

# HIDROBIOLÓGICA

# 28

VOLUMEN

Número 1, 2018



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





# HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 28

Número 1

2018

---

**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 Índice 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. 28 Año 2018, Número 3, enero-abril de 2018, es una publicación cuatrimestral editada por la Universidad Autónoma Metropolitana a través de la Unidad Iztapalapa, División Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología. Prolongación Canal de Miramontes 3855, Col. Ex-Hacienda San Juan de Dios, Tlalpan, C. P. 14387, Ciudad de México, México, y Av. San Rafael Atlixco No. 186, Colonia Vicentina, Iztapalapa, C. P. 09340, Ciudad de México, México, Tel. 5804-4600 ext. 3053. Página electrónica de la revista: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/login> y dirección electrónica [rehb@xanum.uam.mx](mailto:rehb@xanum.uam.mx). Editor Responsable: Ma. Esther Angélica Meave del Castillo. Certificado de Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2001-051112590500-102.

ISSN: 0188-8897. Ambos otorgados por el Instituto Nacional de derechos de Autor. Certificado de Licitud de Título número 6574 y Certificado de Licitud de Contenido número 5100, ambos otorgados por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. Impresa por DocuMaster, Av. Coyoacán 1450, Col. Del Valle, Benito Juárez, C.P. 03220. Este número se terminó de imprimir en Ciudad de México, México el 1 de abril de 2018, con un tiraje de 300 ejemplares.

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. Ma. Esther Angélica Meave del Castillo**

Área de Ficología Comparada, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).  
CDMX, México.

## EDITORES ASOCIADOS Y ÁRBITROS DEL NÚMERO ESPECIAL

### ÁREA SISTEMÁTICA, MORFOLOGÍA Y FILOGENIA

**Dra. Jhoana Díaz Larrea**  
Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dr. Mario Adolfo Espejo Serna**  
Área de Botánica Estructural y Sistemática Vegetal  
Dpto. de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dr. Ramón Andrés López Pérez**  
Área de Ecosistemas Acuáticos, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dr. José Antolín Aké Castillo**  
Laboratorio de Ecología Experimental, Área de Oceanografía  
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías  
Universidad Veracruzana  
Xalapa, Veracruz, México.

**Dr. Unai Markaida**  
Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad,  
El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad Campeche  
Campeche, Campeche, México.

**M. en C. Eduardo Soto Galera**  
Colección Nacional de Peces Dulceacuícolas Mexicanos  
Lab. Bioconservación y Manejo  
Depto. Zoología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas  
Instituto Politécnico Nacional (IPN).  
CDMX, México.

### ÁREA MANEJO DE RECURSOS ACUÁTICOS

**Dra. Irene de los Ángeles Barriga Sosa**  
Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dra. Ana Laura Ibáñez Aguirre**  
Área de Producción Acuática, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dra. Alda Rocío Ortiz Muñiz**  
Área de Biología Celular, Dpto. de Ciencias de la Salud,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dr. Francisco F. Pedroche**  
Área Biología de la Conservación, Dpto. Ciencias Ambientales,  
División Ciencias Biológicas y de la Salud  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML)  
Lerma de Villada, Edo. de México, México.

**Dr. Carlos Alfonso Álvarez González**  
Dpto. de Biología y Manejo de Organismos Acuáticos,  
División Académica de Ciencias Biológicas.  
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)  
Tabasco, México.

**Dra. Araceli Amaya Chávez**  
Área de Química Biológica, Facultad de Química  
Universidad Autónoma del Estado de México  
Toluca, Edo. de México, México.

**Dr. Fernando Vega Villasante**  
Dpto. de Ciencias Biológicas, Centro Universitario De La Costa Sur,  
Universidad de Guadalajara  
Guadalajara, Jalisco, México.

### ÁREA AMBIENTAL

**Dra. Guadalupe Barrera Escorcía**  
Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dra. Flor de Ma. Cuervo López**  
Área de Microbiología, Dpto. de Biotecnología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dr. Antonio Márquez García**  
Lab. de Geología y Limnología, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dra. María Teresa Núñez Cardona**  
Área Estructura y Funcionamiento de los Recursos Naturales Renovables,  
Dpto. de el Hombre y su Ambiente,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco (UAMX)  
CDMX, México.

**Dra. Patricia Ramírez Romero**  
Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dr. Justo Salvador Hernández Avilés**  
Laboratorio de Limnología  
Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza  
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)  
CDMX, México.

### ÁREA ECOLOGÍA

**Dr. Derik Castillo Guajardo**  
Área Biología de la Conservación, Dpto. de Ciencias Ambientales,  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML)  
Lerma de Villada, Edo. de México, México.

**Dra. Margarita Elizabeth Gallegos Martínez**  
Área de Ecosistemas Costeros, Dpto. de Hidrobiología,  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,  
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)  
CDMX, México.

**Dra. María del Carmen Hernández Álvarez**  
Dpto. de Biología Comparada, Facultad de Ciencias,  
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)  
CDMX, México.

**Dra. Ana Laura Lara Domínguez**  
Área de Ecosistemas Costeros,  
Dpto. Red de Ecología Funcional  
Instituto de Ecología A.C. de México (INECOL)  
Xalapa, Veracruz, México.

## CONSEJO EDITORIAL

**Dr. Saúl Álvarez Borrego**  
Centro de Investigación Científica y de Educación  
Superior de Ensenada (CICESE)  
Ensenada, México.

**Dr. Luis S. Álvarez-Lajonchère**  
Grupo Picimar,  
La Habana, Cuba.

**Dra. Guadalupe Judith De la Lanza Espino**  
Instituto de Biología, UNAM  
CDMX, México.

**Dr. Alfonso Vázquez Botello**  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM  
CDMX, México.

**Dr. Gerald J. Bakus**  
Allan Hancock Foundation  
University of Southern California  
California, USA.

**Dr. Luis Fernando Bückle Ramírez**  
Centro de Investigación Científica y de Educación  
Superior de Ensenada (CICESE)  
Ensenada, México.

**Dr. Carlos Cáceres Martínez**  
Universidad Autónoma de Baja California Sur  
La Paz, México.

**Dr. Roberto Civera Cerecedo**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste  
La Paz, México.

**Dra. Laura Dávalos Lind**  
Baylor University, Texas  
Texas, USA.

**Dr. Enrique Reyes**  
East Carolina University  
North Carolina, USA.

**Dr. Fernando Díaz Herrera**  
Centro de Investigación Científica y de Educación  
Superior de Ensenada (CICESE)  
Ensenada, México.

**Dra. Martha E. Ferrario**  
Facultad de Ciencias Naturales y Museo La Plata  
La Plata, Argentina.

**Dr. Francisco J. García de León**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste  
La Paz, México.

**Dr. Efraín Abraham Gutiérrez Galindo**  
Instituto de Investigaciones Oceanológicas  
Universidad Autónoma de Baja California  
Ensenada, México.

**Dr. Jordi Leonart Aliberas**  
Institut de Ciències del Mar  
Barcelona, España.

**Dr. Fabio Massa**  
Experto FAO  
Roma, Italia.

**Dr. Alejandro Toledo Ocampo**  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología  
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)  
CDMX, México.

**Dr. José Vinicio Macías Zamora**  
Instituto de Investigaciones Oceanológicas  
Universidad Autónoma de Baja California  
Ensenada, México.

**Dra. Marisa Mazari Hiriart**  
Instituto de Ecología  
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)  
CDMX, México.

**Dr. Juan José Morrone Lupi**  
Facultad de Ciencias  
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)  
CDMX, México.

**Dr. Federico Páez Osuna**  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología  
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)  
Mazatlán, México.

**Dra. Gabriela Parra Olea**  
Instituto de Biología  
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)  
CDMX, México.

**Dra. Dolores Planas**  
Département des Sciences Biologiques  
Université du Québec à Montréal  
Québec, Canadá.

**Dr. Víctor H. Rivera Monroy**  
Department of Oceanography and Coastal Sciences  
Louisiana State University  
Louisiana, USA.

**Dr. Gilbert T. Rowe**  
Texas A&M University  
Texas, USA.

**Dr. Michael J. Smith**  
Simon Fraser University  
Vancouver, Canadá.

**Dra. Mutue Toyota Fujii**  
Instituto de Botânica São Paulo  
São Paulo, Brasil.

**Dr. Martin F. Wojciechowski**  
Arizona State University  
Arizona, USA.

**Dr. Giuseppe C. Zuccarello**  
Victoria University of Wellington  
Wellington, Nueva Zelanda.

# HIDROBIOLÓGICA

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

ÍNDICE AL VOLUMEN 28 NÚMERO 1 • 2018

---

**Blanqueto-Manzanero M. D. y M. E. Vega-Cendejas**

Variación ontogénica de los hábitos alimentarios de *Trichopsetta ventralis* (Pleuronectiformes: Bothidae) en el sur del golfo de México ..... 1-10

**Hernández-Vergara M. P., S. B. Cruz-Ordóñez, C. I. Pérez-Rostro y I. A. Pérez-Legaspi**

Policultivo del acocil (*Procambarus acanthophorus*) y tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) como estrategia de uso sustentable del agua ..... 11-15

**Mendoza Cariño M., A. L. Bautista Olivas, A. Quevedo Nolasco y D. Mendoza Cariño**

Análisis hidrológico de largo plazo en la cuenca del río Metztlitlán Hidalgo, México, y su relación con el cambio climático ..... 17-30

**Gutiérrez Rubio Y., R. Pérez-González, E. Campos y J. F. Arzola González**

Estructura de tallas y relaciones biométricas del cangrejo roca *Grapsus grapsus* en las islas Lobos, Venados y Pájaros, Sinaloa, México..... 31-36

**Kobelkowsky A. y G. Figueroa Lucero**

Anatomía del sistema digestivo del pescado blanco *Chirostoma humboldtianum* (Teleostei: Atherinopsidae) ..... 37-59

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

Composición y estructura de la comunidad de moluscos de fondos blandos de la isla Santa Cruz, golfo de California, México ..... 51-59

**Altinoluk-Mimiroglu P. y B. Camur-Elipek**

Análisis comparativo de la distribución química y bacteriana de lagunas costeras y lagos de agua dulce en la Tracia Turca..... 61-69

**Cabrera-Ramírez M. A., A. Carranza-Edwards y E. Quintero de Leonardo**

Influencia del aporte sedimentario del río Cozoaltepec en la anidación de tortugas en la playa La Escobilla, Oaxaca, en el Pacífico mexicano ..... 71-81

**Galván-Villa C. M., E. Rubio-Barbosa y A. Martínez-Melo**

Riqueza y distribución de equinoideos irregulares (Echinoidea: Cassiduloida, Clypeasteroida, Holasteroida y Spatangoida) del Pacífico central mexicano ..... 83-91

**Carranza-Edwards A.**

Correlación litológica del subsuelo del lago de Texcoco ..... 93-101

**Ortega-Salas A. A., J. Nuñez, S. Rendón y A. Nuñez†**

Fecundidad de *Metamysidopsis elongata* (Crustacea: Mysidae) de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México .....103-108

**Viveros-Legorreta J. L., S. S. S. Sarma, L. A. Guerrero-Zúñiga y A. Rodríguez-Dorantes**

Bioensayo del efecto de fenoles producidos por *Myriophyllum aquaticum* en cultivo sobre *Lactuca sativa* .....109-119

**Vásquez-González A., J. L. Arredondo-Figueroa, G. D. Mendoza-Martínez, M. T. Viana-Castrillón y F. X. Plata-Pérez**

Efecto del nivel de proteína en el crecimiento de *Goodea atripinnis* (Pisces: Goodeidae).....121-127

**Hernández-Herrera R. M., F. Santacruz-Ruvalcaba, D. R. Briceño-Domínguez, D. A. Di Filippo-Herrera y G. Hernández-Carmona**

Las algas como potenciales estimulantes del crecimiento vegetal para la agricultura en México.....129-140

**NOTAS CIENTÍFICAS**

**Martínez Y. J. y D. A. Siqueiros-Beltrones**

Nuevos registros florísticos de diatomeas bentónicas (Bacillariophyceae) del golfo de California .....141-145

**Alejo-Plata M. C. y B. Urbano-Alonso**

El hallazgo del calamar diamante *Thysanoteuthis rhombus* en el Golfo de Tehuantepec, Pacífico tropical noreste .....147-150

**Bisbal-Pardo C. I., M. Á. Del Río-Portilla, A. Castillo-Páez y A. Rocha-Olivares**

Aislamiento y caracterización de nuevos marcadores microsatélites para la almeja generosa (*Panopea generosa*) por medio de secuenciación de nueva generación .....151-155

# HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 28, NUMBER 1 • 2018

---

**Blanqueto-Manzanero M. D. and M. E. Vega-Cendejas**

Ontogenetic variation of food habitats of *Trichopsetta ventralis* (Pleuronectiformes: Bothidae) in the southern Gulf of Mexico..... 1-10

**Hernández-Vergara M. P., S. B. Cruz-Ordóñez, C. I. Pérez-Rostro and I. A. Pérez-Legaspi**

Polyculture of crayfish (*Procambarus acanthophorus*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) as a strategy for sustainable water use..... 11-15

**Mendoza Cariño M., A. L. Bautista Olivas, A. Quevedo Nolasco and D. Mendoza Cariño**

Long-term hydrological analysis in the Metztlán River watershed, Hidalgo, Mexico, and its relationship with climate change..... 17-30

**Gutiérrez Rubio Y., R. Pérez-González, E. Campos and J. F. Arzola González**

Size of structure and biometric relationships of the *Grapsus grapsus* rock crab on the Lobos, Venados, and Pájaros Islands, Sinaloa, Mexico..... 31-36

**Kobelkowsky A. and G. Figueroa Lucero**

Anatomy of the digestive system of Shortfin Silverside *Chirostoma humboldtianum* (Teleostei: Atherinopsidae) ..37-50

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

Composition and community structure of soft bottom mollusks on Santa Cruz Island, Gulf of California, Mexico..... 51-59

**Altinoluk-Mimiroglu P. and B. Camur-Elipek**

Comparative analysis of chemical and bacterial distribution of coastal lagoons and freshwater lakes in Turkish Thrace ..... 61-69

**Cabrera-Ramírez M. A., A. Carranza-Edwards and E. Quintero de Leonardo**

Influence of the Cozoaltepec River sediment on turtle nesting at La Escobilla beach in Oaxaca, on the Mexican Pacific coast ..... 71-81

**Galván-Villa C. M., E. Rubio-Barbosa and A. Martínez-Melo**

Richness and distribution of irregular echinoids (Echinoidea: Cassiduloidea, Clypeasteroidea, Holasteroidea, and Spatangoida) from the central Mexican Pacific ..... 83-91

**Carranza-Edwards A.**

Lithological correlation of Texcoco lake subsoil .....93-101

**Ortega-Salas A. A., J. Nuñez, S. Rendón and A. Nuñez†**

Fecundity of *Metamysidopsis elongata* (Crustacea: Mysidae) from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico .....103-108

**Viveros-Legorreta J. L., S. S. S. Sarma, L. A. Guerrero-Zúñiga and A. Rodríguez-Dorantes**

Bioassay of the effect of phenols produced by *Myriophyllum aquaticum* culture on *Lactuca sativa*.....109-119

**Vásquez-González A., J. L. Arredondo-Figueroa, G. D. Mendoza-Martínez, M. T. Viana-Castrillón and F. X. Plata-Pérez**

Effect of protein level on growth of *Goodea atripinnis* (Pisces: Goodeidae) .....121-127

**Hernández-Herrera R. M., F. Santacruz-Ruvalcaba, D. R. Briceño-Domínguez, D. A. Di Filippo-Herrera and G. Hernández-Carmona**

Seaweed as potential plant growth stimulants for agriculture in Mexico.....129-140

**SCIENTIFIC NOTES**

**Martínez Y. J. and D. A. Siqueiros-Beltrones**

New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California .....141-145

**Alejo-Plata M. C. and B. Urbano-Alonso**

The finding of diamond squid *Thysanoteuthis rhombus* in the Gulf of Tehuantepec, Northeastern Tropical Pacific .....147-150

**Bisbal-Pardo C. I., M. Á. Del Río-Portilla, A. Castillo-Páez and A. Rocha-Olivares**

Isolation and characterization of new microsatellite markers for the Pacific geoduck (*Panopea generosa*) using next generation sequencing .....151-155

## Variación ontogénica de los hábitos alimentarios de *Trichopsetta ventralis* (Pleuronectiformes: Bothidae) en el sur del golfo de México

### Ontogenetic variation of food habitats of *Trichopsetta ventralis* (Pleuronectiformes: Bothidae) in the southern Gulf of Mexico

María D. Blanqueto-Manzanero y María Eugenia Vega-Cendejas

Laboratorio de Taxonomía y Ecología de Peces. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. A. P. 73 "Cordemex". Mérida, 97310, Yucatán, México  
e-mail: \_maruvega@cinvestav.mx

**Recibido:** 07 de septiembre de 2014. **Aceptado:** 08 de enero de 2018.

Blanqueto-Manzanero M. D. y M. E. Vega-Cendejas. 2018. Variación ontogénica de los hábitos alimentarios de *Trichopsetta ventralis* (Pleuronectiformes: Bothidae) en el sur del golfo de México. *Hidrobiológica* 28 (1): 1-10.

#### RESUMEN

**Antecedentes.** El estudio de la alimentación provee información biológica de la especie y de su función ecosistémica. Las especies de la familia Bothidae se caracterizan por sus hábitos demersales y forman parte de la fauna de acompañamiento de camarón. Sin embargo, se tiene poco conocimiento de su ecología trófica. **Objetivos.** El presente estudio cuantifica y describe la dieta incluyendo la variación ontogénica de *Trichopsetta ventralis* (Pleuronectiformes: Bothidae), colectada (20 localidades) con una red de arrastre en el sur del golfo de México, entre 41 y 355 m de profundidad. **Métodos.** Las preferencias alimenticias se analizaron mediante el índice de importancia relativa (IIR), que incorpora información porcentual del área (volumétrico), gravimétrico (peso) y frecuencia de ocurrencia para cada tipo de presa. El número de intervalos de talla requeridos para evaluar la variación trófica ontogénica, se obtuvo considerando la talla máxima menos la mínima, número de intervalos y total de muestras. **Resultados.** Se realizó el análisis trófico de 167 especímenes de entre 5.5 a 14.8 cm de longitud estándar. Se identificaron 46 artículos alimentarios agrupados en seis categorías tróficas. Dentro de éstas, los peces constituyeron el principal componente alimentario (IIR: 76.4%); preferencia que se mantuvo constante a través de la ontogenia, pero en diferentes proporciones entre las siete clases de tallas registradas, y con un consumo de decápodos en tallas mayores. El índice estandarizado de Levin muestra que *T. ventralis* presenta tendencia a la especialización (0.07). **Conclusiones.** Los resultados obtenidos proporcionan información acerca de la función de este lenguado en la red alimentaria del sur de golfo de México y contribuyen al conocimiento de la dinámica trófica de esta especie.

**Palabras clave:** amplitud de nicho, ecología trófica, índice de importancia relativa, lenguado de punto

#### ABSTRACT

**Background.** This study of feeding provides biological information on the species and its ecosystem function. Species of the family Bothidae are characterized by their demersal habits and are part of the accompanying fauna of shrimp. **Goals.** This study quantified and described the diet and trophic ontogenetic variation of *Trichopsetta ventralis* (Pleuronectiformes: Bothidae) collected at 20 locations with a shrimp trawl in the southern portion of the Gulf of Mexico at depths between 41 and 355 m. **Methods.** Prey were analyzed using area (volumetric), gravimetric (weight), occurrence frequency, and Relative Importance Index (RII) methods. The number of size intervals required to evaluate ontogenic trophic variation was obtained by considering the maximum size minus the minimum, number of intervals, and total samples. **Results.** Trophic analysis was realized in 167 specimens between 5.5 to 14.8 cm standard lengths. We identified 46 food items, grouped in six trophic categories. Within these categories, fish were the principal trophic component (RII: 76.4%), a preference that remained constant through the ontogeny, but in different proportions among the size classes recorded. The standardized Levin index showed that *T. ventralis* has a tendency toward specialization (0.07). **Conclusions.** The results obtained provide information about the function of this sole in the food web of the southern Gulf of Mexico and contribute to the knowledge of the trophic dynamics of this species.

**Keywords:** Niche breadth, relative importance index, sash flounder, trophic ecology

## INTRODUCCIÓN

Las especies que conforman la familia Bothidae (Pleuronectiformes) se caracterizan por su naturaleza béntica. Generalmente habitan zonas someras y fondos suaves sobre las plataformas continental e insular hasta los 200 m de profundidad, aunque algunas especies han sido reportadas a más de 500 m (McEachran & Fechhelm, 2005; Nelson, 2006). Forman parte de la pesquería multiespecífica costera (Latour *et al.*, 2008) como fauna de acompañamiento del camarón (López-Martínez *et al.*, 2010) y utilizan los ambientes lagunares costeros de manera periódica u ocasional en alguna etapa de su ciclo de vida (Castro-Aguirre *et al.*, 1999; Palacios-Sánchez *et al.*, 2015). De hecho, la mayor diversidad de especies de lenguados se registra en las áreas costeras someras de la plataforma continental (Gibson, 2005).

El estudio de las dietas de los peces es un aspecto básico para la generación de conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas en que habitan, el desempeño que cumplen en los mismos y la posición que éstos ocupan en la trama trófica, proporcionando una idea aproximada de su entorno (Prejs & Colomine, 1981; King, 2005; Glass & Watts, 2009; Llamazares-Vegh, 2014). Debido a la morfología de la familia en general, las especies de lenguados están estrechamente vinculadas al componente bentónico para su alimentación (Gibson & Robb, 1992), en función de sus requerimientos nutricionales (Wootton, 1990) y con variaciones a través del crecimiento, cambio de hábitat o de preferencias en presas por sus características morfológicas (Reid *et al.*, 2007; Sweeting *et al.*, 2012). Algunas de las especies son generalistas u oportunistas al alimentarse de las fuentes presa disponibles y con mayor abundancia (Carlson *et al.*, 1997; Esposito *et al.*, 2010), o bien, durante una etapa de su ciclo de vida (Carpentieri *et al.*, 2010).

Entre las especies de peces planos que se reportan con mayor frecuencia y abundancia en el sur del golfo de México (SGM), se encuentra la conocida como lenguado de punto, *Trichopsetta ventralis* (Goode & Bean, 1885) (Amezcuca-Linares & Yáñez-Arancibia, 1985; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1985a; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1985b; Yáñez-Arancibia & Sánchez-Gil, 1986). El enfoque principal de estos reportes está relacionado con su presencia en la fauna de acompañamiento en la pesquería de camarón; mientras que en etapa larval se reporta como bioindicador de los sistemas de circulación en aguas superficiales del SGM (Futch, 1977), con una distribución oceánica (Flores-Coto *et al.*, 1991).

La región del SGM es una cuenca de hidrocarburos prolífica, en la que la actividad petrolera surge como una alternativa económica en el país. Se sabe que las áreas de las plataformas funcionan como arrecifes artificiales, pues son utilizadas como centros de biodiversidad y conservación de especies amenazadas y sobreexplotadas en ambientes naturales; además, se ha argumentado que las plataformas incrementan las tasas de crecimiento y supervivencia de los peces, mediante el aumento de la disponibilidad de presas y refugio de los predadores (Cowan & Rose, 2016). Asimismo, funcionan como centros de dispersión y apoyan la producción bentónica incluso a grandes profundidades (Hooker & Pestana, 2012). Esta producción, aunada a la provisión de recursos, permite que se registren altas abundancias de peces cerca de las plataformas que de otra manera se encontrarían dispersos en zonas más amplias (Stanley & Wilson, 1996; Jørgensen *et al.*, 2002; Joye *et al.*, 2016).

No obstante, a pesar de la abundancia e importancia ecológica de *T. ventralis* en la región del SGM se desconocen aspectos de su biología

(alimentación) y ecología. Debido a lo anterior, el presente estudio tiene como objetivos principales determinar las preferencias alimentarias de la especie, evaluar si existe variación ontogénica de estas preferencias, así como establecer su amplitud trófica. Este tipo de investigación contribuye a comprender los mecanismos implicados en la repartición de los recursos y el uso de hábitat para esta especie en zonas costeras y marinas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron en el SGM al final de la temporada de secas (junio, 2011) en 20 localidades situadas tanto en la zona de plataformas petroleras como fuera de ellas, a bordo del buque oceanográfico Justo Sierra, a profundidades de entre 41 y 355 m (Figura 1). Para la colecta de los ejemplares se utilizó una red de arrastre camaronera (18.3 m, 4.6 cm abertura de malla), cada lance con una duración y velocidad promedio de 30 minutos y 2.7 nudos. A bordo de la embarcación, se registraron las mediciones *in situ* con los datos de campo necesarios (fecha, hora de colecta, geoposición, profundidad). De cada muestra obtenida, los peces colectados fueron separados de los demás componentes y se conservaron en formaldehído (10%) para realizar posteriormente en el laboratorio una identificación más precisa con claves específicas (Fischer, 1978; Hoese & Moore, 1998).

**Análisis del contenido estomacal.** En el laboratorio, a cada ejemplar se le determinó la longitud estándar (LE) y peso total (g). Después se extrajo el sistema digestivo, el cual fue debidamente etiquetado y preservado en alcohol (80%). Los estómagos se revisaron con un microscopio estereoscópico y óptico y su contenido logró identificarse hasta el taxón de menor rango posible; para ello, se usaron claves específicas (Morris, 1973; Gurney, 1975; Fischer, 1978; Rodríguez, 1980; Williams, 1984; Hoese & Moore, 1998; Young *et al.*, 2002).

Respecto al análisis de clasificación y abundancia de las presas, los contenidos alimenticios se examinaron con base en el índice de importancia relativa, desarrollado por Piankas (1966) y modificado por Yáñez-Arancibia (1975), Hyslop (1980) y Cortés (1997):

$$IRI = FO (\%A + \%P)$$

En esta fórmula se incorporaron los resultados de los métodos de área (%A), gravimétrico (%P) (que se refiere al peso relativo total de la presa con respecto al peso total del contenido estomacal) y la frecuencia de ocurrencia ( $FO = [(n/NE) \cdot (100)]$ ), que consiste en contabilizar las veces que aparece una presa determinada en el contenido estomacal (Hyslop, 1980; Silva *et al.*, 2014), donde  $n$  es el número de veces en la que se presenta la presa y NE, el número total de estómagos analizados. El método de %A se refiere al porcentaje estimado del área total ocupado por el contenido alimenticio, calculado con ayuda de una gradilla milimétrica (Canto-Maza y Vega-Cendejas 2007). Esta medición es de gran utilidad sobre todo cuando la dieta está constituida por presas pequeñas (ostrácodos, foraminíferos) y fragmentos que impiden su cuantificación numérica (Vega-Cendejas, 1990; Ramírez Herrejón *et al.*, 2013).

Las presas identificadas fueron clasificadas como: a) preferenciales, aquellas que son consumidas con una  $FO > 50\%$ ; b) secundarias, al presentar un  $10\% > FO < 50\%$ ; c) accidentales, presas cuyo consumo es escaso y ocasional con  $FO < 10\%$  (Yáñez-Arancibia, 1975).

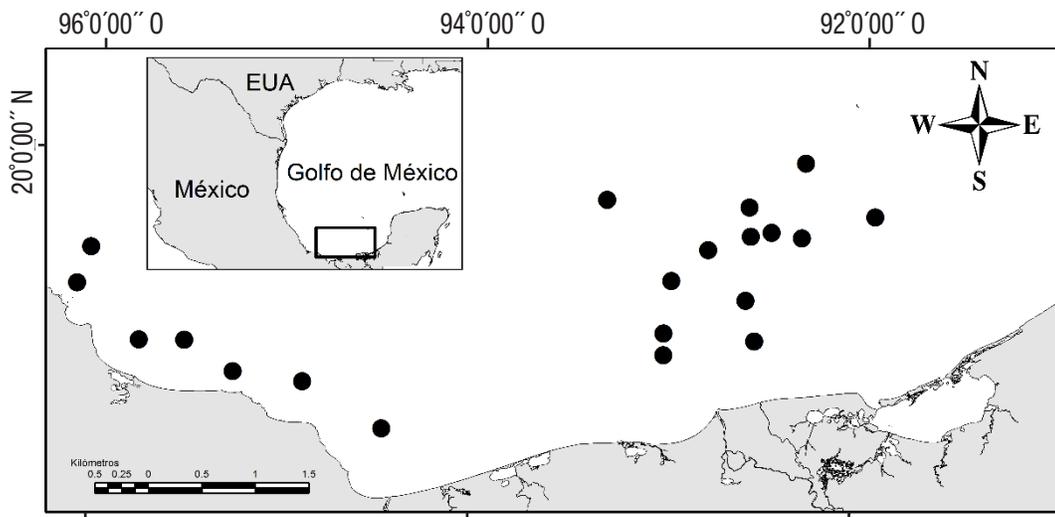


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo de los peces de la familia Bothidae en el sur del Golfo de México.

Para analizar la variación ontogénica en la dieta, los ejemplares se agruparon por clases de tallas, cuyo número e intervalo fueron calculados mediante la regla de Sturges (Scherrer, 1984):  $K = 1 + 3.32 (\log_{10} n)$ ; donde  $K$  = número de intervalos de clase,  $n$  = número total de muestras. La amplitud de los intervalos de talla se calculó con la siguiente fórmula:  $W = R/K$ , donde  $W$  es la amplitud de intervalo y  $R$  la talla máxima menos la mínima (Daniel, 1997). En seguida se determinaron los valores de la IIR de los diferentes componentes alimenticios entre rangos de talla, con el objetivo de precisar las presas representativas.

Para evaluar la significación estadística de las preferencias tróficas entre rangos de talla, se realizó un análisis de similaridad (ANOSIM) y un análisis SIMPER con el fin de especificar el porcentaje de similitudes por tipo de presa para cada clase de talla, por lo que se recurrió al programa estadístico Primer-E ver. 7 (Clarke y Gorley, 2015). Las diferencias de la dieta entre tallas se representaron gráficamente en diagramas de ordenación bidimensionales mediante escalamiento métrico multidimensional (MDS), utilizando como medida de similitud el índice de Bray Curtis, calculado con los datos del área relativa de los componentes alimenticios transformados a raíz cuadrada a fin de reducir la ponderación de los componentes dominantes (Clarke, 1993).

La amplitud trófica (de nicho) se determinó a partir del índice estandarizado de Levin ( $B_n$ ) (Krebs, 1999):  $B = 1/(\sum p^2)^{-1}$  y  $(B_n) = B - 1/(n - 1)^{-1}$ , donde  $B$  es el índice de amplitud nicho,  $p$  la proporción de cada grupo de presa en la dieta y  $n$  el número de grupos alimentarios posibles. El valor del rango calculado varía de 0 a 1, donde valores bajos indican que la alimentación se encuentra dominada por pocos grupos tróficos (especialista), mientras que valores altos sugieren una alimentación generalista u omnívora.

## RESULTADOS

Como resultado de la campaña oceanográfica se registraron 198 especies de peces, en donde *Trichopsetta ventralis* estuvo representada dentro de las dominantes (4.8% densidad total). Se revisó un total de 167 ejemplares con tallas comprendidas de entre 5.5 y 14.8 cm de

LE, de los cuales se descartaron los estómagos vacíos (10.0%), o sea, se tomaron en cuenta únicamente los que presentaron algún tipo de alimento. También se excluyeron los contenidos estomacales cuyo alimento se encontraba en estado avanzado de digestión (15%), por la dificultad para determinar de los componentes alimenticios (10%).

Se identificaron en total 46 artículos alimenticios y se agruparon en seis categorías (Tabla 1). El componente alimenticio de los microcrustáceos incluyó a los Amphipoda, Euphausiacea y Miscidacea. El grupo otros, estuvo conformado por materia vegetal, moluscos, poliquetos, foraminíferos y estomatópodos. Hubo una alta preferencia alimentaria por el grupo peces (67.3% FO). Como componentes alimenticios secundarios, se registraron peces no identificados (39.5%), *Brachyura* (46.0%), *Saurida* sp. (21.1%), *Crustacea* no ident. (25.0%) y *Euphausiacea* (11.2%), mientras que los tipos de alimentos restantes fueron clasificados como accidental (Tabla 1).

De acuerdo con el área y peso, el grupo trófico que presentó los mayores valores fue el de los peces (48.6% y 72.6%, respectivamente). El artículo más representativo respecto al área fue el de peces no identificados (25.2%). Con respecto al peso, el género *Saurida* sp. presentó el mayor valor (35.9%), siguiéndole en importancia el componente peces no identificados (30.4%). Los ítems restantes presentaron valores en el porcentaje de peso y área menores al 5% y 12% respectivamente (Tabla 1).

El grupo que obtuvo el mayor porcentaje en el IIR fueron los peces con el 76.4% (Fig. 2); por otro lado, dentro del grupo de peces, se lograron identificar presas de las familias *Percophidae* (*Bembrops* sp.), *Gobiidae* (*Bollmannia* sp.), *Paralichthyidae*, *Sciaenidae* y *Synodontidae* (*Saurida* sp., *Synodus* sp.), siendo ésta última la más representativa por su frecuencia y abundancia.

**Variación ontogénica y amplitud de nicho.** En el análisis ontogénico se manejaron siete intervalos de talla; la clase modal estuvo representada por los ejemplares de las tallas 11.1 a 12.4 cm LE (Tabla 2). Los componentes alimenticios peces estuvieron presentes en todas las clases, con una contribución cercana al 100% en las clases A y C (Ta-

bla 3). Por su parte, los componentes *Crustacea* y *Decapoda*, fueron consumidos por los rangos de tallas de las clases C a la G (8.3-15.2 cm LE) con una contribución del 24.6 al 37%. El componente *Detritus* se determinó en las tallas de la C a G (7.8-13.8 cm LE). El componente *otros* se registró únicamente en especímenes con tallas de entre 9.7 a 15.2 cm LE (Fig. 3).

No obstante, el gráfico MDS muestra una variación de la composición y frecuencia del alimento de las tallas A y B, con las de mayor talla (C-G) (Fig. 4), esta diferencia no es significativa ( $R = 0.02$ ,  $p < 0.029$ ). En cuanto a la amplitud de nicho, se observa que ejemplares con tallas menores de 11.0 cm LE son más especialistas en el consumo de peces (0.03) y en donde el género *Saurida* sp. es el principal componente (Tabla 2). A tallas mayores (E, F y G), *T. ventralis* incrementa la amplitud de

nicho al incorporar a los crustáceos en su alimentación. El índice de Levin estandarizado promedio ( $B_A = 0.07$ ) describe una alimentación con pocos grupos tróficos, y por tanto, con tendencia a la especialización.

## DISCUSIÓN

**Estructura trófica.** Este estudio es el primero que reporta los hábitos alimenticios de la especie *Trichopsetta ventralis* en el SGM. Los estudios anteriores para esta especie se enfocan principalmente en la distribución y abundancia, ya sea en estado larval o como componentes en la fauna de acompañamiento en la pesquería del camarón (FAC) (Futch, 1977; Sánchez-Gil & Yañez-Arancibia, 1985; Caballero & Tello-Sandoval, 1992; Flores-Coto *et al.*, 2009).

Tabla 1. Contribución porcentual por área (A), peso (P), frecuencia de ocurrencia (FO) e índice de importancia relativa (IIR) de cada componente alimenticio de la dieta de *Trichopsetta ventralis* (Goode & Bean, 1885) en el sur del golfo de México (n=150).

Componente	A	P	FO	IIR	Componente	A	P	FO	IIR
<b>Microcrustáceos</b>					<b>Peces</b>				
Mysidacea	0.54	0.14	1.32	0.02	<i>Bembrops</i> sp.	0.22	0.35	0.66	0.01
<b>Eucarida</b>	0.18	0.09	0.66	0.00	Gobiidae	0.41	1.25	0.66	0.03
Crustacea no identificado	11.86	4.43	25.00	9.49	<i>Bollmannia</i> sp.	0.26	0.39	0.66	0.01
Gammaridae	0.06	0.02	1.32	0.00	Paralichthyidae	0.1	0.17	0.66	0.00
<i>Cerapus</i> sp.	0.06	0.02	0.66	0.00	Sciaenidae	1.53	1.72	0.66	0.05
Euphausiacea	5.12	2.52	11.18	1.99	<i>Saurida</i> sp.	18.9	35.86	21.05	26.87
Subtotal	17.82	7.22	41.33	9.47	<i>Synodus</i> sp.	1.99	2.44	2.63	0.27
<b>Decapoda</b>					Peces no identificados	25.18	30.43	39.47	51.16
<i>Farfantepenaeus</i> sp.	0.42	0.35	1.97	0.04	Subtotal	48.59	72.61	67.33	76.41
<i>Sicyonia</i> sp.	0.44	0.76	0.66	0.02	<b>Bivalvia</b>	0.12	0.02	1.32	0.00
Sergestidae	0.08	0.03	0.66	0.00	<b>Gastropoda</b>	0.01	0.01	1.32	0.00
<i>Alpheus</i> sp.	0.70	0.38	0.66	0.02	<b>Polychaeta</b>	0.35	0.09	3.95	0.04
Decapoda no identificado	3.12	1.69	8.55	0.96	<b>Foraminifera</b>				
Subtotal	4.85	3.21	14.00	1.03	Globigerinidae	0.11	0.03	2.63	0.01
<b>Brachyura</b>					<i>Alveolina</i> sp.	0.03	0.01	0.66	0.00
<i>Raninoides</i> sp.	0.33	0.30	1.97	0.03	<i>Anomalina</i> sp.	0.06	0.01	2.63	0.00
<i>Calappa</i> sp.	0.71	0.37	2.63	0.07	Rotaliidae	0.24	0.05	6.58	0.04
<i>Persephona</i> sp.	1.03	0.61	1.32	0.05	Nonionidae	0.25	0.09	1.32	0.01
Inachidae	0.01	0.01	0.66	0.00	<b>Stomatopoda</b>				
<i>Libinia</i> sp.	0.11	0.11	1.32	0.01	<i>Squilla</i> sp.	0.70	0.53	0.66	0.02
<i>Palicus</i> sp.	0.55	0.54	0.66	0.02	<i>Squilla mantis</i>	0.92	2.21	0.66	0.05
<i>Parthenope</i> sp.	0.41	0.14	0.66	0.01	Subtotal	2.98	3.17	23.33	1.31
<b>Portunidae</b>	2.51	1.36	6.58	0.59	Otros				
<i>Callinectes</i> sp.	0.14	0.06	0.66	0.00	<b>Detritus</b>	10.06	4.51	10.007	1.33
<i>Portunus</i> sp.	3.00	1.85	3.29	0.37	<b>Materia vegetal</b>	0.19	0.12	1.32	0.01
<i>Speocarcinus</i> sp.	0.45	0.37	1.97	0.04					
<i>Frevillea</i> sp.	0.27	0.06	1.32	0.01					
Larva	0.09	0.00	1.32	0.00					
<i>Leiolambrus</i> sp.	0.43	0.22	2.63	0.04					
Brachyura no identificado	5.75	3.28	20.39	4.29					
Subtotal	15.70	9.28	46.00	10.44					

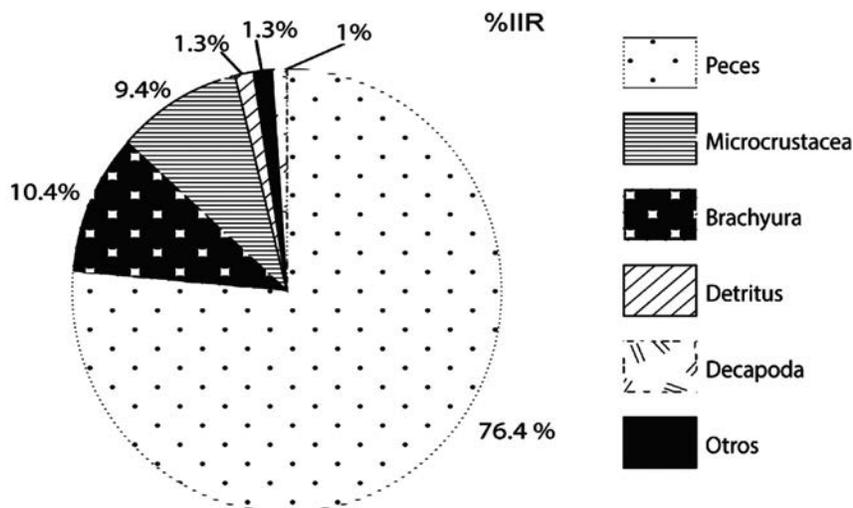


Figura 2. Valor del índice de importancia relativa (IIR) de los grupos tróficos de *Trichopsetta ventralis* (Goode & Bean, 1885) en el sur del golfo de México.

La elección entre los recursos disponibles de aquellos que maximizan la relación beneficio-costos, se conoce como la teoría del forrajeo óptimo (Hart, 1993). Los organismos de la familia Bothidae, al igual que otras especies del orden Pleuronectiformes, usualmente habitan enterrados en el sustrato, siempre al acecho de sus presas, por lo cual utilizan indicadores visuales para detectar el alimento, respondiendo primero a las presas en movimiento y de esta manera logran reducir el riesgo a ser depredados (Holmes & Gibson, 1983; Batty & Hoyt, 1995; Reichert, 2003). La mayoría de las presas consumidas por especies de Bothidae, son organismos activos de hábitos bentónicos y peces demersales, o bien, de los que habitan sobre el fondo del mar, principalmente isópodos y gamáridos (Abid *et al.*, 2013). En el Pacífico mexicano, Flores-Ortega *et al.* (2013) registraron un consumo significativo de crustáceos y peces para especies de esta familia de lenguados. Estos resultados coinciden con los obtenidos para *T. ventralis*, donde el componente peces constituye más del 67% de FO y el de mayor IIR (76.4%).

**Variación ontogénica.** La variación trófica a través del crecimiento es una característica común en las comunidades de peces, dicha variación en relación con la talla del predador se ha determinado en diversos estudios (Helfman, 1978; Livingston, 1984; Gerking, 1994). El análisis de los contenidos estomacales en relación con el tamaño de los peces, puso en evidencia dicha variación en la composición de la dieta de *T. ventralis* en el SGM. No obstante, en todas las clases de tallas se registra una mayor preferencia por el componente peces, los ejemplares de mayor tamaño presentaron una dieta con mayor amplitud trófica (0.23) en comparación con las tallas pequeñas (< 7.0 cm LE). Resultados similares se han encontrado en general para peces planos (Link *et al.*, 2002 y 2005).

**Amplitud de nicho.** La amplitud del nicho trófico es un término que indica un cierto grado de generalización o especialización en los hábitos alimenticios. *Trichopsetta ventralis* presentó valores que refieren a una alimentación con poca amplitud de nicho trófico, por lo cual esta especie tiende a la especialización en el consumo de peces. Esta selectividad alimenticia, pero en relación a los crustáceos benthicos, también ha sido registrada para *Bothus podas* (Abid *et al.*, 2013).

Estos resultados difieren de lo reportado para la mayoría de las especies de lenguados, donde se les considera oportunistas-generalistas (Beys *et al.*, 1999; Cabral *et al.*, 2002; Marques *et al.*, 2009; Esposito *et al.*, 2010), siendo capaces de aprovechar los recursos presentes sin discriminar en absoluto el alimento. Sin embargo, se tienen reportes de algunas especies que se especializan en cierto tipo de presas; este patrón en el comportamiento de la alimentación podría deberse a la capacidad de captura y su disponibilidad en el medio (Hourston *et al.*, 2004; Teixeira *et al.*, 2010; Flores-Ortega *et al.*, 2013). De acuerdo con los resultados obtenidos, la relativa especialización y la dieta selectiva de *T. ventralis* podría ser típica de un pez que utiliza la visión o mecanismos de quimio-recepción y mecano-recepción para alimentarse, lo anterior ha sido reportado en otras especies de lenguados (Norbis & Galli, 2004).

*T. ventralis* presenta una alimentación especializada en el consumo de peces, se observan variaciones ontogénicas en relación con la frecuencia de ocurrencia para los diferentes grupos de presas. Al

Tabla 2. Clases de talla con el número de ejemplares (n) analizados para cada intervalo de talla en longitud estándar (LE) e índice de Levin estandarizado de *Trichopsetta ventralis* (Goode & Bean, 1885) en el sur del golfo de México.

Clases	n	LE (cm)	$B_A$
A	5	5.5 - 6.8	0.032
B	3	6.9 - 8.2	0.038
C	18	8.3 - 9.6	0.034
D	40	9.7 - 11.0	0.035
E	45	11.1 - 12.4	0.067
F	25	12.5 - 13.8	0.123
G	6	13.9 - 15.2	0.152

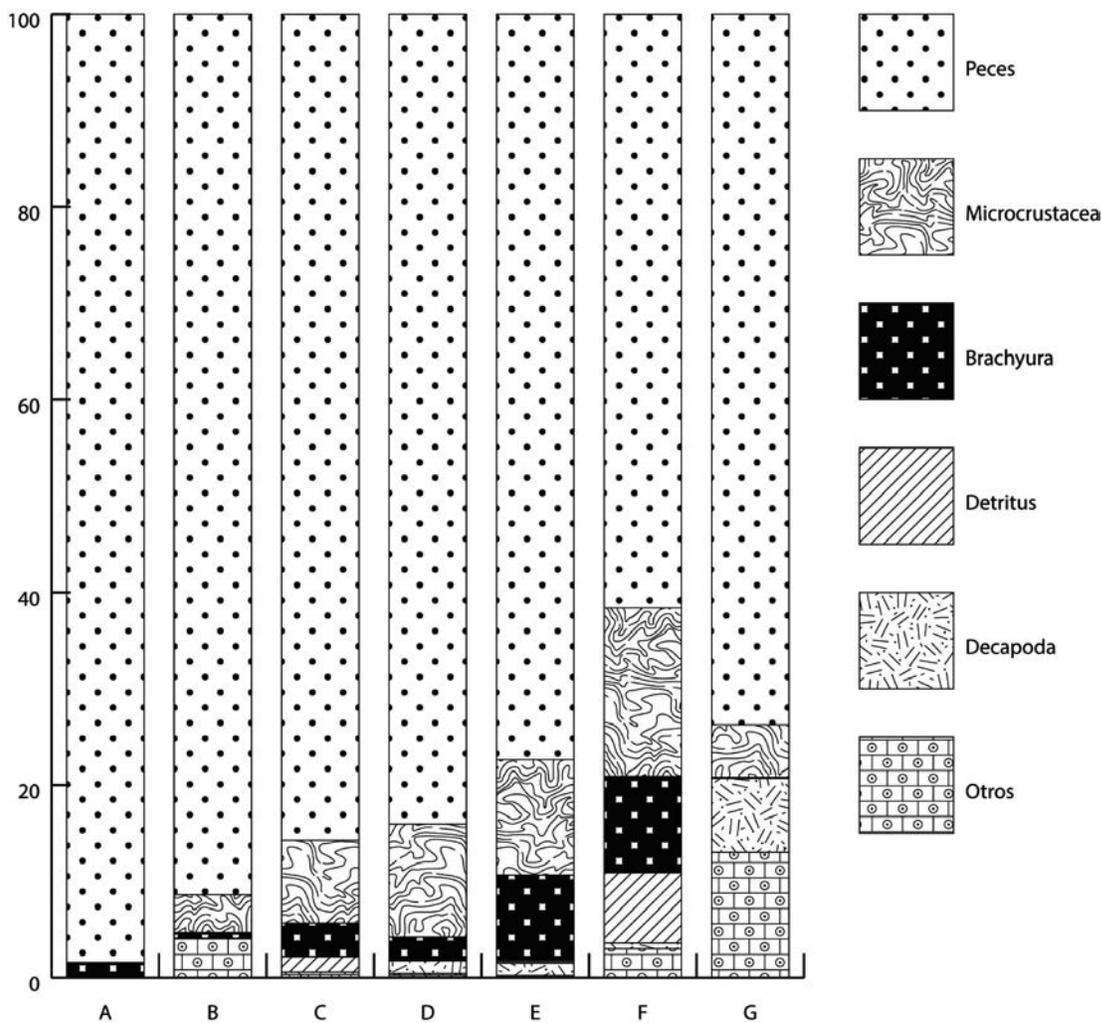


Figura 3. Variación trófica ontogenética de *Trichopsetta ventralis* (Goode & Bean, 1885) en el sur del golfo de México a través del valor del índice de importancia relativa (IIR).

respecto se han registrado resultados preliminares para otras especies de bótidos que refleja un cambio en la preferencia alimenticia con el crecimiento, además de la capacidad de individuos de mayor tamaño de capturar presas más grandes. La información de este estudio puede ser útil para proporcionar una mejor comprensión del paradigma

*bottom-up* y *top-down*, debido a que nos permite conocer los recursos disponibles que son utilizados por esta especie y con ello su posición dentro de la red trófica, lo que contribuye a comprender los flujos de energía y funcionalidad del gran ecosistema del golfo de México.

Tabla 3. Contribución porcentual de los componentes alimenticios que tipifican a las clases de talla de *Trichopsetta ventralis* (Goode & Bean, 1885) en el sur del golfo de México.

Clases de talla	A	B	C	D	E	F	G
Porcentaje de similitud promedio	47.19	14.06	33.3	34.61	34.39	33.47	24.08
Peces	68.81	100.00	55.48	38.65	46.42	40.75	38.92
<i>Saurida</i> sp.	31.19						18.28
Restos crustáceos			24.64	33.01	31.44	36.77	29.54
Decápodos	100.00	100.00	80.12	71.66	77.87	77.52	86.74

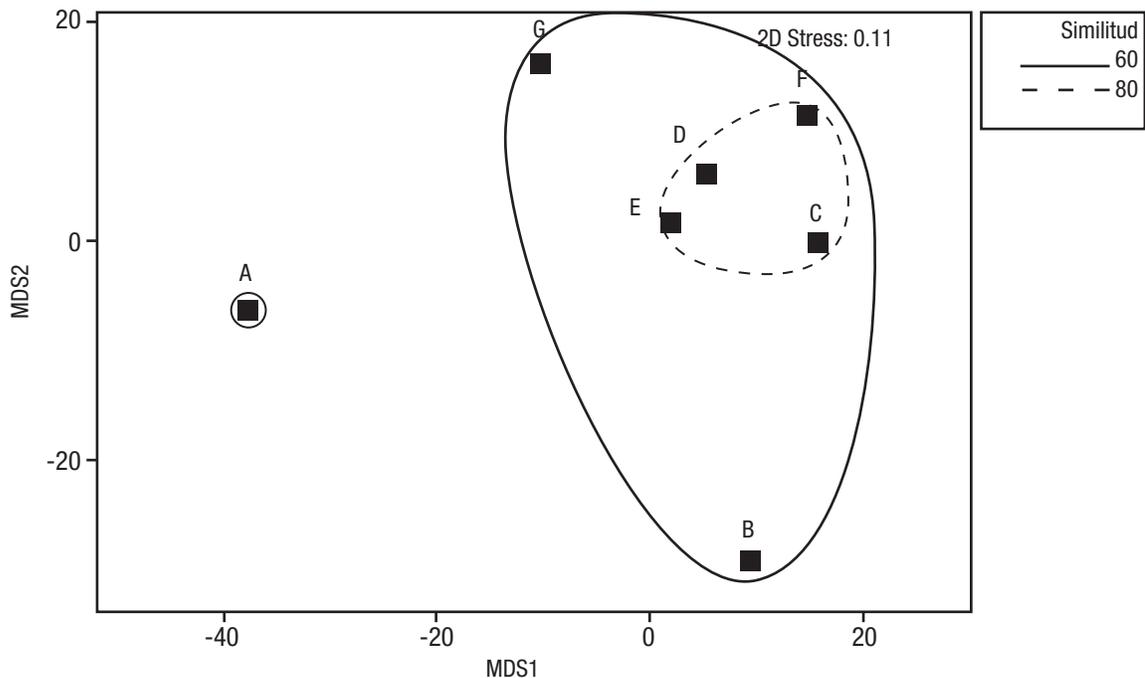


Figura 4. Análisis MDS en base a la similitud de la dieta entre clases de talla de *Trichopsetta ventralis* (Goode & Bean, 1885) en el sur del golfo de México. Las clases se especifican en la Tabla 2.

*Trichopsetta ventralis* en la región SGM es una especie con tendencia a la especialización, con una alta preferencia alimentaria hacia el componente de peces, principalmente de la familia *Synodontidae* (*Saurida* sp.) sin variación significativa a nivel ontogénico. Sin embargo, ejemplares con tallas < 10 cm LE, presentan una menor variación en las presas consumidas con un valor del índice de Levin de 0.03, en comparación con los ejemplares de mayor talla que incluyen en su dieta, además de los peces, a diversos crustáceos, con una contribución desde un 26.6% hasta un 36.7%, que incrementa a su vez la amplitud de su dieta.

### AGRADECIMIENTOS

A la Biol. Mirella Hernández de Santillana por su ayuda en la identificación de los ejemplares de *T. ventralis*. Alex Acosta por la obtención de las muestras y a Ariel Chi por el apoyo en la elaboración del mapa; de igual forma, a todos los compañeros del laboratorio de taxonomía y ecología de peces del Cinvestav-IPN, Unidad Mérida, quienes siempre brindaron su apoyo. Así también un agradecimiento muy especial a los revisores anónimos cuyos comentarios y sugerencias enriquecieron el manuscrito.

### REFERENCIAS

ABID, S., A. OUANNES-GHORBEL, O. JARBOUI & A. BOUAIN. 2013. Diet composition and feeding habits of the wide-eyed flounder, *Bothus podas*, in the Gulf of Gabes (Tunisia). *Marine Biodiversity* 43: 149-161. DOI:10.1007/s12526-012-0142-3

AMEZCUA-LINARES, F. & A. YÁÑEZ-ARANCIBIA. 1985. Recursos potenciales de peces capturados con redes camaroneras en la costa del Pacífico de México. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Recursos potenciales de México: La pesca acompañante del camarón*. Programa Universitario de Alimentos, Instituto del Mar y Limnología, Instituto Nacional de la Pesca, UNAM, México, pp. 34-94.

BATTY, R. S. & R. D. HOYT. 1995. The role of sense organs in the feeding behavior of juvenile sole and plaice. *Journal of Fish Biology* 47: 931-939. DOI:10.1111/j.1095-8649.1995.tb06019.x

BEYS, B., A. CATTRIJS & J. MESS. 1999. Feeding ecology of juvenile flatfishes of the surf zone of a sandy beach. *Journal of Fish Biology* 55: 1117-1186. DOI:10.1111/j.1095-8649.1999.tb02068.x

CABALLERO, G. R. & G. C. TELLO-SANDOVAL. 1992. Trematodos como indicadores de niveles de contaminación por ácido sulfhídrico en el golfo de México e impacto de este ácido en la salud pública. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 5: 1-6.

CABRAL, H. N., M. LOPES & R. LOEPER. 2002. Trophic niche overlap between flatfishes in nursery area on the Portuguese coast. *Scientia Marina* 66 (3): 293-300. DOI:10.3989/scimar.2002.66n3293

CANTO-MAZA W. G. & M. E. VEGA-CENDEJAS. 2007. Distribución, abundancia y preferencias alimenticias del pez sapo *Opsanus phobetron* (Batrachoididae) en la laguna costera de Chelem, Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical* 55: 979-988.

CARLSON, J. K., T. A. RANDALL & M. E. MROZKA. 1997. Feeding habits of winter flounder (*Pleuronectes americanus*) in a habitat exposed to

- anthropogenic disturbance. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 21: 65-73. DOI:10.2960/J.v21.a5
- CARPENTIERI, P., T. CANTARELLI, F. COLLOCA, A. CRISCOLI & G. ARDIZZONE. 2010. Feeding behavior and daily rations of the spotted flounder *Citharus linguatula* (Osteichthyes: Pleuronectiformes) in the central Tyrrhenian Sea. *Scientia Marina* 74 (4): 659-667. DOI:10.3989/scimar.2010.74n4659
- CASTRO-AGUIRRE J. L., H. S. ESPINOSA PÉREZ & J. J. SCHMITTER-SOTO. 1999. *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. Colección Textos Politécnicos. Serie Biotecnologías. Ed. Limusa. 711 p.
- CLARKE, K. R. 1993. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143. DOI:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY. 2015. *PRIMER v7: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd, Plymouth. 296 p.
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to Elasmobranch fishes. *Canadian Journal Fish Aquatic Science* 54 (3): 726-738. DOI:10.1139/f96-316
- COWAN, J. H. JR. & K. A. ROSE 2016. *Oil and Gas Platforms in the Gulf of Mexico: Their Relationship to Fish and Fisheries*. Provisional Chapter. 31 p. DOI:10.5772/63026
- DANIEL, W. W. 1997. *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud*. Limusa. México D.F., México.
- ESPOSITO, V., L. CASTRIOTA, P. CONSOLI, T. ROMEO, M. FALAUTANO & F. ANDOLARO. 2010. Feeding habits and selectivity of the wide-eyed flounder, *Bothus podas* (Delaroche, 1809) (Bothidae) from the southern Tyrrhenian Sea. *Marine Biology Research* 6: 496-502. DOI:10.1080/17451000903438495
- FISCHER, W. 1978. *FAO species identification. Sheets for fishery for fishery purposes Western Central Atlantic (fishing area 31)*. FAO. 330 p.
- FLORES-COTO, C., M. D. ESPINOSA FUENTES, F. ZAVALA GARCÍA & L. SANVICENTE AÑORVE. 2009. Ictioplanctón del sur del Golfo de México: Un compendio. *Hidrobiológica* 19 (1): 49-76
- FLORES-COTO, C., F. ABUNDIO-LÓPEZ & F. ZAVALA-GARCÍA. 1991. Larval distribution and abundance of Pleuronectiformes from the Southern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 32: 439-450. DOI:10.1016/0272-7714(91)90033-8
- FLORES-ORTEGA, J. R., E. GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ, G. GONZÁLEZ-SANSÓN, J. A. ROJO-VAZQUEZ, C. LÓPEZ-PRADO & M. MORALES-JAUREGUI. 2013. Abundancia, distribución, hábitos alimentarios e interacciones tróficas de cinco especies de lenguados (Pleuronectiformes) en el Pacífico central mexicano. *Latin American Journal Aquatic Research* 41 (3): 423-439. DOI:103856/vol41-issue3-fulltext-6
- FUTCH, C. R. 1977. Larvae of *Trichopsetta ventralis* (Pisces:Bothidae) with comments on intergeneric relationship within the Bothidae. *Bulletin of Marine Science* 27 (4): 740-757.
- GERKING, S. 1994. *Feeding Ecology of fish*. New York: Academic Press. 426 p.
- GIBSON, R. N. 2005. *Flatfishes: biology and exploitation*. Blackwell, Oxford, 391 p. DOI:10.1002/9780470995259
- GIBSON, R. N. & L. ROBB. 1992. The relationship between body size, sediment grain size and the burying ability of juvenile plaice, *Pleuronectes platessa*. *Journal of Fish Biology* 40: 771-778. DOI:10.1111/j.1095-8649.1992.tb02623.x
- GLASS, K. A. & B. D. WATTS. 2009. Osprey diet composition and quality in high-and low-salinity areas of lower Chesapeake Bay. *Journal of Raptor Research* 43: 27-36. DOI:10.3356/JRR-08-22.1
- GURNEY, R. 1975. *Larvae of decapod Crustacea*. London: The ray society. 306 p.
- HART, P. 1993. Teleost foraging: Facts and theories. In: Pitcher, T. J. (Ed.). *Behavior of Teleost Fishes*. Chapman & Hall. pp. 253-284. DOI:10.1007/978-94-011-1578-0\_8
- HELFMAN, G. 1978. Community structure in fishes: summary and overview. *Environmental Biology of Fishes* 3: 129-148. DOI:10.1007/BF00006313
- HOESE, H. D. & R. H. MOORE. 1998. *Fishes of the Gulf of Mexico*. 2nd ed. College Station, Texas A & M. 327 p.
- HOLMES, R. A. & R. N. GIBSON. 1983. A comparison of predatory behavior in flatfish. *Journal Animal Behavior* 31: 1244-1255. DOI:10.1016/S0003-3472(83)80031-1
- HOOKE, Y. & A. PESTANA. 2012. Cap. 1: Las plataformas petroleras del norte peruano como centros de biodiversidad y conservación de especies amenazadas. In: Obregón, B & J. Martín (Eds.). *Plataformas Petroleras marinas como arrecifes Artificiales y su Implicancia en la Pesca Artesanal en la Zona de Tumbes*. Fundación Zuñiga y Ribero. 171 p. ISBN: 978-612-00-0955-0.
- HOUSTON, M., M. E. PLATELL, F. J. VALESINI & I. C. POTTER. 2004. Factors influencing the diets of four morphologically divergent fish species in nearshore marine waters. *Irish Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 805-817. DOI:10.1017/S0025315404009981h
- HYSLOP, E. J. 1980. Stomach contents analysis a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17 (4): 411-429. DOI:10.1111/j.10958649.1980.tb02775.x
- JØRGENSEN, T. S. LØKKEBORG & A. V. SOLDAL. 2002. Residence of fish in the vicinity of a decommissioned oil platform in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 59: 288-293. DOI:10.1006/jmsc.2001.1165
- JOYE, S. B., A. BRACCO, T. M., ÖZGÖKMEN, J. P., CHANTON, M., GROSELL, I. R., MACDONALD & U. PASSOW. 2016. The Gulf of Mexico ecosystem, six years after the Macondo oil well blowout. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 129: 4-19. DOI:10.1016/j.dsr2.2016.04.018
- KING, D. 2005. Interactions between the American white pelican and aquaculture in the southeastern United States: an overview. *Waterbirds* 28: 83-86. DOI:10.1675/1524-4695(2005)28%5B83:IBTAWP%5D2.0.CO;2
- KREBS, J.C. 1999. *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row. 620 p.

- LATOUR, R. J., J. GARTLAND, C. F. BONZEK & R. A. JOHNSON. 2008. The trophic dynamics of summer flounder (*Paralichthys dentatus*) in Chesapeake Bay. *Fishery Bulletin* 106: 47-57.
- LINK, J. S., K. BOLLES & C. G. MILLIKEN. 2002. The feeding ecology of flatfish in the Northwest Atlantic. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 30: 1-17. DOI:10.2960/J.v30.a1
- LINK, J. S., M. J. FOGARTY & R. W. LANGTON. 2005. The Trophic Ecology of Flatfishes. In: Gibson, R. N., J. S. Link, M. J. Fogarty & R. W. Langton (Eds.). *Flatfishes: Biology and Exploitation*. Oxford: Blackwell. pp 185-212. DOI:10.1002/9780470995259
- LIVINGSTON, J. 1984. Trophic response of fishes to habitat variability in coastal seagrass system. *Ecology* 4 (65): 1258-1275. DOI:10.2307/1938332
- LLAMAZARES-VEGH, S. 2014. Análisis de contenidos estomacales de las especies de interés deportivo y comercial en el río Parná, Argentina. Informe técnico. Primera Etapa. Dirección de Pesca Continental, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Bs. As., Informe Técnico n° 10: 1-15. [http://www.minagri.gov.ar/site/pesca/pesca\\_continental/index.php](http://www.minagri.gov.ar/site/pesca/pesca_continental/index.php)
- LÓPEZ-MARTÍNEZ, J., E. HERRERA-VALDIVIA, J. RODRÍGUEZ-ROMERO & S. HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ. 2010. Peces de la fauna de acompañamiento en la pesca industrial de camarón en el Golfo de California, México. *Revista Biología Tropical* 58 (3): 925-942.
- MARQUES, J. F., C. M. TEIXEIRA, A. PINHEIRO, K. PESCHER & H. N. CABRAL. 2009. A multivariate approach to the feeding ecology of the Channel flounder, *Syacium micrumum* (Pisces, Pleuronectiformes) in Cape Verde, Eastern Atlantic. *Ciencias Marinas* 35 (1): 15-27. DOI:10.7773/cm.v35i1.1469
- MCEACHRAN, J. D. & J. D. FECHHELM. 2005. *Fishes of the Gulf of Mexico*. University of Texas Press. Austin, 2116 p.
- MORRIS, P. 1973. *A field Guide o Shell of the Atlantic and Gulf Coast and the Wes Indies*. The Peterson Field Guide Series 3<sup>rd</sup> edition, USA. 300 p.
- NELSON, J. S., 2006. *Fishes of the World*. 4th ed. Hoboken (New Jersey, USA): John Wiley & Sons. 601 p. DOI:10.1002/9781119174844
- NORBIS, W. & O. GALLI. 2004. Hábitos alimenticios del lenguado *Paralichthys orbignyanus* (Valenciennes, 1842) en una laguna costera somera del Atlántico Sur: Rocha, Uruguay. *Ciencias Marinas* 30 (4): 619-626. DOI:10.7773/cm.v30i4.338
- PALACIOS-SÁNCHEZ, S., M. E. VEGA-CENDEJAS & M. HERNÁNDEZ. 2015. Ichthyological survey on the Yucatan Coastal Corridor (Southern Gulf of Mexico). *Revista Biodiversidad Neotropical* 5 (2): 145-55. DOI:10.18636/bioneotropical.v5i2.167
- PIANKA, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist* 100 (910): 33-46. DOI:10.1086/282398
- PREJS, A. & G. COLOMINE. 1981. *Métodos para el estudio de los alimentos y las relaciones tróficas de los peces*. Caracas, Venezuela: Universidad Central de Venezuela, Instituto de Zoología Tropical. 127 p.
- RAMÍREZ-HERREJÓN, J. P., L. S. CASTAÑEDA-SAM, R. MONCAYO-ESTRADA, J. CARAVEO-PATIÑO & E. F. BALART. 2013. Trophic ecology of the exotic Lerma livebearer *Poeciliopsis infans* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in the Lago de Pátzcuaro, Central Mexico. *Revista de Biología Tropical* 61 (3): 1289-1300. DOI:10.15517/rbt.v61i3.11957
- REICHERT, M. J. 2003. Diet, consumption, and growth of juvenile fringed flounder (*Etropus crossotus*) a test of the 'maximum growth/optimum food hypothesis' in a subtropical nursery area. *Journal of Sea Research* 50: 97-116. DOI:10.1016/S1385-1101(03)00081-9
- REID, WDK., S. CLARKE, M. COLLINS & M. BELCHIER. 2007. Distribution and ecology of *Chaenocephalus aceratus* (Channichthyidae) around south Georgia and Shag Rocks (Southern Ocean). *Polar Biology* 30:1523-1533. DOI:10.1007/s00300-007-0313-z
- Rodríguez, G. 1980. *Crustáceos decápodos de Venezuela*. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Caracas. 494 p.
- SÁNCHEZ-GIL, P. & A. YÁÑEZ-ARANCIBIA. 1985. Evaluación ecológica de recursos demersales costeros tropicales: un enfoque metodológico en el sur del Golfo de México. In: A. Yáñez-Arancibia (Ed.). *Recursos pesqueros potenciales de México: La pesca acompañante del camarón*. Programa Universitario de Alimentos, Instituto de Ciencia del Mar y Limnología, UNAM. Instituto Nacional de Pesca. México, D.F. pp. 275-314
- SCHERRER, B. 1984. *Biostatistique*. Gaëtan Morin éditeur, Boucherville, Québec, Canada. 850 p.
- SILVA, M., M. R. HERNÁNDEZ & N. M. MEDINA. 2014. Métodos clásicos para el análisis del contenido estomacal en peces. *Biológicas* 16 (2): 13-16.
- STANLEY, D. R. & C. A. WILSON. 1996. Abundance of fishes associated with a petroleum platform as measured with dual-beam hydroacoustics. *ICES Journal of Marine Science* 53 (2): 473-475. DOI:10.1006/jmsc.1996.0067
- SWEETING, C., W. D. K. REID & DE GALVÁN. 2012. *Exploring the ubiquity and form of size based feeding in marine fishes*. p. 163. In: Book of Abstracts 6th World Fisheries Congress. Edinburgh, Scotland.
- TEIXEIRA, C. M., M. I. BATISTA & H. N. CABRAL. 2010. Diet, growth and reproduction of four flatfishes on the Portugal coast. *Scientia Marina* 74 (2): 223-233. DOI:10.3989/scimar.2010.74n2223
- VEGA-CENDEJAS, M. E. 1990. Interacción trófica entre los bagres *Arius melanopus* (Agassiz; 1829) y *Arius felis* (Linnaeus; 1766) en las costas de Celestún, Yucatán, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 1 (15): 185-194.
- WILLIAMS, A. B. 1984. *Shrimps, Lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the eastern united states, Maine to Florida*. Washington: Smithsonian Institution Press. 550 p.
- WOOTON, R. J. 1998. *Ecology of Teleost Fishes*. 2<sup>nd</sup> ed. Kluwer Academic Publishers. Netherland. 386 p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. 1975. Estudio de Peces en las lagunas costeras: nota científica. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 2 (1): 53-60.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & P. SÁNCHEZ-GIL. 1986. *Los peces demersales de la plataforma continental del sur del Golfo de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 229 p.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., P. SÁNCHEZ-GIL, M. TAPIA-GARCÍA & M. DE LA C. GARCÍA-ABAD, 1985a. Ecology community structure and evaluation of tropical demersal fishes in the southern Gulf of Mexico. *Cahiers de Biologie Marine* 26: 127-163.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., P. SÁNCHEZ-GIL, G. VILLALOBOS-ZAPATA & R. RODRÍGUEZ-CAPE-  
TILLO. 1985b. Distribución y abundancia de las especies dominantes en las poblaciones de peces demersales de la plataforma continen-

tal mexicana del Golfo de México. In: A. Yáñez-Arancibia (Ed.). *Recursos Pesqueros Potenciales de México: La Pesca Acompañante*. Programa Universitario de Alimentos, Instituto de Ciencia del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto Nacional de Pesca. México, D.F. pp. 315-398.

