de agua, de las cuales tres fueron colectadas en la salinera de Zapotitlán, a diferentes altitudes y el resto fueron tomadas en la red hidrográfica de Oaxaca, contemplando ríos, manantiales, lagos, presas y mar (Fig. 2). El procedimiento para la toma de muestra se realizó con base en lo establecido por el Clesceri *et al.* (1998), la determinación de la temperatura fue en campo con un termómetro digital (Diá 1.5 mm, LVás 3-1/2) y se corroboró con un termómetro de alcohol. Los análisis físico-químicos se llevaron a cabo en el Laboratorio de Ciencias Ambientales del programa de Hidrociencias, en el Colegio de Postgraduados (Tabla 1).

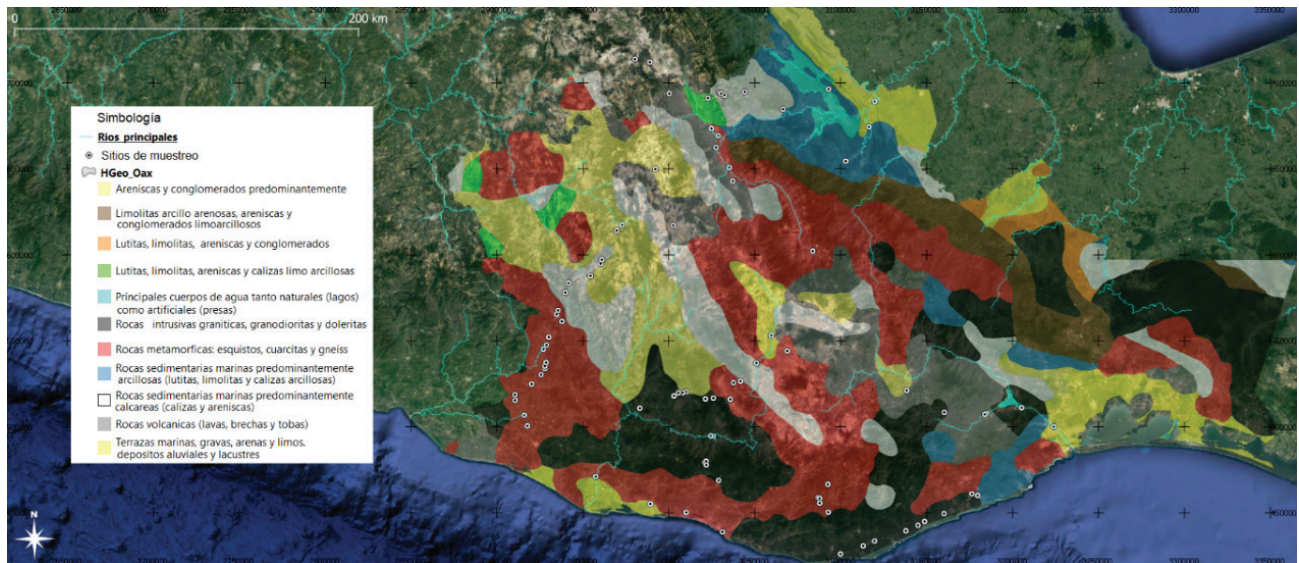


Figura 1. Tipos de rocas, conforme las provincias hidrogeológicas del estado de Oaxaca. Fuente: elaboración propia con datos de SIG/CONABIO, 2018.

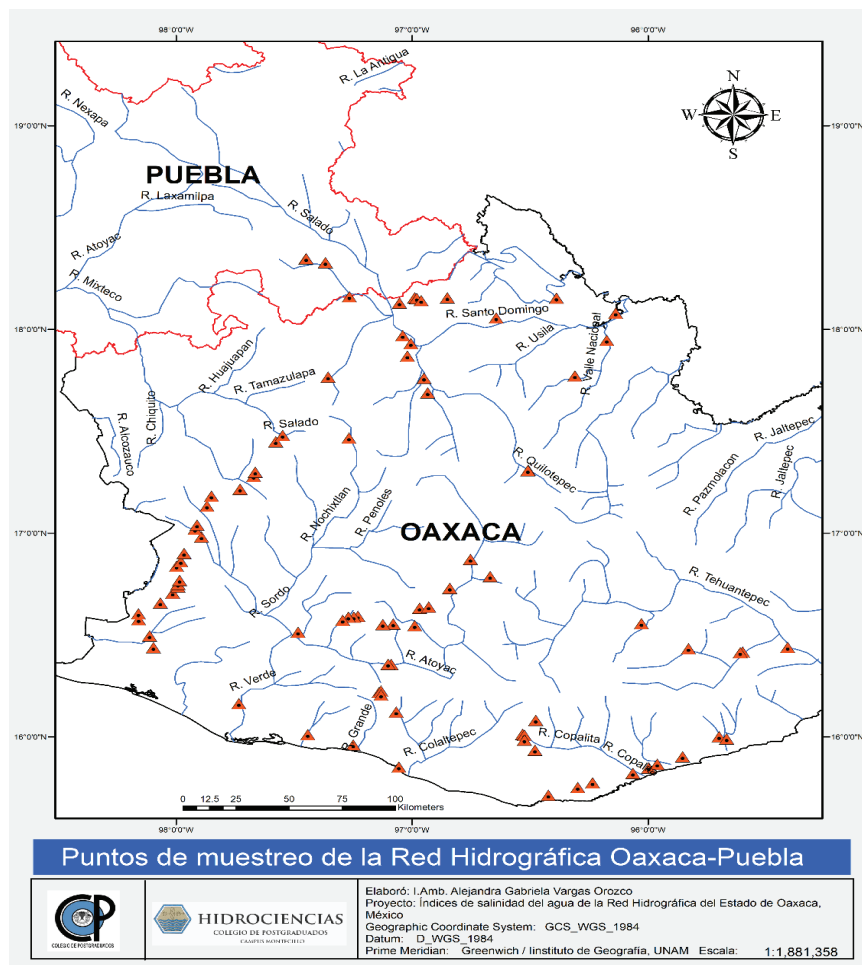


Figura 2. Puntos de muestreo de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla. Fuente: elaboración propia. Colegio de Postgraduados, campus Montecillo, 2018.

Tabla 1. Metodología de las determinaciones empleadas para el análisis de muestras de aguas obtenidas en la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

Determinación	Método	Referencia
pH	Potenciómetro marca Hanna	Baird <i>et al.</i> (2017)
C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Conductímetro	Baird <i>et al.</i> (2017)
Cationes		
Na^+ , K^+	Flamometría con flamómetro 648 IL $\lambda=589$ nm, utilizando solución estándar 140 meq/L para Na^+ y 5 meq/L para K^+	Baird <i>et al.</i> (2017)
Ca^{2+} + Mg^{2+}	Volumétrico, titulación con EDTA 0.01 N	Baird <i>et al.</i> (2017); American Society for Testing and Materials (ASTM), 2003
Ca^{2+}	Volumétrico, con EDTA 0.01N	Baird <i>et al.</i> (2017); ASTM, 2003
Aniones		
CO_3^{2-} , HCO_3^-	Volumétrico, titulación con H_2SO_4 , 0.01, 0.5 N	Baird <i>et al.</i> (2017); ASTM, 2002
Cl^-	Volumétrico, titulación con AgNO_3 , 0.4545, 0.01 N	Baird <i>et al.</i> (2017)
SO_4^{2-}	Turbidimetría, espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=420$ nm	Baird <i>et al.</i> (2017)

Para la clasificación hidroquímica se construyó el diagrama triangular de Piper utilizando el software QualiGraf 2014 de libre acceso. Para complementar la información que arrojó el diagrama triangular, se realizó el análisis de componentes principales (PCA), utilizando el software R-studio versión 1.2.5033, de licencia libre. Dicha técnica se ha utilizado en varios estudios para la clasificación efectiva de muestras de agua. El objetivo de estas herramientas fue complementarlas para mejorar la caracterización química de las aguas, en función a su variabilidad iónica.

RESULTADOS

En la Figura 2 se observa el diagrama triangular de Piper, de acuerdo con este, los resultados de las 90 muestras de agua se dividieron en dos grupos dominantes, debido a que estas características predominaron en la mayoría de las muestras. En el grupo nombrado Flujo, la mayoría de las muestras corresponden a aguas bicarbonatadas magnésicas-cálcicas, con una fuerte asociación al catión magnesio, con lo que respecta a los aniones, estas se asocian al carbonato y bicarbonato. El segundo grupo fue nombrado Recarga, el cual corresponde a aguas sulfatadas o cloradas cálcicas-magnésicas con una fuerte asociación al catión magnesio, en cuanto a los aniones, la asociación es fuerte con los sulfatos y cloruros.

El análisis de componentes principales (ACP) se realizó de manera paralela al diagrama de Piper, partiendo que las variables hidroquímicas presentaban correlación (Fig. 3). Con el ACP, se redujo la dimensión de las 8 variables en tres componentes principales incorrelacionados, el CP1, CP2 y CP3, que representaron el 87 % de la variación de los datos (Tabla 2).

Al comparar gráficamente el CP1 vs CP2, se observa la agrupación de las aguas sulfatadas cálcicas o magnésicas (Fig. 5, Tabla 3), mientras que en la comparación de CP1 vs CP3 se evidencia el grupo de las bicarbonatadas cálcicas o magnésicas (Fig. 6) de las estaciones de muestreo en ríos, lagunas, manantiales y presas.

Además con el ACP fue evidente la variabilidad iónica del agua registrada en el mar Zicatela, Oaxaca (sitio 25) y en la salinera de Zapotitlán de Salinas, Puebla (sitios 1, 2 y 3). Cuyo contenido de cloruro de sodio y bicarbonatos de sodio, calcio y magnesio, superaron a los observados en las demás estaciones de muestreo, de la red hidrográfica, formando el grupo reducido de aguas cloradas sódicas (Fig. 6).

DISCUSIÓN

El diagrama triangular de Piper, permitió clasificar las aguas de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla en dos grandes grupos: aguas sulfatadas o cloradas cálcicas o magnésicas y en bicarbonatadas cálcicas o magnésicas. El contenido de Calcio y Magnesio, contenido en más del 50 % de las muestras, se atribuye al origen geológico de la provincia Sierra Madre del Sur. Tal como lo observaron recientemente, Camacho *et al.* (2020), en donde aproximadamente el 72 % de las aguas estudiadas en la misma red hidrográfica, fueron bicarbonatadas magnésicas-cálcicas. Los cationes Ca y Mg, provienen de la intemperización de las calizas y dolomías del Cretácico, material geológico del cual están conformadas las montañas de la Sierra Madre del Sur (Velázquez & Ordaz, 1992).

Debido que el diagrama de Piper, no permitió identificar los sitios correspondientes a cada grupo, se complementó con el ACP. Con este análisis estadístico, fue posible observar los dos grandes grupos, mostrados en el diagrama triangular, y además fue posible observar a detalle el comportamiento de la variabilidad iónica por sitio y por cuenca.

En la estación de Zapotitlán de Salinas, Puebla, el agua colectada en el manantial más alto (sitio 1), presentó mayor concentración de clo-

Tabla 2. Eigen-valores de cada Componente Principal (CP).

CP	Eigen-valor(SD)	Proporción de la varianza	Proporción acumulada
1	2.25	0.51	0.51
2	1.55	0.24	0.76
3	1.07	0.11	0.87
4	0.89	0.08	0.95
5	0.63	0.04	0.99
6	0.23	0.01	1.00
7	0.14	0.00	1.00
8	0.03	0.00	1.00
9	0.02	0.00	1.00
10	0.01	0.00	1.00

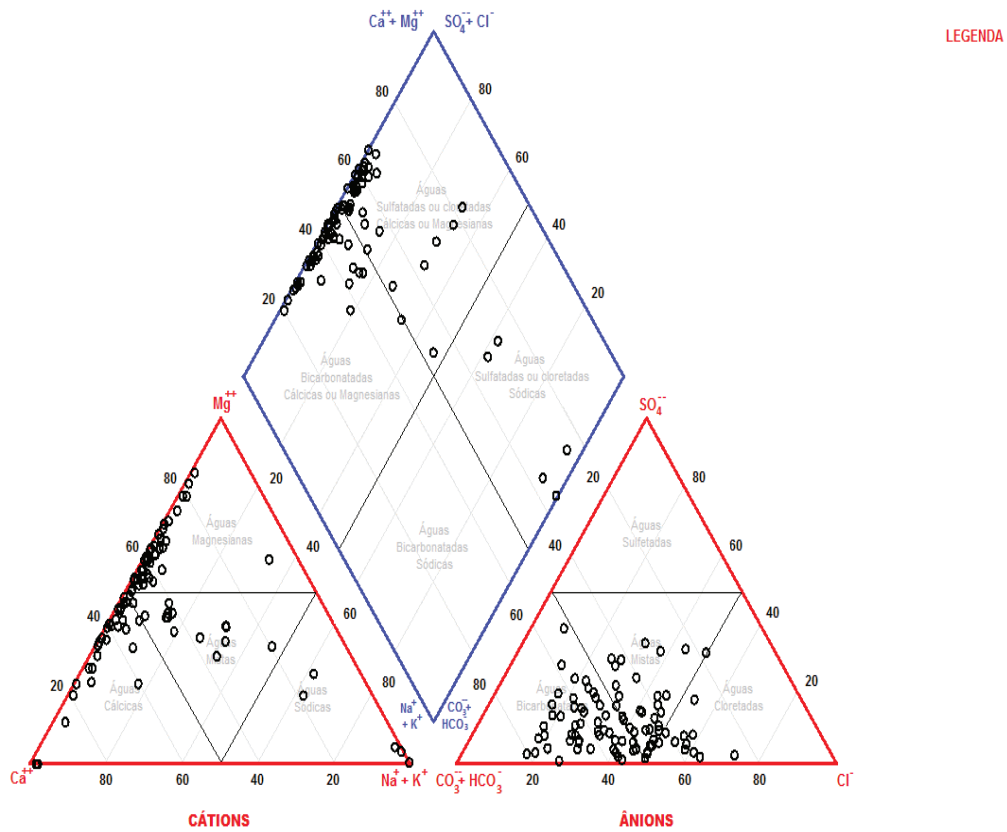


Figura 3. Diagrama de Piper obtenido de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla. Fuente: elaboración propia. Colegio de Postgraduados, campus Montecillo, 2018.

ruo de sodio en comparación a los de la parte media y baja, los cuales además del cloruro de sodio acumularon bicarbonatos de calcio o magnesio. Estos resultados coinciden con lo observado por Mancilla *et al.* (2014), quienes atribuyeron esta característica salina a las evaporitas marinas sepultadas y a sedimentos salinos carbonatados originados durante las explosiones volcánicas que levantaron la zona de Zapotitlán durante el Terciario. Además, mencionan que las aguas salinas de Zapotitlán deben su origen al paso de aguas pluviales a través de las rocas calizas sedimentarias.

Por otra parte, el agua de Zicatela (sitio 25) presentó concentraciones altas de sulfatos, cloruro de sodio, calcio y magnesio (Fig. 5). Camacho *et al.* (2020) clasificaron el agua de Zicatela como sulfático sódica clorada, confirmando que el resultado obtenido con el ACP es correcto.

Se analizaron 10 sitios de muestreo que se encuentran dentro de la cuenca del río Copalita, y los resultados del ACP coincidieron con lo observado por Sánchez *et al.* (2014), quienes clasificaron las aguas de esta cuenca en bicarbonatadas cálcicas magnésicas. Dichos autores indican que estas aguas en su paso por las rocas metamórficas de la Sierra Madre del Sur, se cargan de iones en el orden $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$ y $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ tal como se pudo observar en el ACP particular, para las aguas colectadas en la zona de influencia del río Copalita (sitios 74 a 84, Fig. 7).

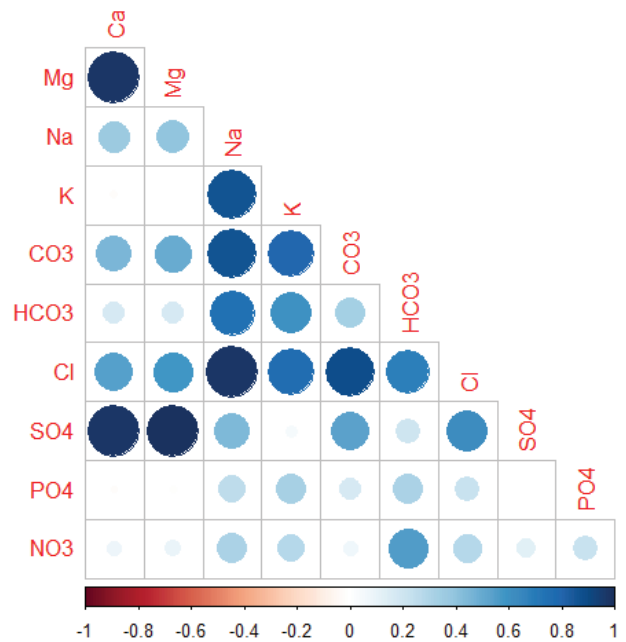


Figura 4. Correlograma de los iones analizados en aguas de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla, 2017.

Tabla 3. Peso de cada variable en el ACP, cuyo eigen-valor >1.0.

	CP1	CP2	CP3
Ca ⁺²	0.298*	0.453***	-0.124
Mg ⁺²	0.309*	0.447***	-0.107
Na ⁺¹	0.407***	-0.208	0.143
K ⁺¹	0.302*	-0.413	0.269*
CO ₃ ⁻²	0.379**	-0.056	0.411***
HCO ₃ ⁻¹	0.292*	-0.292	-0.347
Cl ⁻¹	0.431***	-0.079	0.117
(SO ₄) ⁻²	0.326*	0.424***	-0.094
P-PO ₄	0.116	-0.257	-0.288
N-NO ₃	0.157	-0.203	-0.697

CP1, CP2, CP3: Componentes principales 1,2 y 3, respectivamente.

* Eigen-valores cercanos a 0.3

** Eigen-valores entre 0.35 y 0.39

*** Eigen-valores mayores a 0.4

Finalmente, al analizar los N-NO₃ y los P-PO₄ aunque no presentaron mayor concentración respecto al resto de los iones, se incluyeron en el análisis químico por su relación con la eutrofización, sobre todo en cuerpos de agua estancada. Las concentraciones están relacionadas con las actividades antropogénicas como la agricultura y la industria. Y mediante lixiviación o descarga, alcanzaron las corrientes superficiales de la red hidrográfica, incluso en el agua de mar en Zicatela (Pérez *et al.*, 2019).

El uso de los diagramas de Piper y ACP en este estudio permitió lograr las mismas agrupaciones generales, tal como lo han observado otros investigadores (Tahvanainen *et al.*, 2002; Betancourt *et al.*, 2012; Ahamed *et al.*, 2016; Shelton *et al.*, 2018), agregando que el ACP, permite análisis de mayor profundidad, como lo realizado por Faitouri *et al.* 2018, quienes de manera gráfica identificaron los tipos de aguas de acuerdo a los iones principales (aniones y cationes), mientras que el análisis de componentes principales les permitió identificar las fuentes de donde provenían estas sales. Por lo tanto, se puede concluir que al complementar las herramientas gráficas con estadísticas multivariadas, se mejora la interpretación de la variabilidad iónica en el agua.

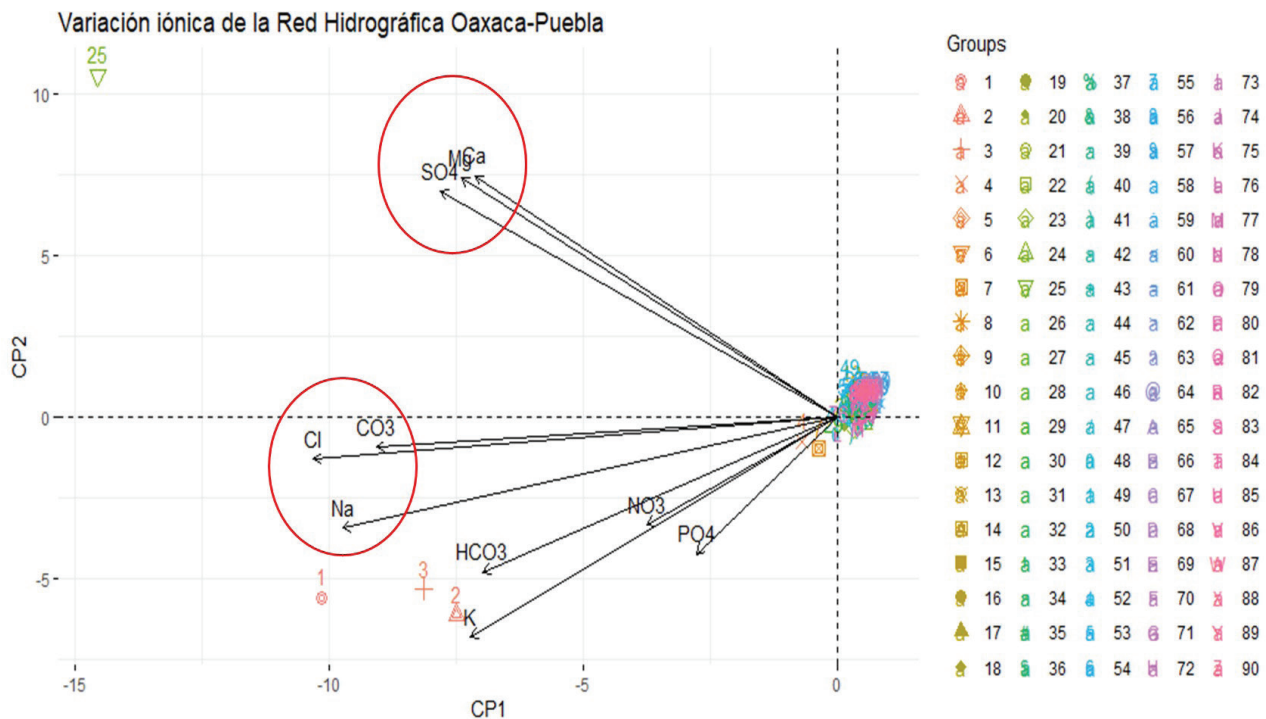


Figura 5. Diagrama biplot del ACP para la variación iónica de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla. Fuente: elaboración propia. Colegio de Postgraduados, campus Montecillo, 2017.

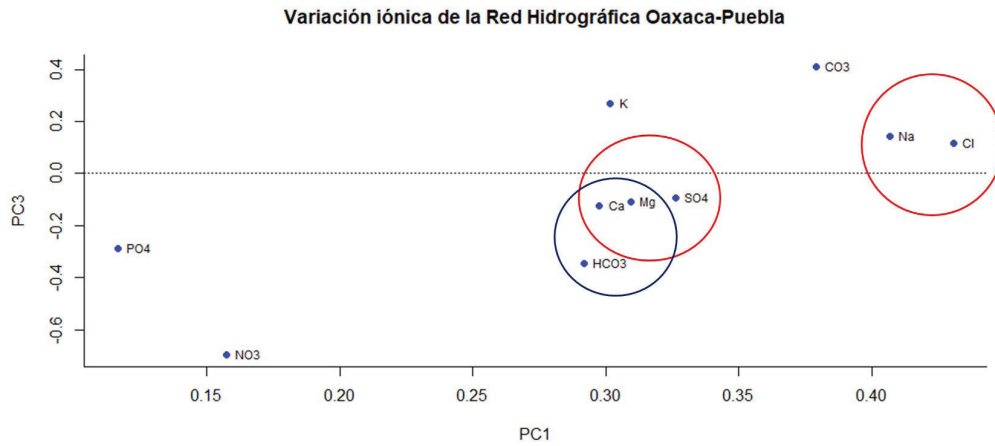


Figura 6. Peso de variables de CP1 vs CP3. Fuente: elaboración propia. Colegio de Postgraduados, campus Montecillo, 2018.

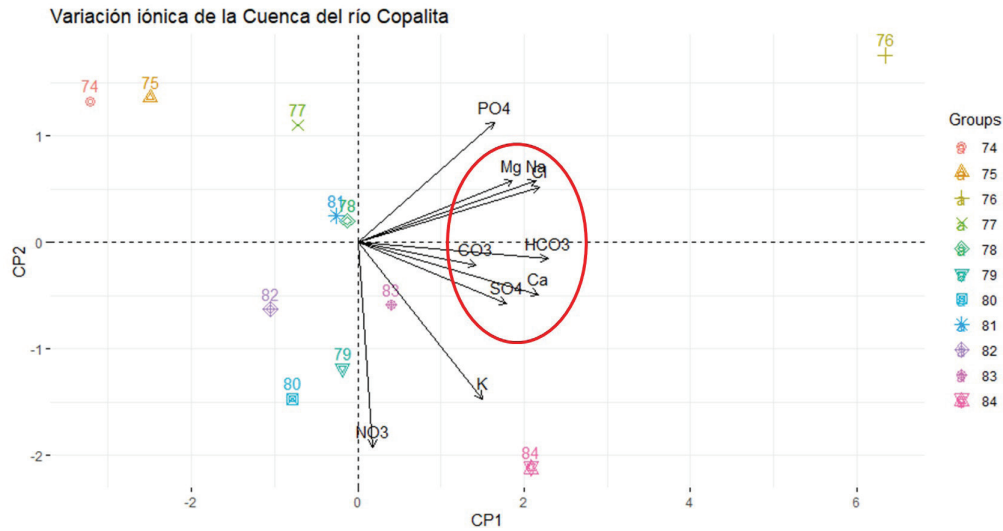


Figura 7. Diagrama biplot del ACP para la variación iónica en la cuenca río Copalita. Fuente: elaboración propia. Colegio de Postgraduados, campus Montecillo, 2018.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue posible por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), agradecemos al Colegio de Postgraduados por haberse mostrado en las mejores disposiciones ante cada requisito que se le solicitara, al laboratorio de Ciencias Ambientales del área de Hidrociencias por la ayuda que brindó durante todo el período de estudio y análisis.

REFERENCIAS

AHAMED, A.J., K. LOGANATHAN, S. ANANTHAKRISHNAN, J.K.C. AHMED, M.A. ASHARF. 2016. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification and evaluation of groundwater in Alathur Block,

Perambalur District, India. *Applied Ecology and Environmental Research* 15(3):105-116. DOI:10.15666/aeer/1503_105116

ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS). 2002. *Standard Test Method for Alkalinity in Brackish Water, Seawater, and Brines/ Designation: D3875-03*. ASTM International, West Conshohocken, PA: United States. 4 p.

ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS). 2003. *Standard Test Methods for Calcium and Magnesium In Water/ Designation: D511-03*. ASTM International, West Conshohocken, PA: United States. 9 p.

ANDERSON, N.J., R. HARRIMAN, D.B. RYVES & S.T. PATRICK. 2001. Dominant factors controlling variability in the ionic composition of West Greenland lakes. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33(4):418-425. DOI:10.1080/15230430.2001.12003450

- AVILÉS, A., M. NOVIČ, V. CLAVERO & F.X. NIELL. 2003. Variabilidad iónica en el complejo fluvial formado por los ríos Pivka, Unica y Ljubljanka (Eslovenia). *Limnetica* 22(1-2):155-164. DOI:10.23818/limn.22.10
- BAIRD, R.B., A.D. EATON & E.W. RICE. 2017. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 23rd ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington, D.C. USA. 1545 p.
- BELKHRI, L., A. BOUDOUKHA & L. MOUNI. 2011. A multivariate statistical analysis of groundwater chemistry data. *International Journal of Environmental Research* 5(2):537-544.
- BETANCOURT, C., R. SUÁREZ, R.E. CONCEPCIÓN & H. HERRERA. 2012. Tendencia de los componentes mayoritarios del agua de cuatro embalses en el Centro-Sur Cubano, durante un período de veinte años. *Gestión Ambiental* 23:51-65.
- BIGLARI, H., A. CHAVOSHANI, N. JAVAN, A. M. HOSSEIN. 2015. Geochemical study of groundwater conditions with special emphasis on fluoride concentration, Iran. *Desalination and Water Treatment* 57(47):22392-22399. DOI:10.1080/19443994.2015.1133324
- CAMACHO, B.A., H.M.E. ORTEGA, E.I.B. SÁNCHEZ & Á.C. CAN. 2020. Indicadores de calidad físico química de las aguas residuales del estado de Oaxaca, México. *Terra Latinoamericana* 38(2):361-375. DOI:10.28940/terra.v38i2.610
- CHADHA, D.K. 1999. A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. *Hydrogeology Journal* 7(5):431-439. DOI:10.1007/s100400050216
- CLESCERI, L.S., A.E. GREENBERG & A.D. EATON (eds.). 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. American Health Association (APHA). Washington, D. C. Folio variado
- CNA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2012. Programa Hídrico Regional Visión 2030. Región Hidrológico-Administrativa V Pacífico Sur. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. 155 p.
- DONG, J.D., Y.Y. ZHANG, Y.S. WANG, M.L. WU, S. ZHANG & C.H. CAI. 2010. Chemometry use in the evaluation of the Sanya Bay water quality. *Brazilian Journal of Oceanography* 58(4):339-352. DOI:10.1590/S1679-87592010000400008
- FAITOURI, M.A., F. SALLOUM & M.A. MUFTAH. 2018. Determination of water type in Benghazi Plain aquifers by chemical and statistical methods. Available online at: https://www.researchgate.net/publication/333321627_Determination_of_water_type_in_Benghazi_Plain_aquifers_by_chemical_and_statistical_methods (downloaded December 15, 2020)
- GAJBHIYE, S., S.K. SHARMA & M.K. AWASTHI. 2015. Application of principal components analysis for interpretation and grouping of water quality parameters. *International Journal of Hybrid Information Technology* 8(4):89-96. DOI:10.14257/ijhit.2015.8.4.11
- GÜLER, C., G.D. THYNE, E.J. MCCRAY & A.K. TURNER. 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal* 10(4):455-474. DOI:10.1007/s10040-002-0196-6
- HERNÁNDEZ, S.J.R., M.A.P. ORTIZ & M.M.E. FIGUEROA. 2008. Análisis morfoestructural del estado de Oaxaca, México: un enfoque de clasificación tipológica del relieve. *Investigaciones Geográficas* 68:7-24.
- MANCILLA, O.R.V., A.L.O. BAUTISTA, H.M.E. ORTEGA, E.I.B. SÁNCHEZ, A.C. CAN, R.D.G. GUEVARA & Y.M.M. ORTEGA. 2014. Hidrogeoquímica de salinas Zapotitlán y los lagos-cráter Alchichica y Atexcac, Puebla. *IDESIA* 32(1):55-69. DOI:10.4067/S0718-34292014000100007
- PEÑA, D. 2002. *Análisis de datos multivariantes*. McGraw-Hill Interamericana de España, Madrid. 539 p.
- PÉREZ, D.J.P., H.M.E. ORTEGA, C.A. RAMÍREZ, H.F. MAGDALENO, E.I.B. SÁNCHEZ, A.C. CAN & O.R.V. MANCILLA. 2019. Concentración de nitrato, fosfato, boro y cloruro en el agua del río Lerma. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 6(16):175-182. DOI:10.19136/era.a6n16.1829
- SÁNCHEZ, B.E.I., O.G. SANDOVAL, M.A.E. CAMACHO, F.M. VALDEZ & A.L. RODRÍGUEZ. 2014. Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. *Revista Internacional de Ciencia y Sociedad* 1(2): 27-41.
- SEMAEDES (SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE, ENERGÍAS Y DESARROLLO SUSTENTABLE). 2018. Programa Estatal de Cambio Climático de Oaxaca 2016-2022. Gobierno Constitucional del Estado de Oaxaca. 370 p.
- SHELTON, J.L., A.M. ENGLE, A. BUCCIANTI & M.S. BLONDES. 2018. The isometric log-ratio (irl)-ion plot: A proposed alternative to the Piper diagram. *Journal of Geochemical Exploration* 190:130-141. DOI:10.1016/j.gexplo.2018.03.003
- SUBBA, R.N., B. SUNITHA, N. ADIMALLA & M. CHAUDHARY. 2020. Quality criteria for groundwater use from a rural part of Wanaparthy District, Telangana State, India, through ionic spatial distribution (ISD), entropy water quality index (EWQI) and principal component analysis (PCA). *Environmental Geochemistry and Health* 40:1405-1435. DOI:10.1007/s10653-019-00393-5
- TAHVANAINEN, T., T. SALLANTAU, R. HEIKILÄ & T. TOLONEN. 2002. Spatial variation of mire surface water chemistry and vegetation in Northeastern Finland. *Annales Botanici Fennici* 39:235-251.
- VÁSQUEZ, M., G. RAMÍREZ & T. GARCÍA. 2016. Un índice de capacidad multivariante basado en la probabilidad de no conformidad, una aplicación al monitoreo de calidad de un ciclo de agua clarificada. *Revista Ingeniería UC* 23(3):319-326.
- VELÁZQUEZ, A.L. & A.A. ORDAZ. 1992. Provincias hidrogeológicas de México. *Tecnología y Ciencias del agua*. Disponible en línea en: <http://revistatyc.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/691> (consultado el 26 enero 2021).
- WU, Z.Z., Z.W. CHE, Y.S. WANG, J.D. DONG & M.L. WU. 2015. Identification of Surface water quality along the coast of Sanya, South China sea. *PLoS ONE* 10(4):e0123515. DOI:10.1371/journal.pone.0123515

Variación estacional en la distribución y diversidad de rotíferos del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México

Seasonal variation in diversity and distribution of rotifers from the Alvarado Lagoon System, Veracruz, Mexico

Nayeli Carmen Benítez-Fernández¹, Verónica Valadez-Rocha¹, Ignacio Alejandro Pérez-Legaspi¹, Eloísa Morales-Castro¹
y Cristina Fuentes-Meza¹

Recibido: 24 de abril de 2020.

Aceptado: 23 de noviembre de 2021.

Publicado: diciembre de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. En el Golfo de México, el Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) destaca por sus dimensiones y pesquerías. Los rotíferos están entre los grupos más abundantes del zooplancton en estos ecosistemas. La información sobre su composición y dinámica estacional es escasa a pesar de su importancia estructural y funcional. **Objetivos.** Evaluamos la diversidad, variación estacional e influencia del pH, transparencia, salinidad y temperatura sobre la estructura de las comunidades de rotíferos en el SLA. **Métodos.** Se recolectaron muestras de zooplancton y se registraron parámetros fisicoquímicos durante septiembre 2017 a mayo 2018, en distintas épocas climáticas en cuatro zonas del SLA según el gradiente de salinidad. El zooplancton fue separado por grupos y los rotíferos se identificaron hasta especie. Se estimaron índices de Shannon-Weiner y diversidad efectiva calculando números de Hill Q1 y Q2, analizando diferencias entre zonas y temporadas. Se realizó análisis de conglomerados para determinar similitudes en la composición biológica entre diferentes zonas y temporadas. Se realizó el análisis de correspondencia canónica transformando datos de parámetros fisicoquímicos y abundancia de especies de rotíferos. **Resultados.** Se observó comportamiento oligohalino en lluvias a mesohalino en secas y la gran influencia de ríos durante lluvias en todo el SLA. Se identificaron 24 especies de rotíferos y cuatro especies de cladóceros, todos nuevos registros, siendo la familia Brachionidae la más abundante. La mayor diversidad ocurre en la zona sur en lluvias y la menor en nortes. La salinidad y transparencia estuvieron relacionadas con la distribución de las especies de Brachionidae. **Conclusiones.** El comportamiento hidrológico y variabilidad del gradiente de salinidad concuerda con lo reportado para el SLA.

Palabras clave: Brachionidae, diversidad, estuario, sistema lagunar, zooplancton.

ABSTRACT

Background. In the Gulf of Mexico, the Alvarado Lagoon System (ALS) stands out for its dimensions and fisheries. Rotifers are among the most abundant groups of zooplankton in these ecosystems. Information on its composition, diversity, and seasonal variation is scarce, despite its structural and functional importance. **Objective.** We determined the diversity, seasonal variation, and the influence of pH, transparency, salinity, and temperature in the rotifer community structure in the ALS. **Method.** We collected zooplankton samples and physicochemical parameters from September 2017 to May 2018 in four zones of the ALS along the salinity gradient. Zooplankton was separated into groups, and rotifers identified species level. Shannon-Weiner diversity index and effective diversity Hill numbers Q1 and Q2 were calculated by analyzing differences among seasons and zones. A cluster analysis was performed to determine the similarity in the biological composition between zones and seasons. Canonical correspondence analysis was performed with transformed data of physicochemical parameters and rotifer abundances. **Results.** Oligohaline behavior in the rainy season to mesohaline in the dry season and the influence of the rivers in all the ALS was observed. 24 rotifer species and four cladocerans were identified, all correspond to new records, being Brachionidae the most abundant. The highest diversity occurs during the rainy season in the south zone while the lowest in the dry season. Salinity and turbidity were related to the distribution of the Brachionidae species. **Conclusions.** Hydrological behavior and salinity variation gradient agree with records for ALS.

Keywords: Brachionidae, diversity, estuary, lagoon system, zooplankton.

¹ División de estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Boca del Río, Tecnológico Nacional de México. Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Veracruz, 94290. México

***Corresponding author:**

Ignacio Alejandro Pérez Legaspi: e-mail: ialegaspi@yahoo.com

To quote as:

Benítez-Fernández, N.C., V. Valadez-Rocha, I.A. Pérez-Legaspi, E. Morales-Castro & C. Fuentes-Meza. 2021. Variación estacional en la distribución y diversidad de rotíferos del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 31 (3): 209-219.

DOI: 10.24275/uam/izt/dcb/hidro/2021v31n3/Benitez

INTRODUCCIÓN

Existen 23 Sistemas Lagunares en el Golfo de México, entre los cuales destaca el Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) como uno de los más importantes por su diversidad biológica, dimensiones (26 km de longitud aproximada, 5 km amplitud y un área de 80.6 km²) y actividades pesqueras (De la Lanza-Espino & Lozano, 1999). Este sistema, presenta alto grado de heterogeneidad ambiental con condiciones que permiten la riqueza de hábitats y nichos ecológicos para diferentes especies terrestres y acuáticas. El SLA está considerado en varias categorías de conservación: Región Marina Prioritaria, Área de Importancia para la Conservación de Aves y Humedales, y está incluida en la lista de humedales de importancia internacional o como sitio Ramsar (CONABIO, 2000; De la Lanza-Espino, 2017; Ramsar, 2019).

El SLA cuenta con registros de plantas, hongos, vertebrados e invertebrados como crustáceos y moluscos (Flores-Coto & Mendez-Vargas, 1981; CONABIO, 2000; Cruz-Escalona *et al.*, 2018). Se han registrado sus características fisicoquímicas, identificando el SLA como un sistema heterotrófico (De la Lanza-Espino & Lozano, 1999; De la Lanza-Espino, 2017), donde la variación espacio temporal de los nutrientes se relaciona con la descarga de los ríos distinguiendo tres zonas (Morán-Silva *et al.*, 2005). También, se ha descrito la composición y distribución de bacterias sulfato reductoras en relación con las características de los sedimentos (Torres-Alvarado, 2007). Así como el contenido de clorofila "a" y su relación con el nitrógeno, fósforo y otros parámetros fisicoquímicos (Morán-Silva *et al.*, 2005; De la Lanza-Espino, 2017). Sin embargo, los estudios sobre composición planctónica en lagunas costeras del Golfo de México son escasos, a pesar de que la complejidad natural de las cadenas tróficas entre la comunidad del fitoplancton y zooplancton es de interés para la comunidad científica (Murrell & Lores, 2004).

Margalef (1975) reportó por primera vez la productividad primaria y composición fitoplanctónica del SLA, mencionando dominancia de fitoplancton marino a mesohalino excepto donde desemboca el río Papaloapan. Además, reportó algunos géneros zooplanctónicos como el copépodo *Acartia* sp., los cladóceros *Bosmina* sp. y *Ceriodaphnia* sp., y el rotífero *Testudinella* sp. También, Álvarez-Silva & Gómez-Aguirre (2000) analizaron copépodos en seis lagunas costeras del Golfo de México incluyendo 13 especies para el SLA, siendo las más comunes *Acartia lilljeborgii*, *Acartia tonsa*, *Pseudodiaptomus pelagicus* y *Temora turbinata*. Sin embargo, la información planctónica del SLA está limitada a los estudios mencionados. El conocimiento sobre la variación en la composición de la comunidad zooplanctónica es fundamental, pues está vinculada con la transferencia de materia y energía entre microorganismos y los siguientes niveles tróficos en ecosistemas acuáticos (Murrell & Lores, 2004; Jeyaraj *et al.*, 2014; Pérez-Legaspi *et al.*, 2015, 2019; Rico-Martínez *et al.*, 2016). Entre los grupos más abundantes en sistemas lagunares estuarinos se encuentran los copépodos y rotíferos (Pantaleón-López *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2012; Jeyaraj *et al.*, 2014). Mientras que los cladóceros son considerados componentes esenciales en lagos dulceacuícolas (Dodson & Hanazato, 1995; José de Paggi *et al.*, 2012; Pérez-Legaspi *et al.*, 2015), su presencia es rara en zonas tropicales y subtropicales con pocas especies representativas (Villalobos & González, 2006), siendo típicamente pequeñas y poco abundantes (José de Paggi *et al.*, 2012).

Los rotíferos pueden encontrarse en ambientes acuáticos marinos, dulceacuícolas y salobres (Pennak, 1989; Wallace *et al.*, 2006; Rico-Martínez *et al.*, 2016); su importancia en ecosistemas acuáticos

reside en conseguir altas densidades poblacionales en poco tiempo, alcanzando a dominar la producción de la comunidad planctónica (Wallace *et al.*, 2006; José de Paggi *et al.*, 2012; Rico-Martínez *et al.*, 2016). La diversidad funcional de rotíferos es mayor que otros grupos del zooplancton debido a su amplio rango de alimentación donde su papel ecológico puede ser más importante por su tasa de filtración (José de Paggi *et al.*, 2012), siendo pieza clave entre la comunidad microbiana y niveles tróficos superiores. Los rotíferos son capaces de colonizar hábitats rápidamente y convertir la productividad primaria en una forma aprovechable para los consumidores secundarios, haciendo disponible su energía para los siguientes niveles tróficos (Wallace *et al.*, 2006; Rico-Martínez *et al.*, 2016). Además, por su pequeño tamaño e impermeabilidad del integumento son susceptibles a cambios físicos y químicos (Nogrady *et al.*, 1993; Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 1998; Moha-León *et al.*, 2015; Rico-Martínez *et al.*, 2016). Su composición, abundancia, riqueza y distribución está influenciada por diversos factores ambientales (Zanatta *et al.*, 2007; Medeiros *et al.*, 2010; José de Paggi *et al.*, 2012; Keppeler *et al.*, 2018); lo que puede influir en la estructura y funcionamiento del ecosistema. Por tanto, los datos obtenidos de este estudio contribuyen con información nueva del zooplancton presente en el SLA con énfasis sobre variación estacional en la diversidad, distribución y estructura de comunidades de rotíferos del SLA, considerando la influencia de algunos factores físicos y químicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El Sistema Lagunar de Alvarado se localiza en la línea costera del sureste de Veracruz, México; al suroeste del Golfo de México (Fig. 1), (18°46' – 18°42'N y 95°34' – 95°58'W), tiene una profundidad promedio de 2.5 m y salinidad promedio de 7.5 ups (De la Lanza-Espino & Lozano, 1999; Morán-Silva *et al.*, 2005; Moha-León *et al.*, 2015; De la Lanza-Espino, 2017). La región tiene una temperatura media anual de 18 – 26 °C y está influido por tres épocas climáticas: lluvias (junio-septiembre), nortes (octubre-febrero) y secas (marzo-junio) (Morán-Silva *et al.*, 2005). El SLA está formado por una gran laguna central denominada Alvarado (4.5 m de profundidad máxima), conectada con las lagunas Buen País, Camaronera y Tlalixcoyan; aunque presenta diversos cuerpos acuáticos pequeños y zonas inundables. Este sistema lagunar desemboca hacia el mar, aunque recibe agua dulce de los ríos Papaloapan, Blanco, El Limón, Acula y Camarón (De la Lanza-Espino & Lozano, 1999; Morán-Silva *et al.*, 2005; Calva-Benítez & Torres-Alvarado, 2011; De la Lanza-Espino, 2017). El SLA está clasificado como oligohalino (0 - 3.8 ups) durante temporada de lluvias por la influencia de los ríos y mesohalino durante nortes (0 – 11.5 ups) y secas (0 - 14.5 ups). Esta clasificación de mesohalino a oligohalino se atribuye a la influencia de los ríos (De la Lanza Espino & Lozano, 1999; De la lanza Espino, 2017), con tendencia a la heterotrofia (De la lanza Espino, 2017).