YOUNG, M. C., M. A. SEWELL & M. E., RICE. 2002. *Atlas of Marine Invertebrate Larvae*. Academic Press. San Diego, Elsevier. 626 p.

## Polyculture of crayfish (*Procambarus acanthophorus*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) as a strategy for sustainable water use

### Policultivo del acocil (*Procambarus acanthophorus*) y tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) como estrategia de uso sustentable del agua

Martha P. Hernández-Vergara, Selene B. Cruz-Ordóñez, Carlos I. Pérez-Rostro and I. Alejandro Pérez-Legaspi

Laboratorio de Nutrición Acuícola, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Boca del Río (ITBOCA), TecNM. Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba. Boca del Río, Veracruz, 94290. México  
e-mail: mphv1@yahoo.com.mx

**Recibido:** 02 de julio de 2015.

**Aceptado:** 20 de diciembre de 2017.

Hernández-Vergara M. P., S. B. Cruz-Ordóñez, C. I. Pérez-Rostro and I. A. Pérez-Legaspi. 2018. Polyculture of crayfish (*Procambarus acanthophorus*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) as a strategy for sustainable water use. *Hidrobiológica* 28 (1): 11-15.

#### ABSTRACT

**Background.** The crayfish *Procambarus acanthophorus* has a high potential for cultivation; however, it is necessary to evaluate its performance in polyculture with tilapia as a strategy for sustainable production in the rural sector where resources are limited. **Goals.** Assess the effect of polyculture of the crayfish and tilapia by measuring survival and growth. **Methods.** Three methods of cultivation with three replicates were evaluated: T1) crayfish monoculture, T2) polyculture crayfish/tilapia and T3) tilapia monoculture. Nine high-density polyethylene tanks (3 m diameter × 1.2 m deep) were used during the trial. The tilapia were fed commercial feed, 32/5% protein / lipids, while the crayfish were given commercial shrimp feed with 35/7% protein / lipids. The productive efficiency of mono- and biculture was determined based on survival feeding efficiency and growth performance. **Results.** Contrary to what was expected, interspecific competition, space, food availability, and weight gain of crayfish were similar in all treatments, whereas survival was influenced by the treatment, particularly during polyculture, where it was observed that tilapia affected the survival of crayfish. Unlike crayfish, tilapia maintained similar growth and survival in all treatments. **Conclusions.** The results indicate that polyculture of crayfish/tilapia in a recirculation system is possible and promotes the use of the water column. However, it is necessary to consider the antagonistic effect between species.

**Keywords:** antagonistic behavior, crayfish, polyculture, sustainable aquaculture

#### RESUMEN

**Antecedentes.** Los cangrejos de río *Procambarus acanthophorus*, tiene un alto potencial de cultivo; sin embargo, es necesario evaluar su desempeño en policultivo con tilapia como estrategia de producción sustentable para el sector rural, donde los recursos son limitados. **Objetivos.** Evaluar el efecto del policultivo del acocil y la tilapia en la supervivencia y el crecimiento. **Métodos.** Se evaluaron tres esquemas de cultivo con tres réplicas: T1) monocultivo de acocil, T2) policultivo acocil/tilapia; T3) monocultivo de tilapia. Nueve tanques de polietileno de alta densidad (3 m diámetro x 1.2 m profundidad) fueron usados durante el estudio. Las tilapias se alimentaron con alimento comercial con 32/5% proteína/lípidos, mientras que a los acociles se les dio alimento comercial de camarón con 35/7% proteína/lípidos. La eficiencia productiva en el mono- y bicultivo se determinó en base a la supervivencia, eficiencia alimenticia y crecimiento. **Resultados.** Contrario a lo esperado en relación con la competencia interespecífica, espacio y disponibilidad de alimento, fue similar el peso ganado de los acociles en todos los tratamientos, mientras que su supervivencia estuvo influenciada por los tratamientos, particularmente en el policultivo, en donde se observó que la tilapia afectó la supervivencia de los acociles. A diferencia de los acociles, las tilapias presentaron una supervivencia y crecimiento similar en todos los tratamientos. **Conclusiones.** Los resultados indican que es posible realizar el policultivo de acocil/tilapia en un sistema de recirculación, lo que promueve el aprovechamiento de la columna de agua, considerando sin embargo el efecto antagónico entre especies.

**Palabras clave:** acocil, acuicultura sustentable, comportamiento antagónico policultivo

## INTRODUCTION

Mexico has a wide diversity of crayfish (family Cambaridae), including 42 species of the *Procambarus* genus, 10 in the *Cambarellus* genus, and one in the *Orconectes* genus (Gutiérrez-Yurrita, 2004). Cambarids are found in habitats associated with the roots of riparian vegetation at the surface of the bottom sediment where they form galleries. Crayfish are omnivorous and are key energy transformers in the food chain of freshwater systems, regulating river productivity. Cambarids are found in southern Canada, along the east and west coast lowlands of the United States, where they are abundant in the southeastern region. In Mexico, they are found on the Pacific coast and Gulf of Mexico, especially in the central part of the state of Veracruz (López, 2008) as well as in streams of the Lerma-Chapala river basin system (Arredondo-Figueroa *et al.*, 2011). Consumption of crayfish is important in rural areas of the states of Tlaxcala, Hidalgo, Mexico, Michoacán, Puebla, and Veracruz (since the pre-Hispanic age). In contrast, in Europe and the United States, crayfish is considered a luxury food (Latournerié *et al.*, 2006).

Despite the abundance of crayfish worldwide, less than a dozen species are cultivated worldwide and only two species are important in commercial fisheries (Huner, 1994). Like tilapia, some crayfish are widely used in aquaculture systems because they are prolific and easily maintained under controlled conditions (Cervantes-Santiago *et al.*, 2007). This makes them less vulnerable to drastic environmental changes and resistant to stress from handling and poor water quality. Compared to brackish or marine water crustaceans, freshwater crayfish require less investment in construction and maintenance of cultivation systems and can produce acceptable profits for farmers in rural areas where high-quality, low-cost protein is always in low supply (Wickins & Lee, 2002; Anderson, 2007). Therefore, it is important to conduct studies about *Procambarus acanthophorus* (Villalobos, 1948) in captivity. They could be a good option for polyculture considering that they exhibit low aggressiveness and are tolerant to high stocking densities (100 ind. m<sup>-2</sup>) (Cruz, 2009). Furthermore, polyculture increases economic benefits because farmers have the option of selling the most valuable commercial species and keeping smaller or less valuable ones (usually the native species) for family consumption (Milstein *et al.*, 2009). Additionally, polyculture is a sustainable, semi-intensive, aquaculture technology. Culture is optimized by manipulating the combinations of fish species stocked, considering the ecological effects produced by deep bottom feeders on the pond and filter feeders in the water column (Wahab *et al.*, 2011). Brummett and Alon (1994) reported positive results with the culture of red claw crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens 1868) and Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1757) in earthen ponds. However, Rouse & Kahn (1998) reported competition for feed and space between the same species with negative effects on survival of crayfish. Recirculation systems are considered a better alternative in comparison to earthen ponds because the water quality and feed supply can be controlled and shelters can be provided to prevent territorial competition among the organisms. This allows the species to grow properly and survive (Karplus *et al.*, 2001). Cohen *et al.* (1983) found that the presence of filter-feeding fish (such as Nile tilapia) improve water quality for prawn production. In this sense, the aim of this study was to determine what type of interaction between the crayfish *P. acanthophorus* and the Nile tilapia *O. niloticus* cultivated together in tanks would be synergistic or antagonistic based on growth and survival.

## MATERIALS AND METHODS

**Experimental system.** Juvenile *Procambarus acanthophorus* were obtained from broodstock in the Native Crustaceans Laboratory of the ITBOCA, and tilapia *Oreochromis niloticus* fingerlings were provided by a local commercial farm. Nine high-density polyethylene tanks (3 m diam × 1.2 m deep) were filled to 1 m of the water column and constantly aerated using a 2.5 hp regenerative blower Sweetwater®. Polyvinyl chloride (PVC) tubes (1.9 cm diam × 5 cm) were spread in the pond bottom as shelters for the crayfish at a 1:1 ratio. A shade cloth shelter (90% reduction of sunlight) covered the tanks to maintain the temperature and to prevent predation from wild animals.

**Experimental design.** A completely random design in triplicate was used to test for the advantages of polyculture. Treatment 1 (T1) was a monoculture of crayfish (initial weight = 1.02 ± 0.2 g) stocked at 30 juveniles crayfish m<sup>-2</sup>. Treatment 2 (T2) was a polyculture of crayfish (initial weight = 1.02 ± 0.2 g) stocked at 30 crayfish m<sup>-2</sup> with Nile tilapia fingerlings (initial weight = 2.99 ± 0.1 g) stocked at 20 fish m<sup>-3</sup> including PVC tubes as shelters on the bottom of the pond. Treatment 3 (T3) was a monoculture of Nile tilapia fingerlings (initial weight = 3.45 ± 0.6 g) stocked at 20 fish m<sup>-3</sup>. All fish and crayfish were stocked on the same day.

**Feeding and measurement of organisms.** To prevent inter-species competition, two commercial diets (Pedregal Silver Cup, Toluca Mex.) were provided: tilapia diet containing 32/5 % protein/lipid and shrimp feed containing 35/7 % protein/lipid. The feed was provided three times a day (0900, 1400, and 1800 h). Tilapias were fed first and crayfish were fed 30 min later (Meyer-Burgdorff *et al.*, 1989). Diets were provided at 10% of total weight of each species at the beginning of the study period and then adjusted upward, based on consumption and weight gain. Body weight of the organisms was recorded at the beginning of the experiment and every 15 days during the 7-week trial. For each measurement, 30 crayfish and 30 fish were taken from every tank (90 per treatment), excess water was removed, and the subjects were weighed (King, 1994) with an electronic balance (±0.01 g; Scout Pro CS200, Ohaus, Parsippany, NJ, USA). Length was measured with a 30-cm ichthyometer.

**Environmental parameters.** Water temperature was measured daily with a mercury thermometer and pH measured with a pH meter (Hanna Instruments, Woonsocket, RI, USA). Each week the following were recorded (mg L<sup>-1</sup>): ammonium (NH<sub>4</sub>), dissolved oxygen (O<sub>2</sub>), hardness (KOH), N-nitrite (NO<sub>2</sub>), N-nitrate (NO<sub>3</sub>), and phosphates (PO<sub>4</sub>) using colorimetric tests (Nutrafin, Hagen, Montreal, QC).

**Response parameters.** Productive efficiency of mono- and biculture was determined with a basis on survival feeding efficiency and growth performance, using the following equations (Hernández-Vergara *et al.*, 2003):

$$\text{Survival: } S (\%) = 100 [(FC - IC)] / IC$$

where FC is the final count and IC is the initial count.

$$\text{Specific growth ratio: } \text{SGR} (\% \text{ day}^{-1}) = 100 (\text{Log}_n \text{FW} - \text{Log}_n \text{IW}) \times T$$

where FW is the final weight, IW is the initial weight, and T is time.

$$\text{Individual weight gain: } \text{IWG} (\text{g}) = 100 (\text{FW}/\text{IW}) \times \text{IW}$$

$$\text{Feed conversion ratio: } \text{FCR} = \text{FI}/\text{WG}$$

where FI is feed intake (g) and WG is weight gain (g).

Results were compared using one-way analysis of variance (ANOVA) and considered significant at  $p \leq 0.05$  after normality and homoscedasticity tests. Duncan's multiple range test was used to identify statistically significant differences among treatment means. All analyses were done with Statistica 7.0 software (StatSoft, Tulsa, OK, USA). When necessary, data were arcsine transformed prior to statistical analysis (Zar, 1999).

## RESULTS

Water quality parameters during the study were within acceptable ranges for tilapia and crayfish; therefore, these parameters did not affect the results (Cervantes *et al.*, 2007). One exception was the concentration of dissolved oxygen, which remained below recommended levels for these species (recommended:  $>4 \text{ mg L}^{-1}$ ). None of the fish and crayfish exhibited stress or anoxia, which we do not consider to affect growth and survival. Temperature increased during the experiment. Average temperature in February was  $23.4 \pm 1.5 \text{ }^\circ\text{C}$  increasing in April to  $28.2 \pm 1.2 \text{ }^\circ\text{C}$  (Table 1).

No differences in the variables for each species were identified among replicates; therefore, the results were treated as a single group in later analyses. Survival of the T2 crayfish was significantly lower (34.7%) compared to survival of the T1 crayfish (72%). In contrast, tilapia in T2 and T3 trials showed similar survival ( $>95\%$ ) and growth (83-86 g) with no apparent effect from the crayfish (Table 2).

Lower crayfish survival in the T2 trial had no apparent effect on growth as might be expected from the presence of tilapia because IWG and WF in T2 ( $0.033 \pm 0 \text{ g}$ ;  $3.9 \pm 0.3 \text{ g}$ , respectively) were significantly lower than T1 ( $0.042 \text{ g}$ ;  $4.8 \pm 0.4 \text{ g}$ , respectively). This is in contrast to the T2 crayfish where random distribution of shelters and presence of tilapia prevented free access to food.

## DISCUSSION

Based on previous laboratory studies, it can be stated that the environmental and water quality conditions required by crayfish and tilapias are very similar, which facilitates their combined culture. Water quality during the trial was tolerated by tilapia and crayfish (Cohen *et al.*, 1983, Holdich 2002, El-Sayed, 2006). Therefore, we concluded that the differences observed during the study were due only to the treatments under evaluation.

Mexican crayfish have a high potential for cultivation and are widely tolerant to environmental conditions; this makes them ideal for commercial cultivation, but only a few crayfish are used for this purpose in the country (Hernández-Vergara & Pérez-Rostro, 2012). In contrast, tilapia is the second most produced species in aquaculture production in the world (FAO, 2005-2017), due to its capacity to adapt to different conditions and environments, allowing them to grow both individually and with other species, including some crustaceans.

During cultivation with tilapia, the bottom of the pond is usually "free" until the tilapia begin to mature sexually and look for areas to reproduce.

Furthermore, the crayfish *P. acanthophorus*, like other decapods crustaceans, has some biological advantages for aquaculture facilities: adaptation to conditions of captivity and handling, acceptance of feed

from different origins (even feed diets with high vegetal protein levels), and spawning with high survival rates (75%) (Hernández-Vergara & Pérez-Rostro, 2012). The physiological characteristics of crayfish allow them to adapt to extreme climatic variations, diversifying their potential habitat, ensuring reproduction, and contributing to progeny survival under adverse conditions (Gutierrez-Yurrita, 1994; Rodríguez-Almazán & Mendoza-Alfaro, 1999). In spite of the biological and aquaculture potential of crayfish, research on the cultivation technology is recent. This study is the first report of the polyculture of crayfish *Procambarus acanthophorus* with Nile tilapia *Oreochromis niloticus* with interesting results on the feasibility of combined culture and the fact that crayfish usually remain at the bottom of the ponds, where they take advantage of remaining food not consumed by other species or organic material in decomposition (Hernández-Vergara & Pérez Rostro, 2010).

Table 1. Average water quality parameters during polyculture of crayfish *Procambarus acanthophorus* (Villalobos, 1948) and Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1757) in a recirculating water system.

Parameter	Average $\pm$ SD
Temperature ( $^\circ\text{C}$ )	$25.20 \pm 2.21$
pH	$8.20 \pm 0.15$
$\text{O}_2$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$3.83 \pm 0.87$
$\text{NH}_3$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0.13 \pm 0.08$
$\text{N-NO}_3$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$25.30 \pm 12.30$
$\text{N-NO}_2$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0.40 \pm 0.54$
Hardness ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$298.00 \pm 18.50$

SD, standard deviation.

The results indicate that polyculture involving tilapia and crayfish did not affect species performance and they developed appropriately during the trials. Yet survival of the crayfish in polyculture was significantly lower than in the monoculture trials; however, it is possible to improve survival of crayfish when raised with tilapia using different strategies such as homogeneous distribution of shelters at the bottom of the tanks or ponds to avoid inter-specific competition for resources in the system (Gallardo-Colli *et al.* 2014).

Tilapia raised in tanks with crayfish was the main cause for lower growth performance in the T2 treatment, because all other variables were within the acceptable range for the crayfish. There may have been inter-species competition for space, feed, or even predation by the tilapia during molting of the crayfish or a response to a substantial difference in size. Size differences were not investigated because equal initial stocking sizes were used in all treatments ( $1.03 \pm 0.77 \text{ cm}$  for crayfish and  $3.15 \pm 1.04 \text{ cm}$  for tilapia). This larger size of tilapia provided a growth advantage over crayfish, which was clearly observed in T2. It is necessary to carry out further studies related to the effect of different types of shelters, disposition, and quantity to offer protection for the crayfish from the larger tilapia ( $>90 \text{ g}$ ) when they start showing breeding activities and the construction of nests at the bottom of the tanks and to determine the optimal time to harvest crayfish in a polyculture with tilapia. In this sense, Gallardo-Colli *et al.* (2014) evaluate the effect of bi-culture of tilapia/crayfish in an aquaponic system with a significantly higher survival rate (59.6%) of crayfish with a homoge-

Table 2. Growth and feeding efficiency in crayfish (T1) and tilapia (T3) under monoculture and crayfish (*Procambarus acanthophorus* (Villalobos, 1948)) – tilapia (*Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1757)) polyculture (T2) in a recirculating water system<sup>1</sup>.

Treatment		S (%)	IW (g)	FW (g)	IWG (g)	WG (%)	SGR (%)
T1	Crayfish	72.0 ± 12.7 <sup>a</sup>	1.02 ± 0.2 <sup>a</sup>	4.8 ± 0.4 <sup>a</sup>	0.04 ± 0.01 <sup>a</sup>	373.5 ± 55 <sup>a</sup>	68.4 ± 3.3 <sup>a</sup>
T2	Crayfish	34.7 ± 20.5 <sup>b</sup>	1.04 ± 0.1 <sup>a</sup>	3.9 ± 0.3 <sup>b</sup>	0.03 ± 0.03 <sup>b</sup>	282.6 ± 73 <sup>b</sup>	59.9 ± 3.3 <sup>b</sup>
	Tilapia	98.7 ± 5.3 <sup>a</sup>	2.99 ± 0.1 <sup>a</sup>	88.5 ± 9.9 <sup>a</sup>	0.95 ± 0.10 <sup>a</sup>	2861.2 ± 26 <sup>a</sup>	194.2 ± 5.3 <sup>a</sup>
T3	Tilapia	93.7 ± 9.9 <sup>a</sup>	3.45 ± 0.6 <sup>a</sup>	84.3 ± 10.7 <sup>a</sup>	0.89 ± 0.10 <sup>a</sup>	2344.9 ± 71 <sup>a</sup>	192.1 ± 5.6 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Values in the same column with the same superscript are not statistically different ( $p > 0.05$ ) for the same species.

Abbreviations: S% = survival rate; IW = initial weight; FW = final weight; IWG = individual weight gain; WG% = percentage weight gain; SGR = specific growth rate.

neous distribution of shelter in the bottom in a crayfish/shelter ratio of 1:1. Another strategy to improve survival could be to initially stock a small sized tilapia and crayfish and determinate the optimal final size for tilapia, in order to reduce inter-specific competition between species, which could improve the performance of the bottom species.

There are few studies aimed at determining the relevance of the bi-cultivation of tilapia (*O. niloticus*)-crayfish (*P. acanthophorus*), so this study can be used as a technical reference for other species, such as the Australian crayfish *Cherax quadricarinatus* and other crabs. Nevertheless, most studies agree that polycultures increase profitability for producers and optimize the use of space and energy of cropping systems (Rouse & Kahn, 1998; Auró *et al.* 2000; Karplus *et al.* 2001, Gallardo-Colli *et al.*, 2014).

Previous reports on survival and growth of fish-crustacean polyculture differ widely, mostly concerning stocking densities, water quality, feed quality, and initial stocking sizes. Auró *et al.* (2000) raised common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus 1758) and crayfish *Cambarellus montezumae* (Saussure, 1857) in artificial ponds. The species co-existed and had enough food resources at densities up to 50 fish or crayfish m<sup>-3</sup> under good water quality conditions. Karplus *et al.* (2001) reported that intensively farming *C. quadricarinatus* with tilapia over 133 days yielded normal survival for tilapia (90-95%; 33 fish m<sup>-2</sup>) and slightly lower survival for crayfish (60%; 10-20 crayfish m<sup>-2</sup>). Rouse & Kahn (1998) compared redclaw crayfish *C. quadricarinatus*-tilapia polyculture with monoculture of each species in an extensive system at low densities (0.5 crayfish m<sup>-2</sup>; 2 tilapia m<sup>-2</sup>). Survival was 84-90% for tilapia and 19-23% for crayfish. Low survival of the crayfish was not the result of competition, but due to low dissolved oxygen near the bottom of the ponds in both treatments. Brummett and Alon (1994) also reported low survival of *C. quadricarinatus* grown with tilapia in earthen ponds at stocking densities of 1 tilapia m<sup>-2</sup> and 2.5 crayfish m<sup>-2</sup>. Survival of tilapia was 76-95% and 20-45% for crayfish in all treatments, leading the authors to recommend tilapia monoculture. Barki *et al.* (2001) reported crayfish survival of 40-50% under polyculture and 72% under monoculture. They attribute the lower survival in polyculture to a 1:1 initial stocking ratio.

The crayfish *P. acanthophorus* has a high potential for aquaculture facilities. More studies are needed to determinate the best aquaculture conditions for commercial production. This species can adapt to high densities, handling, variable environmental conditions, and different artificial diets, although it does not reach market sizes that are as large as other crustaceans such as *C. quadricarinatus* (Cervantes, 2008; Cruz,

2009). Gutiérrez-Yurrita (2004) recommends new sustainable technologies to increase the yield of crayfish by cultivating native species for commercial exploitation and using them to recover exploited natural populations.

Raising crayfish in sustainable rural aquaculture farms is promising under monoculture and possibly under polyculture, but further research on optimal initial stocking size, stocking densities, shelter types, and quantities of crayfish is needed. Commercial exploitation of crayfish should be considered because they have high nutritional value, including vitamin B, minerals (Na, K, Ca, and Mg), and high concentrations of amino acids (leucine, isoleucine, glutamine, and asparagine), and organoleptic properties (Latournerié *et al.*, 2006). Greater production of alternative protein sources using aquaculture in land rural areas is an important step towards increasing and diversifying our food supply. This becomes even more necessary when mixed cultivation uses local species, the local population already uses the aquatic species as food, and the second species has high commercial value in distant markets.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by the Dirección General de Educación Superior Tecnológica (DGEST) project 1020-08P. SBCO is a recipient of a Consejo Nacional en Ciencia y Tecnología fellowship (CONACyT 208558).

## REFERENCES

- ARREDONDO-FIGUEROA, J. L., A. VÁSQUEZ-GONZÁLEZ, L. G. NUÑEZ GARCÍA, I. A. BARRIGA-SOSA & J. T. PONCE-PALAFIX. 2011. Aspectos reproductivos del acocil *Cambarellus (Cambarellus) montezumae* (Crustacea: Decápoda: Cambaridae) en condiciones controladas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:169-178. Available online at: <http://www.revista.ib.unam.mx/index.php/bio/article/view/369/339>
- ANDERSON, J. L. 2007. *Sustainable aquaculture: What does it mean and how do we get there.* Chapter 2. In: Leung P.S., C.S. Lee and P. J. O'Bryen (Eds). Species and system selection for sustainable aquaculture. Blackwell Publishing, Ames, IA, USA, pp. 9-18.
- AURÓ, A. A., C. M. FRAGOSO, C. L. OCAMPO, L. H. SUMANO & S. D. OSORIO. 2000. Evaluación del crecimiento de carpas (*Cyprinus carpio* var. rubrofuscus) y acociles (*Cambarellus montezumae*) en bicultivo, alimentados con ensilado de cerdaza empastillado, en un embalse

- artificial y en tanques de fibra de vidrio. México, Vol. 418/634. p. 5. Barki, A., N. Gur & I. Karplus. 2001. Management of interspecific food competition in fish-crayfish communal culture: the effects of the spatial and temporal separation of feed. *Aquaculture* 201: 343-354. DOI:10.1016/S0044-8486(01)00605-6
- Brummett, R. E. & N. C. Alon. 1994. Polyculture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and Australian red claw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in earthen ponds. *Aquaculture* 122: 47-54. DOI:10.1016/0044-8486(94)90332-8
- CERVANTES, S. E. 2008. Relación proteína-lípidos y fuentes alternas de proteína en dietas para aprovechamiento sustentable del acocil *Procambarus (Astrocambarus) acanthophorus*. Tesis de Maestría en Ciencias (Acuicultura). Instituto Tecnológico de Boca del Río. Boca del Río, Veracruz, México. 93 p.
- CERVANTES-SANTIAGO, E., M. P. HERNÁNDEZ-VERGARA & C. I. PÉREZ-ROSTRO. 2007. Sustitución de harina de pescado por harina de soya en dietas para crecimiento y supervivencia del acocil *Procambarus (Astrocambarus) acanthophorus*, en condiciones de laboratorio. In: Lango-Reynoso, F. & M. R. Castañeda-Chávez (Eds.). *Impulso Tecnológico*. Aquamar Internacional Symposium Memorium. Special edition. Veracruz, México. pp. 107-114.
- COHEN, D., Z. RA'ANAN & A. BARNES. 1983. Production of the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* in Israel 1. Integration into fish polyculture systems. *Aquaculture* 31:67-76. DOI:10.1016/0044-8486(83)90258-2
- CRUZ, O. S. 2009. Cultivo piloto del acocil *Procambarus (Astrocambarus) acanthophorus* en bicultivo con la tilapia *Oreochromis niloticus* en un sistema de recirculación. Tesis de Maestría en Ciencias (Acuicultura). Instituto Tecnológico de Boca del Río, Veracruz, México. 77 p.
- EL-SAYED, A. F. M. 2006. Tilapia culture. CABI Publishing. Department of Oceanography, Faculty of Science, Alexandria University. Alexandria, Egypt. pp. 139-145.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION) 2005-2017. Cultured Aquatic Species Information Programme. *Oreochromis niloticus*. Programa de información de especies acuáticas. Texto de Rakocy, J. E. In: Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO [en línea]. Roma. Actualizado 18 February 2005. [Citado 25 July 2017]. Disponible en línea en: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis\\_niloticus/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/en) (consultado el 25 de julio de 2017).
- GALLARDO-COLLI A., M. P. HERNÁNDEZ-VERGARA, C. I. PÉREZ-ROSTRO & S. C. RAMÍREZ-GUTIÉRREZ. 2014. Biculture of tilapia (*Oreochromis niloticus*) and crayfish (*Procambarus acanthophorus*) and production of green corn fodder (*Zea mays*) in an aquaponic system. *Global Advanced Research Journal of Agricultural Science* 3 (8): 233-244. Available online at: <http://garj.org/garjas/index.htm>
- GUTIÉRREZ-YURRITA, P. J. 2004. The use of the crayfish fauna in México: Past, present and future? *Freshwater Crayfish* 14: 30-36. Available online at: <https://www.researchgate.net/publication/235987257>
- HERNÁNDEZ-VERGARA, M. P. & C. I. PÉREZ-ROSTRO. 2012. Advances in Domestication and Culture Techniques for Crayfish *Procambarus acanthophorus*. In: Muchilisin, Z. (Ed). *Aquaculture*. Intech. pp. 217-240.
- HERNÁNDEZ-VERGARA, M. P., D. B. ROUSE, M. A. OLVERA-NOVOA & D. A. DAVIS. 2003. Effect of dietary lipid level and source on growth and proximate composition of juvenile redclaw (*Cherax quadricarinatus*) reared under semi-intensive culture conditions. *Aquaculture* 223: 107-115. DOI:10.1016/S0044-8486(03)00135-2
- HOLDICH, D. M. 2002. Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science, Osney Mead, Oxford. 720 p.
- HUNER, J. V. 1994. *Freshwater Crayfish Aquaculture in North America, Europe, and Australia*. Food Products Press. New York, USA.
- LATOURNERIÉ, J. R., Y. N. OSORIO, R. J. CÁRDENAS & J. ROMERO. 2006. CreCIMIENTO, producción y eficiencias de energía de crías de acocil *Cambarellus montezumae* (Saussure) alimentadas con detritus de *Egeria Densa*. REDVET. *Revista Electrónica de Veterinaria* VII (12). Available on line at: <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet>
- LÓPEZ, M. M. 2008. Sistemática de los acociles de México. In: Álvarez, F. & A. G. A. Rodríguez (Eds.). *Crustáceos de México, estado actual de su conocimiento*. Universidad Autónoma de Nuevo León. México. pp 115-166.
- KARPLUS, I., S. HARPAZ, G. HULATA, R. SEGEV & A. BARKI. 2001. Culture of the Australian red-claw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in Israel-IV. Crayfish incorporation into intensive tilapia production units. *Journal of Aquaculture-Bamidgeh* 53 (1): 23-33. Available on line at: <http://hdl.handle.net/10524/18971>
- KING, R. C. 1994. Growth and survival of red claw crayfish hatchlings (*Cherax quadricarinatus*, Von Martens) on the relative suitability of *Cherax quadricarinatus* and *Cherax destructor* for culture in Queensland. *Aquaculture* 122 (1): 75-80. DOI:10.1016/0044-8486(94)90335-2
- Meyer-Burgdorff, K., M. F. Osman & K. D. Gunter. 1989. Energy metabolism in *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture* 79: 283-291. DOI:10.1016/0044-8486(89)90469-9
- MILSTEIN, A., M. A. WAHAB, A. KADIR, M. F., H. SAGOR & M. A. ISLAM. 2009. Effect of intervention in the water column and/or pond bottom through species composition on polycultures of large carps and small indigenous species. *Aquaculture* 286: 246-253. DOI:10.1016/j.aquaculture.2008.09.036
- ROUSE, D. B. & B. M. KAHN 1998. Production of Australian red claw *Cherax quadricarinatus* in polyculture with Nile Tilapia *Oreochromis niloticus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 29: 340-344. DOI:10.1111/j.1749-7345.1998.tb00656.x
- WAHAB, M. A., A. KADIR, A. MILSTEIN & M. KUNDA. 2011. Manipulation of species combination for enhancing fish production in polyculture systems involving major carps and small indigenous fish species. *Aquaculture* 321: 289-297. DOI:10.1016/j.aquaculture.2011.09.020
- WICKINS, J. F. & D. O. C. LEE. 2002. Candidates for cultivation. In: *Crustacean Farming*. Ranching and culture. Second Edition. Blackwell Science, Osney Mead, Oxford, UK, pp. 70-97.
- ZAR, J. H., 1999. *Statistical Analysis*, 4<sup>th</sup> ed. Prentice-Hall, New Jersey, USA.



# Análisis hidrológico de largo plazo en la cuenca del río Metztitlán Hidalgo, México, y su relación con el cambio climático

## Long-term hydrological analysis in the Metztitlán River watershed, Hidalgo, Mexico, and its relationship with climate change

Mayra Mendoza Cariño<sup>1</sup>, Ana Laura Bautista Olivas<sup>2</sup>, Abel Quevedo Nolasco<sup>1</sup> y Daniel Mendoza Cariño<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, campus Montecillo, km 36.5, carretera México-Texcoco, 56230, México

<sup>2</sup>Universidad de Sonora, Departamento de Agricultura y Ganadería, carretera Bahía de Kino-Hermosillo, km 22, Hermosillo, Sonora, 305, México  
e-mail: maymc\_zaragoza@yahoo.com.mx

**Recibido:** 18 de noviembre de 2015. **Aceptado:** 08 de diciembre de 2017.

Mendoza Cariño M., A. L. Bautista Olivas, A. Quevedo Nolasco y D. Mendoza Cariño. 2018. Análisis hidrológico de largo plazo en la cuenca del río Metztitlán Hidalgo, México, y su relación con el cambio climático. *Hidrobiológica* 28 (1): 17-30.

### RESUMEN

**Antecedentes.** La variabilidad climática y el cambio climático se relacionan con cambios en el régimen del clima, con efectos en el ciclo hidrológico. Las lluvias intensas en cortos periodos en la cuenca de Metztitlán favorecen que el río llene rápidamente su vaso de descarga (lago Metztitlán) y se desborde sobre el distrito de riego 08 y localidades cercanas.

**Objetivos.** Realizar el análisis hidrológico de largo plazo de la cuenca Metztitlán con la finalidad de identificar signos de cambio climático en términos de la media estadística; definir las cotas de mayor riesgo de inundación para conocer las localidades afectadas y calcular los caudales ambientales y los probables volúmenes de desfogue del río Metztitlán.

**Métodos.** La tendencia histórica de los escurrimientos del periodo 1937-2008 se estimó con el *software* Regime Shift Detection; los caudales ambientales y volúmenes de desfogue se evaluaron con base en el método Tennant. **Resultados.**

El análisis evidenció, en el régimen de escurrimientos medio anuales, lluvias extremas máximas en 1944, 1955, 1998 y 1999, y mínimas en 1950 y 1997. En el régimen de los escurrimientos medio mensuales se observaron siete y cinco cambios en los cortes de longitud de 10 y 5 años, respectivamente. Estos cambios evidencian una tendencia a la baja de los escurrimientos en el periodo seco, y una tendencia a incrementar en el periodo húmedo de años recientes. **Conclusiones.** No se detectaron señales que permitieran vincular estos cambios con el cambio climático, pero se encontró cierta relación con el fenómeno El Niño-Oscilación del Sur. Las cotas de mayor riesgo por las inundaciones están entre 1246 y 1258 msnm; los poblados susceptibles de sufrir afectaciones son El Pedregal de Zaragoza, San Cristóbal, Tlacotepec, Tlatepepe y Tecruz de Cozapa. Las estimaciones de caudales ambientales indican mayores reservas para septiembre y octubre, así como el desfogue de volúmenes excedentes durante todo el año.

**Palabras clave:** cambio de régimen climático, inundaciones, método Tennant, probabilidad de excedencia, series de tiempo

### ABSTRACT

**Background.** Climate variability and climate change are related to changes in the climate regime, with effects on the hydrological cycle. The intense rains in short periods in the basin of Metztitlán River cause the river to quickly fill its discharge vessel (Lake Metztitlán) and flood Irrigation District 08 and nearby towns. **Goals.** This study undertook a long-term hydrological analysis of the Metztitlán watershed to identify signs of climate change by looking at statistical means, and it defined the limits of greatest flood risk in order to understand the affected locations. We also calculated the environmental flow and the probable discharge volumes of the Metztitlán River. **Methods.** The historical tendency of the runoffs from 1937 to 2008 was estimated using the Regime Shift Detection software; the environmental flow and the probable discharge volumes were evaluated based on the Tennant method. **Results.** The analysis showed the mean annual runoff regime: Maximum extreme rainfall occurred in 1944, 1955, 1998, and 1999; and minimum rainfall occurred in 1950 and 1997. In the mean monthly runoff regime, seven and five changes were observed in the ten and five-year longitude cuts, respectively. These imply a downward trend of runoffs in the dry period, and an upward trend in the rainy period in recent years. **Conclusions.** We were unable to detect any signs that might have allowed us to link these changes with climate change, although we did find a certain relationship with the El Niño-Southern Oscillation phenomenon. The highest flood risk limits lie between 1246 and 1258 meters above sea level; the susceptible populations are El Pedregal de Zaragoza, San Cristóbal, Tlacotepec, Tlatepepe, and Tecruz de Cozapa. The estimations of environmental flows indicate higher reserves for September and October and the release of excessive volumes throughout the year.

**Keywords:** change in the climate regime, floods, Tennant method, exceedance probability, time series

## INTRODUCCIÓN

La variabilidad climática (VC) y el cambio climático (CC) se asocian a cambios en el régimen del clima y han mostrado efectos notables en el ciclo hidrológico (García-González *et al.*, 2007). La VC, entendida como las modificaciones en las condiciones climáticas medias en todas las escalas temporales y espaciales (Quintero-Ángel *et al.*, 2012), se puede manifestar por fenómenos naturales como el evento cálido de El Niño y su contraparte fría, La Niña, conocidos conjuntamente como El Niño-Oscilación del Sur (ENOS).

Quintero-Ángel *et al.* (2012) definen el CC como las alteraciones del clima en grandes intervalos de tiempo (generalmente décadas) y en relación con periodos históricos comparables, asociados a causas antrópicas y naturales (externas o internas a la tierra), con ocurrencias en el pasado geológico. Sin embargo, un amplio consenso científico, con base en modelos matemáticos de 90% de confiabilidad (Santiago *et al.*, 2008) y la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (IPCC, 2013) coinciden en que el CC es resultado de las modificaciones en el clima, en preciso vínculo con las actividades humanas. Y es que muchos de los cambios observados desde la década de 1950 no han tenido precedentes en los últimos decenios a milenios: la atmósfera y el océano han elevado su temperatura, los volúmenes de nieve y hielo van en descenso, y el nivel del mar y las concentraciones de los gases de efecto invernadero (GEI) se han incrementado (IPCC, 2013).

Debido a que el CC interactúa con la VC y con otros factores como los GEI, es difícil distinguir entre sus límites y respectivos impactos (García-González *et al.*, 2007), sobre todo en regiones donde se presenta una significativa influencia de la VC en las condiciones corrientes del clima (WMO, 2009). No obstante, se sabe que dichas variaciones generan notables efectos en el ciclo hidrológico y que están estrechamente ligadas a una compleja red de retroalimentación en la que los cambios en el clima inducen modificaciones en los sistemas hidrológicos y éstos, a su vez, a variaciones climáticas como: cambios en el vapor de agua (efecto invernadero), en las nubes (albedo y efecto invernadero), en la temperatura del océano, almacenamiento de calor y transporte, escorrentía, humedad del suelo (balance de calor superficial) e interacciones entre los ciclos del agua y del carbono (García-González *et al.*, 2007). Los análisis científicos señalan una tendencia creciente en la frecuencia e intensidad de los eventos meteorológicos extremos asociados al CC en los últimos 50 años (IPCC, 2013).

En este contexto, los cambios en la magnitud y la frecuencia de las inundaciones y sequías se pueden analizar por medio de series climáticas e hidrológicas largas para cuantificar la persistencia de patrones de circulación atmosférica anómalos en el pasado: los impactos del CC sobre los extremos hidrológicos pueden afectar el número de episodios de caudal extraordinario que se producen en un año, su frecuencia interanual, la duración y el volumen de los hidrogramas, así como los caudales punta que se registran (Benito, 2005).

Las inundaciones provocan los mayores desastres en el mundo (Zhang & Singh, 2005) y equivalen a 50% de las catástrofes con significativo impacto en la sociedad (CRED, 2009) debido a su efecto en los territorios densamente poblados (Garnica & Alcántara, 2004). En 2014, estos eventos afectaron a 42.3 millones de personas en el mundo y ocasionaron pérdidas económicas por 37.7 billones de dólares (Guhar-Sapir *et al.*, 2015).

Los resultados del estudio de México sobre el CC presentados en la primera comunicación nacional del país sugieren que las variaciones en el ciclo hidrológico se asocian con el ENSO y que El Niño es el principal modulador de lluvias en el país (Magaña y Gay, 2002). Según Santiago *et al.* (2008), en 2008 se registró un número superior de lluvias torrenciales en el país con respecto a los últimos 10 años.

El sector agrícola es vulnerable a los efectos de inundaciones, vientos, lluvias y temperaturas extremas (Ponvert-Delisle *et al.*, 2007), por lo que la presencia en forma extraordinaria de estos fenómenos naturales lo afecta gravemente. En este sentido, la ocurrencia de lluvia intensa en cortos periodos en la cuenca de Metztlitlán favorece que el río llene rápidamente su vaso de descarga (lago Metztlitlán) y se desborde sobre el distrito de riego 08 (DR-08), ubicado dentro de la Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztlitlán (RBBM), que ocupa 5 837 hectáreas. El DR-08 maneja dos ciclos de cultivo bajo riego (otoño-invierno y primavera-verano) y segundos cultivos que permiten obtener, en conjunto, una elevada producción de calabacín, ejote, frijol, maíz y sorgo. Entre sus cultivos perennes destacan el nogal, el aguacate y frutas como durazno y granada. En el ciclo 2013-2014 generó un rendimiento de 45 364 toneladas, lo que equivale a aproximadamente 200 millones de pesos (CONAGUA, 2015).

La cuenta de Metztlitlán destaca por su importancia económica y valor ecológico; sin embargo, presenta inundaciones recurrentes, las cuales provocan severas afectaciones al sistema productivo, al sector social y al medio ambiente. Ejemplo de ello es el evento ocurrido en 1999, el cual, con precipitaciones correspondientes a un periodo de retorno de 20 años, cubrió 4 200 hectáreas (66% de la superficie del DR-08 y 34% de la RBBM).

Pese a la operación de dos túneles de desfogue en el lago hacia el río Almolón (túnel uno y dos, cota 1 256.8 y 1 244.8 msnm; gasto máximo de desfogue de 53 y 11 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, respectivamente –CONAGUA, 2003–; inicio de operaciones, año 1937, –Ramírez & Cuevas, 2014–), se logró evacuar el agua en 6 meses; el volumen acumulado (470 Mm<sup>3</sup>) superó nueve veces la capacidad del lago (52 Mm<sup>3</sup>, cota 1 246.2 msnm; ± 1 240 ha), lo que ocasionó pérdida de cultivos; daños a la infraestructura productiva y de agua potable; aislamiento de las poblaciones por meses; pérdidas económicas considerables y daños a la biodiversidad (CONAGUA, 2003). Y es que el lago está considerado como un sitio Ramsar (RAMSAR, 2007); es decir, un humedal de importancia para las aves migratorias en la RBBM. Además, el lago realiza varias funciones ecosistémicas: retiene nutrientes y sedimentos, recarga el acuífero subterráneo, estabiliza las condiciones climáticas locales y es fuente de riqueza biológica y genética.

Para solucionar parte de los efectos sociales y económicos de las inundaciones, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) propuso construir un tercer túnel de desfogue, el cual se establecería a un nivel inferior de los dos túneles existentes (cota 1 241.5 m) y liberaría los volúmenes de agua excedentes a la cota 1 244.8: 250 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, en 13 días, y 880 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, en 60 días (con un gasto máximo de desfogue de 112.5 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>). No obstante, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales tiene interés en evitar el nivel excesivo de agua, que, en caso de ocurrir, afectaría a la biodiversidad de la RBBM que se beneficia del lago.

Por lo tanto, los objetivos de esta investigación fueron: 1) realizar el análisis hidrológico de largo plazo de la cuenca del río Metztlitlán con la finalidad de identificar signos de cambio climático en términos de la media estadística, mediante la estimación de la tendencia his-

tórica de los escurrimientos del periodo 1937-2008, con el *software* Shift Detection (Rodionov, 2004); 2) definir las cotas de mayor riesgo de inundación para conocer las localidades afectadas y 3) estimar el caudal ambiental del río Metztlán con base en el método Tennant, así como los probables volúmenes de desfogue, a fin de resguardar la salud del ecosistema.

Cabe mencionar que, si bien existieron limitaciones por la falta de datos hidráulicos y biológicos de la cuenca, la disponibilidad de registros hidrológicos favoreció el empleo del método Tennant, el cual, de acuerdo con la norma mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012 (Secretaría de Economía, 2012), permite determinar el caudal ambiental de un cuerpo corriente, y asegura la protección de sus condiciones ambientales y equilibrio ecológico.

### MATERIALES Y MÉTODOS

**Descripción de la zona de estudio.** La cuenca del río Metztlán se ubica entre las coordenadas 19° 53' 41" y 20° 45' 05" latitud norte, y 98° 55' 04" y 98° 08' 39" longitud oeste; abarca una superficie de 277 236.14 hectáreas y presenta un gradiente altitudinal entre 1 246 (lago de Metztlán) y 3 100 msnm (sierra de Singuilucan) (Fig. 1).

La vegetación se determina por el efecto barlovento-sotavento (Barradas *et al.*, 2004). En los bordes de la cuenca (barlovento), las

montañas captan la mayor parte de la lluvia (al noreste, Zacualtipán y Agua Blanca; al sureste, Acaxochitlán; al sur, Singuilucan, y al suroeste la sierra de Pachuca), lo que permite el desarrollo de bosques de clima templado (mesófilo de montaña, de *Pinus* y *Pinus-Quercus*). En la parte interna de la cuenca (sotavento), el viento presenta poca humedad por el efecto llamado "sombra geográfica", lo que aunado a la escasez de precipitaciones favorece el crecimiento de matorral xerófilo crassicaule, espinoso y rosetófilo (López-Herrera *et al.*, 2015).

El lago se encuentra entre los municipios Metztlán y Eloxochitlán, en la parte norte de la RBBM, en el estado de Hidalgo, entre los 20° 31' y 20° 43' LN, y 98° 37' y 98° 52' LO, a ± 1 246 msnm (considerando su almacenamiento promedio de 52 Mm<sup>3</sup>).

El lago pertenece a la Región Hidrológica 26 Alto Pánuco y su aporte principal es el río Venados (río Grande Tulancingo, al sur, y río Metztlán, al norte de la RBBM), cuya longitud aproximada es de 100 km dentro de la cuenca. Eventos tectónicos ocurridos en el periodo geológico del Cuaternario tardío sugieren que el cerro El Tajo se derrumbó y bloqueó el río que corría sin restricciones, lo que conformó una represa natural: el lago Metztlán (Suter, 2004).

La agricultura, principal actividad económica de la región, es desempeñada por 73% de la población (López-Herrera *et al.*, 2015). Se siembra calabaza, chile verde, ejote, frijol, jitomate, maíz y sorgo, entre

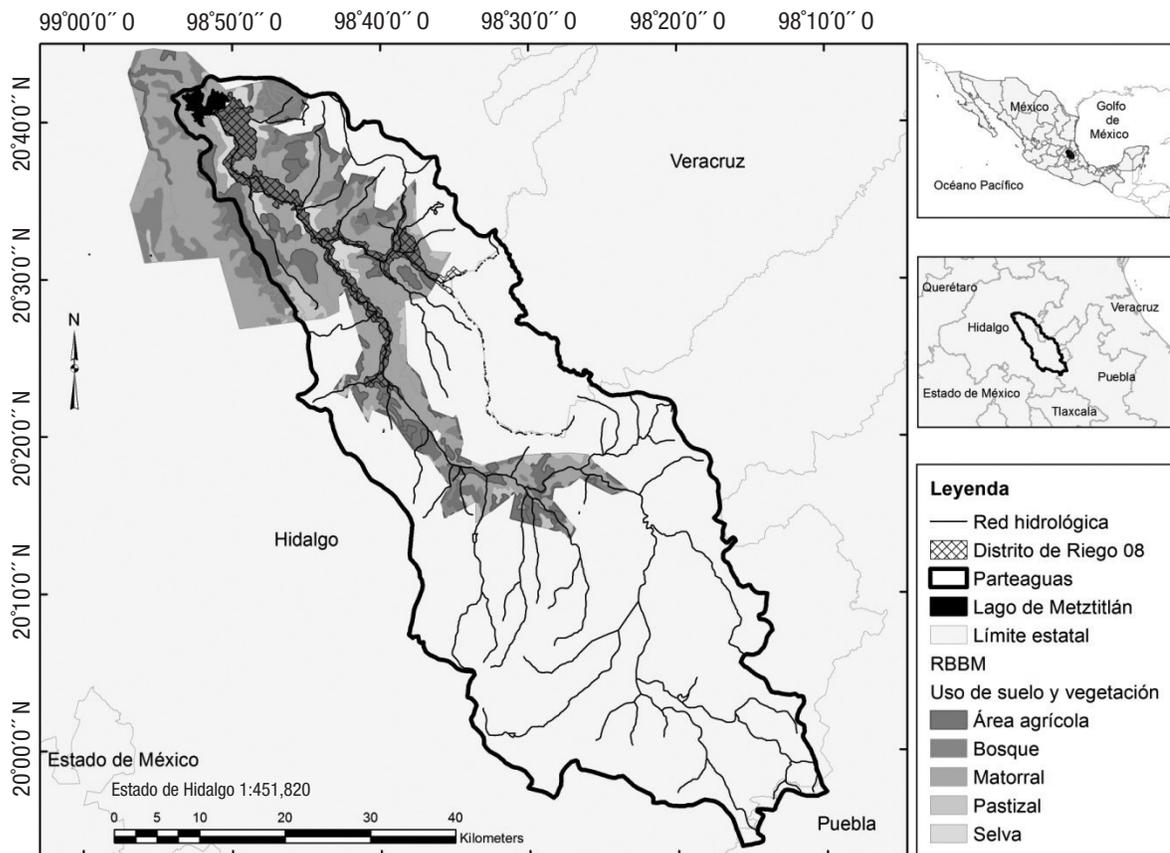


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Metztlán, en Hidalgo, México.

otros cultivos; el nogal es distintivo de la zona. Así, el DR-08, que opera esencialmente bajo riego, es de relevancia en el estado de Hidalgo.

Sin embargo, las inundaciones constituyen un problema frecuente en Metztlitlán; al llenarse el vaso del lago, éste se desborda desde la parte sureste de la cuenca hasta la noroeste. Los eventos más recientes se presentaron en 1999 y 2005: el primero alcanzó a la comunidad de Venados y cubrió gran parte del DR-08; el segundo afectó al poblado de Jilotla, con menor intensidad y magnitud (López-Herrera et al., 2015).

La cuenca tiene un coeficiente de escurrimiento superficial de 0-5% (CONANP, 2003); el clima que predomina es BS<sub>0</sub>hw (seco semicálido), con régimen de lluvias en verano y un porcentaje de lluvia invernal entre cinco y diez, e invierno fresco (García, 2004; SPP, 1992). La precipitación media anual es entre 450 y 700 mm en las áreas de mayor altitud (CONANP, 2003). Los principales tipos de suelo en la cuenca son litosoles, rendzinas, regosoles, fluvisoles, feozems y vertisoles (CONANP, 2003); en las márgenes del río Metztlitlán destaca el fluvisol calcárico (SPP, 1992).

**Tendencia histórica de los escurrimientos en la cuenca Metztlitlán, 1937-2008.** Existen diversos métodos diseñados para detectar cambios de régimen en series temporales. El Sequential Regime SHIFT Detection (Rodionov, 2004; Bering Climate, 2006) es un *software* que permite indicar la posibilidad de dicho cambio en tiempo real y estudiar variables de tipo físico (como la cobertura de hielo), biológico (como la biodiversidad y biomasa de zooplancton), climático (como el fenómeno ENSO y la oscilación del Pacífico Norte) y sus combinaciones. El programa tiene ventajas sobre otros métodos: señala la emergencia de un cambio potencial y mide el rango de confianza en la evidencia de un dato nuevo con respecto al anterior (Rodionov y Overland, 2005). Debido a esto, a la flexibilidad para el manejo de datos y a su adaptabilidad

a la zona de estudio –no requiere mayor cantidad de información–, se utilizó el Shift Detection para identificar en el régimen de escurrimientos de la cuenca los cambios significativos en términos de la media, así como la magnitud de las fluctuaciones del periodo 1936-2008.

El programa se fundamenta en las diferencias de los niveles promedio de una variable climática determinada *X* (por ejemplo: lluvia, velocidad del viento, presión barométrica, temperatura, entre otros) en una serie de tiempo (duración multianual), y se apoya en la prueba estadística *t* de Student. En el conjunto de datos de dos extremos, se examinaron cortes de longitud de análisis de 5 (CL5) y de 10 años (CL10), con una probabilidad = 0.1, donde el menor corte permite observar mayor detalle en la magnitud del cambio. El programa identifica los cambios en el régimen de la serie de tiempo mediante las siguientes etapas: 1) Establece la longitud de corte (*l*; 5 o 10 años) de los regímenes por evaluar para la variable *X* (escurrimientos). 2) Determina la diferencia (*diff*) entre valores medios de dos regímenes subsecuentes, que pueden ser estadísticamente significantes de acuerdo con la prueba *t* de Student:

$$diff = t \cdot 2 \sigma l \quad diff = t \cdot 2 \sigma l \quad (1)$$

Donde *t* es el valor de la distribución *-t* con *2l - 2* grados de libertad al nivel de probabilidad dada *p*. El programa asume que las varianzas de ambos regímenes son similares e iguales a la varianza promedio  $\sigma^2$  para los intervalos de corte de longitud *l* en la serie de tiempo de la variable *X*. 3) Calcula la media (*XR1*) de los valores del corte de longitud inicial *l* de la variable *X*, como una estimación para el régimen R1, y los niveles que deben ser alcanzados en los años del subsecuente corte de longitud *l*, a fin de evaluar un cambio para el régimen R2, ( $XR2 = XR1 \pm diff$ ).

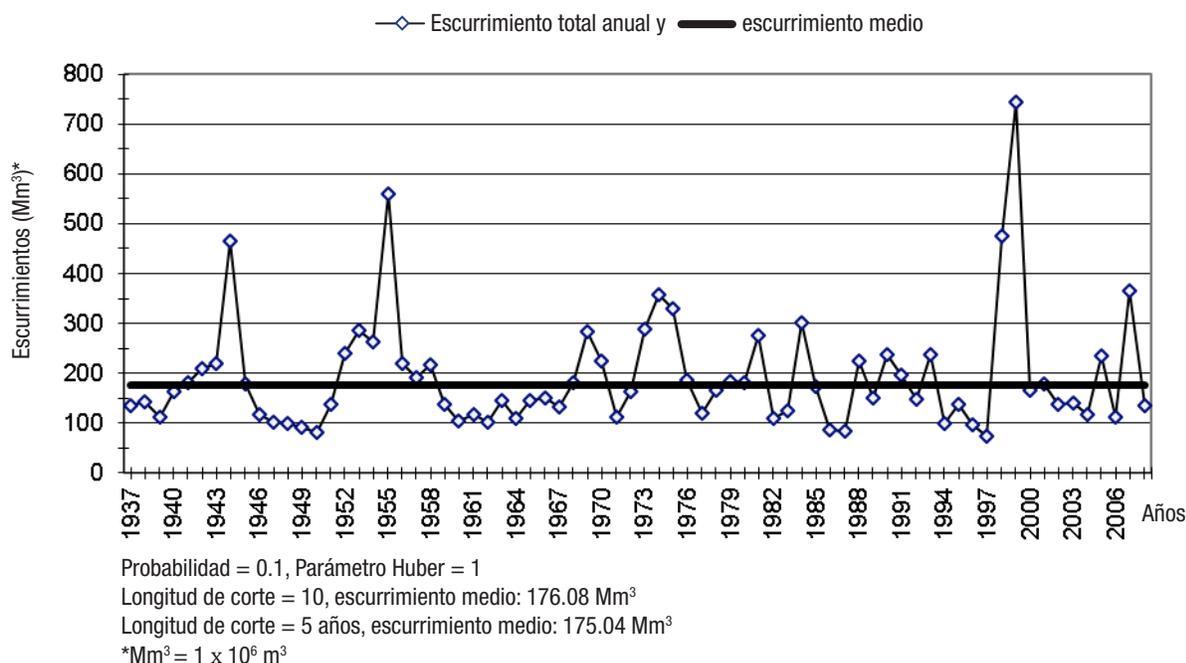


Figura 2. Régimen de escurrimientos totales anuales (1937-2008) de la cuenca Metztlitlán, en Hidalgo, México.

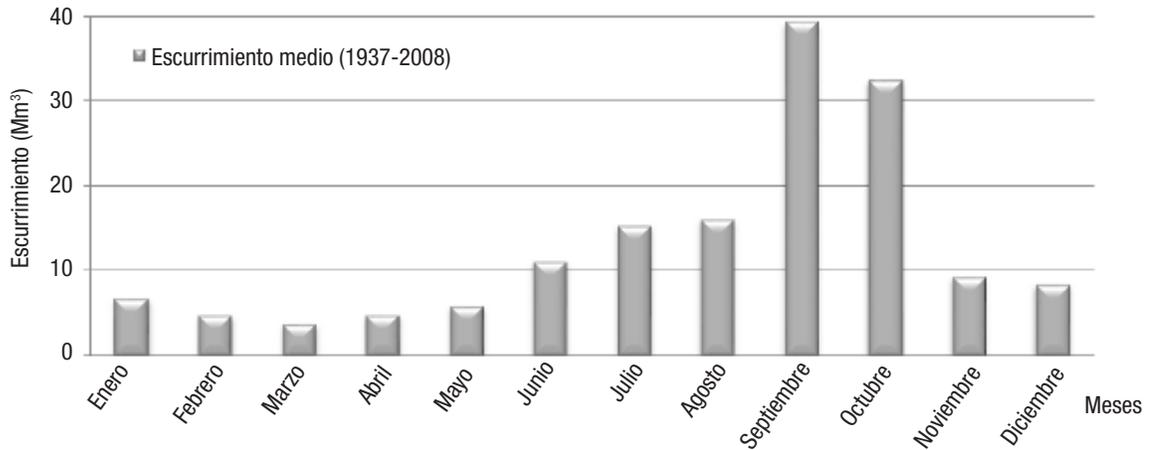


Figura 3. Esgurrimiento promedio mensual (1936-2008) de la cuenca Metztlitlán, en Hidalgo, México; datos estimados con el corte de longitud de 5 años.

4) Para cada nuevo valor comenzando en el año  $i=l+1$ , se verifica si éste es mayor que  $XR1 + diff$  o menor que  $XR1 - diff$ . Si éste no excede el rango  $XR1 \pm diff$ , se asume que el régimen no ha cambiado. En dicho caso, se calcula de nuevo el promedio  $XR1$  para incluir el nuevo valor  $X_i$  y los valores previos de  $l-1$  de la variable  $X$ , y se espera el siguiente valor. Si el nuevo valor de  $X_i$  excede el rango  $XR1 \pm diff$ , este año se considera como un posible punto de inicio ( $j$ ) para el nuevo régimen  $R2$ . 5) Después de que este punto se establece, cada nuevo valor de  $X_i$ , donde  $i > j$ , se usa para confirmar o rechazar la hipótesis nula de un cambio de régimen en el año  $j$ . Si la anomalía  $X_i - X'R2$  es del mismo signo que al momento del cambio de régimen, se incrementa la confianza de que el cambio sí ocurrió. Es todo lo contrario si las anomalías tienen signos opuestos. Este cambio en la confiabilidad de un cambio de régimen en  $i=j$  se refleja en el valor del índice de cambio de régimen (RSI, por sus siglas en inglés), el cual representa una suma acumulada de anomalías normalizadas:

$$RSI_i, j = i - j + mX_i * l\sigma, m = 0, 1, \dots, l-1 \quad (2)$$

Aquí  $X_i^* = X_i - X'R2$  si el cambio es ascendente, o  $X_i^* = X'R2 - X_i$  si el cambio es descendente. El RSI toma valores entre -1.0 y 1.0, donde la cercanía a cero indica la ausencia de cambios en el régimen. Si en algún momento, desde que  $i=j+1$  pasa al siguiente  $i=j+l-1$ , el valor del índice RSI se torna negativo, se procede al paso 6; si es positivo, al paso 7.

6) El valor negativo del RSI significa que la prueba para un cambio de régimen en el año  $j$  falló. Se asigna cero al RSI y se calcula de nuevo el valor medio de  $XR1$  para incluir el valor de  $X_j$  y seguir probando los valores de  $X_i$ , comenzando con  $i=j+1$  para estimar la excedencia del rango  $XR1 \pm diff$ , como en el paso 4.

7) El valor positivo del RSI significa que el cambio en el régimen en el año  $j$  es significativo al nivel de probabilidad  $p(0.1)$ . Se calcula el valor medio real para el nuevo régimen  $XR2$ . Este punto se convierte en la base a partir de la cual la prueba sigue adelante. La búsqueda

del siguiente cambio de régimen  $R3$  comienza con el año  $i=j+1$ . Se regresa a este paso a fin de asegurar que el siguiente cambio de régimen en la serie se determine correctamente, incluso si la duración actual de régimen  $R2$  fuera menor que los años del corte de longitud  $l$ . Los cálculos se continúan repetidamente del paso 4 al 7, hasta que se procesan todos los datos disponibles para la variable  $X$ .

Debido a los valores atípicos, el promedio no es representativo para el valor medio de los regímenes, lo que puede afectar significativamente los resultados de la detección del cambio de régimen. Idealmente, el peso para el valor de datos debe ser elegido de tal manera que sea mínimo si ese valor se considera como atípico. Para manejar los valores atípicos, el programa utiliza la función de peso de Huber (Bering Climate, 2006), que se calcula como:

$$peso = \min(1, \text{parámetro} / (\text{anomalía})) \quad (3)$$

Donde la *anomalía* es la desviación del valor medio esperado del nuevo régimen, normalizado por la desviación estándar promediada para todas las secciones consecutivas, del corte de longitud en la serie de datos. Si éstas son menores o iguales al valor del parámetro, sus pesos son iguales a uno. De lo contrario, los pesos son inversamente proporcionales a la distancia del valor medio esperado del nuevo régimen. Después de que se determina el cambio de régimen en la serie, los valores medios de los regímenes se determinan mediante un procedimiento iterativo: primero se calcula una media aritmética simple (sin peso), como una estimación inicial del valor medio del régimen; luego se calcula una media ponderada con los pesos, determinados por la distancia desde la primera estimación. El procedimiento se repite una vez más con la nueva estimación de la media del régimen.

**Relación elevaciones-áreas-capacidades del lago Metztlitlán.** Ésta se determinó con base en información proporcionada por la CONAGUA (2008), a fin de conocer las cotas susceptibles de resultar afectadas ante la presencia de eventos extraordinarios.

**Cálculo de la probabilidad de los escurrimientos mensuales y balance hídrico.** La probabilidad de los escurrimientos mensuales de la serie cronológica 1937-2008 se calculó mediante la fórmula de probabilidad de excedencia (PE) (Weibull, 1939):

$$\text{Probabilidad de excedencia} = mn+1 \quad (4)$$

Donde  $m$  es el número ordinal del miembro de la serie cuando los elementos son ordenados en forma descendente, y  $n$  el número de años de observación. El balance hídrico se realizó a partir de los volúmenes que corresponden a una PE de 80%, a los que se les restó el valor medio de los volúmenes mensuales que se extrajeron del río Metztlitlán (para beneficio del DR-08) correspondientes al periodo 2005-2008 (se consideró ese intervalo de tiempo por el acceso a la información). Después se sumó a la disponibilidad de agua en el lago del mes anterior, más el escurrimiento medio aportado en el mes actual, menos las extracciones medias de uso agrícola para el mismo periodo. Los volúmenes de desfogue se determinaron mediante la diferencia de los volúmenes promedio mensuales disponibles y el caudal medio mensual-rango óptimo (CMM-RO).

**Caudales ecológicos y probables volúmenes de desfogue.** El caudal ambiental es un instrumento de la gestión del agua que, con base en el principio ecológico del régimen natural y el gradiente del estado biológico, tiene por objetivo establecer un régimen para el sostenimiento de los ecosistemas y usos del agua. Numerosas metodologías se utilizan para este fin: hidrológicas (estiman dichos caudales mediante el estudio de una serie de valores históricos), holísticas (se emplean en cuencas cuyas características se transforman a causa de grandes

presas que provocan gran variabilidad en el régimen de caudales) y de simulación del hábitat (generan un análisis detallado del hábitat físico disponible y el necesario para la biota a diferentes condiciones de flujo, pero requieren datos hidrológicos, hidráulicos y biológicos).

En este análisis se empleó el método Tennant (1976), ya que es ampliamente usado en la planeación a nivel de cuencas hidrográficas (Acreman & Dunbar, 2004) cuando hay pocos datos disponibles y porque la norma mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012 (Secretaría de Economía, 2012) lo recomienda para establecer el régimen de caudal que mantiene los atributos biológicos en ciertos niveles de sobrevivencia, por lo que su uso admite un primer acercamiento al caudal ecológico que demanda la normativa ambiental mexicana.

Dicho método se fundamenta en el grado de conservación del hábitat del sistema hidrológico, el cual depende de su reserva ambiental hídrica en los periodos seco (PS) y húmedo (PH). Se expresa en porcentajes de su caudal medio anual (CMA) histórico: el CMA mínimo (10%) es el necesario para sostener un ecosistema que favorece la sobrevivencia de la mayoría de las formas de vida acuática en el corto plazo; el CMA excelente (30%) mantiene un medio adecuado para la sobrevivencia de las diversas formas de vida acuática, y el CMA rango óptimo (60-100%) provee un hábitat de características excelentes a excepcionales para la mayoría de las formas de vida acuática. En esta investigación se estimó el CMM-RO (versión modificada), con base en los escurrimientos medios mensuales del periodo 1937-2008 (obtenidos con el CL5).

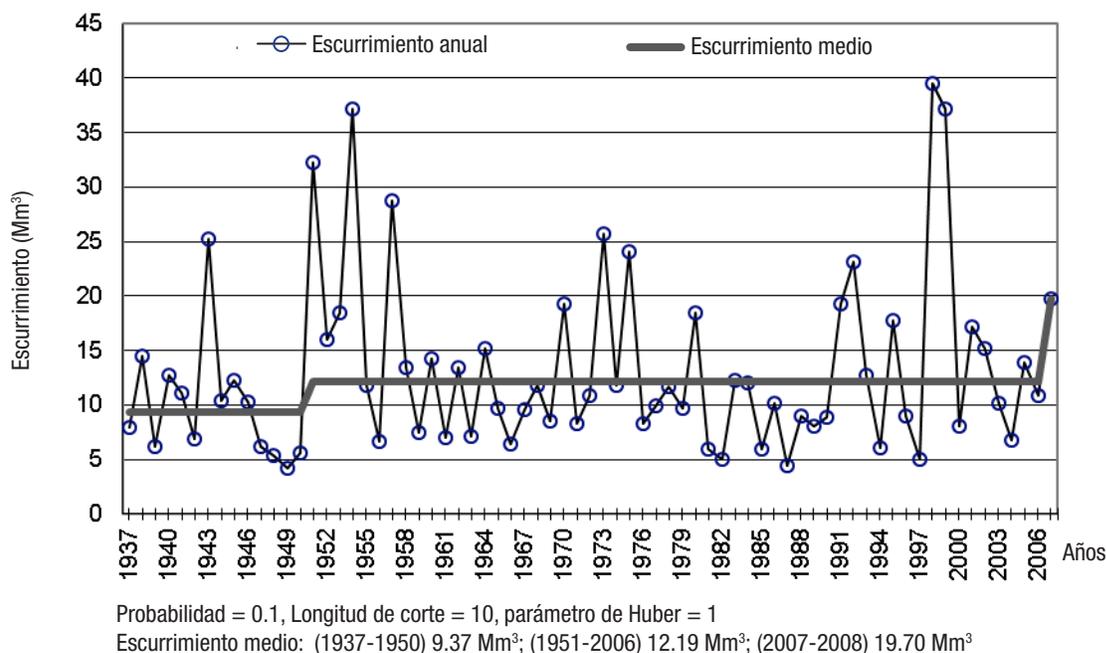


Figura 4. Cambios en el régimen de los escurrimientos medios de noviembre de la cuenca Meztlitlán en Hidalgo, México, de 1937-2007 (longitud de corte: 10 años).