El gradiente de salinidad en el SLA va desde la entrada de la laguna de Alvarado hasta laguna Camaronera y de la conexión de la laguna hacia las áreas de descarga de los ríos Papaloapan y Acula (Morán-Silva *et al.*, 2005). Con base en este gradiente, se identificaron cuatro zonas: 1) Norte "N" comprendiendo estaciones 1, 2, 3 y 4 localizadas en lagunas Camaronera; 2) Centro "C" correspondiente a estaciones 5, 6, 7 y 8 localizadas en laguna de Alvarado y Buen País; 3) Interior "I" con estaciones 9, 10, 11 y 12 comprendiendo zona donde influyen los ríos (Blanco y Papaloapan) en dirección hacia la laguna Tlalixcoyan; 4) Sur "S" correspondiente a estaciones 13 y 14 cerca de la boca de la laguna de Alvarado.

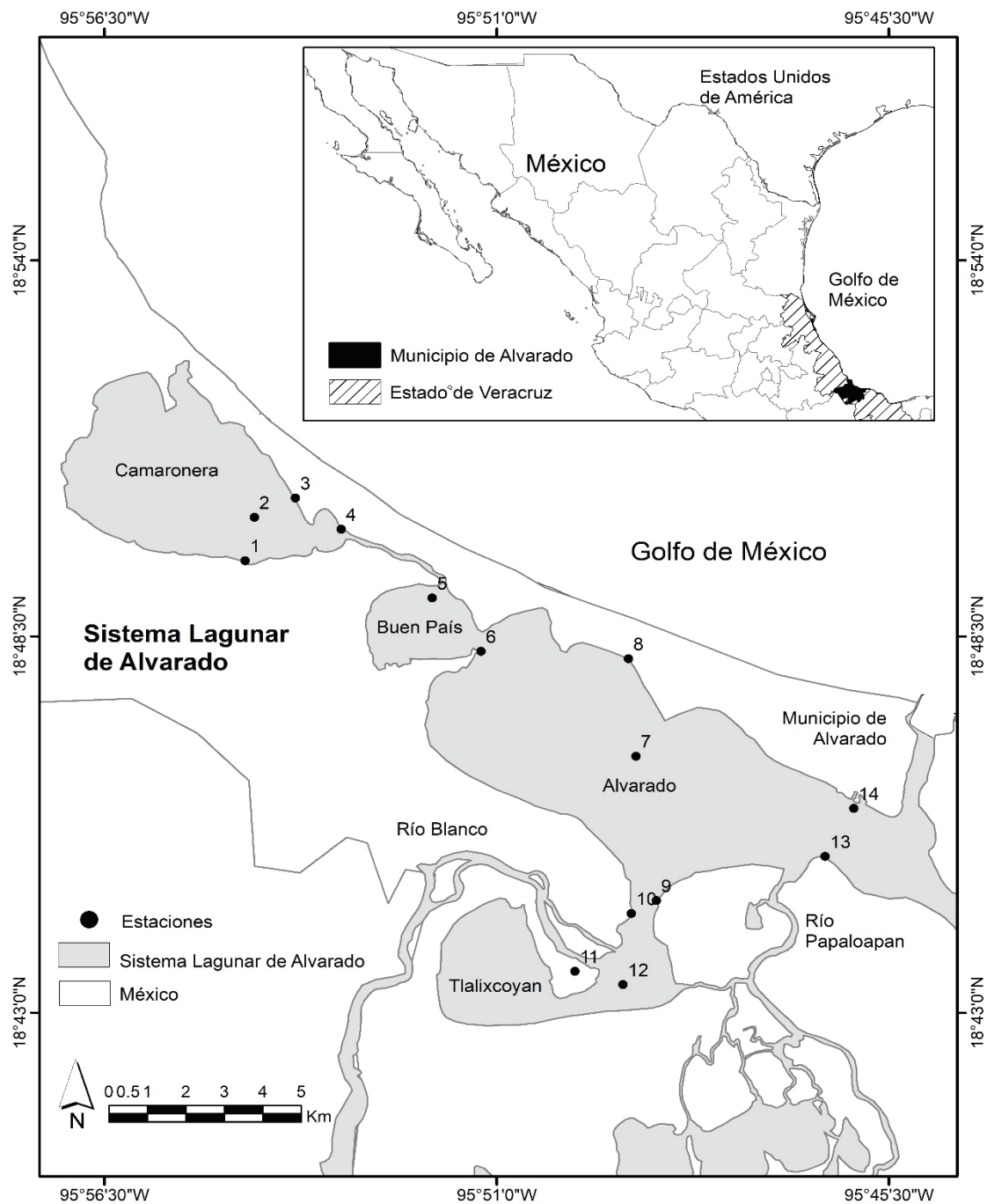


Figura 1. Localización de los sitios de recolecta (●) en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. Zonas: Norte (1 - 4), Centro (5 - 8), Interior (9 - 12) y Sur (13 y 14).

Colecta de campo. Se tomaron muestras en el SLA durante un ciclo de ocho meses (septiembre 2017 a mayo 2018), comprendiendo épocas climáticas: secas, lluvias y nortes. Se registró la ubicación geográfica de 14 estaciones mediante un Sistema de Posicionamiento Global o GPS (Garmin eTrex®10) (Fig. 1). Las muestras de zooplancton se obtuvieron filtrando 100 L de agua a través de una red zooplanctónica tipo

Wisconsin de 53 μ m de apertura de malla, concentrando cada muestra en 100 mL, éstas fueron fijadas y preservadas con formalina al 4%. También, se registraron los parámetros fisicoquímicos del agua "in situ": transparencia (turbidez), salinidad, temperatura y pH utilizando un disco de Secchi, un refractómetro portátil (ATAGO® Master-S/MillM), y un potenciómetro portátil (HANNA pH 211), respectivamente.

Análisis. Las muestras de zooplancton se trasladaron al laboratorio donde fueron separadas a nivel de grupos y de orden cuando fue posible, con ayuda de un microscopio estereoscópico (Stemi DV4 Zeiss) y un microscopio óptico (Primo Star Zeiss). Los rotíferos de la muestra fueron separados y se identificaron a nivel de especie usando claves taxonómicas (Segers, 1995a, 1995b; Nogrady & Pourriot, 1995; De Smet, 1996, 1997; Pourriot, 1997). A pesar de que el objeto de este estudio es el grupo de los rotíferos, se encontraron cladóceros que pudieron identificarse a nivel de especie mediante las claves taxonómicas de Elías-Gutiérrez *et al.* (2008). Para determinar la similitud en la composición biológica de las diferentes zonas del SLA se realizó un análisis de conglomerados entre estaciones de muestreo de las 4 diferentes zonas usando el algoritmo de similitud de Bray-Curtis y el método de unión simple o vecino más cercano, utilizando el programa Past 4.05 (Hammer *et al.*, 2001).

El análisis de diversidad de rotíferos se realizó mediante el software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013). Se calculó el índice de Diversidad de Shannon – Weiner y el número de especies efectivas o “diversidad verdadera” que se basa en los Números de Hill que son la diversidad de orden 0 (q0) que es igual a la riqueza de especies; diversidad de orden 1, que es el exponencial de la entropía del índice de Shannon (q1); y la diversidad de orden 2, que es el inverso del índice de Simpson (q2). El número efectivo de especies se postula como la mejor manera de describir la diversidad de una comunidad ecológica y compararla con otras comunidades (Jost, 2006; Moreno *et al.*, 2011). Se analizaron diferencias entre estimadores de diversidad verdadera en las tres temporadas: si una comunidad 1 tiene una diversidad D1 mayor que la diversidad D2 de la comunidad 2, entonces la comunidad 1 tendrá D1/ D2 veces más diversidad que la comunidad B.

Por su parte, para determinar el efecto de las variables ambientales en la distribución de las especies de rotíferos se transformaron las variables fisicoquímicas y los datos de abundancias usando $\log(x+1)$ y se realizó un análisis de correspondencia canónico (ACC) usando el software Past 4.05 (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

El análisis de parámetros fisicoquímicos en las zonas de muestreo del SLA, presenta gradientes de salinidad que disminuyen desde laguna Camaronera (zona “N”) hacia el centro en laguna de Alvarado (zona “C”) hasta zonas con baja salinidad (< 4) en la boca de la laguna de Alvarado (zona “S”) y en la zona interior (zona “I”); esto asociado con el aporte de agua dulce por descarga de los ríos (Fig. 1). En temporada de lluvias el SLA presenta salinidades menores a 2 ups, una mayor transparencia 38.3 ± 17.68 cm. La temperatura promedio del SLA fue de 28 ± 2 °C, disminuyendo en temporada de nortes hasta 20 °C. El pH se mantuvo con valores de 7 y 8 durante todo el año, registrando los valores más bajos en la zona “N” (Fig. 2). Se registraron 18 órdenes de organismos en las muestras de zooplancton pertenecientes a 6 grupos taxonómicos. Los más abundantes son copépodos, rotíferos, moluscos y cladóceros. También, se registraron estadios larvales de los artrópodos Copépoda, Diptera, Ephemeroptera; anélidos Polychaeta y moluscos Ostreoida (Tabla 1). Aunque no son el objetivo de este estudio, se identificaron cladóceros como: *Ceriodaphnia cornuta*, *Moina micrura*, *Leberis davidi* e *Ilyocryptus agilis* ya que no existe registro previo para el SLA (Tabla 2). Se identificaron 24 especies de rotíferos pertenecientes a 12 familias. En temporada de lluvias las familias presentes en el SLA fueron Brachionidae, Dicranophoridae, Euchlanidae, Lecanidae,

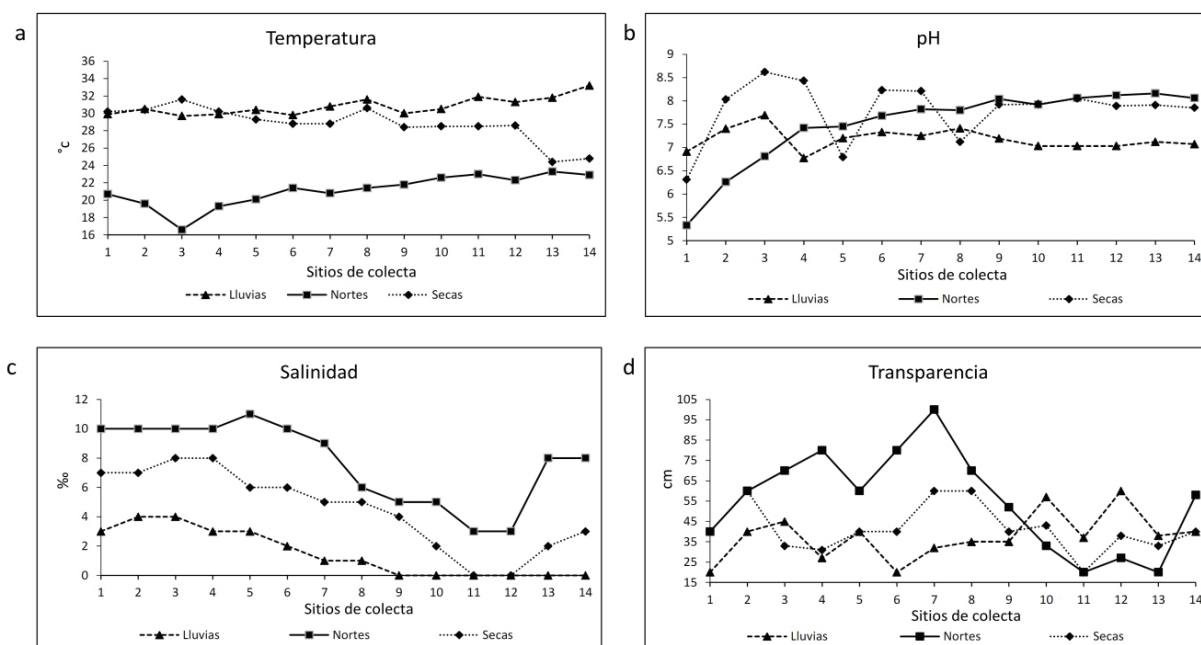


Figura 2. Registro anual de los parámetros fisicoquímicos en el Sistema Lagunar Alvarado por temporada y sitio de colecta: a) Temperatura, b) pH, c) Salinidad, d) Transparencia.

Tabla 1. Zooplancton en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. Los valores representan el número de individuos por temporada.

Taxa	Lluvias	Nortes	Secas	Taxa	Lluvias	Nortes	Secas
Sarcomastigophora				Arthropoda			
Clase: Granuloreticulosea				Clase Maxillopoda. Subclase Copepoda			
Orden Foraminiferida	195	110	94	Copepoditos*	13,498	7,486	10,948
N:	195	110	94	Orden Calanoida	4,204	10,970	3,984
Rotifera				Orden Cyclopoida	928	420	772
Clase: Eurotatoria. Subclase Monogononta				Orden Syphonostomatoida	1	-	-
Orden Ploima	12,314	415	2,182	Clase Branchiopoda. Subclase Cladocera			
Orden Flosculariaceae	11,551	3	6	Orden Anomopoda	854	10	46
Subclase: Bdelloidea				Clase Ostracoda			
Orden Philodinida	4,369	2	12	Orden podocopida	229	70	203
N:	28,234	420	2,200	Clase Malacostraca			
Annelida				Orden Amphipoda	8	14	3
Clase Polychaeta				Orden Isopoda	1	-	2
Subclase Palpata*	151	209	401	Orden Decapoda	20	15	9
N:	151	209	401	Clase Insecta			
Clase Clitellata				Orden Diptera*	27	14	4
Subclase Oligochaeta	3	3	3	Orden Ephemeroptera*	11	19	-
N:	154	212	404	N:	19,781	19,018	15,971
Nematoda							
Clase Chromadorea	180	470	1,364				
N:	180	470	1,364				
Mollusca							
Clase: Bivalvia. Superorden Filibranchia (Pteriomorpha)							
Orden Ostreoida*	10,094	94	594				
Superorden Eulamellibranchia (Heterodonta)							
Orden Veneroida	-	1	617				
Clase: Gastropoda. Subclase: Prosobranchia							
Orden Mesogastropoda	-	1	-				
Subclase: Caenogastropoda							
Orden Littorinimorpha	83	37	161				
N:	10,177	133	1,372				

* Estadios larvales; N = Número total de organismos.

Trichocercidae, Hexarthridae, Trochospheridae y Philodinidae. En nortes, Brachionidae y Asplachnidae. En secas Brachionidae, Proalidae y Euchlanidae (Tabla 3). La temporada con mayor riqueza de especies y abundancia fue lluvias, seguida de nortes y secas. Las especies de rotíferos presentes todo el año en el SLA son *Brachionus plicatilis* y *B. falcatius*. El rotífero *Asplachna* sp., se observa todo el año en diferentes zonas del SLA. Durante lluvias, la distribución de rotíferos en el SLA muestra que *B. rubens*, *B. plicatilis*, *Filinia* sp. y *Euchlanis* sp., está influida por la salinidad y pH; así como *B. quadridentatus* en menor grado. El rotífero *B. falcatius* es mayormente influido por la temperatura, mientras que *B. caudatus* por la transparencia. *Encentrum uncinatum* y *Hexarthra* sp., están parcialmente influidos por la temperatura.

En nortes, la distribución de *B. plicatilis* es afectada por la salinidad y transparencia, mientras que *B. angularis* por la transparencia. *Philodina* sp. y *Asplachna* sp., son afectadas por la temperatura y pH. En secas, *B. plicatilis* y *B. rubens* son afectados por la salinidad y transparencia, mientras que *Euchlanis* sp. y *P. gammari* por la transparencia y pH, donde el pH influye principalmente sobre *K. americana*, *Philodina* sp., *E. uncinatum*, *B. caudatus*, *B. angularis* y *B. falcatius*. El análisis de diversidad de rotíferos usando estimadores de diversidad verdadera q_0 , q_1 y q_2 se muestran en la Tabla 4. La mayor riqueza de especies q_0 se observa en temporada de lluvias, donde la zona "Sur" y la estación 12 zona "Interior" tienen más especies. A partir del análisis de diferencias entre números efectivos de especies por temporada, en lluvias hay mas

especies que en nortes (q1L/q1N) en el centro (estación 8) con 3.5 veces, interior (3.4 – 3.7 veces) y sur (3.9 – 4.0 veces); donde la zona “S” tiene mayor diversidad con 3.9 y 4 veces más especies. En secas hay mas especies que en nortes (q1S/q1N) en el interior y sur, donde el centro tiene la mayor diversidad con 3.8. El número de especies para q2 es mayor en lluvias que en nortes (q2L/q2N) para la zona “I” con 3.2 y 3.4 veces más, seguida de la zona “I” y la estación 8 de la zona “C”; donde éste sitio también muestra 3.4 veces más especies en secas que en nortes (q2S/q2N) seguida de las zonas “I” y “S” (Tabla 4).

El análisis de conglomerados por temporada muestra similitud en la composición biológica entre estaciones de diferentes zonas del SLA. En lluvias el dendrograma con corte a 30 %, muestra 2 grupos (Fig. 3a): 1) Estaciones 9 a 14 que corresponden a zonas “I” y “S”, las cuales están bajo influencia de los ríos en esta temporada; 2) Estaciones 1,3, 4 y 5 de zonas “N” y “C”, respectivamente. Las estaciones 7 y 8 de la zona “C”, se mantienen como grupos externos. En nortes, el dendrograma con corte al 50% muestra 4 grupos: 1) Estación 5 y 9 de zonas “C” e “I”; 2) Estaciones 2 y 3 zona “N”, 7 y 8 zona “C”, 10 y 12 zona “I” y 13 y 14 zona “S”; 3) Estación 11 de la zona “I”; 4) Estación 1 y 4 “N” (Fig. 3b). En secas, el dendrograma con corte al 25%, muestra 2 grupos y 3 estaciones no agrupadas: 1) Estación 9 y 12 de zona “I”; 2) Estaciones 1 a 4 de la zona “N”, 5 a 7 zona “C” y estaciones 13 y 14 de zona “S”. Las estaciones 10, 11 y 8 de las zonas “I” y “C” no se parecen en la composición biológica a otras estaciones (Fig. 3c).

Tabla 2. Cladóceros presentes en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. Los valores representan el número de individuos por temporada.

	Lluvias	Nortes	Secas
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1885	168	1	6
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1875	565	9	40
<i>Leberis davidi</i> Richard, 1895	121	-	-
<i>Ilyocryptus agilis</i> Kurz, 1878	1	-	-
N:	855	10	46

El análisis de correspondencia canónica (ACC) en lluvias muestra eigenvalores de los ejes 1 y 2 con el 95.8%, estos ejes fueron de 0.187 y 0.034, y explican el 81 % y 14.83 % de la variabilidad acumulativa especies-ambiente; respectivamente (Fig. 4a). En nortes, el ACC muestra eigenvalores de 0.195 y 0.10 para los ejes 1 y 2, que corresponden a 54.37 % y 28.49 % de la variabilidad especies ambiente (Fig. 4b). En secas, el ACC muestra que los primeros dos ejes explican el 83.76 % de la variabilidad especies-ambiente con eigenvalores de 0.25 y 0.095 para los ejes 1 y 2, explicando el 61.27 % y 22.49% de la variabilidad (Fig. 4c).

Tabla 3. Distribución estacional de rotíferos en diferentes zonas del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México.

Familia	Género/especie	Lluvias 2017				Nortes 2018				Secas 2018			
		N	C	I	S	N	C	I	S	N	C	I	S
Brachionidae	<i>Brachionus plicatilis</i> Muller, 1786	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	+	+	+	+			+			+	+	+
	<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898		+	+	+				+				+
	<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	+	+	+	+			+			+		+
	<i>Brachionus angularis</i> Goose, 1851	+		+	+	+		+					+
	<i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet, 1911			+	+			+			+		+
	<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	+	+	+	+			+		+	+	+	+
	<i>Platyias quadricornis</i> Ehrenberg, 1832	+	+	+	+								
Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
Dicranophoridae	<i>Encentrum uncinatum</i> Milne, 1886	+	+	+	+								+
Epiphanidae	<i>Epiphanes</i> sp.		+	+	+								
Proalidae	<i>Proales baradlana</i> Varga, 1958	+		+	+							+	+
	<i>Proales gammari</i> Plate, 1886									+	+	+	+
	<i>Proales theodora</i> Gosse, 1887			+	+					+	+	+	
Euchlanidae	<i>Euchlanis</i> sp.	+	+	+	+					+	+	+	+
Lecanidae	<i>Lecane</i> sp.	+	+	+	+					+	+	+	+
	<i>Lecane quadridentata</i> Ehrenberg, 1830	+	+	+	+								
Notommatidae	<i>Cephalodella</i> sp.		+	+	+								
	<i>Notommata</i> sp.							+					
Trichocercidae	<i>Trichocerca</i> sp.	+	+	+	+		+	+				+	+
Hexarthridae	<i>Hexarthra</i> sp.	+	+	+	+					+			+
Trochosphaeridae	<i>Filinia</i> sp.	+	+	+	+	+		+					
Bdelloidea	<i>Philodina</i> sp.	+	+	+	+	+		+		+	+	+	+

Nota: N=Zona Norte, C=Centro del Sistema Lagunar, I=Interior, Sur=Sur (Boca del Sistema Lagunar)

Tabla 4. Análisis de diversidad de rotíferos del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México (septiembre 2017 a mayo 2018). Números efectivos de especies, donde q_0 es la riqueza de especies observadas, q_1 es el exponencial de la entropía del índice de Shannon y q_2 es el inverso del índice de Simpson. Se muestra el cálculo de las diferencias de los números efectivos entre lluvias y nortes (q_1/q_0), y entre secas y nortes (q_2/q_0). Los valores obtenidos representan cuantas veces más especies hay en una temporada que en otra.

Estación	Zona	q_0			q_1			q_2			Diferencias de números efectivos de especies			
		Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	q_1L/q_1N	q_1S/q_1N	q_2L/q_2N	q_2S/q_2N
1	Norte	8	1	5	2.4	1.0	2.5	1.7	1.0	2.2	2.4	2.5	1.7	2.2
2	Norte	12	5	5	1.9	2.0	2.2	1.4	1.5	1.9	1.0	1.1	1.1*	1.3
3	Norte	6	3	4	1.9	1.9	2.3	1.4	1.4	2.0	1.0	1.2	1.0	1.4
4	Norte	11	1	6	2.3	1.9	2.6	1.5	1.4	2.2	1.2	1.3	1.1	1.6
5	Centro	9	2	7	2.4	1.2	3.4	1.6	1.1	2.8	1.9	2.8	1.4	2.6
6	Centro	12	2	6	2.5	1.2	3.5	1.6	1.1	2.9	2.0	2.8	1.5	2.7
7	Centro	6	3	11	2.5	1.3	3.8	1.6	1.1	3.0	1.9	2.9	1.5	2.7
8	Centro	17	2	5	4.6	1.3	5.0	2.6	1.1	3.9	3.5	3.8	2.4	3.4
9	Interior	15	2	5	5.1	1.5	5.1	2.9	1.2	4.0	3.4	3.5	2.4	3.3
10	Interior	17	3	7	5.7	1.5	5.2	3.3	1.2	4.0	3.8	3.5	2.7	3.3
11	Interior	13	5	5	6.2	1.7	5.3	3.5	1.3	4.0	3.6	3.0	2.7	3.1
12	Interior	21	8	1	6.9	1.9	5.3	3.9	1.4	4.0	3.7	2.8	2.9	3.0
13	Sur	20	4	13	7.3	1.9	5.6	4.3	1.4	4.2	3.9	3.0	3.2	3.1
14	Sur	22	4	13	8.0	2.0	6.2	4.9	1.4	4.4	4.0	3.1	3.4	3.1

*Sólo para este caso el número efectivo de especies de orden 2 es mayor en secas que en nortes, por lo que esta celda se calculó como q_2N/q_2L .

DISCUSIÓN

En este estudio se confirma el gradiente de variación de salinidad en el SLA, comprendiendo desde laguna Camaronera hacia el acceso a la laguna de Alvarado e interior, observando fuerte influencia de los ríos. Los rangos de variación de salinidad confirman que en temporada de lluvias es oligohalino en las zonas "Interior" y "Sur" coincidiendo con Morán-Silva *et al.* (2005). También, durante nortes, la baja profundidad de la laguna junto con las rachas de viento genera una zona de mezcla, condición que fue confirmada por el análisis de conglomerados durante el cual se forman dos grupos de composición biológica similar y solo tres estaciones que no se agrupan y corresponden a zonas donde hay mayor influencia por la descarga de los ríos en la zona "Interior" (11 y 12) y "Sur" (13 y 14). En temporada de secas, la laguna es predominantemente mesohalina, coincidiendo con Morán-Silva *et al.* (2005). Por tanto, el SLA presenta gradientes de oligohalino a mesohalino con poca influencia del mar, coincidiendo con Margalef (1975), De la Lanza Espino & Lozano (1999) y Morán-Silva *et al.* (2005). En este sistema lagunar ocurren variaciones de salinidad estacionales, siendo común observar estos gradientes en estuarios (Morán-Silva *et al.*, 2005; De la Lanza-Espino, 2017). Las características hidrobiológicas del SLA muestran una tendencia a mesohalino durante secas y cambiando a dulceacuícola en temporada de lluvias (Villalobos *et al.*, 1975; Morán-Silva *et al.*, 2005).

Se observó una mayor diversidad de rotíferos en el SLA durante las lluvias. En esta temporada, los aportes fluviales y pluviales disminuyen la transparencia, aumentan la transparencia por turbulencia,

suspensión y acarreo de sedimentos finos de limos, arcillas y materia orgánica (Calva-Benítez & Torres-Alvarado, 2011; De la Lanza Espino, 2017). Este patrón es constante en lagunas costeras, donde la mayor diversidad ocurre durante lluvias, por la mezcla de corrientes, que incrementan la disponibilidad nutrientes (Almeida *et al.*, 2012; Jeyaraj *et al.*, 2014). Entre los organismos más representativos encontrados en el zooplancton del SLA se observa que la mayor proporción corresponde a rotíferos seguido de copépodos, copepoditos, moluscos bivalvos en estadios larvales y cladóceros. Es común encontrar copepoditos en humedales costeros con gradientes de salinidad, indicando la continua reproducción de copépodos. Sin embargo, su tipo de reproducción y duración del ciclo de vida limitan su población en comparación con otros grupos (Iannaccone & Alvarado, 2007). Los cladóceros y rotíferos tienen ciclos de vida cortos con altas tasas reproductivas debido a que su reproducción asexual les permite colonizar nichos eficientemente (Dodson & Hanazato, 1995; Wallace *et al.*, 2006; Rico-Martínez *et al.*, 2016; Pérez-Legaspi *et al.*, 2017). Aunque los cladóceros son poco frecuentes en zonas tropicales, es posible encontrar especies como *Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum* y *Ceriodaphnia cornuta* debido a su amplia distribución y abundancia (Villalobos & González, 2006). En este estudio se encontraron cuatro nuevos registros de cladóceros (Tabla 2) para el SLA durante lluvias los cuales se asocian con la disminución en salinidad; Margalef (1975) reportó solo el género *Ceriodaphnia* en invierno no obstante ahora se confirma que corresponde a la especie *cornuta* para este sistema tropical, coincidiendo con Villalobos & González (2006).

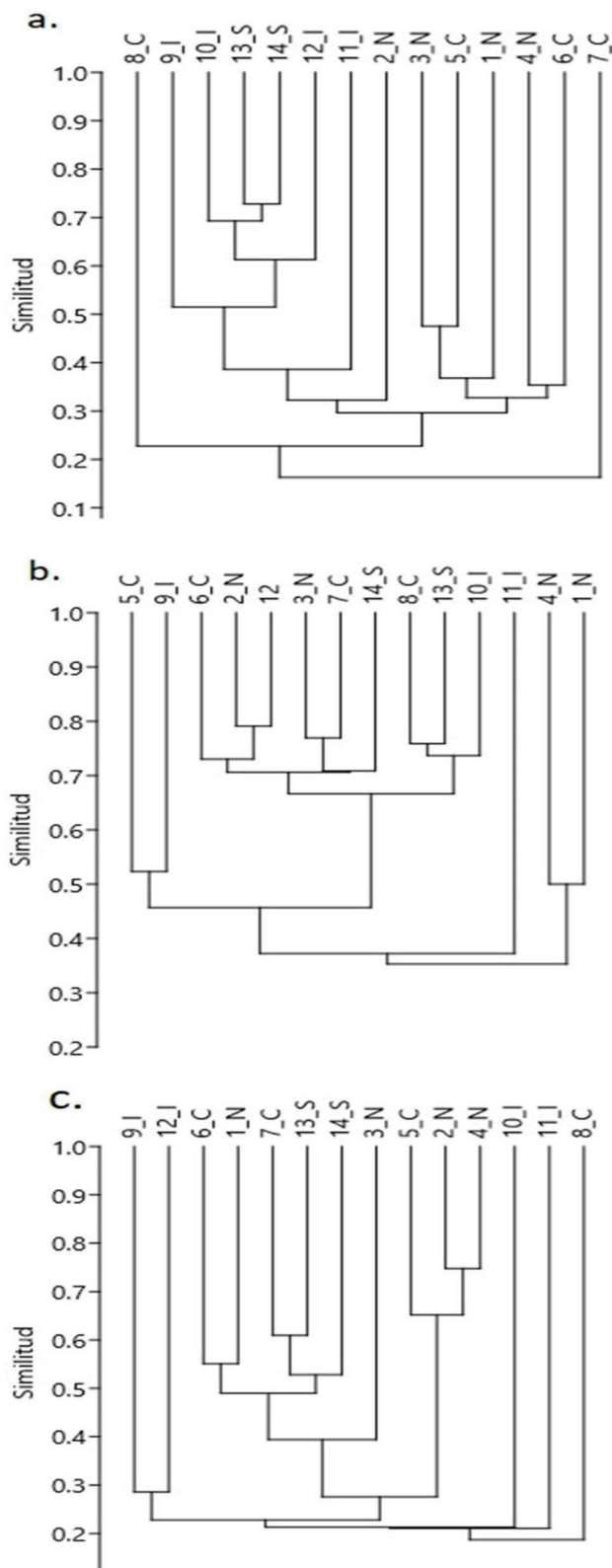


Figura 3. Análisis de conglomerados por temporada por método de unión simple y algoritmo de unión de Bray Curtis. a) Lluvias, b) Nortes, c) Secas. Los números representan las estaciones de muestreo y las letras las zonas en el SLA.

En este estudio, los rotíferos fueron el grupo más abundante del mismo modo que para otros sistemas tropicales y subtropicales (Iannaccone & Alvarino, 2007; Zanatta *et al.*, 2007). La riqueza, abundancia y distribución de rotíferos está determinada por factores bióticos y abióticos que influyen en su dinámica poblacional (Zanatta *et al.*, 2007; José de Paggi *et al.*, 2012). Su distribución se asocia con la disponibilidad del alimento, presencia o ausencia de depredadores y competidores que pueden influir más que algunos parámetros como el oxígeno disuelto y temperatura (Zanatta *et al.*, 2007). Esta disponibilidad de nutrientes influye en la composición de productores primarios y a su vez en la dinámica de los siguientes niveles tróficos (Murrell & Loes, 2004).

Entre los rotíferos, la familia más común en el SLA durante todo el año correspondió a la familia Brachionidae coincidiendo con Zanatta *et al.* (2007) para la laguna tropical la Escondida, Veracruz, México. Rotíferos de las familias Trochosphaeridae y Philodinidae se observaron durante lluvias y nortes. Entre las familias de rotíferos más comunes en ambientes tropicales se mencionan a Brachionidae, Lecanidae y Trichocercidae para quienes su distribución y abundancia depende de las lluvias (Iannaccone & Alvarino, 2007; José De Paggi *et al.*, 2012; Keppeler *et al.*, 2018). En este estudio, se observaron rotíferos típicos de aguas cálidas, tropicales y subtropicales de ambientes oligo a mesotróficos de agua suave, ligeramente ácida como los miembros de la familia Lecanidae (Segers, 2008); rotíferos que prefieren ambientes alcalinos y condiciones eutróficas como la familia Brachionidae, entre quienes destaca el rotífero eurihalino cosmopolita *B. plicatilis*, el cual presenta máximo crecimiento en salinidades moderadas (Moha-León *et al.*, 2015), así como *B. quadridentatus* típico de zonas litorales dulceacuicolas y salobres (García-Morales & Domínguez-Domínguez, 2019).

La distribución de rotíferos observada en el SLA muestra que los cambios temporales en la estructura de la comunidad de rotíferos están relacionados con las fases hidrológicas y ciclos estacionales, así como preferencias de hábitats presentes en este sistema tropical (Keppeler *et al.*, 2018); es decir, en el SLA existe heterogeneidad de hábitats ocasionada por la transparencia, gradientes de salinidad y temperatura (Morán-Silva *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2012; Jeyaraj *et al.*, 2014) que junto con la disponibilidad de nutrientes son factores que influyen en la distribución espacial, temporal y abundancia del SLA como parte del ensamble biológico en sistemas estuarinos (Almeida *et al.*, 2012). La dinámica de circulación del SLA está influenciada por las mareas, vientos y baja profundidad de este sistema (Morán-Silva *et al.*, 2005). Por otra parte, en lluvias las estaciones 7 y 8 se separan de los grupos, probablemente debido a que la estación 7 se localiza en el centro de la laguna de Alvarado y la 8 en el margen este de la Laguna de Alvarado, muy cerca de la orilla. La mayoría de los análisis agruparon las estaciones 13 y 14, con características muy similares al igual que las estaciones de la zona "Interior" excepto durante nortes. Estas estaciones tienen una fuerte influencia de la descarga de agua dulce de los ríos en lluvias, lo cual reduce la salinidad e influye en la distribución de los rotíferos de este sistema lagunar concordando con Medeiros *et al.* (2010).

Es importante conocer la composición y distribución del zooplankton, ya que su monitoreo constante permite conocer el estatus de su biodiversidad e identificar las áreas de productividad para el apropiado manejo del sistema lagunar (Jeyaraj *et al.*, 2014). Estas áreas de productividad son clave, pues influyen en la abundancia y distribución de organismos de interés comercial (Morán-Silva *et al.*, 2005). Entre los rotíferos, la distribución de la familia Brachionidae en el SLA está influenciada por la salinidad y transparencia.

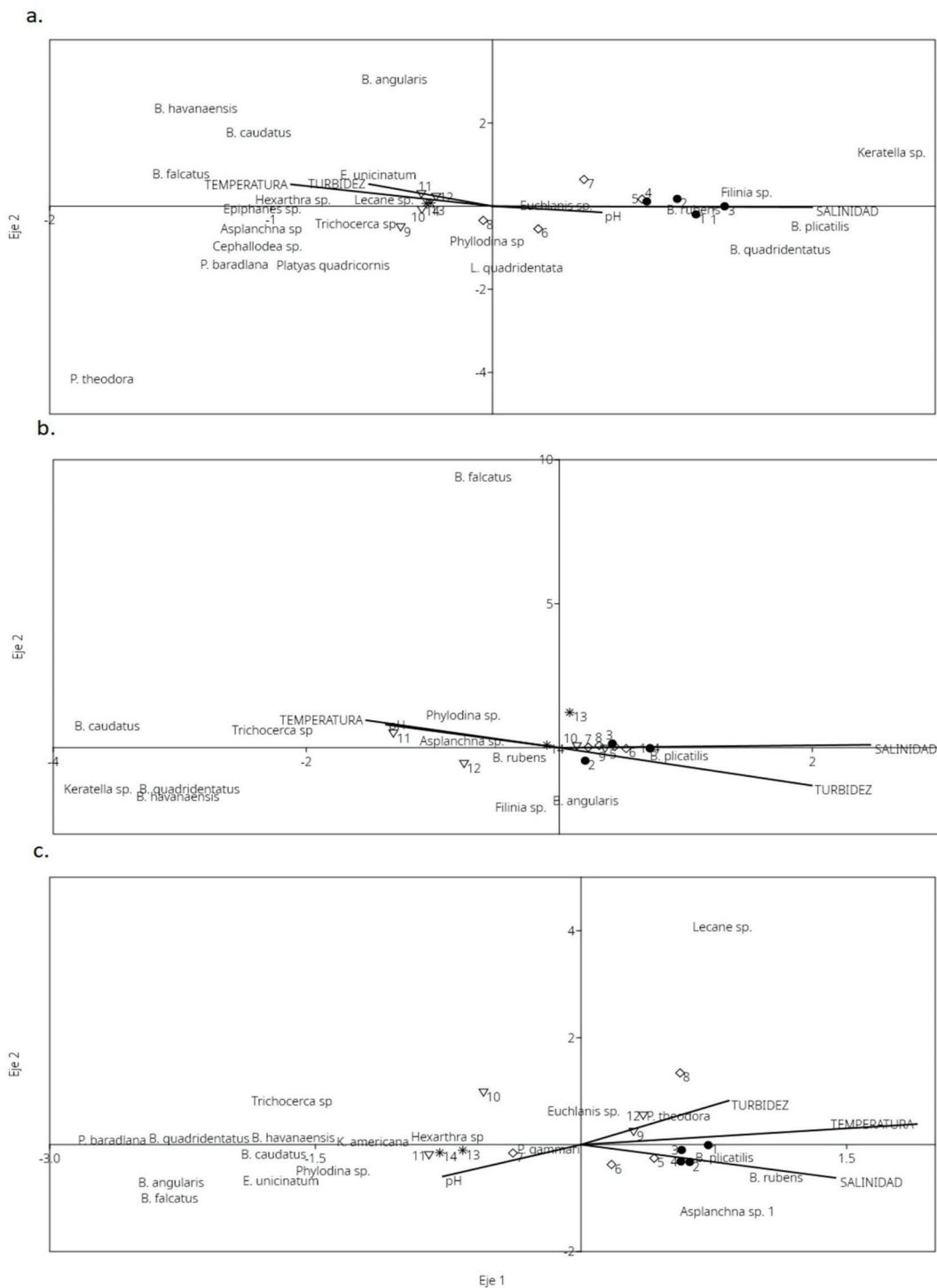


Figura 4. Análisis de correspondencia canónica por temporada en el ciclo anual. a) Lluvias, b) Nortes y c) Secas. Los números denotan las estaciones y los símbolos las zonas del SLA: ● Norte; ◇ Centro, △ Interior, * Sur.

Finalmente, el conocimiento de la composición, distribución, y biodiversidad de rotíferos en el SLA es fundamental para entender su importancia como parte de la comunidad zooplanctónica de las lagunas costeras del Golfo de México.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó gracias al financiamiento otorgado por el Tecnológico Nacional de México (TecNM) mediante el proyecto con clave 6399.18-P. M. en C. Nayeli Carmen Benítez-Fernández agradece el apo-

yo otorgado por el CONACYT (Beca No. 259438). Dr. Ignacio Alejandro Pérez-Legaspi agradece el apoyo al Sistema Nacional de Investigadores del CONACYT (No. 38530) y de la Dra. Ana Lilia Gutiérrez Velázquez por su apoyo en la elaboración de la Figura 1. Los autores agradecen al Dr. Marcelo Silva-Briano por confirmar las especies identificadas. Agradecemos los valiosos comentarios de los revisores anónimos que contribuyeron para mejorar la calidad de este manuscrito.