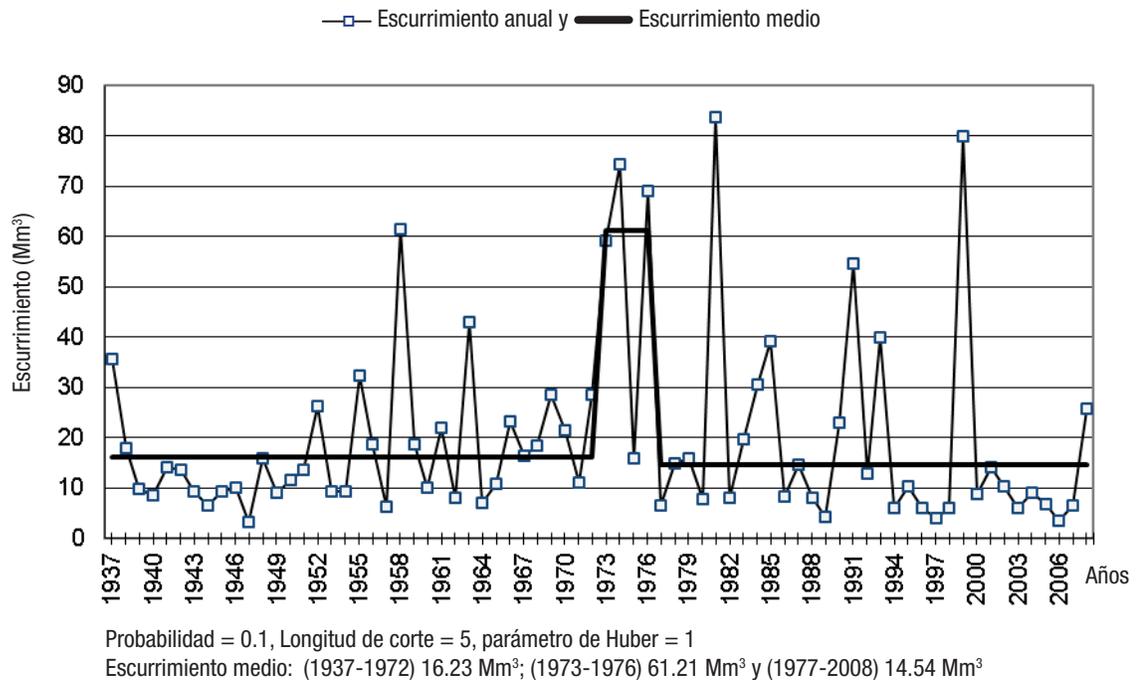


Figura 5. Cambios en el régimen de los escurreimientos medios de julio (1937-2008) de la cuenca Metztlitlán, en Hidalgo, México (longitud de corte: 5 años).

## RESULTADOS

**Tendencia histórica de los escurreimientos.** En la figura 2 se muestran las fluctuaciones de los escurreimientos totales anuales (ETA) de la cuenca para el periodo 1937-2008. Los mayores se registraron en los años 1944 (465.3 Mm<sup>3</sup>), 1955 (560.1 Mm<sup>3</sup>), 1998 (474.7 Mm<sup>3</sup>) y 1999, siendo éste el más intenso (744 Mm<sup>3</sup>). En contraparte, los años de menor ETA son 1950 (81.8 Mm<sup>3</sup>) y 1997 (73.28 Mm<sup>3</sup>). Según el Shift Detection, no se detectaron cambios en el régimen de los escurreimientos medios anuales (REMA), los que equivalen a 176.08 Mm<sup>3</sup> y 175.04 Mm<sup>3</sup> conforme los CL10 y CL5 años, respectivamente.

Los escurreimientos promedio mensuales de la serie cronológica sugieren que el PS se integra por los meses enero a mayo, cuyos valores extremos corresponden a enero (6.8 Mm<sup>3</sup>) y marzo (3.8 Mm<sup>3</sup>) (Fig. 3). El PS incluye 14.33% del ETA. El PH se define de junio a diciembre, en el que septiembre (39.5 Mm<sup>3</sup>) y octubre (32.5 Mm<sup>3</sup>) muestran los mayores escurreimientos; y diciembre, el menor (8.4 Mm<sup>3</sup>). El PH reúne 85.67% del ETA.

Al realizar los CL10 para los regímenes mensuales del periodo señalado, se detectaron siete cambios (Tabla 1). Dos de ellos corresponden al PS y representan disminuciones de baja intensidad con respecto al valor medio de los escurreimientos, que en términos de la magnitud de cambio del RSI (escala de -1.0 a 1.0) equivalen a -0.04 para marzo de 1986 y -0.05 para mayo de 1995. Los cambios restantes (uno en el PS y cuatro en el PH) implican incrementos sobre el valor del escu-

rrimiento medio, como los que se relacionan al mes de noviembre, de magnitud de 0.05 y 0.14 (Tabla 1) para los años 1951 y 2007 (Fig. 4). El incremento de mayor magnitud, de acuerdo con el CL10, corresponde a diciembre de 2007 (0.21).

En el CL10, los RSI de mayor y menor significancia (en la escala -1.0 a 1.0, donde la cercanía a cero indica la ausencia de cambios en el régimen) se asocian a los años 2007 (0.67 –febrero, agosto, noviembre y diciembre–) y 1986 (0.04 –marzo–) (Tabla 1).

En el CL5 se observaron cinco cambios: dos de ellos implican disminuciones importantes con respecto al valor medio de los escurreimientos, que, en términos de la magnitud de cambio del RSI, equivalen a -0.63 y -0.32 para julio (PH) de 1977 y marzo (PS) de 1987, respectivamente (Tabla 1). Los demás cambios implican aumentos sobre el valor del escurreimiento medio (dos en el PH y uno en el PS). En la figura 5 se observan dos alteraciones en el régimen de los escurreimientos medios mensuales (REMM) de julio para 1973 (magnitud de cambio 0.29) y 1977 (-0.63).

En el CL5, los RSI de mayor y menor significancia se relacionan con julio de 1997 (0.67) y marzo de 1992 (0.1) (Tabla 1).

**Áreas inundables en la cuenca de Metztlitlán.** En la figura 6 se observa el área inundable del lago y su capacidad de almacenamiento. Éste abarca 1 208 ha a la cota 1 246 (52 Mm<sup>3</sup>), la cual se incrementa a 1 572.83 ha a la cota 1 248 (76.15 Mm<sup>3</sup>). Es decir, la superficie del

lago crece sólo en este intervalo de 2 metros, 364.88 ha (Área). Los siguientes aumentos significativos en el área de desborde (superiores a 200 ha) se presentan entre los rangos de cota: 1 248-1 250, Δárea = 631.47 ha; 1 250-1 252, Δárea = 294.54 ha; 1 252-1 254, Δárea = 394.68 ha; 1 254-1 256, Δárea = 230.72 ha; 1 256-1 258, Δárea = 240.81 ha; y 1 262-1 264, Δárea = 391.45 ha.

**Caudal ambiental rango óptimo y probables volúmenes de desfogue.**

En el contexto de los escurrimientos calculados con una PE de 80% del periodo 1936-2008, septiembre presentó los mayores escurrimientos (102.1 Mm<sup>3</sup>); octubre, los menores (65.6 Mm<sup>3</sup>), y los demás meses, valores ± 70 Mm<sup>3</sup> (Fig. 7). Conforme el programa de cultivos del DR-08, los volúmenes mensuales promedio que se extrajeron del río Metztlitlán oscilaron durante los años 2005-2008: los meses de menor demanda correspondieron a junio y octubre (1.4 Mm<sup>3</sup>); y los de mayor requerimiento, a enero (3.6 Mm<sup>3</sup>), febrero (3.4 Mm<sup>3</sup>), marzo (4.1 Mm<sup>3</sup>), abril

(3.6 Mm<sup>3</sup>) y septiembre (3.5 Mm<sup>3</sup>). Los resultados del balance hídrico indican que octubre (64.2 Mm<sup>3</sup>) y septiembre (98.6 Mm<sup>3</sup>) registran los valores extremos en torno a la disponibilidad de agua; de diciembre a junio, ésta se evaluó en ± 70 Mm<sup>3</sup>.

Las estimaciones de los CMM-RO señalaron marcadas diferencias mensuales: los mayores caudales corresponden a septiembre (23.7 Mm<sup>3</sup>) y octubre (19.5 Mm<sup>3</sup>); entre 5 y 10 Mm<sup>3</sup>, noviembre, diciembre, junio, julio y agosto; y menores a 5 Mm<sup>3</sup>, enero a mayo (Fig. 7). El CMM-RO de septiembre corresponde a una cota y área inundable de 1 243.47 m y 772.9 ha. Marzo presentó el menor de todos los caudales (2.3 Mm<sup>3</sup>), se aproxima a la cota 1 239 y ocupa 278.12 ha.

Según la CONAGUA, el túnel propuesto podría tener un nivel máximo de aguas de operación (NAMO) a la cota 1 244.8 m, lo que implica un área de 1 003 ha.

Tabla 1. Magnitud del cambio en el escurrimiento medio de la cuenca de Metztlitlán (Hidalgo, México) y valores de índice de cambio de régimen (RSI); cortes de longitud de 10 y 5 años.

Corte de longitud de 10 años				Corte de longitud de 5 años			
Año	Mes	Magnitud de cambio	RSI	Año	Mes	Magnitud de cambio	RSI
1951	Noviembre <sup>2</sup>	0.05	0.05	1951	Noviembre <sup>2</sup>	0.20	0.20
1986	Marzo <sup>1</sup>	-0.04	0.04	1973	Julio <sup>2</sup>	0.29	0.29
1995	Mayo <sup>1</sup>	-0.05	0.05	1977	Julio <sup>2</sup>	-0.63	0.63
2007	Febrero <sup>1</sup>	0.13	0.67	1987	Marzo <sup>1</sup>	-0.32	0.32
2007	Agosto <sup>2</sup>	0.18		1992	Marzo <sup>1</sup>	0.10	0.10
2007	Noviembre <sup>2</sup>	0.14					
2007	Diciembre <sup>2</sup>	0.21					

<sup>1</sup> = período seco (enero a mayo); <sup>2</sup> = período húmedo (junio a diciembre); RSI = índice de cambio de régimen.

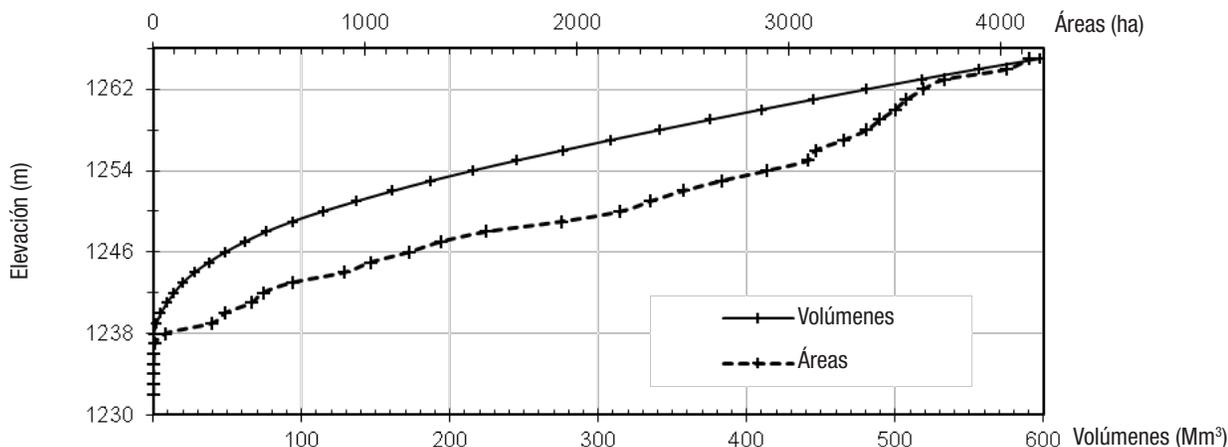


Figura 6. Curvas de elevaciones-áreas-capacidades para el lago de Metztlitlán, en Hidalgo, México.

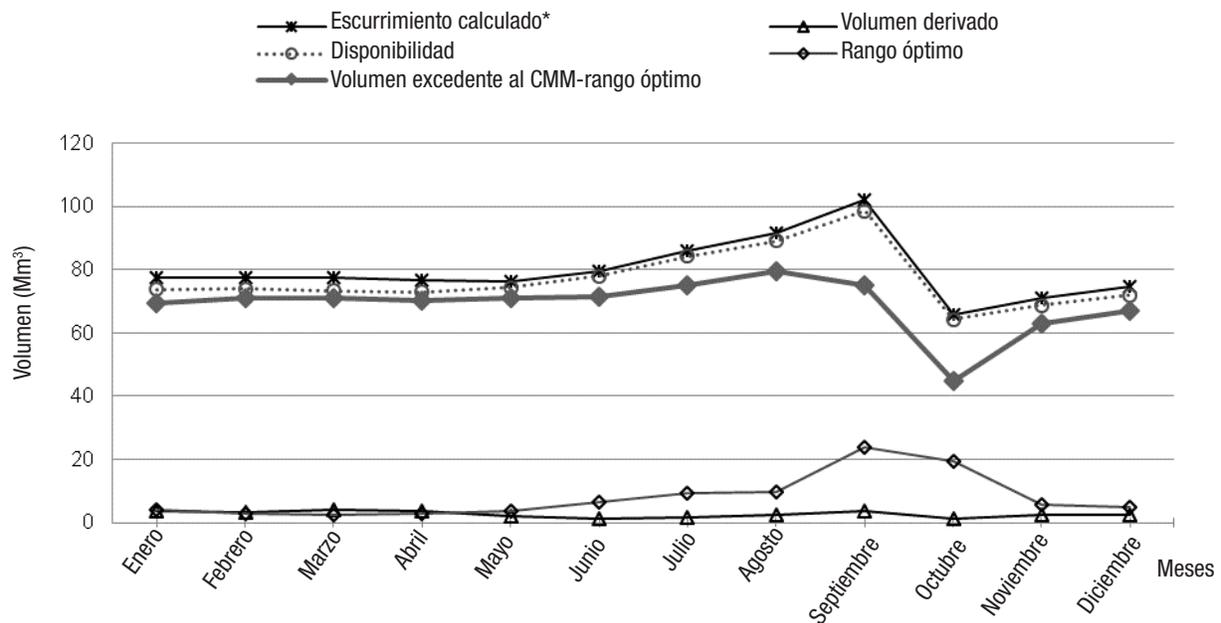


Figura 7. Volúmenes de desfogues excedentes al caudal ambiental de rango óptimo del lago de Metztlán, en Hidalgo, México. \*Con probabilidad empírica de 80%.

## DISCUSIÓN

La VC es cada vez más notable, ya que la acumulación de los GEI en la atmósfera incrementa la temperatura del aire y del océano, lo que favorece la variabilidad natural. En consecuencia, en los últimos años se han presentado cambios climáticos inusuales a nivel mundial, como las modificaciones en los patrones de la lluvia y de los caudales de los ríos. Mendoza *et al.* (1997) mencionan que uno de los principales efectos del CC es la alteración del ciclo termo-hidrológico regional, acompañado de cambios en el escurrimiento superficial; éstos, a su vez, inciden en la distribución espacial y temporal y en los cambios de la magnitud y frecuencia de los eventos extremos, como sequía e inundaciones. Sin embargo, para evidenciar la existencia de un CC es necesario analizar la tendencia de variables climáticas, considerando diferentes escalas de tiempo y espacio.

En este sentido, al analizar la secuencia histórica de los escurrimientos de la cuenca Metztlán, los CL10 y CL5 años del Shift Detection no detectaron cambios en el REMA (Fig. 2), pero permitieron identificar en qué años se presentaron escurrimientos extremos: los mayores, en 1944, 1955, 1998 y 1999; y los menores, en 1939, 1950 y 1997. Se observó que algunos de los años con valores de escurrimiento extremo (máximos o mínimos) coincidieron con periodos en los que se presentó el fenómeno ENOS: destacaron los años 1998, que registró escurrimientos máximos en la serie y concordó con uno de los episodios de mayor magnitud de ese evento (1997-1998), y los años 1939 y 1997, que mostraron los menores escurrimientos de la serie y que correspondieron con el evento de magnitudes fuerte y muy fuerte, respectivamente (Tabla 2).

Por su parte, los CL10 y CL5 señalaron siete y cinco cambios en el REMM (Tabla 1); ambos revelaron un incremento en marzo de 1951 (de magnitud 0.05 y 0.20). De acuerdo con las fluctuaciones observadas en los dos cortes, el valor del escurrimiento medio tiende a disminuir

en el PS (años 1977, 1986, 1987 y 1995) y al incremento en el PH (años 1951, 1973, 1992), y con mayor intensidad en fecha reciente (año 2007). Esto implica que, de conservarse esta tendencia, habrá condiciones más extremas: meses secos con disminuciones y meses húmedos con un incremento en los escurrimientos.

Los años que se detectaron en ambos cortes también coinciden con periodos en los que se registró El Niño (Tabla 2). Tal es el caso de los ciclos 1997-1998 y 1998-1999, cuando se presentaron El Niño y La Niña, respectivamente, lo que sugiere que, además de otras influencias climatológicas cíclicas o no (como los ciclones que aumentan el volumen del lago Metztlán), El Niño se puede relacionar con sequías en la región, y La Niña, con las inundaciones (CONANP, 2003).

De acuerdo con el Intergovernmental Panel on Climate Change (Solomon *et al.*, 2007), los cambios en la precipitación y en la temperatura inducen a modificaciones en los escurrimientos superficiales. Méndez *et al.* (2008) señalan la tendencia de la lluvia en México (periodo 1920-2004). Particularmente en la zona que se ubica la cuenca de Metztlán, las estaciones de primavera (marzo-mayo) y verano (junio-agosto) presentan tasas a la baja en términos de lluvia, de  $-2.45 \pm 0.88$  mm año<sup>-1</sup> y  $-0.2$  a  $-2.7$  mm año<sup>-1</sup>, respectivamente. Mientras que otoño (septiembre-noviembre) registra un incremento de  $+4.32 \pm 1.17$  mm año<sup>-1</sup>; en invierno (diciembre-febrero), dos variaciones: un aumento en la parte sur de la cuenca ( $1.43 \pm 0.42$  mm año<sup>-1</sup>) y un descenso en el norte ( $-1.15 \pm 0.49$  mm año<sup>-1</sup>). Este comportamiento se puede relacionar con lo que se detectó en este trabajo: los escurrimientos aumentan en otoño y disminuyen en invierno y primavera.

También se coincidió con el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 2010) respecto al comportamiento histórico de las lluvias del estado de Hidalgo (periodo 1961-1990): su decremento en invierno (54-75 mm) y aumento en verano (540-616 mm), con temperaturas medias de 14.45 y 21.25 °C.

Díaz-Padilla *et al.* (2011) determinaron, mediante el uso de series históricas de precipitación del periodo 1961-2003, que la sequía en México aumenta a partir del año 1990, en tanto que los periodos de humedad disminuyen a partir de esa década. Asimismo, detectaron sequía extrema en la estación Pánuco Veracruz en el año 1995, lo que coincide con las disminuciones detectadas en el CL10 de este análisis, sobre la media de los escurrimientos.

Se observa la correspondencia entre el comportamiento de los escurrimientos de los PS y PH de la cuenca de Metztitlán con los fenómenos meteorológicos, y, aunque no se detectaron cambios para el año 1999 (cuando ocurrió una crecida en octubre), esto coincide con el aumento de escurrimiento para el PH. Lo anterior indica que existe consistencia entre los resultados encontrados en esta investigación y los reportados para la región (mediante el análisis de series históricas) por otros investigadores.

Con respecto a las proyecciones de un futuro cercano, el IMTA (2010) analizó el escenario A<sub>2</sub> (altas emisiones de GEI) de CC para el estado de Hidalgo y estimó disminuciones de precipitación en invierno (de -10 a -15% para el periodo 2010-2039, y de -20 a -25% para 2040-2098) y en verano (-5 a -10% para 2010-2098), con incrementos de temperatura de 2.74 y 3.47 °C en cada estación. Esto coincide con las disminuciones de los escurrimientos en el PS reportados en esta investigación, pero difiere con los incrementos detectados para el PH.

Las predicciones indican el aumento de temperatura y la disminución de lluvias para los próximos 100 años, y mayor susceptibilidad de las regiones áridas y semiáridas de México debido a cambios de incremento en el régimen de lluvia (IMTA, 2010; Méndez *et al.*, 2008): los escurrimientos superficiales disminuirán en 10 a 30% debido a las altas tasas de evaporación que se presentarán en las regiones secas

de latitudes medias. Al comparar estos datos con la tendencia de los escurrimientos de la cuenca de Metztitlán, se considera que, en caso de que ésta se conserve, se aproximará en invierno a las estimaciones del IMTA, pero serán opuestas para el verano.

Las estimaciones en escenarios del CC para los años 2020 y 2050 de precipitación en la RBBM sugieren un descenso en los valores de la lluvia media, en los que particularmente septiembre registrará la mayor merma (27.3 y 40.6%, respectivamente) (Gómez-Díaz *et al.*, 2007). Esto contrasta con los resultados generados en esta investigación, en los que septiembre presentó los escurrimientos máximos del REMM.

A pesar de estas conjeturas, ninguno de los modelos de circulación atmosférica global o regional es capaz de generar escenarios fiables sobre los cambios esperables en vínculo con los eventos extremos, ya que estas suposiciones parten de la base de que el CC alterará todo el volumen de la lluvia mensual en la misma cantidad, sin considerar la concentración de lluvia en periodos temporales cortos (Benito, 2006).

Por su parte, Hurrell (1995) menciona que los cambios locales en las tendencias de lluvia se pueden atribuir a alteraciones en la circulación atmosférica y a modificaciones de los forzamientos radiativos. En este sentido, Barradas *et al.* (2004) realizaron mediciones de balance de energía para determinar la redistribución de dos tipos de comunidades vegetales y sus efectos sobre el flujo de calor sensible en la zona, y concluyeron que existe la posibilidad de que haya CC principalmente en la época seca. Buendía (2012) ratifica que las variaciones del clima en México de las últimas tres décadas obedecen a incrementos de la energía solar, que llegó a la cúspide de la atmósfera, y a variaciones de la energía interna de del fenómeno El Niño– y que por ningún concepto se asocian al CC por efecto invernadero.

Tabla 2. Relación entre los cambios detectados en el régimen de los escurrimientos medios mensuales (1937-2008) de la cuenca Metztitlán (Hidalgo, México) y el fenómeno de El Niño.

Año*	Régimen de detección o tipo de corte	Escurrecimiento (REMA) o cambio sobre la media (REMM)	Periodo de cambio	Eventos de El Niño	Intensidad IOS
1939	REMA	Mínimo		1939-1941 <sup>1</sup>	Fuerte
1946	REMA	Mínimo		1946 <sup>1</sup>	Moderado
1951	CL5, CL10	Incremento	Húmedo	1951 <sup>1</sup>	Moderado
1973	CL5	Incremento	Húmedo	1972-1973 <sup>1</sup>	Fuerte
1977	CL5	Disminución	Húmedo	1976-1978 <sup>1</sup>	Moderado
1986	CL10	Disminución	Seco	1986-1987 <sup>1</sup>	Moderado
	REMA	Mínimo		1986-1987 <sup>1</sup>	Moderado
1987	CL5	Disminución	Seco	1986-1987 <sup>1</sup>	Moderado
	REMA	Mínimo		1986-1987 <sup>1</sup>	Moderado
1992	CL5	Incremento	Seco	1991-1992 <sup>1</sup>	Fuerte
1994	REMA	Mínimo		1994 <sup>1</sup>	Moderado
1995	CL10	Disminución	Seco	1992-1995 <sup>2</sup>	Fuerte
1997	REMA	Mínimo		1997-1998 <sup>1</sup>	Muy fuerte
1998	REMA	Máximo		1997-1998 <sup>1</sup>	Muy fuerte
2007	CL10	Incremento	Seco y húmedo	SD	

REMA = régimen de los escurrimientos medio anuales de la serie 1937-2008; REMM = régimen de los escurrimientos medio mensuales en la misma serie; \* = año en el que se detectó un cambio en el REMM o mostró escurrimientos extremos en el REMA; CL10 y CL5, cortes de longitud de 10 y 5 años; IOS = índice de oscilación del sur; SD = sin datos; <sup>1</sup> = Bocanegra *et al.* (2000); <sup>2</sup> = Buendía (2012).

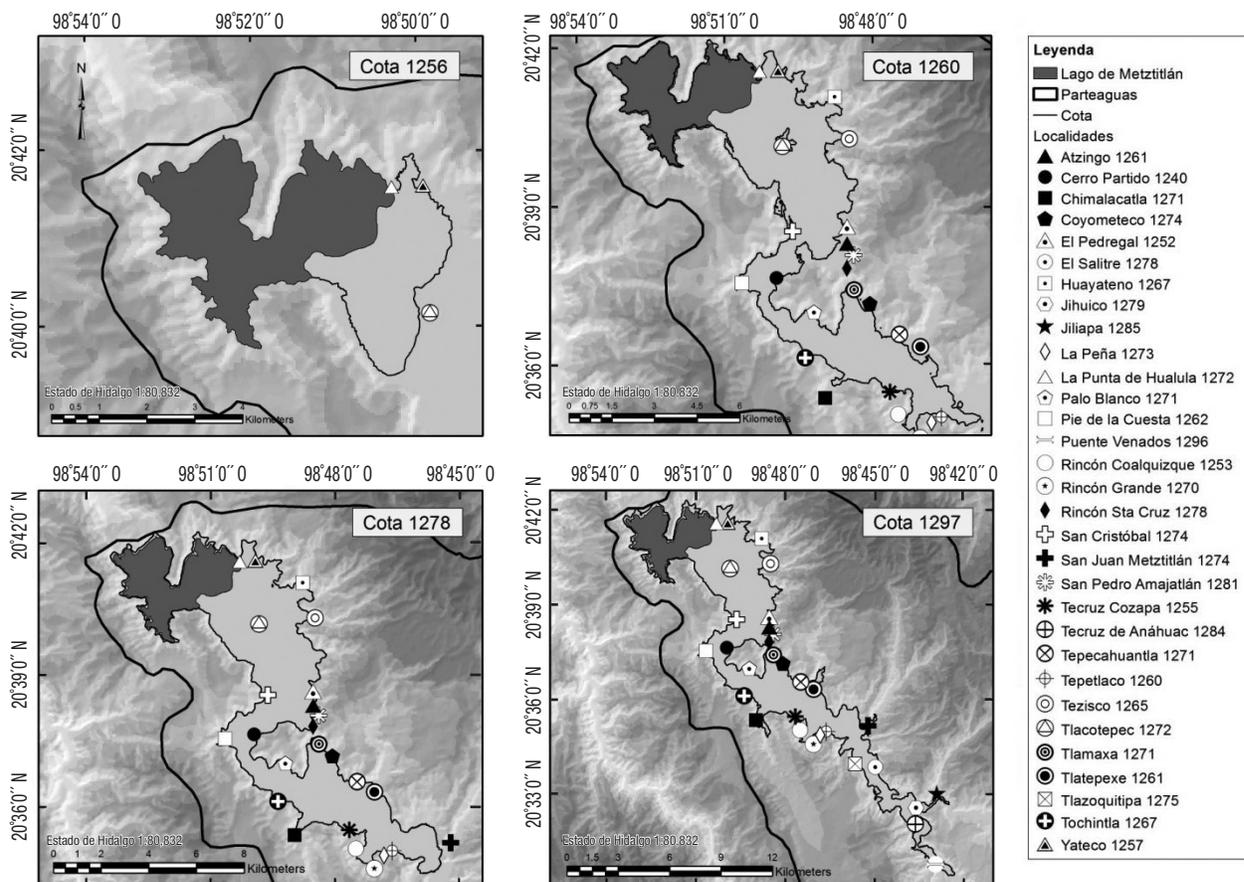


Figura 8. Localidades en el área inundable en la cuenca del río Metztlitlán, en Hidalgo, México.

Después de analizar los cambios sobre la media de los escurrimientos de la cuenca Metztlitlán de la serie 1937-2008, se considera que los resultados obtenidos no permiten detectar señales que vinculen las variaciones encontradas con el CC, pero sí permiten establecer una correspondencia con la variabilidad interanual de las precipitaciones asociadas con el ENSO, que ha sido causante de sequías extremas y lluvias extraordinarias en diferentes regiones geográficas del planeta.

Kundzewicz y Mata (2004) reportan que en diversas regiones hay tendencias aparentes de incrementos y disminuciones en los caudales de los ríos, que pueden ser resultado del CC o de otros factores, como la variabilidad hidrológica a lo largo del tiempo. En la cuenca Metztlitlán, estas precisiones son difíciles de establecer debido al corto periodo de los registros disponibles y a que se carece de mayor información para valorar las condiciones actuales con respecto a los cambios del pasado reciente.

De acuerdo con García (2004), por la ubicación geográfica de la cuenca Metztlitlán, la lluvia se registra esencialmente en verano y parte del otoño: la entrada de humedad hacia la región por el lado del Pacífico es factible y relaciona la mayor frecuencia de los ciclones tropicales que se originan en el océano Pacífico con el aumento de lluvia de septiembre. En este contexto, se observó que la distribución de los escurrimientos superficiales totales anuales de la cuenca corresponden a 14.33% para el PS y 85.67% para el PH; sobresale septiembre,

por contener 21% de los escurrimientos con respecto al total anual y 24.5% con respecto al PH.

Adicionalmente, existen factores humanos que pueden contribuir sustancialmente al cambio de las características climáticas en la región. Así lo señalan los estudios de Valdez-Lazalde *et al.* (2011), ya que la deforestación anual en la cuenca (0.5%) permitió el establecimiento de terrenos agrícolas, el cambio de la cobertura vegetal en áreas forestales y el crecimiento urbano a razón de 250.8% en el periodo 1985-2007. Éste desplazó al bosque en Zacualtipán, al matorral en Atotonilco el Grande, y a la agricultura de riego y de temporal en Tulancingo.

La CONANP (CRM-CONANP, 2003) reconoce que el aumento poblacional en los municipios (principalmente Metztlitlán), las obras civiles, el aprovechamiento de los recursos geológicos, la tala y la erosión hídrica inducen a la pérdida de suelo antropogénica en la RBBM, lo que afecta a 3.78, 3.42, 0.5 y 3.85% de su superficie, respectivamente. Se considera que todo lo anterior, aunado a los cambios de uso de suelo que se generan en la cuenca, favorece que las precipitaciones extremas eleven la magnitud de las inundaciones y de sus efectos.

Es decir, las altas precipitaciones que se registran en verano en las zonas boscosas y las modificaciones en los coeficientes de escurrimiento vía deforestación-crecimiento urbano propician que la fértil vega del río Metztlitlán presente frecuentes e intensas inundaciones,

las que afectan las cosechas agrícolas y la biodiversidad de la RBBM, e incluso ponen en riesgo la vida de los pobladores.

Esto también tiene implicaciones en el ciclo hidrológico, en la conservación del suelo y en el clima local: si se conserva el superávit de lluvia por varios años, éste podría desempeñar un papel trascendental en la redistribución geográfica de las especies vegetales de los ecosistemas, así como en la disponibilidad del agua para la agricultura y el abastecimiento potable. De acuerdo con Whitfield *et al.* (2002), los cambios físicos más importantes que se proyectan tienen modificaciones en la temporalidad de los caudales y en el volumen de agua de los ríos.

**Inundaciones en la cuenca de Metztlán.** Con base en datos del INEGI (2015), la carta topográfica F14D61 (INEGI, 2000), las imágenes provistas por Google Earth (2016) y los datos tomados en campo, se determinó que los poblados que principalmente resultan afectados cuando se presentan las inundaciones son Tlacotepec, el cual, aunque está a una altitud de 1 272 m, se encuentra en las inmediaciones del área inundable, por lo que queda aislado cuando se presentan dichos eventos; Tlatepexco, cuya parte más baja coincide con la cota 1 260; El Pedregal de Zaragoza, San Cristóbal y Tecruz de Cozapa, que se extienden por debajo de la cota 1 260. En la figura 8 se pueden observar, de acuerdo con la cota, otras localidades que también son susceptibles de resultar afectadas por el desbordamiento del lago de Metztlán. Cabe mencionar que la cota que se reporta con el poblado corresponde a su altitud media, por lo que las localidades se pueden desarrollar por debajo de dicho nivel.

Por su parte, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CRM-CONANP, 2003) consideró más poblados y definió su respectivo grado de riesgo de inundación: moderado a normal en época de lluvias, Tlacotepec y camino Tlacotepec-Punta Hualula; moderado a alto con desborde del río Venados, Amajatlán, camino San Cristóbal-Tlacotepec, Macuila, Pedregal de Zaragoza, San Cristóbal y Tlacotepec; extraordinario con desborde del río Venados (por huracán o tormenta tropical intensa), Acalome, Amajatlán, Apanco de la Joya, Atzolcintla, Coateno, caminos San Cristóbal-Amajatlán y San Cristóbal-Atzolcintla, Coyome-teco, El Carrizal, El Salitre, Jilotla, Macuila, Pedregal de Zaragoza, La Rivera de Metztlán, San Cristóbal, Tlacotepec, Tlaxaxa, Tlatepexco y Tres Cruces; moderado a alto (tormenta tropical o huracán), camino Xoxoteco-San Agustín, El Terrero, Ocuilcalco, San Agustín Metzquitlán y Xoxoteco. En conjunto, el área inundable equivale a 10% de la superficie de la RBBM.

De acuerdo con Díaz y Vega (2001), es recomendable disponer de un mapa de la planicie de riesgo que delimite las zonas inundables por avenidas de cierto periodo de retorno, a fin de prevenir o mitigar los impactos ocasionados por el desbordamiento; esto, además, permitiría sentar las bases para el futuro desarrollo de las comunidades, el uso de la tierra y otras regulaciones.

**Caudales ambientales y probables volúmenes de desfogue del tercer túnel.** Los CMM-RO estimados indicaron las mayores reservas para septiembre (23.7 Mm<sup>3</sup>) y octubre (19.5 Mm<sup>3</sup>), cubriendo áreas de 772.9 (cota 1 243.47 m) y 650 ha (cota 1 242.9 m), respectivamente. En contraparte, los caudales menores serían para febrero (2.9 Mm<sup>3</sup>) y marzo (2.3 Mm<sup>3</sup>), ocupando áreas de 290.6 ha (cota 1 239.2 m) y 278.1 ha (cota 1 239 m). Esto señala que los caudales estarían por debajo de la

capacidad normal del lago que considera la CONAGUA (de 52 Mm<sup>3</sup>, 1 237.54 ha y una cota 1 246.2 m).

Los volúmenes de desfogue se presentarían durante todo el año y serían de  $\pm 70$  Mm<sup>3</sup>, salvo en octubre, que sería de 44.7 Mm<sup>3</sup>. Al desfogar los volúmenes excedentes se reducirá el riesgo de inundaciones en la cuenca de Metztlán, pero sólo disminuirá el tiempo de permanencia del desbordamiento y no la ocurrencia de las avenidas extraordinarias. Esto significa que las operaciones del tercer túnel sólo contribuirán a minimizar los efectos de las inundaciones. Como existe erosión en las partes altas de la cuenca, es necesario implementar obras para conservar el suelo: agricultura en terrazas en suelos con pendiente superior a 8%, integrar los esquilmos agrícolas, rotar cultivos, introducir barreras arbóreas perpendiculares a la dirección del viento, reforestar, construir represas y diques, desazolver y rectificar cauces.

Considerando que la sedimentación del lago es de aproximadamente 20 cm año<sup>-1</sup>, y ésta se redistribuye hacia el interior del sistema en la época de lluvia (Montero, 2008), se podría pensar en un escenario hipotético en el que, sin prácticas de conservación del suelo hasta el año 2050, se provocaría un descenso en la capacidad de almacenamiento del lago en 7 metros de altura y se incrementarían significativamente los riesgos de inundar aguas arriba.

Adicionalmente, se sugiere establecer, durante las operaciones del túnel, un programa de manejo de los volúmenes de desfogue para evitar desequilibrio en las condiciones hídricas originales de la cuenca, y en el que también se consideren las posibles afectaciones aguas abajo, derivadas de una evacuación repentina y excesiva. Santacruz de León y Aguilar-Robledo (2009) recomiendan revisar los caudales ambientales al menos una vez cada 10 años, cuando un río se somete a nuevas y grandes extracciones de agua para beneficio humano.

De esta forma, se podrán aprovechar los terrenos agrícolas cercanos al lago y beneficiar a más de 3 000 propietarios del DR-08; se mantendrá la economía del municipio de Metztlán, que depende de este sector; se contribuirá a la recarga del acuífero que subyace a la vega de Metztlán (está en categoría geohidrológica de subexplotación: se recargan 8 Mm<sup>3</sup> año<sup>-1</sup> y se extraen 7.3 Mm<sup>3</sup> para uso público –CONAGUA, 1998–), y se conservará la biodiversidad de la RBBM.

Se concluye que el análisis hidrológico de largo plazo de la cuenca de Metztlán (periodo 1938-2008) permitió evidenciar en el REMA lluvias extremas máximas en los años 1944, 1955, 1998 y 1999, y mínimas en 1950 y 1997. En el REEM, se observaron siete y cinco cambios en los cortes de longitud de 10 y 5 años, respectivamente. Dichos cambios implican una tendencia a la baja de los escurrimientos en el periodo seco, y al incremento en el periodo húmedo de años recientes. No se detectaron señales que permitan vincular estos cambios con el CC, pero sí se encontró cierta relación con el fenómeno ENSO.

Se determinó que las cotas de mayor riesgo de afectación por las inundaciones se encuentran en el intervalo 1 246-1 258 msnm. Aunque en la actualidad los poblados cercanos al área de desborde se ubican a mayores altitudes, algunos de éstos se extienden por debajo de los 1 260 msnm, por lo que son susceptibles de resultar afectados en caso de eventos extraordinarios, así como el DR-08. La inconveniencia del método Tennant consiste en que el análisis de los escurrimientos medios tiene un margen de error de 50%, por lo que se pueden sobreestimar los caudales ambientales.

A partir del presente estudio se sugiere que los CMM-RO permitirían desfogar volúmenes excedentes durante todo el año, registrando las menores evacuaciones en octubre.

## AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo brindado al primer autor en sus estudios de posgrado. A la química Rosalba Montelongo Casanova y a los ingenieros Rubén Armendáriz Rubio y Rubén Ramírez Luna, de la Comisión Nacional del Agua del estado de Hidalgo, quienes proporcionaron información para realizar este trabajo. A la Dra. Bertha Patricia Zamora Morales, por las observaciones al documento. A los revisores anónimos, por su valiosa intervención, ya que contribuyeron significativamente al enriquecimiento del reporte del estudio.

## REFERENCIAS

- ACREMAN, M. & M. J. DUNBAR. 2004. Defining environmental river flow requirements? A review. *Hydrology and Earth System Sciences* 8 (5): 861-876.
- BARRADAS, V. L., J. CERVANTES & C. PUCHET. 2004. Evidencia de un cambio climático en la región de las grandes montañas del estado de Veracruz, México. In: García-Codrón, J. C., C. L. Diego, P. Fernández de Arróyabe, C. P. Garmendia & D. Á. Rasilla. (Eds). *El clima entre el mar y la montaña*. Serie A, núm. 4, Santander, España: Asociación Española de Climatología y Universidad de Cantabria. pp. 213-219.
- BENITO, G. & V. R. THORNDYCRRAFT. 2005. Palaeoflood hydrology and its role in applied hydrological sciences. *Journal of Hydrology* 313 (1-2): 3-15. DOI:10.1016/j.jhydrol.2005.02.002
- BENITO, G. 2006. Riesgos de inundaciones: tendencias históricas y perspectivas de acuerdo con el cambio climático. *Revista C. & G* 20 (3-4): 29-44.
- BERING CLIMATE. 2006. Regime Shift Detection. Disponible en: <http://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/> (consultado: 10 de febrero de 2016)
- BOCANEGRA, J. E. M., J. EDGAR & J. D. P. CAICEDO. 2000. La variabilidad climática interanual asociada al ciclo El Niño-La Niña-Oscilación del Sur y su efecto en el patrón pluviométrico de Colombia. *Meteorología Colombiana* 2: 7-21.
- BUENDÍA, C. E. J. 2012. Sobre las variaciones climáticas en México. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente* 11: 117-127.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 1998. *Programa Estatal Hidráulico 1996-2020 (Cuadros Básicos)*. Hidalgo, México. 198 p.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2003. *Análisis integral del río Amajac para definir la problemática que podría presentar aguas debajo de la confluencia con el río Almolón, una vez construido el túnel en la Vega de Metztlitlán, establecer las características de funcionalidad del río Amajac después de la confluencia del río Almolón para evitar daños en los terrenos agrícolas y unidad de riego ubicadas en las Vegas, Estado de Hidalgo*. México, D.F. [CD-ROM].
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2008. *Plan de Riegos 2008-2009 del Distrito de Riego 008 Metztlitlán, Hidalgo*, México.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2015. *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego. Año agrícola 2013-2014*. SEMARNAT-CONAGUA. México, D.F. 408 p.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2003. *Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlitlán, México*. México, D.F. 202 p.
- CRED (CENTRE FOR RESEARCH ON THE EPIDEMIOLOGY OF DISASTERS). 2009. The international disaster database. Emergency Events Database. Disponible en: [www.wmdat.be](http://www.wmdat.be) (consultado el 18 de marzo de 2009).
- CRM-CONANP (CONSEJO DE RECURSOS MINERALES-COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2003. *Riesgo de erosión, deslizamiento e inundación en la Reserva de la Biósfera, Barranca de Metztlitlán, Estado de Hidalgo, México*. Estado de Hidalgo, México. 110 p.
- DÍAZ, D. C. & G. VEGA I. 2001. Análisis de gran visión de las inundaciones en la cuenca alta del río Lerma: caso de la subcuenca del río Tejalpa, Estado de México, México. *Ingeniería Hidráulica en México* XVI: 73-86.
- DÍAZ-PADILLA, G., I. SÁNCHEZ-COHEN, R. QUIROZ, J. GARATUZA-PAYAN, C. WATTS-THORP, I. R. CRUZ-MEDINA & R. A. GUAJARGO-PANES. 2011. Variación espacio-temporal de la precipitación pluvial en México: una aproximación a la evaluación de impactos. *Tecnología y Ciencias del Agua* II (4): 51-64.
- GARCÍA DE M., E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, México*. Quinta edición. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 98 p.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, M. L., Y. CARVAJAL-ESCOBAR & H. JIMÉNEZ-ESCOBAR. 2007. La gestión integrada de los recursos hídricos como estrategia de adaptación al cambio climático. *Ingeniería y Competitividad* 9 (1): 19-29.
- GARNICA, P. R. J. & I. ALCÁNTARA, A. 2004. Riesgos por inundación asociados a eventos de precipitación extraordinaria en el curso bajo del río Tecolutla, Veracruz. *Investigaciones Geográficas*. Universidad Nacional Autónoma de México. Boletín 55: 23-45.
- GÓMEZ-DÍAZ, J. D., A. I. MONTERROSO-RIVAS, J. A. TINOCO-RUEDA & J. LÓPEZ-GARCÍA. 2007. Comportamiento de la vegetación bajo escenarios de cambio climático en la reserva de la Biosfera Barranca de Metztlitlán, Hidalgo, México. *Zonas Áridas* 11 (1): 61-69. DOI:10.21704/za.v11i1.204
- GUHA-SAPIR, D., PH. HOYOIS & R. BELOW. 2015. *Annual Disaster Statistical Review 2014. The numbers and trends*. Centre for Research of the Epidemiology of Disasters (CRED), Université Catholique de Louvain, Melin, Belgium. 54 p.
- HURRELL, J. W. 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperature and precipitation. *Science* 296: 676-679.
- IMTA (INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA). 2010. *Atlas de vulnerabilidad hídrica en México ante el cambio climático. Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México* Vol. III, 162 p.

- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA). 2000. Carta topográfica de Metztlán, Hidalgo. F14D61. Esc. 1:50 000. México.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA). 2015. Catálogo Único de Claves de Áreas Geoestadísticas Estatales, Municipales y Locales. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/catalogoclaves.aspx> (consultado el 20 de marzo de 2017).
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE). 2013. Fifth Assessment Report, WG1 AR5. Disponible en: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/> (consultado el 10 de febrero de 2017).
- KUNDZEWICZ, Z. W. & L. J. MATA. 2004. *Concept paper on cross-cutting theme: water*. Progress of Working Group II towards the IPCC Fourth Assessment Report (Ar4).
- LÓPEZ-HERRERA, M., L. ROMERO-BAUTISTA, N. AYALA-SÁNCHEZ, I. SORIA-MERCADO & A. PORTILLO-LÓPEZ. 2015. Problemática de contaminación en la zona agrícola de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. *Estudios en Biodiversidad* 1:142-200.
- MAGAÑA, R. V. O. & C. GAY G. 2002. Vulnerabilidad y adaptación regional ante el cambio climático y sus impactos ambientales, sociales y económicos. *Gaceta Ecológica UNAM* (65): 7-23.
- MÉNDEZ, G. J., J. J. NÁVAR C. & V. GONZÁLEZ O. 2008. Análisis de tendencias de precipitación (1920-2004) en México. *Investigaciones Geográficas*, Universidad Nacional Autónoma de México. Boletín 65: 38-55.
- MENDOZA, V. M., E. E VILLANUEVA & J. ADEM. 1977. Vulnerability of basins and watersheds in Mexico to global climate change. *Climate Research* 9: 139-145.
- MONTERO, A. S. 2008. Caracterización integral de lagunas del Estado de Hidalgo. Tesis de Maestría en Ciencias, Montecillo, Colegio de Postgraduados, Estado de México, México. 144 p.
- PONVERT-DELSLES, D. R., A. LAU & C. BALAMASEDA. 2007. La vulnerabilidad del sector agrícola frente a los desastres: Reflexiones generales. *Zonas Áridas* 11 (1): 174-194. DOI:10.21704/za.v11i1.214
- QUINTERO-ÁNGEL, M., Y. CARVAJAL-ESCOBAR & P. ALDUNCE. 2012. Adaptación a la variabilidad y el cambio climático: intersecciones con la gestión del riesgo. *Luna Azul* 34: 257-271.
- RAMÍREZ, M., & CUEVAS C. M. 2014. Historia ambiental de una región de México: la Laguna de Metztlán y sus alrededores, 1872-1949. *Revista Historia 2.0. Conocimiento histórico en clave digital* 4 (7): 37-60.
- RAMSAR (RAMSAR SITES INFORMATION SERVICE). 2007. Ficha informativa de los Humedales de RAMSAR. Disponible en línea en: [www.ramsar.org/sitelist.doc](http://www.ramsar.org/sitelist.doc) (consultado el 2 de febrero de 2017).
- RODIONOV, S. & J. E. OVERLAND. 2005. Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea ecosystem. *Journal of Marine Science* 62: 328-332.
- RODIONOV, S. N. 2004. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. *Geophysical Research Letters* 31 (9): 2-5. DOI:10.1016/j.icesjms.2005.01.013
- SANTACRUZ DE LEÓN, G. & M. AGUILAR-ROBLEDO. 2009. Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant. *Hidrobiológica* 19 (1): 25-32.
- SANTIAGO, L. J. A., M. LÓPEZ C. & S. LÓPEZ M. 2008. Tendencias del cambio climático global y los eventos extremos asociados. *Ra Ximhai* 4 (3): 625-632.
- SECRETARÍA DE ECONOMÍA. 2012. NMX-AA-159-SCFI-2012. Que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas. *Diario Oficial de la Federación*, México. pp. 1-118.
- SOLOMON, S., D. OIN, M. MANNING, Z. CHEN, M. MARQUIS, K. B. AVERYT, M. TIGNOR & H. L. MILLER (Eds.). 2007. *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment*. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom & New York, USA. 996 p.
- SPP (SECRETARÍA DE PROGRAMACIÓN Y PRESUPUESTO). 1992. Síntesis geográfica del estado de Hidalgo, SPP, INEGI, Aguascalientes, México.
- SUTER, M. 2004. A neotectonic-geomorphologic investigation of the pre-historic rock avalanche damming Laguna de Metztlán (Hidalgo State, east-central Mexico). *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 21 (3): 397-411.
- TENNANT, D. L. 1976. In-stream Flow Regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Journal Fisheries* 1 (4): 6-10. DOI:10.1577/1548-8446-1-4
- VALDEZ-LAZALDE, J. R., C. A. AGUIRRE-SALADO & G. ÁNGELES-PÉREZ. 2011. Análisis de los cambios en el uso del suelo en la cuenca del río Metztlán (México) usando imágenes de satélite: 1985-2007. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 17 (3): 313-324. DOI:10.5154/r.rchscfa.2010.06.041
- WEIBULL, W. 1939. *A statistical theory of the strength of materials*. Royal Swedish Institute, Stockholm 151: 45 p.
- WHITFIELD, P. H., C. J. REYNOLDS & A. J. CANNON. 2002. Modelling stream flow in present and future climates: Examples from de Georgia Basin, British Columbia. *Canadian Water Resources Journal* 27: 427-456. DOI:10.4296/cwrj2704427
- WMO (WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION). 2009. Tercera conferencia mundial sobre clima (CMC-3). Disponible en: [http://www.wmo.int/wcc3/documents/WCC-3\\_Statement\\_07-09-09\\_mods.pdf](http://www.wmo.int/wcc3/documents/WCC-3_Statement_07-09-09_mods.pdf) (consultado el 12 de septiembre de 2014).
- ZHANG, L. & P. SINGH V. 2005. Frequency analysis of flood damage. *Journal Hydrologic Engineering* 10: 100-109. DOI:10.1061/(ASCE)1084-0699(2005)10:2(100)

# Estructura de tallas y relaciones biométricas del cangrejo roca *Grapsus grapsus* en las islas Lobos, Venados y Pájaros, Sinaloa, México

## Size of structure and biometric relationships of the *Grapsus grapsus* rock crab on the Lobos, Venados, and Pájaros Islands, Sinaloa, Mexico

Yecenia Gutiérrez Rubio<sup>1</sup>, Raúl Pérez-González<sup>1,2</sup>, Ernesto Campos<sup>1,3</sup> y Juan Francisco Arzola González<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Posgrado en Recursos Acuáticos, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. A.P. Postal 610. Mazatlán, Sinaloa, 80000, México

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. A.P. Postal 610. Mazatlán, Sinaloa, 80000, México

<sup>3</sup>Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, A.P. 263. Ensenada, Baja California Norte, 22860, México

e-mail: farzola@uas.edu.mx

**Recibido:** 15 de marzo de 2016.

**Aceptado:** 06 de diciembre de 2017.

Gutiérrez Rubio Y., R. Pérez-González, E. Campos y J. F. Arzola González. 2018. Estructura de tallas y relaciones biométricas del cangrejo roca *Grapsus grapsus* en las islas Lobos, Venados y Pájaros, Sinaloa, México. *Hidrobiológica* 28 (1): 31-36.

### RESUMEN

**Antecedentes.** En el intermareal de las islas de la bahía de Mazatlán es común que los pescadores ribereños capturen al cangrejo roca *Grapsus grapsus* sin un control que regule sus tallas y su extracción. **Objetivos.** Se analizaron las tallas y relaciones biométricas de *G. grapsus* en las islas Lobos, Venados y Pájaros (Sinaloa, México), entre marzo de 2012 y febrero de 2013 con muestreos mensuales y nocturnos durante la bajamar. **Métodos.** Por cada isla se recolectaron al azar 30 organismos, cuyo sexo se determinó por dimorfismo sexual y se registraron AN, LT y AL (mm) y PT (g). Se realizaron histogramas de frecuencia y se correlacionaron las variables. **Resultados.** Se recolectaron 926 organismos: 519 machos y 407 hembras. El mayor porcentaje en isla Pájaros (37.4%), seguido de Lobos (34.2%) y Venados (28.4%). Los valores máximos fueron para AN de 74.5 mm (Pájaros) y PT de 138.2 g (Venados), y los mínimos para AN de 13.9 mm (Pájaros) y en PT 1.1 g (Lobos). Los promedios en AN fueron 41.4 mm y en PT 31.5 g, las medias de AN presentaron diferencias entre islas ( $p = 0.009$ ) y en PT ( $p < 0.015$ ). La mayor incidencia modal en AN fue de 32.5 a 52.5 mm y en PT de 11 a 21 g. **Conclusiones.** Se obtuvieron coeficientes de determinación altos entre las variables y presentaron un crecimiento isométrico. Además, los organismos de *G. grapsus* incrementan rápidamente de talla y muy lentamente de peso.

**Palabras clave:** distribución de tallas, *Grapsus grapsus*, islas, Pacífico Mexicano

### ABSTRACT

**Background.** Artisan fishermen along the southern Sinaloa coast catch alternative species, for example the *Grapsus grapsus* rock crab without biological and fishing controls, when their catches are reduced or when the season for catching certain fish has ended. **Goals.** We analyzed the size structure and biometric relationships of *G. grapsus* on Lobos, Venados, and Pájaros Islands of Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico. **Methods.** The cephalothorax width (CW) and weight (W) were analyzed during a one-year period (March 2012-February 2013). **Results.** 926 organisms were collected (519 males y 407 females). Pájaros Island had the greater percentage (37.4%) of collected organisms, followed by Lobos (34.2%), and Venados (28.4%) Islands. The greatest values were CW=74.5 mm recorded at Pájaros Island and W = 138.2 g at Venados Island and the lowest values were CW=13.9 mm at Pájaros Island and BW =1.1 g at Lobos Island. Means of CW and W were 41.4 mm and 31.5 g, respectively. The means of CW and W were statistically different between the islands (CL,  $p = 0.009$ ; W,  $p < 0.015$ ). **Conclusions.** High determination coefficients between the variables were obtained, indicating isometric growth. Specimens of *G. grapsus* increase their size quickly and their weight very slowly.

**Keywords:** *Grapsus grapsus*, size distribution, islands, Mexican Pacific

## INTRODUCCIÓN

Cuando los pescadores ribereños del sur de Sinaloa disminuyen sus capturas de algunas especies de escama, crustáceos y moluscos de los recursos que explotan regularmente o si no pueden ser explotados durante los periodos de veda, se dedican a otras actividades, como la agricultura (Castañeda Lomas *et al.*, 2012, Arzola González *et al.*, 2013) y la extracción de recursos acuáticos alternos entre los cuales, por su accesibilidad y fácil captura, destacan algunas especies de crustáceos de la franja intermareal de la costa, por ejemplo, el cangrejo roca *Grapsus grapsus* (Linnaeus, 1758), que es utilizado localmente como complemento para la alimentación familiar (Arzola González & Flores-Campaña, 2008), además, los pescadores de la región lo aprovechan como carnada para la pesca de escama, entre los que destacan palometa *Trachinotus ovatus* (Linnaeus, 1758), botete *Spherooides annulatus* (Jenyns, 1842) y pargo *Lutjanus colorado* (Jordan & Gilbert, 1882) durante todo el año (Arzola González *et al.*, 2010).

El cangrejo roca *G. grapsus* es una de las especies intermareales más comunes en las islas Lobos, Venados y Pájaros, de la bahía de Mazatlán. En la actualidad, son muy pocos los estudios referentes a *G. grapsus* en el noroeste de México, solamente se han incluido como parte de colecciones de referencia que aportan datos taxonómicos y de hábitat (Hendrickx *et al.*, 2005; Arzola González *et al.*, 2010); en Sudamérica sólo se han estudiado algunos aspectos reproductivos (Guerao *et al.*, 2001), asimismo, en las costas de Perú (Romero, 2003), y Freire *et al.*, (2010) señalan aspectos importantes de la biología de *G. grapsus*, por ejemplo, su abundancia en las islas San Pedro y San Paul, al norte de Brasil. Respecto a las islas de Sinaloa, no existen investigaciones acerca de la estructura de tallas, clases modales, tamaño de la población y capturas de *G. grapsus*. Este estudio es básico para una evaluación pesquera de este recurso, sobretodo, por su fácil captura y

accesibilidad sin un control por parte de los pescadores de la región (Arzola González *et al.*, 2010), situación muy distinta a la observada para otros crustáceos decápodos de esta área, en donde se han analizado diversos aspectos biológico-pesqueros (Ayon-Parente & Hendrickx, 2001; Pérez González, 2011; Rodríguez Domínguez *et al.*, 2012; Ortega Lizárraga *et al.*, 2016).

Por lo anterior, es necesario analizar la estructura de tallas de *G. grapsus* en la zona intermareal de las islas Lobos, Venados y Pájaros, donde constantemente se ha observado a los pescadores de la bahía de Mazatlán capturar a este cangrejo sin ningún tipo de monitoreo. Este estudio podría permitir posteriormente, entre otros parámetros biológicos pesqueros, el establecimiento de medidas reglamentarias con la finalidad de aportar información para su ordenamiento sobre su estatus pesquero, debido a que en nuestro país no existe ningún argumento legal para la extracción del cangrejo roca por los pescadores de la bahía de Mazatlán, Sinaloa.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las islas Lobos, Venados y Pájaros, se localizan entre los 23°13'20" y 23°15'17" N y los 106°27'59" y 106°28'41" O, al sureste del golfo de California, frente a la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México (Fig. 1). Se realizó un muestreo preliminar para el establecimiento estandarizado de cada estación de recolecta, procurando que las características fueran muy similares principalmente en el tipo de sustrato (rocas, hendiduras y charcas mareales). Se realizaron muestreos mensuales durante el periodo de marzo de 2012 a febrero de 2013 en estaciones georeferenciadas con GPS en la zona intermareal en las islas mencionadas. La isla Lobos presenta la mayor cantidad y tamaño de las rocas de la franja litoral (Flores-Campaña *et al.*, 2012). La isla Venados tiene

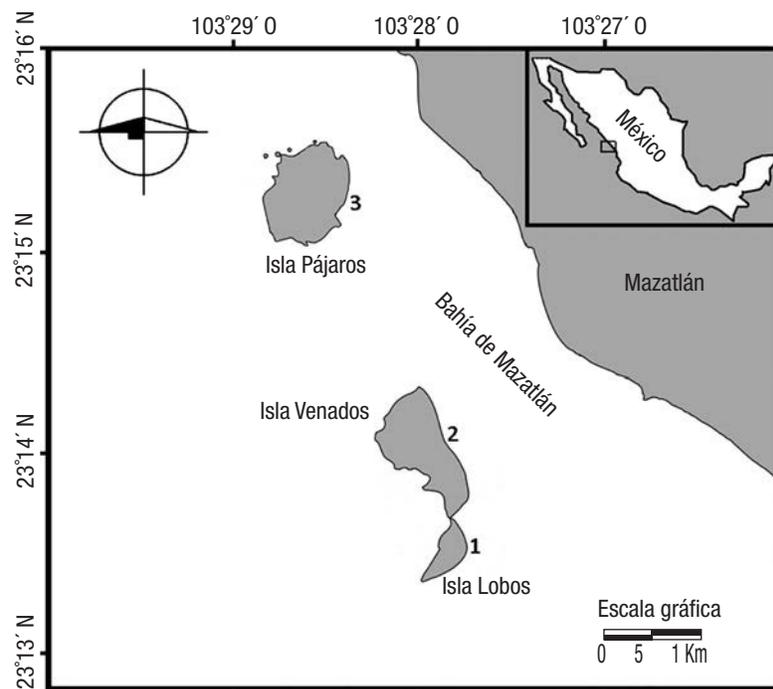


Figura 1. Área de estudio: Islas Lobos, Venados y Pájaros, Sinaloa, México.

la zona de playa más alargada y son menores los promontorios rocosos y arcillosos. La isla Pájaros resalta por ser una zona rocosa-arenosa (Flores-Campaña *et al.*, 2007).

Los muestreos fueron nocturnos durante las mareas de sicigia en la fase de bajamar, de acuerdo con Freire *et al.* (2010) se utilizó un transecto de 2 x 25 m paralelo a la línea de costa y con el límite inferior en la línea de bajamar de cada estación, 30 organismos de *G. grapsus* por isla fueron extraídos de forma directa y completamente al azar, fueron depositados en bolsas de plástico con agua de mar y hielo, para luego transportarlos al laboratorio en una hielera. Posteriormente se realizó la diferenciación considerando el dimorfismo sexual entre los organismos a través de la forma de la región abdominal ancha en hembras y estrecha en machos, además de la presencia de un par de pleópodos birrámeos (apéndices del abdomen) en hembras y pleópodos unirrámeos en machos.

A los organismos se les determinaron el ancho total (AN), longitud total (LT) y altura (AL) con un vernier digital (0.01 mm), mientras su peso fresco total (PT) se calculó con una balanza digital (0.1 g de sensibilidad). Con las mediciones de AN y PT, se realizaron histogramas de frecuencia por medio de un intervalo de clase modal de 5 mm de AN y 5 g de PT. La forma de crecimiento se verificó con la ecuación que describe la relación entre el ancho del cefalotórax y el peso fresco, asimismo, entre las longitudes. Por cada relación morfométrica, se obtuvieron los coeficientes de determinación ( $r^2$ ) mediante las siguientes ecuaciones:

$$y = a+bx, y = ax^b \text{ (Ricker, 1975).}$$

Donde:

“y” corresponde al PT, AN o LT.

“a” es la ordenada al origen.

“b” es la pendiente.

“x” es la LT o AN.

Los datos del modelo potencial (PT-AN), se ajustaron usando el método de mínimos cuadrados y se realizaron las pruebas estadísticas del coeficiente de correlación de Pearson (Ricker, 1975). Previamente los datos fueron transformados en logaritmos y después se aplicó la prueba de *t* de Student para comparar la significancia de la pendiente (b) entre las longitudes y el peso de los cangrejos (Zar, 2009). Además, los datos por isla de AN y PT, fueron analizados mediante pruebas de ANOVA de una vía paramétrica o no paramétrica, de acuerdo con los resultados de las pruebas de normalidad (Lillieford) y homocedasticidad (Bartlett). Las diferencias se identificaron mediante pruebas de Student y Kruskal-Wallis y donde las medias resultaron significativas, se realizaron pruebas de comparaciones múltiples. En todas los casos se utilizó un nivel de significancia ( $\alpha$ ) de 0.05 (Zar, 2009) y el ajuste de medias se calculó con el paquete Statistica, V7.0 (StaSoft, 2004).

## RESULTADOS

En total se analizaron 926 organismos de las tres islas, 407 fueron hembras (44%) y 519 machos (56%), con una proporción sexual de 1:1.2. Por isla, el mayor porcentaje de captura resultó en Pájaros, seguido de Lobos y Venados, con 37.4, 34.2 y 28.4%, respectivamente. De la población de cangrejos roca, las mayores tallas corresponden a la isla Pájaros con 74.5 mm (AN), aunque el mayor PT corresponden a

organismos de la isla Venados (138.2 g). La talla mínima de AN (13.9 mm) se registró en cangrejos roca de la isla Pájaros y de PT (1.09 g) en la isla Lobos. Los promedios obtenidos de AN, LT, AL y PT, fueron 41.4, 37.3 y 16.6 mm y 31.5 g, respectivamente. Al analizar los datos de AN, se determinó una diferencia significativa en las tallas promedio de los cangrejos roca entre las islas Lobos, Venados y Pájaros (ANOVA, de una vía,  $p = 0.009$ ). De igual forma, las medias de PT, presentaron diferencias estadísticas entre las tres islas (ANOVA, de una vía,  $p < 0.015$ ). Posteriormente, se realizaron pruebas de comparaciones múltiples entre las islas para las medias de AN y PT, lo que determinó las tallas promedio de *G. grapsus* con diferencias estadísticas en los organismos recolectados entre las islas Lobos y Pájaros, mientras las medias de los organismos de isla Venados, no presentaron diferencias significativas en sus tallas de AN y PT respecto a las islas Lobos y Pájaros (Tabla 1).

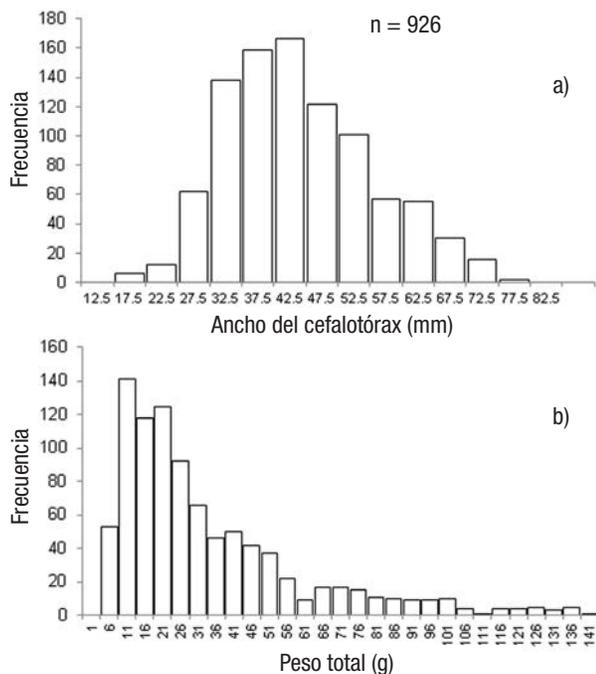
La figura 2 muestra la distribución modal en AN y PT de la población de *G. grapsus* en las tres islas, en el primer caso la mayor incidencia de los organismos fue de entre 32.5 y 52.5 mm, mientras en el segundo entre los 11 y 21 g. Al analizar las modas en ancho y peso, los cangrejos roca incrementan sus tallas rápidamente en ancho del cefalotórax, pero al parecer en peso, su aumento es más lento a una misma talla. Lo anterior, debido a que la mayoría de los organismos ubicados en una clase modal de AN de 42.5 mm, corresponde a una mayor frecuencia de modas de PT de 11 g, en contraste, algunos cangrejos roca con las mayores modas de AN en 77.5 mm, presentan la mayor frecuencia modal en PT de 136 g, aunque la colecta de organismos con tallas mayores en el presente estudio fue en menor frecuencia.

Al correlacionar las variables del ancho, longitud y altura, y el peso de la población de *G. grapsus*, se obtuvieron en todos los casos ecuaciones resultantes de tipo potencial, y entre el ancho, longitud y altura de tipo lineal (Fig. 3). Los coeficientes de correlación ( $r^2$ ) en todos los casos se ubican por encima de 0.96, lo que indica una alta dependencia entre las variables morfométricas estudiadas de los cangrejos de roca

Tabla 1. Máximo, mínimo, promedio, moda y desviación estándar (D.E.) del ancho (AN), longitud (LT), altura (AL) en mm y peso total fresco (PT) en g del cangrejo *Grapsus grapsus* (Linnaeus, 1758) en las islas Lobos, Venados y Pájaros, Sinaloa, México.

Isla	Variable	Max	Min	Promedio	Moda	±D.E.
Lobos	AN	70.4	13.9	39.9 <sub>b</sub>	32.3	11.0
	LT	61.9	11.6	36.0	37.5	10.1
	AL	28.8	4.8	16.0	15.0	5.0
	PT	133.3	1.1	28.4 <sub>b</sub>	45.7	24.1
Venados	AN	72.8	14.9	41.5 <sub>ab</sub>	59.7	12.2
	LT	65.5	12.5	37.4	27.7	11.0
	AL	28.9	5.4	16.4	11.6	5.1
Pájaros	PT	138.2	1.1	32.3 <sub>ab</sub>	11.0	29.3
	AN	74.5	22.4	42.8 <sub>a</sub>	42.4	11.0
	LT	66.1	19.4	38.5	55.9	10.2
Pájaros	AL	31.7	7.6	17.2	13.5	5.0
	PT	129.5	3.4	33.8 <sub>a</sub>	12.8	27.0

Letras distintas indican diferencias significativas en los promedios de ancho y peso (Prueba de comparaciones múltiples de Dunn).



Figuras 2a-b. Distribución modal del ancho del cefalotórax y peso del cangrejo *Grapsus grapsus* (Linnaeus, 1758) en las islas, Lobos, Venados y Pájaros, Sinaloa, México. a) Ancho del cefalotórax (mm); b) Peso total (g).

en las islas Lobos, Venados y Pájaros (Fig. 3). Además, estadísticamente la pendiente (b) entre ancho y peso del cangrejo roca, presentó un crecimiento de tipo isométrico ( $p = 0.95$ ).

## DISCUSIÓN

Por el total de organismos recolectados en las islas, éstas representan en la zona intermareal un hábitat importante para la población de *G. grapsus*. Por lo general, los organismos se recolectaron por encima de las rocas o entre oquedades durante las horas nocturnas, lo cual coincide con otros autores (Romero, 2003; Gianuca & Vooren, 2007; Arzola González *et al.*, 2010) quienes señalan que durante el día, los cangrejos de esta especie son muy activos y se localizan por debajo de rocas y entre pozas de mareas para evitar la deshidratación y depredación. Además, los organismos con las mayores tallas (adultos) preferentemente se localizan en las superficies rocosas y cantos próximos al rompiente de la zona supralitoral de las islas Lobos, Venados y Pájaros (Arzola *et al.*, 2010). Inclusive, Fernández (2012) indicó que los cangrejos roca mudan fuera del agua y que en ocasiones cuando los adultos se encuentran amenazados se introducen inmediatamente al agua marina.