REFERENCIAS

- ALMEIDA, L.R., I.S. COSTA & E.M. ESKINAZI-SANT'ANNA. 2012. Composition and abundance of zooplankton community of an impacted estuarine lagoon in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 72(1):13-24. DOI:10.1590/s1519-69842012000100002
- ÁLVAREZ-SILVA, C. & S. GÓMEZ-AGUIRRE. 2000. Listado actualizado de la fauna de copépodos (Crustácea) de las lagunas costeras de Veracruz, México. *Hidrobiológica* 10(2):161-168.
- CALVA-BENÍTEZ, L.G. & M.R. TORRES-ALVARADO. 2011. Textura de sedimentos y carbono orgánico en el sistema costero lagunar Alvarado, Veracruz. *Contactos* 81(1):11-16.
- COLWELL, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD). 2000. Sistema Lagunar de Alvarado. Disponible en línea en: http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/GM53_Sistema_Lagunar_de_Alvarado_veracruz_caracterizacion.pdf (consultado el 18 abril 2018).
- CRUZ-ESCALONA, V., M.V. MORALES-ZÁRATE, J. FRANCO-LÓPEZ, L.A. ABITIA-CÁRDENAS, HERNÁNDEZ-LÓPEZ, E. MARIN & A.F. GONZÁLEZ-ACOSTA. 2018. Food-Web Structure and Functioning of Coastal Marine Ecosystems: Alvarado Lagoon and Adjacent Continental Shelf, Northern Gulf of Mexico. *The Open Fish Science Journal* 11:73-94. DOI:10.2174/1874401x01811010073
- DE LA LANZA-ESPINO, G. & M. H. LOZANO. 1999. Comparación fisicoquímica de las lagunas de Alvarado y Términos. *Hidrobiológica* 9(1):15-30.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. 2017. Physicochemical changes of the water of Alvarado Lagoon, Veracruz, Mexico in interrupted periods in middle century. *Journal of Aquaculture & Marine Biology* 5(4):3-6.
- DE SMET, W.H. 1996. Rotifera 4: The Proalidae (Monogononta). In: Dumont, H.J.F. (ed.). *Guides to the identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world* 9. SPB Academic Publishing. Amsterdam, The Netherlands, pp. 99.
- DE SMET, W.H. 1997. Rotifera 5: The Dicranophoridae (Monogononta). In: Dumont, H.J.F. (ed.). *Guides to the identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world* 12. SPB Academic publishing. Amsterdam, The Netherlands, pp. 340.
- DODSON, S.I. & T. HANAZATO. 1995. Commentary on effects of anthropogenic and natural organic chemicals on development, swimming behavior, and reproduction of *Daphnia*, a key member of aquatic ecosystems. *Environmental Health Perspectives* 103(4):7-11. DOI:10.1289/ehp.95103s47
- ELÍAS-GUTIÉRREZ, M., E. SUÁREZ-MORALES, M.A. GUTIÉRREZ-AGUIRRE, M. SILVA-BRIANO, J.G. GRANADOS-RAMÍREZ & T. GARFÍAS-ESPEJO. 2008. *Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México. Guía ilustrada*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México. 322 p.
- FLORES-COTO, C. & M. L. MENDEZ-VARGAS. 1981. Contribución al conocimiento del ictioplancton de la laguna de Alvarado, Veracruz. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 1-31.
- GARCÍA-MORALES, A.E. & O. DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ. 2019. Cryptic molecular diversity in the morphologically variable rotiferan *Brachionus quadridentatus* (Rotifera: Monogononta). *Revista de Biología Tropical* 67(6):1114-1130. DOI:10.15517/RBT.V67I6.33996
- HAMMER, Ø., D.A.T. HARPER & P.D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1):9.
- IANNACONE, J. & L. ALVARIÑO. 2007. Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Gayana* 71(1):49-65. DOI:10.4067/S0717-65382007000100006
- JEYARAJ, N., J. STEBIN, ARUN, A. SUHAILA, L. DIVYA & S. RAVIKUMAR. 2014. Distribution and abundance of zooplankton in estuarine regions along the northern Kerala, Southwest Coast of India. *Ecologia* 4(2):26-43. DOI:10.3923/ecologia.2014.26.43
- JOSÉ DE PAGGI, S.B., S. MUÑOZ, D. FRAU, J.C. PAGGI, P. SCARABOTTI, M. DEVERCELLI & M. MEERHOFF. 2012. Horizontal distribution of rotifers in a subtropical shallow lake (Paraná floodplain, Argentina). *Fundamental and Applied Limnology* 180(4):321-333. DOI:10.1127/1863-9135/2012/0245
- JOST, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2):363-375. DOI:10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x
- KEPPELER, E.C., A.J. SERRA, J.N. SOARES, J.O. PEREIRA, M. TORRES, M.J. ALENCAR & A.S. FERRAUDO. 2018. Seasonal fluctuations of rotifera in a tropical lake in Amazonia (Acre River floodplain, Brazil). *Hidrobiológica* 28(3):335-347. DOI:10.24275/uam/izt/dcbh/hidro/2018v28n3/Keppeler
- MARGALEF, R. 1975. Fitoplancton invernal de la laguna costera de Alvarado (México). *Anales del Instituto Botánico A.J. Cavanilles* 32(2): 381-387.
- MEDEIROS, A.M.A., J.E.L. BARBOSA, P.R. MEDEIROS, R.M. ROCHA & L.F. SILVA. 2010. Salinity and freshwater discharge determine rotifer distribution at the Mossoró river estuary (Semiarid region of Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 70(3):551-557. DOI:10.1590/S1519-69842010000300011
- MOHA-LEÓN, J.D., I.A. PÉREZ-LEGASPI, M.P. HERNÁNDEZ-VERGARA, C.I. PÉREZ-ROSTRO & R. CLARK-TAPIA. 2015. Study of the effects of photoperiod and salinity in the Alvarado strain of the *Brachionus plicatilis* species complex (Rotifera: Monogononta). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 51(4):335-342. DOI:10.1051/limn/2015032
- MORÁN-SILVA, Á., F.L.A. MARTÍNEZ, R. CHÁVEZ-LÓPEZ, J. FRANCO-LÓPEZ, C.M. BEDIA-SÁNCHEZ, E.F. CONTRERAS, M.F. GUTIÉRREZ, N.J. BROWN-PETERSON & M.S. PETERSON. 2005. Seasonal and spatial patterns in salinity, nutrients, and chlorophyll a in the Alvarado Lagoon System, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 17:133-143. DOI:10.18785/gcr.1701.14

- MORENO, C.E., F. BARRAGAN, E. PINEDA & N.P. PAVON. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261.
- MURRELL, M.C. & E.M. LORES. 2004. Phytoplankton and zooplankton seasonal dynamics in a subtropical estuary: importance of cyanobacteria. *Journal of Plankton Research* 26(3):371-382. DOI:10.1093/plankt/fbh038
- NOGRADY, T., R.L. WALLACE & T.W. SNELL. 1993. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world: Volume 4: Rotifera*. SPB Academic Publishing, The Netherlands. 142 p.
- NOGRADY, T. & R. POURRIOT. 1995. Rotifera 3: the Notommatidae. In: Dumont H, J. F. (ed.). *Guides to the identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world*, 8. SPB Academic Publishing. Amsterdam, The Netherlands, pp. 248.
- PANTALEÓN-LÓPEZ, B., G. ACEVES & I.A. CASTELLANOS. 2005. Distribution and abundance of zooplankton of the lagoon system Chacahua-La Pastoria, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76:63-70.
- PENNAK, R. W. 1989. *Freshwater invertebrates of the United States*. 3rd ed. Wiley. Nueva York. 628 p.
- PÉREZ-LEGASPI, I.A. & R. RICO-MARTÍNEZ. 1998. Effect of temperature and food concentration in two species of littoral rotifers. *Hydrobiologia* 387/388:341-348. DOI:10.1023/A:1017099906853
- PÉREZ-LEGASPI, I.A., A.M. GARCÍA-VILLAR, M. GARATACHIA-VARGAS, M.P. HERNÁNDEZ-VERGARA, C.I. PÉREZ-ROSTRO & L.A. ORTEGA-CLEMENTE. 2015. Influencia de la temperatura y tipo de alimento en la historia de vida de *Ceriodaphnia cornuta* SARS 1885 (Crustacea: Cladocera). *Revista Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes* 64:11-18.
- PÉREZ-LEGASPI, I.A., M. GARATACHIA-VARGAS, A.M. GARCÍA-VILLAR & I. RUBIO-FRANCHINI. 2017. Evaluación de la sensibilidad del cladóceros tropical *Ceriodaphnia cornuta* a metales pesados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33(1):49-56. DOI:10.20937/RICA.2017.33.01.04
- PÉREZ-LEGASPI, I.A., V. VALADEZ-ROCHA, L.A. ORTEGA-CLEMENTE & M.I. JIMÉNEZ-GARCÍA. 2019. Microalgae pigment induction and transfer in aquaculture. *Reviews in Aquaculture* 12(3):1323-1343. DOI:10.1111/raq.12384
- POURRIOT, R. 1997. Rotifera 5: the Ituridae (Monogononta). In: Dumont, H.J.F. (ed.). *Guides to the identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world* 8. SPB Academic Publishing Amsterdam, The Netherlands, pp. 344.
- RAMSAR. 2019. The list of wetlands of international importance (The Ramsar List). Current strategic framework. 56 p. Disponible en línea en: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf>
- RICO-MARTÍNEZ, R., M.A. ARZATE-CÁRDENAS, D. ROBLES-VARGAS, I.A. PÉREZ-LEGASPI, J. ALVARADO-FLORES & G.E. SANTOS-MEDRANO. 2016. Rotifers as models in toxicity screening of chemicals and environmental samples. In: Larramendy, M. & S. Soloneski (eds.). *Invertebrates - Experimental Models in Toxicity Screening*. InTech. Rijeka, Croatia, pp. 57-99.
- SEGERS, H. 1995a. Rotifera 2: The Lecanidae (Monogononta). In: Dumont, H. J. F. (ed.). *Guides to the identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world* 6. SPB Academic Publishing bv. The Hague, The Netherlands, pp. 226.
- SEGERS, H. 1995b. Rotifera 3: The Scardiidae (Monogononta). In: Dumont, H.J.F. (ed.). *Guides to the identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world* 8. SPB Academic Publishing. Amsterdam, The Netherlands, pp. 248.
- SEGERS, H. 2008. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:49-59. DOI:10.1007/s10750-007-9003-7
- TORRES-ALVARADO, M.R. 2007. Distribución especial de las bacterias sulfatoredutoras en el sedimento de una laguna costera. *Hidrobiológica* 17(3):277-279.
- VILLALOBOS, M.J. & E.J. GONZÁLEZ. 2006. Estudios sobre la biología y ecología de *Ceriodaphnia cornuta* SARS: una revisión. *Interciencia* 31(5):351-357.
- VILLALOBOS, F.A., S. GÓMEZ, V. ARENAS, J. CABRERA, D. DE LA LANZA & F. MANRIQUE. 1975. Estudios hidrobiológicos en la Laguna de Alvarado (febrero-agosto 1966). *Anales del Instituto de Biología, UNAM* (1):1-34.
- WALLACE, R.L., T.W. SNELL, C. RICCI & T. NOGRADY. 2006. Rotifera 1: Biology, ecology and systematics. In: Dumont H.J.F. (ed.). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the World*. Kenobi Productions and Backhuys Publishers. Netherlands, pp. 299
- ZANATTA, S.A., B. TORRES-OROZCO, J.A. ZAVALA-HURTADO & M.A. PÉREZ-HERNÁNDEZ. 2007. Plankton rotifers from a tropical lake: differences in distribution and migration patterns in two mixing events, with similar abiotic conditions. *Hidrobiológica* 17(1):1-10.

Efecto embriotóxico, teratogénico y genotóxico en el pez cebrá (*Danio rerio*) por exposición a arsénico

Embryotoxic, teratogenic and genotoxic effect in zebrafish (*Danio rerio*) by exposure to arsenic

Marco Antonio Sanchez-Olivares¹✉, Juan Carlos Gaytán-Oyarzun^{1*}, María Estela Pérez-Cruz², Francisco Prieto-García³

Recibido: 31 de marzo de 2021.

Aceptado: 20 de noviembre de 2021.

Publicado: diciembre de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. La comprensión del mecanismo de toxicidad del arsénico se ha visto obstaculizada por factores biológicos, químicos, incluida la relación dosis respuesta, la especificidad y sensibilidad de las especies utilizadas en bioensayos de los estudios toxicológicos para comprender su toxicodinámica. **Objetivo.** El propósito del presente estudio fue evaluar el efecto embriotóxico, teratogénico y genotóxico ocasionados por la exposición a arsénico, a través del análisis de frecuencia de malformaciones y micronúcleos en eritrocitos de sangre periférica en pez cebrá. **Métodos.** De manera preliminar, se calculó la curva de toxicidad del arsénico en embriones de pez cebrá a partir de exponerlos a concentraciones de entre 0.0031 a 0.05 mg L⁻¹ de arsenito de sodio (NaAsO₂), durante 72 horas para determinar la concentración letal media (CL₅₀) para la prueba de embriotoxicidad y teratogénesis. Para la prueba de genotoxicidad, se realizó previamente el cálculo de la curva de toxicidad con peces cebrá adultos que fueron expuestos a concentraciones de entre 0.035 a 0.044 mg L⁻¹ durante 48 horas con la finalidad de establecer la CL₅₀. **Resultados.** Se demostró que el efecto del arsenito de sodio fue estadísticamente positivo para las pruebas de embriotoxicidad y teratogénesis a las concentraciones evaluadas. La exposición al arsenito de sodio ocasionó desarrollo embrionario anormal en cada una de las concentraciones de prueba, además de presentarse malformaciones. Y un incremento en la frecuencia de eritrocitos micronucleados estadísticamente significativa de 0.035, evidenciándose el daño genotóxico del arsénico. **Conclusiones.** Este estudio, demostró que la inducción de anomalías nucleares en los eritrocitos, así como las anomalías en el desarrollo embrionario, son indicadores extremadamente sensibles en el estudio de efectos toxicológicos, y sugieren que el potencial de riesgo de este metaloide debe ser abordado en futuras investigaciones.

Palabras clave: eritrocitos, genotoxicidad, micronúcleos, malformaciones, teratogénesis.

ABSTRACT

Background. Understanding the toxicity mechanism of arsenic has been hampered by biological, chemical factors, including the dose response ratio, the specificity and sensitivity of species used in bioassays from toxicological studies to understand their toxicodynamics. **Goals.** The purpose of this study was to evaluate the embryotoxic, teratogenic and genotoxic effect caused by exposure to arsenic, through the frequency analysis of malformations and micronuclei in peripheral blood erythrocytes in zebrafish. **Methods.** The toxicity curve of arsenic in zebrafish embryos was calculated from exposure to concentrations between 0.0031 and 0.05 mg L⁻¹ of sodium arsenite (NaAsO₂) for 72 hours to determine the mean lethal concentration (LC₅₀) for the embryotoxicity and teratogenesis test. For the genotoxicity test, the calculation of the toxicity curve with adult zebrafish that were exposed to concentrations between 0.035 and 0.044 mg L⁻¹ for 48 hours was previously performed in order to establish LC₅₀. **Results.** The effect of sodium arsenite was shown to be statistically positive for embryotoxicity and teratogenesis tests at the evaluated concentrations. Exposure to sodium arsenite resulted in abnormal embryonic development at each of the test concentrations, in addition to malformations. And a statistically significant increase in the frequency of micronucleated erythrocytes of 0.035, showing genotoxic damage of arsenic. **Conclusions.** This study showed that the induction of nuclear abnormalities in erythrocytes, as well as abnormalities in embryonic development, are extremely sensitive

¹ Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Km 4-5 Carretera Pachuca-Tulancingo, Pachuca, Hidalgo, 42076. México

² Centro de Investigaciones Químicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Km 4-5 Carretera Pachuca-Tulancingo, Pachuca, Hidalgo, 42076. México

³ Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, 04510. México

***Corresponding author:**

Juan Carlos Gaytán-Oyarzun: e-mail: jcgaytan@uaeh.edu.mx

To quote as:

Sanchez-Olivares, M. A., J. C. Gaytán-Oyarzun, M. E. Pérez-Cruz & F. Prieto-García. 2021. Efecto embriotóxico, teratogénico y genotóxico en el pez cebrá (*Danio rerio*) por exposición a arsénico. *Hidrobiológica* 31 (3): 221-230.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n3/Sanchez

indicators in the study of toxicological effects, and suggest that the risk potential of this metalloide should be tested in future research.

Keywords: erythrocytes, genotoxicity, micronuclei, malformations, teratogenesis.

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As), es un metaloide comúnmente presente en el ambiente (Coelho *et al.*, 2012), en la naturaleza puede existir en su forma orgánica e inorgánica, siendo esta última la forma más tóxica y acumulable en organismos expuestos (Liao *et al.*, 2004). Por sus características fisicoquímicas, el As se clasifica como un elemento altamente tóxico, carcinogénico y se encuentra entre los principales contaminantes ambientales a escala global, esta problemática ha sido reportada en varias regiones del mundo (ATSDR, 2007; Iliná *et al.*, 2009; Yamamura & Amachi, 2014). Estudios epidemiológicos han vinculado la exposición a altos niveles de arsénico a una mayor incidencia de cáncer, fibrosis, daño celular, melanosis e hiperqueratosis (Das *et al.*, 2004; Erraguntla *et al.*, 2012), además de daño cardiovascular, diabetes tipo 2 y otras enfermedades metabólicas (Del Razo *et al.*, 2011).

La presencia de arsénico a altas concentraciones desde 50 a 2500 ppm en cuerpos de agua en distintas regiones del mundo, representa una amenaza para la biota y la salud humana (Carbonell-Barrachina *et al.*, 2009), esto último está sustentado en estudios epidemiológicos alrededor del mundo en donde se evidencia la relación de la exposición a este metaloide y sus compuestos a los efectos reportados en humanos (Tchounwou *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2009).

La comprensión del mecanismo de toxicidad por arsénico se ha visto obstaculizada por una serie de factores biológicos, químicos y/o situacionales, incluida la relación dosis respuesta, la especificidad y sensibilidad de los tejidos y especies utilizadas en bioensayos y como biomonitores en estudios toxicológicos para comprender su toxicodinámica (Vahter *et al.*, 2007). Diversos estudios han investigado el efecto de este metaloide en organismos acuáticos, entre los que destacan los peces, algunas de las especies utilizadas en estos estudios incluyen a *Oreochromis niloticus* (Ahmed *et al.*, 2011); *Clarias batrachus* (Datta *et al.*, 2009); *Fundulus heteroclitus* (Gaworecki *et al.*, 2012); *Labeo rohita*, *Cirrhina mrigala*, *Catla catla* y *Ctenopharyngodon idella* (Kousar & Javed, 2014). Estos organismos son sensibles para comprender los posibles efectos potenciales de compuestos químicos en los humanos e incluso en el ecosistema (Datta *et al.*, 2009; Ghobadian *et al.*, 2015).

En este contexto, el pez cebra (*Danio rerio*) provee un modelo ideal para estudiar y evaluar dichos efectos, debido a que se conoce ampliamente su fisiología, morfología y genoma, así como por su fácil mantenimiento y reproducción en condiciones de laboratorio y por la gran cantidad de trabajos publicados en revistas científicas y asociaciones especializadas en toxicología y otras áreas afines (Domingues *et al.*, 2010). Sus características, como la fertilización externa, rápido desarrollo embrionario (Zhang *et al.*, 2003; Lieschke & Currie, 2007), transparencia óptica de los embriones, así como por su alta sensibilidad permite la evaluación de riesgos a la salud de compuestos xenobióticos (Hill *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2009). Además, proveen información de los efectos genotóxicos y teratogénicos de los compuestos químicos (Zhu *et al.*, 2004; Domingues *et al.*, 2010; McCollum *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2014; Van-Houcke *et al.*, 2015).

Para comprender el potencial del arsénico de inducir efectos toxicológicos en el pez cebra, se utilizaron los biomarcadores de daño teratogénico a través de malformaciones en columna vertebral y la evaluación de daño genotóxico a través de la estimación de la frecuencia de micronúcleos en eritrocitos de sangre periférica del pez cebra adulto.

MATERIALES Y MÉTODOS

Mantenimiento del pez cebra

Se mantuvieron 200 peces cebra (*Danio rerio*) de una edad aproximada de 3 meses, en el Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México. Se aclimataron durante un periodo de dos semanas y se mantuvieron en peceras de 70 litros, con una temperatura de 27 ± 1 °C, equipada con un calentador automático de 100 watts y un filtro de 10 watts con una capacidad de 480 L/h modelo AquaJet^{10F}, y características fisicoquímicas óptimas para el desarrollo de los peces (Rivera, 2006), además de un fotoperiodo de 12 horas de luz y 12 horas de oscuridad. Durante el periodo de mantenimiento (2 semanas), fueron alimentados 3 veces al día con alimento seco, agregando hojuelas de alimento comercial (Lomas®) con un contenido de proteína cruda de 43%, grasa cruda 5%, fibra cruda 3%, vitamina C 200 mg/kg; eliminando el exceso de alimento para evitar contaminación de hongos y protozoarios (Oberemm, 2000).

Para la reproducción, los peces adultos se colocaron en una pecera de desove de 40 L en proporción 3:2 (48 machos y 32 hembras), equipada con una malla de maternidad. Se mantuvo un total de 48 machos y 32 hembras para inducir una cruce masiva de acuerdo al método de producción máxima de embriones (Westerfield, 2007). Los embriones fertilizados fueron transferidos a un cristizador limpio para evitar la contaminación por heces y restos de alimentos (Gaytán *et al.*, 2008). Los embriones se revisaron usando un microscopio estereoscópico para seleccionar los embriones no fecundados o muertos (Kimmel *et al.*, 1995).

Prueba de embriotoxicidad y teratogenicidad

Se utilizó arsenito de sodio (NaAsO_2) (Sigma-Aldrich, CAS: 7784-46-5) como fuente de arsénico para las pruebas de toxicidad, se preparó una solución stock de 10 g L^{-1} disolviendo arsenito de sodio en agua con temperatura de 27 ± 1 °C, las soluciones de prueba fueron obtenidas a partir de la dilución de la solución stock, para ello se probaron 10 concentraciones de arsenito de sodio para la prueba de toxicidad: 0.0031, 0.0062, 0.0125, 0.0187, 0.0250, 0.0281, 0.0312, 0.0375, 0.0437 y 0.050 mg L^{-1} .

La prueba de toxicidad fue diseñada de acuerdo a Gaytán *et al.* (2008) para establecer la concentración letal media (CL_{50}), dicha concentración sirvió de criterio para seleccionar concentraciones subletales experimentales ($\text{CL}_{6.25}$, $\text{CL}_{12.5}$, CL_{25}) para la prueba de teratogénesis sin que la toxicidad del compuesto enmascare dichos efectos.

Una vez que la CL_{50} y las concentraciones subletales fueron establecidas, el efecto teratogénico fue evaluado utilizando el biomarcador de daño en columna vertebral (González, 2005; Gaytán *et al.*, 2008). Para ello, se utilizaron 450 embriones por concentración de entre aproximadamente 2-4 horas postfertilización (hpf). Los embriones fertilizados fueron seleccionados y distribuidos en 15 frascos de vidrio de 125 mL con 30 embriones por frasco (Rivera, 2006). Cada frasco contenía

100 mL de solución de arsenito de sodio, correspondiente a las concentraciones 0.007, 0.0015, 0.0023 y 0.039 mg L⁻¹ que equivalen a las CL_{6.25}, CL_{12.5}, CL₂₅, CL₅₀ y un control negativo con 450 embriones en agua libre de contaminante. La exposición al compuesto químico duró hasta la eclosión de los embriones en peceras que se mantuvieron a una temperatura de 27°C±1 y un fotoperiodo de 12 horas de luz y 12 horas de oscuridad. El desarrollo de los embriones fue observado directamente en cajas Petri utilizando un microscopio estereoscópico marca Olympus, modelo SD-ILK equipado con un lente auxiliar de 40x. Se analizaron 2250 embriones para la evaluación de la frecuencia de malformaciones.

Frecuencia de malformaciones en la columna vertebral

Para la evaluación de malformaciones, se clasificó de acuerdo al biomarcador de daño en columna vertebral, que consiste en dividir el cuerpo del organismo en tres zonas, para identificar la zona dañada (cefálica, central y caudal) (Fig. 1). El tipo de malformaciones fue clasificado de acuerdo al tiempo de expresión como tempranas (espiral, caudal espiral, escuadra, gancho y ausencia de cuerpo) y tardías (simple, doble, múltiple, curvas y aleta caudal) (González, 2005; Rivera, 2006; Gaytán *et al.*, 2008). Además, se registraron alteraciones morfológicas a nivel cardíaco identificadas como edema del saco vitelino y edema pericárdico.

Prueba de toxicidad y genotoxicidad

La prueba de toxicidad de arsénico en peces cebras adultos se realizó a partir de arsenito de sodio como fuente de arsénico. La solución stock (10 g L⁻¹) se preparó disolviendo arsenito de sodio en agua, las soluciones de prueba fueron obtenidas a partir de la dilución de la solución stock, para ello se utilizaron 10 concentraciones en la prueba de toxicidad en adultos 0.034, 0.035, 0.036, 0.037, 0.038, 0.039, 0.040, 0.041, 0.042, 0.043 y 0.044 mg L⁻¹. En la prueba de toxicidad en adultos de

pez cebras se expusieron 18 peces (6 peces en triplicado por concentración), durante 48 h en matraces Erlenmeyer de 1 L (Scotto *et al.*, 2013), cada uno de los matraces contenía 500 mL de la solución de arsenito de sodio (27°C±1), la prueba de toxicidad se realizó para establecer la concentración letal media (CL₅₀), y se seleccionaron tres concentraciones subletales (CL_{6.25}, CL_{12.5}, CL₂₅), para la prueba de genotoxicidad.

Una vez determinada la CL₅₀ y las concentraciones subletales experimentales, se evaluó el efecto genotóxico del arsénico a través de la inducción de micronúcleos en eritrocitos de sangre periférica. Para ello, 18 adultos (6 adultos en triplicado por concentración), fueron expuestos durante 48 h en matraces Erlenmeyer de 1 L (Scotto *et al.*, 2013). Cada matraz contenía 500 mL de la solución de arsenito de sodio con temperaturas de 27°C±1, correspondiente a las concentraciones proximales de CL_{6.25} (0.007 mg L⁻¹), CL_{12.5} (0.015 mg L⁻¹), CL₂₅ (0.023 mg L⁻¹) y CL₅₀ (0.039 mg L⁻¹) y un grupo control en agua libre de contaminante.

Análisis de la frecuencia de micronúcleos en eritrocitos

La frecuencia de micronúcleos (FMN) en eritrocitos fue evaluada de acuerdo a la metodología sugerida por Scotto *et al.* (2013). La cual consistió en que posterior al periodo de exposición (48 h), los organismos fueron aletargados con 10 mL de solución de bicarbonato de sodio a una concentración de 300 mg L⁻¹, posteriormente fueron sacrificados por decapitación y se colocó una gota de sangre en portaobjetos limpios, se extendió a manera de frotis con otro portaobjetos, y posteriormente se dejó secar a temperatura ambiente durante 15 minutos, posteriormente se fijaron en metanol absoluto durante 15 minutos y nuevamente se dejó secar a temperatura ambiente durante 15 minutos. Finalmente, las muestras fueron teñidas con solución de Giemsa al 10% por 10 minutos, posteriormente se eliminó el excedente por escurrimiento con agua destilada y se dejó secar a temperatura ambiente durante 60 minutos.

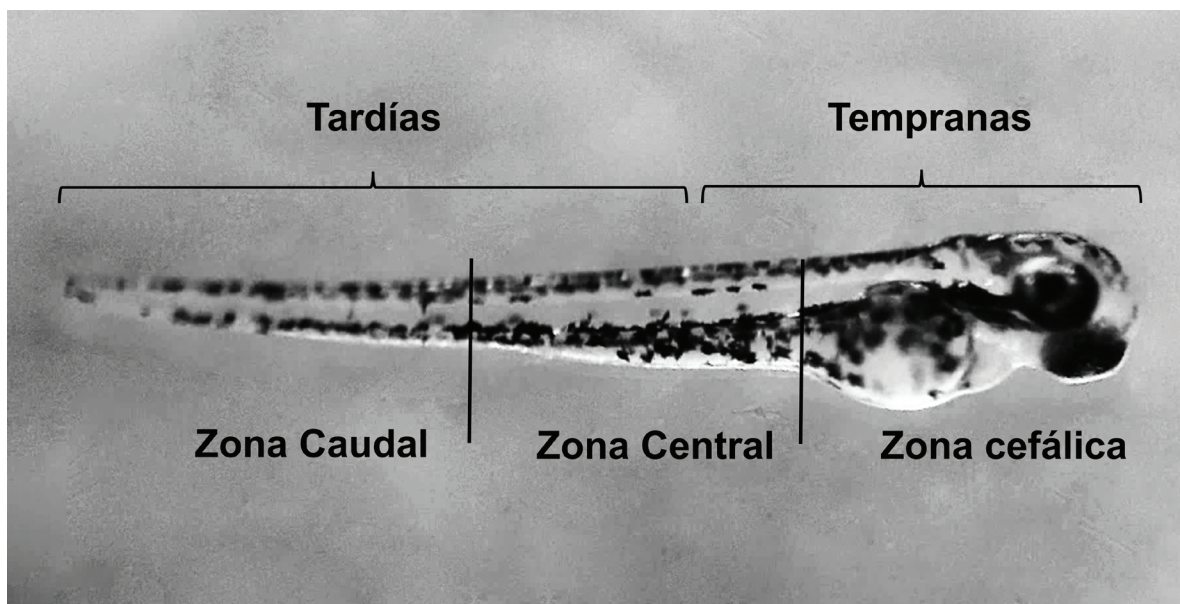


Figura 1. División del cuerpo de *Danio rerio*

En cuanto al análisis, se revisaron un total de 1500 eritrocitos por concentración bajo un microscopio compuesto con aceite de inmersión a una magnificación de 1000x, registrando el número de micronúcleos observados tanto en el grupo control como en los experimentales.

La identificación de micronúcleos (MN) fue de acuerdo a los criterios establecidos por Palhares & Koppe (2002):

- el diámetro de los MN debe ser de al menos un tercio del tamaño del núcleo principal
- los MN deben estar separados del núcleo principal
- el MN debe tener una tinción similar al núcleo principal

El cálculo de la frecuencia de micronúcleos se realizó mediante la siguiente fórmula:

$$FMN = \text{Número de micronúcleos} / \text{Número de células analizadas}$$

Análisis estadístico

Los valores de la CL_{50} para de las pruebas de teratogénesis y genotoxicidad fueron estimados mediante la prueba de Probit en el programa Statistica V10 (IBM Corp. Released, 2017). Mientras que, para el análisis de los efectos teratogénicos y genotóxicos, se realizó una prueba de χ^2 con los datos de frecuencia de malformaciones en columna vertebral y la frecuencia de micronúcleos en eritrocitos de sangre periférica para identificar diferencias significativas entre tratamientos.

RESULTADOS

Prueba de embriotoxicidad y teratogenicidad

La prueba Probit estimó la CL_{50} en 0.039 mg L⁻¹ con límite inferior de 0.033 mg L⁻¹ y límite superior de 0.046 mg L⁻¹ para la prueba de embriotoxicidad, a partir de esta, se probaron tres concentraciones su-

Tabla 1. Valores obtenidos de dosis-respuesta a partir de un ensayo de 72 horas con embriones de *Danio rerio* del pez cebra expuestos a diferentes concentraciones de arsenito de sodio. *n*: número de embriones, *S*: Desviación estándar.

Concentración (mg L ⁻¹)	<i>n</i>	Mortalidad	Mortalidad %	Media ± <i>S</i>
0.0500	60	41	68.33	13.66 ± 13.31
0.0437	60	42	70	14 ± 10.58
0.0375	60	28	46.67	9.33 ± 10.70
0.0312	60	30	50	10 ± 9.53
0.0281	60	24	40	8 ± 12.12
0.0250	60	27	45	9 ± 9.64
0.0187	60	16	26.67	5.33 ± 6.80
0.0125	60	13	21.67	4.33 ± 4.93
0.0062	60	9	15	3 ± 5.19
0.0031	60	8	13.33	2.66 ± 3.78
Control	60	1	1.66	0.33 ± 0.57

bletales experimentales para los tratamientos de teratogénesis CL_{25} (0.023 mg L⁻¹), $CL_{12.5}$ (0.015 mg L⁻¹), $CL_{6.25}$ (0.007 mg L⁻¹). El porcentaje de mortalidad aumentó a medida que la concentración de arsenito de sodio incrementaba (Tabla 1). Para evaluar los efectos teratogénicos potenciales del arsenito de sodio en el desarrollo embrionario de *Danio rerio*, se examinó la morfología de los embriones con un microscopio estereoscópico a las 72 hpf. La morfología de los embriones en el grupo control mostró un desarrollo normal en la columna vertebral (Kimmel *et al.*, 1995). Los embriones expuestos a concentraciones de 0.007 mg L⁻¹ presentaron cuatro tipos de malformaciones identificadas como sencilla, doble, múltiple y curva, en un tiempo de expresión tardío. En la concentración 0.015 mg L⁻¹ se observaron cinco tipos de malformaciones, en tiempo de expresión temprano (ausencia de cuerpo) y tardía (sencillas, dobles, curvas y aleta caudal). En la concentración 0.023 mg L⁻¹, seis tipos de malformaciones fueron detectadas, en tiempo de expresión temprana se presentó la malformación de ausencia de cuerpo, mientras que en el tiempo de expresión tardía se presentaron las malformaciones sencillas, dobles, curvas, múltiples y de aleta caudal. En la concentración más alta de 0.039 mg L⁻¹ se presentó la malformación en espiral en tiempo de expresión temprana, y en el tiempo de expresión tardía las malformaciones sencilla, doble, múltiple, curva y aleta caudal. Posterior a la exposición (72 horas), algunos embriones tuvieron otro tipo de anomalías identificadas como edema pericárdico y del saco vitelino (Fig. 2).

De acuerdo a la prueba de χ^2 , las concentraciones probadas CL_{50} , CL_{25} , $CL_{12.5}$, $CL_{6.25}$ en cada uno de los tratamientos, mostraron diferencias significativas ($P < 0.001$) entre los tratamientos y el grupo control, confirmando el efecto teratogénico del compuesto (Tabla 2). De acuerdo al tiempo de expresión de las malformaciones, las malformaciones tardías fueron más frecuentes en comparación con las malformaciones tempranas (Fig. 3)

El arsenito de sodio ocasionó un incremento en la frecuencia de malformaciones en los embriones de pez cebra con respecto a la dosis de exposición, mostrando una relación dosis-respuesta.

Prueba de toxicidad y genotoxicidad

La prueba de Probit estimó la CL_{50} en 0.040 mg L⁻¹ con límite inferior de 0.039 mg L⁻¹ y límite superior de 0.041 mg L⁻¹ en la prueba de toxicidad en adultos de *Danio rerio*. En la prueba de genotoxicidad los resultados obtenidos revelaron que la frecuencia de micronúcleos se incrementó respecto a la concentración de arsenito de sodio, mostrando una relación dosis-respuesta (Fig. 3). Se observaron diferencias significativas en la prueba de χ^2 ($P < 0.0001$) (Tabla 3) entre el grupo control y los organismos expuestos al arsénico. En cada una de las concentraciones probadas, se registraron eritrocitos micronucleados, la frecuencia de micronúcleos en la concentración más alta (0.040 mg L⁻¹), correspondiente a la CL_{50} fue de 0.035, mientras que en la concentración más baja (0.034 mg L⁻¹) que corresponde a la $CL_{6.25}$ se registró una frecuencia de micronúcleos de 0.008. Para las concentraciones 0.035 y 0.037 mg L⁻¹ correspondientes a las $CL_{12.5}$ y CL_{25} , se obtuvo una frecuencia de micronúcleos de 0.014 y 0.02 respectivamente.

Como se muestra en la tabla 3, la frecuencia de micronúcleos aumentó significativamente conforme se incrementó la concentración de arsenito de sodio (Fig. 4).



Figura 2. Malformaciones en columna vertebral en *Danio rerio*. EP: edema pericárdico; ESV: edema del saco vitelino; A) embrión con desarrollo normal; b) malformación en espiral (0.039 mg L^{-1}); c) malformación de ausencia de cuerpo con edema pericárdico y del saco vitelino (0.023 mg L^{-1}); d) malformación sencilla (0.007 mg L^{-1}); E) malformación doble con edema pericárdico y del saco vitelino (0.023 mg L^{-1}); F) malformación múltiple (0.007 mg L^{-1}); G) malformación curva con edema del saco vitelino (0.015 mg L^{-1}); H) malformación aleta caudal con edema del saco vitelino (0.015 mg L^{-1}).

DISCUSIÓN

En el presente estudio, se evaluaron los efectos teratogénicos y genotóxicos del arsenito de sodio en el desarrollo embrionario y eritrocitos de sangre periférica del pez cebra (*Danio rerio*). El arsénico es un metaloide clasificado como teratígeno y carcinógeno que ocasiona efectos adversos en vertebrados. Los resultados del presente estudio

corroboran lo establecido por investigaciones realizadas en las últimas dos décadas en la evaluación de efectos teratogénicos (Prieto-García *et al.*, 2006; Li *et al.*, 2009; Ahmed *et al.*, 2011; Adeyemi *et al.*, 2015) y efectos genotóxicos inducidos por la exposición a dicho metaloide (Yadav & Trivedi, 2009; Kumar *et al.*, 2013; Kousar & Javed, 2014; Sayed *et al.*, 2015).

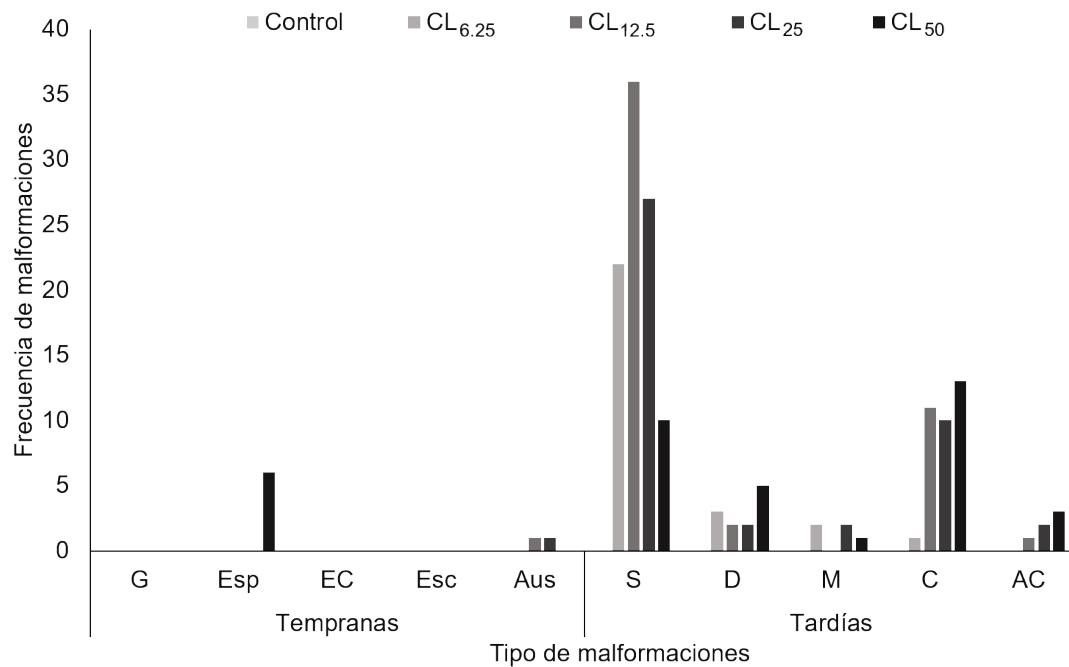


Figura 3. Frecuencia de malformaciones a las 72 hpf de exposición al arsenito de sodio. G: gancho; Esp: espiral; EC: espiral caudal; Esc: escuadra; Aus: ausencia de cuerpo; S: simple; D: doble; M: múltiple; C: curva; AC: aleta caudal.

En la prueba de embriotoxicidad, la mortalidad resultó ser proporcional al incremento en las concentraciones de prueba, corroborando lo establecido en estudios previos del efecto letal del arsénico en embriones de *Danio rerio* (Prieto-García *et al.*, 2006; Li *et al.*, 2009; Ahmed *et al.*, 2011; Adeyemi *et al.*, 2015). El valor de la CL₅₀-72h para la prueba de teratogénesis se estableció en 0.039 mg L⁻¹, y según los resultados de esta prueba, los embriones expuestos a concentraciones de 0.023 mg L⁻¹, presentaron malformaciones como ausencia de cuerpo, sencilla, dobles, múltiples, curvas y de aleta caudal; en la concentración 0.039 mg L⁻¹ se observaron las malformaciones espiral, sencillas, dobles, múltiples, curvas y de aleta caudal. Mientras que los embriones expuestos a 0.007 mg L⁻¹ mostraron malformaciones sencillas, dobles,

múltiples y curvas y en la concentración 0.015 mg L⁻¹ se observaron las malformaciones de ausencia de cuerpo, sencillas, dobles, curvas y de aleta caudal con respecto a las establecidas en los tipos de daño en columna vertebral (Gaytán *et al.*, 2008), las malformaciones fueron aún más severas en las concentraciones de prueba más altas de arsenito de sodio (0.039 mg L⁻¹), corroborando lo establecido por Gaworecki *et al.* (2012) y Sfakianakis *et al.* (2015) quienes establecen que algunas de las anomalías más comunes ocasionadas por sales de arsénico, ocurren en el desarrollo embrionario, afectando la formación de la columna vertebral. Así mismo, en cada una de las concentraciones de prueba se presentó una gran incidencia de edemas pericárdico y del saco vitelino.

Tabla 2. Frecuencia de malformaciones observadas en los tratamientos con arsenito de sodio. *n*: número de embriones; *S*: Desviación estándar; G: gancho; Esp: espiral; EC: espiral caudal; Esc: escuadra; Aus: ausencia de cuerpo; S: simple; D: doble; M: múltiple; C: curva; AC: aleta caudal. * χ^2 prueba corregida por X_1^{+1} ; (+) positivo.

Concentración (mg L ⁻¹)	<i>n</i>	Media ± <i>S</i>	Malformaciones en la columna vertebral											Total
			Tempranas					Tardías						
			G	Esp	EC	Esc	Aus	S	D	M	C	AC		
CL (0.039)*	450	9 ± 4.66	0	6+	0	0	0	10+	5+	1+	13+	3+	74+	
CL ₅₀ (0.023)*	450	4.4 ± 8.49	0	0	0	0	1+	27+	2+	2+	10+	2+	61+	
CL ₂₅ (0.015)*	450	5.1 ± 11.37	0	0	0	0	1+	36+	2+	0	11+	1+	24+	
CL _{12.5} (0.007)*	450	2.8 ± 6.83	0	0	0	0	0	22+	3+	2+	1+	0	16	
Control H ₂ O	450	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Total			0	6	0	0	2	95	12	5	35	6	161	

De manera similar, Adeyemi *et al.* (2015), reporta anomalías en columna como escoliosis, retardo en crecimiento, y la formación de edemas en pericárdico y en saco vitelino. Muchos estudios en pez cebra han reportado la presencia de edemas (pericárdico y en saco vitelino) en embriones expuestos a diferentes compuestos químicos (Hill *et al.* 2005; Raldúa *et al.*, 2008; Ghobadian *et al.*, 2015); estos compuestos pueden ocasionar fugas en los vasos endoteliales provocando disfunciones cardiovasculares derivando en edemas pericárdicos (Hallare *et al.*, 2006; Yu *et al.*, 2011). En el caso de los edemas del saco vitelino podrían ser ocasionados por un desarrollo anormal en el vitelo por un suministro nutricional deficiente en los embriones (Raldúa *et al.*, 2008). En la evaluación de efectos teratogénicos la presencia de edemas pericárdicos y edemas del saco vitelino representan una asociación, ya que suelen ocurrir en estudios de exposición a compuestos químicos.

El potencial genotóxico del arsénico ha sido reportado anteriormente por diversos autores (Yadav & Trivedi, 2009; Ahmed *et al.*, 2011;

Kummar *et al.*, 2013; Kousar & Javed, 2014; Sayed *et al.*, 2015), y para determinar el efecto genotóxico, la prueba de micronúcleos (MN) es una herramienta sensible y muy utilizada para evaluar ruptura y daño cromosómico (Fenech, 2002), además pueden analizarse en diferentes tipos de células, entre los que se encuentran los eritrocitos (Bolognesi & Hayashi, 2011; Bolognesi *et al.*, 2006). En este estudio, se evaluó el efecto genotóxico del arsenito de sodio sobre eritrocitos de sangre periférica del pez cebra (*Danio rerio*) y se demostró que la frecuencia de micronúcleos se incrementó de manera proporcional a la concentración de arsenito de sodio suministrado (Tabla 3). Del mismo modo, Kousar & Javed (2014), determinaron el efecto genotóxico del arsénico en eritrocitos de sangre periférica en cuatro especies de peces: *Labeo rohita*, *Cirrhina mrigala*, *Catla catla* y *Ctenopharyngodon idella*, y observaron un aumento significativo en el daño al ADN dependiente de la concentración de arsénico suministrado.

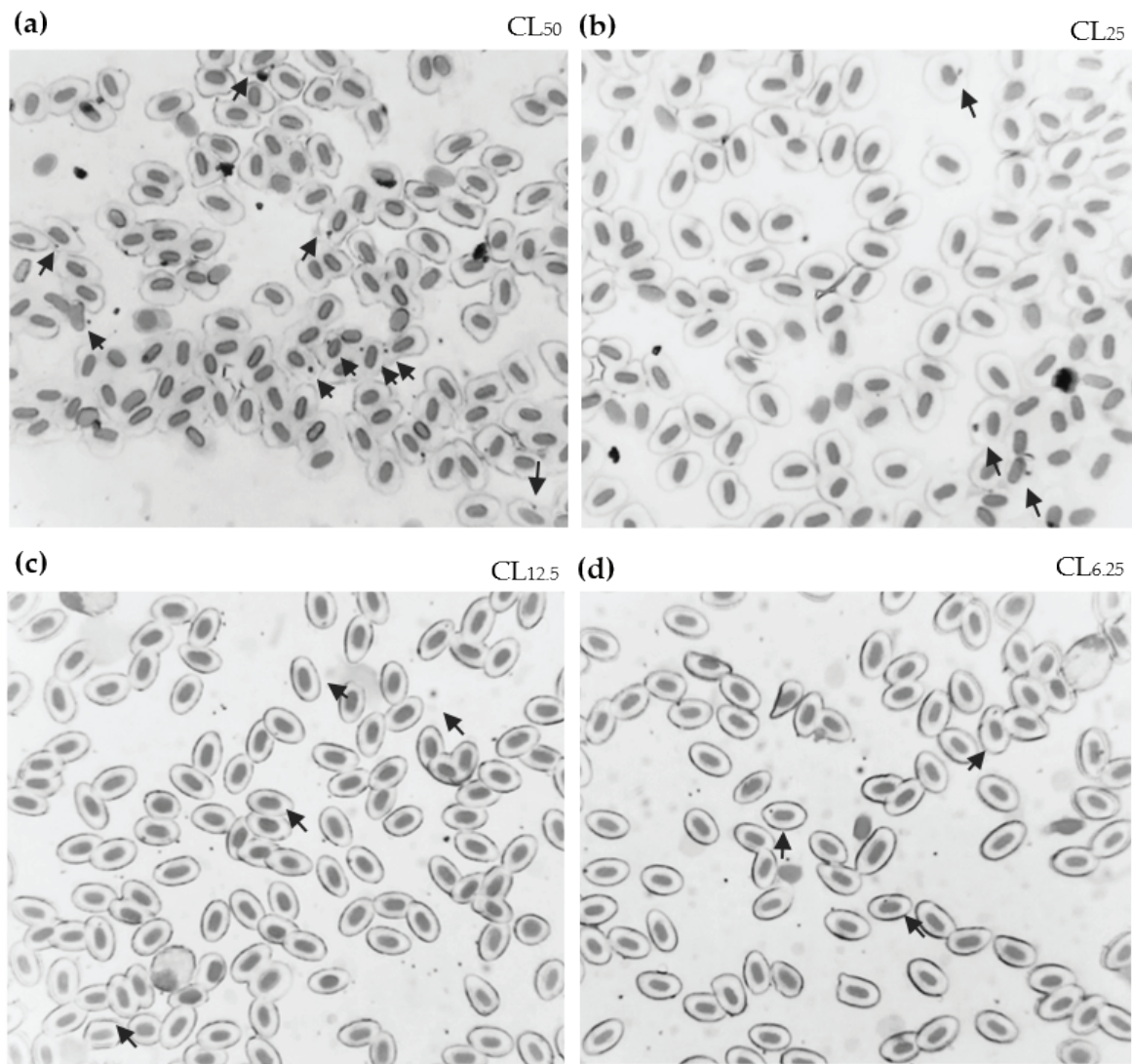


Figura 4. Microfotografía de frotis sanguíneo del pez cebra expuesto a concentraciones de arsenito de sodio durante 48 horas (a) CL₅₀; (b) CL₂₅; (c) CL_{12.5}; (d) CL_{6.25}.