Por el contrario, los cangrejos de tallas medianas o juveniles (los más abundantes sobre la franja intermareal) utilizan ambientes protegidos (superficies rocosas, charcas mareales y la zona infralitoral somera). Por otro lado son menos resistentes a la desecación. Adicionalmente, los juveniles no soportan mucho tiempo la inmersión. Todo lo anterior contribuye a que sean frecuentemente capturados por los pescadores. De acuerdo con Romero (2003) y Freire *et al.* (2010) los

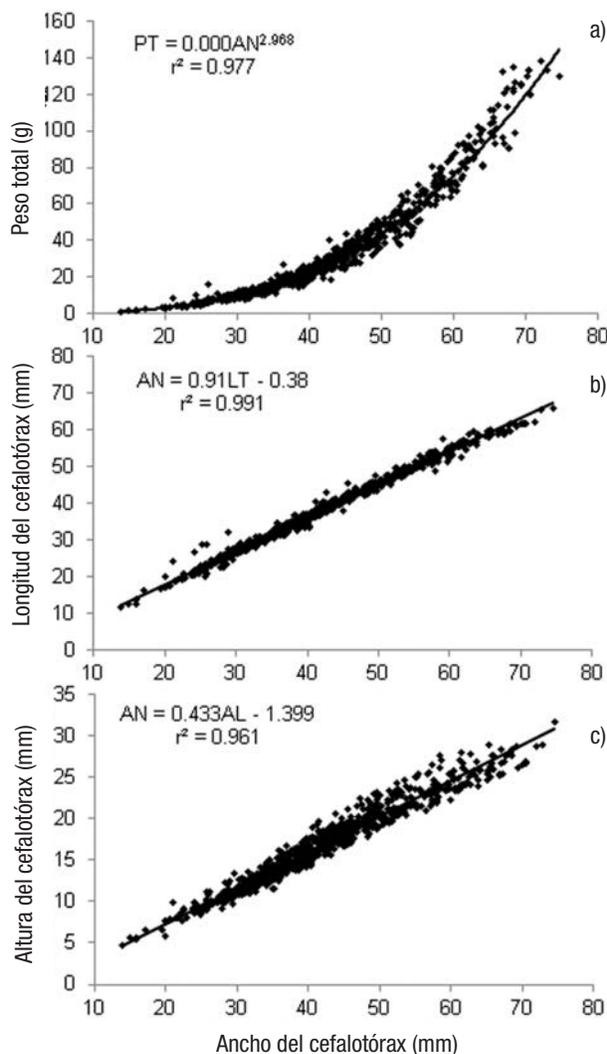
juveniles del cangrejo roca cambian de color su cefalotórax conforme aumentan su talla, siendo los de menor talla (juveniles) en tonalidades verdes y los de mayor talla (adultos) rojos, lo cual fue corroborado en el presente estudio. Aunque estos últimos autores indican que para *G. grapsus* no es muy notoria la diferenciación del color del cefalotórax en hembras pero sí para los machos.

En esta investigación las tallas máximas y mínimas de ancho del cefalotórax de *G. grapsus* con colectas similares se ubican por encima de las mayores tallas (61.6 mm) reportadas por Freire *et al.* (2010), mientras que Romero (2003) señala valores muy similares (79.8 y 74.6 mm AN) en organismos colectados en las costas de Perú. En otras especies como *Grapsus adscensionalis* (Osbeck, 1765) Hartnoll (2009) indicó para estos cangrejos tallas menores de 69 mm de AN. Las tallas aquí señaladas de *G. grapsus* no representan un interés comercial en comparación con otros crustáceos decápodos como las especies del género *Callinectes* spp. (Rodríguez-Domínguez *et al.*, 2012; Ortega Lizárraga *et al.*, 2016) y *Callapa convexa* De Saussure (Ayón-Parente & Hendrickx, 2001) las cuales se capturan con frecuencia en el intermareal y submareal de la bahía de Mazatlán, ya que ambas alcanzan mayores tallas y pesos que *G. grapsus*. Sin embargo, el cangrejo roca por su alta abundancia en la zona intermareal de las islas Lobos, Venados y Pájaros, podría representar un recurso potencial para los pescadores de la bahía de Mazatlán (Fischer *et al.*, 1995; Arzola Domínguez *et al.*, 2010).

Los porcentajes obtenidos entre los sexos del cangrejo de roca en las islas, representa un argumento importante para la conservación de la población, debido a que no ha sido afectada drásticamente por los porcentajes de captura hacia la preferencia de algún sexo (machos o hembras) de la población de *G. grapsus* por los pescadores de la bahía de Mazatlán, es decir, las capturas son independientemente del sexo del cangrejo.

El modelo del análisis de frecuencia de tallas, permite una mayor visualización de la estructura de tallas de la población de *G. grapsus* y ha sido aplicado en otras especies de crustáceos para su estudio biológico pesquero como en cangrejos calapas (Ayón-Parente & Hendrickx, 2001), camarones peneidos (Montgomery *et al.*, 2010) y jaibas portunidos (Rodríguez Domínguez *et al.*, 2012), ya que en ocasiones, la media no representa la mejor opción de análisis de la distribución de las tallas para una población, sino resulta más conveniente la interpretación modal para su evaluación, e inclusive, en el presente estudio ambas variables (media y moda) no coincidieron en AN y PT para la población del cangrejo de roca intermareal de las islas Lobos, Venados y Pájaros.

Los promedios obtenidos en AN y PT indicaron diferencias estadísticas en los cangrejos de roca colectados entre las islas Lobos y Pájaros, aunque no resultaron significativas sus medias en ambas variables entre la isla Venados, respecto a Lobos y Pájaros. Lo anterior, está relacionado con características geográficas entre las islas debido a que las islas Lobos y Venados al parecer corresponden a una sola isla, ya que cuando se presenta la bajamar, prácticamente quedan unidas por pequeños promontorios rocosos, de tal forma que las tallas promedio de los cangrejos de roca entre estas islas no resultaron con diferencias estadísticas, pero sí entre Lobos y Pájaros, las cuales geográficamente se encuentran más alejadas. En contraste, en la isla Venados, que se localiza entre Lobos y Pájaros, sus medias no resultaron significativas ni en AN ni PT, respecto a estas dos últimas.



Figuras 3a-c. Relaciones biométricas del cangrejo *Grapsus grapsus* (Linnaeus, 1758) en las islas Lobos, Venados y Pájaros, Sinaloa, México. a) Peso total del organismo en relación al ancho del cefalotórax; b) Longitud del cefalotórax en relación a su ancho; c) Altura del cefalotórax en relación a su ancho.

En general, en los estudios de biología pesquera las relaciones longitud-peso son de mayor utilidad interpretativa que las de longitud-longitud. Sin embargo, en el caso particular del cangrejo de roca todas estas relaciones son necesarias debido a que los organismos colectados no son comercializados ni tampoco aprovechados en su totalidad, y solamente son utilizados sus apéndices torácicos como alimento familiar (sustento) o para carnada, por lo que para fines de evaluación futura del recurso se hace necesario transformar las tallas y pesos a sus correspondientes valores totales. De tal manera, que para cubrir esta información faltante (estructuras), se procedió a establecer los principales tipos de relaciones biométricas requeridas para los fines expuestos, además, para *G. grapsus* no existen antecedentes referentes en esta zona.

Sin embargo, al correlacionar la AN y PT, los datos resultantes de la pendiente (b) fueron analizados mediante la prueba de *t* de Student (Zar, 2009), bajo el supuesto de que si la pendiente es igual a tres, los

organismos de *G. grapsus* crecen de forma isométrica, es decir, proporcionalmente entre ambas variables (von Bertalanffy, 1976; Margalef, 2005), lo cual coincide en el presente estudio con Freire *et al.* (2010) en la población de cangrejos roca crece en proporción de AN y PT. Además, en otros cangrejos como *Chaceon chilensis* Chirino-Gálvez & Manning, 1989 (Guerrero & Arana, 2009) y *Austinixia aidae* Righi, 1967 (Peiro *et al.*, 2011) determinaron mediante estos modelos que los organismos crecen isométricamente en longitud y peso.

Al no existir estudio que anteceda al presente sobre la estructura de tallas del cangrejo roca en esta zona, esta investigación representa las bases fundamentales para la estructura de tallas del cangrejo roca *G. grapsus* sobre las capturas irregulares en la zona intermareal de las islas del sur de Sinaloa. Además, las tallas (AN = máxima 74.5, mínima 13.9 y promedio 41.4 mm), pesos (máxima 138.2, mínima 1.1 y media 31.5 g) y tipo de crecimiento isométrico aquí señalados, pueden ser utilizados en un futuro como elementos que permitan entre otros factores, una mejor administración y manejo de las capturas de *G. grapsus* por los pescadores de esta zona.

## AGRADECIMIENTOS

Al CONACyT por la beca otorgada al primer autor, a Jesús Onésimo por el traslado a las islas y al personal del Cuerpo Académico Consolidado Manejo de Recursos Pesqueros (UAS-CA-2104).

## REFERENCIAS

- ARZOLA GONZALEZ, J. F. & L. M. FLORES-CAMPAÑA. 2008. Alternativas para el aprovechamiento de los crustáceos decápodos del Estero El Verde Camacho, Sinaloa, México. *Universidad y Ciencia* 24 (1): 41-48.
- ARZOLA GONZÁLEZ, J. F., L. M. FLORES-CAMPAÑA & A. VÁZQUEZ. 2010. Crustáceos decápodos intermareales de las islas de la costa de Sinaloa, México. *Universidad y Ciencia* 26 (2): 179-193.
- ARZOLA GONZÁLEZ, J. F., P. PIÑA, M. NIEVES, A. MEDINA. 2013. Supervivencia de poslarvas de camarón blanco *Litopenaeus vannamei* a diferentes salinidades y temperaturas. *Revista MVZ Córdoba* 18 (S3): 3618-3625.
- AYÓN-PARENTE, P.M. & M. HENDRICKX. 2001. Biology and fishery of the arched box crab *Callapa convexa* (Crustacea: Brachyura: Calappidae) in the southeastern Gulf of California, México. *Ciencias Marinas* 27 (4): 521-541.
- CASTAÑEDA LOMAS, N., S. S. GUIDO & F. C. MEDINA. 2012. Cooperativas pesqueras exitosas en Sinaloa: Lecciones para aprender y compartir. The Walton Family Foundation, Conselva, Costas y Comunidades, Universidad Autónoma de Sinaloa, Comisión Nacional de Pesca, Sinaloa. 58 p.
- FERNÁNDEZ, S. A. 2012. Efecto del color en el oponente en el comportamiento agresivo del *Grapsus grapsus* (Crustacea: Decapoda). *Anales Universitarios de Etología* 6 (1): 1-6.
- FISCHER, W., F. KRUPP, W. SCHNEIDER, C. SOMMER, K. E. CARPENTER & V. H. NIEM. 1995. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca Pacífico centro-Oriental. Vol. 1. Plantas e invertebrados*. FAO. Roma. 646 p.

- FLORES-CAMPAÑA, L. M., M. A. GONZÁLEZ, M. A. ORTIZ & J. F. ARZOLA GONZÁLEZ. 2007. Estructura poblacional de *Chiton articulatus* en la isla Pájaros y Venados de la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78 (S): 223S-31S.
- FLORES-CAMPAÑA, L. M., J. F. ARZOLA GONZÁLEZ & R. DE LEÓN. 2012. Body size structure, biometric relationships and density of *Chiton albolineatus* on the intertidal rocky zone of three islands of Mazatlan Bay, SE of the Gulf California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47 (2): 203-211. DOI:10.4067/S0718-19572012000200004.
- FREIRE, A.S., M. A. A. PINHEIRO, H. KARAM-SILVA & M. M. TESCHINA. 2010. Biology of *Grapsus grapsus* (Brachyura, Grapsidae) in the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Equatorial Atlantic Ocean. *Helgoland Marine Research* 65 (3): 263-273. DOI:10.1007/s10152-010-0220-5
- GIANUCA, D. & C. VOOREN. 2007. Abundancia y comportamiento del cangrejo costero (*Grapsus grapsus*) en la colonia de piquero café (*Sula leucogaster*) en el Archipiélago de São Pedro y São Paulo. *Investigaciones Marinas* 35 (2): 121-125.
- GUERAO, G., C. D. SCHUBART & J.A. CUESTA. 2001. The first zoeal stages of *Grapsus grapsus* and *Geograpsus lividus* (Decapoda, Brachyura, Grapsidae) from the western Atlantic. *Nauplius* 9 (2): 111-121. DOI 10.4067/S0717-71782007000200012
- GUERRERO, P. & P. ARANA. 2009. Size structure and sexual maturity of the golden (*Chaceon chilensis*) exploited off Robinson Crusoe Island, Chile. *Latin American Journal Aquatic Research* 37 (3): 347-360. DOI:10.4067/S0718-560X2009000300006.
- HARTNOLL, R. G. 2009. Sexual maturity and reproductive strategy of the rock crab *Grapsus adscensionalis* (Brachyura: Grapsidae) on Ascension islands. *Crustacean International Journal Crustacean Research* 82: 275-291. DOI:10.1163/156854009X409090
- HENDRICKX, M., R. BRUSCA & L. T. FINDLEY. 2005. *Listado y distribución de la macrofauna del Golfo de California, México. Parte I. Invertebrados*. Arizona-Sonora Desert Museum, Arizona. 429 p.
- MARGALEF, R. 2005. *Ecología*. Ed. Omega, Barcelona. 951 p.
- MONTGOMERY, S. S., C. T. WALSH, M. HADDON, C. L. KESBY & D. D. JOHNSON. 2010. Using length data in the Schnute model to describe growth in the metapeneaid from waters off Australia. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater* 61 (1): 1435-1445. DOI:10.1071/MF10060
- ORTEGA-LIZÁRRAGA, G., G. RODRÍGUEZ-DOMÍNGUEZ, R. PÉREZ-GONZÁLEZ, N. CASTAÑEDA-LOMAS & E. A. ARAGÓN-NORIEGA. 2016. Estimation of growth parameters of males blue crabs *Callinectes arcuatus* (Brachyura: Portunidae) from the Gulf of California using Schnute model. *Latin American Journal Aquatic Research* 44 (2): 371-279. DOI:10.3856/vol44-issue2-fulltext-18.
- PEIRO, D. F., P. R. PEZUTO & F. L. MANTELATTO. 2011. Relative growth and sexual dimorphism of *Austinixa aidae* (Brachyura: Pinnotheridae): a symbiont of the ghost shrimp *Callinectes major* from the southwestern Atlantic. *Latin American Journal Aquatic Research* 39 (2): 261-270. DOI:10.3856/vol39-issue2-fulltext-7
- PÉREZ-GONZÁLEZ, R. 2011. Catch composition of the spiny lobster *Paralurus gracilis* (Decapoda: Palinuridae) of the western coast of Mexico. *Latin American Journal Aquatic Research* 39 (2): 225-235. DOI:10.3856/vol39-issue2-fulltext-4
- RICKER, W. E. 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Department Environment Fisheries and Marine Service, Ottawa, 382 p.
- RODRÍGUEZ DOMÍNGUEZ, G. G., S. CASTILLO VARGASMENCHUCA, R. PÉREZ-GONZÁLEZ & E. A. ARAGÓN-NORIEGA. 2012. Estimation of the individual growth parameters on the brown crab *Callinectes bellicosus* (Brachyura: Portunidae) using a multi-model approach. *Crustaceana* 85 (1): 55-69. DOI:10.2307/23212881
- ROMERO, L. 2003. Comportamiento reproductivo y mutilaciones en el cangrejo de las rocas *Grapsus grapsus* (Crustacea: Decapoda). *Revista Peruana de Biología* 10 (2): 195-202. DOI:10.15381/rpb.v10i2.2503
- VON BERTALANFFY, L. 1976. *Teoría general de los sistemas*. Fondo de la Cultura Económica, Cd. México. 311 p.
- ZAR, J. H. 2009. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River. 960 p.

Anatomía del sistema digestivo del pescado blanco *Chirostoma humboldtianum* (Teleostei: Atherinopsidae)Anatomy of the digestive system of Shortfin Silverside *Chirostoma humboldtianum* (Teleostei: Atherinopsidae)Abraham Kobelkowsky<sup>1</sup> y Gerardo Figueroa Lucero<sup>2</sup><sup>1</sup>Laboratorio de Peces. Departamento de Biología. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. (UAM-I), Av. San Rafael Atlixco 186. Col. Vicentina, Del. Iztapalapa, CDMX, 09349. México<sup>2</sup>Laboratorio de Biología del Desarrollo de Peces-Planta Experimental de Producción Acuicola. Departamento de Hidrobiología. UAM-I e-mail: akd@xanum.uam.mx**Recibido:** 11 de septiembre de 2016. **Aceptado:** 22 de enero de 2018.Kobelkowsky A. y G. Figueroa Lucero. 2018. Anatomía del sistema digestivo del pescado blanco *Chirostoma humboldtianum* (Teleostei: Atherinopsidae). *Hidrobiológica* 28 (1): 37-50.

## RESUMEN

**Antecedentes.** *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835) es la primera especie íctica descrita para la ciencia en México. Los procesos de diversificación del género están relacionados con la especialización del aparato mandibular, sin embargo existe un escaso número de estudios sobre el sistema digestivo de los peces de la familia Atherinopsidae, entre los cuales se describen someramente aspectos anatómicos del esqueleto mandibular, branquial y hioideo, de la dentición mandibular y faríngea, y de la musculatura visceral. **Objetivos.** Se analiza y describe la organización general del sistema digestivo de *Chirostoma humboldtianum* como parte de su biología básica que revele los procesos de alimentación útiles para su conservación o cultivo. **Métodos.** Las descripciones se realizaron por disección a partir de organismos adultos con el propósito de observar, describir e ilustrar el tubo digestivo, el hígado, el esqueleto visceral y la musculatura visceral. **Resultados.** Sobresalen caracteres como: la presencia del cartílago interfaríngeo inferior; la amplia expansión del músculo *levator operculi* sobre la superficie externa del opercular; la presencia de un complejo tendinoso de la sección A1 del músculo *adductor mandibulae*, que lo relacionan con los huesos lacrimal, maxilar y ánguloarticular; la presencia de una sección adicional del músculo *pharyngoclavicularis externus*; el origen del músculo *retractor dorsalis* en las vértebras 2 a 4; la ausencia de estómago; y la presencia de una placa dentaria en cada ceratobranquial 4. **Conclusiones.** La organización del sistema digestivo de *C. humboldtianum* corresponde al patrón anatómico de los Atherinomorpha entre otros caracteres, por la ausencia de estómago; y en particular al de los Atherinopsidae por la organización del esqueleto visceral. Dicha organización y en particular la de la dentición mandibular y faríngea del adulto de *C. humboldtianum* es característica de un pez carnívoro, que incluye en su dieta a otros teleósteos.

**Palabras clave:** cavidad bucofaríngea, dentición, esqueleto visceral, musculatura visceral, tubo digestivo

## ABSTRACT

**Background.** *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835) is the first ichthyic species scientifically described in Mexico. Diversification processes of the genus *Chirostoma* Swainson, 1839 are related to the specialization of its mandibular apparatus; yet few studies exist regarding the digestive system in Atherinopsidae. In particular, the anatomical aspects of its mandibular, branchial, and hyoid skeleton, mandibular and pharyngeal dentition, and visceral musculature are superficially described. **Goals.** Analyze and describe the general organization of the digestive system of *Chirostoma humboldtianum* as part of its basic biology, in order to reveal the feeding processes useful for its conservation or culture. **Methods.** Adult specimens, previously fixed with formaldehyde and preserved in ethyl alcohol, were obtained. Their visceral skeleton and musculature and digestive tract were analyzed by dissections. **Results.** Major characteristics include presence of lower interpharyngeal cartilage, extensive expansion of *levator operculi* muscle over external opercular surface; presence of tendinous complex of A1 section of the *adductor mandibulae* muscle, which relates this section with the lacrimal and anguloarticular bones; presence of an additional section of *pharyngoclavicularis externus* muscle; insertion of *retractor dorsalis* muscle in vertebrae 2 to 4, absence of a stomach; and presence of a dental plate in each ceratobranquial 4. **Conclusions.** The organization of the digestive system of *C. humboldtianum* corresponds to the Atherinomorpha anatomic pattern, because of the absence of a stomach, among other characteristics; it particularly corresponds to the Atherinopsidae anatomical pattern due to its visceral skeleton organization. This organization, in particular, of the mandibular and pharyngeal adult dentition is characteristic of a carnivorous fish that includes other teleosts in its diet.

**Keywords:** buccopharyngeal cavity, dentition, digestive tube, visceral musculature, visceral skeleton

## INTRODUCCIÓN

Los Atherinopsidae son teleósteos marinos pelágico costeros y dulceacuícolas, de regiones templadas a tropicales del Nuevo Mundo, que se diferencian de los Atherinidae por tener el premaxilar retráctil, sin proceso maxilar y con el extremo posterior expandido, y por tener conectado el canal sensorial preopercular del sistema sensorial de la línea lateral con el canal mandibular. La familia Atherinopsidae está formada por 11 géneros (Nelson, 2006), entre los cuales se encuentra *Chirostoma*. *C. humboldtianum* (Valenciennes, 1835) es la primera especie íctica descrita para la ciencia en México, endémica del Altiplano Mexicano, habita de forma discontinua, en sistemas lénticos de la cuenca del Sistema Lerma- Santiago, desde el Estado de México hasta Nayarit, pasando por Michoacán y Jalisco Hernández-Rubio *et al.* (2006). Actualmente ha sido extirpado de la Cuenca de México. Esta especie, junto con las demás de su género, ha sido de gran trascendencia ecológica, económica y cultural, desde tiempos prehispánicos.

El desarrollo de estudios anatómicos es un aspecto fundamental en su biología y su cultivo, debido a que los procesos energéticos y las funciones básicas de los peces tienen lugar a expensas de la energía que entra al organismo en forma de alimento (Nikolsky, 1963). Se han desarrollado estudios anatómicos en diversas especies de atherinópsidos, Paulo-Maya y Cortés (1996) describieron la osteología de *Atherinella balsana* (Meek, 1902); otros autores han descrito aspectos parciales del esqueleto visceral y la dentición, como Rodríguez-Ruiz y Granado-Lorencio (1988), Lameiro-Rodríguez y Bembenuiti (2001), da Silva *et al.* (2003), Soria-Barreto y González-Díaz (2004), Soria-Barreto y Paulo-Maya (2005) y Keivany (2014).

Entre el limitado número de trabajos sobre el tubo digestivo de atherinópsidos se encuentra el de Logothetis *et al.* (2001) sobre *Atherinops affinis* (Ayres, 1860) y el de Horn *et al.* (2006) sobre especies de los géneros *Atherinops* y *Leuresthes*. Respecto a la musculatura mandibular de Atherinidae, sólo se encuentra el trabajo de Werneburg (2015), quien ilustra parte de la musculatura mandibular, palatina y opercular de *Atherina boyeri* Risso, 1810. Los trabajos relacionados con el sistema digestivo del género *Chirostoma* se reducen a los de Martínez-Palacios *et al.* (2006) y Ross *et al.* (2006); sin embargo, carecen de la descripción de la totalidad del esqueleto visceral y de su musculatura. No obstante, el trabajo reciente de Kobelkowsky (2012) describe en *Chirostoma estor estor* Jordan, 1879 tanto el esqueleto visceral, como la musculatura visceral y el tubo digestivo.

De acuerdo con Wilson y Castro (2011) el tubo digestivo de los peces sigue el mismo patrón morfológico de los vertebrados y su estudio permite entender la nutrición de estos vertebrados en su ambiente natural y en sistemas de cultivo. Varios autores como Moyle y Cech (2000) indican que el sistema digestivo de los peces teleósteos está formado por un tubo o tracto digestivo y unas glándulas anexas al mismo. El tubo digestivo se inicia con la boca y termina con el ano, y está regionalizado en cavidad bucofaringea, esófago, estómago e intestino. Las glándulas anexas al tubo digestivo son el páncreas y el hígado.

Tomando en cuenta que la boca, la cavidad bucal y la cavidad faríngea están estructuradas por huesos, los cuales pueden llevar dientes y que se mueven por acción de músculos, se manifiesta la necesidad de conocer su forma, sus relaciones articulares y por lo tanto, de entender su papel en el proceso de captación del alimento y su transporte al esófago. Particularmente para *C. humboldtianum*, es vital el conocimiento derivado de la organización del sistema digestivo para describir

los mecanismos de alimentación, que permitan implementar su cultivo y conservación. El objetivo del presente estudio es la descripción de su sistema digestivo en la etapa adulta, incluyendo el esqueleto y la musculatura viscerales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se dispuso de siete ejemplares adultos de *C. humboldtianum* de 140 a 168 mm de longitud patrón, fijados en formaldehído al 10% y conservados en alcohol etílico al 70% provenientes de la presa Tiacaque, Jocotitán, Edo de México, México (19° 38' 29" N y 99° 42' 27" O). Dichos ejemplares se depositaron en la Colección Nacional de Peces Dulceacuícolas Mexicanos de la ENCB-IPN, con el número de catálogo ENCB-IPN-P6478.

Se aplicó la siguiente técnica de disección del sistema digestivo:

- Se retiró la piel de la región cefálica con el objetivo de exponer los músculos viscerales más superficiales, los cuales se analizaron y describieron.
- Se removieron tanto los músculos viscerales como el globo ocular con los correspondientes músculos extra oculares, con el propósito de disponer de mayor espacio para la observación de los músculos palatinos y de la suspensión mandibular.
- Se analizaron y describieron las mandíbulas superior e inferior, la serie palatina, la suspensión mandibular y la serie opercular.
- Se retiraron las series de huesos antes mencionadas con el fin de exponer el aparato hioideo, las branquias y parte de la cavidad bucofaringea.
- Se retiraron el músculo *protractor hyoidei* y el aparato hioideo.
- Se desprendieron los filamentos branquiales para evidenciar los arcos branquiales y los músculos que los relacionan dorsalmente con el neurocráneo (*levatores externos*, *levatores internos* y *levator posterior*), los que los relacionan con el urohial (*rectus communis*) y que lo hacen con el cleitrum (*pharyngo-clavicularis externus* y *pharyngo-clavicularis internus*).
- Se retiraron los músculos antes mencionados, exponiendo el urohial, los arcos branquiales y el músculo *retractor dorsalis*.
- Se analizaron y describieron los músculos anteriormente mencionados.
- Se separó por completo el aparato branquial para su análisis anatómico.
- Se expuso la cavidad visceral retirando la piel de un costado del cuerpo, y a continuación los miotomos correspondientes, con el objeto de evidenciar y desarticular las costillas.
- Se analizó y describió la organografía de la cavidad visceral y se determinaron el enrollamiento del intestino y su longitud. Se relacionó cualitativamente la longitud del intestino con la longitud patrón del pez.
- Se extrajeron el tubo digestivo y el hígado, seccionando transversalmente el esófago, el recto, las venas hepáticas y removiendo el mesenterio dorsal.
- Se realizó un corte longitudinal del tubo digestivo observando las características de su superficie interna.
- Se describió la forma del hígado y de la vesícula biliar, y se determinó el punto de conexión del colédoco o conducto biliar común con el intestino.

Las disecciones de los ejemplares se realizaron principalmente bajo un microscopio estereoscópico Olympus, con el propósito de observar, describir e ilustrar el tubo digestivo, el hígado, el esqueleto visceral y la musculatura visceral.

Las descripciones se realizaron organizando el sistema digestivo de la especie en estudio en los siguientes componentes: tracto digestivo e hígado, esqueleto visceral y musculatura visceral.

Se realizó una comparación de la morfología del sistema digestivo de *C. humboldtianum* con la de *Chirostoma estor estor* (Kobelkowsky, 2012) debido a sus semejanzas en los principales caracteres osteológicos, miológicos y del tubo digestivo e hígado. Para tal efecto se utilizaron siete ejemplares adultos de cada especie.

Las ilustraciones se realizaron mediante una *camera lucida* o tubo de dibujo acoplada a un microscopio estereoscópico Wild M3Z.

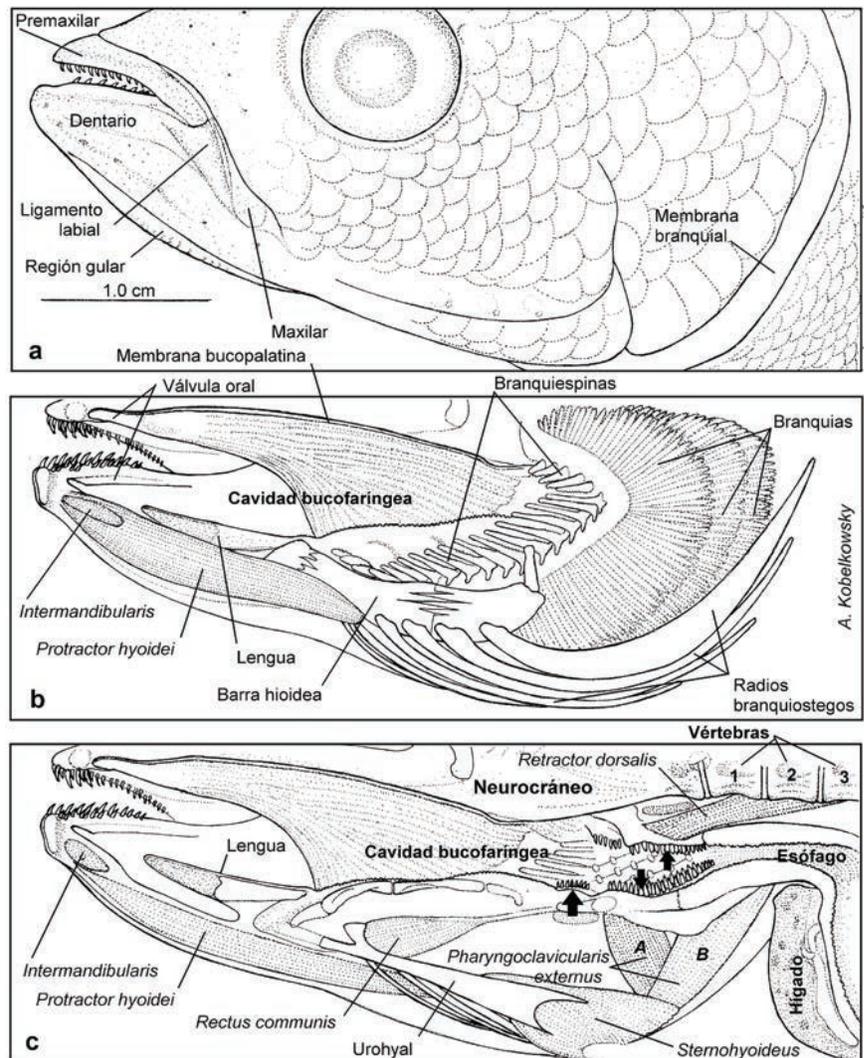
La terminología osteológica siguió los criterios de Gregory (1959) y Dyer (1997); la terminología de la musculatura se realizó de acuerdo al criterio de Winterbottom (1974); y la correspondiente a los ligamentos acorde a Dyer (1997).

## RESULTADOS

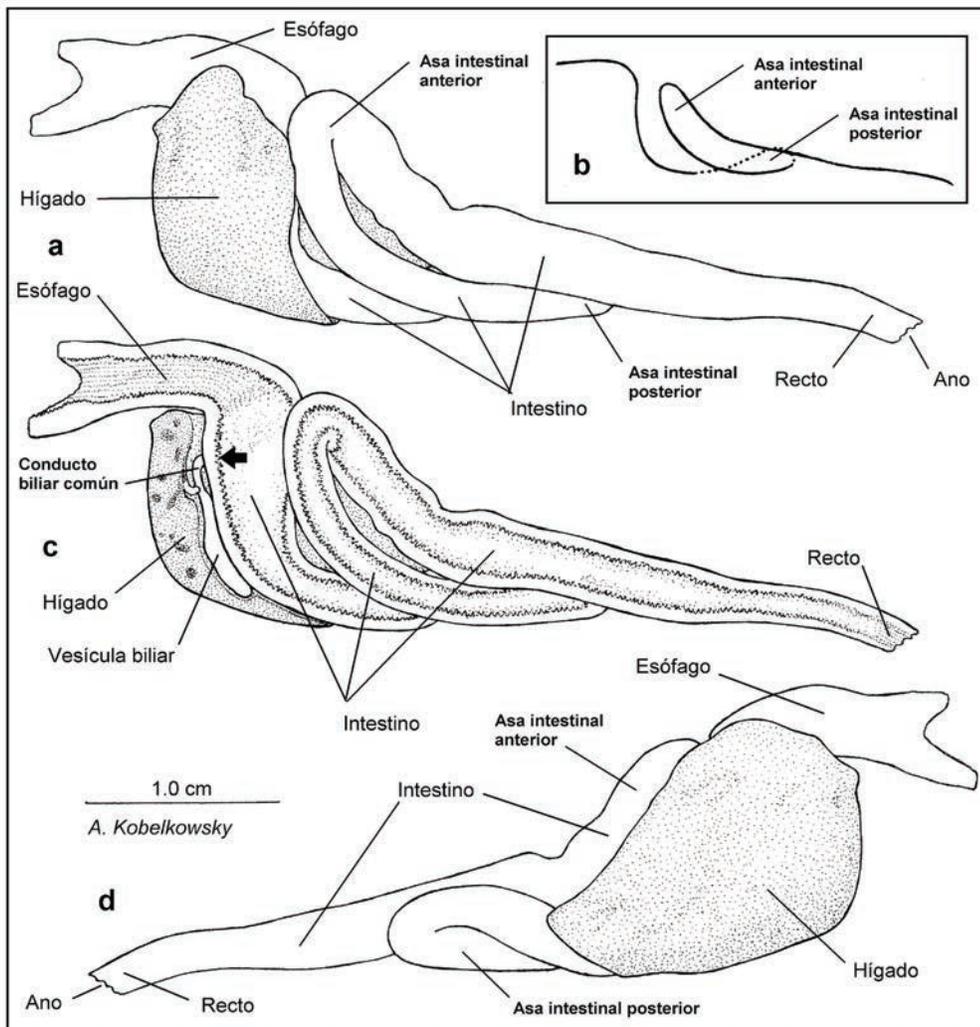
**Tracto digestivo.** El tracto digestivo de *C. humboldtianum* está formado por la boca, la cavidad bucofaringea y el tubo digestivo, que a su vez está constituido por el esófago, el intestino y el ano. La especie en estudio es agástrica, por carecer de estómago diferenciado. Anexo al intestino se localiza el hígado.

La boca es terminal (Fig. 1a), ligeramente prognata, con los labios relativamente gruesos y con dientes pequeños en los premaxilares y los dentarios. Posterior a la boca se aprecia el reborde cóncavo e inmóvil formado por los bordes anteriores del lacrimal y el hueso suborbital 2 (Fig. 7a); anterior a dicho reborde se perciben el bulto del ligamento labial y el extremo inferior del hueso maxilar.

**Cavidad bucofaringea.** La cavidad bucofaringea es alargada (Figs. 1b-c). Inmediatamente detrás de la dentición del premaxilar y el dentario se forma la válvula oral con sus componentes superior e inferior. No se encuentran dientes en el paladar y la lengua.



Figuras 1a-c. Cavidad bucofaringea de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista lateral izquierda de la región cefálica. b) Corte sagital de parte de la cavidad bucofaringea, mostrándose, además, las branquias y el aparato hioideo. c) Corte sagital de la totalidad de la cavidad bucofaringea. La flecha grande señala la placa dentaria del ceratobranquial 4 y las flechas pequeñas las placas faríngeas superiores e interior.



Figuras 2a-d. Tubo digestivo de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista lateral izquierda. b) Interpretación del enrollamiento del tubo digestivo. c) Corte sagital del tubo digestivo y el hígado en vista lateral izquierda; la flecha señala el punto de contacto del conducto biliar común con el intestino. d) Vista lateral derecha.

En la porción faríngea (Fig. 1b) son notables las branquiespinas del borde externo del primer arco branquial, las cuales son triangulares y de longitud mediana (Figs. 6 a, b, e); las branquiespinas del borde interno de este arco, así como también las de ambos bordes de los arcos branquiales 2 a 4 son más cortas que las del primer arco branquial (Figs. 6b, e) y se intercalan las de un borde con las del borde del arco vecino.

Todas las branquiespinas llevan dientes, así como también los huesos faríngeos superiores e inferiores. Adicionalmente, se localiza una placa dentaria, en la porción anterior de los ceratobranquiales 4 (Fig. 6e).

**Cavidad visceral.** La cavidad visceral es alargada y se extiende más atrás del nivel de los primeros pterigióforos de la aleta anal. Se encuentra delimitada por las vértebras precaudales, las costillas, las cinturas escapular y pélvica, los primeros pterigióforos de la aleta anal y por la musculatura hipaxial. Dentro de esta cavidad se encuentran la vejiga gaseosa, el bazo, las gónadas, el hígado, el esófago y el intestino. La vejiga gaseosa se prolonga hacia atrás hasta ocupar la porción extendida de la cavidad visceral. El riñón mesonéfrico es de carácter extra-peritoneal.

**Tubo digestivo.** El esófago es de mediana longitud (Figs. 1c, 2-3) y de sección ovalada; su superficie interna está formada por pliegues longitudinales finos. El estómago no se encuentra diferenciado, por lo que el intestino se inicia a continuación del esófago; lo cual implica que el conducto biliar común se conecte al intestino, cerca del término del esófago (Fig. 2c).

El intestino es relativamente grueso (Figs. 2-3); la primera porción del mismo es ligeramente más amplia que el resto del órgano y forma un ángulo recto con relación al esófago. El resto del intestino desarrolla dos asas (Figs. 2b-c), orientándose la anterior hacia la parte dorsal y la posterior hacia atrás. La superficie interna del intestino tiene un aspecto finamente reticulado y está tapizada por papilas esbeltas; su longitud corresponde a 0.5 veces la longitud patrón del pez. No se forman ciegos pilóricos ni válvula intestinal. El recto tiene surcos finos en su superficie interna y termina en el ano. El ano se abre en posición anterior a la papila urogenital (Fig. 3d).

El hígado (Figs. 2-3) muestra el lóbulo hepático derecho más amplio que el izquierdo. La vesícula biliar se ubica entre ambos lóbulos hepáticos (Figs. 3a, c). El conducto del colédoco o conducto biliar común se conecta al intestino inmediatamente después del esófago.

**Esqueleto visceral.** El esqueleto visceral o branquiocráneo está formado en cada lado por las siguientes series o conjuntos de huesos: las mandíbulas superior e inferior, la serie palatina, la suspensión mandibular, el aparato hioideo, la serie opercular y el aparato branquial. Algunos de los elementos esqueléticos se interconectan mediante cartílagos y ligamentos.

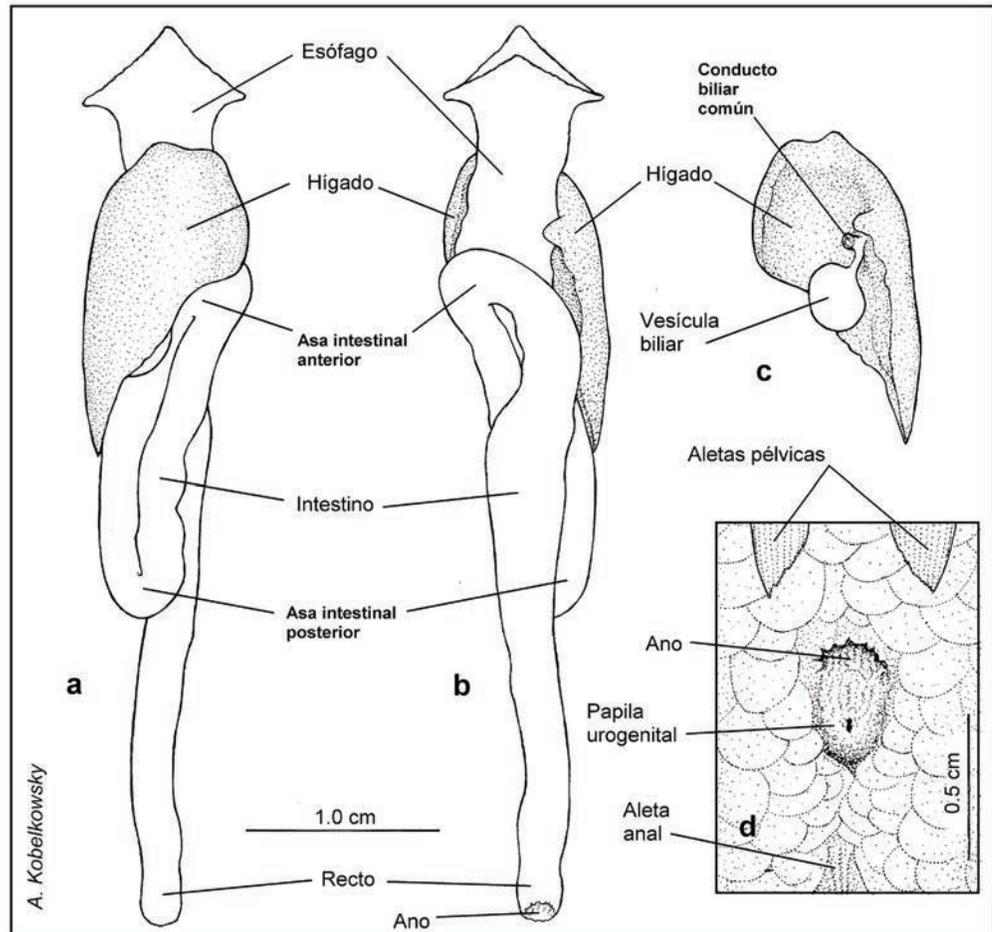
La mandíbula superior está formada en cada lado por el premaxilar y el maxilar, mientras que la mandíbula inferior está constituida por el dentario, el ánguloarticular, el retroarticular y el coronomeckeliano (Fig. 4).

El premaxilar posee un agudo proceso ascendente, que se intercala entre los procesos articulares del maxilar (Fig. 4b), mientras que su porción posterior es notablemente amplia y redondeada (Figs. 4a, e). Entre ambos premaxilares se localiza el cartílago rostral (Fig. 4b). El maxilar es delgado y marcadamente curvado, su porción anterior o cabeza desarrolla el proceso articular dorsal y el ventral, los cuales son largos y agudos. Entre la superficie interna del maxilar y la externa del dentario se encuentra el ligamento coronomaxilar. Entre el maxilar y el etmoides se extiende el ligamento etmo-maxilar, mientras que entre los procesos dorsales de ambos maxilares se forma el ligamento intermaxilar.

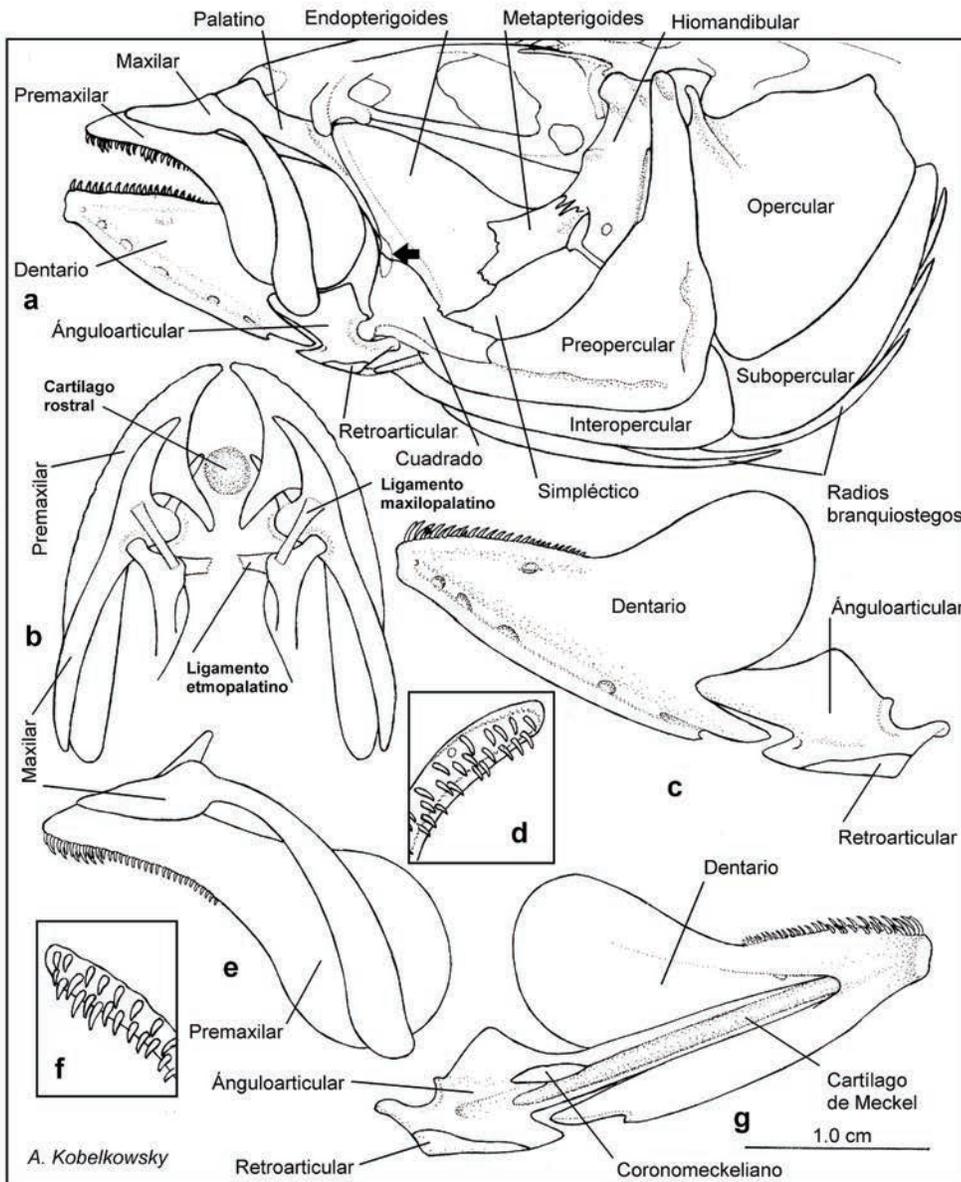
El dentario es robusto y lleva en su superficie ventrolateral una rama del sistema sensorial de la línea lateral con cerca de seis orificios

(Figs. 4a, c); su proceso coronoides es amplio y redondeado; en su borde labial lleva una banda de dientes; en su escotadura posterior se intercala el ánguloarticular. El ánguloarticular es considerablemente angosto en su mayor longitud (Figs. 4c, g); lleva cerca de su extremo posterior la faceta articular que recibe al cuadrado, posterior a la cual un pequeño proceso recibe desde el preopercular al ligamento preoperculo-retroarticular; en su superficie interna se encuentra el cartílago de Meckel, que es largo y cilíndrico. El coronomeckeliano es lanceolado y es el elemento más pequeño de la mandíbula inferior; se localiza en la superficie interna del ánguloarticular, cerca del cartílago de Meckel. El retroarticular es un hueso pequeño, unido firmemente a la porción posteroventral del ánguloarticular; recibe desde el interopercular al ligamento interoperculo-retroarticular.

La serie palatina (Fig. 4a) está formada en cada lado por los huesos palatino, endopterigoides, metapterigoides y ectopterigoides. El palatino es robusto, tiene un proceso anterior y otro dorsal, y se prolonga hacia atrás mediante la espina posteroventral; lleva en su parte superior el ligamento etmo-palatino y el ligamento maxilo-palatino. El hueso más amplio es el endopterigoides, el cual es laminar y de forma oval; recibe en parte de su superficie dorsal al músculo *adductor arcus palatini*. El hueso más pequeño de la serie palatina es el ectopterigoides, el cual se sobrepone por la superficie interna de la serie palatina a los huesos palatino, endopterigoides y cuadrado.



Figuras 3a-d. Tubo digestivo e hígado de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista ventral. b) Vista dorsal. c) Vista dorsal del hígado y la vesícula biliar. d) Región perianal.



Figuras 4a-g. Esqueleto visceral de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista lateral izquierda de las mandíbulas, serie palatina, suspensión mandibular y serie opercular; la flecha señala la posición del ectopterigoides. b) Vista dorsal de las mandíbulas superiores. c) Vista lateral izquierda de la mandíbula inferior. d) Vista dorsal de parte de la porción dentada del dentario. e) Vista lateral izquierda de la mandíbula superior. f) Vista dorsal de parte de la porción dentada del premaxilar. g) Vista interna de la mandíbula inferior.

La suspensión mandibular (Fig. 4) está constituida por los huesos hiomandibular, metapterigoides, simplético y cuadrado. El hiomandibular tiene en su porción superior dos cóndilos, que se articulan respectivamente a los huesos esfenótico y pterótico, y otro cóndilo que se articula con el hueso opercular; en su superficie lateral externa se inserta el músculo *levator arcus palatini*, el cual está limitado posteriormente por un reborde vertical del mismo hiomandibular. Asimismo, el hiomandibular constituye la suspensión del aparato hioideo, mediante el hueso interhial y un corto ligamento (interhial-hiomandibular). El metapterigoides es laminar, irregular y se sobrepone externamente a la parte posterior del endopterigoides, manteniendo un espacio para una porción del músculo *adductor arcus palatini*. El simplético es laminar, más amplio que el metapterigoides y se une por sutura al cuadrado. El cuadrado tiene su porción anterior triangular y la posterior rectangular, la cual se adosa ampliamente al preopercular; en su ángulo anteroven-

tral se forma el cóndilo que se articula al ángulo articular. El opérculo o serie opercular (Fig. 4a) está formado por los huesos preopercular, opercular, interopercular y subopercular. La superficie interna de los huesos interopercular y subopercular recibe al conjunto de radios branquiostegos. El preopercular es amplio y de forma triangular, lleva una amplia rama del sistema sensorial de la línea lateral, anterior a la cual se origina parte del músculo *adductor mandibulae*; dicha rama es continua con la de la mandíbula inferior. El opercular tiene su borde superior ligeramente ondulado y forma un agudo proceso dorsal en el que se inserta el músculo *dilatator operculi* (Fig. 7a). El interopercular es alargado y forma anteriormente un delgado proceso que mediante el ligamento interopercular-retroarticular se une al retroarticular (Fig. 4a). El subopercular es curvo y forma un pequeño proceso que se intercala entre el preopercular y el opercular; su extremo posterosuperior es truncado.

El aparato hioideo (Fig. 5) está suspendido desde el extremo de los hiomandibulares y está constituido por las dos barras hioideas, y por dos huesos impares. Cada barra hioidea está integrada por el hipohial dorsal, hipohial ventral, ceratohial, epihial, interhial y los radios branquiostegos 1-6; los huesos impares son el basihial y el urohial.

El basihial está precedido por el cartílago glosohial, formando ambos elementos la lengua (Figs. 1b-c, 5a-b). Cada hipohial ventral recibe ventralmente a un músculo *hyohyoideus abductor* (Fig. 8c). Los ceratohiales son largos y se unen con los huesos vecinos por suturas; cada ceratohial sostiene cuatro radios branquiostegos. Los epihiales son medianos, ligeramente curvados y sostienen a los dos últimos branquiostegos. Los interhiales son pequeños y cilíndricos y se unen al extremo inferior de los hiomandibulares.

El urohial es notablemente delgado y forma en su parte anterior un proceso ascendente, que recibe al músculo *rectus communis*. La sección transversal de su porción posterior tiene forma de T invertida y recibe al músculo *sternohyoideus*.

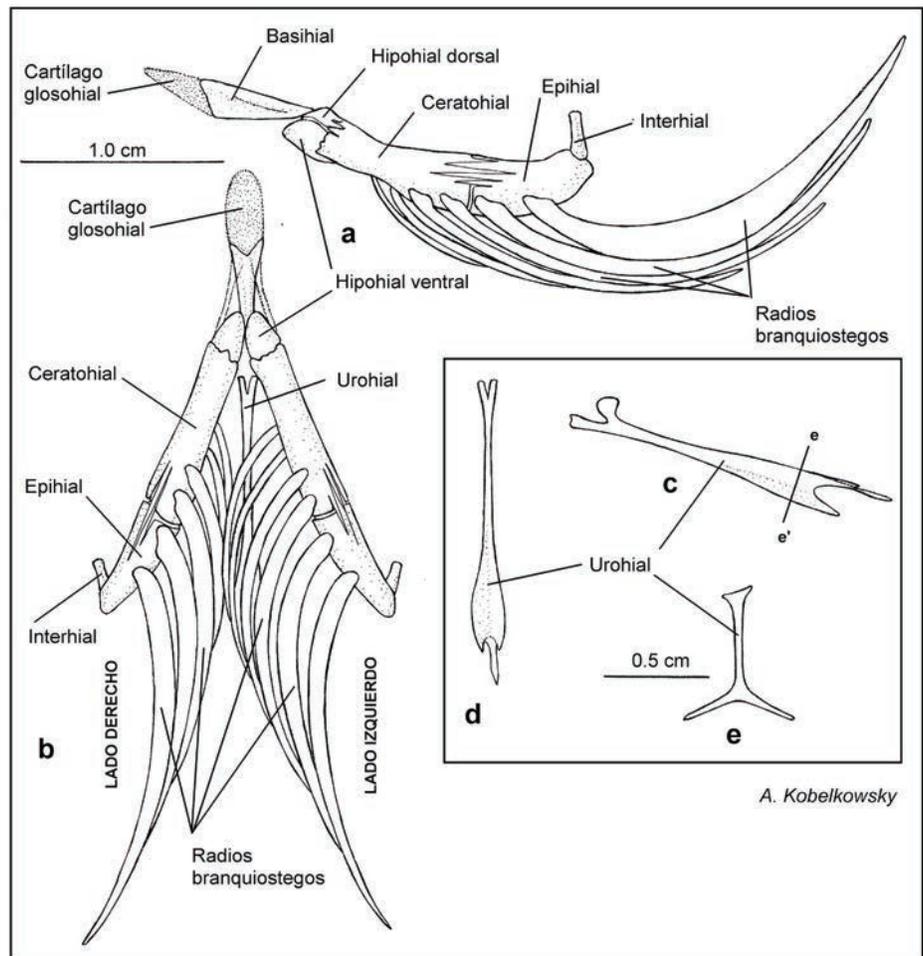
Los radios branquiostegos aumentan gradualmente su amplitud de adelante hacia atrás; mientras que los dos primeros branquiostegos son delgados y se unen a la cara interna del ceratohial, los restantes son más amplios y se unen a la superficie externa del ceratohial y el epihial.

El aparato branquial (Fig. 6) está suspendido desde la región ótica del neurocráneo por los faringobranquiales 1 y está constituido por cinco arcos branquiales, formados a su vez por los huesos impares basibranquiales 1-4, y los huesos pareados hipobranquiales 1-3, ceratobranquiales 1-5, epibranquiales 1-4 y faringobranquiales 1-4.

Los basibranquiales son elementos esbeltos, de los cuales el más largo es el tercero y el más corto es el primero. El basibranquial 4 se curva hacia abajo y sirve de punto de inserción de los músculos *obliqui ventrales* III. Posterior al basibranquial 4 se localiza el cartílago basibranquial.

Los hipobranquiales son cortos y muestran su superficie ventral cóncava, de la cual se originan los músculos *obliqui ventrales* I, II y III.

Los ceratobranquiales son los elementos más largos del aparato branquial; los ceratobranquiales 1 a 4 son acanalados ventralmente para el paso de las arterias branquiales aferentes; los ceratobranquiales 4 muestran una amplia concavidad ventral para la inserción del músculo *transversus ventralis* IV, los ceratobranquiales 5 están modificados en los huesos "faringeos inferiores", los cuales en la superficie dorsal llevan dientes, y en la ventral muestran una concavidad donde se inserta el músculo *transversus ventralis* V (Fig. 9e). Entre los faringeos inferiores se localiza el cartílago interfaringeo inferior.



Figuras 5a-e. Aparato hioideo de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista lateral izquierda. b) Vista ventral. c) Vista lateral izquierda del urohial. d) Vista dorsal del urohial. e) Sección transversal del urohial.

A. Kobelkowsky

Los epibranchiales son de mediana longitud y forman cada uno un proceso dorsal que recibe a un músculo *levator externi*; sus extremos superiores son de cartilago. Los cartílagos correspondientes a los epibranchiales 2 a 4 se unen a la superficie dorsal de los huesos faringobranquiales, mientras que el del proceso dorsal del epibranchial 1 se une al faringobranquial 2, y se denomina cartilago interarcual.

Los faringobranquiales son de formas irregulares, siendo el primero corto, cilíndrico y constituye la suspensión del aparato branquial, desde la región ótica del neurocráneo.

**Dentición.** La dentición de *C. humboldtianum* se localiza en los arcos mandibular y branquiales, estando ausente en el paladar y la lengua. Los dientes mandibulares están implantados en el premaxilar y el dentario configurando bandas relativamente angostas (Figs. 4d, f); son pequeños, puntiagudos y curvados hacia atrás y hacia adentro.

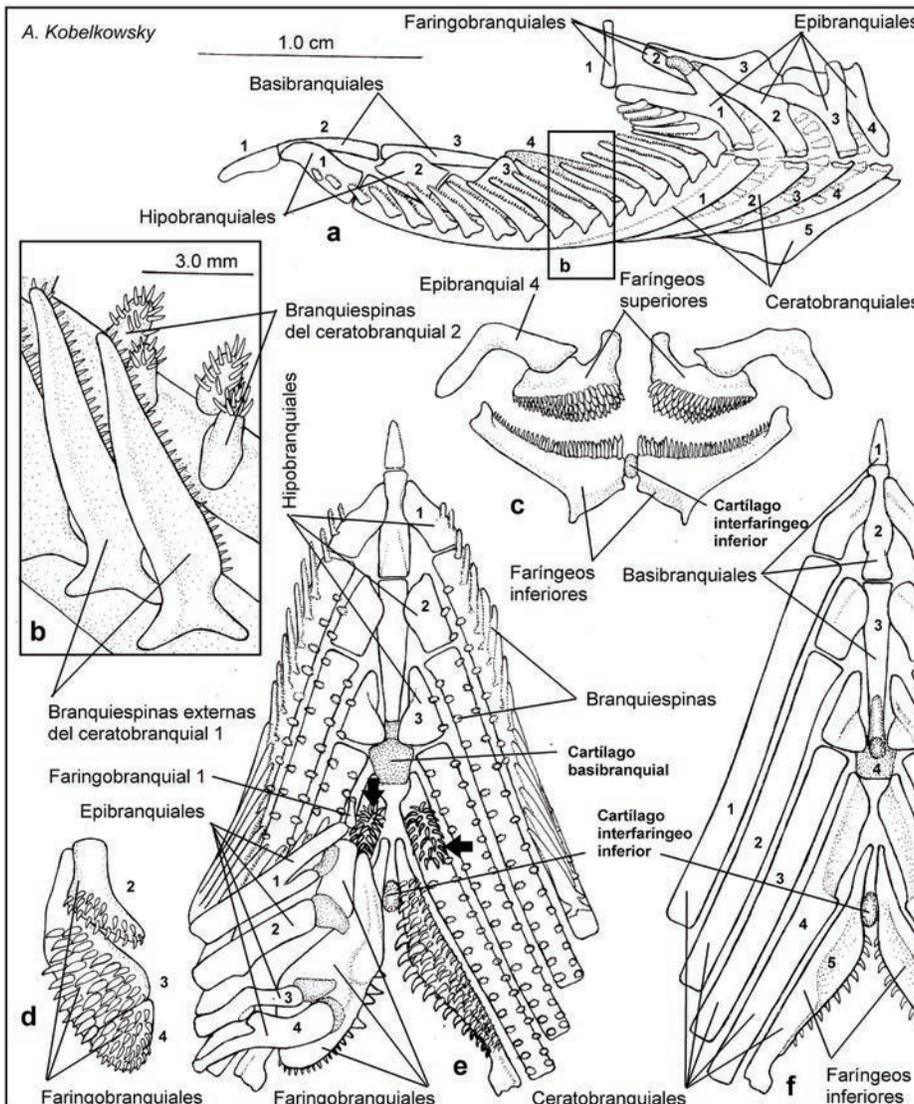
Los dientes de las branquiespinas externas (Fig. 6b) son notablemente pequeños y se localizan en el borde interno. Los dientes de las

restantes branquiespinas (Fig. 6b) son de mediano tamaño y se localizan en su extremo libre.

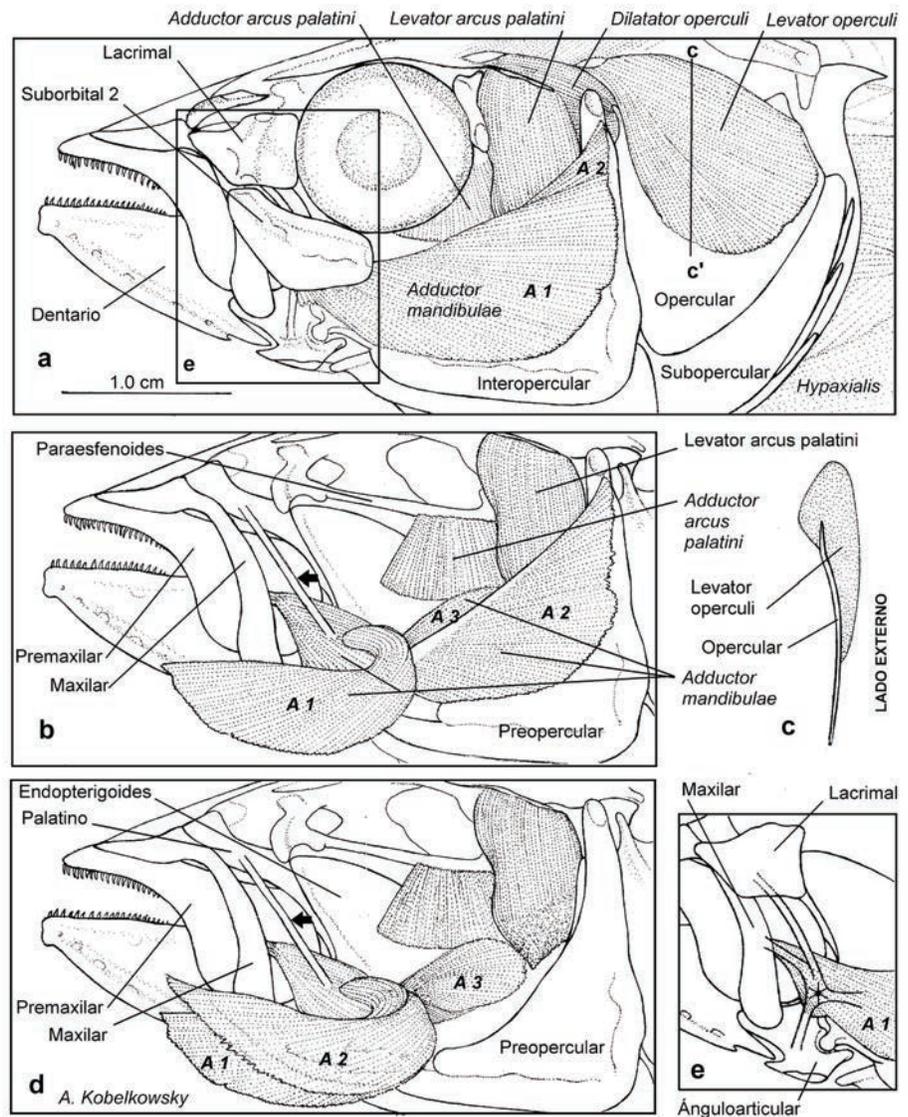
Es notable la formación de una placa dentaria con dientes más grandes en la porción anterior de cada ceratobranquial 4 (Fig. 6e).

Los dientes del borde interno de cada hueso faríngeo inferior (ceratobranquial 5) son notablemente grandes y gruesos, mientras que los restantes disminuyen de tamaño del borde interno al externo (Fig. 6e). Los dientes de los faringobranquiales 2, 3 y 4 (faringeos superiores) son de mediano tamaño, aunque disminuyen gradualmente de talla hacia atrás (Fig. 6d).

**Musculatura visceral.** La musculatura visceral de *C. humboldtianum* está organizada en los siguientes grupos de músculos: a) los que relacionan las suspensiones mandibulares con las mandíbulas superiores e inferiores (Figs. 7a-b, d, b) los que relacionan el neurocráneo con el paladar, la suspensiones mandibulares y los opérculos (Fig. 7a, c), c) los



Figuras 6a-f. Aparato branquial de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista lateral izquierda. b) Vista lateral de una porción de los arcos branquiales 1 y 2, mostrando las branquiespinas. c) Vista posterior de los huesos faríngeos superiores e inferiores. d) Vista ventral de los huesos faríngeos superiores del lado izquierdo. e) Vista dorsal del aparato branquial, con las ramas superiores derechas de los arcos branquiales removidas; las flechas señalan las placas dentarias del ceratobranquial 4. f) Vista ventral del aparato branquial.



Figuras 7a-e. Musculatura mandibular de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista lateral izquierda de la región cefálica después de retirar la piel. b) Vista lateral izquierda del músculo *adductor mandibulae*, con la sección A1 proyectada. c) Corte transversal del hueso opercular y el músculo *levator operculi*. d) Vista lateral izquierda del *adductor mandibulae*, con las secciones A1 y A2 proyectadas. e) Vista lateral izquierda del complejo tendinoso de la sección A1.

que relacionan el neurocráneo con las ramas superiores de los arcos branquiales (Fig. 9a, d) los que relacionan el aparato hioideo con las mandíbulas inferiores y con los cleitra (Fig. 9a, e) los que relacionan los cleitra con los huesos faríngeos inferiores y con el urohial (Figs. 9a, f) los que relacionan los huesos faringobranquiales con las primeras vértebras (Fig. 9b).

El principal músculo que permite los movimientos de cada mandíbula superior e inferior es el *adductor mandibulae*, el cual está formado por las secciones A1, A2, A3 (Fig. 7) y Aw. Cerca del extremo anterior de cada sección A1 se forma un complejo tendinoso que se ramifica en un tendón largo que se inserta en la superficie interna del lacrimonal, otro de mediana longitud que se inserta en el borde posterior del maxilar y otro más corto que se inserta en la superficie externa del ánguloarticular (Fig. 7e).

Los músculos que permiten el movimiento del paladar y la suspensión mandibular se originan en el neurocráneo y son en cada lado el

*adductor arcus palatini* que se inserta en el endoptergoides y el metaptergoides, el *levator arcus palatini* que se inserta en la superficie externa del hiomandibular y el *adductor hyomandibulae* que se inserta en la superficie interna del hiomandibular.

La depresión mandibular se realiza por el músculo *protractor hioidei*, el cual resulta de la fusión del componente izquierdo con el derecho, con el origen en cada ceratohial y la inserción cerca de la sínfisis de los dentarios; sus extremos anteriores están divididos por el paso del músculo *intermandibularis* (Figs. 8b-c).

Entre los músculos que se originan en el neurocráneo y se insertan en los epibranchiales se encuentran de cada lado los cuatro *levatores dorsales externi* y el *levator posterior* (Fig. 9a).

El músculo que de cada lado participa en el descenso del piso del aparato branquial es el *rectus communis* (Fig. 9a); se origina mediante un largo tendón en el ceratobranquial 5 y se inserta en el urohial. Los dos músculos que se originan en los ceratobranquiales 5 y que se

insertan en los cleitra son los *pharyngoclavicularis internus* y *pharyngo-clavicularis externus*; este último se encuentra dividido en las secciones A y B (Fig. 9a).

El músculo *sternohyoideus* se origina en la porción inferior de los cleitra y se inserta en la porción posterior del urohial (Fig. 9a).

Los músculos *retractores dorsales* se originan en las vértebras 2 a 4 y se insertan en los huesos faringobranquiales 4 (Figs. 1c, 9b).

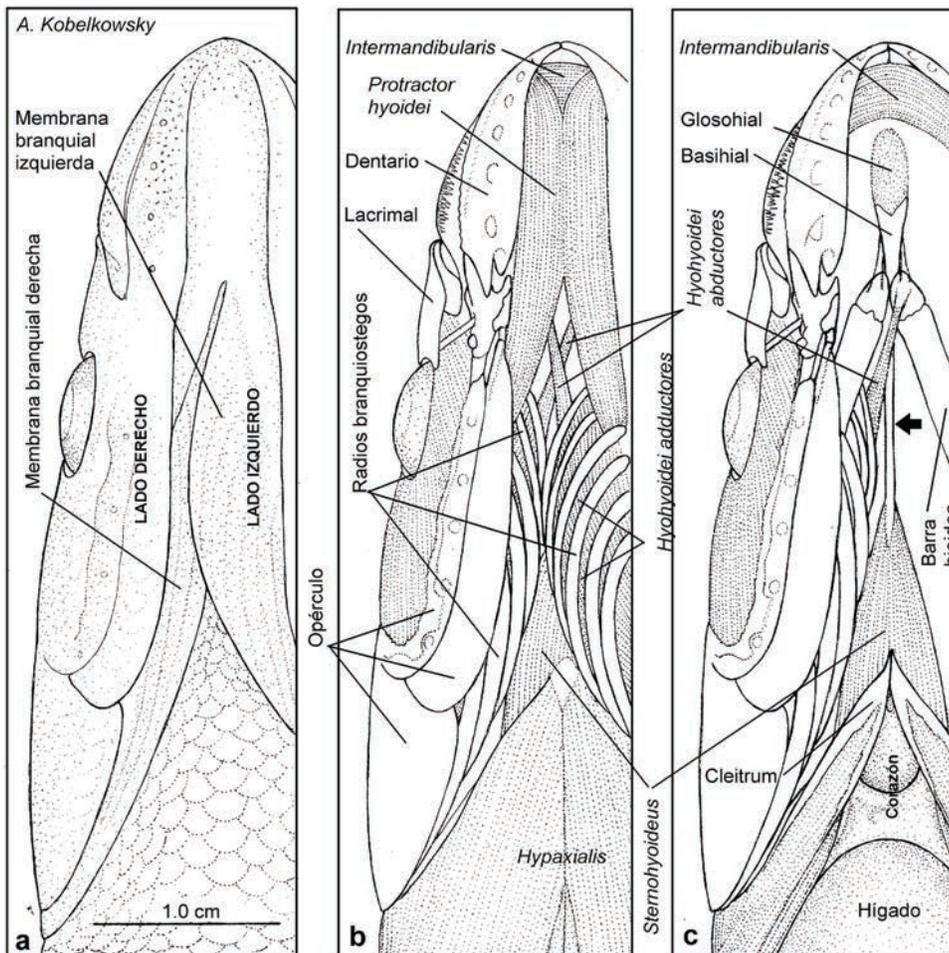
**Aspectos comparativos de la morfología del sistema digestivo de *C. humboldtianum* con relación al de *C. e. estor*.** Las principales diferencias entre ambas especies son las siguientes: a) La disposición del intestino tanto en el plano vertical como en el longitudinal en *C. humboldtianum*, mientras que en *C. e. estor* es solo en el sentido longitudinal (Fig. 10a). b) La mayor longitud de ambas asas intestinales en *C. humboldtianum* (Fig. 10a). c) La mayor altura y la menor longitud de los lóbulos hepáticos en *C. humboldtianum*, e inversamente la menor altura y la mayor longitud en *C. e. estor* (Fig. 10b). d) La amplitud de cada hueso premaxilar principalmente en su extremo posterior en *C. humboldtianum* (Fig. 10c). e) La mayor curvatura del hueso maxilar en *C. humboldtianum* (Fig. 10d). f) La mayor amplitud del dentario (Fig. 10e) en *C. humboldtianum*, debido principalmente a una mayor altura de los procesos coronoides.

## DISCUSIÓN

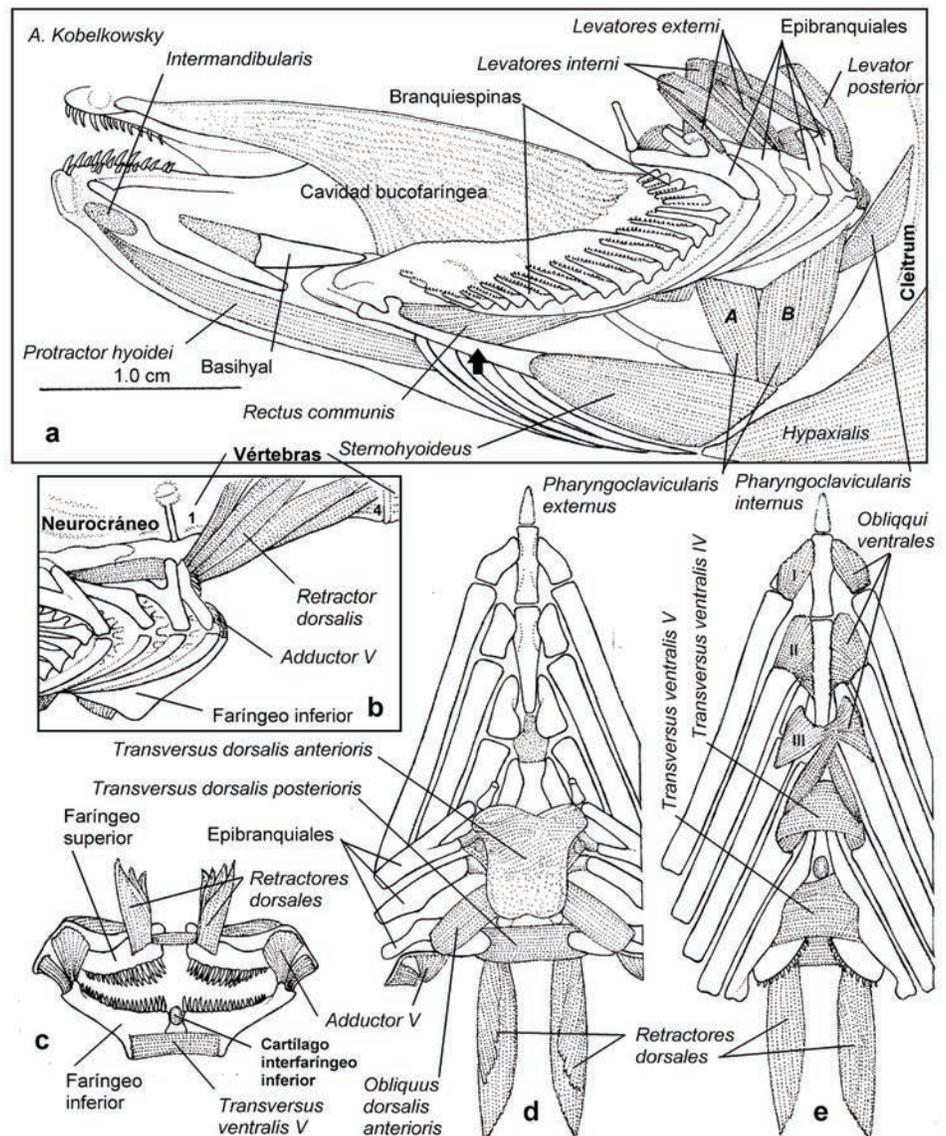
El conocimiento del sistema digestivo de los teleósteos implica el análisis anatómico de los huesos, cartílagos y ligamentos que conforman la cavidad bucofaringea, así como también de los músculos que los mueven.

En este trabajo, el análisis anatómico de la organización del sistema digestivo del pescado blanco, *C. humboldtianum*, permite reconocer un patrón morfológico correspondiente al de los Atherinomorpha, y en particular al de los Atherinopsidae. La organización anatómica del esqueleto, dentición y musculatura viscerales de esta especie corresponde a la principal estrategia trófica de los acantopterigios o teleósteos superiores, que de acuerdo con Vanderwalle *et al.* (2000) consiste en la captura de la presa, que generalmente es por succión y su procesamiento en la cavidad faríngea. En cada una de estas fases se utilizan diferentes sistemas funcionales o unidades mecánicas.

En el presente trabajo a diferencia de otros estudios se consideran las estructuras de los teleósteos superiores o acantopterigios que constituyen las llamadas por Lauder (1982) "unidades mecánicas". Dicho autor resalta las acciones de apertura de la boca, retractilidad de la mandíbula superior y succión alimenticia.



Figuras 8a-c. Musculatura hioidea de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista ventral de la región gular, mostrando la asimetría de las membranas branquiales. b) Vista ventral de la musculatura de la región gular después de retirar la piel. c) Vista ventral de la musculatura hioidea después de retirar los músculos *protractores hioidei* y los radios branquiostegos izquierdos; la flecha señala el urohial.



Figuras 9a-e. Musculatura branquial de *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Vista lateral izquierda de los músculos branquiales y hioideos. b) Vista lateral izquierda del músculo *retractor dorsalis*. c) Vista posterior de los músculos posteriores del aparato branquial. d) Vista dorsal de los músculos intrínsecos dorsales de los arcos branquiales. e) Vista ventral de los músculos intrínsecos ventrales del aparato branquial.

La organización del esqueleto visceral de *C. humboldtianum* corresponde al patrón morfológico de los *Atherinopsidae*, observándose una gran similitud con las descripciones osteológicas de especies sudamericanas (de La Hoz & Aldunate, 1994; Dyer, 1997; Bemvenuti, 2005).

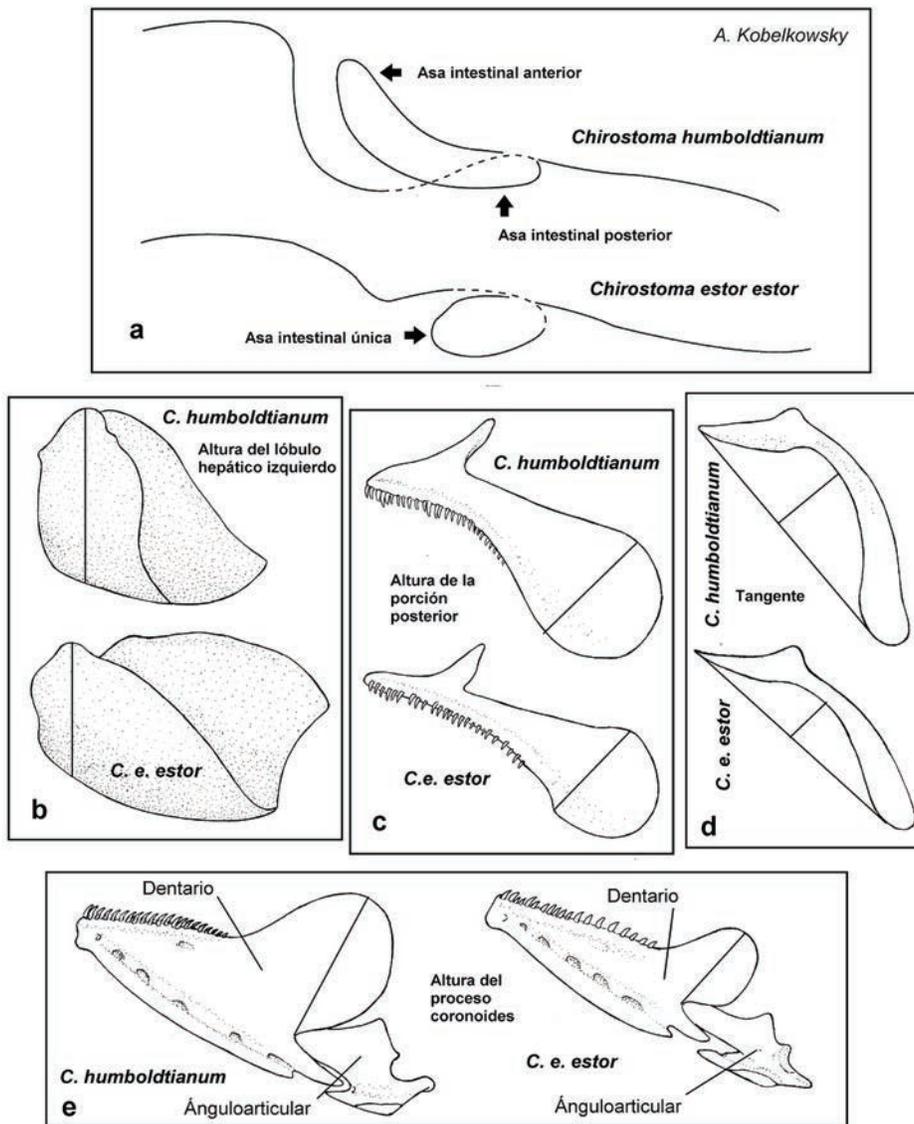
La dentición del adulto de *C. humboldtianum* corresponde a la de un teleósteo, que incluye en su dieta a otros teleósteos. El conjunto de numerosos dientes pequeños en las branquiespinas de los arcos 1 a 4 y en los huesos faríngeos superiores e inferiores es característica de teleósteos ictiófagos (Moyle & Cech, 2000).

Aunque Soria-Barreto y González-Díaz (2004) registran una placa dentaria en los endopterigoides de *Chirostoma attenuatum*, y Bemvenuti (2005) en el de varias especies de *Odontotesthes*, en el presente trabajo no se observaron. Sin embargo, se registra por primera vez la presencia de una placa dentaria en los ceratobranquiales 4. Considerando que como en muchos teleósteos existen dientes en los huesos

ceratobranquiales 5 o “faríngeos inferiores”, que proporcionan un área dentada del piso de la faringe, la cual se opone al área dentada del techo de la misma, formada por los huesos faríngeos superiores, el área inferior en *C. humboldtianum* es incrementada por las placas dentadas de los ceratobranquiales 4. Dicha condición morfológica probablemente permita un mejor manejo de la presa.

La presencia del cartilago “interfaríngeo inferior”, no descrito en otras especies en la literatura, probablemente funcione como una diartrosis que permite movimientos diferenciales de los dos huesos faríngeos inferiores.

En el presente estudio se confirman como principales aspectos miológicos los siguientes: a) el gran desarrollo del músculo *levator operculi* y el carácter externo de su inserción sobre el hueso opercular registrados previamente por Kobelkowsky (2012) en *C. e. estor*; b) la división del músculo *adductor mandibulae* en las secciones A1, A2, A3 y



Figuras 10a-e. Principales diferencias del sistema digestivo entre *Chirostoma estor estor* Jordan, 1879 y *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835). a) Enrollamiento intestinal; vista lateral izquierda. b) Hígado; vista lateral izquierda. c) Premaxilar; vista lateral izquierda. d) Maxilar; vista lateral izquierda. e) Mandíbula inferior; vista lateral izquierda.

Aw, c) la presencia ya descrita por autores como de la Hoz (1994) y Dyer (1997) del complejo tendinoso de la sección A1 del músculo *adductor mandibulae* que lo une a los huesos lacrimal, maxilar y ánguloarticular, d) la división en dos secciones del músculo *pharyngooculiclaris externus*, que en este estudio se nombran como "sección A" y sección B", e) el origen de cada músculo *retractor dorsalis* en las vértebras 2 a 4 y su inserción en el faringobranquial 4; f) se identifican el músculo *transversus dorsalis* anterior y el músculo *transversus dorsalis* posterior, g) el carácter asimétrico de los músculos *hyohyoidei abductores*, *obliqui ventralis* III, y *transversus dorsalis* anterior.

Entre los aspectos morfológicos sobresalientes del tubo digestivo de *C. humboldtianum* están la ausencia del estómago, de los ciegos pilóricos y de la válvula intestinal. La ausencia del estómago de *C. humboldtianum* corresponde a la diagnosis del superorden Atherinomorpha (Nelson, 2006), y a la afirmación de Wilson & Castro (2011) sobre la ausencia de esta porción del tubo digestivo en el 7% de las familias

de teleosteos y del 20 al 27% de las especies. En el presente trabajo se reconoce que el carácter que determina el inicio del intestino es el nivel de la conexión del conducto biliar común con el tubo digestivo, de la misma forma que Logothetis *et al.* (2001) lo hace en *A. affinis*. Estos últimos autores comentan, además la ausencia de secreción del ácido clorhídrico y de pepsinógeno, lo que comprueba la ausencia de estómago.

Buddington y Diamond (1987) asignaron a los ciegos pilóricos la función de aumento de la superficie de absorción; y señalan que es frecuente su ausencia en los teleosteos.

La principal diferencia con relación a los Atherinidae, es la gran amplitud en *C. humboldtianum* y *C. e. estor* de la porción posterior del premaxilar y la mayor retractilidad de la mandíbula superior.

La comparación anatómica del sistema digestivo de *C. humboldtianum* con el de *C. e. estor* permite identificar algunas diferencias en las

proporciones de los huesos premaxilar, maxilar, dentario y del hígado, así como también en el enrollamiento del intestino, las cuales se correlacionan con diferencias de altura del cuerpo entre ambas especies. Así, se reconoce que mientras que el cuerpo de *C. humboldtianum* es más alto, sus huesos premaxilar y maxilar son más amplios en el sentido vertical, el hígado es más alto y corto y la disposición de su intestino en el plano vertical es mayor que en *C. e. estor*.

El presente análisis morfológico del sistema digestivo de *C. humboldtianum* y su comparación con la descripción del mismo sistema en *C. e. estor* por Kobelkowsky (2012) permite definir las siguientes características de ambas especies y que probablemente correspondan a las del género *Chirostoma*:

- 1) La presencia de una placa dentaria en cada ceratobranquial 4.
- 2) La presencia del cartílago "interfaríngeo".
- 3) La amplia inserción del músculo *levator operculi* (elevador del opérculo) sobre la parte externa del hueso opercular.
- 4) La definición de las secciones A1, A2, A3 y Aw del músculo *adductor mandibulae* (aductor mandibular).
- 5) La presencia del complejo tendinoso de la sección A1 del músculo *adductor mandibulae*.
- 6) La presencia de un nuevo músculo o sección muscular del *pharyngoclavicularis externus* (faringoclavicular externo), no registrado en el resto de los teleósteos, denominado en el presente trabajo como "sección B" del mismo músculo.
- 7) La definición del origen de cada músculo *retractor dorsalis* (retractor dorsal) en los centros vertebrales 2 a 4.
- 8) El mayor desarrollo del lóbulo hepático derecho.

Las características anatómicas descritas permiten definir aspectos ecomorfológicos de estas especies, ya que su sistema digestivo está relacionado con el tipo de presas que consume en el período adulto, como son los peces forrajeros y proponer tipos de alimento formulados para peces que carecen de estómago, útiles en sistemas de cultivo con fines de conservación o producción.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de los proyectos Morfología de peces (UAM-I 2015-2018), y Análisis de la variación ecomorfológica y genética de las poblaciones del pez blanco *Chirostoma humboldtianum* parte I, como parámetros para el establecimiento del banco de germoplasma del género *Chirostoma* (UAM-I2015-2018).

## REFERENCIAS

- BEMVENUTI, M. DE A. 2005. Osteología comparada entre as espécies de peixes-rei *Odontesthes Evermann* & Kendall (Osteichthyes, Atherinopsidae) do sistema lagunar Patos-Mirim, no extremo sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (2): 293-305. DOI: 10.1590/S0101-81752005000200001
- BUDDINGTON, R. K. & J. M. DIAMOND. 1987. Pyloric ceca of fish: a "new" absorptive organ. *Gastrointestinal and Liver Physiology* 252: 65-76. DOI:10.1152/ajpgi.1987.252.1.G65
- DA SILVA, C., N. SEGATTI HAHN & T. F. LOPES VALLE DE BRITTO RANGEL. 2003. Diet and trophic ecomorphology of the silverside, *Odontesthes bonariensis*, of the Salto Caxias reservoir, rio Iguacu, Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 1 (2): 127-131. DOI:10.1590/S1679-62252003000200007
- DE LA HOZ, E. & R. ALDUNATE. 1994. Variaciones del complejo tendinoso del fascículo A1 del músculo aductor mandibular y sus consecuencias en el mecanismo de mordida premaxilar en *Cauque, Austromeniida* y *Basilichthys* (Teleostei, Atherinidae). *Revista de Biología Marina*. Valparaíso. 29: 235-249.
- DYER, B. S. 1997. *Phylogenetic revision of Atherinopsinae (Teleostei, Atherinopsidae), with comments on the systematics of South American freshwater fish genus Basilichthys Girard*. Miscellaneous Publications. Museum of Zoology, University of Michigan, No. 185. 64 p.
- GREGORY, W. K. 1959. *Fish Skull. A study of evolution of natural mechanisms*. Eric Lundberg, Florida, 481 p.
- HERNÁNDEZ-RUBIO, M. C., G. FIGUEROA LUCERO, I. A. BARRIGA SOSA, J. L. ARREDONDO FIGUEROA, T. CASTRO BARRERA. 2006 Early Development of the Short-fin silverside *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835) (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Aquaculture* 261: 1440-1446. DOI:10.1016/j.aquaculture.2006.08.48
- HORN, M. H., A. K. GAWLICKA, D. P. GERMAN, E. A. LOGOTHETIS, J. W. CAVANAGH & K. S. BOYLE. 2006. Structure and function of the stomachless digestive system in three related species of New World silverside fishes (Atherinopsidae) representing herbivory, omnivory, and carnivory. *Marine Biology* 2006 (149): 1237-1245. DOI:10.1007/S00227-006-0281-9
- KEIVANY, Y. 2014. Comparative osteology of the jaws in representatives of Europterygian fishes. *Research in Zoology* 4 (2): 29-42. DOI:10.5923/j.zoology.20140402.01
- KOBELKOWSKY, A. 2012. El sistema digestivo del pescado blanco de Pátzcuaro *Chirostoma estor estor* (Teleostei: Atherinopsidae). In: Barriga Sosa, I. de los A., P. Ramírez & G. Barrera (Eds.). *Acuicultura en México: Impacto en Producción, Manejo y Conservación*. Editorial Académica Española, pp. 197-217.
- LAMEIRO-RODRIGUES, F. & M. DE A. BEMVENUTI. 2001. Hábito alimentar e osteologia da boca do peixe-rei, *Odontesthes humensis* de Buen (Atheriniformes, Atherinopsidae) na Lagoa Mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18 (3): 793-802. DOI:10.1590/S0101-81752001000300015
- LAUDER, G. V. 1982. Patterns of evolution in the feeding mechanism of Actinopterygian fishes. *American Zoologist* 22: 275-285. DOI:10.1093/icb/22.2.275
- LOGOTHETIS, E. A., M. H. HORN & K. A. DICKSON. 2001. Gut morphology and function in *Atherinops affinis* (Teleostei: Atherinopsidae), a stomachless omnivore feeding on macroalgae. *Journal of Fish Biology* 59: 1298-1312. DOI:10.1111/j.1095-8649.2001.tb00193.x
- MARTÍNEZ-PALACIOS, C. A., M. TOLEDO-CUEVAS, E. RACOTTA DIMITROV, M.G. RIOS-DURÁN, E. PALACIOS METCHENOV, J. FONSECA MADRIGAL, A. CAMPOS MENDOZA & L. G. ROSS. 2006. Aspectos nutricionales del pescado blanco de Pátzcuaro (*Chirostoma estor estor* Jordan, 1879). In: Cruz Suarez, L. E., D. Ricque, M. Tapia Salazar, M. G. Nieto L-opez, D.A. Villar-

- real Cabazos, A.C. Puello Cruz y A. García Ortega (Eds.). *Avances en Nutrición Acuícola VIII*. Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, Nuevo León, México.
- MOYLE, P. B. & J. J. CECH. 2000. *Fishes. An introduction to ichthyology*. Prentice Hall, New Jersey. 590 p.
- NELSON, J. S. 2006. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, Inc. U.S.A. 601 p.
- NIKOLSKY, G. V. 1963. *The ecology of fishes*. Academic Press & New York, 352 p.
- PAULO-MAYA, J. & M. T. CORTÉS. 1996. Osteología de *Atherinella balsana* (Meek), (Pisces: Atherinidae), el charal del río Balsas, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 41: 67-80.
- RODRÍGUEZ-RUIZ, A. & C. GRANADO-LORENCIO. 1988. Características del aparato bucal asociadas al régimen alimenticio en cinco especies co-existent del género *Chirostoma* (Lago de Chapala, México). *Revista Chilena de Historia Natural* 61: 35-51.
- ROSS, L. G., C. A. MARTÍNEZ-PALACIOS, MA. DEL C. AGUILAR VALDEZ, M. C. M. BEVERIDGE & M. C. CHÁVEZ SÁNCHEZ. 2006. Determination of feeding mode in fishes: the importance of using structural and functional feeding studies in conjunction with gut analysis in a selective zooplanktivore *Chirostoma estor estor* Jordan 1880. *Journal of Fish Biology* 68: 1782-1794. DOI:10.1111/j.1095-8649.2006.01061.x
- SORIA-BARRETO, M. & A. A. GONZÁLEZ-DÍAZ. 2004. Registro de una placa dentaria en el endopterigoides del charal prieto *Chirostoma attenuatum* (Teleostei: Atherinopsidae). *Vertebrata Mexicana* 15: 1-5.
- SORIA-BARRETO, M. & J. PAULO-MAYA. 2005. Morfometría comparada del aparato mandibular en especies de *Chirostoma* (Atheriniformes: Atherinopsidae) del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Hidrobiológica* 15 (2 Especial): 161-168.
- VANDEWALLE, P., E. PARMENTIER & M. CHARDON. 2000. The branchial basket in teleost feeding. *Cybium* 24: 319-342.
- WAINWRIGHT, P. 2002. The evolution of feeding motor patterns in vertebrates. *Current Opinion in Neurobiology* 12: 691-695. DOI:10.1016/S0959-4388(02)00383-5
- WERNEBURG, I. 2015. Morphology of the jaw, suspensorial, and opercle musculature of Beloniformes and related species (Teleostei: Acanthopterygii), with a special reference to the m. adductor mandibulae complex. *PeerJ* 3: e769. DOI:10.7717/peerj.769
- WILSON, J. M. & L. F. C. CASTRO. 2011. Morphological diversity of the gastrointestinal tract in fishes. In: Grosell, M., A. P. Farrell & C. J. Brauner (Eds.) *The multifunctional gut of fish*. Academic Press, London, pp. 1-55.
- WINTERBOTTOM, R. A. 1974. A descriptive synonymy of the striated muscles of the Teleostei. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 1974 (125): 225-317.

# Composición y estructura de la comunidad de moluscos de fondos blandos de la isla Santa Cruz, golfo de California, México

## Composition and community structure of soft bottom mollusks on Santa Cruz Island, Gulf of California, Mexico

Arturo Tripp-Quezada<sup>1</sup>, Arturo Tripp-Valdez<sup>1</sup>, Miguel A. Tripp-Valdez<sup>2</sup>, Norberto Capetillo Piñar<sup>1</sup> y Marcial Villalejo-Fuerte<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, A.P. 592, La Paz, Baja California Sur, 23096, México

<sup>2</sup>Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research. Division: Biosciences Integrative Ecophysiology. Am Handelshafen 12D-27570, Bremerhaven, Germany  
e-mail: atrippv@ipn.mx

**Recibido:** 03 de mayo de 2016.

**Aceptado:** 23 de enero de 2018.

Tripp-Quezada A., A. Tripp-Valdez, M. A. Tripp-Valdez, N. Capetillo Piñar y M. Villalejo-Fuerte. 2018. Composición y estructura de la comunidad de moluscos de fondos blandos de la isla Santa Cruz, golfo de California, México. *Hidrobiológica* 28 (1): 51-59.

### RESUMEN

**Antecedentes.** Respecto al ambiente marino de la isla Santa Cruz, no existen trabajos publicados de ecología de las especies de moluscos de fondos blandos, por lo que es importante realizar investigaciones que amplíen y profundicen el conocimiento de la zona marina y contribuyan a plantear métodos de manejo y alternativas de uso sustentable de los recursos marinos insulares. **Objetivos.** El presente trabajo pretende caracterizar la composición y estructura de la comunidad de los moluscos de fondos blandos de la zona infralitoral de la isla Santa Cruz y describir algunas características asociadas con su hábitat. **Métodos.** En agosto de 2010 se recolectaron 32 muestras, 16 biológicas y 16 de sedimentos. Se analizó la composición, abundancia y diversidad de la comunidad béntica malacológica mediante indicadores ecológicos. **Resultados.** Se registraron 695 ejemplares agrupados en dos clases, Gastropoda: 446 organismos (cinco órdenes, 11 familias y 19 especies), entre los cuales la especie más abundante fue *Siphonaria maura* (18%); y Bivalvia: 249 organismos (ocho ordenes, 14 familias y 25 especies), donde la especie más abundante fue *Tellina eburnea* (10%). La clase Gastropoda fue mayor (64.17%) que Bivalvia (35.82%). Las especies con mayor abundancia y frecuencia relativa fueron el gástrópodo *Siphonaria maura* (18%) y el bivalvo *Septifer zeteki* (69%). Se encontraron cuatro categorías tróficas: filtradores (73%), herbívoros (20%), carnívoros (5%) y ectoparásitos (2%). **Conclusiones.** En este sitio, la riqueza específica (44 taxones) fue menor en comparación con otros sitios de diferente latitud en el golfo de California occidental, posiblemente debido a que la zona de estudio es un ambiente de alta energía donde sólo se encontraron juveniles de moluscos y micromoluscos.

**Palabras clave:** abundancia, diversidad, estructura trófica, riqueza específica

### ABSTRACT

**Background.** In the marine environment of San Cruz Island, no published references exist regarding the ecology of soft-bottom mollusks. Thus, it is important to carry out research that broadens and deepens the knowledge of this marine area and contributes to proposals of management methods and alternatives for the sustainable use of insular marine resources. **Goals.** This study seeks to characterize the community composition and structure of soft-bottom mollusks of the infralitoral zone of Santa Cruz Island, and describe some of the characteristics associated with their habitat. **Methods.** During August 2010, 32 samples were collected: 16 were biological samples and 16 were sediment samples. The composition, abundance, and diversity of the malacological community were analyzed using ecological indexes. **Results.** 695 individuals were recorded and grouped in two classes: Gastropoda with 446 organisms (5 orders, 11 families, and 19 species); the most abundant species was *Siphonaria maura* (18%); the class Bivalvia included 249 organisms (8 orders, 14 families, and 25 species); the most abundant species was *Tellina eburnea* (10%). The Gastropoda class were more abundant than the Bivalvia, i.e., 64.17% and 35% respectively. The species with major abundances and relative frequencies were the gastropods *Siphonaria maura* (18%) and the bivalve *Septifer seteki* (69%). Four trophic categories were identified: filterers (73%), herbivores (20%), carnivores (5%), and ectoparasites, the latter of which were the rarest group (2%). **Conclusions.** At this site, the specific richness (44 taxa) was lower compared to other sites from different latitudes of the western Gulf of California, likely derived from the higher energy environment of the study area that allowed only juvenile mollusks and micromollusks to be collected.

**Keywords:** abundance, diversity, trophic structure, richness

## INTRODUCCIÓN

En el golfo de California se encuentran aproximadamente 922 islas, islotes y accidentes insulares, con una superficie insular de 358 000 ha (Aburto & López, 2006). Dada su importancia a nivel mundial, en 1995 la Unesco declaró como reserva de la biosfera a 240 islas e islotes del golfo de California. De acuerdo con la fundación World Wildlife Fund-Mexico, Programa Golfo de California, en su reporte de 2006 la isla Santa Cruz tiene una prioridad de conservación jerárquica alta (80%).

Respecto al ambiente marino de esta isla, no existen trabajos publicados de ecología de las especies de moluscos de fondos blandos, por lo que es importante realizar investigaciones que amplíen y profundicen el conocimiento de la zona marina, la interacción del hombre y las especies marinas, que, además, contribuyan a plantear métodos de manejo y alternativas de uso sustentable de los recursos marinos insulares.

La importancia de conocer la estructura de las comunidades bentónicas radica en que éstas pueden responder a diferentes tipos de estrés, debido a que incluyen organismos con amplia tolerancia fisiológica a distintos tipos de alimentación e interacciones tróficas, variación en la tolerancia a contaminantes, así como la estrecha dependencia del sitio que habitan en el sedimento, razón por la cual han sido usados como indicadores ambientales (Purchase & Ferguson, 1986; Soto & Leighton, 1999; De la Lanza Espino, 2000; Baqueiro-Cárdenas *et al.*, 2007). La tolerancia y adaptabilidad de los moluscos bentónicos a descargas vertidas a un cuerpo de agua pueden advertirse a nivel de individuos o de

poblaciones, por lo que los bivalvos son preferibles para el monitoreo de elementos contaminantes e indicadores de la calidad de los ecosistemas (Núñez-Esquer, 1975; Purchase & Ferguson, 1986; Naranjo-García & Meza-Meneses, 2000; Baqueiro-Cárdenas *et al.*, 2007).

Por estas razones, el presente trabajo pretende caracterizar la estructura de la comunidad de los moluscos de fondos blandos de la zona infralitoral de la isla Santa Cruz y describir algunas características asociadas con su hábitat. La información resulta útil para conservar y planificar los espacios, así como para el manejo de la isla. Además, sirve como marco de referencia ante posibles cambios ambientales ocasionados por efectos antropogénicos y naturales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La isla Santa Cruz es montañosa, se localiza en las coordenadas extremas 25° 18' 43.18" N y 110° 41' 24.11" O, y 25° 15' 36" N y 110° 43' 30" O, a 67 millas náuticas al NNO de la ciudad de La Paz (Fig. 1); tiene una longitud de 7 km, la parte más ancha mide 3 km y la mayor altitud es de 457 m.

Previo a la selección de los sitios de muestreo, se realizó un viaje de circunvalación a la isla en el que se encontró que la mayor parte de su litoral es escarpado (aproximadamente 95%). El tipo de sustrato lo constituyen bloques, conglomerados y cantos rodados. Sólo se encontraron pequeñas playas de fondos blandos al sur de la isla, donde en agosto de 2010 se emplazaron 16 estaciones en la zona infralitoral (Fig. 1). Se utilizaron cuatro transectos (Tabla 1) divididos en cuatro

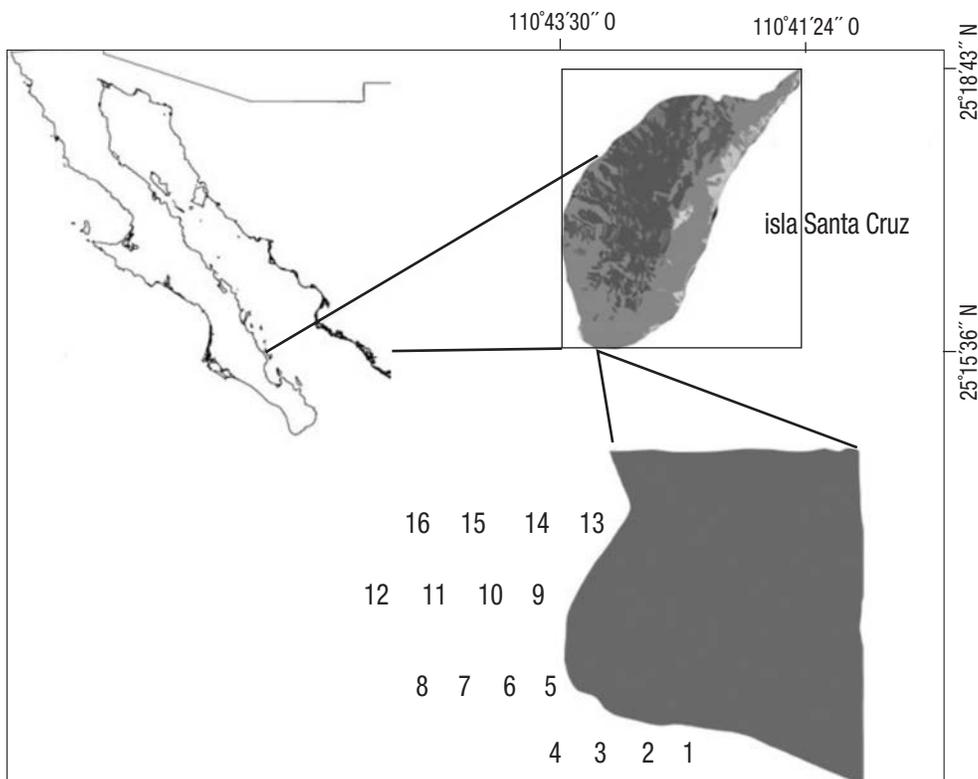


Figura 1. Área de estudio en la isla Santa Cruz, golfo de California, México y ubicación esquemática de los transectos con las estaciones de muestreo para la recolección de moluscos de fondos suaves.

estaciones perpendiculares a la costa a intervalos de 50 m entre una y otra, desde el nivel de marea baja hasta 200 m, con una profundidad promedio de 3 m. La distancia entre los transectos fue de 250 m a lo largo del litoral de la isla. Las muestras se obtuvieron por buceo autónomo, con un marco metálico de 1 m<sup>2</sup>, el cual se fijó al fondo de cada estación. Se recolectó sedimento en una capa de 15 cm de profundidad y se tamizaron *in situ* a través de una criba de madera de 40 x 40 cm con una malla metálica de 3 mm de luz, de acuerdo con los criterios de Holme (1971).

Para conocer la textura del sedimento, se determinó el tamaño del grano y se interpretó de acuerdo con la escala de Wentworth (Folk, 1980), se registró la profundidad, la temperatura del agua con un termómetro de cubeta y la salinidad con un refractómetro Atago ATC-S/Mill-E con un intervalo de 0 a 100 (‰).

El análisis de la asociación de moluscos se realizó con organismos recolectados vivos y se incluyeron organismos que murieron durante el muestreo y cuyas valvas se mantenían sin ninguna alteración en el periorstraco. Los moluscos fueron identificados con las claves taxonómicas publicadas por Keen (1971) y Abbot (1974). Los nombres científicos se revisaron y actualizaron con claves de Skoglund (1991; 1992), Coan *et al.* (2000) y Coan y Valentich (2012).

Con el fin de complementar la información de la comunidad, a cada especie se le asignó un grupo trófico, según lo planteado por Keen (1971), Reguero *et al.* (1991; 1993), Olabarria *et al.* (2001) y Fernández y Jimenez (2006).

Como descriptores ecológicos de la fauna malacológica se utilizaron la abundancia, la riqueza específica y la diversidad. Como indicadores del ambiente se consideraron la profundidad, el tamaño del grano del sedimento, la temperatura y la salinidad.

Para examinar y caracterizar la relación de las especies se calculó el índice de Shannon-Wiener (Magurran, 1991) con logaritmo de base dos como medida de la diversidad. Para estimar la equidad (J) se aplicó el índice de Pielou (1975). El análisis de los datos se realizó con el programa Biodiversity Professional Beta (McAleece *et al.*, 1997). La determinación de índices ecológicos univariados se realizó con el programa computacional PRIMER v6 (Clarke & Warwick, 2001).

Tabla 1. Localización de las estaciones de inicio de los transectos para el muestreo de moluscos en la isla Santa Cruz, golfo de California, México. Los transectos se realizaron de manera perpendicular a la línea de costa.

Nº transecto	Nº Estación	Latitud N	Longitud O
I	1	25° 15' 36"	110° 43' 36"
II	5	25° 15' 42"	110° 43' 43"
III	9	25° 15' 51"	110° 43' 43"
IV	13	25° 16' 02"	110° 43' 48"

## RESULTADOS

**Características geomorfológicas y ambientales del sitio de muestreo.** Los dieciséis sitios se distribuyeron en cuatro playas de fondos blandos al sur de la isla, entre cabos rocosos; su dinámica mayormente erosiva está condicionada por fenómenos naturales estacionales, como tormentas del suroeste y aportes terrígenos provenientes de las partes altas de la isla ocasionados por las lluvias. Se encontró que en todas las estaciones de muestreo el sedimento fue de arenas gruesas (0.50-1.0 mm), la temperatura y la salinidad del mar fueron de 25°C y 35.2‰.

**Composición y estructura de la comunidad.** En total se obtuvieron 695 organismos representados por dos clases, 13 órdenes, 25 familias y 44 especies. La clase Gastropoda fue la más abundante, con 446 individuos distribuidos en cinco órdenes, 11 familias, 14 géneros y 19 especies (Tabla 2). La clase Bivalvia registró 249 organismos distribuidos en ocho órdenes, 14 familias, 21 géneros y 25 especies (Tabla 3).

Entre los gastrópodos, la especie de mayor abundancia fue *Siphonaria maura* (Sowerby, 1835), con el 17% (Fig. 2). Siguió en importancia *Crepidula aculeata* (Gmelin, 1771), con 11%. Entre los bivalvos, la especie más abundante fue *Tellina eburnea* (Hanley, 1844), con el 9%.

Los sitios de muestreo con mayor riqueza y abundancia fueron las estaciones 1, 2 y 3 (Fig. 3), caracterizados por poseer fondos de arena gruesa; mientras que en las estaciones 6 y 8 sólo se encontró un gastrópodo en cada una. En la estación 1 se registró la mayor riqueza específica: 25 taxones.

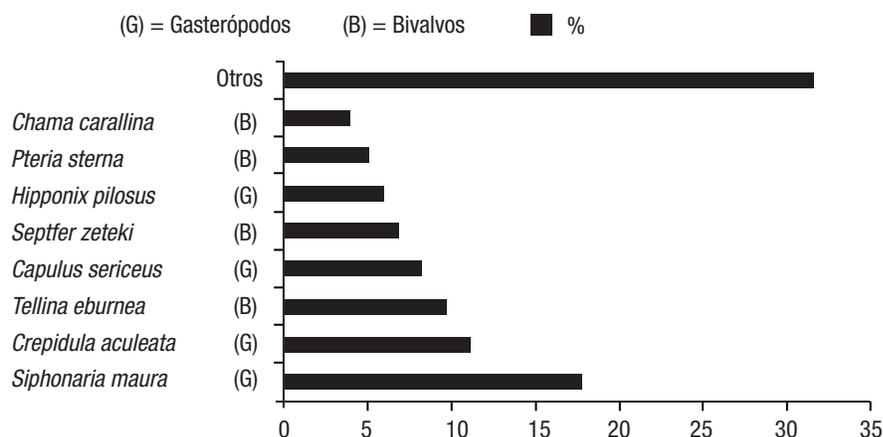


Figura 2. Especies de moluscos con mayor abundancia porcentual en la isla Santa Cruz, golfo de California, México.

Tabla 2. Composición taxonómica de la Clase Gastropoda y categoría trófica de moluscos de fondos blandos en la isla Santa Cruz, golfo de California, México.

Orden	Familia	Especie	Categoría trófica
Archaeogastropoda	Fissurellidae	<i>Diodora inaequalis</i> (Sowerby, 1835)	Herbívoro
		<i>Lucapinella callomarginata</i> (Dall, 1871)	Herbívoro
		<i>Fissurella deroyae</i> McLean, 1970	Herbívoro
		<i>Fissurella rubropicta</i> Pilsbry, 1890	Herbívoro
Mesogastropoda	Architectonicidae	<i>Heliacus bicanaliculatus</i> (Valenciennes, 1832)	Herbívoro
	Cerithiidae	<i>Triphora hannai</i> Baker, 1926	Herbívoro
	Hipponicidae	<i>Hipponix pilosus</i> (Deshayes, 1832)	Herbívoro
	Calyptraeidae	<i>Crepidula aculeata</i> (Gmelin, 1791)	Filtrador
		<i>Crucibulum spinosum</i> (Sowerby, 1824)	Filtrador
		<i>Crucibulum umbrella</i> (Deshayes, 1830)	Filtrador
		<i>Crucibulum scutellatum</i> (Wood, 1828)	Filtrador
		<i>Crucibulum monticulus</i> Berry, 1969	Filtrador
	Capulidae	<i>Capulus sericeus</i> J. & R. Burch, 1961	Filtrador
	Neogastropoda	Columbellidae	<i>Columbella haemastoma</i> Sowerby, 1832
Marginellidae		<i>Cystiscus politulus</i> (Dall, 1919)	Herbívoro
Entomotaeniata	Pyramidellidae	<i>Turbonilla lucana</i> Dall & Bartsch, 1909	Ectoparásito
Basommatophora	Siphonariidae	<i>Siphonaria gigas</i> Sowerby, 1825	Herbívoro
		<i>Siphonaria maura</i> Sowerby, 1835	Herbívoro
	Trimusculidae	<i>Trimusculus reticulatus</i> (Sowerby, 1835)	Filtrador

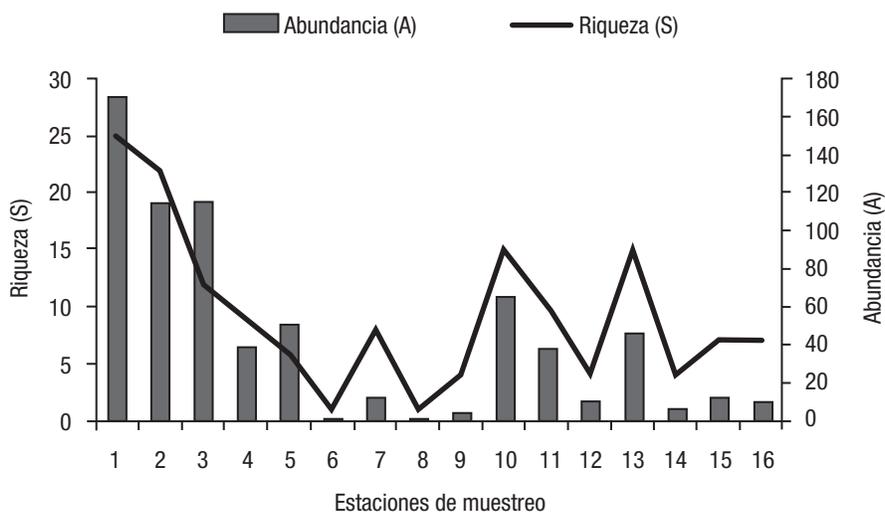


Figura 3. Variabilidad de la abundancia (A) y la riqueza (S) de moluscos en las 16 estaciones muestreadas de la isla Santa Cruz, golfo de California, México.

El valor promedio del índice de diversidad de Shannon-Wiener fue de 2.6 bits/ind y el máximo fue de 4.0 bits/ind. en la estación 1. Los valores máximos de equidad se encontraron en las estaciones 7, 9, 14 y 16, que corresponden a sitios con baja abundancia y pocas especies (Fig. 4).

**Estructura trófica de las asociaciones.** Los filtradores fueron el grupo trófico dominante en este estudio (73%), seguidos de los herbívoros (20%) y carnívoros (5%), mientras que los ectoparásitos fueron el grupo con menor porcentaje (2%; Fig. 5).

## DISCUSIÓN

Los moluscos de fondos blandos en la isla Santa Cruz se encuentran distribuidos en aguas someras entre 1 y 10 m de profundidad en arenas gruesas (Fig. 6). En todas las estaciones se encontró una marcada asociación de los moluscos con fragmentos de coral y algas calcáreas

(rodolitos), que son condiciones similares a las descritas para la isla San José por Tripp-Quezada (2008). Este tipo de asociación biogénica indica que la isla Santa Cruz se encuentra en una zona de transición tropical-templada, de acuerdo con los criterios geológicos definidos por Halfar *et al.* (2006). Un resultado similar fue registrado para la isla San José, localizada a 9.4 millas náuticas al sur de la isla Santa Cruz (Tripp-Quezada, 2008); sin embargo, la riqueza de especies de moluscos de fondos blandos encontradas en la isla Santa Cruz fue menor que la reportada en la isla Cerralvo (133) por Vázquez-Vega (2013), así como para las islas Santa Catalina (65), San José (58) y San Francisco (80) (Tripp-Quezada *et al.*, 2014).

Una de las especies de mayor abundancia fue el gastrópodo *Siphonaria maura* (124), un organismo herbívoro típico de sustratos rocosos que alcanza tallas de 22 mm (Keen, 1971). En este estudio se encontraron ejemplares con tallas pequeñas (3 a 6 mm) fijados en granos de arena gruesa, fragmentos de coral, algas calcáreas y conchas de moluscos.

Tabla 3. Composición de la Clase Bivalvia y categoría trófica de moluscos de fondos blandos en la isla Santa Cruz, golfo de California, México.

Orden	Familia	Especie	Categoría trófica
Mytilida	Mytiliidae	<i>Brachiodontes adamsianus</i> (Dunker, 1857)	Filtrador
		<i>Septifer zeteki</i> Hertlein & Strong, 1946	Filtrador
Arcida	Philobryidae	<i>Philobrya setosa</i> (Carpenter, 1864)	Filtrador
	Arcidae	* <i>Acar gradata</i> (Broderip & G. B. Sowerby I, 1829)	Filtrador
		<i>Anadara multcostata</i> (G. B. Sowerby I, 1833)	Filtrador
		<i>Arcopsis solida</i> (G. B. Sowerby I, 1833)	Filtrador
Pteriida	Pteriidae	<i>Pteria sterna</i> (Gould, 1851)	Filtrador
Pectinida	Propeamussiidae	<i>Cyclopecten pernomus</i> (Hertlein, 1935)	Filtrador
	Pectinidae	<i>Argopecten ventricosus</i> (G. B. Sowerby II, 1842)	Filtrador
	Dimyidae	<i>Plicatula penicillata</i> Carpenter, 1857	Filtrador
Limida	Limidae	* <i>Limaria pacifica</i> d'Orbigny, 1846	Filtrador
Lucinida	Lucinidae	* <i>Parvilucina approximata</i> (Dall, 1901)	Filtrador
		* <i>Cavilinga prolongata</i> Carpenter, 1857	Filtrador
Carditida	Carditidae	<i>Cardita radiata</i> G. B. Sowerby I, 1833	Filtrador
Venerida	Cardiidae	* <i>Americardia biangulata</i> (Broderip & G. B. Sowerby I, 1829)	Filtrador
		<i>Laevicardium substriatum</i> (Conrad, 1837)	Filtrador
	Chamidae	<i>Chama corallina</i> Olsson, 1971	Filtrador
		<i>Chama mexicana</i> Carpenter, 1857	Filtrador
		<i>Chama sordida</i> Broderip, 1835	Filtrador
	Tellinidae	<i>Tellina eburnea</i> Hanley, 1844	Filtrador
		<i>Tellina coani</i> Keen, 1971	Filtrador
Veneridae	<i>Chione squamosa</i> (Carpenter, 1857)	Filtrador	
	<i>Megapitaria squalida</i> (G. B. Sowerby I, 1835)	Filtrador	
	<i>Tivela byronensis</i> (Gray, 1838)	Filtrador	
	<i>Ventricolaria isocardia</i> (Verrill, 1870)	Filtrador	

\* = Skoglund (1991)

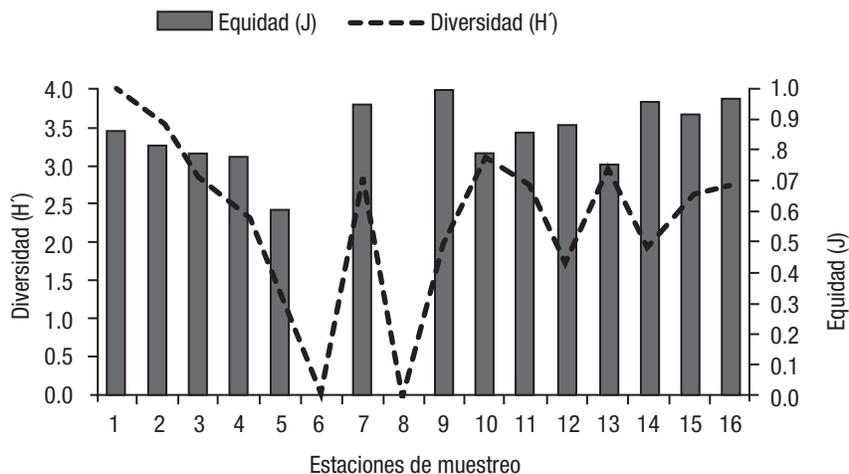


Figura 4. Variabilidad de la diversidad (H') y la equidad (J) de los moluscos en las 16 estaciones muestreadas de la isla Santa Cruz, golfo de California, México.

*Tellina eburnea* fue el bivalvo más abundante, en forma similar a lo registrado para Cabo Pulmo (1749) (Tripp-Quezada, 2008), archipiélago Espíritu Santo (6166), isla San José (153) y bahía de los Ángeles (274) (Tripp-Quezada *et al.*, 2009). Además, Vázquez-Vega (2013) clasificó a *Tellina eburnea* como especie dominante en la malacocenosis de fondos blandos de la isla Cerralvo. Por lo tanto, monitorear la abundancia de esta especie en las islas mencionadas del golfo de California podría ser un buen indicador de cambio para las condiciones ambientales de la zona.

La alta biodiversidad, abundancia, riqueza específica y equidad de las especies registradas en el estudio se encuentran en el transecto I, donde se ubican las estaciones de muestreo 1-4. Esto puede explicarse por su ubicación, pues se encuentran en la zona mejor protegida de los vientos del Sur y es notable en este trabajo la presencia de micromoluscos, juveniles de moluscos y ausencia de macromoluscos. Al respecto, Valiela (1995) expresó que las poblaciones bentónicas pueden ser afectadas por la acción de los depredadores y el abastecimiento de recursos, así como por la acción de las olas. En ese sentido, Zuchin & Oliver (2005) señalaron que, en ambientes ricos en carbonatos en

zonas homogenizadas por disturbios ambientales, la mayoría de las conchas encontradas son de moluscos juveniles depositados durante décadas. Margaleff (1982) señaló que la diversidad es baja en comunidades transitorias, explotadas o bajo condiciones fluctuantes.

Por otra parte, Méndez *et al.* (1986) describieron que los sedimentos de arenas gruesas generalmente sostienen ensamblajes más diversos que los que están conformados por fangos y arenas finas, esto como consecuencia de la heterogeneidad y complejidad del sustrato. Dichos sedimentos además presentan mayor espacio entre los granos de arena y contienen agua rica en microorganismos, al tiempo que confieren una abundante oferta alimentaria para la fauna bentónica, en comparación con sedimentos finos. La abrasión de los granos de arena del sustrato se presenta en ambientes de alta energía ocasionada por el oleaje o descargas de aguas pluviales (Zuschin & Oliver, 2005), lo cual impide temporalmente la fijación de larvas de moluscos. Solamente después de estos disturbios, durante las primeras etapas de resiliencia, se puede producir la fijación de micromoluscos o juveniles de moluscos filtradores, como *Septifer zetekii* (Hertlein & Strong, 1946) y *Tellina eburnea*, que fueron los más abundantes en la escala trófica para el presente estudio.

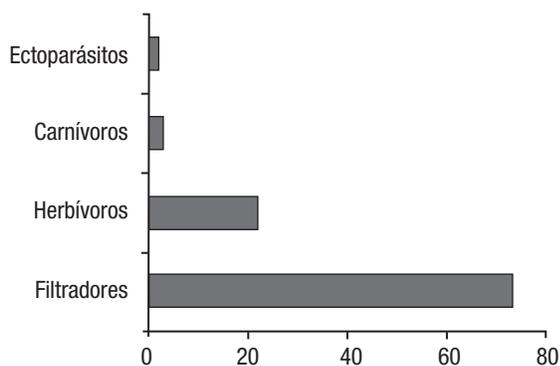


Figura 5. Categorías tróficas (%) para cada grupo de moluscos de fondos blandos estudiados en la isla Santa Cruz, golfo de California, México.

En el golfo de California los vientos son acentuadamente estacionales; vientos débiles que soplan del sureste de junio a octubre, en tanto que los dominantes y más intensos provienen del noroeste de noviembre a mayo, centrados a lo largo del eje norte-sur del golfo (Merrifield & Winant, 1989; Badan-Dangon *et al.*, 1991; Douglas *et al.*, 1993; Jiménez-Illescas *et al.*, 1997; Lavín *et al.*, 1997; Parés *et al.*, 2003; Marinone *et al.*, 2004). Por otro lado, se presenta un régimen de lluvias en verano (junio-septiembre), con la mayor precipitación en septiembre (Salinas-Zavala *et al.*, 1998), y la temporada de huracanes suele comenzar en los meses de mayo, para terminar en noviembre (Servicio Meteorológico Nacional y Agencia Nacional para la Atmósfera y el Océano de Estados Unidos -NOAA) y pueden causar fuertes lluvias e intensificarse los escurrimientos de agua y sedimentos en la cuenca del golfo (Salinas-Zavala *et al.*, 1992; Martínez-Gutiérrez & Mayer, 2004).

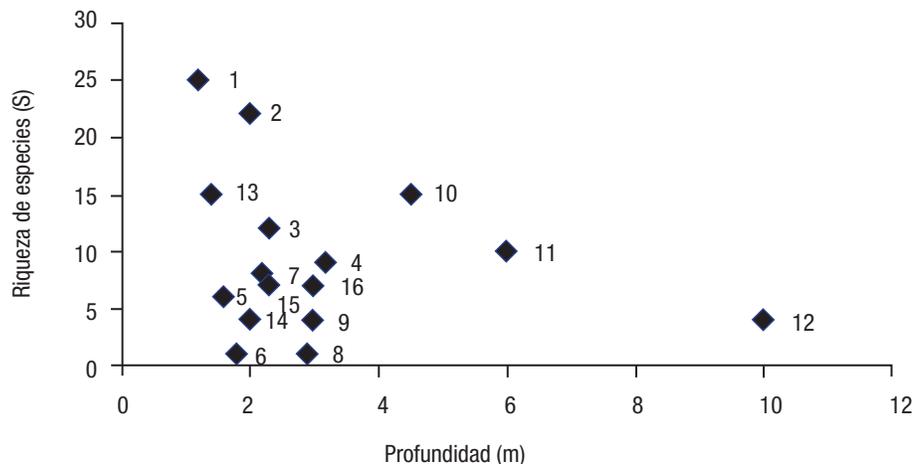


Figura 6. Variabilidad de la riqueza de especies de moluscos con respecto a la profundidad (m) en la isla Santa Cruz, golfo de California, México. ◆ = Estaciones de muestreo.

El tamaño de grano en el sedimento de la isla Santa Cruz puede ser explicado por el transporte de material litogénico desde las partes altas de la isla hacia el mar debido a escurrimientos ocasionados por las lluvias, la acción de las olas y los patrones de vientos característicos de la zona. De noviembre a mayo el viento proveniente del noroeste tiene una magnitud promedio de 5 m/s. Los vientos extremos, provenientes del norte, llegan a los 10 m/s (Anónimo, 1985; Jiménez-Illescas *et al.*, 1997; Lavín *et al.*, 1997; Obeso-Niebla *et al.*, 2007). Estos patrones de vientos sumados a la cantidad de precipitación vertida por los huracanes son factores determinantes para que exista transporte de sedimento hacia el golfo de California y contribuyen a la modelación del paisaje (Martínez-Gutiérrez & Mayer, 2004). En el sitio de estudio se puede evidenciar este proceso por el material biogénico (trozos de coral, conchas de moluscos y algas calcáreas) depositado en la zona intermareal y supralitoral. Las variaciones de intensidad del viento durante la época de huracanes, las cuales hacen de la isla un ambiente de alta energía, no favorecen al desarrollo de macromoluscos de fondos blandos, en particular de especies comerciales como la almeja chocolata *Megapitaria squalida*, la almeja catarina *Argopecten ventricosus* y la pata de mula *Anadara multicostata*, especies de las cuales sólo se encontraron juveniles.

La composición, abundancia y diversidad de la comunidad malacológica de fondos blandos de la isla Santa Cruz registró a la clase Gastropoda como la más abundante, seguida de la clase Bivalvia. Las categorías tróficas dominantes fueron los filtradores, seguidos de los herbívoros. La riqueza específica fue menor en comparación con otros sitios de diferente latitud del golfo de California. Por lo tanto, se concluye que estos resultados se deben a que la zona de estudio es un ambiente de alta energía.

Se recomienda un estudio de la dinámica de las poblaciones de moluscos de fondos blandos, así como la descripción de la comunidad de moluscos de fondos rocosos. Estos estudios son necesarios para condicionar el uso de playas y fondos en la isla a las empresas de servicios turísticos así como a los pescadores de la zona.

## AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional (IPN) por el financiamiento del proyecto CGPI-20100093. A la IPN-COFAA y EDI por las becas de Arturo Tripp-Quezada, Arturo Tripp Valdez y Marcial Villalejo Fuerte. A Carlos Antuna Contreras, Ciro Arista de la Rosa y José Beltrán Salgado por el apoyo en las actividades submarinas. A los revisores anónimos por sus acertadas recomendaciones.

## REFERENCIAS

- ABBOTT, R. T. 1974. *American Seashell; The Marine Mollusca of Atlantic and Pacific Coasts of North America*. Van Nostrand Reinhold Company. New York, 663 p.
- ABURTO-OROPEZA, O. & C. LÓPEZ-SAGÁSTEGUI. 2006. *Red de reservas marinas del Golfo de California: una compilación de los esfuerzos de conservación*. Reporte preparado para Greenpeace México. 30 p.
- ANÓNIMO. 1985. *Carta de climas de La Paz*. Dirección de Geografía del Territorio Nacional. México. 15Badan-Dangon, A., C. E. Dorman, M. A. Merrifield, & C. D. Winant. 1991. The lower atmosphere over the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research* 96 (16): 877-896.
- BAQUEIRO-CÁRDENAS, E., L. BORABE, C.G. GOLDARACENA-ISLAS & J. RODRÍGUEZ-NAVARRO. 2007. Los Moluscos y la contaminación. Una Revisión. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 1-7 p.
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth. 172 p.
- COAN, E. V., S. P. VALENTICH & F. BERNARD. 2000. *Bivalve Seashells of western north America. Marine bivalve Mollusca from Artic Alaska to Baja California*. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Bárbara California. 794 p.

- COAN, E. V. & P. VALENTICH-SCOTT. 2012. Bivalve seashells of tropical West America, Marine bivalve mollusks from Baja California to northern Peru. *Santa Barbara Museum of Natural History, Monographs 6, Studies, Biodiversity 4*: 1-1258.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. 2000. *Criterios generales para la elección de bio-indicadores*. In: De la Lanza-Espino, G., S. Hernández-Pulido & J. L. Carbajal-Pérez (Eds.). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca/Comisión Nacional del Agua/Universidad Nacional Autónoma de México/Instituto de Biología/Plaza y Valdez S.A y de C.V. México. pp. 17-42.
- DOUGLAS, M. W., R. A. MADDOX & K. HOWARD. 1993. The Mexican Monsoon. *Journal of Climate* 6: 1665-1677.
- FERNÁNDEZ, J. & M. JIMÉNEZ. 2006. Estructura de la comunidad de moluscos y relaciones tróficas en el litoral rocoso del estado Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 54: 121-130.
- FOLK, R. L. 1980. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill's Book Store Co. Austin, Texas. 182 p.
- HALFAR, J., M. STRASSER, B. RIEGL & L. GODINEZ-ORTA. 2006. *Oceanography, acoustic mapping and sedimentology of a bryomol carbonate factory in the northern Gulf of California, Mexico*. In: Pedley, P.M. & G. Carannante (Eds.). *Cool-water Carbonates: Depositional Systems and Palaeoenvironmental Controls*. Geological Society of London Special Publications, pp. 197-215.
- HOLME, N. A. 1971. Macrofauna sampling. In: Holme, N. A. & A. D. McIntyre (Eds.). *Methods for the study of marine benthos*. Blackwells Scientific Publications, IBP handbook, pp. 80-130.
- JIMÉNEZ-ILLESCAS, A. R., N. M. OBESO-NIEBLAS & D. S. SALAS-DE LEÓN. 1997. Oceanografía física de la Bahía de la Paz, B.C.S. In: Urbán, R. J. & M. Ramírez (Eds.). *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación*. UABCS, CICIMAR, Scripps Institution of Oceanography. La Paz, B.C.S. México, pp. 31-41.
- KEEN, A. M. 1971. *Sea shells of tropical West America. Marine mollusks from Baja California to Peru*. Stanford University Press, Stanford. 1064 p.
- MAGURRAN, A. E. 1991. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall, London, 179 p.
- MARGALEFF, R. 1982. *Ecología*. Editorial Omega. México. 1359 p.
- MARINONE, S. G., A. PARÉS-SIERRA, R. CASTRO & A. MASCARENHAS. 2004. Correction to Temporal and Spatial variation of the surface winds in the Gulf of California. *Geophysical Research Letters* 31, L10305. DOI: 10.1029/2004GL020064
- MARTÍNEZ-GUTIÉRREZ, G. & L. MAYER. 2004. Huracanes en Baja California, México y sus implicaciones en la sedimentación en el Golfo de California. *Geos* 24 (1): 57-64.
- MCALLEE, N., J. D. G. GAGE, P. J. D. LAMBSHEAD & G. L. J. PATERSON. 1997. *BioDiversity Professional statistics analysis software*. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London.
- MÉNDEZ, M. N., V. SOLIS-WEISS & A. CARRANZA-EDWARDS. 1986. La importancia de la granulometría en la distribución de organismos bentónicos. Estudio de playas del estado de Veracruz, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UAM, México 13 (3): 45-56.
- MERRIFIELD, M. A. & C. D. WINANT. 1989. Shelf circulation in the Gulf of California: a description of the variability. *Journal of Geophysical Research* 94: 18133-18160.
- NARANJO-GARCÍA, E. & G. MEZA-MENESES. 2000. Moluscos. In: De la Lanza-Espino G., S. Hernández-Pulido & J.L. Carbajal-Pérez. (Eds.). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca/Comisión Nacional del Agua/Universidad Nacional Autónoma de México/Instituto de Biología/Plaza y Valdez S.A y de C.V. México, pp. 309-404.
- NÚÑEZ-ESQUER, O. 1975. Concentración de DDT en *Chione californiensis* de la parte norte del Golfo de California. *Ciencias Marinas* 1 (2): 6-13.
- OLABARRÍA, C., J. CARBALLO & C. VEGA. 2001. Cambios espacio-temporales en la estructura trófica de asociaciones de moluscos del intermareal rocoso en un sustrato tropical. *Ciencias Marinas* 27: 235-254.
- PARÉS-SIERRA, A., A. MASCARENHAS, S. G. MARINONE, & R. CASTRO. 2003. Temporal and spatial variations on the surface winds in the Gulf of California, *Geophysical Research Letters* 30 (6): 1312. DOI:10.1029/2002GL016716.
- PIELOU, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. J. Wiley & Sons, New York. 142 p.
- PURCHASE, N. G. & J. E. FERGUSON. 1986. *Chione (austrovernus) stuchburyi*, a New Zealand Cockle as Bio-indicator for lead pollution. *Environmental Pollution* 11: 137-151.
- REGUERO, M., A. GARCÍA-CUBAS & G. ZÚÑIGA. 1991. Moluscos de la Laguna Tampamachoco, Veracruz, México: Sistemática y ecología. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 18: 289-328.
- REGUERO, M., A. GARCÍA-CUBAS & G. ZÚÑIGA. 1993. Moluscos del complejo lagunar Larga-Redonda-Mandinga, Veracruz, México: Sistemática y ecología. *Hidrobiológica* 3: 41-70.
- SALINAS-ZAVALA, C. A., D. B. LLUCH-COTA, S. HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ & D. LLUCH-BELDA. 1992. Anomalías de precipitación en Baja California Sur durante 1990: posibles causas. *Atmósfera* 5: 79-93.
- SALINAS-ZAVALA, C. A., D. LLUCH-BELDA, S. HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ & D.B. LLUCH-COTA. 1998. La aridez en el noroeste de México: un análisis de su variabilidad espacial y temporal. *Atmósfera* 11: 29-44.
- SKOGLUND, C. 1991. Additions to the Panamic Province. Bivalve (Mollusca) Literature 1971 to 1990. *The Festivus* 22: 1-74.
- SKOGLUND, C. 1992. Additions to the Panamic Province. Gastropod (Mollusca) Literature 1971 to 1992. *The Festivus* 24: 1-169.
- SOTO, E. & G. LEIGHTON. 1999. Indicadores biológicos de ecosistemas marinos de fondos blandos y su importancia en los programas de monitoreo ambiental. Trabajos presentados en VI Jornadas del Comité para el Programa Hidrológico Internacional (PHI). Conferencia Inter-

- nacional. Los Recursos Hídricos de América Latina en el Umbral del Siglo XXI Temas claves para su Desarrollo. Santiago, Chile p. 13.
- TRIPP-QUEZADA, A. 2008. Comunidades de moluscos asociados a ambientes de carbonatos modernos en el Golfo de California. Tesis de doctorado en Ciencias Marinas. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S., México. 167 p.
- TRIPP-QUEZADA, A., J. M. BORGES-SOUZA, M. CRUZ-VIZCAINO & A. TRIPP-VALDEZ. 2009. Moluscos: Indicadores ambientales en el archipiélago Espíritu Santo, México. *Ciencia, Tecnología e Innovación para el Desarrollo de México*. La Paz, B.C.S. 2: 42.
- TRIPP-QUEZADA, A., A. TRIPP-VALDEZ, M. VILLALEJO-FUERTE & F. GARCÍA-DOMÍNGUEZ. 2014. Composition and community structure of soft bottom mollusks in Isla San Francisco, Golfo de California, México. *The Festivus* 46 (2): 21-25.
- VALIELA, I. 1995. *Marine Ecological Processes*. Springer-Verlag. New York Inc. 686 p.
- VÁZQUEZ-VEGA, Y. J. 2013. Estructura de la comunidad de moluscos de fondos blandos en la Isla Cerralvo, Golfo de California, México. Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, B.C.S., México. 83 p.
- WWF (WORLD WILDLIFE FUND.). 2006. *Estableciendo prioridades de conservación en islas del Golfo de California: Un ejercicio con criterios múltiples*. (Reporte integrado por J.A. Rodríguez Valencia, D. Crespo Camacho & M.A. Cisneros-Mata). Sonora, México, 31 p.
- ZUSCHIN, M. & G. OLIVER. 2005. Diversity patterns of bivalves in a coral dominated shallow-water bay in the northern Red Sea- high species richness on a local scale. *Marine Biology Research* 1: 396-410. DOI:10.1080/17451000500456262



## Comparative analysis of chemical and bacterial distribution of coastal lagoons and freshwater lakes in Turkish Thrace

## Análisis comparativo de la distribución química y bacteriana de lagunas costeras y lagos de agua dulce en la Tracia Turca

Pinar Altinoluk-Mimiroglu<sup>1</sup> and Belgin Camur-Elipek<sup>2</sup><sup>1</sup> Technology Research and Development Centre, Trakya University, Edirne, 22030, Turkey<sup>2</sup> Department of Biology, Faculty of Science, Trakya University, Edirne, 22030, Turkey

e-mail: pinar\_altinoluk@yahoo.com.tr

**Recibido:** 03 de mayo de 2016.**Aceptado:** 21 de diciembre de 2017.Altinoluk-Mimiroglu P. and B. Camur-Elipek. 2018. Comparative analysis of chemical and bacterial distribution of coastal lagoons and freshwater lakes in Turkish Thrace. *Hidrobiológica* 28 (1): 61-69.**ABSTRACT**

**Background.** Microbial contamination of water bodies is causing major environmental and public health concerns in developing countries. Bacterial inclusion of inland waters can be of allochthonous and/or autochthonous origins. **Goals.** The aim of this study was to determine and compare the microbial contamination with environmental factors controlling colonization of bacteria in lagoon-lakes and freshwater lakes. **Methods.** Two lagoon-lakes and two freshwater lakes in Turkish Thrace were chosen and sampling was undertaken from October 2014 to August 2015 at seasonal intervals. While total heterotrophic bacteria, *E. coli*, coliform, and fecal coliform bacteria distributions from allochthonous and autochthonous origins were determined, environmental conditions of the ecosystems were also measured. While the Bray-Curtis Similarity Index and the Correspondence Analysis with Abundance Plot Analyses were used to determine the similarities of the sampling habitats, the Spearman's Correlation Index was applied to clarify relationships between the environmental variables and the bacterial distribution. **Results.** The bacterial distribution was positively related to dissolved oxygen in one of the sampled lagoon-lakes ( $r = 1.0$ ,  $p < 0.01$ ) and negatively correlated with total dissolved solids and salinity in one of the sampled freshwater lakes ( $r = -0.95$ ,  $p < 0.01$ ;  $r = -0.80$ ,  $p < 0.05$ , respectively). **Conclusions.** This research indicated that the saline water of the lagoon-lakes has limited the number of bacteria when compared with freshwater lakes.