Tabla 3. Frecuencia de micronúcleos en eritrocitos de sangre periférica del pez cebra. FMN: frecuencia de micronúcleos; CL: concentración letal. *X² prueba corregida por X₁⁺; (+) positivo.

Concentración (mg L ⁻¹)	CL	Media ± S	FMN
Control	-	0	0
*0.034	CL _{6.25}	4±1	0.008+
*0.035	CL _{12.5}	7.3±0.57	0.014+
*0.037	CL ₂₅	10±1	0.020+
*0.040	CL ₅₀	17.66±6.11	0.035+

Durante el presente estudio, en la concentración experimental más alta de arsenito de sodio correspondiente a la CL₅₀ (0.040 mg L⁻¹) se presentó una FMN de 0.035/1500 eritrocitos. De manera similar, Yadav & Trivedi (2009) reportaron una FMN de 8.83-10.33/1000 células en una concentración de 6.936 mg L⁻¹ de trióxido de arsénico. Las concentraciones de prueba en el presente estudio son inferiores a las reportadas por Yadav & Trivedi (2009), sin embargo, estos autores establecen que la formación de micronúcleos en pez cebra se induce significativamente incluso a bajas concentraciones.

CONCLUSIÓN

En este estudio, se demostró que en el pez cebra el arsenito de sodio a las concentraciones experimentales de 0.007, 0.0015, 0.0023 y 0.039 mg L⁻¹, ocasiona embriotoxicidad, anomalías en columna vertebral durante el desarrollo embrionario, incluyendo efectos edemas pericárdicos, en saco vitelino y daño en el material genético, ya sea por efectos clastogénicos o aneuploidegénos (micronúcleos). Estos resultados demuestran la sensibilidad del pez cebra como un modelo experimental sensible y excelente en la evaluación del efecto teratogénico y genotóxico en la exposición al arsénico. El presente estudio provee datos para comprender efectos del arsénico, pero se requiere mayor énfasis en su toxicocinética y toxicodinámica en futuras investigaciones.

REFERENCIAS

- ADEYEMI, J.A., A. DA CUNHA MARTINS-JUNIOR & F. BARBOSA. 2015. Teratogenicity, genotoxicity and oxidative stress in zebrafish embryos (Danio rerio) co-exposed to arsenic and atrazine. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 172-173:7-12. DOI:10.1016/j.cbpc.2015.04.001
- AHMED, M.K., M. HABIBULLAH-AL-MAMUN, M.A. HOSSAIN, M. ARIF, E. PARVIN, M.S. AKTER & M.M. ISLAM. 2011. Assessing the genotoxic potentials of arsenic in tilapia (*Oreochromis mossambicus*) using alkaline comet assay and micronucleus test. *Chemosphere* 84(1):143-149. DOI:10.1016/j.chemosphere.2011.02.025
- ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES & DISEASE REGISTRY). 2007. Toxicological profiles for arsenic. Departamento de Salud y de Servicios Humanos de EUA, Servicio de Salud Pública, Atlanta, Georgia. 493 p. Also available at: Página electrónica (www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp2.pdf).
- BOLOGNESI, C. & M. HAYASHI. 2011. Micronucleus assay in aquatic animals. *Mutagenesis* 26(1): 205213. DOI:10.1093/mutage/geq073
- BOLOGNESI, C., E. PERRONE, P. ROGGIERI, D. PAMPANIN & A. SCIUTTO. 2006. Assessment of micronuclei induction in peripheral erythrocytes of fish Exposed to xenobiotics under controlled conditions. *Aquatic Toxicology* 78(1):93-98.
- CARBONELL-BARRACHINA, A.A., A.J. SIGNES-PASTOR, L. VAZQUEZ-ARAFLIJO, F. BURLO & B. SEN GUPTA. 2009. Presence of arsenic in agricultural products from arsenic-endemic areas and strategies to reduce arsenic intake in rural villages. *Molecular Nutrition and Food Research* 53(5):531-541. DOI:10.1002/mnfr.200900038
- COELHO, P., S. COSTA, S. SILVA, A. WALTER, J. RANVILLE, A.C.A. SOUSA, C. COSTA, M. COELHO, J. GARCÍA-LESTÓN, M.R. PASTORINHO, B. LAFFON, E. PASARO, C. HARRINGTON, A. TAYLOR & J.P. TEIXEIRA. 2012. Metalloid levels in biological matrices from human populations exposed to mining contamination – Panasqueira mine (Portugal). *Journal of Toxicology and Environmental Health Part:A* 75(13-15):893-908. DOI:10.1080/15287394.2012.690705
- DAS, R.K., A.K. MITRA, P.K. SENGUPTA, A. HOSSAIN, F. ISLAM & G.H. RABBANI. 2004. Arsenic concentration in rice, vegetables and fish in Bangladesh: a preliminary study. *Environmental International* 30(3):383-387. DOI:10.1016/j.envint.2003.09.005
- DATTA, S., D. GHOSH, D.R. SAHA, S. BHATTACHARAYA & S. MAZUMDER. 2009. Chronic exposure to low concentration of arsenic is immunotoxic to fish: role of head kidney macrophages arsenic biomarkers of arsenic toxicity to *Clarias batrachus*. *Aquatic toxicology* 92(2):86-94. DOI:10.1016/j.aquatox.2009.01.002
- DEL RAZO, L., G. GARCIA-VARGAS, O. VALENZUELA, E. CASTELLANOS, L. SANCHEZ-PENA, J. CURRIER, Z. DROBNA, D. LOOMIS & M. STYBLO, M. 2011. Exposure to arsenic in drinking water is associated with increased prevalence of diabetes: a cross-sectional study in the Zimapan and Lagunera regions in Mexico. *Environmental Health* 10:73. DOI:10.1186/1476-069X-10-73
- DOMINGUES, I., R. OLIVEIRA, J. LOURENÇO, C. GRISOLIA, S. MENDO & A. SOARES. 2010. Biomarkers are a tool to assess chromium effects (VI): comparison of responses in zebrafish early life stages and adults. *Comparative Biochemistry and Physiology - Part C: Toxicology & Pharmacology* 152(3):338-345. DOI:10.1016/j.cbpc.2010.05.010
- ERRAGUNTIA, N.K., R.L. SELKEN, C. VALDEZ-FLORES & R.L. GRANT. 2012. An updated inhalation unit risk factor for arsenic and inorganic arsenic compounds based on a combined analysis of epidemiology studies. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 64(2):329-341. DOI:10.1016/j.yrtph.2012.07.001
- FENECH, M. 2002. Biomarkers of genetic damage for cancer epidemiology. *Toxicology* 181-182:411-416. DOI:10.1016/s0300-483x(02)00480-8
- GAWORECKI, K.M., R.W. CHAPMAN, M.G. NEELY, A.R. D'AMICO & L.J. BAIN. 2012. Arsenic to killfish during embryogenesis alters muscle develop-

- ment. *Toxicological Sciences* 125(2):522-531. DOI:10.1093/toxsci/kfr302
- GAYTÁN O.J.C., L. L. GONZÁLEZ, G. PULIDO-FLORES, S. MONKS, A.J. GORDILLO-MARTÍNEZ, R.B.E. CABRERA-CRUZ & E. PÉREZ-CRUZ. 2008. Evaluación de la calidad del agua en la reserva de la biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México, a través de la inducción de malformaciones en columna vertebral en pez cebra (*Danio rerio* Hamilton, 1982). In: Pulido-Flores, G., A.L. López-Escamilla & M.T. Pulido-Silva (eds.). *Estudios biológicos en las áreas naturales del Estado de Hidalgo. Núm. 7*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México, pp. 117-124.
- GHOBIADIAN, M., M. NABIUNI, K. PARIVAR, M. FATHI & J. PAZOOKI. 2015. Toxic effects of magnesium oxide nanoparticles on early developmental and larval stages of zebrafish (*Danio rerio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 122:260-267. DOI:10.1016/j.ecoenv.2015.08.009
- GONZÁLEZ, L.L. 2005. Evaluación del efecto del cloruro de mercurio (HgCl₂) en la inducción de malformaciones de columna vertebral del pez cebra (*Danio rerio* Hamilton, 1982) durante diferentes etapas del desarrollo embrionario. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca. Hidalgo, México. 94 p.
- HALLARE, A., K. NAGEL, H.R. KOHLER & R. TRIEBSKORN. 2006. Comparative embryotoxicity and proteotoxicity of three carrier solvents to zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63(3):378-388. DOI:10.1016/j.ecoenv.2005.07.006
- HILL, A.J., H. TERAOKA, W. HEIDEMAN & R.E. PETERSON. 2005. Zebrafish as a model vertebrate for investigating chemical toxicity. *Toxicological Sciences* 86(1):6-19. DOI:10.1093/toxsci/kfi110
- IBM CORP. RELEASED. 2017. IBM SPSS for Windows. Version 25.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- ILINÁ, A., J. MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, E. SEGURA-CENICEROS, J. VILLARREAL-SÁNCHEZ & K. GREGORIO-JÁUREGUI. 2009. Biosorción de arsénico en materiales derivados de maracuyá. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 25(4):201-216.
- KIMMEL, C.B., W.W. BALLARD, S.R. KIMMEL, B. ULLMANN & T.F. SCHILLING. 1995. Stages of embryonic development of the zebrafish. *Developmental Dynamics* 203:252-310. DOI:10.1002/aja.1002030302
- KOUSAR, S. & M. JAVED. 2014. Assessment of DNA damage in peripheral blood erythrocytes of fish exposed to arsenic under laboratory conditions. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* 3(11):877-888.
- KUMMAR, A., P.K. VIBUDH & K.K. PARIMAL. 2013. Fish micronucleus assay to assess genotoxic potential of arsenic at its guideline exposure in aquatic environment. *Biomaterials* 26:337-346. DOI:10.1007/s10534-013-9620-8
- LI, D., C. LU, J. WANG, W. HU, Z. CAO, D. SUN, H. XIA & X. MA. 2009. Developmental mechanisms of arsenite toxicity in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Aquatic Toxicology* 91(3):229-237. DOI:10.1016/j.aquatox.2008.11.007
- LI, Y., F. YANG, Z. CHEN, L. SHI, B. ZHANG, J. PAN, X. LI, D. SUN & H. YANG. 2014. Zebrafish on a chip: a novel platform for real-time monitoring of drug-induced developmental toxicity. *PLoS One* 9(4):1-8. DOI:10.1371/journal.pone.0094792
- LIAO, C.M., J.W. TSAI, M.P. LING, H.M. LAIN, Y.H. CHOU & P.T. YANG. 2004. Organ-specific toxicokinetics and dose-response of arsenic in tilapia *Oreochromis mossambicus*. *Archives of Environment Contamination and Toxicology* 47(4): 502-10. DOI:10.1007/s00244-004-3105-2
- LIESCHKE, G.J. & P.D. CURRIE. 2007. Animal models of human disease: zebrafish swim into view. *Nature* 8(5):353-367. DOI:10.1038/nrg2091
- MCCOLLUM, C.W., N.A. DUCHARME, M. BONDESSON & J. GUSTAFSSON. 2011. Developmental toxicity screening in zebrafish. *Birth Defects Research Part C: Embryo Today Reviews* 93(2):67-114. DOI:10.1002/bdrc.20210
- OBERRAMM, A. 2000. The use of a refined zebrafish embryo bioassay for the assessment of aquatic toxicity. *Lab Animal* 29(7):32-40.
- OLIVEIRA, R., I. DOMINGUES, C.K. GRISOLIA & A.M. SOARES. 2009. Effects of triclosan on zebrafish early-life stages and adults. *Environmental Science and Pollution Research International* 16(6):679-688. DOI:10.1007/s11356-009-0119-3
- PALHARES, D. & G. C. KOPPE. 2002. Comparison between the micronucleus frequencies of kidney and gill erythrocytes in tilapia fish, following mitomycin C treatment. *Genetics and Molecular Biology* 25(3):281-284. DOI:10.1590/S1415-47572002000300005
- PRIETO-GARCÍA, F., O.A. BÁEZ-RAMÍREZ, S. MONKS, J.C. GAYTÁN-OYARZÚN & A. ZUÑIGA-ESTRADA. 2006. Acumulación, toxicidad y teratogénesis provocada por presencia de arsénico en aguas en el pez cebra (*Danio rerio*). *AquaTIC: Revista Electrónica de Acuicultura* 24:72-85.
- RALDÚA, D., M. ANDRÉ & P. J. BABIN. 2008. Clofibrate and gemfibrozil induce an embryonic malabsorption syndrome in zebrafish. *Toxicology and Applied Pharmacology* 228(3):301-314. DOI:10.1016/j.taap.2007.11.016
- RIVERA, I. 2006. Determinación de la frecuencia de malformaciones en columna vertebral, opérculo y aleta en *Danio rerio* Hamilton, 1822, como posibles bioindicadores en la valoración de daño teratogénico. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México. 73 p.
- SAYED, A.H., H.A.M. ELBAGHDADY & E. ZAHARAN. 2015. Arsenic-induced genotoxicity in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*); the role of *Spirulina platensis* extract. *Environmental Monitoring and Assessment* 187(12):751. DOI: 10.1007/s10661-015-4983-7
- SCOTTO, C., J. ÁLVAREZ, C. LLANOS, O. LEYVA, S. SOTOMAYOR, K. CHÁVEZ, E. JUSTO, O. CASSO, C. LARICO, W. MAYTA & W. SANGA. 2013. Análisis genotóxico de muestras de agua del río Ramis (Departamento de Puno, Perú) utilizando eritrocitos de la sangre periférica del pez Cebra (*Danio rerio*). *Catedra Villareal* 1(1):23-26.
- SFAKIANAKIS, D.G., E. RANIERI, M. KENTOURI & A.M. TSATSAKIS. 2015. Effect of heavy metals on fish larvae deformities: a review. *Environmental Research* 137:246-255. DOI:10.1016/j.envres.2014.12.014
- STATSOFT INC. 2011. STATISTICA (data analysis software system). Version 10. www.statsoft.com

- TCHOUNWOU, P.B., J.A. CENTENO. & A.K. PATLOLLA. 2004. Arsenic toxicity, mutagenesis, and carcinogenesis – a health risk assessment and management approach. *Molecular and Cellular Biochemistry* 255(1-2):47-55. DOI:10.1023/b:mcbi.0000007260.32981.b9
- VAN-HOUCKE, J., L. DE GROEF, E. DEKEYSTER & L. MOONS. 2015. The zebrafish as a gerontology model in nervous system aging, disease, and repair. *Ageing Research Reviews* 24(Pt B):358-368. DOI:10.1016/j.arr.2015.10.004
- VAHTER, M., A. ÅKESSON, C. LIDÉN, S. CECCATELLI & M. BERGLUND. 2007. Gender differences in the disposition and toxicity of metals. *Environmental Research* 104(1):85-95. DOI:10.1016/j.envres.2006.08.003
- WESTERFIELD, M. 2007. *The zebrafish book. A guide for the laboratory use of zebrafish (Danio rerio)*. University of Oregon Press, Oregon. 385 p.
- YADAV, K.K. & S.P. TRIVEDI. 2009. Sublethal exposure of heavy metals induces micronuclei in fish, *Channa punctata*. *Chemosphere* 77(11):1495-500. DOI:10.1016/j.chemosphere.2009.10.022
- YAMAMURA, S. & S. AMACHI. 2014. Microbiology of inorganic arsenic: From metabolism to bioremediation. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 118(1):1-9. DOI:10.1016/j.jbiosc.2013.12.011
- YANG, F., Z. CHEN, J. PAN, X. LI, J. FENG & H. YANG. 2011. An integrated microfluidic array system for evaluating toxicity and teratogenicity of drugs on embryonic zebrafish developmental dynamics. *Biomedfluidics* 5(2):24115. DOI:10.1063/1.3605509
- YU, Y.L., H.L. LI, Y.C. WANG & X.G. QIAO. 2011. The effect of thiram on heart development of zebrafish embryos. *Journal of Inner Mongolia University for Nationalities* 3:1-7.
- ZHANG, C., C. WILLETT & T. FREMGEN. 2003. Zebrafish: an animal model for toxicological studies. *Current Protocols in Toxicology* 1:1.7.1-11.0.2. DOI:10.1002/0471140856.tx0107s17
- ZHU, Y., J. WANG, Y. BAI & R. ZHANG. 2004. Cadmium, chromium, and copper induce polychromatocyte micronuclei in carp (*Cyprinus carpio* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 72(1):78-86. DOI:10.1007/s00128-003-0243-6

Evaluation and estimation of reference points for the blue crab, *Callinectes sapidus* (Decapoda: Portunidae) of the Gulf of Mexico

Evaluación y estimación de los puntos de referencia para la jaiba azul, *Callinectes sapidus* (Decapoda: Portunidae) del Golfo de México

Rufino Morales-Azpeitia^{1*}, Alejandro Balmori-Ramírez², Andrés Antonio Seefoo-Ramos³ y Juan Manuel García-Caudillo⁴

Recibido: 20 de agosto de 2021.

Aceptado: 15 de noviembre de 2021.

Publicado: diciembre de 2021.

ABSTRACT

Background. The Blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) is an important fishery in socio-economic terms for the Mexican waters of the Gulf of Mexico. Despite its relevance, the blue crab has been little studied. Fisheries management generally involves decision-making based on the assessment of population size and dynamics. **Goals.** Determine the level of exploitation of the Blue crab resource in the Gulf of Mexico using official catch data from 1980 to 2018. **Methods.** The Catch-Maximum Sustainable Yield (C-MSY) method allows estimation of reference points that can be used for management of a fishery, including Catch at Maximum Sustainable Yield (MSY), Biomass associated with MSY (B_{MSY}) and Mortality associated with MSY (F_{MSY}) using limited data. **Results.** The values of MSY and B_{MSY} found by the C-MSY method were 16,491 t and 27,687 t, respectively. The F_{MSY} value was 0.596, with a k value of 55,374 t, varying between 33,842 and 90,604 t. The highest viable r value of maximum net productivity was equal to 1.19. **Conclusions.** The results indicate that the blue crab (*C. sapidus*) fishery in the Gulf of Mexico is at healthy levels, but with maximum levels of exploitation. To maintain the stock status, it is recommended that catch do not exceed the 14,842 t (0.9 MSY) and/or fishing mortality equal to $0.9 F_{MSY}$.

Key words: *Callinectes sapidus*, blue crab, Gulf of Mexico, reference points MSY, B_{MSY} , F_{MSY} , C-MSY method.

RESUMEN

Antecedentes. La jaiba azul *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) es una pesquería importante en términos socioeconómicos para el Golfo de México. A pesar de su relevancia la jaiba azul ha sido poco estudiada. El manejo pesquero generalmente implica la toma de decisiones basadas en la evaluación del tamaño y la dinámica de la población. **Objetivos.** Determinar el nivel de explotación de la jaiba azul del Golfo de México utilizando datos oficiales de captura de 1980 a 2018. **Métodos.** El método de rendimiento máximo sostenible de captura (C-RMS) permite estimar los puntos de referencia que pueden utilizarse para la gestión de una pesquería, incluidas las capturas con rendimiento máximo sostenible (RMS), la biomasa asociada al RMS (B_{MSY}) y la mortalidad asociada al RMS (F_{MSY}) utilizando datos limitados. **Resultados.** Los valores de RMS y B_{MSY} encontrados por el método C-MSY fueron 16,491 y 27,687 t, respectivamente. El valor de F_{MSY} fue de 0.596, con un valor k de 55,374 t, variando entre 33,842 y 90,604 t. El valor r más alto viable de la productividad neta máxima fue igual a 1.19. **Conclusiones.** Los resultados indican que la pesquería de jaiba azul (*C. sapidus*) en el Golfo de México se encuentra en niveles saludables, pero con niveles máximos de explotación. Para mantener la situación de la población, se recomienda que la captura no exceda las 14,842 t (0.9 RMS) y/o una mortalidad por pesca igual a $0.9 F_{MSY}$.

Palabras clave: *Callinectes sapidus*, jaiba azul, Golfo de México, puntos de referencia MSY, B_{MSY} , F_{MSY} , método C-MSY.

¹ Laboratorio de Ecología Pesquera, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Unidad Guaymas. Km 2.35 Camino al tular Estero de Bacochibampo, Guaymas, Sonora, 85454. México

² Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. Calle 20 No. 605-Sur, Guaymas, Sonora, 85400. México

³ Independent consultant. Tacuba No. 172 Ote, col. Magisterial, Tepic, Nayarit, 63040. México

⁴ Pesca Responsable y Comercio Justo S de RL de CV. Lago Erie 327-B Valle Dorado, Ensenada, Baja California, 22890. México

*Corresponding author:

Rufino Morales Azpeitia: e-mail: mmorales04@cibnor.mx

To quote as:

Morales-Azpeitia, R., A. Balmori-Ramírez, A. A. Seefoo-Ramos & J. M. García-Caudillo. 2021. Evaluation and estimation of reference points for the blue crab, *Callinectes sapidus* (Decapoda: Portunidae) of the Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 31 (3): 231-243.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n3/Morales

INTRODUCTION

Swimming crabs of the *Callinectes* genus are known in Mexico as “jibas,” they are widely distributed in the Gulf of Mexico and the United States coastal zone of the Atlantic Ocean. They have been documented from the states of Maine and Massachusetts in the United States to the coast of Uruguay, including the archipelagos of Bermuda and the Antilles (Williams, 1974).

Six species of swimming crabs of the *Callinectes* genus are reliably identified in the Gulf of Mexico: blue crab (*Callinectes sapidus*), Bocourt swimming crab (*C. bocourti*), Dana crab (*C. danae*), sharp tooth crab (*C. rathbunae*) and lesser blue crab (*C. similis*) and swimcrab (*C. ornatus*). Blue crab can be considered the main species and inhabits the entire coastal strip of the Gulf of Mexico and is the one that support the fishery (SAGARPA-CONAPESCA, 2018).

Small-scale fishing is a very important activity from the social perspective, since it provides excellent food in the coastal areas, reaching major cities, as well as rural areas adjacent to the coast. This makes the blue crab an important element for the food production reasons for the inhabitants of these regions.

Fisheries management generally involves decision making regarding fishing effort based on the evaluation of the population size and population dynamics, in order to maintain the desired levels of exploitable biomass over time (Anderson & Seijo, 2010). Among the disadvantages of this approach, especially in small scale fisheries, is that the information necessary to make these estimates is very difficult to obtain or there are no adequate population assessments (Martell & Froese, 2012), and implemented management strategies frequently ignore the responses from fishers to changes in abundance and self-management over time (Hilborn & Walters, 1992).

The official document that defines the status of fisheries in Mexico is the National Fisheries Chart (NFC), (DOF, 2018). In this context, it should be noted that the scientific information that supports the diagnosis of the status of fishery resources and also supports the NFC in Mexico, is very detailed and synthesized (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2006).

A biological reference point (BRP), in its most generic form, is a standard or benchmark against which to measure of the state of the stock from a biological perspective. A BRP often reflects the combination of several components of stock dynamics (growth, recruitment, and mortality, generally including fishing mortality) into a single number. This number is generally expressed as an associated fishing mortality rate or a biomass level (Gabriel & Mace, 1999). In general, BRPs are often derived from models that are difficult for non-modelers to understand, with the models often requiring a large amount of input data. To estimate the optimal levels of allowable catches it is necessary to have as much information as possible; to be able to establish an adequate management of the target resources, it is necessary to know the behavior of the fishers, their catch statistics, and the fishing effort applied. It is also essential to know the fundamental biological aspects of the most commercially important species along the coast, which should also consider associated species (Caddy & Mahon, 1995).

In Mexico, the vast majority of fisheries and the resources on which they depend are data poor due to a lack of funds for research and a lack of support for monitoring and analyses. Many of these fisheries are important for socio-economic and for food reasons and/or because

they affect vulnerable ecosystems or vulnerable populations. However, it is important to assess and manage the fisheries, even when little data are available. Fortunately, there are methods for assessing the stock status and identifying management reference points for fisheries that have scarce information. Methods exist that can be used to prioritize fisheries for research and management, as well as to estimate overfishing thresholds, biomass levels, stock status, catch or effort (Honey *et al.*, 2010). In this sense, the reference points can be direct estimates, or proxies for direct estimates, depending on the sufficiency of the available data. There are also approaches used that set default, precautionary, management reference points in the absence of specific stock or species information (MFNZ, 2008; DAWE, 2018).

Background. Díaz de Leon *et al.* (2004) analyzed the health status of 28 fishery management units in the Gulf of Mexico determining that 79 % were overexploited and that 25 % required urgent attention, including the blue crab fishery in Campeche. Guerra-Jimenez *et al.*, (2018), applied the Martell & Froese (2012) method to the Campeche blue crab fishery and estimated an MSY of 3,350 t. They concluded that the fishery is exploited at the maximum sustainable level with some indication of overexploitation. Rodríguez-Castro *et al.*, (2017), applied different adjustments to linear and nonlinear mathematical functions to the captures reported in Laguna Madre, Tamaulipas during the period 1998-2012, and concluded that the fishery experienced six capture periods and two lifecycles and resulted in a fishery that had been severely overfished. Palacios-Fest *et al.* (2000) determined that the species of the *Callinectes* genus in the Alvarado lagoon in Veracruz, Mexico are overexploited with exploitation rates values (E) above 0.60. Villegas-Hernandez *et al.* (2017), through a short-term Jolly-Seber mark-recapture model experiment estimated the catch-per-unit-effort (CPUE) and the catchability coefficient (q) of the blue crab (*C. sapidus*) in the fishing port of Sisal, Yucatan, Mexico.

Based on genetic and phylogenetic analyses, it is considered that there are two stocks of blue crab in the US Gulf of Mexico (GDAR, 2013). The NE Gulf of Mexico stock along Florida state coast up to the Apalachee Bay, and a NW Gulf of Mexico stock occurring from Apalachicola Bay, Florida, to the west of the gulf. However, the connection between the western US Gulf of Mexico stock and the southern distribution in Mexican waters is uncertain (GDAR, 2013).

The Catch-MSY (C-MSY) method described by Froese *et al.* (2017) has gained importance since it allows estimating the main exploitation parameters (reference points) of fisheries with limited data. Rosenberg *et al.* (2014), for the single-stock status work, developed a fully factorial simulation testing framework to assess four potential data-limited models. The results suggest that Catch-MSY, a catch-based method, was the best performer, although the different models performed similarly in many cases. ICES (2014), applied the C-MSY method to 17 stocks including fully evaluated populations, populations with limited data and simulated populations. The results indicated that the C-MSY method produces reasonable predictions for the relative biomass and the relative exploitation rate compared to the fully evaluated populations, the simulated populations and the populations with limited data for which CPUE data were available.

Considering the above, and given that crab populations are very dynamic and can change size rapidly, as well as the improvement of population assessment methodologies over time, the present study aims to determine the health status of crab population in this area and

estimate candidate reference points for these fisheries. The objectives of this study were; to assess the health status of the blue crab (*C. sapidus*) stock in the Mexican Gulf of Mexico and to estimate appropriate candidate reference points for the Mexican blue crab fishery.

MATERIALS AND METHODS

Methods. One part of the methodology consisted of the analysis of the historical official landings records (t/year) and another of the application of the C-MSY method described by Froese *et al.*, (2017). The live weight information was taken from official crab landings records from the Statistical Fishing Yearbooks during the period of time from 1980 to 2018 (<https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>). In this data base, all of the species of the *Callinectes* genus that share the common name crab were grouped and later they were disaggregated by species, according to the answers provided, blue crab landings represent 95 % of the total. The remaining 5 % is comprised of the other crab species in the region, which are largely sold as bait while blue crab is entirely oriented for direct human consumption (Pesca Responsable y Comercio Justo, *pers. comm.* 2020). In order to understand how the fishing effort has changed in the last decade, the fishing effort data published in the NFC, together with CONAPESCA fishing license databases and the fishing license database published in the www.pescandodatos.org platform were analyzed.

Stock Assessment, Limit Reference Points (LRP), Target Reference Points (TRP) and Fishing Mortality (F)-Based Reference Points. For the evaluation of the blue crab stock and the estimation of the difference reference points, the species was considered as a single stock for the Mexican Gulf of Mexico (BC-GM). The C-MSY method described by Froese *et al.* (2017) was applied. This, through the Monte-Carlo method, estimates the reference points of the fishery (MSY, F_{MSY} , B_{MSY}), as well as the relative size of the population (B/k) and the exploitation rate (F/F_{MSY}). Another important feature of the C-MSY is that it differs from an earlier version of the Catch-MSY method (Martell & Froese, 2012) by searching for the most probable not in the center but rather in the tip of the triangle. This is based on the underlying principle that defines r as the maximum rate of increase for the examined population, which should be founded among the highest viable r -values, i.e. r is defined as maximum net productivity. The initial biomass was calculated as:

$$B_0 = \lambda_{i1}k * \exp(\nu t) \quad \text{Eqn 1}$$

and the biomass of the following years as:

$$B_{t+1} = \left[B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t \right] * \exp(\nu t). \quad \text{Eqn 2}$$

Where:

B_t = Biomass at time t

B_{t+1} = Biomass one year after t

C_t = Capture at time t , and

$\sigma\nu$ = process error standard deviation. If the process error is equal to 0, it is considered a deterministic model and if it is equal to 1, it is considered an observation error (uncertainty). To account for reduced recruitment at severely depleted stock sizes, such as predicted by all common stock–recruitment functions (Beverton & Holt, 1957; Ricker, 1975; Barrowman & Myers, 2000), this method incorporates a linear decline of surplus production, which is a function of recruitment, so-

matic growth and natural mortality (Schnute & Richards, 2002), when biomass falls below $\frac{1}{4} k$ (Equation 3).

$$B_{t+1} = \left[B_t + 4 \frac{B_t}{K} r \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t \right] * \exp(\nu t) \quad \text{Eqn 3}$$

It was assumed that, at the beginning of the time-series, the biomass of the blue crab stock varied between 50 and 90 % ($B/k = \lambda_{11}$, λ_{12}) of its carrying capacity (k), and in last year between 30 and 70 % ($B/k = \lambda_{11}$, λ_{12}). The biological plausible range for species with high resilience ($0.6 < r < 1.5$ Froese *et al.*, 2017) was considered appropriate for BC-GM stock. To note a key uncertainty, there are many catches that are not correctly recorded, mainly when it comes to small-scale fisheries. The lack and low precision of information is usually considerably greater for the small-scale fleet than for the industrial fleets (Arreguín-Sánchez & Arcos-Huitrón, 2011), as some crab is not sold and therefore goes unrecorded in the official capture statistics. To address this, the input values of CV and process error used in the method were 0.2 (20 %) and 0.1, respectively. In all cases, 30,000 MCMC iterations were performed.

The parameter estimated by C-MSY and BSM relate to standard fisheries reference points, such that

$$MSY = k/4, \quad \text{Eqn 4}$$

$$B_{MSY} = 0.5 k, \quad \text{Eqn 5}$$

$$F_{MSY} = 0.5, \quad \text{Eqn 6}$$

If the reduction in recruitment at very slow stock sizes ($B/k < 0.25$), instead

$$F_{MSY} = 0.5 \ 4 B/k. \quad \text{Eqn 7}$$

The version of the R script of the C-MSY method used here was CMSY-2019-5.R (<https://oceanrep.geomar.de/33076/>)

Crab Production Rates. According to the Schaefer model, the net surplus production in a period of time t of a population subject to fishing is defined as (Seijo *et al.*, 1998; Anderson & Seijo, 2010):

$$SPt = rBt \left(1 - \frac{Bt}{k} \right) \quad \text{Eqn 8}$$

Where r is the intrinsic rate of population growth, B is the biomass at time t and k is the carrying capacity of the stock.

In the case of exploited stocks, the annual biomass (B_t) can be estimated by relating it to the instantaneous rate of population growth (ρ_t) (Jacobson *et al.*, 2001):

$$B_{t+1} = B_t e^{\rho_t - F_t} \quad \text{Eqn 9}$$

Where F_t is the instantaneous fishing mortality rate defined as the ratio between the accumulated catch in a fishing period and the average biomass in the same period, or $F_t = C_t/B_t$ (Jul-Larsen *et al.*, 2003). So,

$$\rho_t = \ln \left(\frac{B_{t+1}}{B_t} \right) + F_t \quad \text{Eqn 10}$$

Furthermore, ρ_t is related to the annualized surplus production of the stock (SP) as follows (Jacobson *et al.*, 2001):

$$\rho_t = \ln \left(\frac{SP_t + B_t}{B_t} \right) \quad \text{Eqn 11}$$

A Kobe plot was constructed (Aires-da-Silva & Maunder, 2011; Schirripa, 2016), which allows a plot of assessment from the perspec-

tive of the exploitation rate (F/F_{MSY}) and the relative biomass (B/B_{MSY}), and summarizes stock status by plotting points by colored quadrant: green quadrant (not overfished, no overfishing), yellow and orange quadrant (overfished or overfishing), and the red quadrant (overfished and overfishing). It can also be used to guide the choice of reference points for use as part of a standard management strategy (Laurence *et al.*, 2014).

Candidate Reference Points. These population biomasses should be managed to fluctuate around a target reference point (TRP) compatible with MSY (MFNZ, 2008), but not generally be allowed fall below the limit reference point (LRP). As is traditional, we suggest that the biomass TRP is established as equal to the B_{MSY} . A threshold around $0.5 B_{MSY}$ has been widely adopted as a biomass LRP to prevent recruitment overfishing (Haddon *et al.*, 2012; Carruthers *et al.*, 2014; Froese *et al.*, 2015; Froese *et al.*, 2017). Additionally, we recommend a fishing mortality limit reference point at the value of F_{MSY} produced by the model, such that any value above this is considered overfishing. In summary, the advised candidate reference points are:

$$TRP_{BMSY} = B_{MSY} \quad \text{Eqn 12}$$

$$LRP_{BMSY} = 0.5 B_{MSY} \quad \text{Eqn 13}$$

$$LRP_{FMSY} = F_{MSY} \quad \text{Eqn 14}$$

Kobe plots were constructed to show the evolution of the stocks relative to the candidate target and limit reference points and provide information on the stock status and exploitation rate. To test the effect of the establishment of possible standard management strategies of limiting catch or fishing mortality, and evaluate their effect on the trend of the stock biomass, the Schaeffer model (constant captures) was used. For catch limits, the values tested were the TRP_{MSY} and the LRP_{MSY} as well as several values in between. For fishing mortality limits the values tested were F_{MSY} as well as 0.9, 0.8 and 0.7 F_{MSY} . Additionally, the exploitation rate and relative biomass were calculated and plotted in a Kobe plot to show their evolution projected to the year 2025.

Management Options Outcome Analysis. An analysis was carried out to evaluate stock and fisheries outcomes using a range of different constant catch limits as the key management measure, projecting biomass to the 2025 season. From this analysis we can evaluate the probability that the biomass of the stock will be above the candidate

TRP_{BMSY} , between the candidate TRP_{BMSY} and LRP_{BMSY} , or below the candidate LRP_{BMSY} in 2025. A similar analysis was also completed where the key management measure was one of a range of constant fishing mortality limits.

RESULTS AND DISCUSSIONS

Fishery Indicators. With the data from the base of the statistical fishing yearbooks (1980-2018), Fig. 1 was elaborated. This shows the time-series of annual landings of swim crabs from the Mexican waters of the Gulf of Mexico. During this period of time annual landings have averaged 10,054 t, with a decrease in catch early in the time series, reaching the lowest value (5,188 t) in 1986, followed by a generally increasing trend reaching a maximum value of 17,903 t in 2016. The annual average of the landings of the last 5 years (2014 to 2018) was 15,953 t, one and a half times more than the overall time series average.

Effort. According National Fisheries Chart (DOF, 2018), in 2017 there were 452 authorized crab fishing licenses along the Mexican Gulf of Mexico covering 3,369 small-scale vessels and 324,978 fishing gear (number of traps, rings and scoops). However, there is no available number of small-scale vessels in the Tabasco State and the number of fishing gear in the Campeche State. Recently, the www.pescandodatos.org platform published, based upon CONAPESCA databases, the updated (Nov. 2020) number of licenses, small-scale vessels and authorized fishing gear per small-scale vessel for all the states and fisheries in Mexico. The platform indicates that, in November 2020, 175 fishing licenses existed for the Mexican crab fishery in the coastal Gulf of Mexico, which include 2120 small-scale vessels and 191,419 fishing gear. Analyzing the information on landings and authorized fishing effort, it is clear that there are major issues with non-authorized participants in the fishery. The State of Campeche situation is notable. While there are only 3 fishing licenses for 4 vessels and 450 fishing gear (ring nets), annual landings average 4,000 t for the last 10 years (Pescandodatos, 2021).

Stock Assessment and Status. The results of the application of the C-MSY method for estimation of r and k , through the Monte Carlo method, with the information of the catches and the previous input assumptions, Fig. 2A shows the most viable r - k pair values. The model yielded 90,154 trajectories of possible combinations of r - k ; 11,147 were viable. Through the underlying principle that defines r as the maximum rate of increase for the examined population, among the highest viable r values, the model yielded a value of maximum net productivity of r equal to 1.19 with confidence intervals of 0.95 to 1.48. Fig. 2B shows the stock status, the biomass relative to the carrying capacity (k) of the population in the time analyzed. The relative biomass in the last year was 0.59 k , with confidence intervals between 0.32 and 0.69. Fig. 2C shows the exploitation rate of the stock. In the last year the exploitation rate was 0.87 with confidence intervals of 0.74 to 1.58.

Fig. 3 shows the equilibrium curve (Equation 3) of the Schaeffer model of C-MSY, relative to B/k and indented at $B/k < 0.25$, to explain the reduced recruitment at low stock sizes (right side of the parabola). Values of catch relative to MSY and biomass relative to k show a stock with high resilience and with a pattern of decreasing biomass, including the phases of decrease, increase and equilibrium, as shown by the location of the points below, above and near the equilibrium curve. It is observed that during the entire period, these were around the equilibrium curve with relative biomass values higher than 0.5 B/k indicating catches that

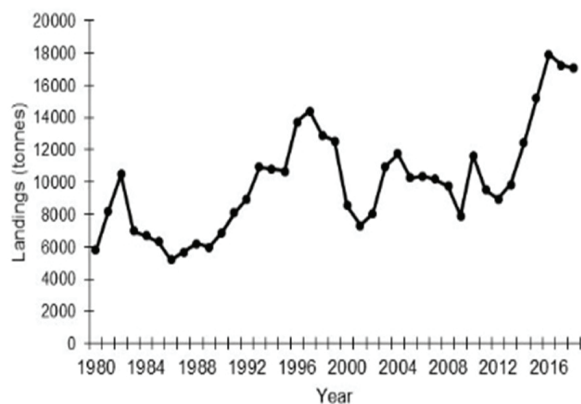


Figure 1. Annual crab landings in Mexican waters of the Gulf of Mexico from 1980 to 2018. Source: CONAPESCA Statistical Fisheries Yearbooks.

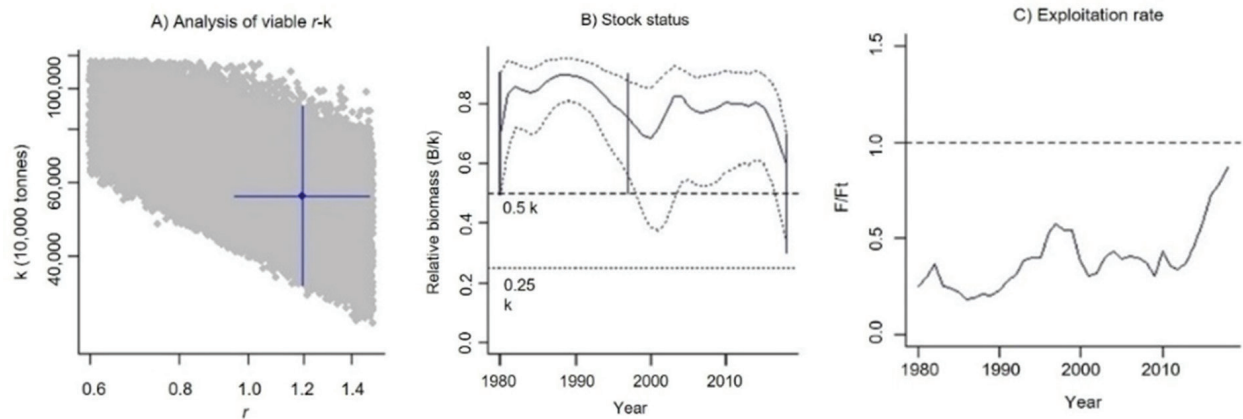


Figure 2. Results of the C-MSY method for the Mexican blue crab fishery in the Gulf of Mexico. A) Analysis of the most probable combinations of r and k . The viable r - k pairs that fulfilled conditions are show in grey. The blue cross, with approximate 95% confidence limits, marks the most probable r - k pair. B) Stock status, biomass relative to the carrying capacity of the population in the time analyzed with 2.5 and 97.5 percentiles. C) Exploitation rate of the stock.

will maintain the corresponding biomass. In recent years, the last three-point values can be observed above and away from the equilibrium curve, suggesting a biomass decrease with relative values of catch/MSY > 0.9.

Surplus Production and Instantaneous Rate of Population Growth. Fig. 4 shows the surplus production (SP) (Equation 8) of Mexican blue crab stock of Gulf of Mexico, which varied between 6,088 t and 15,897 t. For the BC-GM stock an increase in the values of SP is observed at the end of the period, at which point the catch values are above the SP and the biomass shows a decrease.

Fig. 5A shows the SP and its corresponding biomass for consecutive years from 1980 to 2018. The lowest value of SP is located with the maximum biomass value at the beginning of the time period and, as time progresses, the annual SP values tend to approach values close to the B_{MSY} . Fig. 5B shows the instantaneous rate of population growth (Equation 11) from 1980 to 2018, which varied between 0.11 year⁻¹ and 0.39 year⁻¹. There was an initial decline in the instantaneous rate of population growth at the beginning of the period, reaching its lowest value in 1989. This was followed by a positive trend, observing two periods with a rapid growth (1988-2000 and 2014-2018) and an intermediate period of stabilization with values between 0.20 and 0.23 year⁻¹. The maximum value for the instantaneous rate of population growth was in 2018, the last year of the period.

Estimation of Candidate Target and Limit Reference Points for Management. The reference points (RPs) estimated by the C-MSY method (MSY , B_{MSY} and F_{MSY}) through the Equations 3, 4, and 5 for the BC-GM fishery and the candidate reference points (Equations 12, 13 and 14) associated with these and proposed for management purposes are presented in Table 1.

The catch at the maximum sustainable yield (MSY) estimated by the model was 16,491 t in the GM. Even though Guerra-Jimenez *et al.*, (2018), estimated an MSY of 3,350 t for the this specie, but it was done only in the Campeche state, value lower than estimated in this study, possibly since it considers a fraction of the total catches for GM and a shorter period. If the C-MSY mode were applied to each particular state, the sum of the MSY values obtained for each state should be around the MSY value obtained in this study.

During most of the period the catches remained below this level with an increasing trend towards MSY until 2016, from which time catches have been above MSY, with a decreasing trend at the end of the period (Fig. 6A). The biomass associated with the maximum sustainable yield, or TRP_{BMSY} , was estimated to be 27,687 t. Throughout the period analyzed, the biomass trajectory remained above the TRP_{BMSY} , though with a decreasing trend, and in the last three years this value showed a drastic decrease (Fig. 6B). Fig. 6C shows the fishing mortality (F) throughout the time-series compared to the LRP_{FMSY} of 0.59. The annual fishing mortality throughout most the time series is less than half of the LRP_{FMSY} value until 2014, after which it increased markedly, reaching its maximum value in the last year (2018) at 0.51. The exploitation rate for 2018 was 0.74.