**Keywords:** bacteria, lagoon-lake, physicochemical parameters, Turkey**RESUMEN**

**Antecedentes.** La contaminación microbiana de los cuerpos de agua está causando importantes problemas ambientales y de salud pública en los países en desarrollo. La incorporación de bacterias en aguas continentales puede tener origen alóctono y/o autóctono. **Objetivos.** Determinar y comparar la contaminación microbiana con los factores ambientales que controlan la colonización de bacterias en lagunas y lagos de agua dulce. **Métodos.** Se eligieron dos lagunas y dos lagos de agua dulce en la Tracia turca. El muestreo se realizó entre octubre de 2014 y agosto de 2015 en diferentes estaciones del año. Se determinó la distribución de las bacterias heterótrofas, *E. coli*, coliformes y coliformes fecales de origen alóctono y autóctono, y también se midieron las condiciones ambientales de los ecosistemas. El Índice de similitud de Bray-Curtis y el Análisis de correspondencias con Abundance Plot Analyze se utilizaron para determinar las similitudes de los hábitats de muestreo; mientras que el índice de correlación de Spearman se aplicó para conocer las relaciones entre las variables ambientales y la distribución bacteriana. **Resultados.** La distribución bacteriana se relacionó positivamente con el oxígeno disuelto en una de las lagunas-lago muestreadas ( $r = 1.0$ ,  $p < 0.01$ ) y se correlacionó negativamente con el total de sólidos disueltos y la salinidad en otro de los lagos de agua dulce muestreados ( $r = -0.95$ ,  $p < 0.01$ ;  $r = -0.80$ ,  $p < 0.05$ , respectivamente). **Conclusiones.** Esta investigación indicó que el agua salina de las lagunas-lagos limita el número de bacterias en comparación con los lagos de agua dulce.

**Palabras clave:** bacteria, laguna-lago, parámetros fisicoquímicos, Turquía

## INTRODUCTION

Aquatic resources are natural environments in which various groups of organisms (including bacteria) can inhabit and develop. All aquatic ecosystems differ from each other in biological components, physical and chemical features, and quantitative or qualitative patterns. One of the biological components of aquatic environments is bacterial communities that are affected by environmental conditions from autochthonous and allochthonous origins. Bacterial populations play very important roles in some major tasks in aquatic ecosystems, i.e. they decompose organic material to support food webs and add nutrients to the water (Logue *et al.*, 2016). Inland waters may be contaminated by human activities, sewage discharges or overflows (Doreen *et al.*, 2015). Bacterial contamination may cause potential human health risks and adverse effects to ecosystems (Ehrhardt *et al.*, 2016).

The composition of bacterial communities can be influenced by many factors including temperature, rainfall patterns, dissolved oxygen, pH, turbidity, salinity, ions or heavy metal concentrations, toxic materials, and other environmental features in the basin. The water itself affects the distribution of bacterial populations within it through its physicochemical features and the environments from anthropogenic or geologic resources. Although some environments have specific vital requirements for bacteria, others can limit their existence. All types of surface waters, from freshwaters to salt waters, include bacterial communities in every zone of water bodies from the surface layer to the bottom deposits (Malecka & Donderski, 2006). Bacteria from different sources enter the aquatic environments such as in soil, air or the digestive tract of organisms. The bacteria group has autotrophic, heterotrophic, and parasitic live forms that also exist in aquatic environments. Their distribution is affected by environmental conditions. Wastewaters from settlements and natural fertilizers from agricultural areas can lead to microbiological pollution in aquatic ecosystems. In addition to know about pathogenic microorganisms, it is important to recognize microorganisms that indicate contamination in water bodies, and *E. coli* is the main indicator of water contamination by wastewater (Kenar & Altindis, 2001).

In this study, the sampled lagoon-lakes are located along the coast of the Aegean Sea in Saros Bay. The area was declared a wetland conservation zone of Meric-Ergene River Basin. The sampled freshwater lakes in this study are used as sources of tap and irrigation water of local settlements. It is reported that despite the ecological and socio-cultural importance of the region, transformation of ecological quality is becoming more noticeable (Tok *et al.*, 2015).

In this paper, the seasonal variability of autochthonous and allochthonous bacterial communities (total heterotrophic bacteria, coliform bacteria, fecal coliform bacteria and *Escherichia coli* bacteria) and physicochemical conditions of two different aquatic environments (two lagoon-lakes and two freshwater lakes) in the Turkish Thrace region were examined. In addition, the effects of environmental features on their distribution were evaluated statistically.

## MATERIALS AND METHODS

**Study area and sampling.** The Turkish Thrace is located in Turkey's northwest and is known as European Turkey. The region is covered by settlements and agricultural areas where paddy, mustard, and other

crops are cultivated. While the sampled lagoon-lakes that are semi-connected with sea water are located in the southwest part of the Sub Thrace Region and situated along the coast line of the Aegean Sea, the sampled freshwater lakes are located near the lagoon-lakes area and provide tap and irrigation water.

Water samples were taken between October 2014 and August 2015 from eight sites (Fig. 1). Stations 1 (40° 35' 51.6" N, 26° 15' 19.9" E) and 2 (40° 36' 28.2" N, 26° 15' 56.7" E) were chosen in Tuzla lagoon-lake, which is a very shallow coastal lagoon, separated by a small littoral bar with Saros Bay. This lagoon-lake has brackish to salt water features, with a mean depth of less than one meter, and is about 2.2 km in length and 1.2 km in width. Stations 3 (40° 43' 27.3" N, 26° 04' 24.4" E) and 4 (40° 42' 48.8" N, 26° 05' 05.0" E) were chosen in a closed lagoon, i.e., Dalyan lagoon-lake, which has livestock farming wastes surrounding it. The Dalyan lagoon-lake, no deeper than 1.7 meters, also has brackish to salt water features. This lake has a surface area of 250 ha. Stations 5 (40°57'20.5"N, 27°00'32.7"E) and 6 (40°56'47.6"N, 26°59'40.8"E) were chosen in Karaidemir freshwater lake, which has many surrounding rural settlements and, thus, their sewage might be able to enter this system. This lake is used for irrigation and fisheries. The maximum lake capacity is 120.30 hm<sup>3</sup> and lake area is 15.50 km<sup>2</sup>. Stations 7 (40° 47' 37.4" N, 26° 46' 20.5" E) and 8 (40° 48' 53.4" N, 26° 47' 58.5" E) were chosen in the Kadikoy freshwater lake reservoir, which is used for irrigation and tap water in the region. The maximum lake capacity is 65.68 hm<sup>3</sup> and its area is 6.20 km<sup>2</sup>.

**Bacteriological surveys.** We collected water samples from the sampling stations at a depth of about 20 cm, placed them into sterile bottles with a capacity of 100 mL, and immediately transported them to the laboratory in a container with ice; the temperature was about +5 °C.

While the number of total heterotrophic bacteria was determined by the spread-plates method using plate-count agar, the others (total coliform and fecal coliform bacteria, *E. coli*) were determined using the method of Most Probable Number (MPN) (APHA, 1998). All inoculations were conducted in three parallel repetitions. Inoculums from the tubes showing fermentation were streaked on EMB agar. Isolated colonies of *E. coli* from EMB agar (round colonies with green metallic sheen) were confirmed by biochemical tests with IMVIC, where "I" is indole production from Tryptone broth, "M" and "V" are methyl red and the Voges Proskauer test from MR-VP broth and "C" is the citrate test from Simmon's Citrate agar (APHA, 1998). Isolates showing +, +, -, - reaction for IMVIC test were confirmed as *E. coli*, respectively (June *et al.*, 2016). The culture media (for presumptive, confirmed, and completed tests), and incubation conditions were given in Table 1.

**Physicochemical surveys.** In the field studies, while air and water temperatures, dissolved oxygen, pH, conductivity, salinity, and total dissolved solids were measured using the Consort model C 5010 multi-parameter device, the turbidity of the water at each station was measured by Secchi disk. Rainfall was also recorded during field studies.

The water samples held by the Nansen water sampler were transported to the laboratory in dark glass bottles with a capacity of 2 liters to evaluate the other parameters, while the nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, phosphate, and sulphate were analyzed by the Metrohm Ion Chromatography System 881 Compact IC Pro, equipped with a Metrohm 896 Professional Detector-Conductivity & Amperometry, and an automatic injector. This analytical technique was based on the USEPA method 300.1

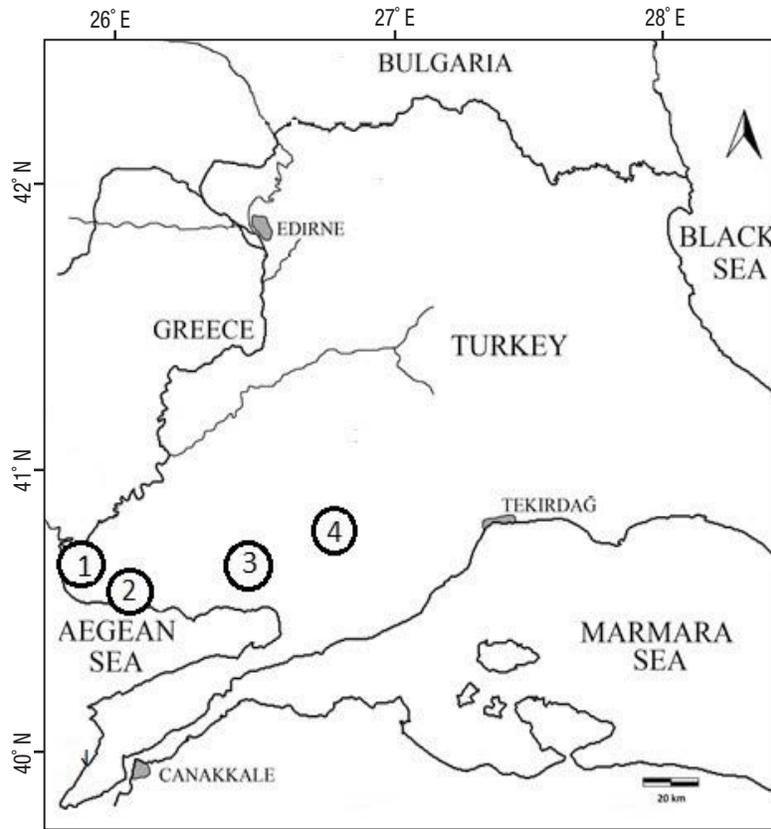


Figure 1. Locations of sampled water resources in Turkish Thrace. 1) Dalyan lagoon-lake. 2) Tuzla lagoon-lake. 3) Kadikoy freshwater lake. 4) Karaidemir freshwater lake.

(Hautman & Munch, 1997). The trace elements like sodium, magnesium, aluminum, calcium, chromium, manganese, iron, cobalt, nickel, copper, zinc, arsenic, selenium, strontium, silver, cadmium, and lead, were analyzed by Agilent Technologies 7700 XX ICP-MS System in the TUTAGEM (Trakya University, Technology Research and Development Centre) laboratories. ICP-MS measurements and metal analysis were performed using the USEPA method 200.8 (Creed *et al.*, 1994).

**Statistical analysis.** The relationships between the bacterial distributions and environmental features were explored by Spearman's Correlation Index (SPSS for Windows). In addition, reference was made to the Bray-Curtis Cluster Analyses to determine similarity ratios among the sampling sites. The results were statistically supported by Correspondence Analysis and Abundance Plot Analysis.

## RESULTS AND DISCUSSION

Data concerning the total number of heterotrophic bacteria (THB) occurring in the water of the sampled lakes is presented in Fig. 2. In this study, the greatest number of THB was found at the Kadikoy freshwater lake ( $4.2 \times 10^6$  CFU 100 mL<sup>-1</sup>). The lowest average number of THB was found at Dalyan lagoon-lake ( $4.0 \times 10^1$  CFU 100 mL<sup>-1</sup>). The greatest total number of THB was found in during the spring at sampled freshwater lakes; the lowest occurred during the summer at lagoon-lakes (Fig. 2). An average distribution of the number of THB was found at the Kadikoy

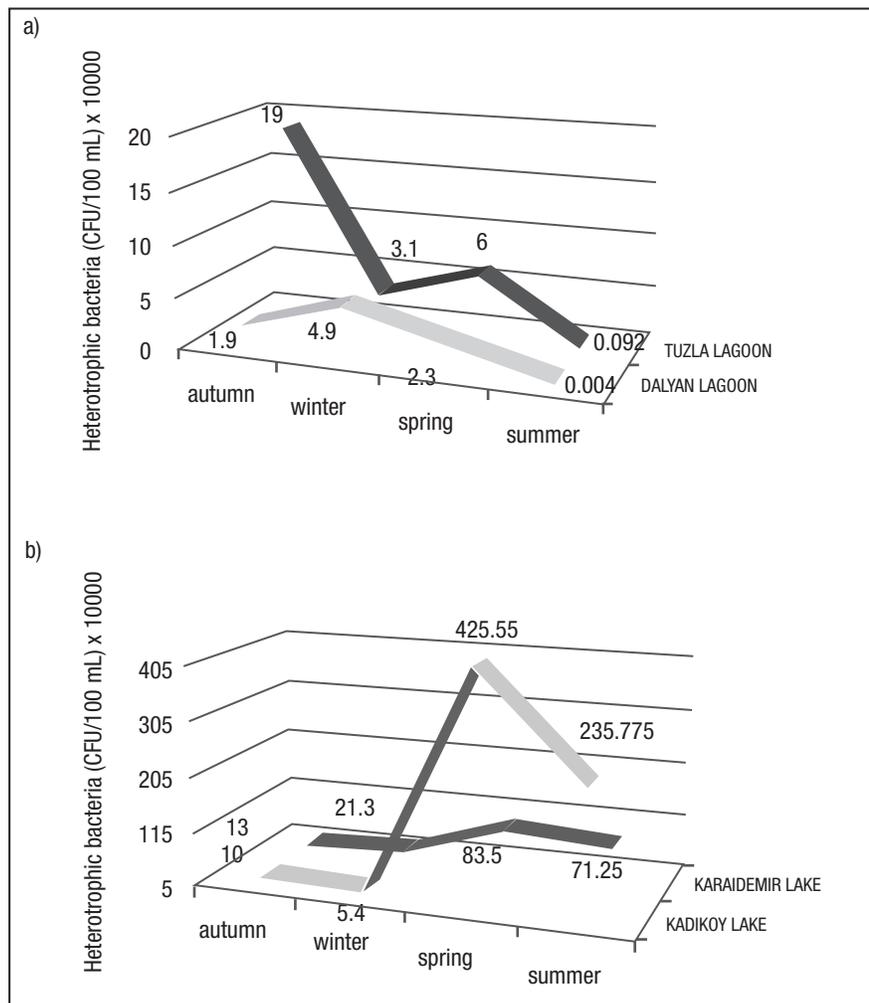
freshwater lake > Karaidemir freshwater lake > Tuzla lagoon-lake > Dalyan lagoon-lake, respectively (Fig. 3). As we can see, freshwater lakes have higher bacterial counts than lagoon-lakes. In addition, the results of the Bray-Curtis similarity index and Correspondence analysis supported these findings (Figs 4-5).

Existence of total coliform (TCB), fecal coliform (FCB), and *E. coli* was observed in all sampled water resources and during all sampling periods (Table 2).

The values of the physical and chemical parameters of the sampled lakes including air and water temperatures, dissolved oxygen, pH, conductivity, salinity, total dissolved solids, turbidity, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, phosphate, sulphate, sodium, magnesium, aluminium, calcium, chromium, manganese, iron, cobalt, nickel, copper, zinc, arsenic, selenium, strontium, silver, cadmium, and lead levels appear in Table 3. Basically, among these parameters, water temperature showed obvious seasonal change: The water temperature ranged from 7.9 °C to 28 °C during the sampling period. The water of sampled lakes was slightly alkaline with pH values that varied between 7.74 and 9.08; DO was recorded between 5.120 and 12.920 mg L<sup>-1</sup>, a congenial environment for biota. The conductivity records varied from 0.37 (Kadikoy freshwater lake, autumn) to 45.40 mS cm<sup>-1</sup> (Dalyan lagoon-lake, summer). Salinity had a maximum of 0.3‰ in the freshwater lakes and 28.7‰ in the lagoon-lakes (Table 3). The climate was characterized by heavy rainfall during autumn and spring.

Table 1. Culture media and incubation conditions used for counting bacteria (APHA, 1998) obtained at lakes in Turkey.

Bacteria	Method	Culture Media	Temperature (°C)	Time (hours)
Total Heterotrophic	Spread Plate	Plate Count Agar	35 ± 0.5	48
Total Coliform	Most Probable Number (MPN)	LST Broth	35 ± 0.5	24 ± 2
		BGLBB Broth	35 ± 0.5	24 ± 2
Fecal Coliform	Most Probable Number (MPN)	LST Broth	35 ± 0.5	24 ± 2
		BGLBB Broth	35 ± 0.5	24 ± 2
		EC Broth	44.5 ± 0.2	24 ± 2
		LST Broth	35 ± 0.5	24 ± 2
<i>E. coli</i>	Confirmed and Completed Test	BGLBB Broth	35 ± 0.5	24 ± 2
		EC Broth	44.5 ± 0.2	24 ± 2
		EC Broth with MUG	44.5 ± 0.2	24 ± 2
		EMB Agar	35 ± 0.5	18 - 24
		Tryptone Broth	35 ± 0.5	24 ± 2
		MR-VP Broth	35 ± 0.5	24 - 48
		Simmon's Citrate Agar	35 ± 0.5	24 - 48



Figures 2a-b. Distribution of heterotrophic bacteria in the sampled lakes in Turkey. a) Lagoon-lakes; b) Freshwater lakes.

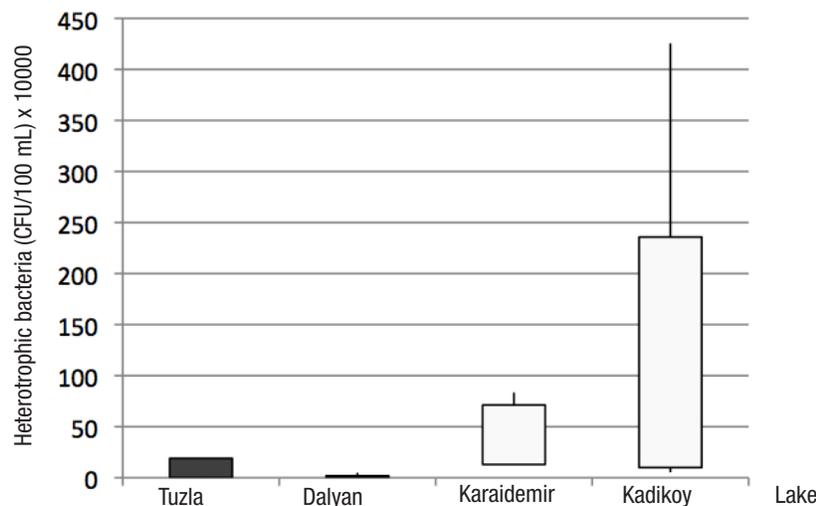


Figure 3. Average distribution of heterotrophic bacteria (CFU 100 mL<sup>-1</sup>) in the sampled lakes of Turkey at different seasons.

According to statistical analyses undertaken to determine the relationships between the bacteria counts and the environmental features of the sampled lakes, we found some results to be meaningful. Because of this evaluation, from the analysis at all sites, we determined that water and air temperature were positively related to THB counts ( $r=0.40$ ,  $p<0.01$ ); salinity and pH were negatively correlated with THB counts ( $r=-0.80$ ,  $p<0.01$ ;  $r=-0.60$ ,  $p<0.01$ ). However, there was no correlation whatsoever between metal values and THB.

In the Kadikoy freshwater lake, water temperature was found to have a positive relation with conductivity and salinity ( $r=0.82$  and  $r=0.95$  respectively,  $p<0.01$ ), but a negative relation with dissolved oxygen ( $r=-0.78$ ,  $p<0.05$ ). Also, the relationships between conductivity and salinity were found to have a positive correlation in the lake ( $r=0.77$ ,  $p<0.05$ ). In the Karaidemir freshwater lake, water temperature was found to have a negative relation with dissolved oxygen and nitrate-nitrogen ( $r=-0.93$ ,  $p<0.01$  and  $r=-0.79$ ,  $p<0.05$ , respectively). In addition, the relationship between dissolved oxygen and pH was found to have a negative correlation in the lake ( $r=-0.82$ ,  $p<0.05$ ). In Dalyan lagoon-lake, water temperature was found to have a positive relation with total dissolved solids, magnesium, and calcium ( $r=1.00$ ,  $p<0.01$ ). While pH and nitrite-nitrogen have a positive correlation, light permeability and nitrate-nitrogen have negative correlation in the lagoon ( $r=\pm 1.00$ ,  $p<0.01$ ). In the Tuzla lagoon-lake, the water temperature was found to have a negative relation with pH, light permeability and total dissolved solids ( $r=-1.00$ ,  $p<0.01$ ), but a positive relation with sulphate ( $r=1.00$ ,  $p<0.01$ ). While the relationships between conductivity and salinity, between light permeability and pH were found to be positively correlated; sulphate showed significant negative correlation with light permeability and total dissolved solids ( $r=\pm 1.00$ ,  $p<0.01$ ).

THB and its density have effects on the enrichment of water with organic substances that determine the trophic level of the body of water. Therefore, the number of bacteria in an aquatic ecosystem provides basic information for microbiological studies. Previous studies have shown that bacterial number depends on the autochthonous matter in clear water resources, made up of exometabolites of phyto- and zooplankton excretions as well as allochthonous matter, which enters the

water through spring surface run-off and atmospheric precipitation (Jansson *et al.*, 2000; Malecka & Donderski, 2006).

When the counts of heterotrophic bacteria in the sampled lagoon-lakes were evaluated by seasons, the highest count was observed in the autumn ( $1.9 \times 10^5$ , Tuzla Lagoon). The maximum number of bacteria was found at freshwater lakes in the spring ( $4.2 \times 10^6$ , Kadikoy Lake). This can be explained by an increase of organic material in the water during rainfall during these periods. Rainfall is an important factor in the bacterial contamination of water in urban areas due to runoff. Urban drainage systems and discharges during heavy rainfalls may have significant effects on the quality of receiving waters (Tryland *et al.*, 2014).

Table 2. Total coliform (TCB), fecal coliform (FCB), and *E.coli* bacteria counts (MPN 100 mL<sup>-1</sup>) at lakes in Turkey sampled during different seasons.

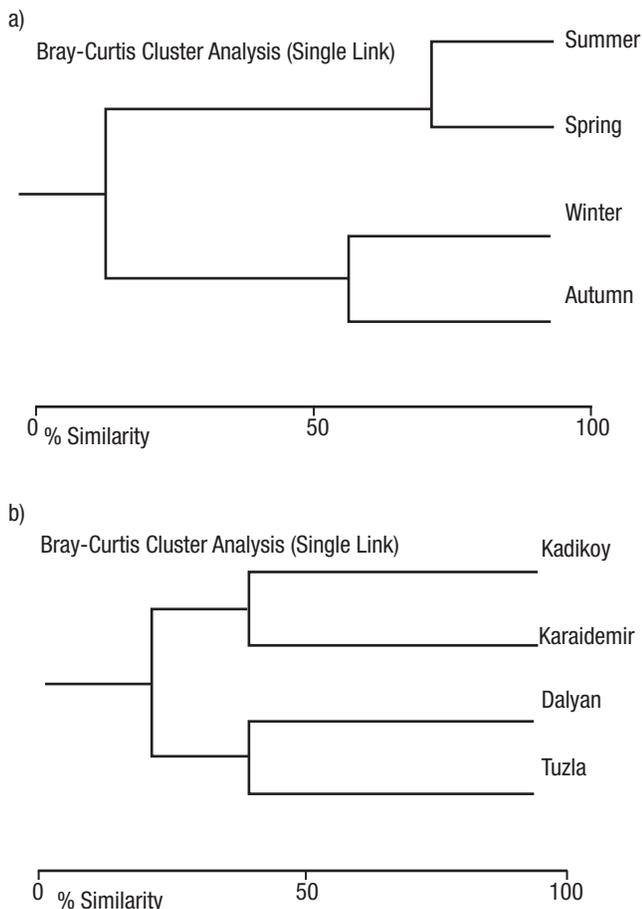
		Dalyan lagoon-lake	Tuzla lagoon-lake	Kadikoy freshwater lake	Karaidemir freshwater lake
Autumn	TCB	2	< 2	900	70
	FCB	2	< 2	34	30
	<i>E. coli</i>	2	< 2	33	23
Winter	TCB	2	< 2	16	190
	FCB	< 2	< 2	16	28
	<i>E. coli</i>	< 2	< 2	7	28
Spring	TCB	4	< 2	815	151
	FCB	2	< 2	182	151
	<i>E. coli</i>	2	< 2	146	141
Summer	TCB	< 20	< 20	21	960
	FCB	< 20	< 20	17	610
	<i>E. coli</i>	< 20	< 20	12	205

Heterotrophic bacteria and some coliforms are found naturally in environmental samples, but fecal coliforms and *E. coli* contamination occur in surface runoff due to the spread of fertilizers on agricultural land, farms, other areas where animal wastes are deposited, inadequate septic systems, sewer overflows, and wildlife (Dombek *et al.*, 2000).

THB counts were found to be higher than TCB, FCB, and *E. coli* bacteria at each biotope. When the FCB and the *E. coli* bacteria numbers were evaluated by sampling stations, the highest values were recorded at freshwater lakes. This may be explained by some settlement sewage entering these systems. Furthermore, the lagoon-lakes that are the farthest from city centres have the lowest bacteriological numbers.

In the Tuzla lagoon-lake, the bacterial counts by seasons were found to be equal. This situation can be explained by the counts of TCB, FCB, and *E. coli* that come from fecal matter. However, the high counts of total coliforms from other bacteria in the Kadikoy and Karaidemir freshwater lakes show that the total coliform group includes another bacterial presence, apart from the fecal bacteria.

Although total coliform bacteria in an aquatic environment can come from both allochthonous and autochthonous material, fecal and *E. coli* bacteria can reach the water from allochthonous resources. Thus, these bacterial findings point to pollution in the aquatic environment.



Figures 4a-b. Bray Curtis similarity dendrograms by seasons and the sampled lakes of Turkey, based on bacteria. a) Seasons. b) Lakes.

According to the Water Pollution Control Regulation (Anonymous, 2016) inland waters are divided in to four classes: high quality water, slightly polluted water, polluted water, and heavily polluted water. The numbers associated with total coliform for high quality, slightly polluted, polluted, and heavily polluted water are 100, 20000, 100000 and > 100000 MPN 100 mL<sup>-1</sup>; fecal coliform numbers are 10, 200, 2000 and > 2000 MPN 100 mL<sup>-1</sup>, respectively (Anonymous, 2016). According to the results, the water quality of the sampled sites was classified as high quality given the average number of coliform bacteria, while water at the Karaidemir freshwater lake was classified as slightly polluted, given the average number of fecal coliform bacteria. According to extracts from the WHO (2003) guideline, the number of total coliform bacteria in bathing waters should not be more than 10000 CFU 100 ml<sup>-1</sup> of the water.

Swiatecki (1997) reported that seasonal changes in temperature are correlated with the dynamics of bacteria development in aquatic ecosystems. Furthermore, the processes governing the abundance in microbial community composition may greatly differ between habitats (Canfora *et al.*, 2014; Herlemann *et al.*, 2016). Much as low temperatures can lead to high ion concentrations, salt can affect the distribution of bacteria (Swiatecki, 1997). In our study, water and air temperature values were directly proportional to THB counts. Salinity and the heterotrophic bacteria distribution were negatively related, according to the Spearman rank correlation test ( $r = -0.80$ ,  $p < 0.01$ ).

Salinity is a very important environmental factor for aquatic organisms because it can limit their lifespan (Peeters *et al.*, 2011). Salinity is thought to influence the composition of natural bacterial communities (Crump *et al.*, 2004). It is likely that bacteria remain active in the lagoon-lakes, but at a lower rate, due to increased salinity (Hyun *et al.*, 1999). In lagoon-lakes, the primary adverse conditions are hypersalinity and osmotic stress (Aanderud *et al.*, 2016). Similar results were obtained in this study. The low counts of heterotrophic bacteria in the sampled lagoon-lakes can be particularly explained by their salinities. The highest values of salinity were observed during the summer, because the amount of water decreases via evaporation and the intensity of dissolved materials increases, leading to the lowest bacterial distribution. In addition, we observed that light permeability in sampled lagoon-lakes was higher than in sampled freshwater lakes. Nutrients were found to have low quality levels in sampled ecosystems. Sulphate values, in particular, were found to register at a fourth quality level at lagoon-lakes during the summer.

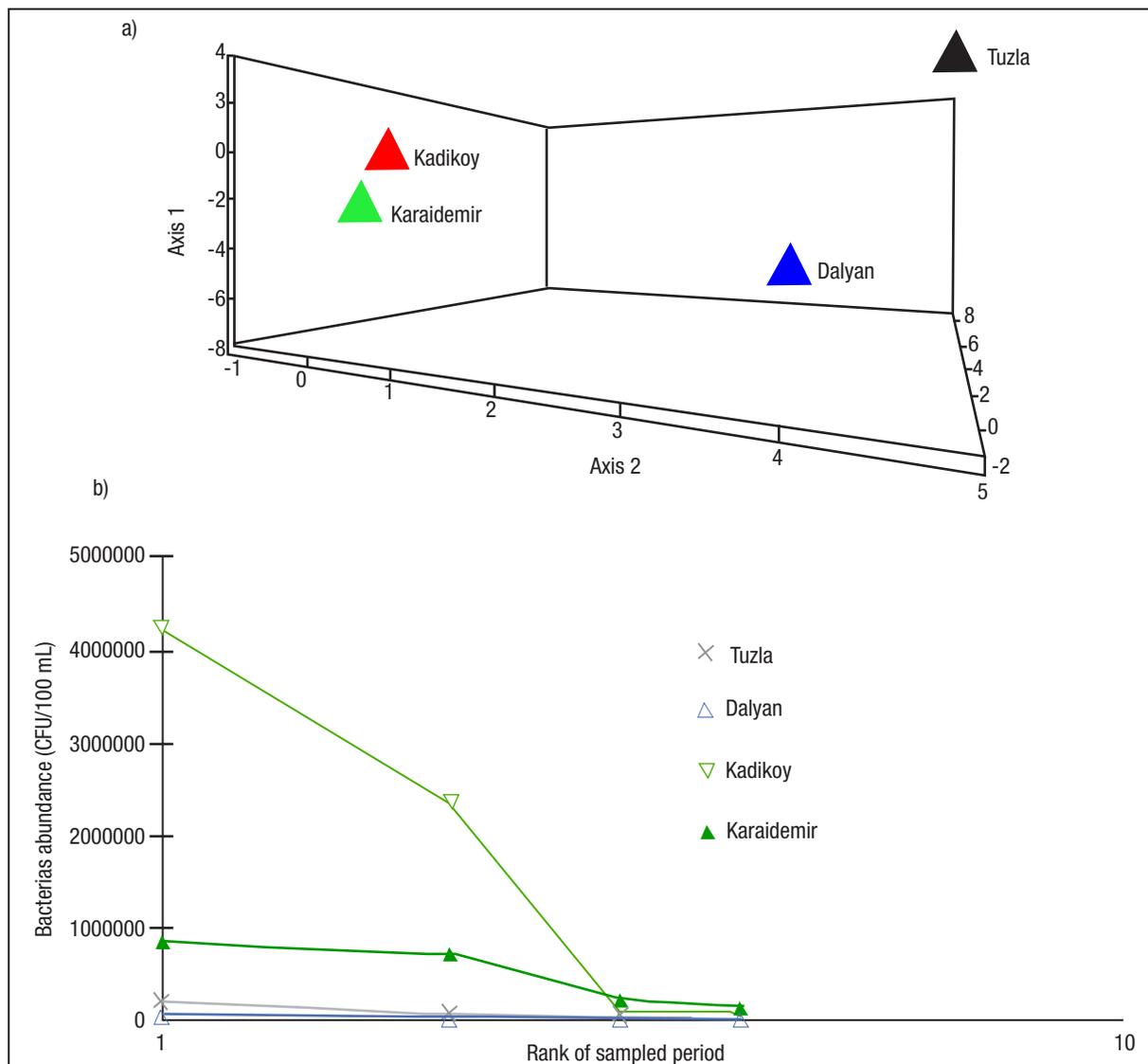
The sampled lagoon-lakes at Meric Basin, are migratory stops and are important in preserving wildlife. The sampled freshwater lakes, located in the southwest of the Sub Thrace Region in Turkey, provide tap and irrigation water. In this study, we found those lakes that act as natural reserves are threatened by all types of pollution from settlements, as well as industrial and agricultural activities. The bacteriological quality of inland water is a concern to consumers, public health authorities and regulators (Odonkor & Ampofo, 2013). Humans and livestock are sources of fecal contamination, and which gives rise to the highest risk of waterborne disease (Mokondoko *et al.*, 2016). Therefore, to minimize the risk of pathogen microorganisms entering surface water, all farm-building drains need to be regularly maintained. Controlling the water flow from fields to surface water is one of the most important options to reduce nutrient pollution of inland water, because both nitrogen compounds and phosphorus contribute to eutrophication.

Table 3. Mean values of physical and chemical variables in the sampled lakes in Turkey.

	Dalyan Lagoon-Lake				Tuzla Lagoon-Lake			
	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer
A.T. (°C)	14.0	11.0	18.5	30.0	16.0	13.0	18.0	30.0
W.T. (°C)	15.2	9.1	21.4	26.0	15.9	10.0	23.5	28.0
D.O. (mg L <sup>-1</sup> )	8.27	10.68	9.26	5.12	8.24	11.20	8.31	5.72
pH	8.95	8.18	8.61	7.74	8.42	9.08	8.41	8.06
EC (mS cm <sup>-1</sup> )	0.78	0.95	13.79	45.40	6.47	14.50	42.50	45.00
Salinity (‰)	7.5	7.2	6.9	28.7	10.0	10.3	10.9	28.4
TDS (g L <sup>-1</sup> )	1.64	0.16	2.08	26.40	1.89	0.16	2.05	25.80
Turbidity (cm)	110.0	76.0	60.0	75.0	90.0	100.0	65.0	40.0
N-NO <sub>2</sub> - (mg L <sup>-1</sup> )	0.16	0.07	0.12	0.06	0.001	0.001	0.001	0.00
N-NO <sub>3</sub> - (mg L <sup>-1</sup> )	0.62	3.98	12.93	4.67	6.06	6.53	6.78	2.17
Phosphate (mg L <sup>-1</sup> )	8.16	0.005	11.19	0.10	0.09	0.72	0.09	0.30
Sulphate (mg L <sup>-1</sup> )	0.05	79.49	117.21	4039.69	0.06	0.03	2.14	2870.66
Sodium (mg L <sup>-1</sup> )	20630.68	0.67	245.17	167613.92	38.66	3.33	923.22	164956.12
Magnesium (mg L <sup>-1</sup> )	10.37	0.22	32.76	11636.98	37.36	0.49	119.83	12674.93
Aluminum (mg L <sup>-1</sup> )	0.20	0.78	0.89	1.63	0.39	0.73	1.63	4.99
Calcium (mg L <sup>-1</sup> )	0.03	0.47	8.70	680.22	5.74	0.42	11.20	678.96
Chromium (µg L <sup>-1</sup> )	12.18	9.66	18.28	6174.98	15.33	9.61	22.88	6053.18
Manganese (µg L <sup>-1</sup> )	21.78	12.37	31.50	2179.86	29.20	12.29	30.38	942.42
Iron (mg L <sup>-1</sup> )	0.95	0.35	1.29	29.33	1.02	0.36	1.45	34.71
Cobalt (µg L <sup>-1</sup> )	0.99	4.65	10.46	87.92	1.96	4.65	10.11	98.86
Nickel (µg L <sup>-1</sup> )	46.02	11.07	16.86	219.47	70.39	11.08	31.17	251.56
Copper (µg L <sup>-1</sup> )	54.47	33.08	32.90	118.81	33.11	33.27	75.82	122.73
Zinc (µg L <sup>-1</sup> )	109.80	197.29	66.36	399.30	108.27	204.89	80.51	403.55
Arsenic (µg L <sup>-1</sup> )	3.85	3.71	4.62	291.19	3.37	3.81	4.10	247.58
Selenium (µg L <sup>-1</sup> )	0.03	0.02	0.14	2.89	25.05	17.59	155.03	2821.06
Strontium (mg L <sup>-1</sup> )	0.17	0.02	0.19	107.32	0.39	0.02	0.60	99.33
Silver (µg L <sup>-1</sup> )	17.62	6.33	16.51	73.75	17.28	3.04	17.02	32.41
Cadmium (µg L <sup>-1</sup> )	1.94	5.03	3.29	15.05	2.17	5.42	3.38	10.002
Lead (µg L <sup>-1</sup> )	49.42	58.76	57.34	79.95	49.06	62.53	55.29	45.12

	Kadikoy Freshwater Lake				Karaidemir Freshwater Lake			
	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer
A.T. (°C)	17.0	12.0	21.5	34.5	17.0	12.0	20.3	33.5
W.T. (°C)	17.9	7.9	20.3	25.5	20.4	9.7	20.0	26.0
D.O. (mg L <sup>-1</sup> )	7.79	12.92	9.37	8.21	7.35	11.94	8.95	6.91
pH	8.32	8.64	8.56	8.43	8.45	8.23	8.46	8.54
EC (mS cm <sup>-1</sup> )	0.37	0.44	0.62	0.70	0.38	0.52	0.77	0.74
Salinity (‰)	0.1	0.1	0.2	0.3	0.1	0.1	0.2	0.3
TDS (g L <sup>-1</sup> )	1.98	0.88	1.18	0.38	2.06	0.85	1.18	0.40
Light Perm. (cm)	60.0	67.5	60.0	87.0	70.0	51.5	36.5	49.5
N-NO <sub>2</sub> - (mg L <sup>-1</sup> )	0.13	0.05	0.12	0.17	0.11	0.05	0.15	0.10
N-NO <sub>3</sub> - (mg L <sup>-1</sup> )	1.97	5.50	6.51	1.86	3.09	10.36	9.14	3.01
Phosphate (mg L <sup>-1</sup> )	0.17	0.18	0.19	0.07	0.98	0.56	0.60	0.27
Sulphate (mg L <sup>-1</sup> )	51.26	56.66	51.04	69.79	111.87	109.29	101.50	110.19
Sodium (mg L <sup>-1</sup> )	16881.54	13.89	19.07	606.46	17.71	34.47	35.94	843.60
Magnesium (mg L <sup>-1</sup> )	22.80	14.91	18.17	461.33	9.39	18.97	17.43	436.68
Aluminium (mg L <sup>-1</sup> )	0.56	0.43	0.99	8.21	0.20	0.45	1.05	5.33
Calcium (mg L <sup>-1</sup> )	3.53	3.86	16.72	159.58	2.78	5.20	14.58	166.34
Chromium (µg L <sup>-1</sup> )	14.66	5.58	19.38	226.18	11.58	6.23	20.01	256.97
Manganese (µg L <sup>-1</sup> )	13.20	8.62	31.98	436.09	17.22	8.77	59.29	390.69
Iron (mg L <sup>-1</sup> )	1.01	0.18	2.11	20.07	0.96	0.19	2.13	19.30
Cobalt (µg L <sup>-1</sup> )	1.03	42.48	6.38	23.86	0.82	39.66	6.67	21.08
Nickel (µg L <sup>-1</sup> )	44.44	6.82	54.91	195.80	40.79	7.41	26.11	190.25
Copper (µg L <sup>-1</sup> )	31.81	24.23	35.53	73.75	33.48	32.24	35.77	74.00
Zinc (µg L <sup>-1</sup> )	96.79	95.11	87.72	262.52	103.87	108.88	65.69	330.64
Arsenic (µg L <sup>-1</sup> )	9.48	5.24	5.73	31.44	3.75	6.45	6.16	50.55
Selenium (µg L <sup>-1</sup> )	28.10	12.30	361.41	1582.43	25.57	11.58	359.47	1527.48
Strontium (mg L <sup>-1</sup> )	11.67	0.04	0.22	4.36	0.17	0.05	0.25	4.65
Silver (µg L <sup>-1</sup> )	21.88	140.76	18.44	22.11	15.68	227.10	17.94	14.46
Cadmium (µg L <sup>-1</sup> )	2.09	3.67	3.89	5.81	2.27	3.53	3.87	6.04
Lead (µg L <sup>-1</sup> )	49.06	40.77	58.38	56.87	50.09	40.94	58.65	45.82



Figures 5a-b. a) Correspondence analysis, and b) Abundance Plot diagrams of bacteria numbers in the sampled lakes in Turkey.

In conclusion, bacterial populations play significant roles in organic matter decomposition in aquatic environments. They can occur from allochthonous or autochthonous resources, and some environmental conditions can limit their distribution in aquatic environments.

This study may lead to further researches on monitoring of bacterial composition of different water resources in Turkish Thrace. Furthermore, we suggest that these studies continue periodically, and some quality parameters and bacteriological processes should be monitored in aquatic environments.

### ACKNOWLEDGEMENTS

This study is a part of the first author's PhD thesis, which has been supported by the Research Fund of Trakya University with project number TUBAP 2014/54.

### REFERENCES

- AANDERUD, Z. T., J. C. VERT, J. T. LENNON, T. W. MAGNUSSON, D. P. BREARWELL & A. R. HARKER. 2016. Bacterial dormancy is more prevalent in freshwater than hypersaline lakes. *Frontiers in Microbiology* 7: 853. DOI:10.3389/fmicb.2016.00853.
- ANONYMOUS. 2016. *Yerustu Su Kalitesi Yonetmeligi, (Water Pollution Control Regulation)*. Official Gazette No: 29797 of 10 August 2016, Ankara, Turkey.
- APHA. 1998. *Standard Methods for the examination of water and waste water*. 20th Edition. American Public Health Association, Washington, D.C.
- CANFORA L., G. BACCI, F. PINZARI, G. L. PAPA, C. DAZZI & A. BENEDETTI. 2014. Salinity and bacterial diversity: to what extent does the concentration

- of salt affect the bacterial community in a saline soil? *Plos One* 9(9): 1-15. DOI:10.1371/journal.pone.0106662.
- CREED, J. T., C. A. BROCKHOFF & T. D. MARTIN. 1994. Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma-mass spectrometry, Method 200.8, Revision 5.4: US Environmental Protection Agency, 61 p.
- CRUMP, B. C., C. S. HOPKINSON, M. L. SOGIN & J. E. HOBBI. 2004. Microbial biogeography along an estuarine salinity gradient: combined influences of bacterial growth and residence time. *Applied Environmental Microbiology* 70 (3): 1494-1505. DOI:10.1128/AEM.70.3.1494-1505.2004.
- DOMBEK, P. E., L. K. JOHNSON, S. T. ZIMMERLEY & M. J. SADOWSKY. 2000. Use of repetitive DNA sequences and the PCR to differentiate *Escherichia coli* isolates from human and animal sources. *Applied and Environmental Microbiology* 66 (6): 2572-2577. DOI:10.1128/AEM.66.6.2572-2577.2000.
- DOREEN, N., J. OKOT-OKUMU & F. J. MUYODI. 2015. **Microbial safety** assessment of recreation water at Lake Nabugabo, Uganda. *African Journal of Environmental Science and Technology* 9 (10): 773-782. DOI:10.5897/AJEST2015.1979.
- EHRHARDT, J., A. S. ALABI, P. G. KREMSNER, W. RABSCH, K. BECKER, F. T. FOGUIM, T. KUJZIUS, M. ESEN & F. SCHAUMBURG. 2017. Bacterial contamination of water samples in Gabon, 2013. *Journal of Microbiology, Immunology and Infection* 50 (5): 718-722. DOI:10.1016/j.jmii.2016.03.009.
- HAUTMAN, D. P. & D. J. MUNCH, D. J., 1997. Method 300.1 Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography. *EPA: Ohio*.
- HERLEMANN, D. P. R., D. LUNDIN, A. F. ANDERSSON, M. LABRENZ & K. JÜRGENS. 2016. Phylogenetic signals of salinity and season in bacterial community composition across the salinity gradient of the Baltic Sea. *Frontiers in Microbiology* 7: 1883. DOI:10.3389/fmicb.2016.01883.
- HYUN, J. H., J. K. CHOI, K. H. CHUNG, E. J. YANG & M. K. KIM. 1999. Tidally induced changes in bacterial growth and viability in the macrotidal Han River estuary, Yellow Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 48 (2): 143-153. DOI:10.1006/ecss.1998.0421.
- JANSSON, M., A. K. BERGSTRÖM, P. BLOMQUIST & S. DRAKARE. 2000. Allochthonous organic carbon and phytoplankton/bacterioplankton production relationships in lakes. *Ecology* 81 (11): 3250-3255. DOI:10.1890/0012-9658(2000)081[3250:AOCAPB]2.0.CO;2.
- JUNE, M., O. PAUL & K. KIPLAGAT. 2016. Bacteriological quality of water from selected water sources in Samburu South – Kenya. *Imperial Journal of Interdisciplinary Research* 2 (9): 310-316. ISSN: 2454-1362.
- KENAR, B. & M. ALTINDIS. 2001. Hygienic quality investigation of both drinking and tap-waters in Afyon. *The Medical Journal of Kocatepe* 2: 269-274. DOI:10.18229/ktd.54525.
- LOGUE, J. B., C. A. STEDMON, A. M. KELLERMAN, N. J. NIELSEN, A. F. ANDERSSON, H. LAUDON, E. S. LINDSTRÖM & E. S. KRITZBERG. 2016. Experimental insights into the importance of aquatic bacterial community composition to the degradation of dissolved organic matter. *The ISME Journal* 10 (3): 533-545. DOI:10.1038/ismej.2015.131.
- MAŁECKA, M. & W. DONDESKI. 2006. Heterotrophic bacteria inhibiting water of the river Brda on the Bydgoszcz town section. *Baltic Coastal Zone* 10: 31-46. ISSN 1643-0115.
- MOKONDOKO, P., R. H. MANSON & O. PÉREZ-MAQUEO. 2016. Assessing the service of water quality regulation by quantifying the effects of land use on water quality and public health in central Veracruz, Mexico. *Ecosystem Services* 22: 161-173. DOI:10.1016/j.ecoser.2016.09.001.
- ODONKOR, S. T. & J. K. AMPOFO. 2013. *Escherichia coli* as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. *Microbiology Research* 4 (1): 2. DOI:10.4081/mr.2013.e2.
- PEETERS, K., D. A. HODGSON, P. CONVEY & A. WILLEMS. 2011. **Culturable diversity** of heterotrophic bacteria in Forlidas Pond (Pensacola Mountains) and Lundström Lake (Shackleton Range), Antarctica. *Microbial Ecology* 62 (2): 399-413. DOI:10.1007/s00248-011-9842-7.
- SWIATECKI, A. 1997. Spatial and seasonal changes in bacterioplankton of heated Koninskie lakes. *Archives of Polish Fisheries* 5 (1): 167-182.
- TOK, E., A. S. D. GÜNAY & A. Ç. T. TURAN. 2016. A case study in natural coastline of Enez-Kesan districts by using natural threshold analysis. *Journal of Ocean & Coastal Management* 118: 129-138. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2015.07.030.
- TRYLAND, I., M. MYRMEL, Ø. ØSTENSVIK, A. C. WENNINGBERG & L. J. ROBERTSON. 2014. Impact of rainfall on the hygienic quality of blue mussels and water in urban areas in the Inner Oslofjord, Norway. *Marine Pollution Bulletin* 85 (1): 42-49. DOI:10.1016/j.marpolbul.2014.06.028.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. 2003. *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: coastal and fresh waters*. World Health Organization.



# Influencia del aporte sedimentario del río Cozoaltepec en la anidación de tortugas en la playa La Escobilla, Oaxaca, en el Pacífico mexicano

## Influence of the Cozoaltepec River sediment on turtle nesting at La Escobilla beach in Oaxaca, on the Mexican Pacific coast

Mayumy Amparo Cabrera-Ramírez<sup>1</sup>, Arturo Carranza-Edwards<sup>2</sup> y Enrique Quintero de Leonardo<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Geología, División de Ingeniería en Ciencias de la Tierra, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México

<sup>2</sup>Laboratorio de Sedimentología, Unidad Académica de Procesos Oceánicos y Costeros, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México

<sup>3</sup>Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México  
e-mail: mayumycr@unam.mx

**Recibido:** 18 de enero de 2017.

**Aceptado:** 26 de octubre de 2017.

Cabrera-Ramírez M. A., A. Carranza-Edwards y E. Quintero de Leonardo. 2018. Influencia del aporte sedimentario del río Cozoaltepec en la anidación de tortugas en la playa La Escobilla en Oaxaca, en el Pacífico mexicano. *Hidrobiológica* 28 (1): 71-81

### RESUMEN

**Antecedentes.** La Escobilla es una playa arenosa que constituye el principal sitio de anidación de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en la costa mexicana. Los estudios relacionados con el hábitat de estos organismos permiten establecer estrategias de conservación dentro de las cuales es necesario conocer los parámetros físicos que afectan las arribazones. **Objetivos.** Este estudio determinó las características texturales de los sedimentos litorales y la morfología de la playa con el fin de evaluar sus posibles relaciones con las anidaciones de esta especie. **Métodos.** Se colectaron muestras de sedimento en las zonas de infraplaya, mesoplaya y supraplaya a lo largo de 15 km de playa; se realizaron levantamientos topográficos de perfiles de playa, y se obtuvieron los parámetros texturales de  $Mz\phi$  (tamaño gráfico promedio) y  $\sigma\phi$  (clasificación gráfica inclusiva). **Resultados.** Las zonas de mesoplaya y de supraplaya con pendiente suave del orden de 2° a 4°, tamaño de grano de arenas medias ( $1\phi$  a  $2\phi$ ) y la apertura de la barra arenosa por la desembocadura del río Cozoaltepec en época de lluvias parecen favorecer las anidaciones. **Conclusiones.** Las zonas con mayores sitios de anidación se encuentran a una distancia de 2.3 km hacia el este del río Cozoaltepec, donde aparentemente la morfología de la playa es más adecuada, ya que su pendiente no es demasiado alta y la playa es suficientemente amplia para las anidaciones. Además, en esa localidad se presentó el mayor número de arribazones de las tortugas.

**Palabras clave:** análisis textural, arribazón, perfil de playa, playa La Escobilla, tortuga golfina

### ABSTRACT

**Background.** La Escobilla is a sandy beach and the main nesting site of the Olive Ridley turtle, *Lepidochelys olivacea*, (golfina in Spanish), from the southern Mexican coast. Studies related to the habitat of these organisms suggest conservation strategies that lead us to examine the physical parameters that affect the *arribazones* [i.e., coastal abundance of fish, off-shore shoals, and, by extension, abundance of turtles]. **Goals.** The aim of this study was to investigate the textural characteristics of coastal sediments and morphology of the beach in order to determine their possible relation with the nesting of this species. **Methods.** Sediment samples were collected along 15 km of infra-, meso-, an supra-beach, topographic surveys of beach profiles were made, and some sedimentological parameters were obtained, i.e.,  $Mz\phi$  (size grain) and  $\sigma\phi$  (sediment classification). **Results.** Meso-beach and supra-beach areas with a gentle slope (from 2° to 4°), grain size medium sands ( $1\phi$  to  $2\phi$ ), and the opening of the sandbar at the mouth of the Cozoaltepec River during rainy season appear to favor nesting. **Conclusions.** Areas with major nesting sites are located at a distance of 2.3 km to the east of the Cozoaltepec River, where apparently the morphology of the beach is more adequate because its slope is not so high and the beach is wide enough for nesting. We also know that the largest observed turtle *arribazones* occur in this area.

**Keywords:** beach profile, La Escobilla beach, Olive Ridley, textural analysis, turtle *arribazones*

## INTRODUCCIÓN

La Escobilla es una playa ubicada en el Pacífico mexicano, en el estado de Oaxaca. Su importancia ecológica se debe a que es el centro de anidación más importante de México para la tortuga marina *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1929), conocida con los nombres de tortuga golfina, oliva o lora. Esta playa presenta las mayores arribazones en playas oaxaqueñas; entendiéndose como arribazón el fenómeno de anidaciones en grandes agregados (Ávila, 2006).

*Lepidochelys olivacea* es una de las siete especies de tortugas marinas (Fig. 1) que existen actualmente en el mundo y se les encuentra en los mares tropicales y subtropicales de América (Eckert *et al.*, 1999). Esta especie está catalogada como vulnerable tanto por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2015) como por la legislación mexicana en la NOM-059-Semarnat-2001 (Seminoff & Shanker, 2008). En las últimas décadas se han realizado esfuerzos para promover la conservación y protección tanto de los organismos como de sus hábitats, lo cual ha resultado en el incremento en el número de anidaciones para varias poblaciones (Hays, 2004; Seminoff & Shanker, 2008). En México se tiene el Programa Nacional de Protección, Conservación, Investigación y Manejo de Tortugas Marinas, el cual coordina 31 centros para la conservación de las tortugas marinas (CPCTM) distribuidos en varias entidades costeras del país. Los CPCTM son centros de protección y conservación donde se llevan a cabo planes de manejo y de recuperación de las poblaciones de las especies de tortugas marinas de México, es decir, se protegen tanto los nidos como las tortugas, lo que propicia un mayor éxito en su eclosión (CONANP, 2008).

Los sitios de anidación de las tortugas marinas son las playas arenosas. Este ambiente se puede definir como el lugar donde se acumula el material suelto que está en los alrededores del límite de acción del oleaje (King, 1972). Es un ambiente muy dinámico afectado por corrientes litorales, mareas, vientos y por aportaciones de sedimen-

tos fluviales; por lo tanto, presenta gran variabilidad en su expresión morfológica, así como en sus parámetros sedimentológicos (Carranza, 1984, 2001). Dentro de los parámetros que pudieran ser utilizados por las tortugas para sus sitios de anidación, podrían estar los siguientes: humedad del sedimento, tamaño de grano, perfil de playa, temperatura de la arena y las anomalías magnéticas, según Mortimer (1990, 1995), Wood y Bjorndal (2000) y Fuentes-Farías *et al.* (2010).

Las características de las playas de anidación varían en función de las especies de tortugas marinas (Eckert *et al.*, 1989; Mortimer, 2000; Pritchard & Mortimer, 2000). Para el caso de la playa La Escobilla, no hay un estudio a fondo que permita conocer la relación entre estos organismos y el entorno geológico en el cual realizan sus anidaciones. Este trabajo tiene como objetivo investigar las características texturales de los sedimentos litorales y la morfología de la playa para determinar sus posibles relaciones con el arribazón de la tortuga golfina.

La playa La Escobilla se encuentra en el Pacífico sur mexicano, sobre las costas del estado de Oaxaca, entre las coordenadas 15° 47' 18" N, longitud 96° 56' 54" O y latitud 15° 44' 39" N y longitud 96° 51' 57" O (Fig. 2). En esta playa, ubicada en el municipio de Santa María Tonameca, distrito de Pochutla, se encuentra un centro tortuguero. Esta zona forma parte de la zona marina prioritaria número 34, denominada Chacahua-Escobilla y tiene una extensión de 615 km<sup>2</sup> (Arriaga *et al.*, 1998). La playa tiene una longitud de 12 km, entre los que se encuentran distintos humedales. Al poniente se localiza la desembocadura del río Cozoaltepec y la barra de Potrero, y al oriente se encuentra la barra de Tilaza. Entre estas desembocaduras se encuentran pequeños humedales; de poniente a oriente: barra de Salinas, barra Escobilla y barra de Macahuite. Estos pequeños humedales drenan hacia el mar en temporada de lluvias y mareas altas (Albavera, 2006). El campamento tortuguero está localizado en las coordenadas 15° 43' 66" N y 96° 45' 67" O, con acceso situado a la altura del kilómetro 180.5 de la carretera federal 200, entre las poblaciones de Puerto Escondido y Pochutla.

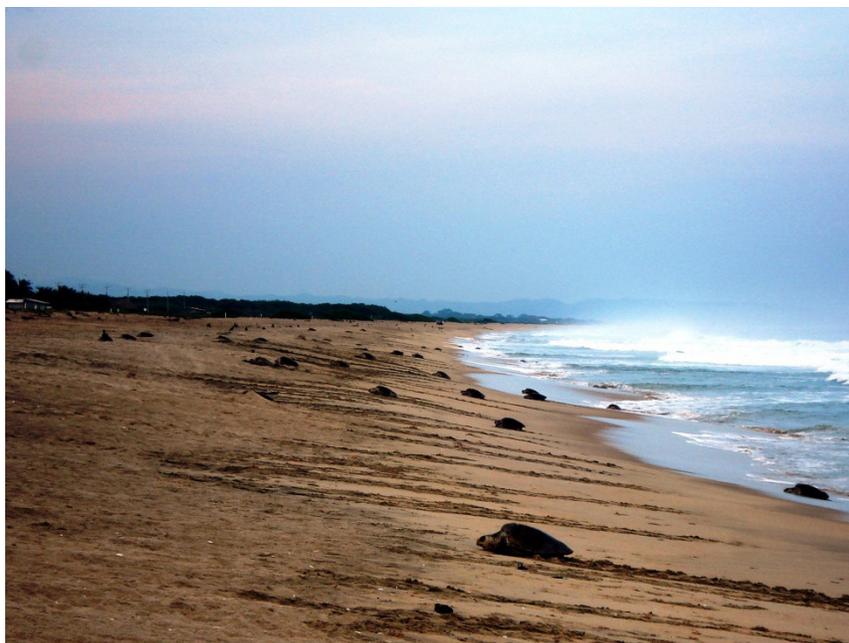


Figura 1. Arribazón de tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1929)) en la playa La Escobilla (Foto: Arturo Carranza-Edwards).

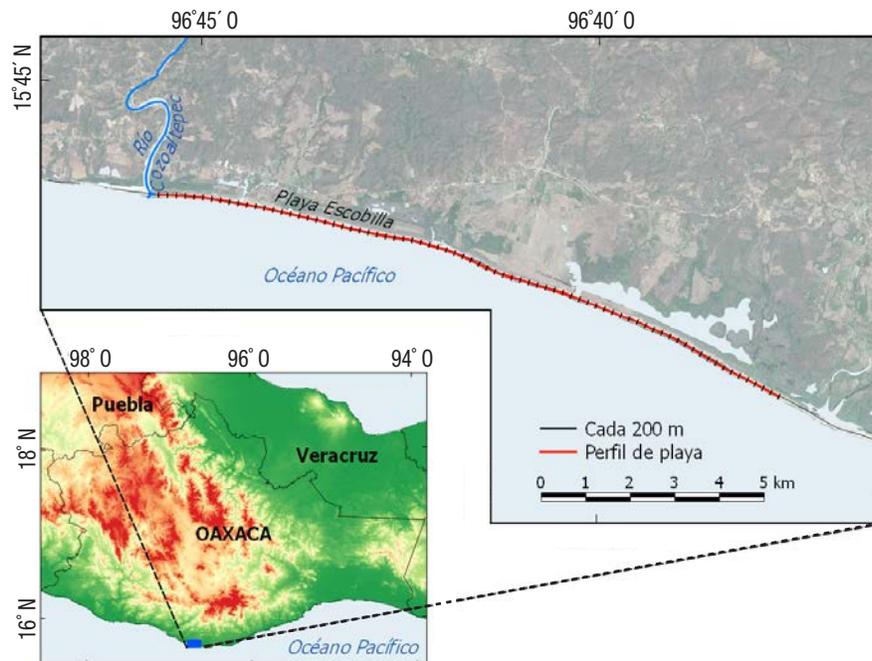


Figura 2. Área de estudio. Playa ubicada al Este de la desembocadura del río Cozoaltepec, Oaxaca, México.

El ancho promedio de la playa es de 44.28 m, aunque disminuye de poniente a oriente, con un máximo a dos kilómetros de distancia de la barra del río Cozoaltepec con 59 m y un mínimo de 24.6 m a 200 m de la barra de Macahuite; no obstante, el perfil de playa se amplía cerca de las barras. El intervalo de marea es menor que 2 m hacia el oeste de Salina Cruz y de 2 a 4 m hacia el este del mismo puerto. En ambos casos, la marea es de tipo mixto (Davies, 1973). De acuerdo con las cartas mensuales de corrientes superficiales (Wyrski, 1965), las próximas a las costas oaxaqueñas presentan en promedio velocidades menores que 0.15 m/s, con un máximo de 0.21 m/s medido en el mes de junio. Del mes de mayo al mes de septiembre la dirección de estas corrientes es principalmente de Este a Oeste, en tanto que el resto del año se presenta al oeste de Puerto Ángel una corriente Este-Oeste y al este del mismo puerto la corriente tiene una dirección Oeste-Este (Carranza *et al.*, 1987).

Tectónicamente, el litoral de Oaxaca forma parte de la costa de colisión continental, afectada por el contacto de la placa de América con la placa de Cocos (Carranza *et al.*, 1975). Fisiográficamente, el área de estudio pertenece a la provincia Sierra Madre del Sur, dentro de los terrenos tectono-estratigráficos Oaxaca y Xolapa (Lugo, 1990). Las rocas que afloran en las cuencas hidrológicas que drenan hacia el mar son de litología y edad muy diversa (Fig. 3). En las estaciones de playa estudiadas se reciben principalmente los aportes de sedimentos procedentes de las rocas metamórficas (gneises y anortositas) que constituyen el complejo Oaxaqueño (pTmCM); gneises cuarzo feldespáticos, anfibolitas, pegmatitas migmatitas y algunos horizontes de mármol que forman al complejo Xolapa, y sedimentos procedentes de las rocas intrusivas que afectaron al complejo Xolapa y que afloran en la región, de edad terciaria y de composiciones que varían de granito a granodiorita (Servicio Geológico Mexicano, 2002). Las rocas cuaternarias que afloran en la zona están representadas por el conglomerado Puerto Escon-

dido (QptCgp), formado por una alternancia de conglomerado polimítico y arenas poco consolidadas, así como depósitos palustres (Qhopa), de litoral (Qholi) y aluviones (Qhoal).

## MATERIALES Y MÉTODOS

En época de lluvias el río Cozoaltepec rompe la barra arenosa, lo que permite el libre flujo de agua dulce hacia el mar y la distribución de arenas desde el oeste del río hacia el este, pues al oeste se encuentra un litoral rocoso que en parte funciona como una barrera que favorece que la anchura de la playa sea más amplia hacia el Este.

En el oeste de la desembocadura del río Cozoaltepec no se muestreó la playa, ya que en esa porción no se presentaron sitios de arribazón de tortugas en septiembre de 2007. Se muestrearon 15 km de playa al este de la desembocadura del río, en transectos divididos cada 200 m en los primeros 5 km, cada 1000 m los siguientes 5 km, y al final a 5000 m; dado que, a medida que se aleja uno de la desembocadura del río, disminuye el ancho de la playa y desaparecen los sitios de anidación. El último muestreo de arena se realizó a 15 km al este de la desembocadura del río, para comparar sitios sin anidaciones con los sitios donde sí las hay (Fig. 3). En cada lugar se tomaron tres muestras de sedimento superficial; la primera de la infraplaya, la segunda de mesoplaya y la tercera en supraplaya, subzonas así denominadas por Carranza-Edwards y Caso-Chávez (1994). En cada transecto de la playa arenosa se realizó el levantamiento topográfico de los perfiles con el método de estatal y telémetro (Figs. 4a-l; 5a-n).

Con la finalidad de obtener los parámetros tamaño gráfico promedio y desviación estándar, propuestos por Folk (1974), se realizó una separación de tamaños de partículas mediante tamizado de arenas y posteriormente las partículas finas (lodos) con contador láser de partículas.

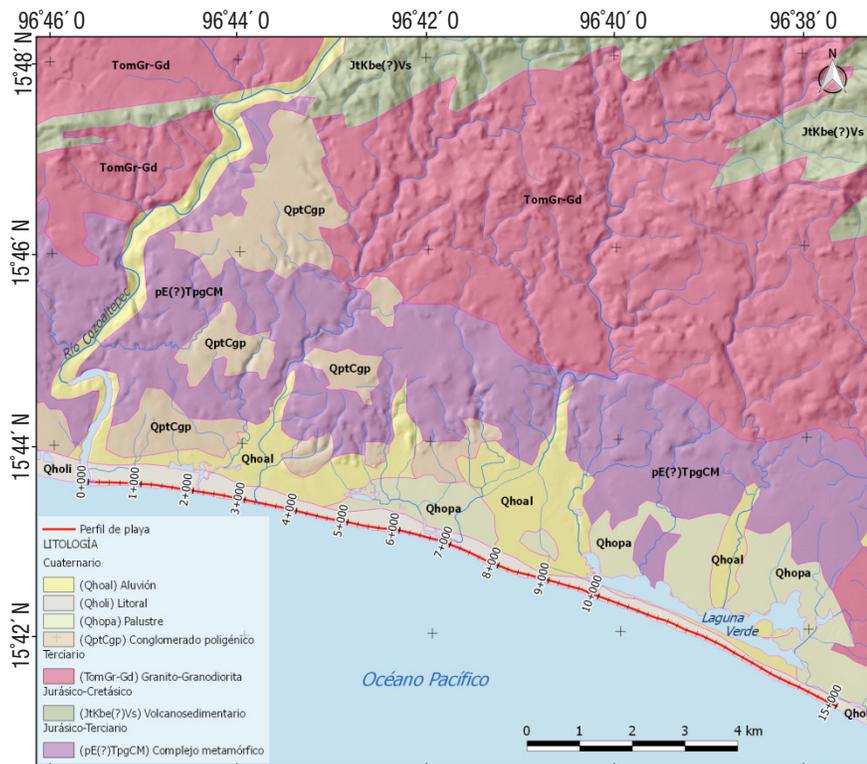


Figura 3. Mapa geológico de la región de la desembocadura del río Cozoaltepec, Oaxaca, México (modificado del Servicio Geológico Mexicano, 2002), en el cual se aprecia la línea roja que señala los sitios donde se levantaron los perfiles. Los números se refieren a la distancia en kilómetros desde la desembocadura del río Cozoaltepec.

## RESULTADOS

**Morfología de la playa.** La morfología de la playa (ancho, pendiente, cambios en la línea de costa) ha sido considerada como un importante factor en la selección de sitios de anidación de la tortuga golfina (Bolongaro *et al.*, 2010; Barik *et al.*, 2014). Los cambios en la morfología costera provocados por la erosión, tanto del oleaje como de tormentas y huracanes, deben de ser monitoreados para tener un manejo sustentable de los litorales (Pethick & Crooks, 2000). El análisis de los perfiles de playa en el área de estudio indica que a lo largo de la playa La Escobilla el ancho de la playa disminuye considerablemente conforme se incrementa la distancia a partir de la desembocadura del río Cozoaltepec.