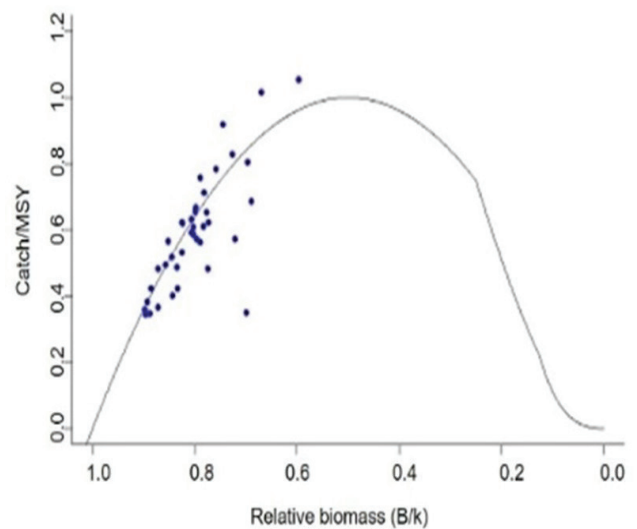


Figure 3. Equilibrium curve of the Schaefer model to explain reduced recruitment at low stock sizes for the Mexican blue crab fishery in the Gulf of Mexico. The dots indicate values of catch relative to MSY and biomass relative to k .

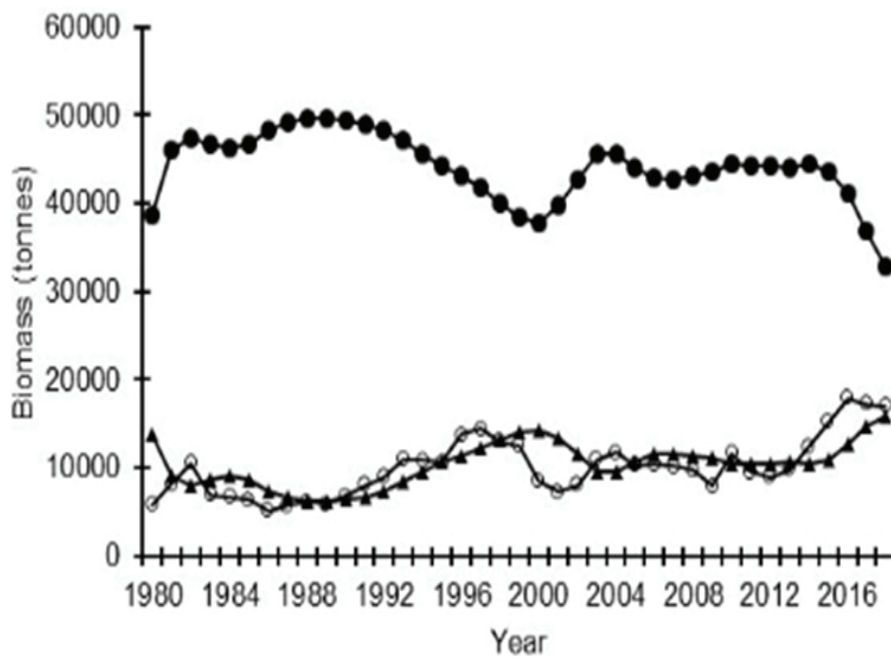


Figure 4. Annual surplus production (solid triangles), catch (open circles) and biomass (solid circles), for the Mexican blue crab stock in the Gulf of Mexico.

The Kobe plot illustrates the evolution of the fishery over this period of time (Fig. 7) and shows at the end of the period a healthy population with sustainable level of exploitation. Other studies carried out in other specific areas of the GM, (Palacios-Fest *et al.*, 2000; Díaz de León *et al.*, 2004; Rodríguez-Castro *et al.*, 2017; Guerra-Jiménez *et al.*, 2018) report levels of overexploitation, different to those which were obtained in this study.

The trajectory of the different points shows us how the population has evolved in the analyzed period, remaining in the course of time at healthy levels of exploitation (green quadrant), with a pathway towards levels close to the candidate reference points determined in this research. This low information methodology tends to generate large overall uncertainty, as can be seen in the iso-probabilities covering all quadrants of the diagram. There is a 64.4 % probability that the current status of the Mexican blue crab fishery is in the green quadrant (not overfished and not experiencing overfishing), and a 25.9 % probability

that the current status is in the orange quadrant, which denotes a population that is not overfished, but is experiencing overfishing. The probabilities that the stock is overfished but not experiencing overfishing (yellow = 3.4 %) and overfished and experiencing overfishing (red = 6.3 %) are relatively low.

Management Strategies. Fig. 8 shows the projected biomass stock trajectory to 2025 for the Mexican blue crab fishery with the application of the Schaefer model (constant catch and constant fishing mortality) to evaluate the effect of implementing different reference values (Table 1) expressed as a percentage of the MSY and F_{MSY} . With a catch limit equal to the MSY, 16,491 t as a harvest strategy, the biomass tends to decrease (Fig. 8A) but remains above TRP_{BMSY} . With harvests equal to lower percentages of MSY the biomass stabilizes at higher values, and with a harvest value equal to the lower confidence interval of MSY, 9,641 t the biomass reaches a value equal to the upper limit of the confidence interval of B_{MSY} . Considering the limitation of fishing mortality as

Table 1. Reference points estimated by the C-MSY method and candidate reference points for management purposes for the blue crab fishery in the Gulf of Mexico.

Reference Points Estimated by C-MSY Method			Candidate Reference Points for Management		
Median (IC = 95%)			Target	Limit	
MSY	B_{MSY}	F_{MSY}	B_{MSY}	$0.5 B_{MSY}$	F_{MSY}
Tonnes			Tonnes		
16,491	27,687	0.596	27,687	13,843	0.596
(9,641 – 28,209)	(16,921 – 45,302)	(0.479 - 0.741)			

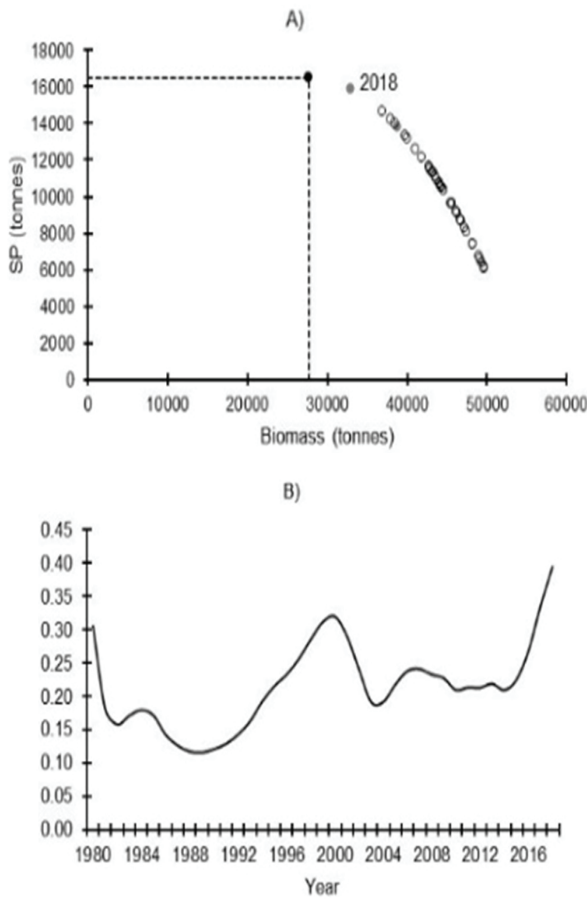


Figure 5. A) Annual surplus production of the Mexican blue crab fishery in the Gulf of México (the black dot shows the estimated B_{MSY} value). B) Annual instantaneous rate of population growth (ρ_B).

a second strategy, it can be seen that establishing the fishing mortality limit at F_{MSY} allows the biomass to decrease to a level equal to TRP_{BMSY} by 2025 (Fig. 8B). With fishing mortality limited to lower percentages of F_{MSY} , the biomass stabilizes at slightly higher levels (Table 2). The values of relative biomass and exploitation rate resulting from the application of the different management strategies (catch and fishing mortality) were plotted in a Kobe plot to show the predicted status of the fishery in 2025 (Fig. 9).

Management Options Outcome Analysis. The result of this analysis shows that the application of a range of constant catch limits as the key management measure does influence the outcome of fishery performance and stock status. With a constant annual catch equal to the estimated value of MSY (16,491 t), the probability that the stock biomass in 2025 falls below the LRP_{BMSY} is 0.39, noting that a probability of being below the LRP_{BMSY} of 0.39 represents a relatively high LRP-breaching risk. For constant catch equal to MSY, the probability of the stock being between the LRP_{BMSY} and TRP_{BMSY} is 0.10, and of being equal to or greater than the TRP_{BMSY} is 0.51 (Table 3). The outcome status of the stock projected to 2025 for a range of different levels of constant catch and constant effort in relation to MSY, are also shown in Table 3.

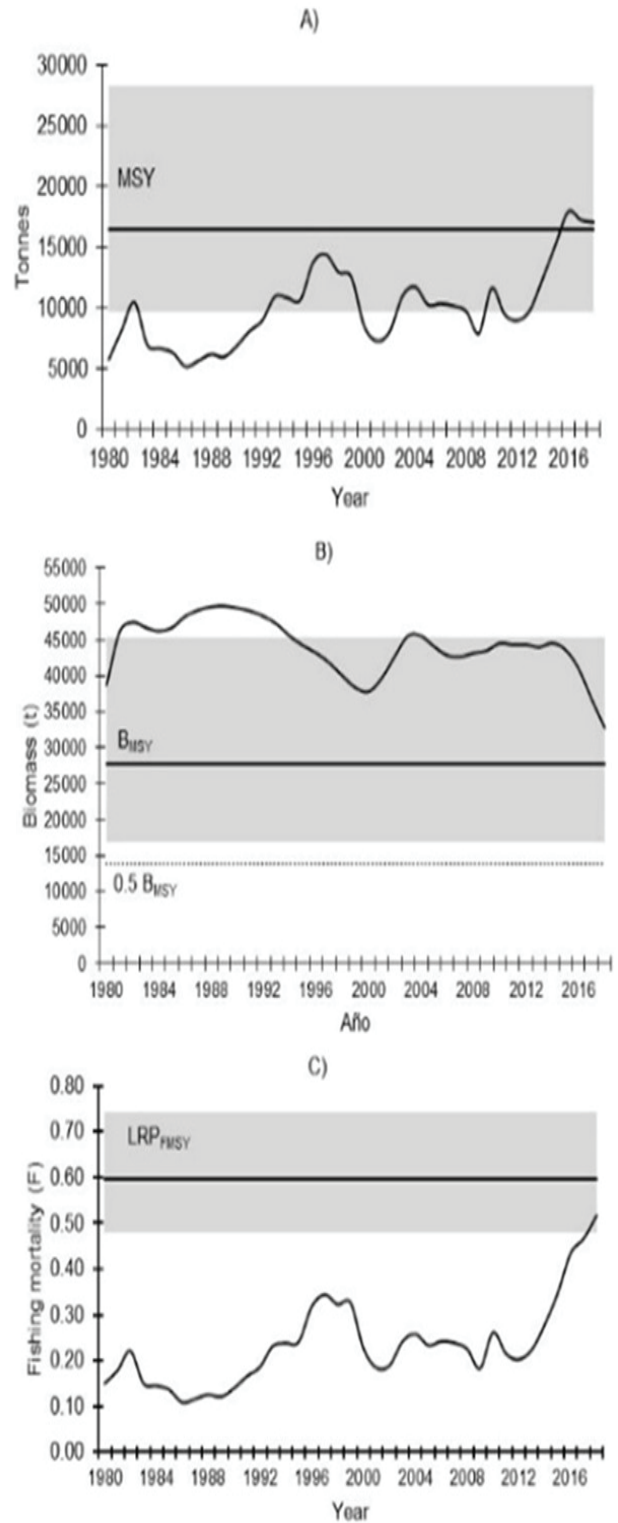


Figure 6. Results of the C-MSY method for management purposes based on Monte Carlo evaluation for the Mexican blue crab fishery in the Gulf of México (BC-GM). A) Catch, MSY with 95 % confidence interval (gray area). B) Biomass trajectory, TRP_{BMSY} with 95 % confidence interval (gray area) and LRP_{BMSY} (dotted line). C) Fishing mortality and LRP_{FMSY} with 95 % confidence intervals (gray area).

Table 2. Results of projections from the Schaefer model (constant catches and constant fishing mortalities) for the evaluation of possible standard management strategies, considering the catch and fishing mortality as management parameters the *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in the Gulf of Mexico. Outputs are long-term averages.

		2018					2025				
		Harvest strategy (catch)					Harvest strategy (Fishing mortality)				
		MSY	0.9 MSY	0.8 MSY	0.7 MSY	Lower CI MSY	FMSY	0.9 F	0.8 F	0.7 F	
Catch (t)		16,491	14,842	13,193	11,544	9,641	16,481	16,315	15,823	15,002	
F	0.518	0.546	0.413	0.331	0.270	0.212	0.596	0.536	0.476	0.417	
B/BMSY	1.190	1.091	1.299	1.439	1.545	1.644	1.000	1.099	1.199	1.299	
F/FMSY	0.870	0.916	0.692	0.556	0.453	0.355	1.000	0.900	0.800	0.700	

Fig. 10 can be used to help select reference points and an LRP breach risk that will enable managers to keep the stock in a healthy state. For example, the level of sustainable catch that can be taken for a range of LRP breach risk from, say 5 % to 20 % can be determined, noting that these are lower than the MSY estimated in this study. Managers will need to consider the uncertainties inherent in this low information assessment methodology against the risk of overexploiting the stock by setting reference points and thus catches too high.

The C-MSY method determines the most viable pair of r-k that corresponds to the estimated biomass trajectory that is compatible with the observed catches and, from there, estimates the relative biomass ranges for the beginning and end of the respective time series and the respective reference points. In general, the confidence intervals indicate that the possible true value is within that range, and in the blue crab fishery of the Gulf of México the confidence intervals were wide for all the estimated parameters. With more robust fishery and fishery-inde-

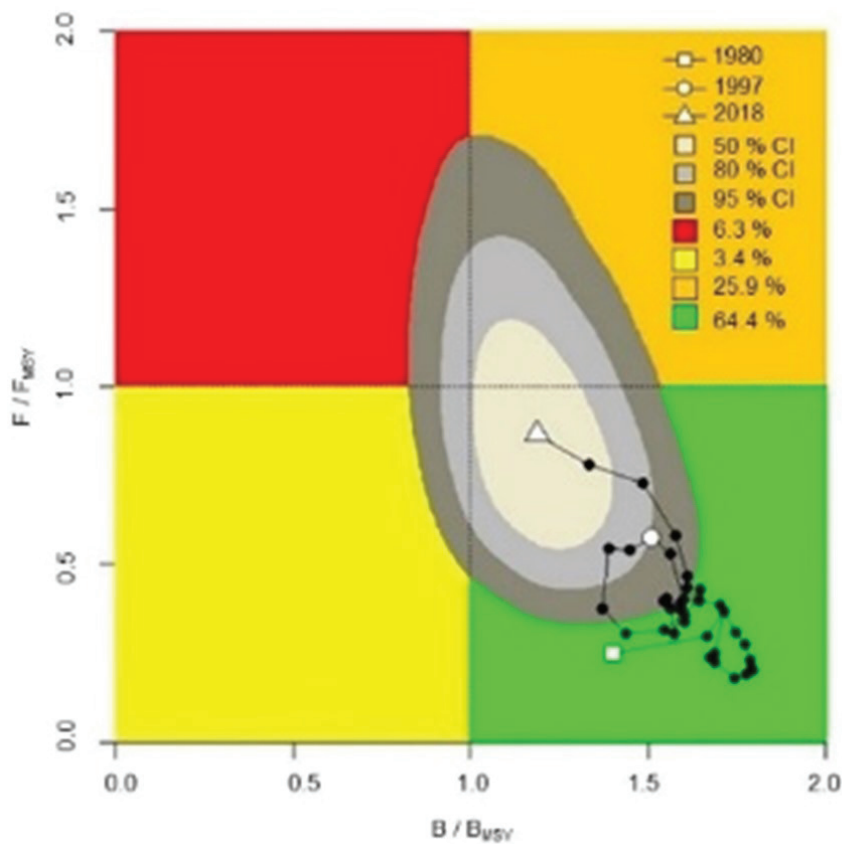


Figure 7. Kobe plot using the method of Maximum Sustainable Yield (C-MSY), for the blue crab fishery in the Gulf of Mexico. Gray areas indicate iso-probabilities.

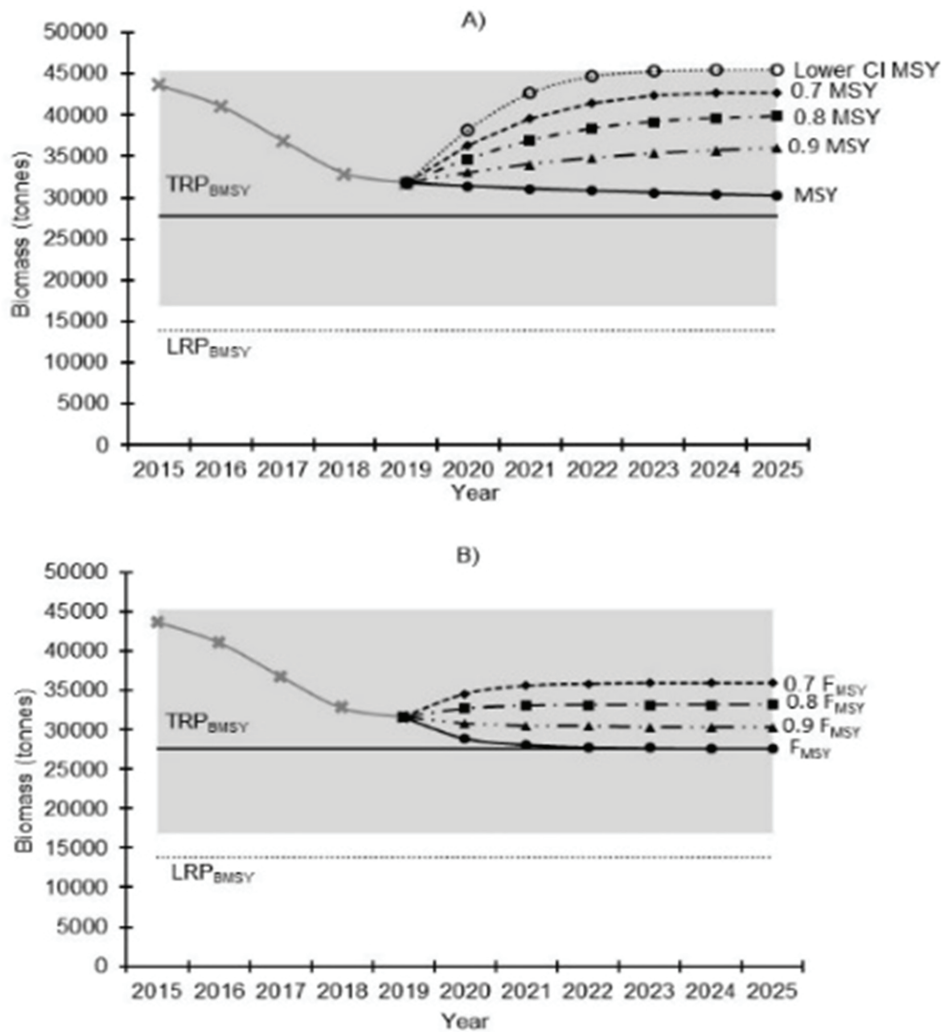


Figure 8. Standard management scenarios projected to 2025 for the Mexican blue crab fishery in the Gulf of Mexico using different values of (A) constant catch relative to MSY , and (B) constant fishing mortality relative to F_{MSY} , as harvest strategies. The solid lines show TRP_{BMSY} . The dotted lines show LRP_{BMSY} . The gray area shows 95 % confidence intervals of B_{MSY} . Refer to Fig. 7B to view the historic biomass trajectory (gray line).

pendent data, different models could be applied, which could reduce these uncertainties. For a data limited fishery, such as this one, the C-MSY method provides a basis for the provision of scientific advice on which to base interim fishery management decisions such as the harvest strategy and harvest control rules, to be refined when more robust data become available.

The C-MSY model yielded a value of r , which indicates the maximum net productivity is equal to 1.190 with confidence intervals of 0.957 to 1.480, that could be explained by a wide range of large stock sizes and low productivity (high resilience), or by a narrow range of small stock sizes and high productivity. The estimated value of r is within the high resilience range proposed by Froese *et al.*, (2017), indicating a high recovery capacity of these species in the event of a possible diminution of the stock due to fishing pressure. The equilibrium curve

shows us a stock with high resilience (typical of these species) and with a decreasing biomass pattern with increasing effort, including the phases of decrease, increase and equilibrium, as shown by the position of the points below, above and near the equilibrium curve, respectively.

The C-MSY model yielded an estimate of MSY of 16,491 t, a B_{MSY} of 27,687 (the candidate TRP_{BMSY}), and an estimate of F_{MSY} of 0.596 (candidate LRP_{FMSY}). During the last five years of the analyzed period the Mexican crab fishery in the Gulf of Mexico has shown an increase in its catch volumes, the average catches in that period was one and a half times higher than the general average, with catches exceeding MSY in the last three years. This may have played a large role in the commensurate decrease in the population biomass, which has declined to a level approaching the candidate TRP_{BMSY} . The exploitation rates from 2012 showed a constant increase, reaching levels very close to

the candidate LRP_{FMSY} in the last year, which represents a precautionary situation. The fact that the catches have exceeded MSY in recent years indicates that the applied fishing effort was using more than the available surplus biomass, causing it to decrease. Fortunately, this stock has not yet decreased below the candidate limit reference point for biomass (LRP_{BMSY}) or $0.5B_{MSY}$.

The Kobe plot shows that the trajectory of the size and evolution of the blue crab stock over the time series remained in good condition (green quadrant), with a healthy population that is not experiencing overfishing. The management indicators in the Kobe plot show the uncertainty of the results, and indicate that there is 0.64 probability that the status is in the green quadrant, and a 0.25 probability that the status is in the orange quadrant (healthy population but overfishing occurring), a 0.034 probability that the status is in the yellow quadrant (overfished population, but not experiencing overfishing), and a 0.063 probability that the status is in the red quadrant (overfished population with overfishing occurring).

Projecting stock status forward for five years to 2025, allowed evaluation of different constant catch limits and different constant fishing mortality limits as alternative management strategies. Assuming the starting point biomass estimate in 2015 is robust, these results show that, for the blue crab stock to retain good status in 2025 (i.e. $B_{2025} \geq B_{MSY}$) with no overexploitation, a maximum catch level less than MSY or fishing mortality no greater than F_{MSY} would be required (Fig. 8 and Table 2). This also can be seen from the management outcome projections to 2025 (Fig. 8 and Table 3) which show that if a constant catch limit equal to MSY is applied, there is a 0.51 probability that the biomass will remain above the TRP_{BMSY} , and there is a 0.39 probability that the biomass will be below the LRP_{BMSY} . A constant catch limit equal to or less than 0.9 MSY increases the probability that the biomass will be above the TRP_{BMSY} in 2025 to 0.60, and decreases the probability that the biomass will be below LRP_{BMSY} to 0.30.

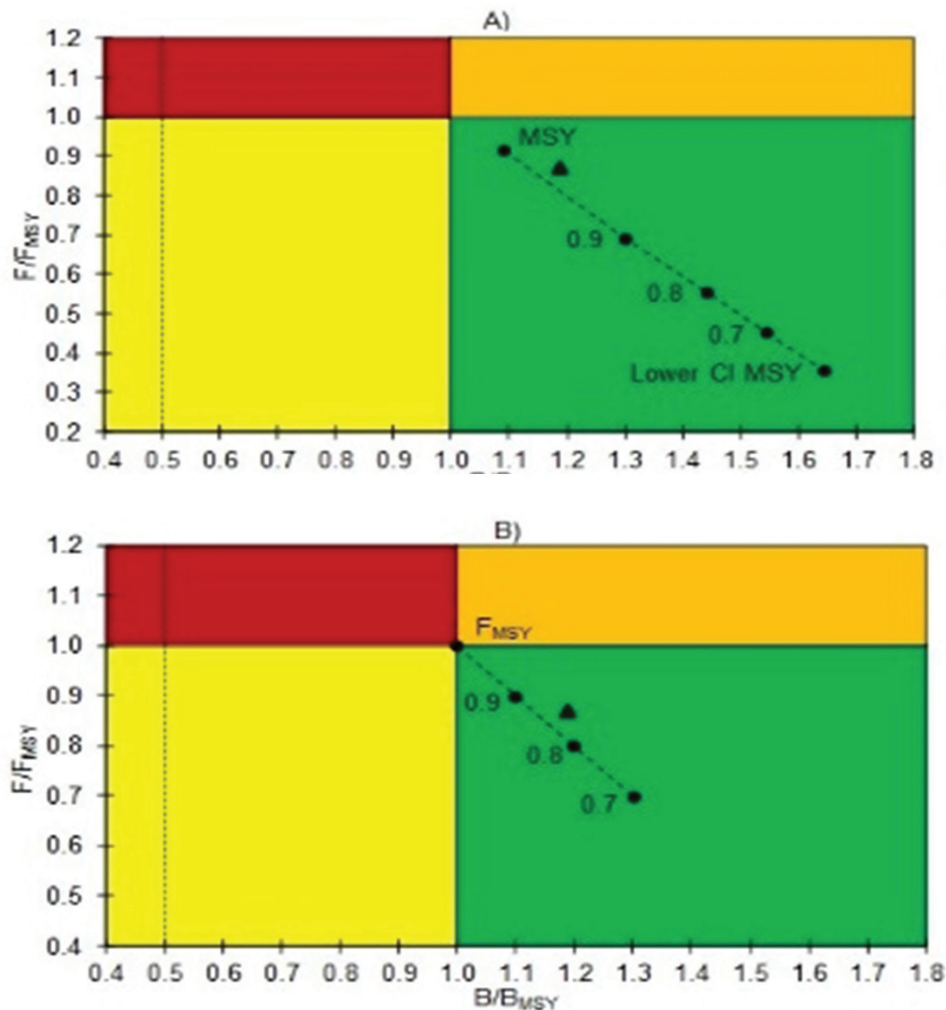


Figure 9. Evolution of the Mexican blue crab fishery in the Gulf of Mexico, projected to 2025, as a result of applying constant catch (panel A) or constant fishing mortality (F) (panel B) management strategies. The dashed line shows the LRP_{BMSY} . The open triangle shows fishery status in 2018.

Table 3. The outcome status of the stock in 2025 given implementation of different constant catch or effort management options.

Constant management option	Probability of being $\leq LRP_{BMSY}$	Probability $> LRP_{BMSY}$ and $< TRP_{BMSY}$	Probability of being $\geq TRP_{BMSY}$
Catch = MSY = 16,491 t	0.39	0.10	0.51
Catch = 0.9 MSY = 14,842 t	0.30	0.10	0.60
Catch = 0.8 MSY = 13,193 t	0.22	0.09	0.69
Catch = 0.7 MSY = 11,544 t	0.15	0.08	0.77
Catch = Lower CI MSY = 9,641 t	0.09	0.06	0.85
Effort = F_{MSY}	0.39	0.10	0.51
Effort = 0.9 F_{MSY}	0.38	0.10	0.52
Effort = 0.8 F_{MSY}	0.35	0.10	0.55
Effort = 0.7 F_{MSY}	0.31	0.10	0.59

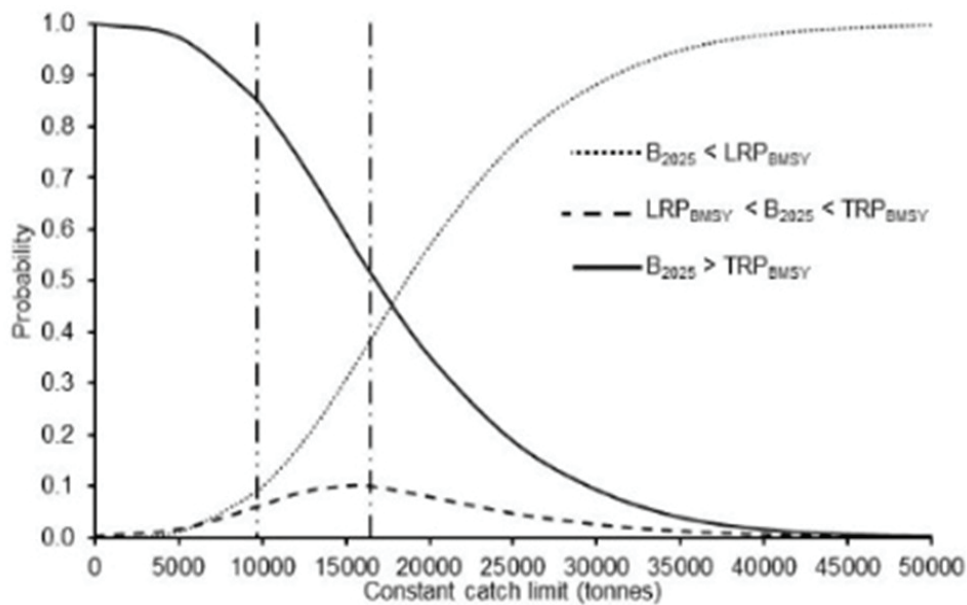


Figure 10. Analysis assuming different values of a constant catch limit as the key management measure and the resulting probability on population biomass in the year 2025 falls below the LRP_{BMSY} (dotted line), remains between the LRP_{BMSY} and the TRP_{BMSY} (dashed line) and above TRP_{BMSY} (solid line) compared to candidate reference points. The vertical lines show the value of MSY (dash dot line) and the lower CI MSY (dash dot line).

Based on the foregoing, it is considered that the crab fishery in the Mexican Gulf of Mexico is not overfished, with the current biomass above the candidate TRP_{BMSY} , and is not experiencing overfishing, with fishing mortality values below the candidate limit reference point associated with F_{MSY} . However, due to the uncertainties inherent in a data-poor fishery, and a need to implement a precautionary approach, we recommend that catches be limited to no more than 0.9 MSY (or fishing mortality to 0.9 F_{MSY}).

ACKNOWLEDGMENTS

The author would like to express their gratitude to the Sustainable Fisheries Partnership Foundation (SFP) for their financial support to this research. Special thanks to Dr. Megan Westmeyer and Dr. Geoff Tingley from SFP for their editorial and scientific review of the project. Thanks to the reviewers of this journal.

REFERENCES

- AIRES-DA-SILVA, A. & M.N. MAUNDER. 2011. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 11: 17-156.
- ANDERSON, L.G. & J.C. SELJO. 2010. *Bioeconomics of Fisheries Management*. 1st ed. John Wiley & Sons, Ltd., Publication U.S.A. 319 p.
- ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F., L. BELÉNDEZ-MORENO, I. MÉNDEZ GÓMEZ-HUMARÁN, R. SOLANA-SANSORES & C. RANGEL-DAVALOS. 2006. *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México: Evaluación y Manejo, 2006*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de la Pesca. México. 544 p.
- ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. & E. ARCOS-HUITRÓN. 2011. La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica* 27(3):431-462.
- BARROWMAN, N.J. & R.A. MYERS. 2000. Still more spawner–recruitment curves: the hockey stick and its generalizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:665-676.
- BEVERTON, R.J.H. & S.J. HOLT. 1957. *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Great Britain Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London. 533 p.
- CADDY, J.F. & R. MAHON. 1995. *Reference points for fisheries management*. FAO Fish. Tech. Pap. 347, Rome. 83 p.
- CARRUTHERS, T.R., A.E. PUNT. & C.J. WALTERS. 2014. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. *Fisheries Research* 153:48-68.
- DÍAZ-DE-LEÓN, A., J.I. FERNÁNDEZ, P. ÁLVAREZ-TORRES, O. RAMÍREZ-FLORES & G. LÓPEZ-LEMUS. 2004. La sustentabilidad de las pesquerías del Golfo de México. In: Caso, M., I. Pisanty & E. Escurra (eds.). *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. Vol. 2. SEMARNAT, Instituto Nacional de Ecología. México, pp. 727-756.
- DAWE (DEPARTMENT OF AGRICULTURE, WATER AND THE ENVIRONMENT). 2018. *Commonwealth Fisheries Harvest Strategy Policy and Guidelines*. Australian Government, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Australian. 28 p.
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2018. ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Disponible en línea en: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525712&fecha=11/06/2018
- FROESE, R., N. DEMIREL & A. SAMPANG. 2015. An overall indicator for the good environmental status of marine waters based on commercially exploited species. *Marine Policy* 51:230–237.
- FROESE, R., N.D. DEMIREL, G. CORO, K.M. KRISTIN & W. HENNING. 2017. Estimating Fisheries Reference Points from Catch and Resilience. *Fish and Fisheries* 18(3):506-526. DOI:10.1111/faf.12190
- GABRIEL, W.L. & P.M. MACE. 1999. A review of biological reference points in the context of the precautionary approach. Proceedings, 5th NMFS NSAW. 1999. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-40. 12 p.
- GUERRA-JIMÉNEZ, L.A., R.E. LARA-MENDOZA & A.G. DÍAZ-ÁLVAREZ. 2018. Estimación del máximo rendimiento sostenible para la pesquería de jaiba (*Callinectes spp*) en el Sur de Campeche. Mem. IX Foro Científico de Pesca Ribereña, Mazatlán, Sinaloa. 2 p.
- GDAR (GULF DATA, ASSESSMENT AND REVIEW). 2013. Stock Assessment Report: Gulf of Mexico Blue Crab. Available online at: www.gsmfc.org/publications/GSMFC.
- HADDON, M., N. KLAER, D.C. SMITH, C.D. DICHMONT & A.D.M. SMITH. 2012. Technical Reviews for the Commonwealth Harvest Strategy Policy. FRDC 2012/225. CSIRO, Hobart. 69 p.
- HILBORN, R. & C. WALTERS. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman & Hall, New York. 570 p.
- HONEY, K.T., J.H. MOXLEY & R.M. FUJITA. 2010. From rags to fishes: data-poor methods for fishery managers. *Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models and Solutions* 1:159-184.
- ICES (INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA). 2014. Report of the Workshop on the Development of Quantitative Assessment Methodologies based on LIFE-history traits, exploitation characteristics, and other relevant parameters for data-limited stocks (WKLIFE IV). ICES CM 2014/ACOM: 54, Lisbon, Portugal. 223 p.
- JACOBSON, L. D., J.A.A. DE OLIVEIRA, M. BARANGE, M.A. CISNEROS-MATA, R. FÉLIX-URAGA, J.R. HUNTER, J.Y. KIM, J.Y. MATSUURA, M. ÑIQUEN, M.C. PORTEIRO, B. ROTHSCHILD, R.P. SÁNCHEZ, R. SERRA, A. URIARTE & T. WADA. 2001. Surplus production, variability, and climate change in the great sardine and anchovy fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:1891-1903.
- JUL-LARSEN, E., J. KOLDING, R. OVERÅ, J.R. NIELSEN & P.A.M. ZWIETEN. 2003. *Management, co-management or no management? Major dilemmas in southern African freshwater fisheries. 1. Synthesis report*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 426/1, Roma. 127 p.
- LAURENCE, T.K., J. ORTIZ DE URBINA & P. DE BRUYN. 2014. Kobe II strategy matrices for north atlantic swordfish based on catch, fishing mortality and harvest control rules. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 70(4):2009-2016.
- MARTELL, S. & R. FROESE. 2012. A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries* 14(4):504-514.
- MFNZ (MINISTRY OF FISHERIES THE NEW ZEALAND). 2008. *Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries*. Ministry of Fisheries, Wellington, New Zealand. 27 p. Also available at: <https://fs.fish.govt.nz/Page.aspx?pk=113&dk=16543>
- PALACIOS-FEST, M.R., L. DOMÍNGUEZ-TREJO, E. COTERO-ALTAMIRANO & E. ARZATE-AGUILAR. 2000. Jaiba del Golfo de México y Mar Caribe. In: Cisneros-Mata, M.A., L.F. Belendez-Moreno, E. Zarate-Becerra, M.T. Gaspar-Dillanes, L.C. López-González, C. Saucedo-Ruiz & J. Tovar Ávila (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México, pp. 745-772.
- PESCANDODATOS. 2021. Crab fishery fishing licenses for the Mexican Gulf of Mexico. Available at: <https://pescandodatos.org/permisos#estado-actual-permisos>
- RATHBUN, M.J. 1896. The genus *Callinectes*. *Proceedings of the United States National Museum* 18(1070):349–375. DOI:10.5479/si.00963801.18-1070.349.

- RICKER, W.E. 1975. *Computation and Interpretation of Biological Statistics of fish Populations*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada 191, Ottawa, Canada. 382 p.
- RODRÍGUEZ-CASTRO, J.H., A. CORREA-SANDOVAL, J.A. RAMÍREZ-DE-LEÓN & J.A. ADAME-GARZA. 2017. Modelling the catch and development phases of the blue crab fishery (*Callinectes sapidus*) in the Laguna Madre, Tamaulipas, Mexico. *Ciencia UAT* 12(1):96-113.
- ROSENBERG, A.A., M.J. FOGARTY, A.B. COOPER, M. DICKEY-COLLAS, E.A. FULTON, N.L. GUTIÉRREZ, K.J.W. HYDE, K.M. KLEISNER, T. KRISTIANSEN, C. LONGO, C. MINTE-VERA, C. MINTO, I. MOSQUEIRA, G. CHATO-OSIO, D. OVANDO, E.R. SELIG, J.T. THORSON & Y. YE. 2014. *Developing new approaches to global stock status assessment and fishery production potential of the seas*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1086, Rome. 175 p.
- SAGARPA-CONAPESCA. 2018. *Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2018*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. Mazatlán. 219 p. Also available at: https://nube.conapesca.gob.mx/sites/cona/dgpe/2018/ANUARIO_2018.pdf
- SCHIRRIPIA, M.J. 2016. Projections, Kobe plots, and maximum sustainable yields for Atlantic bigeye tuna. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 72(2):564-576.
- SCHNUTE, J.T. & L.J. RICHARDS. 2002. Surplus production models. In: Hart, P.J.B. & J.D. Reynolds (eds.). *Handbook of Fish Biology and Fisheries*. Vol. 2. Blackwell Publishing, Oxford, UK, pp. 105-126.
- SEJO, J.C., O. DEFEO & S. SALAS. 1998. *Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 368, Rome. 108 p.
- VILLEGAS-HERNÁNDEZ, H., G.R. POOT-LÓPEZ, J.A. LÓPEZ-ROCHA, C. GONZÁLEZ-SALAS & S. GUILLEN-HERNÁNDEZ. 2017. Abundance and catchability estimates of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* based on mark-recapture data from the northern Yucatan Peninsula. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98(6):1-9. DOI:10.1017/S0025315417000443
- WILLIAMS, A.B. 1974. The swimming crabs of the genus *Callinectes* (Decapoda: Portunidae). *Fishery Bulletin* 72(3):685-798.

Confirmación de la ausencia del alga marina asiática *Codium fragile* subsp. *fragile* (Codiaceae, Chlorophyta) en el Pacífico de México, mediante datos moleculares

Molecular data confirm the absence of non-native Asian seaweed *Codium fragile* subsp. *fragile* (Codiaceae, Chlorophyta) in Pacific Mexico

Francisco F. Pedroche[✉]

Recibido: 11 de septiembre de 2021.

Aceptado: 11 de noviembre de 2021.

Publicado: diciembre de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. *Codium fragile* es un alga verde que habita en las costas del Pacífico de Baja California, México, cuyos primeros registros datan de 1909. Esta especie que posee varias subespecies, una de ellas *Codium fragile* subsp. *fragile*, oriunda de Japón, ha demostrado ser un organismo invasor en diferentes partes del mundo. **Objetivos.** Confirmar la presencia o ausencia de esta cepa invasora en las costas del Pacífico mexicano, comparando individuos de Japón, Estados Unidos y México mediante el uso de herramientas moleculares. **Métodos.** Se analizaron 20 individuos de las especies registradas para el Pacífico mexicano y diez fuera de la región, incluyendo además dos como grupo externo. El DNA genómico se extrajo mediante el método Sanger, se amplificaron regiones de los marcadores *psb* y 23S, las secuencias obtenidas se editaron y alinearon en MEGA y MESQUITE, posteriormente se realizaron análisis filogenéticos de máxima verosimilitud en PAUP y MEGA y de inferencia bayesiana en MrBayes. Las distancias genéticas se obtuvieron en MEGA y PAUP. **Resultados.** Se demuestra que, genéticamente, los individuos de México integran un clado diferente a la entidad asiática, con distancias genéticas inter-especie que se ubicaron en 6% para el marcador 23S, mientras que para los subclados de *C. fragile* la distancia entre ellos fue de 0.4%. Para *psb*, la distancia fue del 25% entre especies y de 2.2% entre estas dos subespecies. **Conclusiones.** Individuos de California y México se anidaron en el clado nativo *C. fragile*, mientras que otros procedentes también de California se reconocen con el de Japón como pertenecientes al clado invasor (*C. fragile* subsp. *fragile*); así por el momento, se confirma la ausencia de esta cepa invasora en el Pacífico de México.

Palabras clave: Algas marinas, Baja California, especie nativa, invasores, DNA cloroplasto.

ABSTRACT

Background. *Codium fragile* is a green alga that inhabits the Pacific coast of Baja California, Mexico, whose first records date back to 1909. This species has several subspecies, one of them *Codium fragile* subsp. *fragile*, originally from Japan, has proven to be an invasive organism in different parts of the world. **Objectives.** Confirm the presence or absence of this invasive strain on the coast of the Mexican Pacific, comparing with individuals from Japan, the United States and Mexico using molecular tools. **Methods.** We analyzed 20 individuals of the different species recorded for the Mexican Pacific and ten outside the region, including two as outgroup. The genomic DNA was extracted using the Sanger method, regions of the *psb* and 23S markers were amplified, the sequences obtained were edited and aligned in MEGA and MESQUITE, subsequently phylogenetic analyses of maximum likelihood were carried out in PAUP and MEGA and Bayesian inference in MrBayes. Genetic distances were obtained in MEGA and PAUP. **Results.** It is shown that, genetically, the individuals from Mexico integrate a clade different from the Asian entity, with inter-species genetic distances that were located at 6% for the 23S marker, while for the subclades of *C. fragile* the distance between them was 0.4%. For *psb*, the distance was 25% between species and 2.2% between these two subspecies. **Con-**

Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma. Av. de las Garzas 10, col. El Panteón, Lerma de Villada, Estado de México, 52005. México

University Herbaria, University of California at Berkeley. CA 94720-2465, USA.

***Corresponding author:**

Francisco F. Pedroche: e-mail: fpedroche@correo.izt.uam.mx

To quote as:

Pedroche, F.F. 2021. Confirmación de la ausencia del alga marina asiática *Codium fragile* subsp. *fragile* (Codiaceae, Chlorophyta) en el Pacífico de México, mediante datos moleculares. *Hidrobiológica* 31 (3): 245-252.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n3/Pedroche

clusions. Individuals from California and Mexico nested in the native clade *C. fragile*, while others also from California are recognized with that of Japan as belonging to the invasive clade (*C. fragile* subsp. *fragile*). At the moment, the absence of this invasive strain in the Pacific of Mexico is confirmed.

Keywords: Baja California, chloroplast DNA, invasive, native species, seaweeds.

INTRODUCCIÓN

Codium fragile (Suringar) Hariot (Chlorophyta, Codiaceae) es una de las 15 especies que se han registrado en las costas del Pacífico mexicano (Pedroche *et al.*, 2005). Es una macroalga bentónica con cladoma multiaxial erecto y ramificado dicotómicamente donde los filamentos cenocíticos terminan en utrículos mucronados; se distribuye en Alaska al Pacífico de Baja California (Pedroche *et al.*, 2002, 2005). Dentro de esta especie se han reconocido, como taxones infraespecíficos: una forma, cuatro variedades, una subvariedad y 12 subespecies (INA, 2020). Actualmente, como nombres taxonómicamente aceptados, hay once subespecies (Guiry & Guiry, 2021).

Desde hace décadas se ha reconocido, dentro de este género, a un grupo de individuos que tienen la capacidad de colonizar áreas geográficas diferentes a las de su posible origen. A estos organismos se les ha denominado especies no nativas y en particular, dentro de este género, a la subespecie *Codium fragile* subsp. *tomentosoides* (Van Goor) P. C. Silva (= *Codium fragile* subsp. *fragile* (Suringar) Hariot) (Silva, 1979) como una especie invasora (Rueness, 1989; Provan *et al.*, 2005).