Las estaciones más cercanas a la desembocadura del río tienen un ancho de playa que varía desde 60 a 80 m y hasta un mínimo de 23 m a los 5 km hacia el este de la desembocadura del río. Estas variaciones presentan una relación inversa en los primeros 5 km al este de la desembocadura con respecto al ángulo de la playa, por lo que se observa que la playa es más ancha y el ángulo de la playa es menor en esta zona, y se encuentra que la anidación es favorecida cuando la playas es ancha (70 m) pero la pendiente es pequeña (entre 2 y 4°), lo que facilita el ascenso de las tortugas durante el proceso de anidación (Fig. 6).

La disminución en el ancho de playa está relacionada con el aporte de material sedimentario procedente del río Cozoaltepec. La carga de sedimentos arenosos procedentes del río es suficiente para alimentar y mantener un ancho de playa mayor que 50 m hasta los 5 km a partir

de la desembocadura, que son transportados con dirección oeste-este. Después de los 5 km se observa una disminución en el ancho de playa hasta llegar a oscilar entre los 30 y 40 metros. Se observó que, aunado a la disminución del ancho de playa, la presencia de cuspiditos es más frecuente. Al disminuir el ancho de playa, se aprecia un decremento en el número de nidos a partir de los 5 km al este de la desembocadura del río Cozoaltepec, indicio de que la zona de playa a partir de los 5 km empieza a ser menos adecuada para las anidaciones, donde se observa que las pendientes oscilan entre 4 y 8° y el ancho de playa entre los 30 y 45 m (Fig. 6).

**Análisis textural.** Para la conservación de especies es necesario establecer estrategias, para las cuales es preciso conocer las características de la arena de las playas de anidación; ya que se ha observado que las diferencias entre el tamaño de grano, las composiciones mineralógica (Mortimer, 1990; Schwartz, 1982) y química (Johannes & Rimmer, 1984; Fuentes-Farías *et al.*, 2010) de la arena influyen en el éxito de la eclosión.

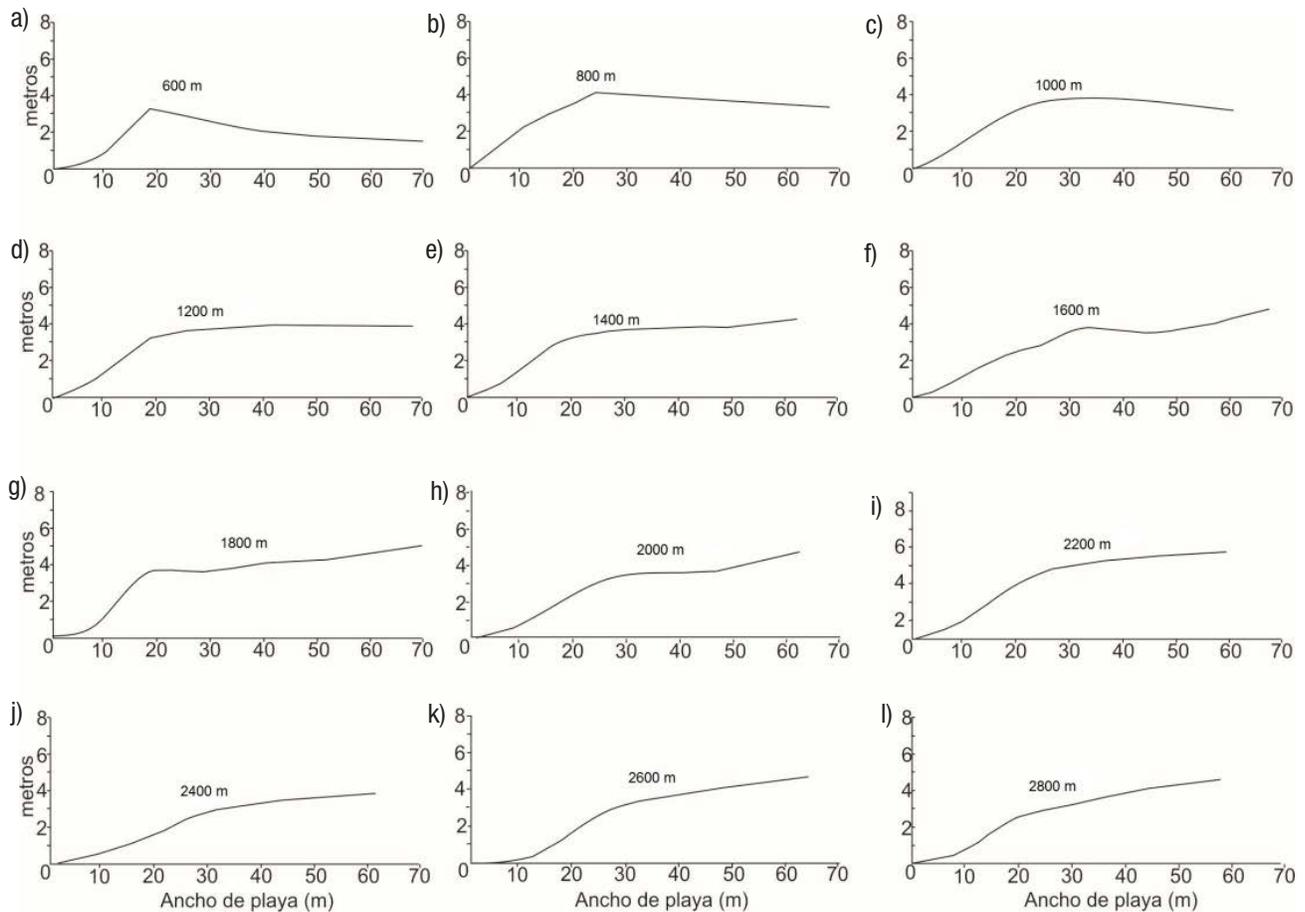
Las características del medio determinarán la variedad de ambientes de incubación, que incidirán directamente en proporcionar diferentes rasgos, como el sexo de las crías de tortugas, por lo que las estrategias de conservación que incluyan el movimiento de los nidos de mesoplaya a supraplaya reducirían esta variación en los ambientes, con lo que disminuiría la posibilidad de contar con diferentes características que promuevan el éxito en la eclosión (Foley *et al.*, 2006; Mazaris *et al.*, 2009).

El análisis textural de las tres zonas que conforman la playa La Escobilla (infraplaya, mesoplaya y supraplaya) muestra que el tamaño de grano en la de infraplaya a lo largo de La Escobilla es heterogéneo, dado que en esa zona se observan arenas medias ( $1\phi$  a  $2\phi$ ) cercanas a la desembocadura del río Cozoaltepec, que gradúan a arenas gruesas ( $<1\phi$ ) hacia el primer kilómetro en dirección al este para posteriormente cambiar a arenas medias después del kilómetro 2, graduar nuevamente a arenas gruesas entre el kilómetro 3 y 6 y a partir de aquí arenas medias hasta el kilómetro 9 (Figs. 7a-c, 8a-c). Foley et al. (2006) encontraron que el tamaño de grano promedio de las arenas de playa en las que se tiene éxito en la eclosión corresponde con la arena media ( $1\phi$ ); para el caso de la playa La Escobilla se observan resultados similares, donde las anidaciones se dan por igual en la mesoplaya y supraplaya. En estas zonas se tiene que a lo largo de toda la playa el tamaño de grano promedio es de arenas medias ( $1\phi$ ), donde se observa una tendencia de los sedimentos a ser homogéneos conforme se sube en el perfil de la playa, desde la infraplaya hasta la supraplaya. Esto parece indicar que la propia bioturbación producida por las tortugas en meso y supraplaya influye en la homogeneización del tamaño de grano (Mz $\phi$ ). En dirección paralela a la línea de costa no se observa alguna tendencia, ni hacia los tamaños finos ni hacia los tamaños gruesos.

Los valores de clasificación o desviación gráfica inclusiva indican que para la zona de infraplaya varían desde  $0.9\sigma\phi$  a  $0.5\sigma\phi$ ; es decir, que se pueden encontrar arenas que varían desde moderadamente clasificadas a moderadamente bien clasificadas, mientras que en las zonas de mesoplaya y supraplaya las muestras se encuentran moderadamente bien clasificadas.

Las variaciones en el tamaño de grano con respecto a la subzona de playa están directamente relacionadas con la energía del transporte que predomina en cada uno. Dentro de la infraplaya, el agente de transporte es hidráulico, pues es la acción del oleaje y de las corrientes tanto litorales como de retorno lo que pone en movimiento al sedimento; por lo tanto, el tamaño de grano tiende a ser heterogéneo. Por el contrario, el viento es el agente que transporta el material, tanto en mesoplaya como en supraplaya, al transportar granos de tamaños más finos que en infraplaya (Figs. 8a-c)).

El viento es un agente de transporte selectivo, pues en condiciones normales no tiene la capacidad de transportar material muy pesado, y ello influye en el comportamiento de la textura del sedimento en ambas subzonas. El comportamiento de los parámetros estadísticos por subzonas a lo largo de la playa coincide con el reportado por Carran-



Figuras 4a-l. Perfiles de playa cada 200 m, a partir de 600 m de la desembocadura del río Cozoaltepec, Oaxaca, México, hasta 2800 m hacia el Este.

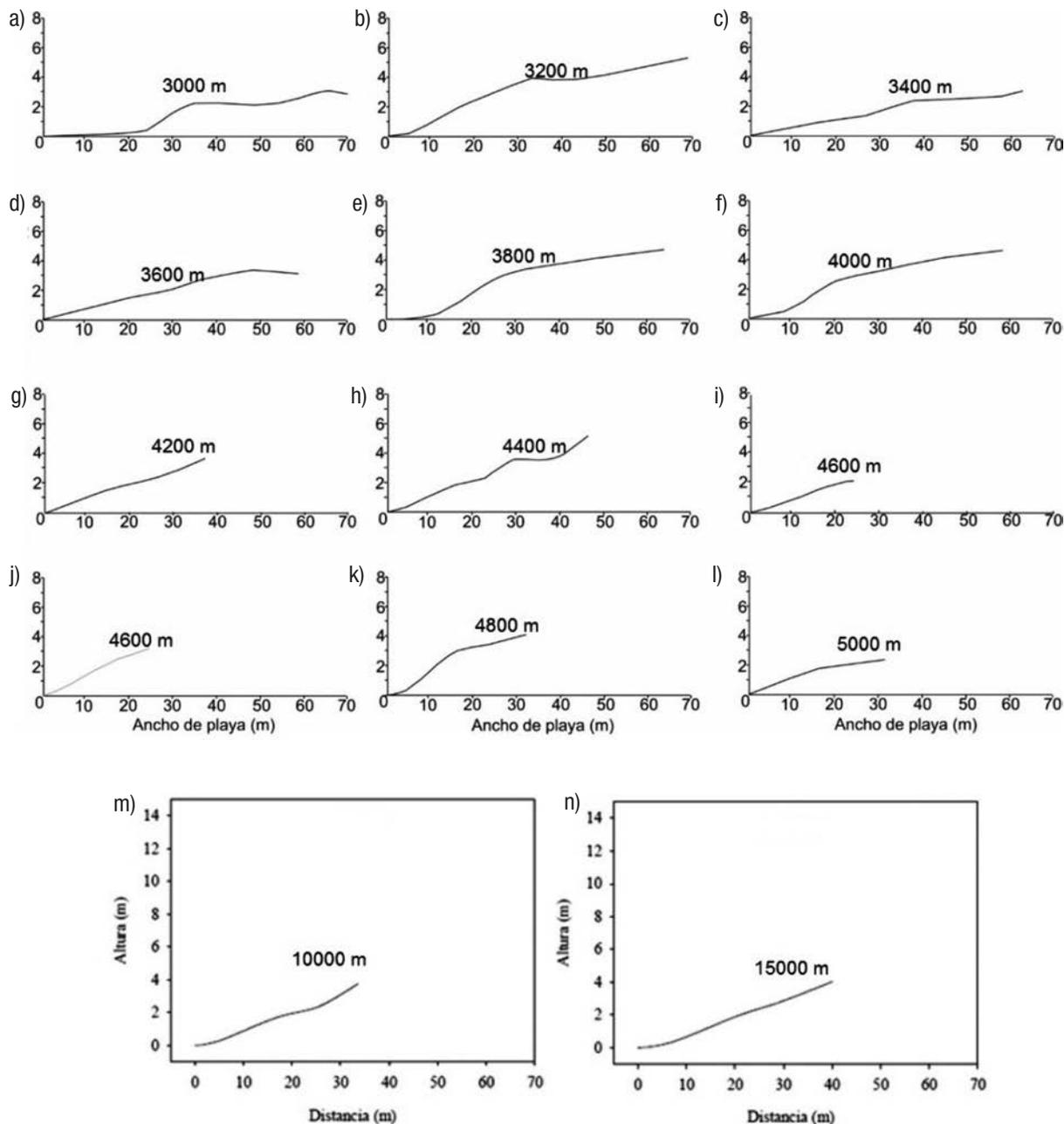
za (2001) y Komar (1976); sin embargo, en este caso los parámetros estadísticos se homogenizan en mesoplaya y supraplaya, debido a la bioturbación generada por la gran cantidad de tortugas que mezclan la arena de estas dos subzonas.

### DISCUSIÓN

El tamaño de grano promedio de las arenas de playa en las que se tiene éxito en la eclosión es de arena media (1φ), aunque para especies

como *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) el tamaño promedio puede ser de arenas finas (2φ a 3φ) (Schwartz, 1982). Para el caso de La Escobilla, y particularmente para la especie *Lepidochelys olivacea*, en las zonas de mesoplaya y supraplaya se presentan arenas medias (1φ a 2φ) de moderadamente clasificadas a moderadamente bien clasificadas, resultados similares a los encontrados en la India para sitios de anidación de tortuga golfina (Barik *et al.*, 2014).

La selección de sitios de anidación también puede estar en función de la salinidad; en ese sentido, las arenas con menor salinidad son los



Figuras 5a-n. Perfiles de playa cada 200 m, a partir de 3000 m de la desembocadura del río Cozoaltepec, Oaxaca, México, hacia el Este hasta 5000 m. Un perfil de playa levantado a los 10000 m y otro a 15000 m.

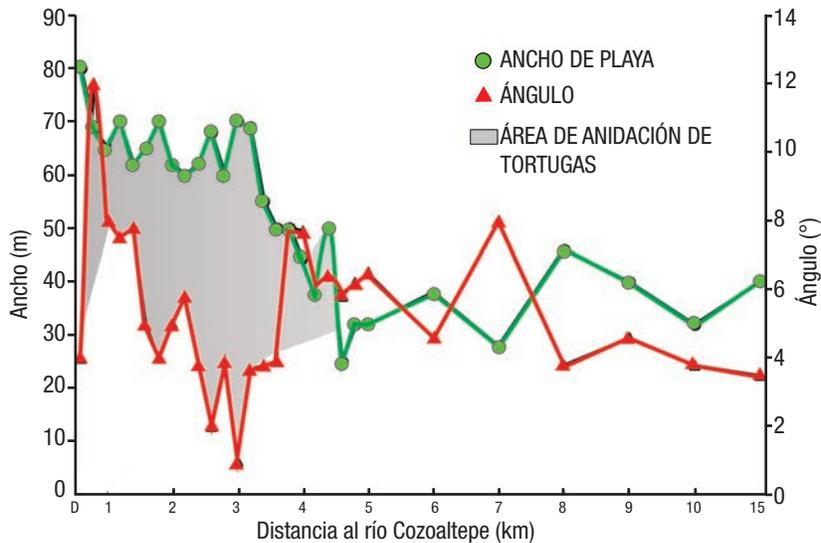


Figura 6. Cambios en el ancho de la playa y en el ángulo de frente de playa La Escobilla, desde la desembocadura del río Cozoaltepec, Oaxaca, México, hasta 15 km hacia el Este. D= Desembocadura.

lugares preferidos por las tortugas (Wood & Bjorndal, 2000), lo cual sucede en la época de lluvias, pues la humectación asociada facilita la excavación en la playa. Es probable que la ruptura de la barra del río por aumento de la precipitación pluvial marque el aviso para el desove, pues en la memoria de las tortugas podrían quedar registradas variaciones de temperatura, disminución de salinidad en la columna de agua y aumento de la descarga de sedimentos hacia el mar (Wood & Bjorndal, 2000; Poloczanska *et al.*, 2009). Por esa razón se debe evitar algún represamiento del río Cozoaltepec, ya que eso haría que las partículas arenosas queden retenidas principalmente en el embalse. Bajo estas condiciones, en la desembocadura del río prevalecerían sedimentos lodosos, los cuales no permanecen en el litoral, y como consecuencia, se daría el adelgazamiento o desaparición de la playa.

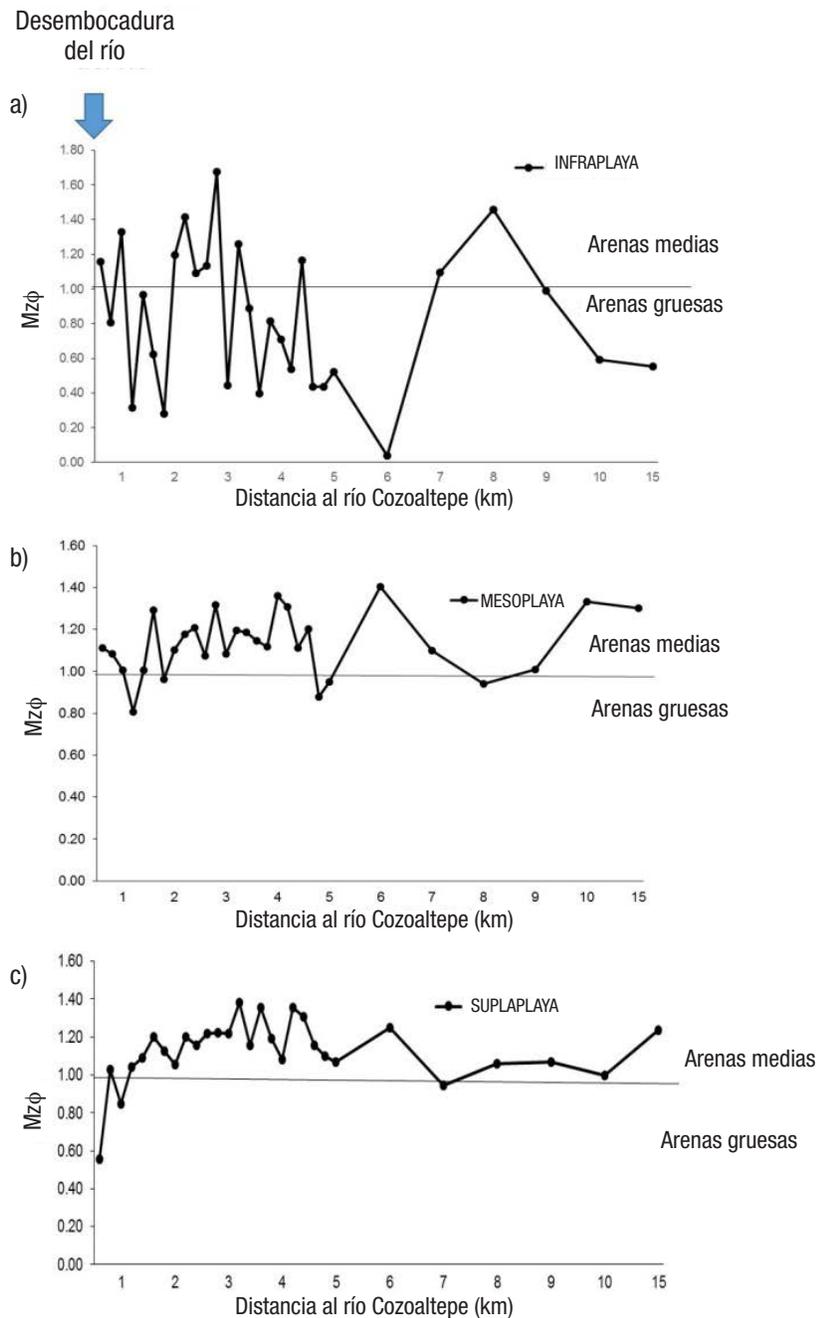
Al estudiar el tamaño de grano de las arenas de los sitios de anidación de tortugas marinas, se observa una relación entre el incremento del tamaño de grano y el decremento en el éxito en la eclosión; por un lado, asociado con condiciones muy secas, donde los granos gruesos no retienen el agua necesaria para la anidación (Ackerman, 1997), y, por el otro, relacionado con un decremento en la salinidad asociada con las inundaciones de estos sitios, la cual se produce en épocas de lluvias por el aporte de agua dulce. Sin embargo, la efectividad en el lavado disminuye en la medida que el tamaño de grano decrece (Foley *et al.*, 2006; Yalcin-Özdilek *et al.* 2007; Foley *et al.*, 2014). Las arenas gruesas, según estos autores, están relacionadas con la abundancia de biógenos de composición carbonatada, pero para el caso de La Escobilla, en donde las condiciones de alta energía generadas por el oleaje observado durante el muestreo hace que la abundancia de estos componentes en las arenas sea mínima o carezca de biógenos; por lo tanto, las arenas gruesas se pueden deber a la cercanía de las rocas fuentes, lo cual es frecuente en el Pacífico, particularmente en las puntas rocosas y más si se trata de granitos y gneises (Carranza-Edwards *et al.*, 2009).

La presencia de los ríos es un factor importante, ya que algunas investigaciones han propuesto que la cercanía con las desembocaduras proporciona tanto una fuente de nutrientes continua (Foley *et al.*, 2006; Hawkes *et al.*, 2009) como una estabilidad física relacionada con la estratificación entre el agua más salada en el fondo y menos salada hacia la superficie, y que permite flotar a la tortuga golfinas durante la etapa de copulación anterior a la anidación (Miller, 1997; Barik *et al.*, 2014). Por esta razón, la mayoría de las anidaciones se presentan cercanas al río Cozoaltepec, el cual aporta sedimentos a la playa. Si no hay sedimento, no hay playa donde puedan arribar las tortugas para el desove. La ausencia de sedimentos litorales en las playas se puede originar por causas antrópicas tales como la retención de sedimentos por represamiento ya mencionada, por el desvío de corrientes fluviales o bien por extracción de arenas de playa como materiales de construcción en los sitios de anidación o cercanos a ellos.

El ángulo de la playa es muy importante, ya que las tortugas prefieren playas con pendiente suave (rango entre 2 a 4°), debido a que las playas más inclinadas inciden en la probabilidad de un mayor esfuerzo para la anidación de las tortugas. Las playas con pendiente fuerte (8°) son propensas a la erosión y las playas planas (pendiente menor que 1°) son propensas a la inundación y a las depredaciones, por ende, las pendientes suaves (2 a 4°) favorecen las anidaciones, como se encontró en este estudio y también en Barik *et al.* (2014). En La Escobilla se tienen pendientes que favorecen las anidaciones, cercanas al río Cozoaltepec, en particular, en áreas intermedias de la playa donde la pendiente no es muy pronunciada (2 a 4°) como sucede cerca de su desembocadura.

Las principales anidaciones se dan cerca de la desembocadura del río Cozoaltepec, que proporciona gran cantidad de sedimentos e impone condiciones favorables para la formación de la playa cuando la barra del río se rompe durante la época de lluvias.

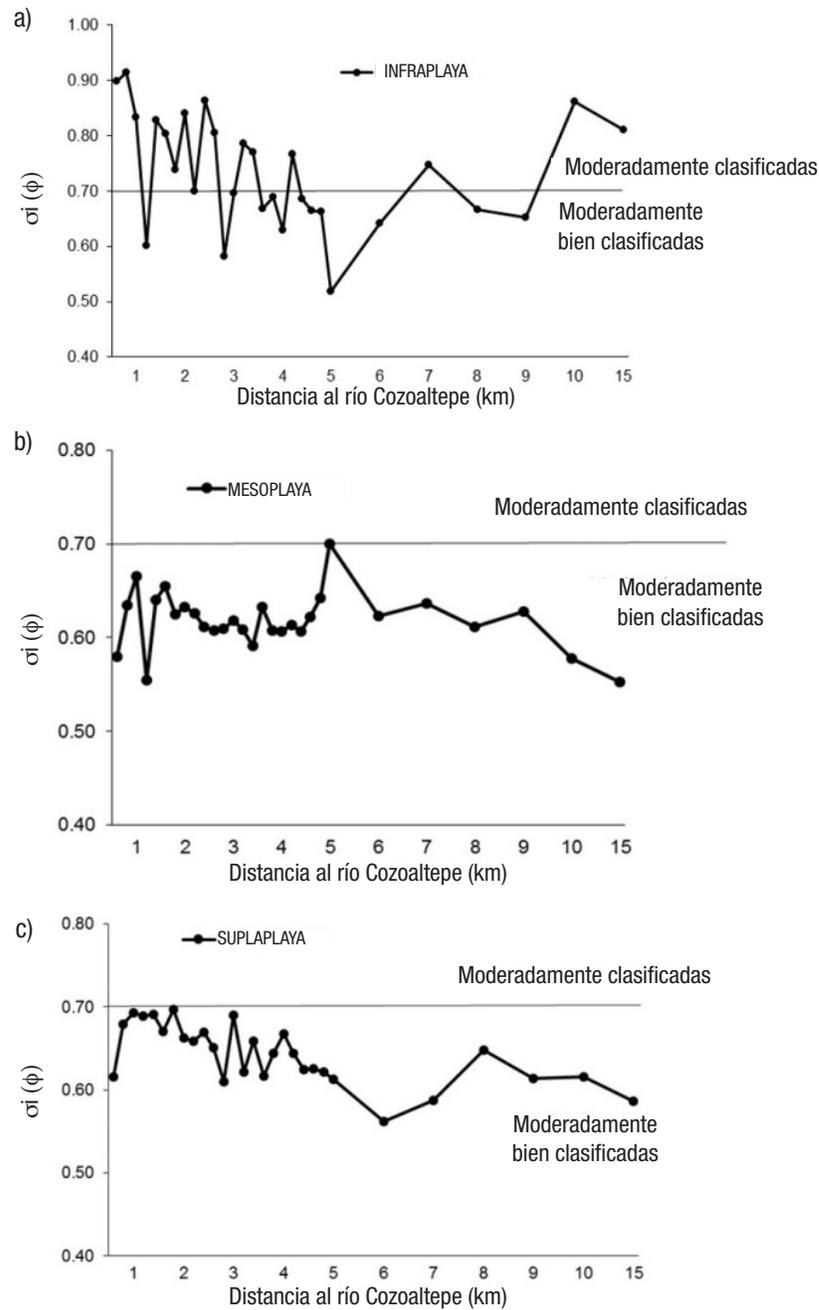
Se concluye que las zonas de mesoplaya y de supraplaya con arenas medias (1φ) en La Escobilla resultaron ser las más adecuadas para



Figuras 7a-c. Distribución del tamaño gráfico promedio ( $Mz\phi$ ) en las zonas de a) infraplaya, b) mesoplaya, y c) supraplaya a lo largo de la playa La Escobilla, Oaxaca, México.

las anidaciones de *Lepidochelis olivacea*, y se observó que las zonas con mayores anidaciones se encuentran a una distancia de 2.3 km hacia el este del río Cozoaltepec, donde se tiene la menor pendiente ( $1^\circ$ ) y el ancho de la playa es de 68 m. Esto supone ser un lugar conveniente para el ascenso de las tortugas hacia su sitio de anidación en arenas de playa cuyo tamaño (arenas medias) permite que las tortugas excaven más fácilmente los sitios de anidación, pues si la arena es muy gruesa o muy fina resulta más difícil la excavación.

La disminución de la franja de sedimentos litorales por actividades antrópicas hace vulnerable al ambiente de playa como un sitio adecuado para las anidaciones, ya que se ve amenazada su ocurrencia. Por este motivo se recomienda no afectar los aportes naturales de sedimentos, pues tanto la textura de sedimentos como la morfología de la playa se afectarían en detrimento del éxito de la arribazón y anidación.



Figuras 8a-c. Distribución de la desviación estándar a partir de la desembocadura del río Cozoaltepec a lo largo de la playa La Escobilla, Oaxaca, México. a) Infraplaya; b) Mesoplaya; c) Supraplaya.

**AGRADECIMIENTOS**

Se agradece a las autoridades del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por las facilidades otorgadas para la realización de esta investigación durante su desarrollo. A la DGAPA por el apoyo al proyecto PAPIME PE106016.

Al CONACyT por su contribución en la formación de recursos humanos dentro del Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM. Al Geog. Germán Gómez por su apoyo en los trabajos de campo, al M. en C. Eduardo Morales de la Garza y a Ricardo Martínez Domínguez por los análisis sedimentológicos, y al Lic. Sergio Macías Medrano por la realización de los mapas de localización y geología.

## REFERENCIAS

- ACKERMAN, R. A. 1997. The nest environment and the embryonic development of sea turtles. *In*: Lutz, P.L. & J. A. Musick (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 83-106.
- ALBAVERA, P. E. 2006. *Revisión de la anidación de tortugas marinas en los campamentos del Centro Mexicano de la Tortuga durante el periodo 2001-2005*. Centro Mexicano de la Tortuga de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP).
- ARRIAGA, C. L., D. E. VÁZQUEZ, C. J. GONZÁLEZ, R. R. JIMÉNEZ, L. E. MUÑOZ & S. V. AGUILAR (COORDS). 1998. Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en línea en: <http://www.conabio.gob.mx> (consultado el 12 septiembre, 2014).
- ÁVILA, J. B. 2006. Éxito de eclosión en la arribazón de la tortuga golfina *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz 1829) en la playa de La Escobilla, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca.
- BAKIK, S. K., P. K. MOHANTY, P. K. KAR, B. BEHERA & S. PATRA. 2014. Environmental cues for mass nesting of sea turtles. *Ocean and Coastal Management* 95: 233-240. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2014.04.018
- BOLONGARO, C. R. A., G. A. Z. MÁRQUEZ, R. V. TORRES & V. A. GARCÍA. 2010. Vulnerabilidad de sitios de anidación de tortugas marinas por efectos de erosión costera en el estado de Campeche. *In*: Botello, A.V., S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez & J. L. Rojas-Galaviz (Eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*. SEMARNAT-INE (Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca-Instituto Nacional de Ecología). UNAM-ICMyL. Universidad Autónoma de Campeche. pp. 73-96.
- CARRANZA, E. A. 1984. Estudio Sedimentológico de Playas del Estado de Chiapas, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 13 (1): 331-344.
- CARRANZA, E. A. 2001. Grain size and sorting in modern beach sands. *Journal of Coastal Research* 17 (1): 38-52.
- CARRANZA-EDWARDS, A. & M. CASO CHÁVEZ. 1994. Zonificación del perfil de playa. *Geo-UNAM* 2 (2): 26-32.
- CARRANZA, E. A., E. M. GUTIÉRREZ & T. R. RODRÍGUEZ. 1975. Unidades Morfo-Tectónicas Continentales de las Costas Mexicanas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 2 (1): 81-88.
- CARRANZA, E. A., L. ROSALES & R. LOZANO. 1987. Estudio sedimentológico de playas del estado de Oaxaca, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 15 (2): 23-38.
- CARRANZA-EDWARDS, A., J. J. KASPER ZUBILLAGA, L. ROSALES-HOZ, E. A. MORALES DE LA GARZA & R. LOZANO SANTA CRUZ. 2009. Beach sand composition and provenance in a sector of the southwestern Mexican Pacific. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 26 (2): 433-447.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALMENTE PROTEGIDAS). 2008. Iniciativa con proyecto de decreto por el que se reforman diversos artículos de la ley general de vida silvestre. Disponible en línea en: [http://www.conanp.gob.mx/centros\\_tortugas.html](http://www.conanp.gob.mx/centros_tortugas.html) (consultado el 17 de octubre de 2015).
- DAVIES, J. C. 1973. *Statistics and Data Analysis in Geology*. John Wiley and Sons, Nueva York. 550 p.
- ECKERT, S. A., K. L. ECKERT, P. PONGANIS & G. L. KOOYMAN. 1989. Diving and foraging behaviour of leatherback sea turtles (*Dermodochelys coriacea*). *Canadian Journal of Zoology* 67 (11): 2834-2840. DOI:10.1139/z89-399
- ECKERT, K. L., K. A. BJORNNDAL, F. A. ABREU-GROBOIS & M. DONNELLY (EDS.). 1999. *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. Prepared by IUCN/SSC (International Union for the Conservation of Nature/ Species Survival Commission) Marine Turtle Specialist Group. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland. 248 p.
- FOLEY, A. M., S. A. PECK & G. R. HARMAN. 2006. Effects of sand characteristics and inundation on the hatching success of Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) clutches on low-relief mangrove islands in southwest Florida. *Chelonian Conservation and Biology* 5 (1): 32-41. DOI:10.2744/1071-8443(2006)5[32:EOSCAI]2.0.CO;2
- FOLEY, A. M., B. A. SCHROEDER, R. HARDY, S. L. MACPHERSON & M. NICHOLAS. 2014. Long-term behavior at foraging sites of adult female loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from three Florida rookeries. *Marine Biology* 161 (6): 1251-1262. DOI:10.1007/s00227-014-2415-9
- FOLK, R. L. 1974. *Petrology of sedimentary rocks*. Hemphill Publishing Company, Austin Texas. 398 p.
- FUENTES-FARIAS, A. L., V. H. GARDUÑO-MONROY, G. GUTIÉRREZ-OSPIÑA, L. PÉREZ-CRUZ, E. MELÉNDEZ-HERRERA & J. URRUTIA-FUCUGAUCHI. 2010. Reconnaissance study of Colola and Maruata, the nesting beaches of marine turtles along the Michoacan coast in southern Mexico. *Geofísica Internacional* 49 (4): 201-212. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2014.04.018
- HAYS, G. C. 2004. Good news for sea turtles. *Trends in Ecology and Evolution* 19 (7): 349-351.
- HAWKES, L. A., A. C. BRODERICK, M. H. GODFREY & B. J. GODLEY. 2009. Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research* 7: 137-154. DOI:10.3354/esr00198
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE). 2015. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Versión 2015-3. Disponible en línea en: <http://www.iucnredlist.org> (consultado el 14 de agosto de 2015).
- Johannes, R. E. & D. W. Rimmer. 1984. Some distinguishing characteristics of nesting beaches of the green turtle *Chelonia mydas* on North West Cape Peninsula, Western Australia. *Marine Biology* 83: 149-154.
- KING, C. A. M. 1972. *Beaches and Coasts*. 2nd. edition. Arnold, London. 570 p.
- KOMAR, P. D. 1976. *Beach processes and sedimentation*. Prentice Hall, Inc. New Jersey. 429 p.
- LUGO, H. J. 1990. El relieve de la República Mexicana. *Revista del Instituto de Geología* 9 (1): 82-111.
- MAZARIS, A. D., G. MATSINOS & J. D. PANTIS. 2009. Evaluating the impacts of coastal squeeze on sea turtle nesting. *Ocean and Coastal Management* 52 (2): 139-145. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2008.10.005

- MILLER, J. D. 1997. Reproduction in sea turtles. *In*: Lutz, P.L. & J.A. Musick (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC, Boca Raton, Florida. pp. 51-81.
- MORTIMER, J. A. 1990. The Influence of Beach Sand Characteristics on the Nesting Behavior and Clutch Survival of Green Turtles (*Chelonia mydas*). *Copeia* 3: 802-817. DOI:10.2307/1446446
- MORTIMER, J. A. 1995. Factors influencing beach selection by nesting sea turtles. *In*: Bjorndal K. A. (Ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press. pp. 45-51.
- MORTIMER, J. A. 2000. Sea turtle conservation programmes: Factors determining success or failure. *In*: Salm, R. V., J. R. Clark & E. Siirila (Eds). *Marine and Coastal Protected Areas: A guide for planners and managers IUCN*. Washington, D.C. pp. 327-333.
- PETHICK, J. S. & S. CROOKS, S. 2000. Development of a coastal vulnerability index: a geomorphological perspective. *Environmental Conservation* 27 (4): 359-367. DOI:10.1017/S0376892900000412.
- POLOCZANSKA, E. S., C. J. LIMPUS & G. C. HAYS. 2009. Vulnerability of Marine Turtles to Climate Change. *In*: Sims, D.W. (Ed). *Advances in Marine Biology* 56: 151-211. DOI:10.1016/S0065-2881(09)56002-6
- PRITCHARD, P. C. H. & J. A. MORTIMER. 2000. Taxonomía, morfología externa e identificación de las especies. *In*: Eckert, K. L., K. A. Bjorndal, F. A. AbreuGrobos & M. Donnelly (Eds). 2000 (Traducción al español). *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. Grupo Especialista en Tortugas Marinas IUCN/CSE Publicación No. 4. Pennsylvania, USA. pp. 23-41. Disponible en línea en: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/1999-076-Es.pdf>
- SCHWARTZ, F. J. 1982. Correlations of nest sand asymmetry and percent loggerhead sea turtle nest hatch in North Carolina determined by geological sorting analyses. *ASB Bulletin* 29: 83.
- SEMINOFF, J. A. & K. SHANKER. 2008. Marine turtles and IUCN Red Listing: a review of the process, pitfalls and novel assessment approaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356 (1): 52-68. DOI:10.1016/j.jembe.2007.12.007
- SERVICIO GEOLÓGICO MEXICANO. 2002. Carta geológico-minera: Puerto Escondido D14-3 (Oaxaca), escala 1:250,000. 1 hoja.
- YALCIN-ÖZDILEK, S., H. G. ÖZDILEK & F. OZANER. 2007. Possible Influence of Beach Sand Characteristics on Green Turtle Nesting Activity on Samandag Beach, Turkey. *Journal of Coastal Research* 23 (6): 1379-1390. DOI:10.2112/06-0630.1
- WOOD, D. W. & K. A. BJORNDAL. 2000. Relation of temperature, moisture, salinity, and slope to nest site selection in loggerhead sea turtles. *Copeia* 1: 119-128. DOI:10.1016/j.jembe.2007.12.007
- Wyrski, K. 1965. Surface currents of the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter- American Tropical Tuna Commission Bulletin* 9: 271-304.



# Riqueza y distribución de equinoideos irregulares (Echinoidea: Cassiduloidea, Clypeasteroidea, Holasteroidea y Spatangoidea) del Pacífico central mexicano

## Richness and distribution of irregular echinoids (Echinoidea: Cassiduloidea, Clypeasteroidea, Holasteroidea, and Spatangoidea) from the central Mexican Pacific

Cristian Moisés Galván-Villa<sup>1</sup>, Emmanuel Rubio-Barbosa<sup>1</sup> y Alejandra Martínez-Melo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ecosistemas Marinos y Acuicultura, Departamento de Ecología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Camino Ing. Ramón Padilla Sánchez #2100, Predio Las Agujas, Zapopan, Jalisco, 45110, México

<sup>2</sup>Departamento de Paleontología, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510, México  
e-mail: gvc07765@cucba.udg.mx

**Recibido:** 05 de marzo de 2017.

**Aceptado:** 31 de octubre de 2017.

Galván-Villa C. M., E. Rubio-Barbosa y A. Martínez-Melo. 2018. Riqueza y distribución de equinoideos irregulares (Echinoidea: Cassiduloidea, Clypeasteroidea, Holasteroidea y Spatangoidea) del Pacífico central mexicano. *Hidrobiológica* 28 (1): 83-91.

### RESUMEN

**Antecedentes.** La diversidad de erizos irregulares a lo largo de la costa del Pacífico mexicano aún no es bien conocida. Este grupo ha desarrollado una selección del sustrato restringida y está morfológicamente adaptado para enterrarse en el sedimento, lo que dificulta su localización. **Objetivos.** Elaborar una lista de especies de erizos irregulares que incluya nuevos registros de los órdenes Cassiduloidea, Clypeasteroidea, Holasteroidea y Spatangoidea, presentes en las costas de Nayarit, Jalisco y Colima. **Métodos.** Los organismos fueron recolectados durante varias campañas de muestreo, entre diciembre de 2013 y agosto de 2017, en zonas submareales con equipo de buceo Scuba (hasta 10 m) y en playas de arena mediante recolecta manual. Además, se realizó una búsqueda de registros en fuentes bibliográficas y colecciones científicas. **Resultados.** Se reportan 18 especies de nueve familias y cuatro órdenes de erizos irregulares para las costas de Nayarit, Jalisco y Colima. Para Nayarit se registró un total de nueve especies y, por primera vez, la especie *Encope micropora* se encontró en la playa Novillero; diez especies se registraron en Jalisco y 14 en Colima: se presentan nuevos registros de las especies *Rhyncholampas pacificus*, *Agassizia scrobiculata*, *Brissus obesus*, *Metalia spatagus* y *Plagiobrissus pacificus* para ambos estados. **Conclusiones.** El trabajo de revisión, complementado con el muestreo en campo, contribuye a incrementar la riqueza de especies de erizos irregulares en la región del Pacífico central mexicano. Determinar la riqueza de estas especies permitirá plantear estudios a futuro sobre su ecología, que servirán para precisar su papel ecológico en los ecosistemas costeros, así como su uso potencial para la conservación de las comunidades marinas.

**Palabras clave:** Colima, equinodermos, erizos de mar, Jalisco, Nayarit

### ABSTRACT

**Background.** The diversity of irregular echinoids along the Pacific coast of Mexico is still not well known. This group has developed a selection of a restricted substrate; in addition, they are morphologically adapted to bury themselves in sediment that makes them difficult to locate in the field. **Goals.** To prepare a checklist of species of irregular echinoids including new records of the Cassiduloidea, Clypeasteroidea, Holasteroidea, and Spatangoidea orders found along the coasts of Nayarit, Jalisco, and Colima. **Methods.** Organisms were collected through various sampling operations undertaken between December 2013 and August 2017, in subtidal zones with Scuba diving gear (up to 10 m) and in sandy beaches using manual collection. In addition, we carried out a review of bibliographic sources and scientific collections. **Results.** Eighteen species from nine families and four orders of irregular urchins were registered for the coasts of Nayarit, Jalisco, and Colima. For Nayarit there are nine species and the species *Encope micropora* was registered for the first time in Playa Novillero. Ten species were recorded in Jalisco and 14 species in Colima, which for both states established new records for the species *Rhyncholampas pacificus*, *Agassizia scrobiculata*, *Brissus obesus*, *Metalia spatagus*, and *Plagiobrissus pacificus*. **Conclusions.** The literature review, complemented with field sampling, helped increase the diversity of species of irregular sea urchins in the central Mexican Pacific region. Determining the diversity of these species will make it possible to propose future studies on their ecology, in order to specify their ecological role in coastal ecosystems and their potential use for the conservation of marine communities.

**Keywords:** Colima, echinoderms, Jalisco, Nayarit, sea urchins

## INTRODUCCIÓN

En México se han reportado 68 especies, 35 géneros y 17 familias de equinoideos irregulares, de las cuales, 36 se encuentran en el Pacífico mexicano y 32 en la costa Atlántica (Martínez-Melo *et al.*, 2015). Los erizos irregulares, también denominados como erizos acorazados, bizcochos de mar o dólares de arena, a diferencia de los erizos regulares, se caracterizan por tener una clara simetría bilateral secundaria, con una forma más o menos acorazada y algo aplanada en el sentido oral-aboral (Hendler *et al.*, 1995). Muchas de estas adaptaciones son resultado de una significativa radiación evolutiva y diversificación morfológica en este grupo a partir del periodo Jurásico (Saucède *et al.*, 2007). Su esqueleto interno está formado por numerosos oscículos que se han aplanado y fusionado entre sí para formar un caparazón compacto. Estos oscículos además presentan generalmente numerosos tubérculos y perforaciones, las cuales ayudan a reducir el peso de estas placas y sirven como caracteres fundamentales para diferenciar a las especies. Algunos erizos irregulares, tal como los erizos regulares, presentan una estructura masticadora muy especializada llamada linterna de Aristóteles, la cual es está formada por muchas piezas esqueléticas y músculos encargados de retraer los dientes. A diferencia de los erizos regulares, los irregulares no pueden evertir la linterna al exterior para raspar y tirar del alimento (De Ridder & Lawrence, 1982).

Los erizos irregulares tienen una selección de sustrato restringida (principalmente fondos blandos), ya que están morfológicamente adaptados para el enterramiento, con lo que aprovechan la materia orgánica intersticial para alimentarse. Estos erizos utilizan las espinas y los pies ambulacrales como órganos locomotores. Por un lado, las espinas las utilizan para empujar y levantar la superficie oral, en tanto que los pies ambulacrales sirven para excavar y desplazarse, igual que algunas estrellas de mar (Brusca & Brusca, 2003). Son exclusivamente micrófagos, es decir, se alimentan de detritus o partículas orgánicas inmersas en el sedimento (De Ridder & Lawrence, 1982). Los erizos irregulares que permanecen totalmente enterrados (*e. g.* Spatangoida) construyen un refugio con un canal de entrada y uno o más de salida (drenaje sanitario) para una mejor circulación del agua y la eliminación de desechos; en estos casos la alimentación se realiza mediante la extensión de los pies ambulacrales orales (Nichols, 1959a; 1959b). Algunas especies como las galletas de mar (Clypeasteroida) se entierran mezclando los sedimentos y partículas orgánicas de la capa superficial del fondo marino, lo que favorece la recirculación de materia orgánica (Nichols *et al.*, 1989; Hilber & Lawrence, 2009), así como la presencia y distribución de otros organismos, como crustáceos carídeos, moluscos, anélidos, etc. (Morin *et al.*, 1985). En este trabajo se presentan nuevos registros de equinoideos irregulares de los órdenes Cassiduloida, Clypeasteroida, Holasteroida y Spatangoida para las costas de Nayarit, Jalisco y Colima, con lo cual se contribuye al conocimiento sobre la diversidad de equinoideos conocida en la región del Pacífico central mexicano.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los organismos fueron recolectados durante varias campañas de muestreo entre diciembre de 2013 y agosto de 2017, en localidades con fondos arenosos en los estados de Nayarit (playa Novillero, Tecuala), Jalisco (bahía de Mismaloya, Puerto Vallarta, bahía Chamela, La Huerta) y Colima (bahía Santiago, Manzanillo). La recolecta se realizó en ambientes submareales someros (5-11 m de profundidad)

utilizando equipo de buceo Scuba, así como en playas de arena (~1 m de profundidad) mediante recolecta manual. Para determinar las especies se utilizaron los trabajos de Caso (1980; 1983), Hickman (1998) y Martínez-Melo (2012). Los ejemplares fueron preservados en alcohol al 70% al momento de la recolecta. Algunos ejemplares fueron blanqueados sumergiéndolos en una solución de hipoclorito de sodio al 10% por 24 h, posteriormente se lavaron con agua corriente y se dejaron secar a temperatura ambiente por otras 24 h. Los especímenes se encuentran depositados en la colección de referencia del Laboratorio de Ecosistemas Marinos y Acuicultura (LEMA) del Departamento de Ecología, CUCBA-Universidad de Guadalajara, en Zapopan, Jalisco. El arreglo sistemático se basó en la propuesta de Kroh y Smith (2010).

Para corroborar los nuevos registros obtenidos se hizo una búsqueda de la cohorte Irregularia en la literatura disponible y además se localizaron los registros albergados en las siguientes colecciones: 1) Colección Nacional de Equinodermos "Ma. Elena Caso Muñoz" del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICML) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad de México, México; 2) Invertebrate Zoology Collection, Smithsonian Museum of Natural History, Washington, DC, Estados Unidos de América (EUA); 3) Invertebrate Collection, Museum of Comparative Zoology, University of Harvard, Boston, Massachusetts, EUA, y 4) Invertebrate Zoology, Peabody Museum, Yale University, New Haven, Connecticut, EUA. Finalmente, se construyó una base de datos con todos los registros y con ésta se elaboraron mapas de distribución para cada una de las especies utilizando el programa ArcMap de ESRI versión 10.3.

## RESULTADOS

En la región litoral del Pacífico central mexicano (Nayarit, Jalisco y Colima) se tiene registro de 18 especies válidas de erizos irregulares (órdenes Cassiduloida, Clypeasteroida, Holasteroida y Spatangoida; Tabla 1); esta riqueza corresponde al 50% de las especies registradas para toda la costa Pacífica de México y el 26% de las especies para todo el país (Pacífico y Atlántico) (Martínez-Melo *et al.*, 2015). Mediante el trabajo de campo se recolectaron en total siete especies, de las cuales seis corresponden a nuevos registros para al menos uno de los estados.

Clase Echinoidea Leske, 1778

Orden Cassiduloida L. Agassiz & Desor, 1847

Familia Cassidulidae L. Agassiz & Desor, 1847

***Rhyncholampas pacificus* (A. Agassiz, 1863)** (Fig. 1a)

*Rhyncholampas pacificus*. - A. Agassiz, 1869: 270. Caso, 1983: 5.

*Rhynchopygus pacificus*. - A. Agassiz, 1872-74: 153, 218, 554. Lovén, 1883. lám. 11: 118; 12: 133.

*Cassidulus eugenie*. - Lovén, 1874: lám. 7: 66; 15: 130.

*Cassidulus pacificus*. - Lovén, 1874: lám. 7: 67; 22: 179. Grant & Hertlein, 1938: 108, lám. 13: 6; 29: 4; 30: 6. Mortensen, 1951: 210. Martínez, 2008: 28.

*Rhyncholampas pacificus*. - H. L. Clark, 1917: 107.

**Material examinado:** LEMA-EQ409, 6 especímenes (1 seco, 5 en alcohol a 70%), isla Cocinas, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 33' 13" N, 105° 06' 37" O), 7/marzo/2013, 7 m, arena fina. LEMA-EQ584,

Tabla 1. Lista de especies de equinoideos irregulares y las localidades donde se han registrado en los estados de Nayarit, Jalisco y Colima, México. Los asteriscos (\*) indican las especies registradas mediante las recolectas en campo. I = isla(s); B = bahía; ND = dato no disponible. Las referencias de los registros se pueden consultar en la ficha correspondiente a cada una de las especies en la sección de resultados.

Orden	Familia	Especie	Nayarit	Jalisco	Colima
Cassiduloida	Cassidulidae	<i>Rhyncholampas pacificus</i> (A. Agassiz, 1863)		B. Chamela*	B. Santiago*
Clypeasteroida	Clypeasteridae	<i>Clypeaster europacificus</i> H.L. Clark, 1914			I. Revillagigedo
		<i>Clypeaster ochrus</i> H.L. Clark, 1914			I. Revillagigedo
		<i>Clypeaster rotundus</i> (A. Agassiz, 1863)	I. Isabel, I. Marías	B. Tenacatita	I. Revillagigedo
		<i>Clypeaster speciosus</i> Verrill, 1870			I. Revillagigedo, Manzanillo
	Dendrasteridae	<i>Dendraster excentricus</i> (Eschscholtz, 1831)	I. Isabel		
	Mellitidae	<i>Encope micropora</i> L. Agassiz, 1841	Novillero*	B. Tenacatita, B. Chamela*	I. Revillagigedo
	<i>Encope grandis</i> L. Agassiz, 1841		ND	ND	
	<i>Encope perspectiva</i> L. Agassiz, 1841		B. Tenacatita		
	<i>Lanthonia longifissa</i> (Michelin, 1858)	B. Banderas, Novillero*		Cuyutlán	
Holasteroida	Plexechinidae	<i>Plexechinus cinctus</i> A. Agassiz, 1898	I. Marías		
Spatangoida	Schizasteridae	<i>Brisaster townsendi</i> (A. Agassiz, 1898)	I. Marías		
	Prenasteridae	<i>Agassizia scrobiculata</i> Valenciennes, 1846	ND	B. Chamela*	B. Santiago*
	Brissidae	<i>Brissus obesus</i> Verrill, 1867	I. Isabel	B. Chamela*	B. Santiago*
		<i>Meoma ventricosa grandis</i> Gray, 1851		B. Tenacatita	I. Revillagigedo
		<i>Metalia spatagus</i> (Linnaeus, 1758)		B. Chamela*	B. Santiago*
	<i>Plagiobrissus pacificus</i> H.L. Clark, 1940	B. Banderas	B. Mismaloya*, B. Chamela*	B. Santiago*	
	Loveniidae	<i>Lovenia cordiformis</i> A. Agassiz, 1872			I. Revillagigedo
Total de especies		18	9	10	14

3 especímenes (alcohol 70%), isla Cocinas, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 33' 13" N, 105° 06' 37" O), 13/noviembre/2013, 6 m, arena fina. LEMA-EQ585, 1 espécimen (alcohol 70%), isla La Colorada, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 32' 23" N, 105° 05' 31" O), 10/octubre/2013, 6 m, arena media. LEMA-EQ590, 2 especímenes (alcohol 70%), isla San Andrés, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 31' 32" N, 105° 05' 31" O), 15/junio/2016, 8 m, arena media. LEMA-EQ598, 2 especímenes (alcohol 70%), club de yates, bahía Santiago, Manzanillo, Colima, México (19° 06' 04" N, 104° 21' 5" O), 27/agosto/2017, 8 m, arena media.

**Registros previos en México:** Baja California Sur –costa oeste– (Honey-Escandón *et al.*, 2008), Sinaloa (Solís-Marín *et al.*, 2005), Guerrero (Caso, 1961; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández *et al.*, 2015), Oaxaca (Benítez-Villalobos *et al.*, 2008; Granja-Fernández *et al.*, 2015).

**Distribución:** Baja California Sur, México a islas Perlas, Panamá; incluye las islas Marías, Revillagigedo y Galápagos (Hickman, 1998; Maluf & Brusca, 2005; Honey-Escandón *et al.* 2008).

**Notas:** previamente recolectada (pero no publicada) en bahía Chamela en 1939 por Lewis, F. E. (USNM-E35672). Su distribución batimétrica se encuentra entre 2 y 137 m (Alvarado y Solís-Marín, 2013).

Orden Clypeasteroida L. Agassiz, 1835

Familia Mellitidae Stefanini, 1912

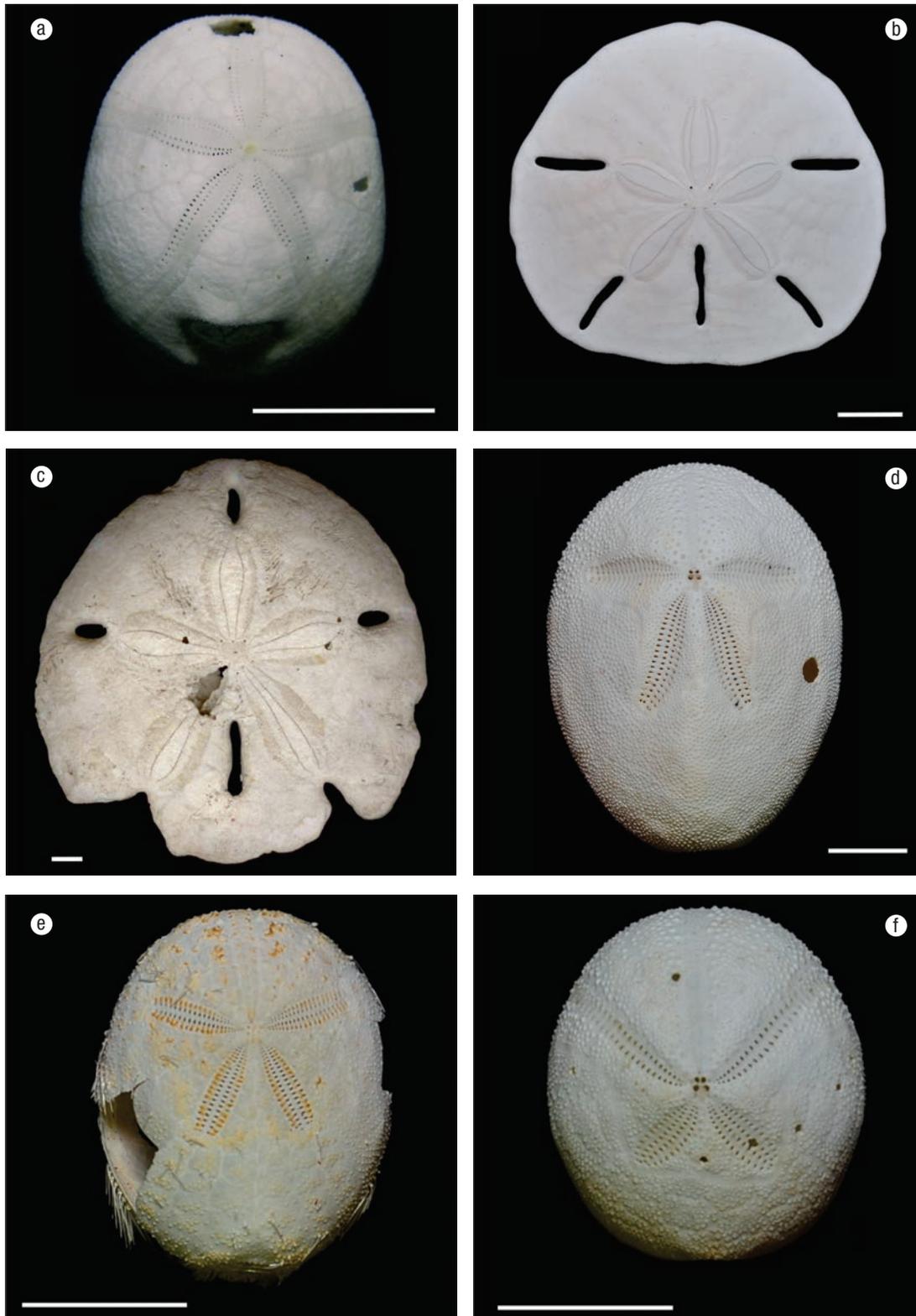
#### *Lanthonia longifissa* (Michelin, 1858) (Fig. 1b)

*Mellita longifissa*.- Michelin, 1858: 2; Dujardin & Hupé, 1862: 567; A. Agassiz, 1863: 26; Verrill, 1869: 383; 1871: 588; A. Agassiz, 1872-74: 535; Sluiter, 1895: 73; H. L. Clark, 1917: 77; Kew, 1920: 137; Lambert & Thiéry, 1921: 324; Israelsky, 1923: 382; H. L. Clark, 1925: 173; Grant & Hertlein, 1938: 101; Ikeda, 1939: 59; Steinbeck & Ricketts, 1941: 401; Caso, 1946: 254; H. L. Clark, 1948: 337; Mortensen, 1951: 427.

*Lanthonia longifissa*.- Coppard, 2013: 260.

**Material examinado:** LEMA-EQ588, 19 especímenes (5 secos, 14 en alcohol a 70%), playa Novillero, Tecuala, Nayarit, México (22° 22' 41" N, 105° 41' 13" O), 16/enero/2016, 1 m, arena fina compactada. LEMA-EQ594, 9 especímenes (alcohol a 70%), playa Novillero, Tecuala, Nayarit, México (22° 22' 41" N, 105° 41' 13" O), 26/marzo/2016, 1 m, arena fina compactada.

**Registros previos en México:** Baja California –golfo de California– (Caso, 1980; Solís-Marín *et al.*, 2005), Baja California Sur –golfo de California– (Agassiz, 1872, Caso, 1980), Sonora (Caso, 1980), Sinaloa (Caso *et al.*, 1993; Solís-Marín *et al.*, 2005), Nayarit (Zárate-Montes, 2007), Colima (Caso, 1980; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Solís-Marín *et al.*, 2003; 2016), Guerrero (Caso, 1961; 1980; Solís-Marín *et al.*, 2003; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández *et al.* 2015), Chiapas (Caso, 1961, 1980; Solís-Marín *et al.*, 2003; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández *et al.*, 2015).



Figuras 1a-f. Equinoideos irregulares recolectados en Nayarit, Jalisco y Colima, México: a) *Rhyncholampas pacificus* (A. Agassiz, 1863); b) *Lanthonia longifissa* (Michelin, 1858); c) *Encope micropora* Agassiz, 1841; d) *Brissus obesus* Verrill, 1867; e) *Plagiobrissus pacificus* H. L. Clark, 1940; f) *Agassizia scrobiculata* Valenciennes, 1846. Escala = 1 cm.

**Distribución:** Baja California, México, hasta Perú (Maluf y Brusca, 2005; Solís-Marín *et al.*, 2005; Alvarado y Solís-Marín, 2013).

**Notas:** esta especie fue registrada previamente en la costa de Nayarit al norte de bahía de Banderas (Zárate-Montes, 2007). Su distribución batimétrica se presenta entre 0 y 60 m (Alvarado y Solís-Marín, 2013).

***Encope micropora* L. Agassiz, 1841** (Fig. 1c)

*Encope micropora*. - L. Agassiz, 1841: 50-51; L. Agassiz & Desor, 1847: 137; A. Agassiz, 1872-74: 127, 547; Rathburn, 1886: 286; H. L. Clark, 1910: 348; 1913: 223; 1914: 74; Lambert & Thiéry, 1921: 325; Mortensen, 1921: 103; H. L. Clark, 1925: 173; Grant & Hertlein, 1938: 98; Ziesenhenné, 1937: 235; A. H. Clark, 1939: 17; Ikeda, 1939: lám 10: 1-3; A. H. Clark, 1946: 106; Caso, 1948: 226-229; H. L. Clark, 1948: 329; Mortensen, 1951: 444.

*Encope tetrapora*. - L. Agassiz & Desor, 1846: 137.

*Encope perspectiva*. - Agassiz, 1847: 137.

*Echinoglycus cyclopora*. - Gray, 1855: 26.

*Echinoglycus micropora*. - Dujardin & Hupé, 1862: 568.

*Encope occidentalis*. - Verrill, 1867: 309; Lambert & Thiéry, 1925: 585; Grant & Hertlein, 1938: 99.

*Encope californica*. - Verrill, 1867: 345; A. Agassiz, 1872-74: 126, 218, 544-545; H. L. Clark, 1923: 159-160; Grant & Hertlein, 1938: 96; Steinbeck & Ricketts, 1941: 186, 193, 400.

*Encope micropora* var. *borealis*. - A. H. Clark, 1946: 6.

**Material examinado:** LEMA-EQ586, 1 espécimen (seco), playa Punta Pérula, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 34' 53" N, 105° 08' 00" O), 28/octubre/2008, 5 m, arena media con fragmentos de conchas. LEMA-EQ597, 2 especímenes (secos), playa Novillero, Tecuala, Nayarit, México (22° 22' 41" N, 105° 41' 13" O), 26/marzo/2016, 0.1 m, arena fina.

**Registros previos en México:** Baja California –costa oeste y golfo de California– (Caso, 1961; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Solís-Marín *et al.*, 2005), Baja California Sur –costa oeste y golfo de California– (Agassiz, 1872; Caso, 1961; Solís-Marín *et al.*, 1997; Holguín-Quiñones *et al.*, 2000; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Solís-Marín *et al.*, 2005), Sonora (Solís-Marín *et al.*, 2005), Sinaloa (Caso, 1961; Solís-Marín *et al.*, 2005), Jalisco (Caso, 1980), Guerrero (Granja-Fernández *et al.* 2015), Oaxaca (Benítez-Villalobos *et al.*, 2008; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández *et al.*, 2015), Chiapas (Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández *et al.*, 2015).

**Distribución:** San Diego, California, EUA, hasta Perú, incluyendo las islas Galápagos (Hickman, 1998; Maluf & Brusca, 2005).

**Notas:** es el primer registro para Nayarit. Su distribución batimétrica se reporta de 0 a 82 m (Alvarado y Solís-Marín, 2013).

Orden Spatangoida L. Agassiz, 1840

Familia Brissidae Gray, 1855

***Brissus obesus* Verrill, 1867** (Fig. 1d)

*Brissus obesus* Verrill, 1867: 316; 1871: 589; A. Agassiz, 1872-74: 96, 597; Mortensen, 1951: 518.

*Brissus latecarinatus* Grant & Hertlein, 1938: 129; H. L. Clark, 1949: 343.

**Material examinado:** LEMA-EQ587, 1 espécimen (alcohol a 70%), Punta Santiago, bahía Santiago, Manzanillo, Colima, México (19° 05' 58" N, 104° 21' 11" O), 10/febrero/2016, 7 m, arena fina con lodos. LEMA-EQ589, 1 espécimen (seco), isla Cocinas, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 32' 45" N, 105° 06' 27" O), 24/febrero/2016, 8 m, arena media.

**Registros previos en México:** Baja California Sur –costa oeste y golfo de California– (A. Agassiz, 1872; Caso, 1983; Maluf, 1988; Solís-Marín *et al.*, 1997; Solís-Marín *et al.*, 2005).

**Distribución:** en el Pacífico oriental en el Golfo de California, México y Panamá (A. Agassiz, 1872).

**Notas:** es el primer registro de la especie para Jalisco y Colima. Es una especie distribuida desde la zona litoral hasta los 240 m (Maluf, 1988).

***Metalia spatagus* (Linnaeus, 1758)** (Fig. 2)

*Echinus spatagus*. - Linnaeus, 1758: 665.

*Echinus maculosus*. - Gmelin, 1788: 3199.

*Spatangus compressus*. - Lamarck, 1816: 30; 1840: 326.

*Spatangus maculosus*. - Desmoulin, 1837: 228.

*Brissus compressus*. - L. Agassiz & Desor, 1847: 13; Gray, 1855: 53.

*Brissus dimidiatus*. - Peters, 1855: 53.

*Metalia maculosa*. - A. Agassiz, 1872-74: 144; Tenison-Woods, 1878: 175; A. Agassiz, 1881: 199; Döderlein, 1885: 37; Ramsay, 1891: 42; De Loriol, 1893: 376; Ludwig, 1899: 556; Fourtau, 1904: 431; Yoshiwara, 1906: lám. XX:1-6; A. Agassiz & H. L. Clark, 1907: 258; Koehler, 1914: 127.

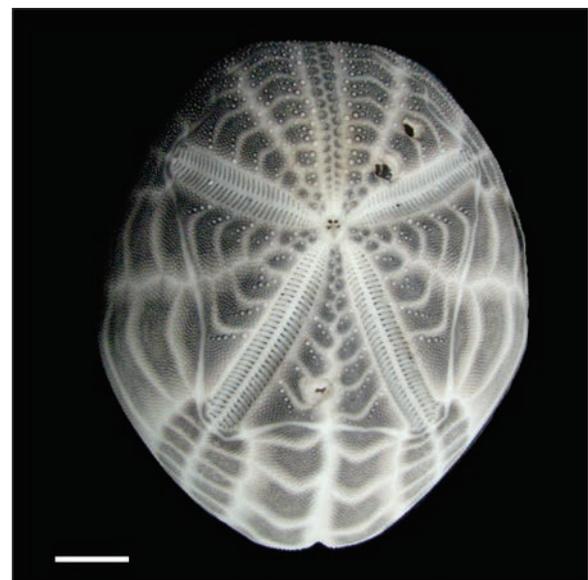


Figura 2. *Metalia spatagus* (Linnaeus, 1758). Escala = 1 cm.

*Metaliopsis maculosa*.- Fourtau, 1913: 68.

*Prometalia spatagus*.- Lambert & Thiéry, 1924: 496.

*Prometalia ventricosa*.- Lambert & Thiéry, 1924.

*Metalia spatagus*.- Lovén, 1887: 162; De Meijere, 1904: 184; H. L. Clark, 1917: 210; 1925a: 402; 1925b: 216; 1925c: 100; 1932: 219; Grant & Hertlein, 1938: 127; Steinbeck & Ricketts, 1941: 402; H. L. Clark, 1946: 372; Mortensen, 1948: 139; 1951: 540.

**Material examinado:** LEMA-EQ595, 4 especímenes (secos), isla San Andrés, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 31' 32" N, 105° 05' 31" O), 17/septiembre/2016, 10 m, arena con escombros. LEMA-EQ600, 3 especímenes (alcohol a 70%), club de Yates, bahía Santiago, Manzanillo, Colima, México (19° 06' 04" N, 104° 21' 5" O), 27/agosto/2017, 8 m, arena media.

**Registros previos en México:** Baja California Sur –golfo de California– (Solís-Marín *et al.*, 2005; Pineda-Enríquez, 2011).

**Distribución:** en el Pacífico oriental desde el Golfo de California, México, hasta Panamá, desde Hawaii hasta Mauricio y desde la Isla Soviética hasta la bahía Sagami, Japón (H. L. Clark, 1917).

**Notas:** es el primer registro para el Pacífico central mexicano. Esta especie tiene una distribución batimétrica de 0-190 m (Pineda-Enríquez, 2011).

***Plagiobrissus pacificus* H. L. Clark, 1940** (Fig. 1e)

*Plagiobrissus pacificus*.- H. L. Clark, 1940: 351; 1948: 342; Downey, 1968: 59;

*Plagiobrissus (Rhabdobrissus) pacificus*.- Mortensen, 1951: 502; Caso, 1983: 62.

*Plagiobrissus latecarinatus*.- Caso, 1961: 309.