Las algas marinas con esta característica han llamado la atención en los últimos años por el posible impacto que tienen sobre las poblaciones nativas y su capacidad de desplazar a otras especies o incluso modificar el ambiente en su entorno (Blackburn *et al.*, 2014; Vaz-Pinto *et al.*, 2014). Como resultado, varias iniciativas en niveles diversos se han establecido en México con la finalidad de darle seguimiento a estas especies no nativas. Una de ellas, es la de la Comisión Nacional para Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) que ha generado un banco de datos sobre las especies invasoras y cuya influencia ha permeado a nivel nacional, pues esta información fue empleada para publicar el Acuerdo sobre especies exóticas (SEMARNAT, 2016). En ambas referencias se incluye la subespecie no nativa como presente en México y con la categoría de especie exótica (CONABIO, 2021; CABI, 2021).

En otras partes del mundo esta entidad pasó desapercibida por mucho tiempo, debido en parte a que las especies no nativas son similares morfológicamente a las residentes, en sus etapas iniciales de colonización (Trowbridge, 1996). Silva (1955) fue el primero en reconocer que *Codium fragile* era un complejo de poblaciones y subpoblaciones y que era la especie, de este género, con la mayor distribución geográfica, presentándose en todos los continentes. Provan *et al.* (2005), mediante estudios moleculares con tres marcadores de cloroplasto (*rbcL*, *trn*, *rpl*), reconocieron qué de las once subespecies existentes, solo *C. fragile* subsp. *tomentosoides* podría considerarse como una especie invasora. Lo que más adelante también constataron Verbruggen *et al.* (2017) con estudios morfométricos, y moleculares, quienes emplea-

ron adicionalmente el marcador *tufA* y sugirieron que *C. fragile* consta realmente de dos especies, una incluye al clado “invasor” y la otra al resto de las subespecies. Sin embargo, estos autores se abstuvieron de realizar los cambios nomenclaturales correspondientes, debido a la ausencia de congruencia entre el marcador empleado, con otros marcadores explorados (Provan *et al.*, 2008).

El primer registro, aunque no preciso, de *Codium fragile* en costas mexicanas fue el de Collins (1909), como *C. mucronatum* f. (var.) *californicum* (J. Agardh) De Toni & Levi, quien mencionó su presencia de Alaska a México. Posteriormente, Hollenberg (1942) y Silva (1951) registraron a la especie para Bahía de Todos Santos, Baja California. A la fecha, la especie se ha registrado en cuarenta localidades en la costa occidental de Baja California, alcanzando, hacia el sur, una distribución hasta Punta Abrejos (26° 42' N, 113° 35' O) (Pedroche *et al.*, 2002). También existen registros para Bahía de la Paz, Golfo de California, Puerto Peñasco, Sonora y Punta Melaque, Jalisco que seguramente no son representativos de esta especie por las condiciones cálidas de sus aguas (Pedroche *et al.*, 2005). Es importante mencionar aquí que todos estos registros corresponden a *C. fragile* sin reconocer a subespecie alguna, excepto el registro de *C. fragile* subsp. *mexicanum* Maggs (Brodie *et al.*, 2007) para Punta Eugenia, en Baja California, México.

Pedroche (2001) confirmó que el taxón *C. fragile* subsp. *tomentosoides*, no está presente en el Pacífico mexicano. Propuesta mantenida en Okolodkov *et al.* (2007), Miller *et al.* (2011) y Aguilar-Rosas *et al.* (2014). Incluso Provan *et al.* (2008, fig. 3) reconocen un haplotipo mexicano diferente a la cepa invasora. Verbruggen *et al.* (2017), como se apunta arriba, denominaron un “clado fragile” para asignar a los individuos no nativos y un “clado nativo”, en donde se encuentran las subespecies: *C. fragile* subsp. *bonnespei* Maggs, *C. fragile* subsp. *novae-zelandiae* (J. Agardh) P. C. Silva, *C. fragile* subsp. *tasmanicum* (J. Agardh) P. C. Silva y *C. fragile* subsp. *mexicanum*. Seguramente, como resultado de los trabajos publicados por Provan *et al.* (2008), Maggs estableció el nombre *Codium fragile* subsp. *mexicanum* con localidad tipo en Punta Eugenia, Baja California (Brodie *et al.*, 2007). En este contexto y desde el punto de vista nomenclatural, previo a 2007, México no tenía representantes de otra subespecie que no fuera la subespecie típica: *C. fragile* subsp. *fragile*.

El objetivo del presente trabajo fue certificar, con base en información proporcionada por los marcadores *psb* y 23S del cloroplasto, que han brindado resultados alentadores en la discriminación de especies del Orden Bryopsidales (Pedroche, 2001; Tufiño-Velázquez & Pedroche, 2019), la pertenencia de las poblaciones de *C. fragile* de las costas del Pacífico mexicano al clado invasor o nativo.

MATERIAL Y MÉTODOS

En el presente trabajo se incluyeron individuos recolectados en diversas localidades de Baja California, México; California y Oregón, USA y Banda, Japón. Se incluyeron, además en el análisis, secuencias originales procedentes de DNA genómico aislado de individuos recolectados a lo largo de la costa del Pacífico mexicano y que representan a la mayoría de las especies registradas para esta costa (tabla 1).

Tabla 1. Datos de los individuos utilizados en este trabajo, indicando nomenclatura de la muestra, número de acceso en GenBank® para los marcadores 23S y psb, lugar de recolecta, colector, herbario en donde se encuentran depositados y el número de registro de la extracción de DNA. Los acrónimos de los herbarios de acuerdo a Thiers (2021).

Taxón	23S	psb	Localidad	Colector	Ubicación	DNA
<i>Bryopsis</i> sp.	MW244731	MH837715	Venados, Jal., Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	57
<i>Bryopsis</i> sp.	MW244732	MH837712	Fleming Point, CA, USA.	F.F. Pedroche	UC	67
<i>Codium amplivesiculatum</i> Setchell & N. L. Gardner	MW244747	OK087485	Navachiste, Sin., Mex.	Ochoa, J.	UAMIZ	49
<i>Codium amplivesiculatum</i> Setchell & N. L. Gardner	MW244750	OK087486	San Quintin, BC, Mex.	Castro	UAMIZ	115
<i>Codium brandegeei</i> Setchell & N. L. Gardner	MW244745	MZ934405	Pelicanos, BC, Mex.	Aguilar Rosas	UABC	118
<i>Codium dawsonii</i> P. C. Silva & al.	NA	OK000917	Isla Guadalupe, BC, Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	145
<i>Codium fragile</i> Suringar **	MW234430	MW965462	Isla Guadalupe, BC, Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	143
<i>Codium fragile</i> Suringar **	MW234431	MW965459	Point Reyes, CA, USA.	R.L. Moe	UC	64
<i>Codium fragile</i> Suringar **	MW234432	MW965461	Punta Morro, BC, Mex.	Aguilar Rosas	UABC	7
<i>Codium fragile</i> Suringar **	OM304968	NA	HMS Oregon, USA.	G. Hansen	UC	227
<i>Codium fragile</i> Suringar **	OM304969	NA	Coast Aquarium Oregon, USA.	G. Hansen	UC	223
<i>Codium fragile</i> Suringar **	OM304970	NA	Coast Aquarium B Oregon, USA.	G. Hansen	UC	226
<i>Codium fragile</i> Suringar *	MW234429	MW916099	Toteyama-shi (Chiba) Japón	Ohba	UC	124
<i>Codium fragile</i> Suringar *	MW234435	MW965460	Richmond, CA, USA.	R.L. Moe	UC	39
<i>Codium fragile</i> Suringar *	MW234436	NA	Alameda, CA, USA.	R.L. Moe	UC	38
<i>Codium giraffa</i> P. C. Silva	MW244740	MZ229637	Venados, Jal., Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	41
<i>Codium hubbsii</i> E. Y. Dawson	MW244736	OK000913	Rancho Packard, BC, Mex.	Aguilar Rosas	UABC	4
<i>Codium hubbsii</i> E. Y. Dawson	MW244737	OK000914	Punta Santo Tomas, BC, Mex.	Aguilar Rosas	UABC	15
<i>Codium isabelae</i> W. R. Taylor	MW244751	MZ902997	Matanchen, Nay., Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	51
<i>Codium isabelae</i> W. R. Taylor	MW244752	MZ902996	Cerritos, Sin., Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	46
<i>Codium isabelae</i> W. R. Taylor	MW244753	MZ902995	Mazatlán, Sin., Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	60
<i>Codium johnstonei</i> P. C. Silva	MW244739	NA	La Bufadora, BC, Mex.	Becerril	UABC	22
<i>Codium latum</i> Suringar	OK431603	MZ191097	Toteyama-shi (Chiba) Japón	Ohba	UC	121
<i>Codium latum</i> subsp. <i>palmeri</i> (E. Y. Dawson) P. C. Silva	MW244741	MZ191098	Isla Guadalupe, BC, Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	142
<i>Codium latum</i> subsp. <i>palmeri</i> (E. Y. Dawson) P. C. Silva	MW244742	MZ191099	Isla Guadalupe, BC, Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	160
<i>Codium picturatum</i> Pedroche & P. C. Silva	MW244733	NA	La Audiencia, Col., Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	42
<i>Codium schmiederi</i> P. C. Silva & al.	MW244743	OK000915	Isla Guadalupe, BC, Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	139
<i>Codium schmiederi</i> P. C. Silva & al.	MW244744	OK000916	Isla Guadalupe, BC, Mex.	F.F. Pedroche	UAMIZ	147
<i>Codium setchellii</i> N. L. Gardner	MW244738	OK087487	Pigeon Point, CA, USA.	F.F. Pedroche	UC	88
<i>Codium simulans</i> Setchell & N. L. Gardner	MW244754	MZ934406	Caminitos, BC, Mex.	Aguilar Rosas	UABC	247
<i>Codium</i> sp.	MW244746	NA	Cabo Libertad, Son., Mex.	Hughey J.	UC	76

* corresponden al clado "invasor" (*C. fragile* subsp. *fragile*)

** corresponden al clado "nativo"

NA No amplificó

Para la extracción, amplificación y obtención de secuencias se siguieron los protocolos y los cebadores empleados por Pedroche (2001) y Tufiño-Velázquez & Pedroche (2019), los números de registro en GenBank se encuentran en la tabla 1. Las secuencias obtenidas fueron editadas y alineadas usando Muscle en MEGA versión X (Kumar *et al.*, 2018; Stecher *et al.*, 2020) y Opal en MESQUITE versión 3.61 (Wheeler & Kececioglu, 2007; Maddison & Maddison, 2019). Los análisis filogenéticos se realizaron con las directrices presentes en Tufiño-Velázquez & Pedroche (2019) empleando como grupo externo, a individuos del género *Bryopsis*. En este análisis, se construyeron matrices para cada marcador y una matriz concatenada, con las 31 secuencias generadas en el presente

estudio. La elección del modelo evolutivo, al que se ajustan los datos, se obtuvo empleando JModeltest2 (Guindon & Gascuel, 2003; Darriba *et al.*, 2012). Se realizaron análisis de máxima verosimilitud (ML) y de inferencia bayesiana. La filogenia de ML fue inferida utilizando PAUP, versión 4.0a (build 163), (Swofford, 2001) y MEGA versión X (Kumar *et al.*, 2018; Stecher *et al.*, 2020), eligiendo el algoritmo de búsqueda heurística y el procedimiento de intercambio TBR para la reconexión de ramas en el árbol, y se estimó el respaldo nodal mediante análisis de bootstrap (100 réplicas). Para el análisis bayesiano se empleó la matriz combinada con la ayuda de MrBayes v3.2 (Ronquist *et al.*, 2012). La desviación estándar media de las frecuencias indicó que las muestras de los árboles se volvieron cada

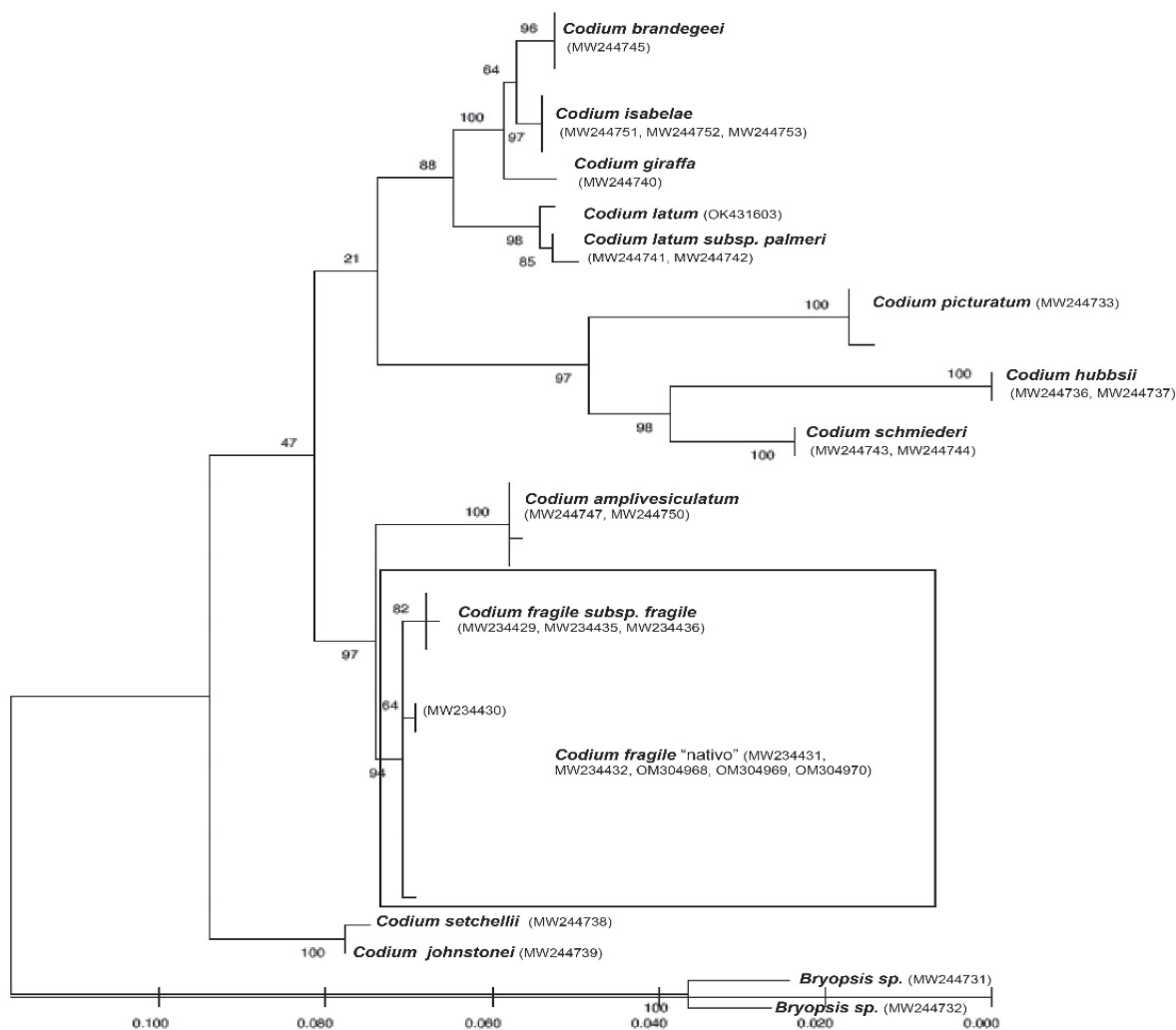


Figura 1. Hipótesis filogenética recuperada con el marcador 23S. La historia evolutiva se dedujo utilizando el método de máxima verosimilitud y el modelo de Tamura-Nei (Tamura & Nei, 1993). Se muestra el árbol con la mayor probabilidad de registro (-2189.58). El porcentaje de árboles (bootstrap) en los que los taxones asociados se agrupan se muestra junto a las ramas. Los árboles iniciales para la búsqueda heurística se obtuvieron automáticamente aplicando algoritmos Neighbor-Join y BioNJ a una matriz de distancias por pares estimadas utilizando el modelo Tamura-Nei, y luego seleccionando la topología con un valor de probabilidad logarítmica superior. De acuerdo con JModeltest2 (Guindon & Gascuel, 2003; Darriba *et al.*, 2012), el modelo que mejor se ajustó a los datos, seleccionado por AICc, fue TPM2uf+I+G, con los siguientes valores: Lset base = (0.2938 0.1884 0.2596), nst = 6, rmat = (2.3958 3.9677 2.3958 1.0000 3.9677), rates = gamma shape = 0.5070, ncat = 4, pinvar = 0.5130. El árbol se dibuja a escala, con longitudes de rama medidas en el número de sustituciones por sitio (escala). Este análisis involucró 37 secuencias de nucleótidos. Hubo un total de 738 posiciones en el conjunto de datos final. Se realizaron análisis evolutivos en PAUP versión 4.0a (Swofford, 2001) y MEGA X (Kumar *et al.*, 2018; Stecher *et al.*, 2020), resultando en topologías congruentes. El recuadro indica el clado *Codium fragile*.

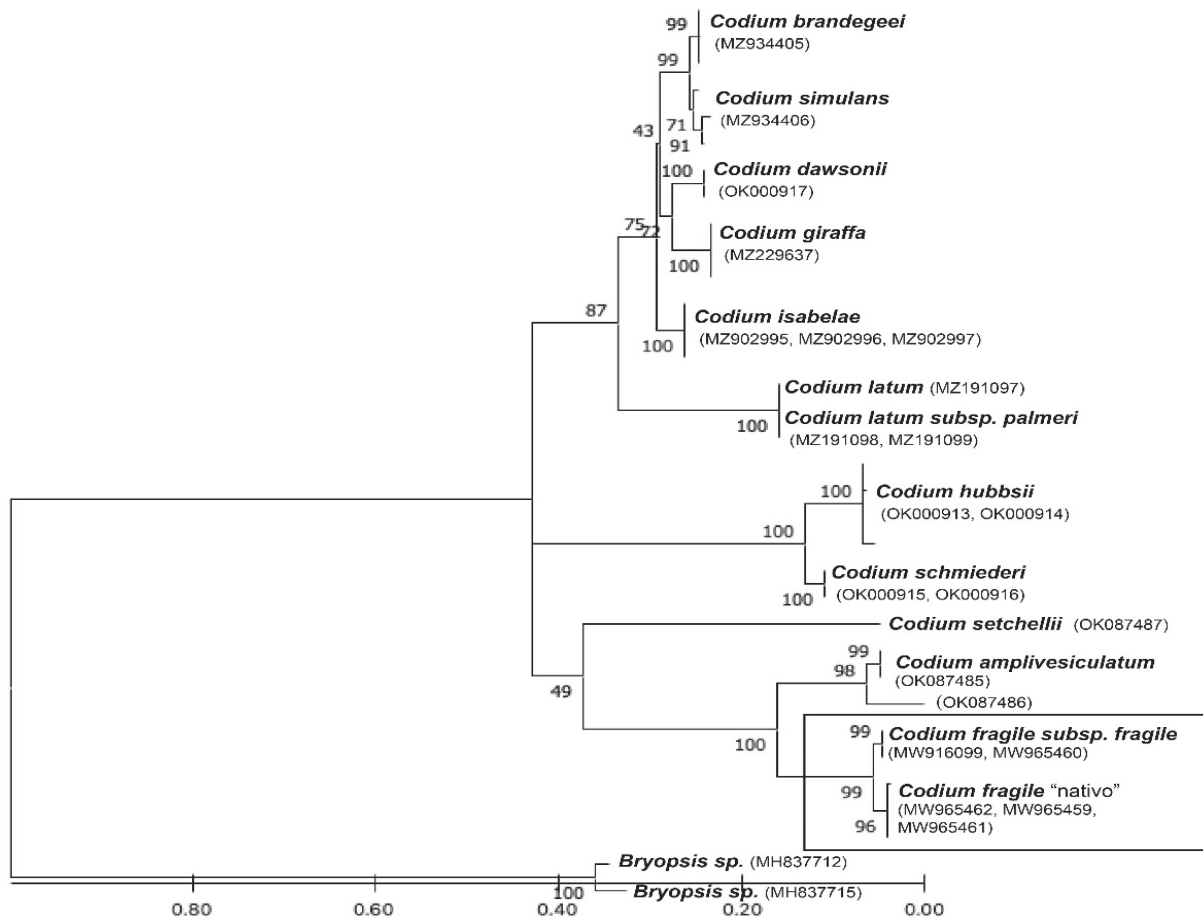


Figura 2. Hipótesis filogenética recuperada con el marcador *psb*. La historia evolutiva se dedujo utilizando el método de máxima verosimilitud y el modelo de Tamura-Nei (Tamura & Nei, 1993). Se muestra el árbol con la mayor verosimilitud (-3575.24). El porcentaje de árboles (bootstrap) en los que los taxones asociados se agrupan se muestra junto a las ramas. Los árboles iniciales para la búsqueda heurística se obtuvieron automáticamente aplicando algoritmos Neighbor-Join y BioNJ a una matriz de distancias por pares estimadas utilizando el modelo Tamura-Nei, y luego seleccionando la topología con un valor de probabilidad logarítmica superior. Se utilizó una distribución Gamma discreta para modelar las diferencias de velocidad evolutiva entre los sitios (5 categorías (+G, parámetro = 0,5574)). El modelo de variación de tasas permitió que algunos sitios fueran evolutivamente invariables ([+I], 0,00% sitios). El árbol se dibuja a escala, con longitudes de rama medidas en el número de sustituciones por sitio (escala). Este análisis involucró 34 secuencias de nucleótidos. Hubo un total de 658 posiciones en el conjunto de datos final. Los análisis evolutivos se realizaron en MEGA X (Kumar *et al.*, 2018; Stecher *et al.*, 2020). El recuadro indica el clado *Codium fragile*.

vez más parecidas y que se alcanzó una distribución estacionaria. Los árboles fueron visualizados con FigTree v. 1.4.3. (Rambaut, 2018). Las distancias genéticas se obtuvieron con PAUP, versión 4.0a (build 163), (Swofford, 2001) y con MEGA versión X (Kumar *et al.*, 2018; Stecher *et al.*, 2020) con la opción de distancia "p" no corregida.

RESULTADOS

Las secuencias de la región 23S constaron de 721 pb y en el marcador *psb* fueron 468 pb, de este último 85 posiciones corresponden a la región conservada de *psbH* (photosystem II reaction center protein H) y 80 posiciones a la de *psbT* (photosystem II reaction center protein T), restando 303 sitios variables. Las topologías de los árboles para ambos marcadores, así como del análisis combinado muestran congruencia (figuras 1-3). El clado *Codium fragile* se distingue como un grupo monofilético robusto

con valores altos de "bootstrap" en los análisis de ML para el marcador 23S (94) (fig. 1) y para *psb* (99) (fig. 2). La figura 3 muestra la topología del análisis concatenado bayesiano con probabilidad posterior de 100. Se distinguen dos clados hermanos uno denominado "nativo" formado por individuos procedentes de Point Reyes y Tomales Bay en California, USA y Rancho Packard, Punta Baja e Isla Guadalupe en Baja California, México. Por su parte los individuos considerados como miembros del clan invasor están presentes en Richmond y Alameda, California, en la costa oeste de Estados Unidos y Banda, Toteyama-shi, Japón. Para estos clados, la distancia genética para el marcador 23S es de 0.4%, en cambio para *psb* se ubica en 2.2%. La distancia no corregida ("p") en el marcador 23S, entre los individuos de Japón y los de California de la cepa invasora fue de 0-0.1%, de igual manera la correspondiente entre los individuos del clado nativo (California-México) se ubicó en los mismos intervalos (0-0.1%). Las distancias genéticas inter-especie se ubican en 6% para el marcador 23S y para *psb* se ubican en 25%.

DISCUSIÓN

Las divergencias en otros marcadores se encuentran en un 14% máximo para inter-especie y 0.7-0.8% intra-especie con *rbcl* (Verbruggen *et al.*, 2007; Verbruggen & Costa, 2015) mientras que en *tufA* oscila entre 6-22%, para este mismo marcador, a nivel intra-especie, oscila entre 0.9-1.5% (Lee & Kim, 2015; Verbruggen & Costa, 2015). Como se puede observar, *tufA* posee niveles más altos de divergencia que *rbcl* al igual que 23S en este estudio, no así con respecto a *psb*. Como se mencionó arriba, las topologías de 23S y *psb* en este estudio son congruentes; sin embargo la dificultad para amplificar y alinear los fragmentos de *psb* sugiere que 23S es un mejor candidato para contrastar con *tufA*, que se ha sugerido puede ser el marcador de barras universal para algas marinas (Saunders & Kucera, 2010) o para el género *Codium* (Verbruggen & Costa, 2015).

Provan *et al.* (2005) demostraron que la variabilidad genética entre los clados que se pueden diferenciar en *C. fragile* es muy baja y postularon que quizá esto se debe al efecto fundador sufrido durante la invasión, cuando menos en las poblaciones que han arribado al Mediterráneo. Los resultados de distancias genéticas aquí presentadas en dos marcadores diferentes, 23S y *psb*, a los estudiados por Provan *et al.* (2005), demuestran que estas distancias no son comparables a las existentes entre especies y por lo tanto se diría que se trata de entidades infra específicas hasta cierto punto geográficamente discretas. En general, se ha considerado que las áreas que poseen la más alta diversidad son las áreas de origen del taxón involucrado (Briggs, 1974);

sin embargo, esto no ha sido contrastado con estudios filogenéticos en la mayoría de los organismos y sobretodo, en el grupo de las macroalgas marinas. Dos de las muchas preguntas importantes que surgen de este caso, como en muchos otros son: ¿cuál es el área de origen del taxón y cuáles son los tiempos de divergencia en este grupo? (Ilves & Taylor, 2008). Silva (1955) especuló que el origen de *C. fragile* podría ser Japón, pues todas las subespecies reconocidas, en ese entonces, tenían representantes en esa región; por ende, las regiones con mayor diversidad son las áreas de origen de los taxa, como se mencionó líneas arriba. Aunado a esto y de acuerdo con las teorías del origen de la diversidad tropical, la mayoría de las especies acuáticas proceden de los centros de mayor diversidad en el Indo Pacífico, de un área en específico conocida como el Triángulo Coral (Bowen *et al.*, 2013) y aunque también es posible una radiación en la dirección contraria, parecería que en *Codium* es poco probable. En cuanto a la divergencia y en esa misma línea de pensamiento, todas las poblaciones del Pacífico norte comparten un solo haplotipo, a excepción de las de California y México (Provan *et al.*, 2008), demostrando una gran homogeneidad. Entonces, ¿estos últimos derivan de la subespecie *C. fragile* subsp. *fragile* pero se han "naturalizado" y ahora son nativos? *Codium fragile* subsp. *fragile* se localiza en ambientes de aguas tranquilas y con poco movimiento y quizá por dispersión, poblaciones se establecieron en ambientes diferentes dando origen a las subespecies *C. fragile californicum* y *C. fragile mexicanum*. ¿No podrían ser posteriores a la introducción de la invasora? De otra manera tendríamos que formular una hipótesis diferente: Los haplotipos americanos alcanzaron estas costas de manera

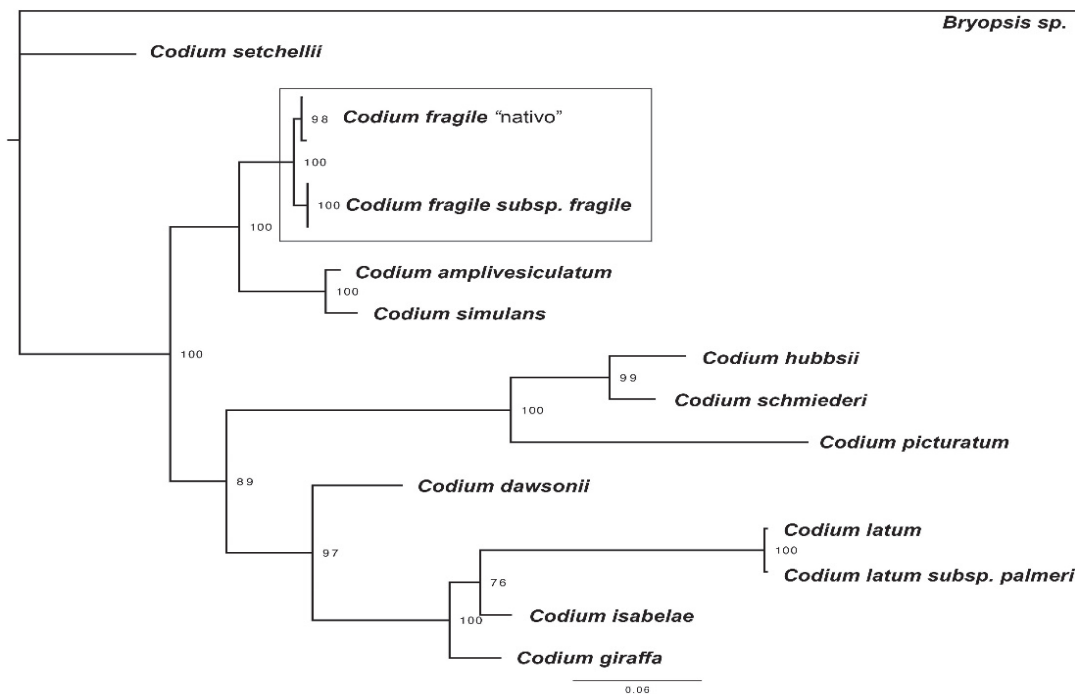


Figura 3. Hipótesis filogenética recuperada con la información combinada (concatenada) de los marcadores 23S y *psb*. La historia evolutiva se dedujo utilizando el método de inferencia bayesiana en MrBayes v3.2 (Ronquist *et al.*, 2012), definiéndose $nst = 6$ y $rates = invgamma$ para la partición molecular, el número de generaciones fue de 10 millones y se descartó una fracción de 25%. La desviación estándar media de las frecuencias indicó que las muestras de los árboles se volvieron cada vez más parecidas y que se alcanzó una distribución estacionaria (split frequency = 0.000525). Los números en las ramas representan valores de probabilidades posteriores en porcentaje. El recuadro indica el clado *Codium fragile*.

histórica e independiente de *C. fragile* subsp. *fragile*, que arribó por la intervención humana ¿Cuál es la relación histórica de estos taxones? Recordemos que con los marcadores empleados en el presente trabajo no hay diferencias entre algunas de las poblaciones californianas y las mexicanas. Una alternativa de análisis podría ser implementar el método de ML propuesto por Ree *et al.* (2005) que consideran una evaluación de los caracteres ancestrales, incorporando tiempos de divergencia conocidos; por ejemplo, calibrándolos con el origen del mar de Japón hace casi 15MA y la dispersión desde ahí hacia el Pacífico este. Esta aproximación ha dado resultados interesantes en el estudio de la distribución de algunos peces (Ilves & Taylor, 2008) en donde se ha demostrado el origen occidental de la diversificación.

Así, el taxón conocido como *C. fragile* subsp. *fragile* es originario de Japón, cuando menos su nombre, y por lo tanto su presencia en América y en particular en México se consideraría una invasión; sin embargo, en México y con las investigaciones hasta ahora realizadas, se confirma la presencia de un haplotipo diferente que corresponde quizá a lo que se denomina *C. fragile* subsp. *mexicanum*. Un haplotipo diferente al de California (*C. fragile* subsp. *californicum* (J. Agardh) Magss) según algunos autores (Provan *et al.*, 2008) y reconocido morfológicamente como existente desde hace algún tiempo (Silva, 1951, 1979), aunque los análisis de *psb* y 23S, aquí presentados, no reconocen diferencias entre los individuos de USA y México pertenecientes a este haplotipo. De esta manera, es posible que todos los registros mexicanos sean representativos de la subespecie *C. fragile* subsp. *mexicanum*.

Uno de los retos más importantes en el estudio de las invasiones es distinguir entre los patrones, que son los momentos temporales de que disponemos, de aquellos procesos que han llevado a la presencia de ciertas especies en lugares en donde presumiblemente no se encontraban. Por medio de los patrones podemos identificar presencias, pero ¿cómo determinar procedencias y la posibilidad de evolución posterior a la colonización (proceso) de especies no nativas? Poco se sabe sobre que tan rápido evolucionan las poblaciones que colonizan nuevos ambientes (Cox, 2004); algunos estudios han demostrado que estos espacios promueven una especiación rápida como resultado de una adaptación divergente, pues el aislamiento reproductivo puede actuar en solo unas pocas generaciones, o puede requerir una acumulación larga y gradual (Hendry *et al.*, 2000). Sabemos que las oportunidades para el aislamiento alopatrico son menores en los océanos, lo que deja mayores oportunidades para la especiación a lo largo de los límites ecológicos y en la medida en que la dispersión y el flujo de genes influyen en la especiación, el proceso no puede ser el mismo en tierra y mar o cuando menos debe trabajar en gran medida, a diferentes escalas (Bowen *et al.*, 2013). Estudios más amplios, de las poblaciones en Baja California e incorporando al marcador *tufA*, bridarán información sobre la situación genética de nuestras poblaciones, pero sobre todo sobre su historia evolutiva.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a Bob Andersen, Dick Moe y Kathy A. Miller por su ayuda y discusión sobre aspectos de taxonomía y nomenclatura en esta fascinante especie. G. Hansen por el envío de material de Oregón, USA. Parte de este trabajo se realizó gracias al convenio UC MEXUS-CONACYT Colaborative Grants en el proyecto "Monographic studies of the marine green algal genus *Codium* in California and Pacific Mexico" A la Dra. Gloria Garduño y a un revisor anónimo que con sus comentarios al texto enriquecieron notablemente esta contribución.

REFERENCIAS

- AGUILAR-ROSAS, L., F.F. PEDROCHE & J. ZERTUCHE. 2014. Macroalgas marinas introducidas en la costa del Pacífico de México. Estado actual. *In*: Low-Pfeng, A.M., P.A. Quijón & E.M. Peters-Recagno (eds.). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y University Prince Edward Island, pp. 81-117.
- BLACKBURN, T.M., F. ESSL, T. EVANS, P.E. HULME, J.M. JESCHKE, I. KÜHN, S. KUMSCHICK, Z. MARKOVÁ, A. MRUGALA, W. NENTWIG, J. PERGL, P. PYŠEK, W. RABITSCH, A. RICCIARDI, D.M. RICHARDSON, A. SENDEK, M. VILÀ, J.R.U. WILSON, M. WINTER, P. GENOVESI & S. BACHER. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology* 12(5):e1001850-1001811. DOI:10.1371/journal.pbio.1001850
- BOWEN, B.W., L.A. ROCHA, R.J. TOONEN & S.A. KARL. 2013. The origins of tropical marine biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 28:359-366.
- BRIGGS, J.C. 1974. *Marine zoogeography*. McGraw-Hill, New York. 475 p.
- BRODIE, J., C.A. MAGGS & D.M. JOHN. 2007. *Green seaweeds of Britain and Ireland*. British Phycological Society, London. 250 p.
- CABI (CENTRE FOR AGRICULTURAL BIOSCIENCE INTERNATIONAL). 2021. Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. Available online at: www.cabi.org/isc. (downloaded September 3, 2021).
- COLLINS, F.S. 1909. The green algae of North America. *Tufts College Studies (Science)* 2:79-480.
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD). 2021. Especies exóticas invasoras. Ciudad de México. Disponible en línea en: <https://enciclovida.mx/exoticas-invasoras> (consultado el 3 septiembre 2021).
- COX, G.W. 2004. *Alien species and evolution: the evolutionary ecology of exotic plants, animals, microbes, and interacting native species*. Island Press, Washington. 377 p.
- DARRIBA, D., G.L. TABOADA, R. DOALLO & D. POSADA. 2012. jModelTest 2: more models, new heuristics and parallel computing. *Nature Methods* 9:772.
- GUINDON, S. & O. GASCUEL. 2003. A simple, fast, and accurate algorithm to estimate large phylogenies by Maximum Likelihood. *Systematic Biology* 52:696-704. DOI:10.1080/10635150390235520
- GUIRY, M.D. & G.M. GUIRY. 2021. AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway, City. Available online at: <https://www.algaebase.org/> (downloaded September 3, 2021).
- HENDRY, A.P., J.K. WENBURG, P. BENTZEN, E.C. VOLK & T.P. QUINN. 2000. Rapid evolution of reproductive isolation in the wild: Evidence from introduced salmon. *Science* 290:516-518. DOI:10.1126/science.290.5491.516
- HOLLENBERG, G.J. 1942. Phycological notes I. *Bulletin Torrey Botanical Club* 69:528-538.
- ILVES, K.L. & E.B. TAYLOR. 2008. Evolutionary and biogeographical patterns within the smelt Genus *Hypomesus* in the North Pacific Ocean. *Journal of Biogeography* 35:48-64. DOI:10.1111/j.1365-2699.2007.01782.x

- INA (INDEX NOMINUM ALGARUM). 2020. University Herbarium, University of California, Berkeley. Compilado por P. C. Silva. Available online at: <http://ucjeps.berkeley.edu/CPD/> (downloaded September 10, 2021).
- KUMAR, S., G. STECHER, M. LI, C. KNYAZ & K. TAMURA. 2018. MEGA X: Molecular Evolutionary Genetics Analysis across computing platforms. *Molecular Biology and Evolution* 35:1547-1549.
- LEE, H.W. & M.S. KIM. 2015. Species delimitation in the green algal genus *Codium* (Bryopsidales) from Korea using DNA barcoding. *Acta Oceanologica Sinica* 34:114-124.
- MADDISON, W.P. & D.R. MADDISON. 2019. Mesquite: a modular system for evolutionary analysis. Version 3.61 <http://www.mesquiteproject.org>
- MILLER, K.A., L.E. AGUILAR-ROSAS & F.F. PEDROCHE. 2011. A review of non-native seaweeds from California, USA and Baja California, Mexico. *Hidrobiológica* 21:365-379.
- OKOLODKOV, Y.B., R. BASTIDA-ZAVALA, A.L. IBAÑEZ, J.W. CHAPMAN, E. SUAREZ-MORALES, F.F. PEDROCHE & F. GUTIERREZ-MENDIETA. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* XI:29-67.
- PEDROCHE, F. F. 2001. Estudios filogenéticos del género *Codium* (Chlorophyta) en el Pacífico mexicano. Uso de ADN mitocondrial. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 47:109-123.
- PEDROCHE, F.F., P.C. SILVA & M. CHACANA. 2002. El género *Codium* (Codiaceae, Chlorophyta) en el Pacífico de México. In: Senties, A. & K. M. Dreckmann (eds.). *Monografías Ficológicas*. México DF, pp.11-74.
- PEDROCHE, F.F., P.C. SILVA, L. AGUILAR-ROSAS, K.M. DRECKMANN & R. AGUILAR-ROSAS. 2005. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. I. Chlorophycota*. UAM, UABC, UC Berkeley, Ensenada. 136 p.
- PROVAN, J., D. BOOTH, N.P. TODD, G.E. BEATTY & C.A. MAGGS. 2008. Tracking biological invasions in space and time: elucidating the invasive history of the green alga *Codium fragile* using old DNA. *Diversity and Distributions* 14:343-354. DOI:10.1111/j.1472-4642.2007.00420.x
- PROVAN, J., S. MURPHY & C.A. MAGGS. 2005. Tracking the invasive history of the green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. *Molecular Ecology* 14:189-194. DOI:10.1111/j.1365-294X.2004.02384.x
- RAMBAUT, A. 2018. *Figtree 1.4.3*. <http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree>.
- REE, R.H., B.R. MOORE, C.O. WEBB & M.J. DONOGHUE. 2005. A likelihood framework for inferring the evolution of geographic range on phylogenetic trees. *Evolution* 59:2299-2311. DOI:10.1111/j.0014-3820.2005.tb00940.x
- RONQUIST, F., M. TESLENKO, P. VAN DER MARK, D.L. AYRES, A. DARLING, S. HÖHNA, B. LARGET, L. LIU, M.A. SUCHARD & J.P. HUELSENBECK. 2012. MrBayes 3.2: Efficient bayesian phylogenetic inference and model choice across a large model space. *Systematic Biology* 61:539-542. DOI:10.1093/sysbio/sys029
- RUENESS, J. 1989. *Sargassum muticum* and other introduced Japanese macroalgae: Biological pollution of European coast. *Marine Pollution Bulletin* 20: 173-176. DOI:10.1016/0025-326X(89)90488-8
- SAUNDERS, G.W. & H. KUCERA. 2010. An evaluation of *rbcl*, *tufA*, UPA, LSU and ITS as DNA barcode markers for the marine green macroalgae. *Cryptogamie, Algologie* 31:487-528.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2016. *Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México*. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México. DOF 07/12/2016.
- SILVA, P.C. 1951. The genus *Codium* in California with observations on the structure of the walls of the utricles. *University of California Publications in Botany* 25:79-114.
- SILVA, P.C. 1955. The dichotomous species of *Codium* in Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 34:565-577.
- SILVA, P.C. 1979. The benthic algal flora of central San Francisco Bay. In: Conomos, T.J. (ed.). *San Francisco Bay: the urbanized estuary*. Pacific Division, American Association for the advancement of Science, San Francisco, California, pp. 287-345.
- STECHER, G., K. TAMURA & S. KUMAR. 2020. Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) for macOS. *Molecular Biology and Evolution* 37(4):1237-1239. DOI:10.1093/molbev/msz312
- SWOFFORD, D.L. 2001. PAUP*. Phylogenetic Analysis Using Parsimony (*and Other Methods). Version 4. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- TAMURA, K. & M. NEI. 1993. Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. *Molecular Biology and Evolution* 10:512-526.
- THIERS, B. 2021. *Index Herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff*. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. Available online at: <http://sweetgum.nybg.org/science/ih/> (downloaded August 28, 2021).
- TROWBRIDGE, C.D. 1996. Introduced versus native subspecies of *Codium fragile*: how distinctive is the invasive subspecies *tomentosoides*? *Marine Biology* 126: 193-204.
- TUFIÑO-VELÁZQUEZ, R.C. & F.F. PEDROCHE. 2019. Las especies del género *Bryopsis* (Chlorophyta) presentes en las costas del Atlántico mexicano. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 90:e902679. DOI:10.22201/ib.20078706e.2019.90.2679
- VAZ-PINTO, F., I. RODIL, F. MINEUR, C. OLABARRIA & F. ARENAS. 2014. Understanding biological invasions by seaweeds. In: Pereira L. & J.M. Neto (eds.). *Marine algae: biodiversity, taxonomy, environmental assessment and biotechnology*. CRC Press, Boca Raton, pp. 140-177.
- VERBRUGGEN, H. & J.F. COSTA. 2015. Molecular survey of *Codium* species diversity in southern Madagascar. *Cryptogamie, Algologie* 36:171-187.
- VERBRUGGEN, H., F. LELIAERT, C.A. MAGGS, S. SHIMADA, T. SCHILS, J. PROVAN, D. BOOTH, S. MURPHY, O. DE CLERCK, D.S. LITTLER, M.M. LITTLER & E. COPPEJANS. 2007. Species boundaries and phylogenetic relationships within the green algal genus *Codium* (Bryopsidales) based on plastid DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 44:240-254.
- VERBRUGGEN, H., M.J.L. BROOKES J.F. & COSTA. 2017. DNA barcodes and morphometric data indicate that *Codium fragile* (Bryopsidales, Chlorophyta) may consist of two species. *Phycologia* 56:54-62. DOI:10.2216/16-54.1
- WHEELER, T.J. & J.D. KECECIOGLU. 2007. Multiple alignments by aligning alignments. *Bioinformatics* 23:i559-i568.

Detección de *Perkinsus marinus* en una población silvestre del mejillón "choro" *Modiolus capax* del suroeste del Golfo de California

Detection of *Perkinsus marinus* in a wild population of the horse mussel *Modiolus capax* from the southwestern Gulf of California

Andrés Martín Góngora-Gómez¹*, Melina López-Meyer¹, Lizeth Carolina Villanueva-Fonseca², María Fernanda Navarro-Chávez¹,
María José Acosta-Campos¹, Juan Antonio Hernández-Sepúlveda¹ & Manuel García-Ulloa^{1*}

Recibido: 16 de octubre de 2021.

Aceptado: 20 de noviembre de 2021.

Publicado: diciembre de 2021.

RESUMEN

Antecedentes. Después de haberse reportado su transfaunación del océano Atlántico, el protozoario *Perkinsus marinus* ha ampliado su listado de hospederos en varias especies de moluscos del océano Pacífico, tanto en cultivo como de poblaciones silvestres. **Objetivos.** Se evaluó la presencia de este parásito en el mejillón "choro", *Modiolus capax*, en el suroeste del Golfo de California. **Métodos.** Se colectaron 60 mejillones por estación anual durante un año (verano, otoño, invierno 2019-primavera 2020, n = 240), en el puerto minero de Santa Rosalía (SR), Baja California Sur, México. Se utilizó la tinción con tioglicolato para detectar presuntas hiposporas y la técnica de reacción en cadena de la polimerasa (PCR) para su confirmación. Se obtuvieron la prevalencia, carga parasitaria e intensidad de infección en cada muestreo. **Resultados.** Se detectaron presuntas hiposporas del parásito con la tinción de tioglicolato, en casi 20% de las muestras analizadas, de las que sólo el 5% fueron positivas para su confirmación con PCR. Ni la prevalencia (6.66-33.33%) ni la carga parasitaria (< 2.75 hiposporas/g) mostraron una tendencia a aumentar con el tiempo; la intensidad de infección fue de negativa a ligera. La salinidad mostró correlación con la carga parasitaria ($r = 0.99$, $p = 0.002$). **Conclusiones.** Los resultados sugieren que *M. capax* en SR presentó baja susceptibilidad al parásito, por lo que su salud no se encuentra comprometida al hospedar a *P. marinus*. Aunque es el primer reporte del protozoario en este mejillón, es recomendable el monitoreo continuo para conocer, no solo el estado sanitario del bivalvo en la región, sino también, de las otras especies de moluscos que ahí habitan.

Palabras clave: Baja California Sur, bivalvos, condición sanitaria, diagnóstico de la infección, parasitología

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, col. San Joaquín, Guasave, Sinaloa, 81101. México.

Universidad Autónoma de Occidente, Unidad Guasave. Av. Universidad s/n Fracc. Villa Universidad, Guasave, Sinaloa, 81048. México

***Corresponding author:**

Manuel García Ulloa: e-mail: turbotuag@hotmail.com

To quote as:

Góngora-Gómez, A.M., M. López-Meyer, L.C. Villanueva-Fonseca, M.F. Navarro-Chávez, M.J. Acosta-Campos, J.A. Hernández-Sepúlveda & M. García-Ulloa 2021. Detección de *Perkinsus marinus* en una población silvestre del mejillón "choro" *Modiolus capax* del suroeste del Golfo de California. *Hidrobiológica* 31 (3): 253-261.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n3/Gongora

ABSTRACT

Background. After its transfaunation from the Atlantic Ocean has been reported, the protozoan *Perkinsus marinus* has expanded its list of hosts in several species of mollusks in the Pacific Ocean, both in cultivation and in wild populations. **Goals.** The presence of this parasite was evaluated in the horse mussel *Modiolus capax*, in the southwestern Gulf of California. **Methods.** 60 mussels were collected per annual season for one year (summer, autumn, winter 2019-spring 2020, N = 240), in the mining port of Santa Rosalía (SR), Baja California Sur, Mexico. Thioglycollate staining was used to detect presumptive hypospores and the polymerase chain reaction (PCR) technique for its confirmation. The prevalence, parasite load and intensity of infection were obtained in each sampling. **Results.** Presumptive hypospores of the parasite were detected with thioglycollate staining in almost 20% of the samples analyzed, of which only 5% were positive for confirmation with PCR. Neither the prevalence (6.66-33.33%) nor the parasite load (< 2.75 hypospores/g) showed a tendency to increase with time; the intensity of infection ranged from negative to light. Salinity showed correlation with parasite load ($r = 0.99$, $p = 0.002$). **Conclusions.** The results suggest that *M. capax* in SR presented low susceptibility to the parasite, so its health is not compromised when hosting *P. marinus*. Although it is the first report of the protozoan in this mussel, continuous monitoring is recommended to know not only the health status of the bivalve in the region, but also of the other species of mollusks that inhabit there.

Keywords: Baja California Sur, bivalves, diagnosis of infection, health condition, parasitology

INTRODUCCIÓN

Entre los parásitos más importantes que se han reportado en moluscos bivalvos del Golfo de California destacan el virus OsHV-1 y los protozoarios *Marteilia refringens* (Grizel, Comps, Bonami, Cousserans, Duthoit & Le Pennec, 1974) y *Perkinsus marinus* [(Mackin, Owen & Collier Levine, 1978], los cuales, han sido encontrados en las almejas *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1950) (Renault *et al.*, 2001) y *Scapharca broughtonii* (Adams & Reeve, 1950) (Xin *et al.*, 2018), y en los ostiones *Magallana* (*Crassostrea*) *gigas* (Thunberg, 1973) y *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951) (Cáceres-Martínez *et al.*, 2008; Grijalva-Chon *et al.*, 2013, 2015; Enríquez-Espinoza *et al.*, 2015). Específicamente para *P. marinus*, desde que se comprobó su transfaunación de las costas del Océano Atlántico (Bushek & Allen, 1996; Reece *et al.*, 2008; Cáceres-Martínez *et al.*, 2016) y, posteriormente, se confirmó su presencia en las costas del Pacífico Mexicano (Cáceres-Martínez *et al.*, 2008; Ek-Huchim *et al.*, 2017), este protozoario ha sido detectado en ostiones cultivados, fuera (Cáceres-Martínez *et al.*, 2008) y dentro (Cáceres-Martínez *et al.*, 2018) del Golfo de California, sin afectar su producción (Villanueva-Fonseca & Escobedo-Bonilla, 2013; Martínez-García *et al.*, 2017; Villanueva-Fonseca *et al.*, 2020); aunque también, se ha reportado asociado a mortalidades de ostreidos (Enríquez-Espinoza *et al.*, 2010). Debido a la fácil dispersión de este parásito y el riesgo que implica su potencial de infección en otras especies de moluscos (Villalba *et al.*, 2004), el Laboratorio de Malacología del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIDIIR-Unidad Sinaloa) del Instituto Politécnico Nacional (IPN), desde hace una década, realiza un registro de la ocurrencia de *P. marinus* y organismos parecidos a *Perkinsus* spp., en diferentes especies de bivalvos de poblaciones silvestres y cultivadas que habitan en algunas lagunas de la costa sureste del Golfo de California.

Mediante la tinción con tioglicolato, se han detectado presuntas hipnosporas de *Perkinsus* sp. en un banco natural del callo de hacha *Atrina maura* (Sowerby, 1835) (Góngora-Gómez *et al.*, 2016) y en dos poblaciones de la almeja chocolate *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) siendo una silvestre (Góngora-Gómez *et al.*, 2020) y otra protegida dentro de un refugio pesquero (Góngora-Gómez *et al.*, 2019a), ambos bivalvos habitando en la misma laguna. En otro complejo lagunar costero, a 250 km al norte de los reportes anteriormente mencionados, Góngora-Gómez *et al.* (2019b) confirmaron la presencia de hipnosporas de *Perkinsus* sp. en especímenes silvestres de *M. squalida*, mientras que Navarro-Chávez (2021) detectó tales corpúsculos oscuros y esféricos característicos para las hipnosporas de *Perkinsus* sp. (OIE, 2019) en la almeja arenosa *Chionista fluctifraga* (Sowerby, 1853) cultivada en una zona intermareal. En algunas granjas del ostión *C. gigas* de la zona del sureste del Golfo de California, Góngora-Gómez *et al.* (2019c) evidenciaron hipnosporas de este protozoario sin poner en riesgo la salud de los organismos, coincidiendo con las observaciones de Villanueva-Fonseca & Escobedo-Bonilla (2013) para la misma especie. Solo Villanueva-Fonseca *et al.* (2020) confirmaron el registro de *P. marinus* mediante análisis molecular (PCR), en el ostión de placer *C. corteziensis* de granjas experimentales. Todos los estudios anteriores han sido reportados en poblaciones silvestres o de cultivo de la costa noreste del Golfo de California. La detección de *Perkinsus* spp. en moluscos bivalvos del sureste de la península de California es escasa. Cáceres-Martínez *et al.* (2018) documentaron el posible efecto de *P. marinus* en la

mortalidad de *C. gigas* cultivado en Bahía de La Paz, Baja California Sur, sin obtener evidencias de que este protozoario fuera el causante de dicho evento.

El mejillón “choro”, *Modiolus capax* (Conrad, 1837) es un bivalvo que habita en el Océano Pacífico, desde la costa de California, EU, hasta Perú e Islas Galápagos (Coan & Valentich-Scott, 2012). En México, existen bancos importantes de este mejillón a lo largo de la costa suroccidental de la península de California (Olguín-Quiñones, 1976; Muñoz-Barbosa & Huerta-Díaz, 2013; García-Corona *et al.*, 2018), sin embargo, no es explotado comercialmente y su consumo es limitado (García-Corona *et al.*, 2018). Son pocos los estudios disponibles de *M. capax* en la región. Por ejemplo, Garza-Aguirre & Bückle-Ramírez (1989) y García-Corona *et al.* (2018) analizaron su biología reproductiva, mientras que García-Domínguez *et al.* (2018) describieron su ciclo reproductivo. Con relación a su uso como bioindicador, Muñoz-Barbosa & Huerta-Díaz (2013) reportaron el estado ambiental de la costa este del Golfo de California en función de metales pesados derivados de la minería, depositados en sedimentos y acumulados en *M. capax*.

Los estudios acerca de la presencia de *Perkinsus* spp. en especies de mejillón son limitados. Por ejemplo, Itoh *et al.* (2019) por primera vez, detectaron a *Perkinsus beihaiensis* (Moss, Xiao, Dungan & Reece, 2008) en el mejillón *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, en Bahía Tokio, Japón, usando la técnica histológica, observando hipnosporas mediante la tinción de tioglicolato y confirmando la presencia de la especie con análisis de PCR. Con el mismo procedimiento, además de la secuenciación genética, Dantas-Neto *et al.* (2020) detectaron a *P. beihaiensis* en tres moluscos de importancia comercial en el estero Jaguaribe, Brasil, incluyendo al mejillón *Mytella falcata* (d'Orbigny, 1846). Hasta ahora, no existen investigaciones del protozoario en el mejillón *M. capax*. El objetivo de este estudio es reportar por primera vez, la presencia de *P. marinus* en una población de *M. capax* de la costa suroeste del Golfo de California, en un periodo anual.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de muestreo (El puerto minero de Santa Rosalía, SR, 27°20'20" N; 112°16'01" W) se localiza en la línea costera de Baja California Sur, dentro del Golfo de California (Fig. 1).

El primer mes de cada estación del año (verano, otoño e invierno 2019-primavera 2020), se colectaron 60 mejillones (n = 240) mediante buceo asistido y/o buceo autónomo. Los mejillones fueron colectados y transportados al laboratorio en una hielera con agua de mar para ser separados individualmente y eliminar los organismos epibiontes de sus conchas (NOM, 1993). Se obtuvieron la altura de la concha (96.76 ± 24.90 mm) y el peso corporal (92.66 ± 35.37 g) de cada espécimen. En cada muestreo se registraron los siguientes parámetros ambientales del agua: temperatura y oxígeno disuelto (YSI 55/12FT Oxímetro, Ohio, USA), salinidad (ATAGO, S/Mill refractómetro), pH (Hanna, HI 8314 pHmetro, USA), profundidad y transparencia (disco Secchi).

En el laboratorio, los mejillones fueron sacrificados en hielo, abiertos y despegados de las conchas de acuerdo al Manual de buenas prácticas de manejo para el cultivo de moluscos bivalvos propuesto por Cáceres-Martínez & Vázquez-Yeomans (2014). De cada espécimen, se separaron los tejidos y se formaron dos grupos conteniendo cada uno:

glándula digestiva, branquias, músculo aductor, gónada y manto. Para la detección de presuntas hipnosporas de *P. marinus*, un conjunto de tejidos (A) de cada mejillón fue incubado en el medio fluido de tioglicolato de Ray (RFTM, Ray 1966), de acuerdo con los estándares de la OIE (2019); el otro grupo de tejidos (B) se almacenó a $-70\text{ }^{\circ}\text{C}$ para el análisis confirmatorio con PCR.

Se añadieron 25 mL de RFTM en tubos de 50 mL estériles junto con las muestras de tejido (A) de cada mejillón para ser incubados en oscuridad a $22\text{-}24\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 4-7 días. Después, los tubos fueron centrifugados a 2000 g por 10 min y el precipitado se digirió ($60\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 2-6 h) con 20 ml de NaOH 2M por g de tejido. Posteriormente, las muestras se lavaron con agua desionizada. Para observar y contar las presuntas hipnosporas de *P. marinus*, se agregó 1 ml de lugol en cada tubo. Las hipnosporas se observaron al microscopio (10X y 40X) como células esféricas de color oscuro o negro azulado ($20\text{-}70\text{ }\mu\text{m}$ de diámetro) (Bushek *et al.*, 1994; OIE, 2019). La prevalencia [(número de organismos con evidencia de hipnosporas/total de organismos) $\times 100$, Thrusfield, 1995], carga parasitaria (hipnosporas/g de tejido) e intensidad de infección (negativa = sin hipnosporas, ligera = $<1\times 10^4$ hipnosporas/g, moderada = $1\times 10^4\text{-}5\times 10^5$ hipnosporas/g, intensa = $>5\times 10^5$ hipnosporas/g, de acuerdo con Bushek *et al.*, 1994) de *P. marinus*, se obtuvieron en cada muestreo.

Los mejillones que fueron positivos a la presencia de presuntas hipnosporas con RFTM fueron analizadas con la prueba PCR. La extracción de DNA se realizó de las muestras de tejidos almacenadas (B) con reporte de presuntas hipnosporas del conjunto de tejidos (A). Este procedimiento se realizó con DNAzol® y proteinasa K, a 0.1 g de tejido de branquia, incubándolas a $55\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 24 horas (Pinho-Ferreira *et al.*, 2015; Escobedo-Fregoso *et al.*, 2017); la extracción de DNA se resuspendió con 50 μL de agua ultrapura y se almacenaron a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su uso. La amplificación de DNA se realizó usando la reacción en cadena de polimerasa (PCR) (OIE, 2019) con los primers PmarITS-70F (5'-CTT-TTG-YTW-GAG-WGT-TGC-GAG-ATG-3') y primer inverso PmarITS600R (5'-CGA-GTT-TGC-GAG-TAC-CTC-KAG-AG-3') para *P. marinus* (Audemard *et al.*, 2004) con un volumen de reacción de 20 μL con 1 μL de DNA: Buffer 10X, MgCl₂ (50Mm), 1 U Taq DNapolimerasa (Invitrogen®); dNTP's (10mM), 1 μL de cada primers y H₂O ultrapura. Las condiciones de amplificación fueron: desnaturalización inicial ($95\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 3 min), 35 ciclos de amplificación ($95\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 1 min, $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 1 min y $72\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 1 min) y extensión final a $72\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 5 min. En todas las reacciones se incluyó un control positivo de ADN genómico de *C. corteziensis* infectado por *P. marinus* y un control negativo, consistente en la mezcla de reacción de la PCR sustituyendo el ADN por agua ultrapura estéril. Los productos de PCR fueron analizados por electroforesis en un gel de agarosa al 1% con bromuro de etidio; como referencia, se utilizó un marcador de peso molecular de 0.1 a 1 Kb. Se aplicó una carga de 80 volts por 45 min y se visualizó en el equipo BIO-Rad-Chemidoc-XRS con luz UV.

Se realizó una prueba de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) a todos los datos obtenidos. Los datos que no mostraron una distribución normal fueron transformados (raíz cuadrada) antes de analizarlos estadísticamente. Se obtuvo el coeficiente de correlación (r) entre la prevalencia y carga parasitaria con los parámetros del sitio de muestreo usando el programa Statgraphics, con un nivel de confianza de 95% ($p \leq 0.05$).

RESULTADOS

Los intervalos de la temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto de las cuatro estaciones del año, fueron $16\text{-}27\text{ }^{\circ}\text{C}$, 35-36 ups, 7.85-8.21, 5.75-8.75 mg L⁻¹, respectivamente. La transparencia y profundidad fluctuaron desde 1.5 a 4 m. Del total de mejillones analizados con RFTM (N = 120), 23 (19.16%) resultaron positivos para presuntas hipnosporas, detectándose como esferas oscuras de 5-70 μm de diámetro (Fig. 2).

Los promedios estacionales de prevalencia y carga parasitaria obtenidos mediante la detección de presuntas hipnosporas de *P. marinus* con MFTR en tejidos de *M. capax*, no mostraron una tendencia a aumentar con el tiempo. La prevalencia presentó un intervalo de 6.66% en otoño 2019 a 33.33% en invierno 2019. La carga parasitaria no sobrepasó 2.75 hipnosporas/g de tejido; la intensidad de infección estacional fue de negativa a ligera. Con excepción de la salinidad que mostró correlación con la carga parasitaria ($r = 0.99$, $p = 0.002$), el resto de los parámetros físicos y químicos del agua no ejercieron influencia en los indicadores infecciosos (Fig. 3).

La confirmación de *P. marinus* por medio de la técnica de PCR (Fig. 4), se realizó con el porcentaje de mejillones que dieron positivo al MFTR (5%).

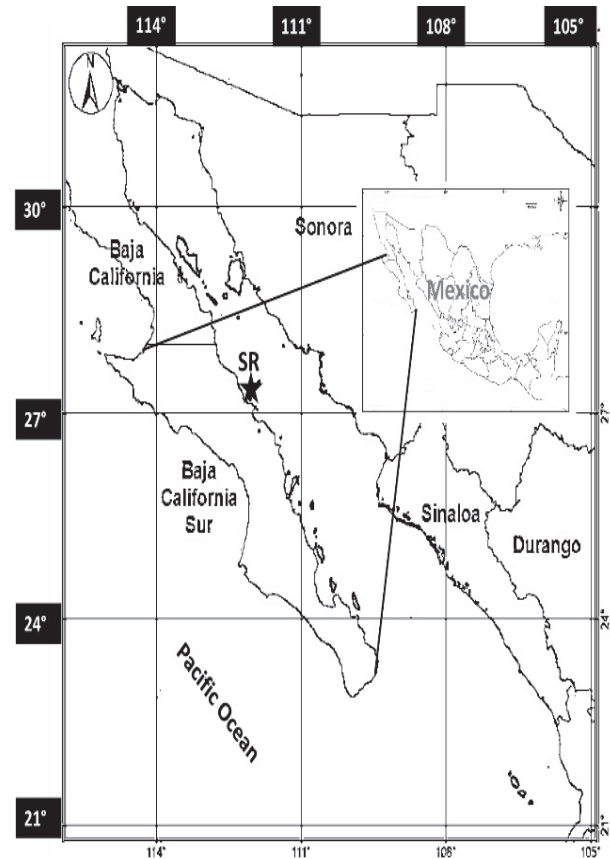


Figura 1.- Localización geográfica del sitio de muestreo (SR ★), Santa Rosalía, Baja California Sur, México.

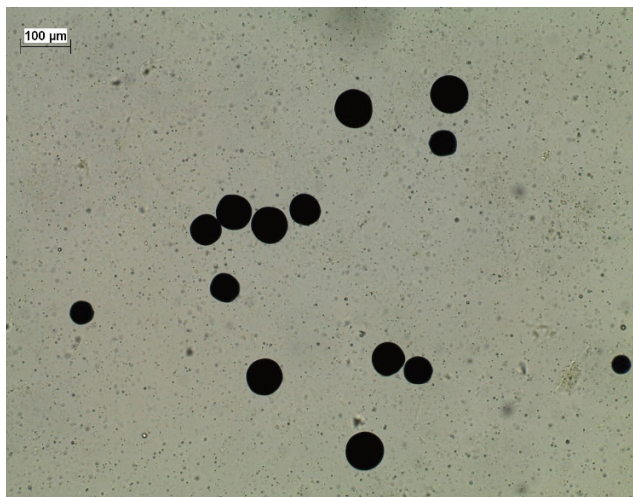


Figura 2.- Presuntas hipnosporas de *Perkinsus marinus* en tejido de *Modiolus capax* (tinción de tioglicolato, 40X). Intensidad de infección nivel negativa a ligera (<math> < 10^4 </math> hipnosporas/g, Bushek et al., 1994). Escala de la barra = 100 μ m.

DISCUSIÓN

Por los diversos reportes que previamente han documentado la presencia de *Perkinsus marinus* en el Golfo de California (GC), es posible afirmar que este protozooario se ha distribuido y adaptado a las condiciones de la zona habitando en diferentes especies de moluscos bivalvos (Góngora-Gómez et al., 2016, 2020), principalmente de importancia comercial (Enríquez-Espinoza et al., 2010, 2015; Cáceres-Martínez et al., 2012), ubicados en la costa este del GC. En este trabajo, se detec-

taron corpúsculos esféricos oscuros, característicos con la descripción de las hipnosporas de este parásito (OIE, 2019), en casi el 20% del total de mejillones recolectados en un año, los cuales, presentaron una prevalencia y carga parasitaria por debajo de 35% y 3 hipnosporas/g, respectivamente. Esta baja prevalencia es similar a las documentadas por Cáceres-Martínez et al. (2012) para una población silvestre del “ostión perro”, *Saccostrea palmula* (Carpenter, 1857) y por Navarro-Chávez (2021), quien trabajó con la almeja arenera, *Chionista fluctifraga*, cultivada en una zona intermareal. Sin embargo, es menor a la reportada en varios estudios realizados con diversas especies de bivalvos en la costa este del Golfo de California (Tabla 1), independientemente de haberse tratado de poblaciones naturales (Góngora-Gómez et al., 2019b, 2020) o de producción controlada (Enríquez-Espinoza et al., 2010, 2015; Villanueva-Fonseca & Escobedo-Bonilla, 2013; Villanueva-Fonseca et al., 2020). Por otro lado, la carga parasitaria promedio del mejillón, *Modiolus capax*, en Santa Rosalía, B. C. S., fue tan baja como la encontrada en una población silvestre de *Atrina maura* (Góngora-Gómez et al., 2016) y para la almeja chocolata, *Megapitaria squalida*, y el ostión japonés, *Magallana (=Crassostrea) gigas*, bajo condiciones de cultivo (Góngora-Gómez et al., 2019a, 2019c). Lo anterior sugiere que, por la baja prevalencia y carga parasitaria encontradas, no es posible determinar una tendencia específica con relación al origen de cada especie de bivalvo (silvestre o cultivo) estudiada en la costa este de Baja California, lo cual, estaría más bien sujeto a la susceptibilidad de cada una de ellas hacia la presencia del patógeno en sus tejidos (Villalba et al., 2004). Además, el intervalo de la intensidad de infección (negativa a moderada), indica que el estado de salud de las poblaciones silvestres o de cultivo reportadas (Tabla 1) no se encontraría amenazada por *P. marinus*. Lo mismo puede deducirse para la población de *M. capax* en Santa Rosalía, BCS, ya que la intensidad de infección fue de negativa a ligera en todo el año.

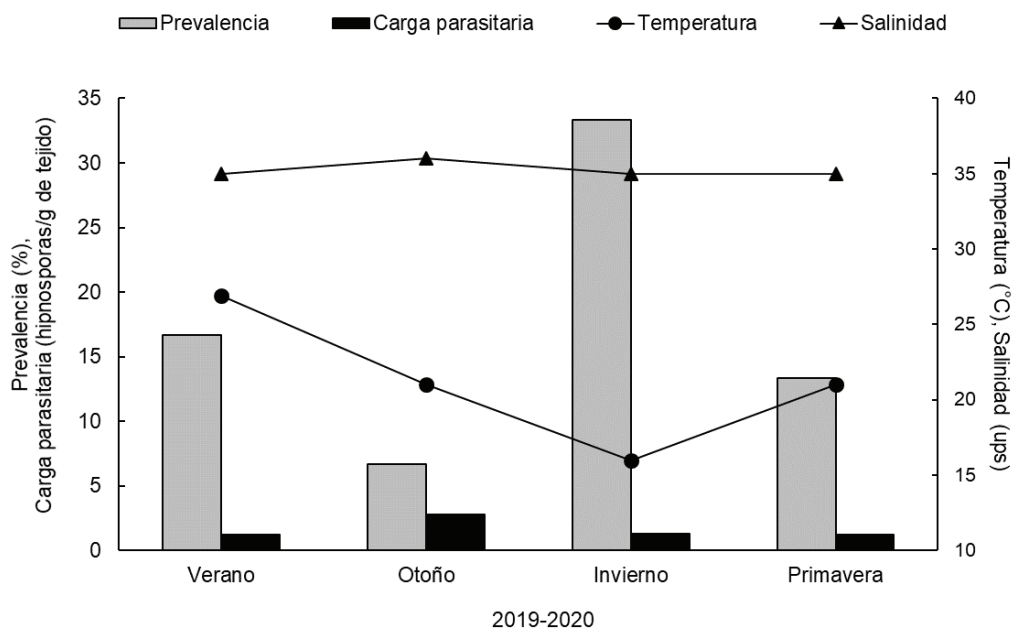


Figura 3.- Variación estacional de la prevalencia (%) y carga parasitaria (hipnosporas/g de tejido) obtenidos mediante la detección de presuntas hipnosporas (MFTR) de *P. marinus* en tejidos de *M. capax*, y temperatura (°C) y salinidad (ups) en Santa Rosalía (SR), Baja California Sur, México.

Tabla 1. Reportes de Perkinsus marinus y especies similares de Perkinsus spp. en diferentes especies de moluscos bivalvos en el Golfo de California.

Parásito	Hospedero	Silvestre o cultivo (estado)	Prevalencia (%)	Intensidad de infección	Carga Parasitaria	T °C	Salinidad	PCR	Referencia
P. marinus	Crassostrea gigas	Cultivo (Sonora)	100	-	3,558-165,112***	-	-	Si	1
P. marinus	Saccostrea palmula	Silvestre (Sinaloa)	6.7 – 20	-	-	-	-	Si	2
Perkinsus sp.	Crassostrea gigas	Cultivo (Sinaloa)	3.3 – 40	1-2*	-	29-32	-	Si	3
P. marinus	Crassostrea gigas	Cultivo (Sonora)	3.3-60	Ligera*	-	-	-	Si	4
<i>Chionista fluctifraga</i>									
Perkinsus sp.	Atrina maura	Silvestre (Sinaloa)	40-90	Negativa a moderada*	1.9-2.3****	-	-	Si	5
Perkinsus sp.	Megapitaria squalida	Cultivo (Sinaloa)	0-43.33	Leve*	0-2.2****	20-32.5	29.8-35	No	6
Perkinsus sp.	Megapitaria squalida	Silvestre (Sinaloa)	0-70	Negativa a ligera**	2-2,150***	26.68±5.55	35.16±2.97	No	7
Perkinsus sp.	Crassostrea gigas	Cultivo (Sinaloa)	26.66-83.33	Muy ligera a ligera*	0.13-1.2***	19.7-30.8	30-38.6	No	8
P. marinus	Crassostrea corteziensis	Cultivo (Sinaloa)	0-100	Ligera**	3,226-9,242***	27.8±4.5	39.45	Si	9
Perkinsus sp.	Megapitaria squalida	Silvestre (Sinaloa)	0-43.33	Negativa a moderada*	0-34****	16.9-37	29-40	No	10
Perkinsus sp.	Chionista fluctifraga	Cultivo (Sinaloa)	3.3-13.3	Negativa a ligera**	2-1,286***	15.9-32.1	25-40	No	11
P. marinus	Modiolus capax	Silvestre (BCS)	0-33.33	Ligera**	<3***	16-27	35-36	Si	12

*Mackin (1962); **Busheck et al. (1994); ***hipnosporas/g; ****hipnosporas/g; *****hipnosporas/preparación. 1 = Enriquez-Espinoza et al., 2010; 2 = Cáceres-Martínez et al., 2012; 3 = Villanueva-Fonseca & Escobedo-Bonilla, 2013; 4 = Enriquez-Espinoza et al., 2015; 5 = Góngora-Gómez et al., 2016; 6 = Góngora-Gómez et al., 2019a; 7 = Góngora-Gómez et al., 2019b; 8 = Góngora-Gómez et al., 2019c; 9 = Villanueva-Fonseca et al., 2020; 10 = Góngora-Gómez et al., 2020; 11 = Navarro-Chávez, 2021; 12 = Este estudio.

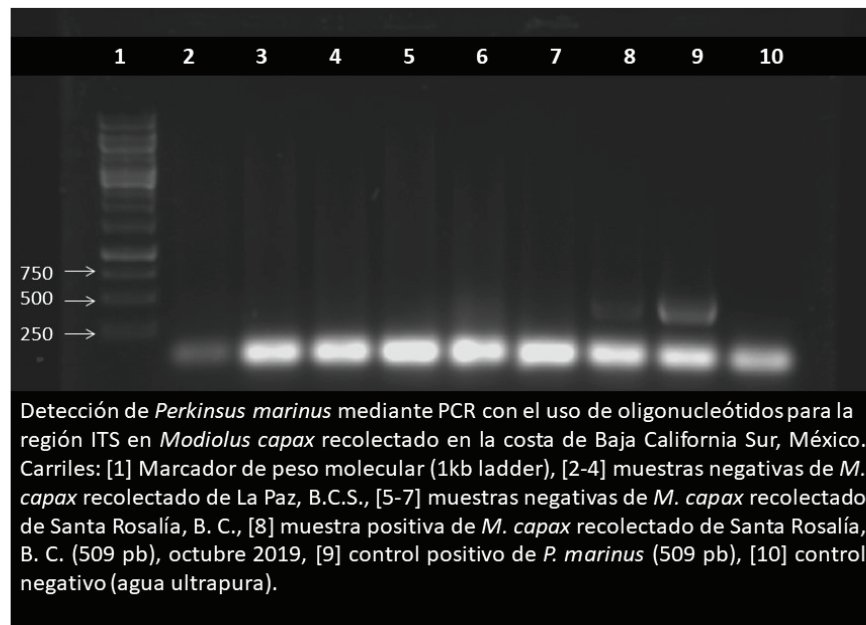


Figura 4.- Productos de PCR obtenidos mediante electroforesis con gel de agarosa para los tejidos de *Modiolus capax* en Santa Rosalía, Baja California Sur, México.

La relación entre la expresión infecciosa de *P. marinus* y algunos parámetros está bien documentada. La temperatura y la salinidad son los dos factores más reconocidos por inducir la infección de *P. marinus* en bivalvos (Villalba *et al.*, 2004; Cáceres-Martínez & Vázquez-Yeomans, 2013; Smits *et al.*, 2020). El mayor nivel de infección -asociado también a mortalidades-, se relaciona con el final del verano, cuando la temperatura del agua se mantiene por encima de 25 °C; y/o al aumento en la concentración de la salinidad (>25 g L⁻¹) (Ramos-Queiroga *et al.*, 2016), sin embargo, ambos parámetros pueden actuar separadamente en el proceso infeccioso. Por ejemplo, Gignoux-Wolfsohn *et al.* (2020) observaron que la temperatura tuvo un fuerte e inmediato efecto en el número de células infecciosas de *P. marinus* liberadas a la columna de agua por ostiones infectados, mientras que la influencia de la salinidad en la intensidad de infección estuvo asociada a la exposición de los ostiones a altas concentraciones durante varios meses. En el presente estudio, solo la salinidad mostró correlación positiva con la cantidad de hiposporas del patógeno detectadas por gramo de tejido analizado, lo cual, pudiera explicarse por el registro de altos valores para este parámetro en los cuatro muestreos, manteniéndose por encima de 35 g L⁻¹ de salinidad. La Peyre *et al.* (2006) mencionan que altas concentraciones de salinidad en el agua promueven la proliferación de *P. marinus* en algunos ostiones. Lo anterior coincide con las observaciones de Marshall *et al.* (2021), quienes obtuvieron el mayor grado de infección en el ostión del Atlántico, *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) para un sitio de cultivo que registró elevadas concentraciones de salinidad dentro del Golfo de México. Sin embargo, no existen reportes que describan el comportamiento infeccioso de este protozoario en el mejillón "choro" *M. capax*, por lo que no es posible establecer comparaciones específicas.

De manera general, cuando se obtienen bajos valores en la carga parasitaria, que indica una afectación ligera por parte del parásito, el diagnóstico de la enfermedad y la confirmación de la especie de *Perkinsus* sp. suele dificultarse, y el uso de la tinción con tioglicolato puede no arrojar evidencia patológica suficiente (Petty, 2010), por lo que deben aplicarse otras técnicas con alta sensibilidad y especificidad -moleculares y/o genéticas- como la reacción en cadena de la polimerasa (PCR). En este estudio, la mayor prevalencia del parásito por PCR fue de 5%, siendo menor al obtenido por MFTR; sin embargo, la cantidad de material de ácidos nucleicos fue suficiente para que *P. marinus* fuera detectado, coincidiendo con lo documentado por Villanueva-Fonseca & Escobedo-Bonilla (2013) para el ostión japonés en cultivo. Dungan & Reece (2020) y Vivanco *et al.* (2020) recomiendan recolectar especímenes moribundos en el entorno del sitio de muestreo para evaluar con mayor seguridad mediante estas dos técnicas, el daño infeccioso que pueda provocar este protozoario.

De particular interés, resulta la posible influencia que ejercería la actividad antropogénica en la interacción *P. marinus*/*M. capax* de la zona de muestreo. Específicamente, en la costa este de Baja California Sur, se desarrollan diversas actividades antropogénicas (urbanización, turismo, pesquería y minería, Romero-Gil, 1991) distintas a las que se realizan a lo largo de la costa este del Golfo de California, donde predomina la agricultura intensiva, acuicultura y manufactura, entre otras (Frias-Espéricueta *et al.*, 2011; Muñoz-Sevilla *et al.*, 2017) y cuyos efectos en algunas especies de moluscos han sido reportados. Por ejemplo, Yee-Duarte *et al.* (2017, 2018, 2020) revelaron desórdenes fisiológicos reproductivos en la almeja chocolata *M. squalida* asociados a compuestos tóxicos en la zona de nuestro muestreo. Similares

conclusiones fueron reportadas por Roldán-Wong *et al.* (2018), Cadena-Cárdenas *et al.* (2009) y Muñoz-Barbosa & Huerta-Díaz (2013) para el cefalópodo *Octopus hubbsorum* (Berry, 1953) y algunos mejillones como *Mytillus edulis* (Linnaeus, 1758) y *M. capax* en esta zona minera. De manera puntual, el puerto minero de Santa Rosalía es considerado un “hot spot” debido a los altos niveles de metales depositados en el sedimento costero (Shumilin *et al.*, 2013). Lo anterior advierte de posibles efectos asociados entre la contaminación local con el grado de infección del protozoario en el mejillón, como lo sugiere Morley (2010) para otras especies de moluscos. Aunque este estudio no generó evidencia al respecto, es recomendable la realización de estudios patológicos futuros considerando ambos aspectos.

Se concluye que: 1) *P. marinus* es reportado por primera vez hospedado en *M. capax*, 2) el haber encontrado este protozoario en una especie sin valor comercial en la costa oeste del GC, indica que *P. marinus* amplió su abanico de distribución, por lo que será necesario monitorear su presencia en aquellas especies de moluscos comercialmente importantes mediante la aplicación de programas sanitarios constantes, 3) la prevalencia, carga parasitaria e intensidad infecciosa del protozoario sugieren que *M. capax* presenta baja susceptibilidad a su infección, por lo que la salud del mejillón no se encuentra comprometida ante la presencia de *P. marinus* en sus tejidos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo logístico y financiero del Instituto Politécnico Nacional (IPN), a través de la Secretaría de Investigación y Posgrado (IPN-SIP) y la Comisión de Operaciones y Fomento de Actividades Académicas (IPN-COFAA) a los proyectos (IPNSIP 20200527, IPNSIP 20210086, IPNSIP 20210540, IPNSIP-20200526 y IPNSIP-20210085). MFNC y MJAC agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT, México) por la beca otorgada para la realización de estudios de posgrado.

REFERENCIAS

- AUDERMAN, C., K. S. REECE & E. M. BURRESON. 2004. Real-time PCR for detection and quantification of the protistan parasite *Perkinsus marinus* in environmental waters. *Applied Environmental Microbiology* 70: 6611-6618. DOI:10.1128/AEM.70.11.6611-6618.2004
- BUSHEK, D. & S. K. JR. ALLEN. 1996. Races of *Perkinsus marinus*. *Journal of Shellfish Research* 15:103-7.
- BUSHEK, D., S.E. FORD & S.K. ALLEN. 1994. Evaluation of methods using ray's fluid thioglycollate medium for diagnosis of *Perkinsus marinus* infection in the eastern oyster, *Crassostrea virginica*. *Annual Review of Fish Diseases* 4:201-217.
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J. & R. VÁSQUEZ-YEOMANS. 2013. Enfermedades, parásitos y episodios de mortalidad de ostiones de importancia comercial en México y sus implicaciones para la producción. *Ciencia Pesquera* 21:5-48.
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J. & R. VÁSQUEZ-YEOMANS. 2014. *Manual de buenas prácticas de manejo para el cultivo de moluscos bivalvos*. OIRSA-OSPESCA, San Salvador. 117 p.
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J., R. VÁSQUEZ-YEOMANS, G. PADILLA-LARDIZÁBAL & M.A. DEL RIO-PORTILLA. 2008. *Perkinsus marinus* in pleasure oyster *Crassostrea corteziensis* from Nayarit, Pacific coast of Mexico. *Journal of Invertebrate Pathology* 99:66-73. DOI:10.1016/j.jip.2008.03.005
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J., M. GARCÍA-ORTEGA, R. VÁSQUEZ-YEOMANS, T.J. PINEDA-GARCÍA, N.A. STOKES & R.B. CARNEIGE. 2012. Natural and cultured populations of the mangrove oyster *Saccostrea palmula* from Sinaloa, Mexico, infected by *Perkinsus marinus*. *Journal of Invertebrate Pathology* 110:321-325. DOI:10.1016/j.jip.2012.03.019
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J., L.H. MADERO-LÓPEZ, G. PADILLA-LARDIZÁBAL & R. VÁSQUEZ-YEOMANS. 2016. Epizootiology of *Perkinsus marinus*, parasite of the pleasure oyster *Crassostrea corteziensis*, in the Pacific coast of Mexico. *Journal of Invertebrate Pathology* 139:12-18. DOI:10.1016/j.jip.2016.07.003
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J., R. VÁSQUEZ-YEOMANS, P. DANIGO & C. REYES-ROEL. 2018. Histological alterations in Pacific oysters *Crassostrea gigas* that survived a summer mortality event in Baja California, Mexico. *Journal of Aquatic Animal Health* 30:3138. DOI:10.1002/aah.10006
- CADENA-CÁRDENAS, L., L. MÉNDEZ-RODRÍGUEZ, T. ZENTENO-SAVÍN, J. GARCÍA-HERNÁNDEZ & B. ACOSTA-VARGAS. 2009. Heavy metal levels in marine mollusks from areas with, or without, mining activities along the Gulf of California, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 57:96-102. DOI:10.1007/s00244-008-9236-0
- COAN, E.V. & P. VALENTICH-SCOTT. 2012. *Bivalve seashells of tropical west America: marine bivalve mollusks from Baja California to northern Peru (I)*. Santa Barbara Museum of Natural History, California. 1223 p.
- DANTAS-NETO, M.P., R. MAGGIONI, L.F.F. NOGUEIRA, J.M. FORTE, R.G. FEIJÓ & R.C. SABRY. 2020. *Perkinsus* sp. infecting three important mollusks from Jaguaribe River estuary, Ceará, Brazil. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science* 57(1):e158316. DOI:10.11606/issn.1678-4456.bjvras.2020.158316
- DUNGAN, C.F. & K.S. REECE. 2020. ASF Fish Health Section. SECTION 1-DIAGNOSTIC. Diagnostic Procedures for Finfish and Shellfish Pathogens. Chapter 5. *Perkinsus* spp. Infections of Marine Molluscs. Available online at: <https://units.fisheries.org/fhs-fish-health-section-blue-book-2016/section-1-diagnostic/> (consultado el 20 marzo 2021).
- EK-HUCHIM, J.P., M.L. AGUIRRE-MACEDO, M. AMÉNDOLA-PIMENTA, V.M. VIDAL-MARTÍNEZ, J.A. PÉREZ-VEGA, R. SIMÁ-ÁLVAREZ, I. JIMÉNEZ-GARCÍA, R. ZAMORA-BUSTILLOS & R. RODRÍGUEZ-CANUL. 2017. Genetic signature analysis of *Perkinsus marinus* in Mexico suggests possible translocation from the Atlantic Ocean to the Pacific coast of Mexico. *Parasites & Vectors* 10:372. DOI:10.1186/s13071-017-2304-4
- ENRÍQUEZ-ESPIÑOZA, T., J.M. GRIJALVA-CHON, R. CASTRO-LONGORIA, J. RAMOS-PAREDES. 2010. *Perkinsus marinus* in *Crassostrea gigas* in the Gulf of California. *Diseases of Aquatic Organisms* 89:269-273. DOI:10.3354/dao02199
- ENRÍQUEZ-ESPIÑOZA, T.L., R. CASTRO-LONGORIA, F. MENDOZA-CANO & J.M. GRIJALVA-CHON. 2015. *Perkinsus marinus* in *Crassostrea gigas* and *Chione flucitragra* from Kino Bay, Sonora, Mexico. *Biotechnia* 17:10-13.

- ESCOBEDO-FREGOSO, C., J. RAMÍREZ-SALCEDO & R. VÁZQUEZ-JUÁREZ. 2017. Host response when *Perkinsus marinus* infection intensities increase in the oyster *Crassostrea corteziensis*. *Journal of Shellfish Research* 36(3):717-727. DOI:10.2983/035.036.0321
- FRIAS-ESPERICUETA, F.E., M. AGUILAR-JUÁREZ, I. OSUNA-LÓPEZ, S. ABAD-ROSALES, G. IZAGUIRRE-FIERRO & D. VOLTOLINA. 2011. Los metales y la camaronicultura en México. *Hidrobiológica* 21:217-228.
- GARCÍA-CORONA, J.L., C. RODRÍGUEZ-JARAMILLO, P.E. SAUCEDO, J.A. LÓPEZ-CARVALLO, G.F. ARCOS-ORTEGA & J.M. MAZÓN-SUÁSTEGUI. 2018. Internal energy management associated with seasonal gonad development and oocyte quality in the horse mussel *Modiolus capax* (Bivalvia: Mytilidae). *Journal of Shellfish Research* 37(3):475-483. DOI:10.2983/035.037.0302
- GARCÍA-DOMÍNGUEZ, F.A., L. CARVALHO-SAUCEDO & N. VÉLEZ-ARELLANO. 2018. Reproductive cycle of two *Modiolus capax* (Bivalvia: Mytilidae) beds at different depths at Ensenada de la Paz, Gulf of California, Mexico. *Hidrobiológica* 28(3): 313-323.
- GARZA-AGUIRRE, M.C. & L.F. BÜCKLE-RAMÍREZ. 1989. Ciclo reproductivo del mejillón *Modiolus capax* (Conrad, 1873) (Bivalvia, Mytilidae, Amisomyaria) en la Bahía de los Ángeles, Baja California, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 16(1):157-170.
- GIGNOUX-WOLFSOHN, S.A., M.S.S. NEWCOMB, G.M. RUIZ & K.M. PAGENKOPP LOHAN. 2020. Environmental factors drive release of *Perkinsus marinus* from infected oysters. *Parasitology* 148(5):532-538. DOI:10.1017/S0031182020002383
- GÓNGORA-GÓMEZ, A.M., F. RUBIO-ZEPEDA, L.C. VILLANUEVA-FONSECA, E. ÁLVAREZ-DAGNINO, N.P. MUÑOZ-SEVILLA, J.A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA & M. GARCÍA-ULLOA. 2016. Primer registro de *Perkinsus* sp. (Protozoa, Apicomplexa) en el callo de hacha *Atrina maura* en Sinaloa, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51(3):689-694. DOI:10.4067/S0718-19572016000300020
- GÓNGORA-GÓMEZ, A.M., P.A. SANDOVAL-RIVERA, L.C. VILLANUEVA-FONSECA, M. LÓPEZ-MEYER, J.C. SAINZ-HERNÁNDEZ, L.G. ESPINOSA-ALONSO, D.C. ESCOBEDO-URÍAS, J.A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA, H. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ & M. GARCÍA-ULLOA. 2019a. Prevalencia de *Perkinsus* sp. (Apicomplexa) en la almeja chocolate *Megapitaria squalida* de la costa central de Sinaloa, México. *Hidrobiológica* 29(3):129-136. DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2020v29n3/Gongora
- GÓNGORA-GÓMEZ, A.M., J.F. ARZOLA-GONZÁLEZ, L.C. VILLANUEVA-FONSECA, F. SOTELLO-LÓPEZ, J.A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA & M. GARCÍA-ULLOA. 2019b. Presuntas hiposporas de *Perkinsus* sp. en la almeja *Megapitaria squalida* del golfo de California. *Aquatictechnica* 1:47-52. DOI:10.33936/at.v1i1.2152
- GÓNGORA-GÓMEZ, A.M., F. RUBIO-ZEPEDA, A. SANTAMARÍA-MIRANDA, B.P. VILLANUEVA-FONSECA, A.L. DOMÍNGUEZ-OROZCO, L.C. VILLANUEVA-FONSECA, J.A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA, H. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, L.G. ESPINOSA-ALONSO & M. GARCÍA-ULLOA. 2019c. *Perkinsus* sp. on *Crassostrea gigas* performance cultivated in the southeastern Gulf of California. *Revista Bio Ciencias* 6:e681. DOI:10.15741/revbio.06.e681
- GÓNGORA-GÓMEZ, A.M., L.C. VILLANUEVA-FONSECA, P. SANDOVAL-RIVERA, J.A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA, A.L. DOMÍNGUEZ-OROZCO, B.P. VILLANUEVA-FONSECA, B.P. & M. GARCÍA-ULLOA. 2020. Reporte de presuntas hiposporas de *Perkinsus* sp., en *Megapitaria squalida* del Golfo de California con la técnica de tinción con tioglicolato. *Journal MVZ Cordoba* 25(2):e1805. DOI:10.21897/rmvz.1805
- GRIJALVA-CHON, J.M., R. CASTRO-LONGORIA, J. RAMOS-PAREDES, T.L. ENRÍQUEZ-ESPIÑOZA & F. MENDOZA-CANO. 2013. Detection of a new OsHV-1 DNA strain in the healthy Pacific oyster, *Crassostrea gigas* Thunberg, from the Gulf of California. *Journal of Fish Diseases* 36(11):965-968. DOI:10.1111/jfd.12028
- GRIJALVA-CHON, J.M., R. CASTRO-LONGORIA, T.L. ENRÍQUEZ-ESPIÑOZA, A.N. MAEDA-MARTÍNEZ & F. MENDOZA-CANO. 2015. Molecular evidence of the protozoan parasite *Marteilia refringens* in *Crassostrea gigas* and *Crassostrea corteziensis* from the Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Research* 43(4):776-780. DOI:10.3856/vol43-issue4-fulltext-16
- ITOH, N., Y. KOMATSU, K. MAEDA, S. HIRASE & T. YOSHINAGA. 2019. First discovery of *Perkinsus beihaiensis* in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) in Tokyo Bay, Japan. *Journal of Invertebrate Pathology* 166:107226. DOI:10.1016/j.jip.2019.107226
- LA PEYRE, M., S. CASAS & J. LA PEYRE. 2006. Salinity effects on viability, metabolic activity and proliferation of three *Perkinsus* species. *Diseases of Aquatic Organisms* 71:59-74. DOI:10.3354/dao071059
- MARSHALL, D.A., S.M. CASAS, W.C. WALTON, F.S. RIKARD, T.A. PALMER, N. BREAUX, M. K. LA PEYRE, J. BESERES POLLACK, M. KELLY & J.F. LA PEYRE. 2021. Divergence in salinity tolerance of northern Gulf of Mexico eastern oysters under field and laboratory exposure. *Conservation Physiology* 9(1):coab065. DOI:10.1093/conphys/coab065
- MARTÍNEZ-GARCÍA, M.F., J.M. GRIJALVA-CHON, R. CASTRO-LONGORIA, J.E. CHÁVEZ-VILLALBA, T.L. ENRÍQUEZ-ESPIÑOZA, A.N. MAEDA-MARTÍNEZ & E. PEÑA-MESSINA. 2017. OsHV-1 and notifiable protozoa in healthy *Crassostrea corteziensis* cultured in two distant areas of the Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45(4):699-707. DOI:10.3856/vol45-issue4-fulltext-6
- MORLEY, N.J. 2010. Interactive effects of infectious diseases and pollution in aquatic molluscs. Review. *Aquatic Toxicology* 96:27-36. DOI:10.1016/j.aquatox.2009.09.017
- MUÑOZ-BARBOSA, A. & M.A. HUERTA-DÍAZ. 2013. Trace metals enrichment in nearshore sediments and accumulation in mussels (*Modiolus capax*) along the Eastern coast of Baja California, Mexico: Environmental status in 1995. *Marine Pollution Bulletin* 77:71-81. DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.10.030
- MUÑOZ-SEVILLA, N.P., B.P. VILLANUEVA-FONSECA, A.M. GÓNGORA-GÓMEZ, M. GARCÍA-ULLOA, A.L. DOMÍNGUEZ-OROZCO, R. ORTEGA-IZAGUIRRE & L.E. CAMPOS-VILLEGAS. 2017. Heavy metal concentrations in diploid and triploid oysters (*Crassostrea gigas*) from three farms on the north-central coast of Sinaloa, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment* 189:536. DOI:10.1007/s10661-017-6223-9
- NAVARRO-CHÁVEZ, M.F. 2021. Presencia de *Perkinsus* sp. en la almeja arenosa *Chionista fluctifraga* (G. B. Sowerby II, 1853) cultivada en la bahía El Colorado, Ahome, Sinaloa. Tesis de Maestría en Ciencias (Recursos Naturales y Medio Ambiente), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Sinaloa, IPN. Sinaloa, México. 51 p.

- NOM (NORMA OFICIAL MEXICANA). 1993. NOM-031-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos fresco-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Disponible en línea en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=468071&fecha=24103/1994&print=true (consultado el 01 febrero 2021).
- OIE (ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE SANIDAD ANIMAL). 2019. Manual de las Pruebas de Diagnóstico para Animales Acuáticos. Capítulo 2.5.6 Infección por *Perkinsus marinus*. Disponible en línea en: https://www.oie.int/fileadmin/Home/esp/Health_standards/aahm/current/chapitre_perkinsus_marinus.pdf. (consultado el 15 enero 2021).
- OLGUÍN-QUIÑONES, O. 1976. *Catálogo de especies marinas de importancia comercial en Baja California Sur*. S.I.C./Subsecretaría de Pesca. México. Instituto Nacional de Pesca. 177 p. Disponible en línea en: <https://www.inapesca.gob.mx/portal/Publicaciones/Catalogos/1976-Holguin-Catalogo-especies-comerciales-en-BCS.pdf?download> (consultado el 15 de junio 2021).
- PETTY, D. 2010. *Perkinsus* infections in bivalve mollusks. Fisheries and Aquatic Sciences Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Available online at: <http://edis.ifas.ufl.edu>. (consultado el 03 febrero 2021).
- PINHO-FERREIRA, L., R.C. SABRY, P.M. DA SILVA, T.C.V. GESTEIRA, L. DE SOUZA ROMÃO, M.P. PAZ & R. MAGGIONI, R. 2015. First report of *Perkinsus behaiensis* in wild clams *Anomalocardia brasiliana* (Bivalvia: Veneridae) in Brazil. *Experimental Parasitology* 150:67-70. DOI:10.1016/j.exppara.2014.07.012
- RAMOS-QUEIROGA, F., L.F. MARQUES-SANTOS, I. ALMEIDA DE MEDEIROS & P.M. DA SILVA. 2016. Effects of salinity and temperature on in vitro cell cycle and proliferation of *Perkinsus marinus* from Brazil. *Parasitology* 143:475-487. DOI:10.1017/S0031182015001602
- RAY, S.M. 1966. A review of the culture method for detecting *Dermocystidium marinum*, with suggested modifications and precautions. *Proceedings of the National Shellfish Association* 54(1):55-69.
- REECE, K.S., C.F. DUNGAN & E.M. BURRESON. 2008. Molecular epizootiology of *Perkinsus marinus* and *P. chesapeaki* infections among wild oysters and clams in Chesapeake Bay, USA. *Diseases of Aquatic Organisms* 82:237-248. DOI:10.3354/dao01997
- RENAULT T., C. LIPART & I. ARZUL. 2001. A herpes-like virus infecting *Crassostrea gigas* and *Ruditapes philippinarum* larvae in France. *Journal of Fish Diseases* 24: 369-376. DOI:10.1046/j.1365-2761.2001.00300.x
- ROLDÁN-WONG, N.T., A.K. KIDD, A.J. MARMOLEJO-RODRÍGUEZ, E. SHUMILIN, B.P. CEBALLOS-VÁZQUEZ & M. ARELLANO-MARTÍNEZ. 2018. Bioaccumulation and biomagnification of potentially toxic elements in the octopus *Octopus hubbsorum* from the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 129:458-468. DOI:10.1016/j.marpolbul.2017.10.014
- ROMERO-GIL, J.M. 1991. *El Boleo de Santa Rosalía B. C. S. Un pueblo que se negó a morir*. Coedición de la Universidad de Sonora. Consejo Editorial del Gobierno del Estado de Baja California Sur y Centro de Estudios Mexicanos y Centroamericanos. Embajada de Francia en México. 436 p.
- SHUMILIN, E., A. JIMÉNEZ-ILLESAS & S. LÓPEZ-LÓPEZ. 2013. Anthropogenic contamination of metals in sediments of the Santa Rosalía Harbor, Baja California Peninsula. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 90:333-337. DOI:10.1007/s00128-012-0923-1
- SMITS, M., F. ENEZ, S. FERRARESSO, G. DALLA ROVERE, E. VETOIS, J.-F. AUVRAY, L. GENESTOUT, R. MAHLA, G. ARCANGELI, C. PAILLARD, P. HAFFRAY & L. BARGELLONI. 2020. Potential for genetic improvement of resistance to *Perkinsus olseni* in the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, using DNA parentage assignment and mass spawning. *Frontiers of Veterinary Sciences* 7:579840. DOI:10.3389/fvets.2020.579840
- THRUSFIELD, M. 1995. *Veterinary epidemiology*. Black-Well Publishing, Ames Iowa, 593 p.
- VILLALBA, A., K.S. REECE, M.C. ORDÁS, S.M. CASAS & A. FIGUERAS. 2004. Perkinosis in mollusks: a review. *Aquatic Living Resources* 17:411-432. DOI:10.1051/alr:2004050
- VILLANUEVA-FONSECA, L.C. & C.M. ESCOBEDO-BONILLA. 2013. Prevalencia del protozoario *Perkinsus* sp. en un cultivo de ostión japonés *Crassostrea gigas* en Sinaloa, México. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41:996-1002. DOI:103856/vol41-issue5-fulltext-19
- VILLANUEVA-FONSECA, L.C., M. GARCÍA-ULLOA, M. LÓPEZ-MEYER, B.P. VILLANUEVA-FONSECA, J.A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA, N.P. MUÑOZ-SEVILLA & A.M. GÓNGORA-GÓMEZ. 2020. *Perkinsus marinus* in the pleasure oyster *Crassostrea corteziensis* cultivated on the southeast coast of the Gulf of California, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 48(4):529-537. DOI:10.3856/vol48-issue4-fulltext-2463
- VIVANCO, M.S., A.A. VALERA, L.A. LLANCO & E. SERRANO-MARTÍNEZ. 2020. Evaluación molecular de la presencia de *Perkinsus* spp en muestras de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) del norte del Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias de Perú* 31(4): DOI:10.15381/rirep.v31i4.19044
- XIN, L., CH. LI, CH. BAI & CH. WANG. 2018. Ostreid Herpesvirus-1 infects specific hemocytes in ark clam, *Scapharca broughtonii*. *Viruses* 10(10):529. DOI:10.3390/v10100529
- YEE-DUARTE, J.A., B.P. CEBALLOS-VÁZQUEZ, E. SHUMILIN, K. KIDD & M. ARELLANO-MARTÍNEZ. 2017. Evidence of health impairment of *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) near the "hot spot" of a minig port, Gulf of California. *Hidrobiológica* 27(3):391-398.
- YEE-DUARTE, J.A., B.P. CEBALLOS-VÁZQUEZ, M. ARELLANO-MARTÍNEZ, M.A. CAMACHO-MONDRAGÓN & E. URÍA-GALICIA. 2018. Histopathological alterations in the gonad of *Megapitaria squalida* (Mollusca: Bivalvia) inhabiting a heavy metal polluted environment. *Journal of Aquatic Animal Health* 30:144-154. DOI:10.1002/aah.10015
- YEE-DUARTE, J.A., I.S. RACOTTA, M.A. CAMACHO-MONDRAGÓN, N.T. ROLDÁN-WONG, D.P. CARREÑO-LEÓN, E. SHUMILIN, K.A. KIDD & M. ARELLANO-MARTÍNEZ. 2020. Contrasting reproductive health of female clams *Megapitaria squalida* from two nearby metal-polluted sites in the Gulf of California: Potential effects of cooper, lead, and cobalt. *Marine Pollution Bulletin* 160:111583. DOI:10.1016/j.marpolbul.2020.111583

NOTA CIENTÍFICA

Registro más austral y tamaño récord del Lapón aleta alta, *Pontinus rathbuni* (Actinopterygii: Scorpaenidae), en el Golfo de México

Southernmost record and record-size of the Highfin scorpionfish, *Pontinus rathbuni* (Actinopterygii: Scorpaenidae), in the Gulf of Mexico

Luis Fernando Del Moral-Flores^{1*}, Viridiana Remedios Escartin-Alpizar², Emilio Alejandro Reyes-Morales³,
Ma. del Carmen Flores-Miranda³

Recibido: 18 de agosto de 2021.

Aceptado: 01 de diciembre de 2021.

Publicado: diciembre de 2021.

RESUMEN

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

² Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Ciudad Universitaria 3000, Coyoacán, Ciudad de México, 04510. México.

³ Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Universidad de Guadalajara. Gómez Farías 82, San Patricio-Melaque, Cihuatlán, Jalisco, 48980. México.

***Corresponding author:**

Luis Fernando del Moral Flores: e-mail: delmoralfer@comunidad.unam.mx

To quote as:

Del Moral-Flores, L. F., V. R. Escartin-Alpizar, E. A. Reyes-Morales & M. del C. Flores-Miranda. 2021. Registro más austral y tamaño récord del Lapón aleta alta, *Pontinus rathbuni* (Actinopterygii: Scorpaenidae), en el Golfo de México. *Hidrobiológica* 31 (3): 263-267.

DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2021v31n3/DelMoral

Antecedentes. *Pontinus rathbuni* tiene una distribución que va de Virginia, EE.UU. a Brasil, incluyendo la parte norte del Golfo de México, sin embargo, no se tenía evidencia de su presencia en la parte sur de este mar. **Objetivo.** El objetivo de este trabajo es reportar un nuevo registro en el suroeste del Golfo de México, incluyendo el máximo registro conocido de su talla. **Métodos.** Cinco ejemplares fueron capturados en la costa del sur de Veracruz por medio de palangre de profundidad (entre los 160 a 300 m de profundidad), y se preservaron en una colección científica. **Resultados.** Los ejemplares de *P. rathbuni*, eran adultos, entre los 178 - 235 mm de longitud patrón y 145 - 450 g de peso, se reconocieron por tener 17 radios en la aleta pectoral, la tercera espina dorsal no es alargada ni hay desarrollo del proceso ventral del hipohial. **Conclusiones.** Este registro amplió su distribución en 1,065 km al sur del Golfo de México, es el primer registro corroborado para México, y se presenta una marca de talla corporal para la especie.

Palabras clave: nuevo registro, amplitud de distribución, *Pontinus rathbuni*, México

ABSTRACT

Background. *Pontinus rathbuni* has a distribution from Virginia to Brazil, USA, including the north of The Gulf of Mexico, nevertheless, there was not evidence of its presence in the southern part of these sea. **Goals.** The objective of this work is to report a new record in the southwestern of The Gulf of Mexico, including the larger known record of its size. **Methods.** Five specimens were captured by deep longline (between 160 to 300 m of depth), in the south coast of Veracruz, and they were preserved in a scientific collection. **Results.** The specimen of *P. rathbuni* were adults between 178 to 235 mm of standard length and around of 145 - 450 g of weight. They were recognized by have 17 rays on pectoral fin, the third dorsal spine is not elongated and there is not their development of the ventral process of the hypohyal. **Conclusions.** This record has expanded its distribution in 1,065 km toward the south of The Gulf of Mexico and this is the first record corroborated to Mexico. Also, there is a remarkable corporal size for this species.

Keywords: new record, range extension, *Pontinus rathbuni*, Mexico

El género *Pontinus* Poey, 1860 se diagnóstica por tener las siguientes características: aleta dorsal con XI+I,9-10; la aleta anal cuenta con III,5; la aleta pectoral con 15 a 20 radios sin ramificación; presencia de vejiga gaseosa; escamas ctenoideas; sin fosa occipital; presencia de escamas en el área infraorbital, postorbital y occipital; dientes en el dentario, premaxila, palatino y faríngeo (Eschmeyer, 1965, 1969). Actualmente se

reconocen 20 especies válidas en el género (Fricke *et al.*, 2021), de las cuales cinco son registradas en el Atlántico occidental: *Pontinus castor* Poey, 1860, *P. helena* Eschmeyer, 1965, *P. longispinis* Goode & Bean, 1896, *P. nematophthalmus* (Günther, 1860), *P. rathbuni* Goode & Bean, 1896; mientras que el estatus taxonómico de la especie nominal *P. corallinus* Miranda Ribeiro, 1903 necesita ser resuelto (Eschmeyer, 1969).

Pontinus rathbuni es una especie demersal, cuya biología es prácticamente desconocida, se caracteriza por tener 17 radios en la aleta pectoral, la tercera espina dorsal no es alargada y no hay desarrollo del proceso ventral del hipohial. Habita en la región costera y áreas rocosas de profundidad, entre los 73 a 366 m (Poss & Eschmeyer, 2002). Su distribución va de Virginia a Florida en las costas de EE.UU., y con registros esporádicos entre Yucatán, México a Brasil (Kells & Carpenter, 2011; Klautau *et al.*, 2020), además se ha reportado en la parte norte del Golfo de México, en donde es más común en la región nororiental (McEachran & Fechhelm, 2005). En esta contribución presentamos el registro más sureño de la especie en el Golfo de México y el primer registro verificado en las aguas mexicanas.

Cinco ejemplares de *Pontinus rathbuni* fueron capturados por la pesca artesanal, un ejemplar el 24 de junio de 2021 y el resto el 11 de noviembre de 2021, en la costa sur del estado de Veracruz (18°34'32.1"N, 94°46'58.32"W; 18°46'59.51"N, 95°09'51.96"W; Fig. 1), México, usando un palangre de fondo que operó entre los 160 a 300 m de profundidad. Los especímenes se determinaron con claves espe-

cializadas (Poss & Eschmeyer, 2002; McEachran & Fechhelm, 2005). Los datos merísticos y morfométricos fueron tomados de acuerdo con Hubbs & Lagler (1958) con algunas modificaciones para el grupo (Eschmeyer, 1965). El conteo de los radios caudales se basó en la propuesta de Fricke (1983). Se utilizó un vernier (± 0.01 mm) y una balanza digital (± 5 g). Los especímenes se depositaron en la Colección Ictiológica de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala (CIFI), Universidad Nacional Autónoma de México.

Los ejemplares capturados de *Pontinus rathbuni* son organismos adultos (CIFI-1903, CIFI-1917; Fig. 2), con un intervalo de 212-291 mm de longitud total, 167-235 mm de longitud patrón (LP) y un peso de 145-450 g. Los valores morfológicos de cada ejemplar se encuentran expresados en la Tabla 1. Presentaron los siguientes valores merísticos modales: en la aleta dorsal XII,10; la aleta anal III-6; aleta pectoral 17; aleta pélvica I,5; 7 radios branquiostegos; 5-7/9 branquiespinas en el primer arco (superior/inferior); y 25-27 escamas tubulares en la línea lateral. La coloración antes de su fijación (formol 10%) es rojiza con tintes rosados. La intensidad del color decrece conforme pasa el tiempo de preservación (alcohol etílico 70%), hasta tener un color blanquecino-amarillento de fondo con algunos ligeros parches negruzcos en el dorso y región cefálica. Junto con el espécimen fueron capturados dos especies de escorpénidos de profundidad, *Neomerinthe hemingwayi* Fowler, 1935 (n=2, 247-285 mm de LP; Fig. 2A) y *P. longispinis* Goode & Bean, 1896 (n=3, 128-154 mm de LP; Fig. 2B).

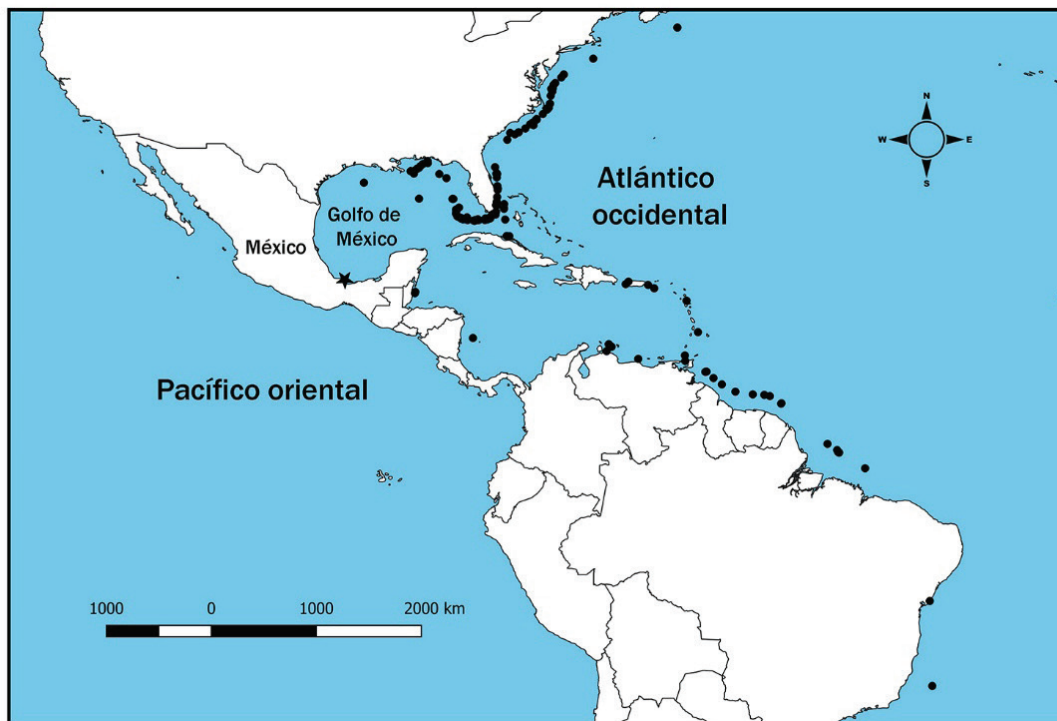


Figura 1. *Pontinus rathbuni*. A) Mapa señalando la distribución *Pontinus rathbuni*; nuevos registros en el Golfo de México (estrella negra), y registros previos (puntos negros) basados en datos obtenidos de GBIF (2021).

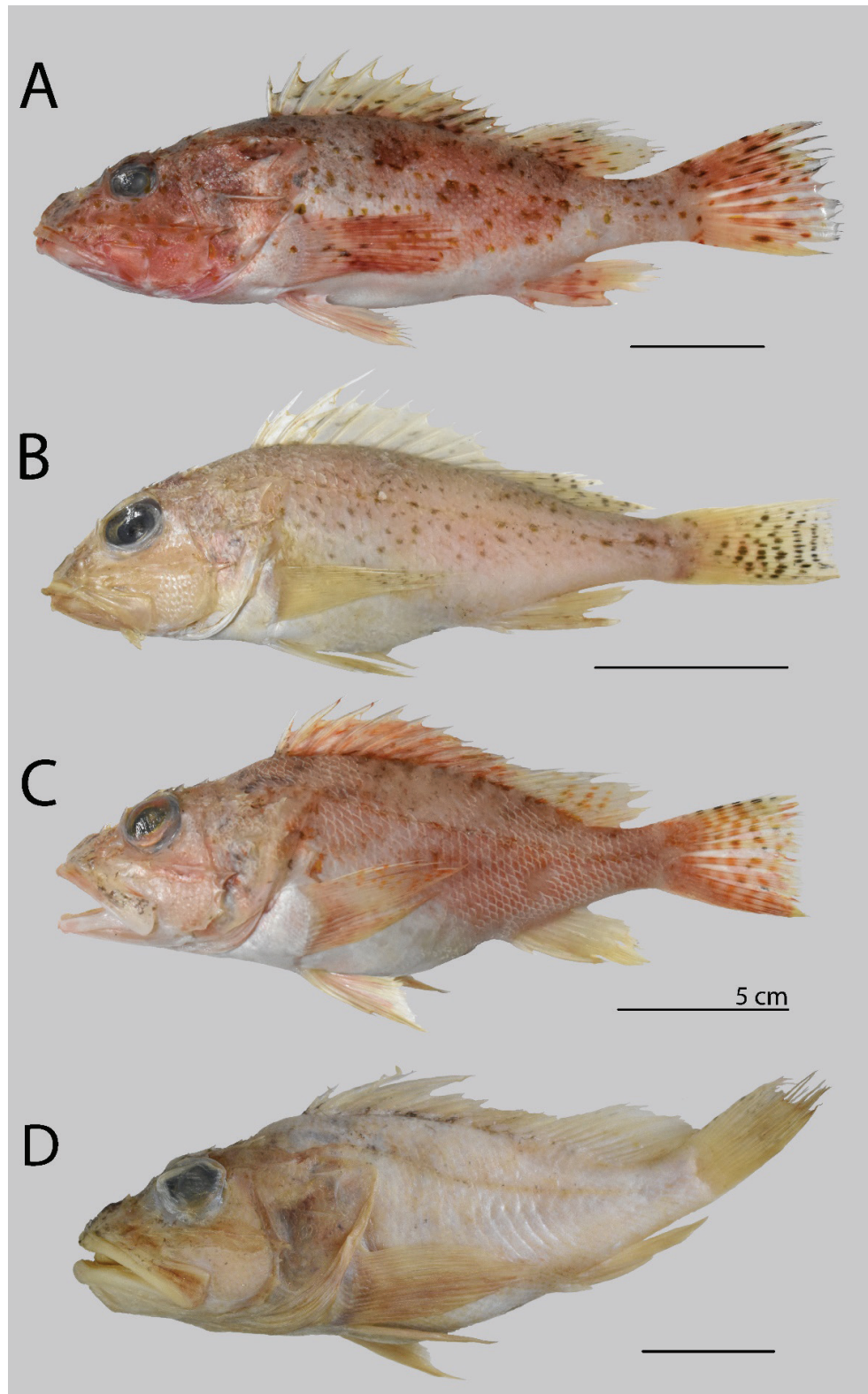


Figura 2. Especies de escorpénidos de profundidad capturados en sur del Golfo de México: A) *Neomerinthe hemingwayi*, B) *Pontinus longispinis*, C) *P. rathbuni* con coloración antes del proceso de fijación (CIFI-1903, 178 mm de longitud patrón) y D) ejemplar de *P. rathbuni* después del proceso de fijación y récord en talla (CIFI-1917, 291 mm de LT). La línea de escala = 5 cm.

Tabla 1. Datos morfométricos y merísticos de los especímenes de *Pontinus rathbuni*. En paréntesis se presentan las medidas como porcentaje de la longitud patrón (%). LT longitud total; LP longitud patrón; LPr longitud predorsal; LC longitud cefálica; DO diámetro orbital; LH longitud de hocico; AI ancho interorbital; Ms longitud mandíbula superior; MA máxima altura corporal; LPe longitud de la aleta pectoral; LPv longitud de la aleta pélvica; LCd longitud de la aleta caudal; P peso; AD aleta dorsal; A aleta anal; Pe aleta pectoral; Pv aleta pélvica; C aleta caudal; rB radios branquiostegos; Br s/i branquiespinas del arco superior e inferior incluyendo reminiscencias; Es escamas tubulares con poro en la línea lateral. (*) Organismos que superan la longitud total reportada previamente.

	CIFI-1903	CIFI-1917	(Min-Máx)	Eschmeyer (1969)	Colombia Acero-P. y Nava S. (1997)			
LT	222	217	212	265*	291*			
LP	178	173	167	207	235			
LPr	62.37	61.62	61.34	72.77	84.18	(35.0-36.7)	(36-42)	(34.8-46.4)
LC	81.05	80.58	81.23	95.03	105.4	(44.8-48.6)	(42-48)	(43.8-51)
DO	20.52	22.19	23.3	24.38	25.16	(10.7-14.0)	(11-16)	(11.2-15.1)
LH	25.14	20.1	18.97	25.86	31.45	(11.4-14.1)	(11-14)	(9.8-15.9)
AI	6.82	7.22	7.14	8.67	9.21	(3.8-4.3)	(3.1-5)	(3.6-5.4)
Ms	36.1	35.5	37.65	42.2	44.58	(19.0-22.5)		(18.8-24)
MA	57.36	55.75	54.15	70.16	77.66	(32.2-33.9)	(30-38)	(28.4-35.4)
LPe	53.28	59.18	55.62	74.66	71.2	(29.9-36.1)	-	-
LPv	46.53	46.74	44.36	58.21	61.85	(26.1-28.1)	-	-
LCd	45.31	45.38	43.79	58.79	56.11	(23.9-28.4)	-	-
P	155	160	145	325	450		-	-
						Merística		
AD	XII,10	XII,10	XII,9	XII,10	XII,11		XII,9	XII,9
A	III,5	III,5	III,6	III,6	III,6		-	-
Pe	17	17	17	17	17		17	16(7),17(15)
Pv	I,5	I,5	I,5	I,5	I,5		-	-
C	(iv),ii,12,	(v),iii,11,	(v),ii,11	(iii),ii,11,	(iv),ii,12,		-	-
	ii,(iv)	ii,(iv)	,iii,(iii)	iii,(iv)	iii,(iii)		-	-
rBr	7	7	7	7	7		-	-
Br s/i	7/9	5/9	7/9	5/9	6/9		6-7/8-9	-
Es	25	26	26	25	27		-	-

El grupo de escorpénidos en el Atlántico occidental fue revisado por Eschmeyer (1969), proporciona una clave para reconocer a las especies del género *Pontinus*, y enumera localidades puntuales para *P. rathbuni* sin señalar una localidad en territorio mexicano. La especie *P. rathbuni* tiene una amplia distribución en el Atlántico occidental, aunque en ciertas regiones suele ser más común. Así, la mayoría de los registros de su presencia en el norte del Golfo de México se concentran en la parte nororiental en comparación con los escasos registros del área noroccidental (McEachran & Feckhelm, 2005). Mientras que para la región centro-sur del Golfo de México no existe un registro válido, a pesar de los recientes estudios en la zona demersal de profundidad, en donde se ha capturado a su congénere *P. longispinis* con quien comparte cierta área geográfica (Ramírez *et al.*, 2019). Por lo que el presente registro aumenta en más de 1,065 km al sur su distribución en el Golfo de México. En la región en donde fue capturado el ejemplar, área costera de Los Tuxtlas, ya había sido registrada la presencia de las especies de peces escorpión *P. longispinis* y *Neomerinthe hemingwayi* (Schaldach *et al.*, 1997).

Los tamaños observados son cercanos al tamaño máximo reportado, 197 mm LP (McEachran & Feckhelm, 2005), y dos de ellos tuvieron

un mayor registro corporal (207 y 235 mm LP), indicando la presencia de especímenes maduros. Esto podría dar soporte a los registros larvales señalados por Flores-Coto *et al.* (2009) en el Golfo de Campeche. De acuerdo con los últimos trabajos en la zona, el ambiente es propicio para comunidades típicas de ambientes mesofóticos y rarifóticos (Del Moral-Flores *et al.*, 2021), su estudio podrá ayudar a comprender las conexiones batimétricas que existen entre la fauna de ambientes templados, en el Atlántico noroccidental. Sin embargo, hay aún mucho desconocimiento sobre la fauna demersal de profundidad a lo largo de la región costera de la parte mexicana del Golfo de México.

De acuerdo con Acero-P. & Navas-S. (1997) existe una discontinuidad geográfica de *P. rathbuni* en el Atlántico occidental que podría dar indicio de una forma sureña diferente a la de Norteamérica, para lo cual es necesario hacer una revisión detallada, aumentando el número de ejemplares de ambas regiones, ya que ellos observaron diferencias a nivel merístico y morfométrico en los ejemplares capturados en la parte colombiana, principalmente en el número de radios en la aleta pectoral y la longitud cefálica, hocico y altura corporal. Los ejemplares del sur del Golfo de México coinciden con los datos de la revisión de Eschmeyer (1969) para la especie, y ningún ejemplar presentó 16 radios pectorales, como en la región colombiana (Acero-P. & Nava-S., 1997).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecemos a A. Campos Pérez y E. Campos Vicente por capturar el ejemplar para nosotros. También agradecemos al programa SNI-CONACyT. Este estudio fue soportado por el proyecto PAPIIT-UNAM IA207820.

REFERENCIAS

- ACERO-P., A. & G.G. NAVAS-S. 1997. Notas sobre los peces de la familia Scorpaenidae (Pisces: Scorpaeniformes) del Caribe continental Colombiano, incluyendo un nuevo registro. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 26(1):61-70.
- DEL MORAL-FLORES, L.F., E. LÓPEZ-SEGOVIA, V.R. ESCARTÍN-ALPÍZAR & M.L. JIMÉNEZ-BADILLO. 2021. Validating the presence of Spanish Flag, *Gonioplectrus hispanus* (Cuvier, 1828) (Perciformes, Serranidae), from the south-western Gulf of Mexico. *Check List* 17(5):1299-1303.
- ESCHMEYER, W.N. 1965. Three new scorpionfishes of the genera *Pontinus*, *Phenacoscorpius* and *Idiastion* from the western Atlantic Ocean. *Bulletin of Marine Science* 15(3):521-534.
- ESCHMEYER, W.N. 1969. A systematic review of the scorpionfishes of the Atlantic Ocean (Pisces: Scorpaenidae). *Occasional Papers California Academy of Sciences* 79:1-143.
- FLORES-COTO, C., M.L. ESPINOSA-FUENTES, F. ZAVALA-GARCÍA & L. SANVICENTE-ÁÑORVE. 2009. Ictioplancton del sur del Golfo de México: un compendio. *Hidrobiológica* 19 (1):49-76.
- FRICKE, R. 1983. A method of counting caudal fin rays of actinopterygian fishes. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 1(4):729-733.
- FRICKE, R., W.N. ESCHMEYER & R. VAN DER LAAN. 2021. Eschmeyer's Catalog of fishes: genera, species, references. Available online at: <https://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (downloaded September 07, 2021).
- GBIF (THE GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY). 2021. Disponible en línea en <https://www.gbif.org> (consultado el 12 septiembre 2021)
- HUBBS, C.L. & K.F. LAGLER. 1958. *Fishes of the Great Lakes Region*. The University of Michigan Press, Ann, Arbor. 213 p.
- KELLS, V.A. & K.E. CARPENTER. 2011. *A field guide to Coastal fishes: from Maine to Texas*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 477 p.
- KLAUTAU, A.G.C. DE M., I.H.A. CINTRA, M.M. ROTUNDO, A. CARVALHO-FILHO, R.A. CAIRES & A.P. MARCENIUK. 2020. The deep sea teleost fish fauna of the Brazilian north coast. *Neotropical Ichthyology* 18(3):1-9.
- MCEACHRAN, J.D. & J.D. FECHHELM. 2005. *Fishes of the Gulf of Mexico*. Volume 2: *Scorpaeniformes to Tetraodontiformes*. University of Texas Press, Austin. 1004 p.
- POSS, S.G. & W.N. ESCHMEYER. 2002. Scorpaenidae, Scorpionfishes (also rosefishes, rockfishes, stingfishes). In: Carpenter, K.E. (ed.). *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 2: bony fishes, part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)*. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologist and Herpetologists Special Publication. Roma, Italy, pp. 1232-1265.
- RAMÍREZ, J.M., A.R. VÁZQUEZ-BADER & A. GRACIA. 2019. Ichthyofaunal list of the continental slope of the southern Gulf of Mexico. *ZooKeys* 846:117-132.
- SCHALDACH, W.J. JR, L. HUIDOBRO-CAMPOS & H. ESPINOSA-PÉREZ. 1997. Peces marinos. In: González-Soriano, E., R. Dirzo & R.C. Vogt (eds.). *Historia natural de los Tuxtlas*. Instituto de Biología, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México. México, pp. 571-588.

Hidrobiológica

Índice del volumen 31, 2021

Número 1

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

Número 2

- 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
- 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 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

Número 3

Vargas-Orozco, A. G., C. Ramírez-Ayala, H. M. Ortega-Escobar, E. I. Sánchez-Bernal y E. Ramírez-Vázquez

Variabilidad iónica en la red hidrográfica de Oaxaca, México:
Alternativa gráfica y estadística multivariada 201-208

Benítez-Fernández, N. C., V. Valadez-Rocha, I. A. Pérez-Legaspi, E. Morales-Castro y C. Fuentes-Meza

Variación estacional en la distribución y diversidad de rotíferos del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México 209-219

Sanchez-Olivares, M. A., J. C. Gaytán-Oyarzun, M. E. Pérez-Cruz and F. Prieto-García

Efecto embriotóxico, teratogénico y genotóxico en el pez cebra (*Danio rerio*) por exposición a arsénico 221-230

Morales-Azpeitia, R., A. Balmori-Ramírez, A. A. Seefoo-Ramos y J. M. García-Caudillo

Evaluation and estimation of reference points for the blue crab, *Callinectes sapidus* (Decapoda: Portunidae) of the Gulf of Mexico 231-243

Pedroche, F. F.

Confirmación de la ausencia del alga marina asiática *Codium fragile* subsp. *fragile* (Codiaceae, Chlorophyta) en el Pacífico de México, mediante datos moleculares. 245-252

Góngora-Gómez, A. M., M. López-Meyer, L.C. Villanueva-Fonseca, M. F. Navarro-Chávez, M. J. Acosta-Campos, J. A. Hernández-Sepúlveda y M. García-Ulloa

Detección de *Perkinsus marinus* en una población silvestre del mejillón "choro" *Modiolus capax* del suroeste del Golfo de California 253-261

NOTA CIENTÍFICA

Del Moral-Flores, L. F., V. R. Escartin-Alpizar, E. A. Reyes-Morales y M. del C. Flores-Miranda

Registro más austral y tamaño récord del Lapón aleta alta, *Pontinus rathbuni* (Actinopterygii: Scorpaenidae), en el Golfo de México 263-267

Índice de volumen 31 269-270

Índice de autores 271-272

Hidrobiológica

Índice de autores

Acosta-Campos M. J.	253	Flores-Miranda M. del C.	263
Ahuja-Jiménez Y.	53	Fuentes-Meza C.	209
Álvarez-González C. A.	171	Galaviz-Silva L.	111
Andrade-Servín A. G.	43	García-Caudillo J. M.	231
Anzueto-Calvo M.	107	García-Chávez J. N.	93
Areces A. J.	31	García-Ulloa M.	253
Argueta-Hernández C.	137	García-Valdéz C. G.	53
Arvizu-Higuera D. L.	125	Gaytán-Oyarzun J. C.	221
Balmori-Ramírez A.	231	Gómez-Gil B.	111
Benítez-Fernández N. C.	209	Góngora-Gómez A. M.	253
Cabrera R.	31	González-Rivera R. M.	77
Calderón-Rivera D. S.	17	Gutiérrez-Ladrón de Guevara M. de J.	69
Cantoral-Uriza E. A.	1	Hernández-Carmona G.	125
Carnero-Bravo V.	53	Hernández-Hernández L. H.	163
Cardenas-Reygadas R.	163	Hernández-Gómez R.	137
Castañeda-Roldan E. I.	171	Hernández-Rubio M. C.	69
Castro-Guillén J. L.	93	Hernández-Sepúlveda J. A.	253
Cruz-Aviña J. R.	31 y 171	Ibáñez A. L.	153
Del Moral-Flores L. F.	263	Ibarra-Gamez J. C.	111
Díaz-Larrea J.	31	Israde-Alcántara I.	43
Domínguez-Cisneros S. E.	107	Jaramillo-Londoño Á. M.	17
Domínguez-Cortázar M. Á.	1	López-Meyer M.	253
Escartin-Alpizar V. R.	263	López-Valdez M. L.	153
Espinosa-Aguirre J. J.	77	Loyola-Colín G. J.	179
Espinosa-Pérez H. S.	153	Macedo-Garzón B.	163
Espinoza-Tenorio A.	137	Mendoza-Carranza M.	137
Esqueda-Lara K.	53	Molina-Garza Z. J.	111
Figuroa-Lucero G.	69		

Montoya-Márquez J. A.	125	Robles-Valdez A.	111
Morales-Azpeitia R.	231	Rodiles-Hernández R.	137
Morales-Castro E.	209	Rodríguez-Gutiérrez E.	1
Muñoz-Ochoa M.	125	Rodríguez-Montesinos Y. E.	125
Navarro-Chávez M. F.	253	Rosas-Alquicira E. F.	125
Nieves-Rodríguez K. N.	171	Sánchez A. J.	53
Nuñez-García L.	31	Sánchez-Bernal E. I.	201
Olivares-Rubio H. F.	77	Sánchez-Díaz R.	111
Orozco-Uribe L. C.	1	Sanchez-Olivares M. A.	221
Ortega-Escobar H. M.	201	Seefoo-Ramos A. A.	231
Ortega-Guerrero M. A.	1	Segura-Campos J. M.	163
Peña-Marin E. S.	171	Sierra-Parada R. J.	17
Pérez-Rojas A.	179	Sobrino-Figueroa A. S.	179
Pérez-Legaspi I. A.	209	Soler-Romero F. Y.	17
Pérez-Cruz M. E.	221	Torres-Orozco B R.	179
Prieto-García F.	221	Trejo-Méndez, M. de J.	125
Pedroche F. F.	245	Trujano-Rodríguez A. A.	163
Radulovich R.	31	Valadez-Rocha V.	209
Ramírez-Ayala C.	201	Valdés-Santiago L.	93
Ramírez-Vázquez E.	201	Vargas-Orozco A. G.	201
Reyes-Morales E. A.	263	Varona-Cordero F.	53
Rincón-Bello M. T.	17	Velázquez-Velázquez E.	107
Rincones-Reyes K. M.	53	Villanueva-Fonseca L. C.	253

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 31

Número 3

2021

-
- Vargas-Orozco, A. G., C. Ramírez-Ayala, H. M. Ortega-Escobar, E. I. Sánchez-Bernal y E. Ramírez-Vázquez**
Variabilidad iónica en la red hidrográfica de Oaxaca, México: Alternativa gráfica y estadística multivariada 201-208
-
- Benítez-Fernández, N. C., V. Valadez-Rocha, I. A. Pérez-Legaspi, E. Morales-Castro y C. Fuentes-Meza**
Variación estacional en la distribución y diversidad de rotíferos del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México 209-219
-
- Sanchez-Olivares, M. A., J. C. Gaytán-Oyarzun, M. E. Pérez-Cruz y F. Prieto-García**
Efecto embriotóxico, teratogénico y genotóxico en el pez cebra (*Danio rerio*) por exposición a arsénico 221-230
-
- Morales-Azpeitia, R., A. Balmori-Ramírez, A. A. Seefoo-Ramos and J. M. García-Caudillo**
Evaluation and estimation of reference points for the blue crab, *Callinectes sapidus* (Decapoda: Portunidae) of the Gulf of Mexico 231-243
-
- Pedroche, F. F.**
Confirmación de la ausencia del alga marina asiática *Codium fragile* subsp. *fragile* (Codiaceae, Chlorophyta) en el Pacífico de México, mediante datos moleculares. 245-252
-
- Góngora-Gómez, A. M., M. López-Meyer, L.C. Villanueva-Fonseca, M. F. Navarro-Chávez, M. J. Acosta-Campos, J. A. Hernández-Sepúlveda y M. García-Ulloa**
Detección de *Perkinsus marinus* en una población silvestre del mejillón “choro” *Modiolus capax* del suroeste del Golfo de California 253-261
-
- NOTA CIENTÍFICA**
-
- Del Moral-Flores, L. F., V. R. Escartin-Alpizar, E. A. Reyes-Morales y M. del C. Flores-Miranda**
Registro más austral y tamaño récord del Lapón aleta alta, *Pontinus rathbuni* (Actinopterygii: Scorpaenidae), en el Golfo de México 263-267
-
- Índice de volumen 31** 269-270
-
- Índice de autores** 271-272
-