**Material examinado:** LEMA-EQ593, 1 espécimen (seco), isla San Andrés, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 31' 32" N, 105° 05' 31" O), 15/junio/2016, 8 m, arena fina. LEMA-EQ591, 7 especímenes (1 seco, 6 en alcohol a 70%), Punta Santiago, bahía Santiago, Manzanillo, Colima, México (19° 05' 58" N, 104° 21' 11" O), 10/febrero/2016, 7 m, arena fina con lodos. LEMA-EQ596, 4 especímenes (alcohol a 70%), bahía Mismaloya, bahía Banderas, Jalisco, México (20° 32' 4" N, 105° 17' 32" O), 26/septiembre/2016, 11 m, arena fina.

**Registros previos en México:** Baja California –golfo de California– (Caso, 1983; Maluf & Brusca, 2005; Solís-Marín *et al.*, 2005), Nayarit (Zárate-Montes, 2007).

**Distribución:** desde bahía de los Ángeles, Golfo de California, México a isla de la Plata, Ecuador, incluida la isla del Coco (Maluf & Brusca, 2005).

**Notas:** estos registros son los primeros para Jalisco y Colima. La distribución batimétrica se encuentra entre 6 y 137 m (Lessios, 2005).

Familia Schizasteridae Lambert, 1905

***Agassizia scrobiculata* Valenciennes, 1846** (Fig. 1f)

*Agassizia scrobiculata*.- Valenciennes, 1846: lám. I.2; L. Agassiz & Desor: 20; Verrill, 1871: 593; A. Agassiz, 1872-74: 88, 594; Bolau,

1873: 22; 1874: 178; Lovén, 1874: lám. XXX; A. Agassiz, 1874: 20; Lovén, 1883: 48; H. L. Clark, 1910: 349; 1917: 164; 1925: 199; Grant & Hertlein, 1938: 114; H. L. Clark, 1948: 339; 1948: 339; Mortensen, 1951: 342.

*Agassizia subrotunda*.- Gray, 1851: 133; 1855: 63; Verrill, 1869: 381.

*Agassizia ovulum*.- Lütken, 1864: 134; Verrill, 1867: 320.

**Material examinado:** LEMA-EQ583, 11 especímenes (3 secos, 8 en alcohol a 70%), isla San Andrés, bahía Chamela, Jalisco, México (19° 31' 32" N, 105° 05' 31" O), 4/diciembre/2013, 3 m, arena fina. LEMA-EQ592, 12 especímenes (alcohol 70%), punta Santiago, bahía Santiago, Manzanillo, Colima, México (19° 05' 58" N, 104° 21' 11" O), 10/febrero/2016, 7 m, arena fina con lodos.

**Registros previos en México:** Baja California –costa oeste y golfo de California– (Honey-Escandón *et al.*, 2008; Solís-Marín *et al.*, 2005), Baja California Sur –costa oeste y golfo de California– (Agassiz, 1872; Solís-Marín *et al.*, 1997; Holguín-Quiñones *et al.*, 2000; 2008; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Solís-Marín *et al.*, 2005), Sonora (Solís-Marín *et al.*, 2005), Sinaloa (Caso, 1978; Caso *et al.*, 1993; Solís-Marín *et al.*, 2005), Nayarit (Honey-Escandón *et al.*, 2008), Guerrero (Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández *et al.*, 2015), Oaxaca (Benítez-Villalobos *et al.*, 2008; Granja-Fernández *et al.*, 2015).

**Distribución:** desde Baja California, México a Capón, Perú, incluyendo el golfo de California y las islas Galápagos (Hickman, 1998; Maluf & Brusca, 2005).

**Notas:** es el primer registro de la especie para las costas de Jalisco y Colima. La distribución batimétrica se presenta desde la zona de intermareal hasta los 62 m de profundidad (Maluf, 1988).

## DISCUSIÓN

La búsqueda y registro de equinodermos en ambientes con fondos arenosos es escasa, particularmente en la región del Pacífico mexicano (Solís-Marín *et al.* 2013). En este trabajo se reporta un total de siete especies de erizos irregulares, las cuales están representadas en cuatro familias y tres órdenes. En el estado de Nayarit se han reportado anteriormente nueve especies de equinoideos irregulares (*Agassizia scrobiculata*, *Brisaster townsendi* A. Agassiz, 1898, *Brissus obesus*, *Clypeaster rotundus* A. Agassiz, 1863, *Dendraster excentricus* Eschscholtz 1831, *Encope micropora*, *Lanthonia longifissa*, *Plagiobrissus pacificus* y *Plexechinus cinctus* A. Agassiz, 1898), la mayoría de estas registradas en isla Isabel y las islas Marías (Caso, 1980, 1983; Zárate-Montes, 2007; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Ríos-Jara *et al.*, 2008; Tabla 1, Fig. 3). Con este trabajo se añaden los registros de *Lanthonia longifissa* y *Encope micropora* para la playa Novillero, al norte de la costa de Nayarit, el último como nuevo registro para Nayarit. Para Jalisco se tenía registro previo de cinco especies (*Clypeaster rotundus*, *Encope micropora*, *Encope grandis* L. Agassiz, 1841, *Encope perspectiva* L. Agassiz, 1841 y *Meoma ventricosa grandis* Gray, 1851), la mayoría de ellas registradas en la bahía de Tenacatita (Caso, 1980, 1983; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2013). En este trabajo se incluyen nuevos registros de las especies *Plagiobrissus pacificus*, *Metalia spatagus*, *Agassizia scrobiculata*, *Brissus obesus* y *Rhyncho-*

*lampas pacificus*, todas encontradas en fondos arenosos de poca profundidad en la bahía de Chamela, con lo cual se amplía el registro a seis especies para esta bahía y un total de 10 para Jalisco. Finalmente, la zona costera de Colima presenta una baja riqueza de erizos irregulares, con solo tres especies reportadas previamente: *Encope grandis*, *Lanthonia longifissa* y *Clypeaster speciosus*; sin embargo, el número de especies para el estado se incrementa considerablemente al incluir las especies registradas en el archipiélago de Revillagigedo (*Clypeaster europacificus* H.L. Clark, 1914, *Clypeaster ochrus* H. L. Clark, 1914, *Clypeaster rotundus* A. Agassiz, 1863, *Clypeaster speciosus* Verrill, 1870, *Encope micropora*, *Meoma ventricosa grandis* y *Lovenia cordiformis* A. Agassiz, 1872; Caso, 1980, 1983; Honey-Escandón *et al.*, 2008; Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2013; Solís-Marín *et al.*, 2016). De todas las anteriores, sólo la especie *Clypeaster speciosus* es compartida entre la zona costera del estado y las islas oceánicas. En este reporte se incluyen los nuevos registros de *Agassizia scrobiculata*, *Brissus obesus*, *Metalia spatagus*, *Plagiobrissus pacificus* y *Rhyncholampas pacificus*, las cuales fueron encontradas en la parte sureste de la bahía de Santiago, en Manzanillo, con lo cual se incrementa el registro de especies a 14 para Colima, siete en la zona costera y siete en las islas Revillagigedo.

El registro de estas especies es de gran importancia por su valor como indicadores de cambios ambientales en los océanos (Néraudeau, 1995) y por su gran potencial como bioindicadores en fondos arenosos y lodosos que pueden estar contaminados o que presentan una acumulación de desechos orgánicos (Dinnel *et al.*, 1981; Nicol *et al.*,

1977; Torres-Martínez *et al.*, 2016). En este aspecto se puede resaltar el sitio Punta Santiago, Colima, que se encuentra en la bahía del mismo nombre, el cual presenta una fuerte influencia y alteración por las actividades portuarias que se realizan en el puerto de Manzanillo, como la contaminación por los desechos provenientes del continente, las actividades turísticas de la zona (Liñán-Cabello *et al.*, 2016) y los desechos de los buques cargueros, como agua de lastre y sedimentos, que pueden provocar la introducción de especies provenientes de otras regiones (Carlton, 1996). Estudios específicos sobre la ecología de estas especies en esta porción del Pacífico mexicano permitirán conocer de manera precisa su papel en los ecosistemas costeros y su uso potencial para la conservación de las comunidades marinas de la región.

### AGRADECIMIENTOS

Parte del trabajo de campo se logró gracias a los apoyos financieros otorgados a los proyectos JF023-CONABIO y P3E de la Universidad de Guadalajara. Agradecemos a Eduardo Ríos, Manuel Ayón, Carlos Rubio, José Rubio, Patricia Suarez, Karla Ron y Lilita Ramírez por su apoyo y ayuda en la colecta del material durante las salidas de campo; así como a Diego Moreno por la toma de fotografías. Del mismo modo, agradecemos a los revisores por sus valiosos comentarios y sugerencias, que contribuyeron en gran medida a mejorar la versión final de este trabajo.

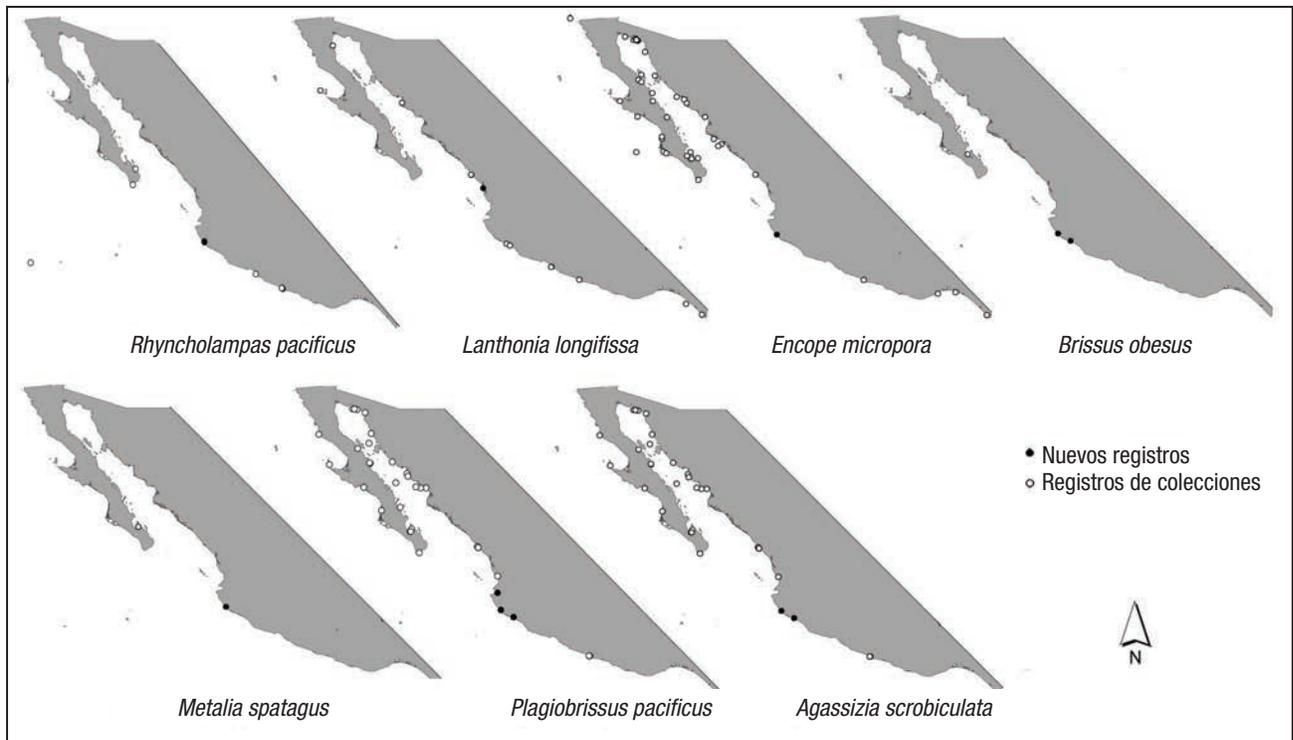


Figura 3. Registros de erizos irregulares reportados en diferentes colecciones de invertebrados y nuevos registros para la costa del Pacífico mexicano.

## REFERENCIAS

- ALVARADO, J. J. & SOLÍS-MARÍN, F. A. 2013. *Echinoderm research and diversity in Latin America* pp. 11-65. Berlín: Springer-Verlag. DOI:10.1007/978-3-642-20051-9\_2
- AGASSIZ, A. 1872. Revision of the Echini. *Memoirs Museum Comparative Zoology* III: 1-4.
- BENÍTEZ-VILLALOBOS, F., E. CASTILLO-LORENZANO & G. S. GONZÁLES-ESPINOZA. 2008. Listado taxonómico de los equinodermos (Echinodermata: Asteroidea y Echinoidea) de la costa de Oaxaca en el Pacífico sur mexicano. *Revista de Biología Tropical* 56 (3): 75-81. DOI:10.15517/rbt.v56i3.27080
- BRUSCA, R. C. & G. J. BRUSCA. 2003. *Invertebrates*. Second edition. Sinauer.
- CARLTON, J. T. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation* 78: 97-106. DOI:10.1016/0006-3207(96)00020-1
- CASO, M. E. 1961. Los equinodermos de México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D.F., México. 338 p.
- CASO, M.E. 1978. Los equinoideos del Pacífico de México. Parte 1. Ordenes Cidaroida y Aulodonta; Parte 2. Ordenes Stiridonta y Camarodonta. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 1 (Publicación Especial): 1-244.
- CASO, M. E. 1980. Los equinoideos del Pacífico de México. Parte tercera. Orden Clypeasteroidea. *Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 4 (Publicación Especial): 1-252
- CASO, M. E. 1983. Los Equinoideos del Pacífico de México. Parte Cuarta. Ordenes Cassiduloida y Spatangoida. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 6 (Publicación Especial); 1-200.
- CASO, M. E., A. LAGUARDA-FIGUERAS, F. A. SOLÍS-MARÍN, A. ORTEGA-SALAS, & A. DURÁN-GONZÁLEZ, 1993. Contribución al conocimiento de las comunidades de equinodermos de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, México 22 (1): 101-119.
- CLARK, A. H. 1939. Echinoderms of the Smithsonian-Hatford Expedition, 1937 with other West Indian records. *Proceedings of the United States National Museum* 86: 441-456.
- CLARK, H. L. 1917. Hawaiian and other Pacific Echini. The Echinoneidae, Nucleolitidae, Urechinidae, Echinocorythidae, Calymnidae, Poutaleiidae, Palaeostomatidae, Aeropsidae, Palaeopneustidae, Hemiassteridae and Spatangidae. *Memoirs of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College* 46 (2): 1-204.
- CLARK, H. L. 1948. A report of the echini of the warmer eastern Pacific, based on the collection of the Velero III. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 8 (ii-xii): 225-352.
- COPPARD, S. E. 2016. A new genus of *mellitid* sand dollar (Echinoidea: Mellitidae) from the eastern Pacific coast of the Americas. *Zootaxa* 4111 (2): 158-166. DOI:10.11646/zootaxa.4111.2.4
- DE RIDDER, C. & J. M. LAWRENCE. 1982. Food and feeding mechanisms: Echinoidea. In: Jangoux M. & J. M. Lawrence (Eds.). *Echinoderm Nutrition*. Rotterdam, Balkema. pp. 57-115.
- DINNEL, P.A., Q. J. STOBER & D. H. DIJULIO. 1981. Sea urchin sperm bioassay for sewage and chlorinated seawater and its relation to fish bioassays. *Marine Environmental Research* 5: 29-39.
- GRANJA-FERNÁNDEZ, R., SOLÍS-MARÍN, F. A., BENÍTEZ-VILLALOBOS, F., M. D. HERRERO-PÉREZRUJ & R. A. LÓPEZ-PÉREZ. 2015. Checklist of echinoderms (Echinodermata) from the Southern Mexican Pacific: a historical review. *Revista de Biología Tropical* 63 (2): 87-114.
- GRANT, U. S. IV & L. G. HERTLEIN, 1938. The west American Cenozoic Echinoidea. *University of California at Los Angeles Publications in Mathematical and Physical Sciences* 2: 1-225.
- HENDLER, G., J. E. MILLER, D. L. PAWSON & P. M. KIER. 1995. *Sea stars, sea urchins, and allies: echinoderms of Florida and the Caribbean*. Smithsonian Institution.
- HICKMAN, C. P. JR. 1998. *A field guide to sea stars and other echinoderms of Galápagos*. Sugar Spring Press. Lexington, Virginia.
- HILBER, S. E. & J. M. LAWRENCE. 2009. Analysis of sediment and gut contents of the sand dollars *Mellita tenuis*, *Encope michelini*, and *Encope aberrans* off the central Florida Gulf coast. *Gulf of Mexico Science* 1: 74-81.
- HOLGUÍN-QUIÑONES, O., H. WRIGHT-LÓPEZ, & F. A. SOLÍS-MARÍN. 2000. Asteroidea, Echinoidea y Holothuroidea en fondos someros de la Bahía de Loreto, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical* 48 (4): 749-757.
- HOLGUÍN-QUIÑONES, O., F. J. GONZÁLEZ-MEDINA, F. A. SOLÍS-MARÍN & E. FÉLIX-PICO. 2008. Variación espacio-temporal de Scleractinia, Gorgonacea, Gastropoda, Bivalvia, Cephalopoda, Asteroidea, Echinoidea y Holothuroidea de fondos someros de Isla San José, Golfo de California. *Revista de Biología Tropical* 56 (3): 1189-1199. DOI:10.15517/rbt.v56i3.5703
- HONEY-ESCADÓN, M., F. A. SOLÍS-MARÍN & A. LAGUARDA-FIGUERAS. 2008. Equinodermos (Echinodermata) del Pacífico Mexicano. *Revista de Biología Tropical* 56 (Suppl. 3): 57-73. DOI:10.15517/rbt.v56i3.27079
- KROH, A. & A. B. SMITH. 2010. The phylogeny and classification of post-Palaeozoic echinoids. *Journal of Systematic Palaeontology* 8 (2): 147-212. DOI:10.1080/14772011003603556
- LESSIOS, H. A. 2005. Echinoids of the Pacific Waters of Panama: Status of knowledge and new records. *Revista de Biología Tropical* 53 (suppl. 3): 147-170. DOI:10.15517/rbt.v53i3.26773
- LIÑÁN-CABELLO, M. A., A. OLIVOS-ORTIZ, S. QUIJANO-SCHEGGIA, D. MUÑOZ-ANGUIANO, M. L. RESÉNDIZ-FLORES & C. D. ORTEGA-ORTIZ. 2016. Effects of terrestrial runoff on the coral communities in Santiago Bay, Colima, Mexican Pacific Coast. *Revista de Biología Tropical* 64 (3): 1185-1200. DOI:10.15517/rbt.v64i3.21817
- MALUF, L. & R. C. BRUSCA. 2005. Echinodermata. In: Hendrickx M. E., R. C. Brusca y L. T. Findley (Eds.). *Listado y distribución de la macrofauna del Golfo de California, México* Arizona-Sonora Desert Museum. pp. 327-344.

- MARTÍNEZ-MELO, A. 2012. Paleontología, taxonomía y biogeografía de los equinoideos irregulares (Echinodermata: Echinoidea) de México. Tesis doctoral, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- MARTÍNEZ-MELO, A., SOLÍS-MARÍN, F. A., BUITRÓN-SÁNCHEZ, B. E. & LAGUARDA-FIGUERAS, A. 2015. Taxonomía y biogeografía ecológica de los equinoideos irregulares (Echinoidea: Irregularia) de México. *Revista de Biología Tropical* 63 (Suppl. 2): 59-75. DOI:10.15517/rbt.v63i2.23129
- MORIN, J. G., J. E. KASTENDIEK, A. HARRINGTON & N. DAVIS. 1985. Organization and patterns of interactions in a subtidal sand community on an exposed coast. *Marine Ecology Progress Series* 27: 163-185.
- NÉRAUDEAU, D. 1995. Diversité des *échinides* fossils et reconstitutions paléoenvironnementales. *Géobios, M. S.* 18: 337-345.
- NICOL, J. A. C., W. H. DONAHUE, R. T. WANG & K. WINTERS. 1977. Chemical composition and effects of water extracts of Petroleum on eggs of the sand dollar *Mellita quinquesperforata*. *Marine Biology* 40: 309-316.
- Nichols, D. 1959a. The histology of the tube-feet and clavulae of *Echinocardium cordatum*. *Quarterly Journal of Microscopical Science* 100: 73-87.
- NICHOLS, D. 1959b. The histology and activities of the tube-feet of *Echinocyamus pusillus*. *Quarterly Journal of Microscopical Science* 100: 539-555.
- NICHOLS, F. H., D. A. CACCHIONE, D. E. DRAKE & J. K. THOMPSON. 1989. Emergence of burrowing urchins from California continental shelf sediments-A response to alongshore current reversals? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 29: 171-182.
- PINEDA-ENRÍQUEZ, T. 2011. Biodiversidad de los equinodermos (Echinodermata) del Golfo de California, de 0 a 300 m de profundidad, utilizando el submarino DeepSee como herramienta de muestreo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- RIOS-JARA, E., C. M. GALVÁN-VILLA & F. A. SOLÍS-MARÍN. 2008. Equinodermos del Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 131-141.
- RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. P., R. C. SOTELO-CASAS, C. M. GALVÁN-VILLA, E. GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ, J. R. FLORES-ORTEGA, K. M DEL CASTILLO-FERNÁNDEZ, A. CORGOS & F. A. SOLÍS-MARÍN. 2013. Equinodermos de la Costa Sur de Jalisco y Colima. In: Godínez-Domínguez E. & M. C. Franco-Gordo (Eds.). *Inventario de biodiversidad de la costa sur de Jalisco y Colima. Volumen 2*. Universidad de Guadalajara. México, pp. 46-60.
- ROWE, F. W. E & GATES, J. 1995. Echinodermata. In: A. Wells (Ed.). *Zoological catalogue of Australia* (pp xiii + 510). Melbourne, Australia: CSIRO, pp. 1-510.
- SAUCÈDE, T., R. MOOI & B. DAVID. 2007. Phylogeny and origin of Jurassic irregular echinoids (Echinodermata: Echinoidea). *Geological Magazine* 144 (2): 333-359. DOI:10.1017/S0016756806003001
- SOLÍS-MARÍN, F. A., A. LAGUARDA-FIGUERAS & A. DURÁN-GONZÁLEZ. 2016. Estrellas, erizos y pepinos de mar (Echinodermata). In: *La biodiversidad en Colima: estudio de estado*. CONABIO, México, pp. 295-304.
- SOLÍS-MARÍN, F. A., H. REYES-BONILLA, M. D. HERRERO-PÉREZRUZ, O. ARIZPE-COVARRUBIAS & A. LAGUARDA-FIGUERAS. 1997. Sistemática y distribución de los equinodermos de Bahía de La Paz. *Ciencias Marinas* 23 (2): 249-263.
- SOLÍS-MARÍN, F. A., A. LAGUARDA-FIGUERAS, A. DURÁN-GONZÁLEZ, E. MATA-PÉREZ & B. E. BUITRÓN-SÁNCHEZ. 2003. El género *Mellita* (Echinodermata: Echinoidea: Clypeasteroidea) de las costas de México. *Avicennia* 16: 55-70.
- SOLÍS-MARÍN, F. A., A. LAGUARDA-FIGUERAS, A. DURÁN-GONZÁLEZ, C. GUST-AHEARN & J. TORRES-VEGA. 2005. Equinodermos (Echinodermata) del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical* 53 (3): 123-137. DOI:10.15517/rbt.v53i3.26770
- SOLÍS-MARÍN, F. A., M. B. I. HONEY-ESCADÓN, M. D. HERRERO-PÉREZRUZ, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS, J. P. DÍAZ-MARTÍNEZ, B. E. BUITRÓN-SÁNCHEZ, J. S. PALLEIRO-NAYAR & A. DURÁN-GONZÁLEZ. 2013. The Echinoderms of Mexico: Biodiversity, Distribution and Current State of Knowledge. In: Alvarado, J. J. & F. A. Solís-Marín (Eds.). *Echinoderm Research and Diversity in Latin America* Berlin. Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 11-65. DOI:10.1007/978-3-642-20051-9\_2
- TORRES-MARTÍNEZ, M. A., F. A. SOLÍS-MARÍN, A. LAGUARDA-FIGUERAS & F. SOUTOVAR. 2016. Influencia de las variables fisicoquímicas en la estructura de tallas y distribución de *Meoma ventricosa grandis* (Echinodermata: Brissidae) dentro del canal Boca Chica, Acapulco, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51(2): 373-383. DOI:10.4067/S0718-19572016000200014
- ZÁRATE-MONTES, C. M. 2007. Variación espacial y temporal de la estructura del ensamblaje de equinodermos en la zona norte de la Bahía de Banderas, Nayarit, México. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Bahía de Banderas. México, Nayarit.



## Correlación litológica del subsuelo del lago de Texcoco

## Lithological correlation of Texcoco lake subsoil

Arturo Carranza-Edwards

Unidad Académica de Procesos Oceánicos y Costeros, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.  
Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México  
e-mail: dr.arturo.carranza@gmail.com

**Recibido:** 04 de mayo de 2017.**Aceptado:** 24 de octubre de 2017.Carranza-Edwards A. 2018. Correlación litológica del subsuelo del lago de Texcoco. *Hidrobiológica* 28 (1): 93-101.**RESUMEN**

**Antecedentes.** Originalmente, en la cuenca de México existía un sólo lago conocido como lago de Texcoco, el cual fue separado por un albaradón construido por los aztecas para evitar que aguas saladas se mezclaran con aguas dulces de Tenochtitlán. **Objetivos.** El objetivo de este trabajo es definir si la ausencia de la capa productora de salmueras en la zona meridional del lago de Texcoco es causada por fallas o por cambios de facies; para ello se realizó un estudio de correlación litológica mediante núcleos con recuperación continua de sedimentos. **Métodos.** Se obtuvieron cinco núcleos con una máquina rotatoria para definir la litología en una sección transversal N-S a lo largo del lago de Texcoco mediante la descripción litológica detallada. **Resultados.** La capa dura no mostraba fallas, sino afectación por facies. La presencia de cenizas volcánicas fue útil para la correlación litológica. Los sedimentos son corrosivos por su salinidad. Se observan lodos verdosos reductores y lodos rojizos oxidantes con intercalaciones de ostrácodos. La variación de los sedimentos del subsuelo lo hace un medio no homogéneo con profundidades desde 37 m hasta 60 m. Los lodos del lago producen efectos amplificadores por ondas sísmicas. **Conclusiones.** Los sedimentos lacustres del subsuelo del lago de Texcoco son medios heterogéneos y el subsuelo es altamente corrosivo debido a su salinidad. Se definió con éxito la primera capa dura y se encontró una segunda capa dura debajo de la primera. Hay diversas facies litológicas con intercalaciones de cenizas volcánicas.

**Palabras clave:** acuíferos salinos, cenizas volcánicas, corrosión, fracturas, gas metano, subsidencia**ABSTRACT**

**Background.** Originally, there was a single lake in the Mexico Basin known as Texcoco Lake, which was separated by an levee constructed by the Aztecs to prevent salt water from the north from mixing with fresh water of Tenochtitlan. **Goals.** The objective of this work was to determine if the absence of the brine productive layer in the southern zone of Lake Texcoco is caused by faults or changes in facies. A study of lithological correlation was carried out using cores with continuous recovery of sediments. **Methods.** Five cores were made with a rotary machine in order to define the lithology in an N-S cross section along the Lake of Texcoco, by means of a detailed lithological description. **Results.** We determined that the brine productive hard layer was not affected by faults, but rather changed in the meridional lake zone due to muddy facies. The presence of volcanic ash, sometimes pumitic, was useful for the lithological correlation. Sediments are corrosive due to their salinity concentrations. Reducing greenish muds and oxidant red muds were found with frequent ostracods intercalations. There is a non-homogeneous medium with depths from 37 m to 60 m. The muds may amplify seismic waves. **Conclusions.** Lacustrine sediments in the subsoil of Texcoco Lake are a heterogeneous media and the subsoil is highly corrosive due to its salinity levels. The first hard layer was successfully defined and a second hard layer was found under the first hard layer. There are diverse lithological facies with interbedded volcanic ashes.

**Keywords:** corrosion, fractures, methane gas, saline aquifers, subsidence, volcanic ashes

### INTRODUCCIÓN

La historia del lago de Texcoco se puede relacionar con el florecimiento del imperio Azteca, así como con su aniquilamiento por los soldados de Hernán Cortés. Como lo relata Díaz del Castillo (2012), traducido por Luis Rutiaga, Netzahualcōyotl tuvo la idea de que se construyese un dique que separara las aguas saladas del lago de Texcoco del resto de las aguas dulces de la cuenca de México (Armillas, 1971). Este dique o albarradón se podría considerar un preludio al Antropoceno, que, de acuerdo con Crutzen & Stoermer (2000), es el periodo geológico más reciente y se origina por los grandes cambios geológicos derivados de la actividad humana.

Después de la batalla de la Noche Triste (para los españoles o Noche Alegre para los Aztecas) del 1.º de julio de 1520 (Sahagún, 1580), Hernán Cortés partió hacia Tlaxcala, donde por su solicitud los tlaxcaltecas le construyeron trece bergantines (Díaz del Castillo, 2012), que después de contruidos fueron desmantelados para ser transportados hacia las orillas orientales del lago de Texcoco, donde se volvieron a armar. Dichos bergantines tenían calados menores a un metro, mangas de aproximadamente dos metros y medio y esloras del orden de 13

metros. En ellos se colocaron cañones y fusileros con los cuales pudieron destrozarse parte del albarradón y así conquistar al Imperio azteca. De esta manera, los islotes vecinos de Tenochtitlán fueron dominados durante la Conquista. Posiblemente, estos islotes eran vestigios del desarrollo de deltas traslapados cuya composición textural era de fangos y arenas (Alfonso, 2001), los cuales son fáciles de erosionar.

En la margen occidental del lago de Texcoco existían varios islotes que pudieron ser antiguos deltas lacustres derivados de los ríos principales (Fig. 1; Niederberger-Betton, 1987) de las sierras del oeste de la cuenca de México. Estos deltas pudieron avanzar hasta la posición de los islotes durante la última gran sequía representada por los depósitos de arenas y arenas limosas que se ubican a 13 m de profundidad del núcleo 1 (Fig. 4). Con base en datos de las dos mayores glaciaciones recientes, aparentemente la primera capa dura tendría una edad de 23 000 años y la segunda, de 41 000, así que corresponden con las últimas grandes glaciaciones, según Abe-Ouchi *et al.* (2013). En el núcleo 4, en el camino Peñón- Texcoco, se encontraron tres horizontes de ceniza pumítica (entre 25 y 30 m de profundidad) que tal vez correspondan con la gran erupción pliniana del Popocatepetl descrita por Macías (2007).

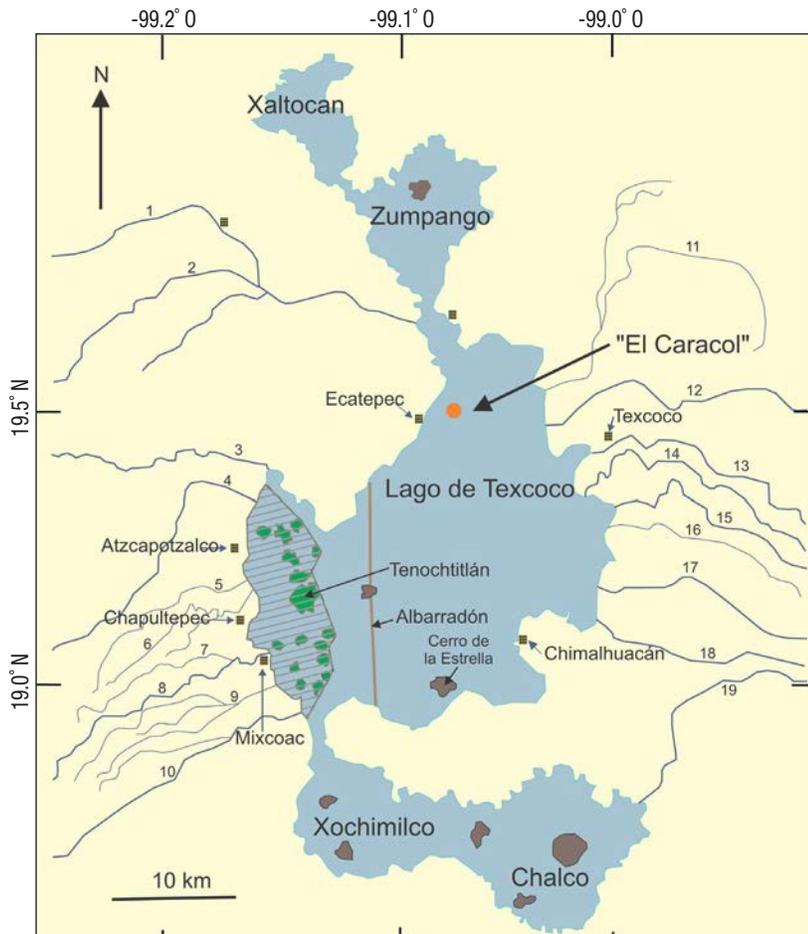


Figura 1. Reconstrucción del lago de Texcoco a la llegada de los españoles, donde se muestra el dique de Netzahualcōyotl (modificado de Armillas, 1971). Durante su último nivel más bajo por condiciones glaciales, los islotes pudieron ser parte de un traslape de diversos deltas (zona marcada con líneas horizontales) generados probablemente por los aportes de ríos procedentes de las sierras del occidente. Los ríos que desembocaban en el lago eran: 1) Tepotzotlán; 2) Cuautitlán; 3) Tlalnepantla; 4) río de los Remedios; 5) San Joaquín; 6) Morales; 7) Tacubaya; 8) La Piedad; 9) Mixcoac; 10) Magdalena; 11) San Juan Teotihuacán; 12) Papalotla; 13) Xalapango; 14) Magdalena; 15) Texcoco; 16) Chapingo; 17) Santa Mónica; 18) Coatepec, y 19) San Francisco. Los islotes y ríos son modificados de Niederberger-Betton (1987).

Al ascender el nivel del lago de Texcoco, posteriormente, durante el último interglaciario (Bradbury, 1971; Caballero, 1997), es que estos posibles deltas pudieron ser erosionados desde sus flancos y dejar como reducto solamente sus partes frontales, las cuales constituirían los islotes que iban desde Azcapotzalco hasta más al sur de Tenochtitlán, hacia Iztapalapa. Algunos de los islotes del oeste de la cuenca de México quedaron rodeados por pantanos, cuyas bolsas de gas metano producido por estos ambientes pueden tener efectos adversos en las construcciones.

La cuenca de México, desde el reinado de Moctezuma Ilhuicamina (1440-1469), ha sido afectada por grandes inundaciones. Para aliviar a la región de las grandes inundaciones se construyeron el canal de Huehuetoca, el tajo de Nochistongo, el Gran Canal y, más recientemente, hacia finales de la década de años sesenta del siglo XX, los colectores profundos. Las aguas de desecho de la cuenca de México se vierten hasta el golfo de México a través del río Pánuco.

Con la finalidad de resolver el problema de la salinidad de suelos en la margen occidental del lago de Texcoco, durante los años cuarenta el ingeniero Hermión Larios Torres (Álvarez Jr., 1954) ideó la construcción de un evaporador solar, que en un principio recibía aguas de lavados de suelos alcalino-salinos con la intención de rescatarlos como suelos agrícolas, lo cual se logró con éxito.

Posteriormente a este evaporador, conocido como El Caracol por su forma de espiral (Fig. 2), se enviaban a su vaso exterior salmueras

(álcalis y cloruros de sodio) procedentes de pozos del lago. Las salmueras circulaban desde el vaso exterior del Caracol y de ahí hacia su vaso central; esto incrementaba por evaporación solar (Álvarez Jr., 1954) las concentraciones de salmueras. Desde el vaso central se enviaban las salmueras más concentradas hacia la planta de Sosa Texcoco S. A. para su posterior enriquecimiento y empleo en la producción de ceniza de sosa (*soda ash*) y cloruro de sodio.

Entre los estudios previos realizados en los sedimentos lacustres de la cuenca de México destacan los importantes trabajos de Zeevaert (1953) y Marsal y Masari (1959), quienes fueron pioneros en investigar las características mecánicas de los sedimentos lacustres (arenas, limos y arcillas) en el subsuelo de la Ciudad de México al suroeste del lago de Texcoco. En cuanto a trabajos más recientes, vale citar el de Carreón Freyre et al. (2011), en donde también se mencionan depósitos lacustres y horizontes de cenizas volcánicas, además de grandes fracturas en la zona de Iztapalapa.

En el presente trabajo resultaría imposible considerar todo lo escrito sobre la cuenca de México, dentro de la cual se ubicaba el lago de Texcoco. Ello solo requeriría *per se* una investigación bibliográfica casi ilimitada. Es por eso que aquí sólo se mencionan algunos de los trabajos que podrían relacionarse con los sedimentos lacustres del lago de Texcoco o lagos vecinos. Entre los estudios paleolimnológicos y de épocas glaciales realizados en la cuenca de México se pueden citar los de investigaciones de pequeños microfósiles (diatomeas) de Bradbury (1971) y Bradbury (1989), entre otros, así como el trabajo de ostrácodos

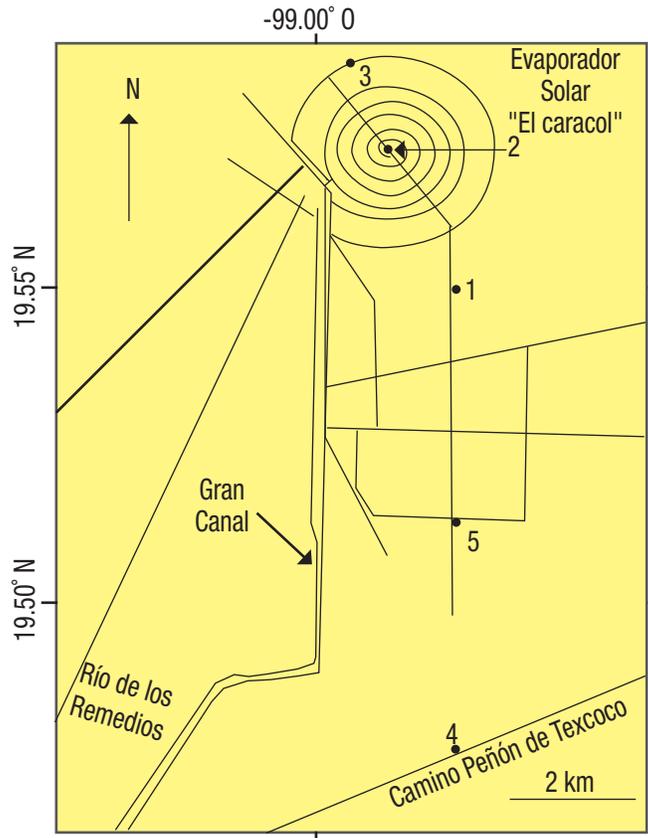


Figura 2. Localización del área de estudio en el lago de Texcoco, México y de los pozos perforados para investigar las concentraciones de salmueras, así como las columnas sedimentarias del acuífero salino. Las líneas se corresponden con caminos, con excepción del Gran Canal, el cual en su borde oriental contaba con una brecha de terracería.

de Alcalá Herrera *et al.* (1998), donde a partir de un núcleo recolectado en el centro del lago de Texcoco, con 80 cm de longitud, les permitió determinar una edad de 150 años.

Torres-Rodríguez *et al.* (2015) estudiaron un núcleo en Chalco que les permite definir las últimas épocas de sequías glaciales, hecho de gran importancia dada la falta de registros continuos. Estos investigadores definen, a través de fechados, diversas etapas de sedimentación, y encuentran que a la base del núcleo estudiado (72 m) le corresponde una edad de aproximadamente 85 000 años. En ese núcleo encuentran un intervalo con máximos eventos de fuegos entre unos 30 000 y 60 000 años que se asocian con épocas de sequías.

En el lago Tecocomulco, localizado cerca del parteaguas del extremo noreste de la cuenca de México, Roy *et al.* (2009) encontraron épocas de sequías en un núcleo corto, con calcita abundante, en los horizontes de aproximadamente 70 cm y 175 cm de profundidad, cuyas edades serían de 16 300 y 25 700 años de edad, respectivamente, lo que refleja condiciones de aridez.

Hacia finales de la década de los sesenta, la empresa Sosa Texcoco, S. A. ocupaba el primer lugar en América Latina en la producción de sosa. En esos años, el Departamento de Salmueras asumió el encargo de definir si la desaparición de la capa acuífera más rica en salmueras se debía a alguna falla tectónica que posiblemente cortase el lago de Texcoco hacia el centro de éste. Al considerar la posibilidad de que se debiera a facies sedimentológicas que hicieran que el acuífero pasara a ser un acuitardo, se utilizó una máquina rotaria para cavar cinco pozos con el objetivo central de hacer una correlación litológica muy detallada que se presenta al final de este trabajo y puede ser ampliada de manera exponencial.

### MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio consistió en una sección sedimentológica transversal que corta de norte a sur el ex lago de Texcoco. En la Figura 2 y la Tabla 1 se presenta la ubicación de los pozos estudiados.

En el año 1968, el Departamento de Salmueras de la empresa Sosa Texcoco, S. A. hizo cinco pozos para exploración utilizando una perforadora de percusión conocida también como perforadora de pulseta. Éstos se hicieron con la intención de saber si la capa productora de salmueras existía en la mitad meridional del ex lago de Texcoco. El pozo perforado en el camino Peñón- Texcoco no pudo terminarse por causas de fuerza mayor, además de que ese tipo de muestreo no sirvió para recolección continua de los sedimentos.

Tabla 1. Número de horizontes y ubicación de pozos.

Pozo	Profundidad (m)	Horizontes por pozo	Geo-referenciación	
			Lat. Norte	Lon. Oeste
1	30.0	47	19.557608°	-98.992280°
2	26.0	38	19.570708°	-99.002443°
3	37.0	59	19.583870°	-99.006954°
4	60.0	67	19.473150°	-98.994561°
5	49.3	47	19.513734°	-98.993747°

Las concentraciones de salmueras de la figura 3 se expresan mediante la siguiente ecuación (Orozco, 1944):

$$\text{Salmueras (\%)} = \frac{\text{Alc. Tot.}}{\text{Humedad} + \text{Alc. Tot.} + \text{Cloruros}} \times 100$$

Aunque los pozos no permitieron establecer una correlación sedimentológica detallada por tratarse de colectas de núcleos con sacabocados de la máquina de pulseta, sí se utilizaron para determinar el contenido de salmueras y el porcentaje de humedad de los sedimentos (Fig. 3). Los análisis correspondientes se efectuaron en el laboratorio de química de Sosa Texcoco. Se encontraron máximos de salmueras alcalinas cercanos a 9%. Las concentraciones de álcalis (expresados como carbonatos de sodio) y las de cloruros de sodio se evaluaron por titulación en el mismo laboratorio siguiendo la metodología propuesta por Orozco (1944).

La humedad se determinó por calcinación, y se llegaron a obtener valores cercanos a 80%, lo que da una idea de la saturación de líquidos, en particular, en los sedimentos más finos.

En el año 1971, el Departamento de Salmueras de Sosa Texcoco hizo cinco pozos con recuperación continua para elaborar una correlación sedimentológica detallada que permitiera definir los alcances de la capa dura que se explotaba por salmueras, así como para conocer los espesores de los horizontes asociados. Se utilizó una perforadora rotaria con barril de recuperación de 2" de diámetro; con ella se hicieron pozos adyacentes en las cinco localidades perforadas con máquina de percusión (Fig. 2). En esa labor se obtuvo una recuperación continua cercana al 100% (con excepción de un pequeño intervalo en el pozo 4 y otro en el pozo 5).

La metodología para la descripción sedimentológica se hizo con base en observaciones visuales megascópicas y con lupa. Es decir, se determinó el color de los sedimentos y los constituyentes terrígenos y biogénicos a simple vista o con lupa. Se determinaron características texturales tales como plasticidad, humedad y granulometría, con lo que se infería la presencia de arcillas, limos y arenas, según criterios de Shepard (1954) e Ingram (1965) y se establecieron los diferentes horizontes (Tabla 1) que permitieron definir el adelgazamiento de la capa dura mediante correlación litológica.

### RESULTADOS

Con la obtención de las muestras de sedimentos se encontró la existencia de numerosas capas de arcillas (Fig. 4) de colores diversos, con un predominio de colores verdes, pardos y pardos rojizos, que alternan ocasionalmente con cenizas de colores negros y blancos. Esos paquetes arcillosos son impermeables y sobreyacen y subyacen capas permeables de sedimentos compuestos por arenas, limos y arenas limosas con frecuentes restos y huecos de raíces. Estos materiales que forman las capas duras están fracturados en ocasiones. En la Tabla 1 se observa que el número de estratos (considerando los cambios litológicos) es proporcionalmente menor en los pozos que se ubican hacia la parte más profunda del lago, en tanto que hacia las porciones someras, el número de intervalos por pozo (Tabla 1) se incrementa considerablemente, lo que refleja un medio más heterogéneo hacia las orillas del lago, donde las variaciones litológicas son mayores. Este medio lacustre no se puede considerar, para fines prácticos, como un medio homogéneo.

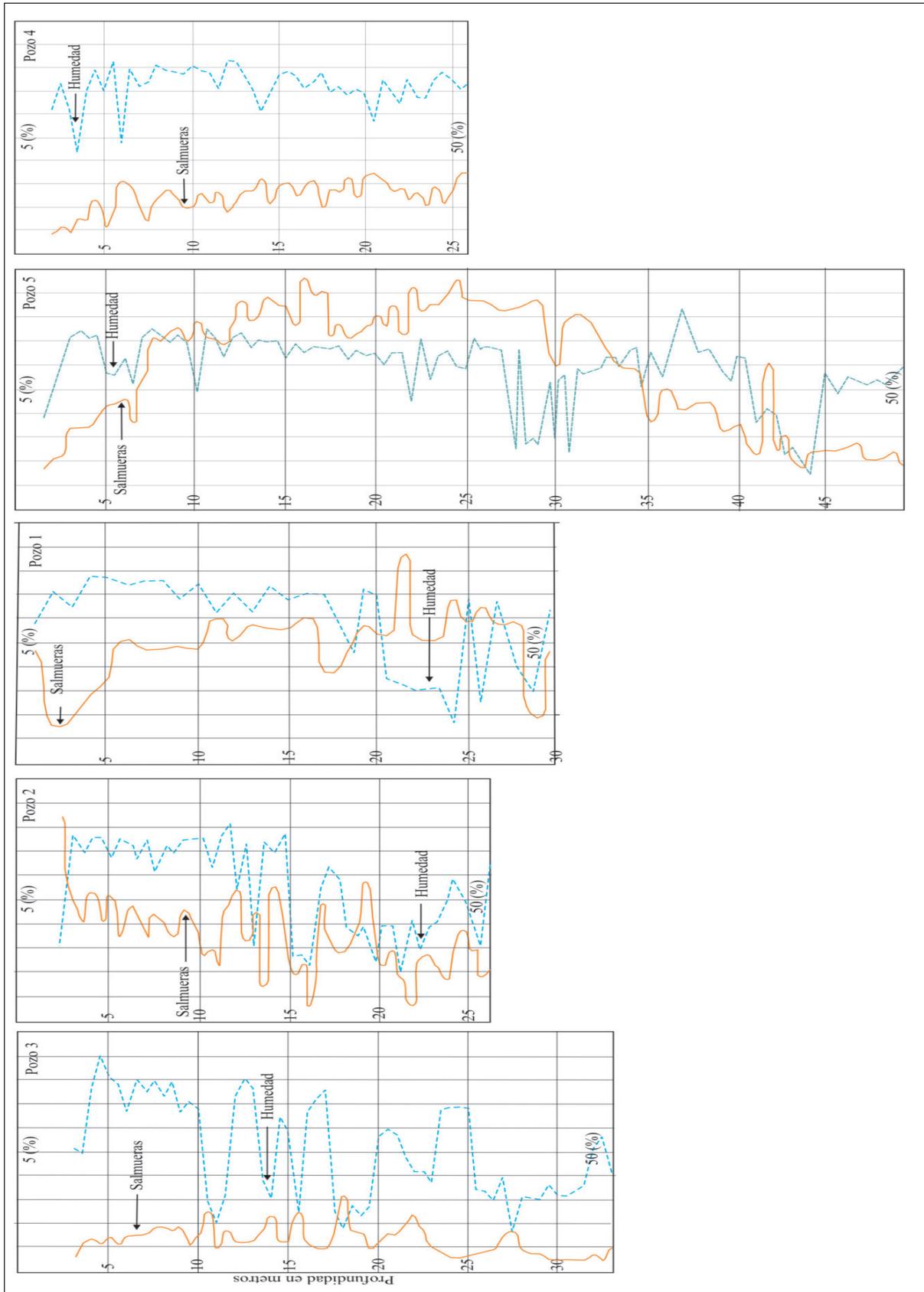


Figura 3. Concentraciones de salmueras (carbonatos, bicarbonatos y cloruros de sodio) y de humedad analizadas en el Laboratorio de Química de Sosa Texcoco, S. A. para el Departamento de Salmueras de la misma empresa. Las muestras de sedimentos se colectaron usando una perforadora de percusión. Aunque las concentraciones por cloruros eran algo menores que las de álcalis, no se graficó ninguna por razones de espacio.

En la primera capa dura, en el centro del Lago, los valores más altos de isocloruros (cloruro de sodio) sumados a los isocarbonatos (carbonato de sodio) son de aproximadamente 15%; mientras que para la segunda capa dura los valores más altos de isocloruros sumados a los isocarbonatos en el centro del Lago son casi de 13% (Zacaula-Sampieri, 1977).

Por otro lado, la presencia de bolsas de metano o gas de los pantanos hace también que el ambiente lacustre resulte riesgoso. Cuando una bomba de un pozo de producción de Sosa Texcoco era llevada a reparación, en ocasiones se escuchaba burbujeo en el pozo, el cual reaccionaba con flamaos bajo la acción de cerillos encendidos.

Los pozos hechos con perforadora de percusión presentan los máximos valores de salmueras alcalinas en el pozo 1 y en el pozo 5 (Fig. 3). En este último se observan valores mayores a 8% (entre 13 y 34 m de profundidad) lo que sugiere que hacia la mitad del lago de Texcoco (pozo 5) debió existir la mayor profundidad durante las máximas épocas de desecación, en donde se concentraban las salmueras más ricas en álcalis y cloruros. Estas sales superan por mucho la concentración de la salinidad del agua de mar.

Un ejemplo conocido mundialmente por la afectación de la acción corrosiva de las sales del agua de mar, es el caso del río Turia de Valencia, cuyo curso fue desviado al sur de la ciudad después de una severa inundación en el año 1957 (Carmona-González y Ruiz-Pérez, 2000). En el antiguo cauce del río se construyó una obra de arquitectura que se conoce como el Palacio de las Artes Reina Sofía, el cual sufre corrosión en las partes más altas de la estructura. El problema de corrosión parece deberse a que en el subsuelo del lecho del río la pleamar aún reconoce el cauce abandonado y, por tanto, la cuña salina de origen marino produciría el efecto nocivo que sufre la estructura del Palacio de las Artes Reina Sofía (Carranza-Edwards & Rosales-Hoz, 2013).

Respecto al grado de saturación de humedad, se observa en la Figura 3 que los valores mayores, de acuerdo con los pozos de producción de Sosa Texcoco, correspondían con materiales arcillosos saturados en salmueras, en tanto que las capas areno-limosas o limo-arenosas presentaban valores de humedad mucho menores (variables entre 20 y 30%). Así, las capas permeables (arenas y arenas limosas con huecos de raíces) eran las productoras de salmuera para la empresa Sosa Texcoco, por tratarse de acuíferos alcalino-salininos semiconfinados y con mayor permeabilidad.

Keller (1996) menciona el caso del efecto de canalizaciones hechas para regadío de campos de algodón en el lago Mar Aral de la ex Unión Soviética. La gran desecación de ese lago fue irreversible a pesar del cierre de los canales. La causa fue que los materiales arcillosos formaron enormes fracturas al desecarse, y si esos cuerpos arcillosos estaban subyacentes por cuerpos permeables, entonces la fuga de líquidos no se pudo detener.

Un caso similar, a menor escala, se presentó en el evaporador solar El Caracol, cuando a causa de una huelga se le dejó de surtir con salmueras y terminó por secarse completamente. A raíz de ello, se presentaron grandes fracturas, sobre todo en los grandes vasos externos

del sur y, desde entonces, de un 100% de salmueras que llegaban a El Caracol, cerca del 30% se perdía hacia capas inferiores.

En la Figura 4 se presenta una síntesis de la correlación de los horizontes determinados en los pozos con recuperación continua. Diversos horizontes de sedimentos permitieron establecer que la capa productora de salmueras desaparecía hacia el centro del lago de Texcoco no por una falla, sino debido a facies sedimentarias que cambian de sedimentos areno limosos y limo arenosos al norte para terminar en facies arcillosas en la porción sur del lago. A mayor profundidad, se encontró un segundo acuífero salino desde el norte hasta el sur del lago.

El acuífero de la capa dura más somera presenta su mayor concentración de salmueras más al norte del sitio donde se presenta la mayor concentración de la capa dura inferior. Esto parece indicar que al rellenarse la cuenca del lago de Texcoco, se hizo desde el sur hacia el norte, tal vez como un efecto del taponamiento de la sierra Chichinautzin, que se inició hace 700 000 años y separó finalmente la cuenca de México del valle de Cuernavaca (Mooser, 1963; Mooser *et al.*, 1974; Vázquez-Sánchez & Jaimes-Palomera, 1989). Es posible que durante el Pleistoceno tardío debió cerrarse la cuenca de México (Mooser, 1963), lo cual se podría precisar con fechados de la base de la segunda capa dura, más profunda.

Parece ser que los primeros depósitos lacustres de la cuenca de México pudieron marcar el cierre final del represamiento natural de la sierra Chichinautzin, que separaba la cuenca de México del Valle de Cuernavaca, al formarse depósitos lacustres del Pleistoceno y el Holoceno (Vázquez-Sánchez & Jaimes-Palomera, 1989).

En la síntesis de la descripción sedimentológica de los cinco núcleos de recuperación continua (Fig. 4) destaca la presencia de los acuíferos (o capas duras), por una dureza mayor que la de las arcillas, para su perforación con máquina de pulseta. La capa dura más profunda se descubrió gracias al muestreo de la sección de la Figura 4. Esas capas constituyen acuíferos cuya permeabilidad se debe a la presencia de arenas limosas o limos arenosos con porosidad móldica por raíces y en ocasiones por fracturas. Las mismas capas podrían asociarse con eventos de desecación máxima por periodos interglaciares, cuando el clima es frío y seco, en tanto que durante el Holoceno el nivel del lago asciende debido a un clima cálido y húmedo. Al ascender el lago, los ríos se frenan, y al depositar su carga, el perfil de equilibrio del río no sufre incrementos en su pendiente, esto hace que la capacidad de carga sea mayor que su competencia (Keller, 1996).

Al aumentar la capacidad de carga, se asocian mayores aportes de sedimentos más finos que cuando se trata de ríos de mayor competencia, los que se caracterizan por aportar sedimentos más gruesos, como debió suceder durante parte del Pleistoceno. Cabe suponer que los ríos del occidente (sierra de las Cruces) pudieron formar deltas fangosos y arenosos que al inundarse durante el Holoceno dejaron por erosión diversos islotes (Fig. 1) que fueron poblados por los aztecas.

En las secuencias sedimentológicas se observaron ocasionalmente horizontes delgados con altas concentraciones de cuarzo, el cual puede proceder de fuentes riolíticas cercanas al volcán Tláloc, que se encuentra a unos 60 km al SO del área del lago Tecocomulco en el NE de la cuenca de México (Roy *et al.*, 2009).

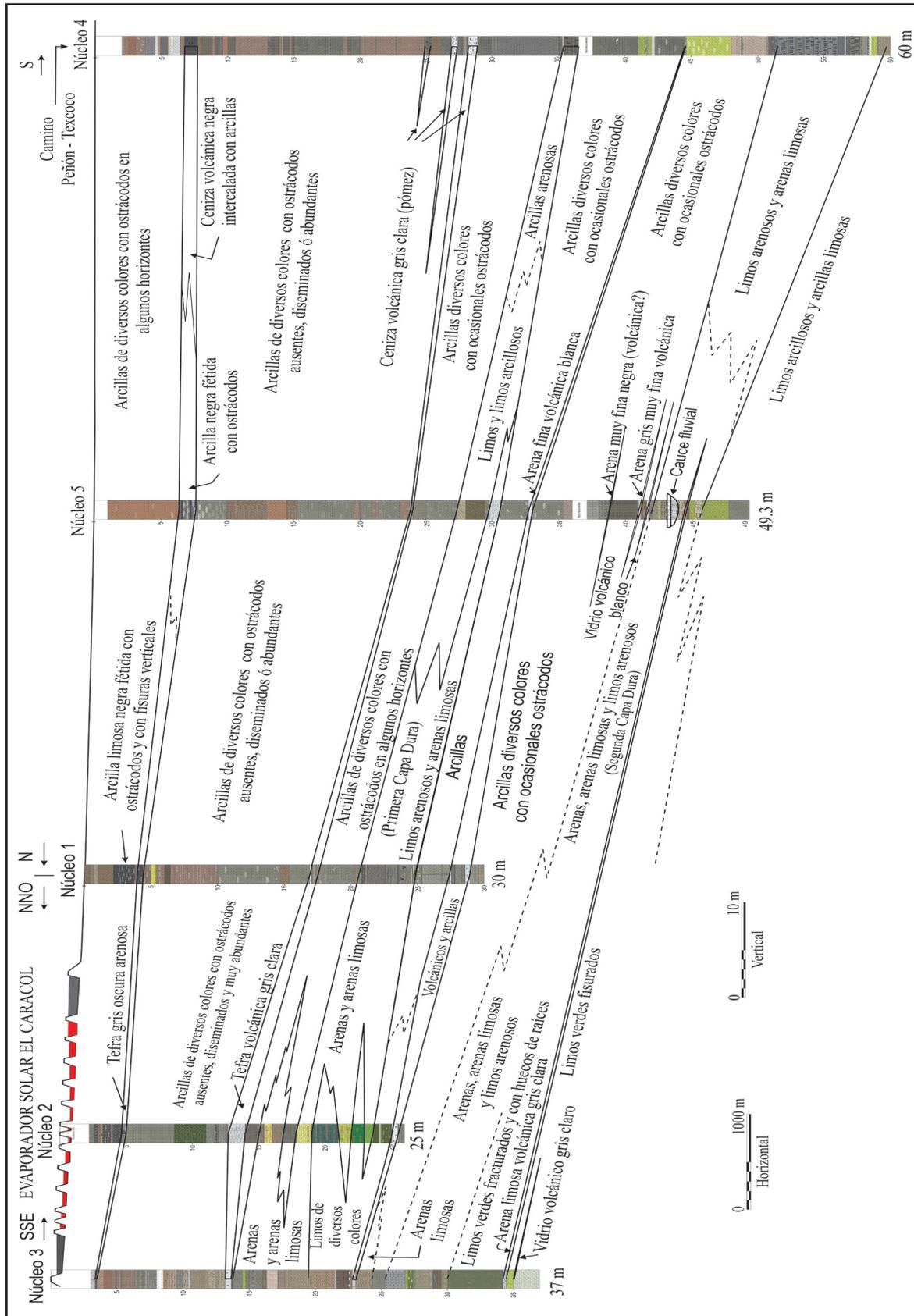


Figura 4. Correlación sedimentológica de muestras obtenidas con una máquina rotatoria con barril para recuperación continua de sedimentos. En este corte se aprecian además diversos horizontes de cenizas, tanto básicas como ácidas. Se observa el adelgazamiento del acuífero de salmueras conocido como capa dura y su cambio de facies limo arenosas con raíces o porosidad mólida dejada por raíces, a facies sedimentológicas de limos y limos arcillosos, con algunos sedimentos y arcillas arenosas hacia la posición meridional del pozo 4, perforado en el camino Peñón-Texcoco. Se observa que a mayor profundidad hay una segunda capa dura en los núcleos 3, 4 y 5, la cual también sirvió como capa productora de salmueras.

En ese sentido, se reconocen principalmente tres grandes tipos de unidades sedimentológicas: 1) horizontes volcánicos, los cuales se encuentran a diversas profundidades y con espesores variables, desde capas finas hasta cercanas a un metro; 2) paquetes de arcillas de diversos colores, en los cuales a simple vista se observan ostrácodos desde muy abundantes hasta prácticamente ausentes, y cuyos colores verdosos podrían indicar condiciones reductoras asociadas posiblemente con actividad orgánica, mientras que los pardos y rojizos pueden deberse a condiciones oxidantes, y 3) las capas más permeables, constituidas esencialmente por las capas duras de arenas, arenas limosas y limos arenosos.

Las mezclas de estos tipos de sedimentos arcillosos saturados en salmueras hacen que se trate de secuencias sedimentológicas vulnerables para eventos de terremotos, subsidencia y fracturamiento en el medio lacustre del ex lago de Texcoco. Un ejemplo de dicha vulnerabilidad sería la respuesta a eventos sísmicos, tal como lo analiza Díaz-Rodríguez (2006) para la Ciudad de México. El efecto de amplitud de ondas sísmicas (Singh & Castro, 1988) es mayor en función del mayor grado de saturación de humedad en los sedimentos. En el pozo 4 (36.50 a 37.55 m) y en el pozo 5 (36.00 a 37.10 m) hubo dos intervalos sin recuperación, muy posiblemente debido a la presencia de arcillas fluidas, según lo reporta Carranza-Edwards (1971).

A partir de este trabajo se puede concluir lo siguiente: 1) la capa dura somera (llamada primera capa dura) y productora de salmueras no está afectada por una falla geológica, sino que se adelgaza por facies de sedimentos más finos hacia el sur; 2) se descubre una segunda capa dura más profunda que también resulta productora de salmueras; 3) algunas de las cenizas volcánicas facilitaron la correlación entre los pozos, pues no todas son de amplia distribución y su presencia dependerá de la dirección de los vientos, como se ha observado en erupciones recientes que alteran la transportación aérea; 4) los sedimentos arcillosos son ricos en salmueras y su grado de humedad es alto, lo que los hace muy corrosivos; 5) la heterogeneidad y la salinidad de los sedimentos lacustres hace que este ambiente sea muy complejo, pues las capas duras son muy delgadas y se ubican dentro de cuerpos altamente compresibles y, por tanto, sujetos a subsidencia; 6) las secuencias sedimentológicas son más variables en las partes someras del lago que en las profundas, pues las últimas se encuentran menos sujetas a cambios. A pesar de ello, en la vertical, las secuencias profundas también son variables; 7) las grandes variaciones sedimentológicas, junto con las variaciones en contenido de salmueras y diversos grados de humedad, hacen que el subsuelo heterogéneo de este ambiente lacustre sea vulnerable por sales corrosivas, fracturas y subsidencia, y que sus variaciones en saturación de humedad horizontal y vertical le hacen un medio lacustre no homogéneo, y 8) las concentraciones altas de sedimentos lodosos en la porción central del lago hacen que los terrenos sean muy vulnerables a la amplificación de ondas sísmicas durante los grandes terremotos.

## AGRADECIMIENTOS

A mis colegas de Sosa Texcoco, S. A. A la señorita Dafne Anaid Habib se agradece su colaboración en la captura del informe inédito original elaborado por el autor. A mis colegas, Miguel Ángel Alatorre y Julio Prieto Sagredo, por sus palabras de aliento para recuperar y difundir la

información detallada que aquí se presenta y que data de los años 1968 y 1971. En mi memoria conservo muy gratos recuerdos del personal de Sosa Texcoco, y muy particularmente agradezco al Ing. Hubert Durand Chastell y al Ing. Anselmo Carretero y Jiménez por su apoyo al otorgar los elementos necesarios para construir la correlación sedimentológica. A la señorita Josefina Acosta, por su apoyo con los análisis de salmueras y de humedad en las muestras obtenidas con la perforadora de percusión. Se agradece al Dr. Rafael A. López Martínez y al M. en C. Eduardo Morales de la Garza por la revisión del manuscrito, y al Biól. León Felipe, por su asesoría en el manejo de imágenes.

## REFERENCIAS

- ABE-OUCHI, A., F.SAITO, K. KAWAMURA, M. E. RAYMO, O. JUN'ICHI, K. TAKAHASHI & H. BLATTER. 2013. Insolation-driven 100,000-year glacial cycles and hysteresis of ice-sheet volume. *Nature* 500: 190-193. DOI:10.1038/nature12374
- ALCALÁ-HERRERA, J. A., B. GARCÍA-ROMERO, M. L. MACHAIN-CASTILLO, T. L. WADE & F. R. GÍO-ARGÁEZ. 1998. Isótopos estables de oxígeno y carbón en carbonatos y de carbón en la materia orgánica de una secuencia sedimentaria del Lago de Texcoco, México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 48: 137-146.
- ÁLVAREZ, J. R. M. 1954. Semblanza de Hermión Larios Torres. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 17 (1): 57-60.
- ARMILLAS, P. 1971. Gardens on swamps. *Science* 174 (4010): 653-661.
- BRADBURY, J. P. 1971. Paleolimnology of Lake Texcoco, Mexico, evidence from diatoms. *Limnology and Oceanography* 16 (2): 180-200. DOI: 10.4319/lo.1971.16.2.0180
- BRADBURY, J. P. 1989. Late Quaternary lacustrine paleoenvironments in the cuenca de México. *Quaternary Science Reviews* 8: 75-100. DOI: 10.1016/0277-3791(89)90022-X
- CABALLERO-MIRANDA, M. 1997. Reconstrucción paleolimnológica del Lago de Chalco, México, durante el último máximo glaciar – El registro de diatomeas entre 34,000 y 15,000 años A.P. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 14 (1): 91-100.
- CARMONA-GONZÁLEZ, P. & J. M. RUIZ-PÉREZ. 2000. Las inundaciones de los ríos Júcar y Turia. *Serie Geográfica* (9): 49-69.
- CARRERÓN FREYRE, D., M. GONZÁLEZ HERNÁNDEZ, M. CERCA, R. GUTIÉRREZ CALDERÓN & C. A. JIMÉNEZ SÁNCHEZ. 2011. Caracterización geomecánica de los suelos de Iztapalapa, México, para evaluar el fracturamiento causado por deformación diferencial. 2011, PanAm CGS, Geotechnical Conference. Disponible en: <http://geoserver.ing.puc.cl/info/conferencias/PanAm2011/panam2011/pdfs/GEO11Paper986.pdf>
- CARRANZA-EDWARDS, A. 1971. *Descripciones litológicas de los pozos perforados en el Lago de Texcoco*. Informe Inédito. 7 p.
- CARRANZA-EDWARDS, A., & L. ROSALES-HOZ. 2013. Playas del Holoceno versus playas del Antropoceno. In: A. Yáñez-Arancibia (Ed.). *Cambio Climático, Dimensión Ecológica y Socioeconómica*. AGT Editor S.A. México DF. pp. 13-36.
- CRUTZEN, P. J. & E. F. STOERMER. 2000. The "Anthropocene". *Global Change Newsletter* 41: 17-18.

- DÍAZ DEL CASTILLO, B. 2012. *Historia Verdadera de la Conquista de la Nueva España*. Grupo Editorial Tomo, S.A. de C.V. (Traducción Luis Rutiaga de 2012). 734 p.
- DÍAZ-RODRÍGUEZ, J. A. 2006. Los suelos lacustres de la Ciudad de México. *Revista Internacional de Desastres naturales, Accidentes e Infraestructura Civil* 6 (2): 111-129.
- INGRAM, R. 1965. Facies maps based on the megascopic examination of modern sediments. *Journal Sedimentary Research* 35: 619-625.
- ALFONSO, J. G. 2001. México - Tenochtitlan en una Isla: Ome Call (1325) - El Calli (1521): Introducción al urbanismo de una Ciudad Precolombina. *Boletín Americanista* (Universitat de Barcelona): 95-144.
- KELLER, E. A. 1996. *Environmental Geology*. Prentice Hall, Inc. New Jersey 560 p.
- MACÍAS, J. L. 2007. Geology and eruptive history of some active volcanoes of México. In: Alaniz-Álvarez, S. A. & Á. F. Nieto-Samaniego (Eds.) *Geology of México: Celebrating the Centenary of the Geological Society of México: Geological Society of America Special Paper* 422, pp. 183-232. DOI:10.1130/2007.2422(06).
- MARSAL, R. J. & M. MASARI. 1959. *El subsuelo de la Ciudad de México*. Instituto de Ingeniería Universidad Nacional Autónoma de México.
- MOOSER, F. 1963. La cuenca lacustre del valle de México. Mesas Redondas sobre Problemas del Valle de México. Instituto Mexicano de Recursos Naturales, A. C. pp. 2-16.
- MOOSER, F., A. E. NARIN & J. F. W. NEGENDANK. 1974. Paleomagnetic investigations of the Tertiary and Quaternary igneous rocks: VIII A paleomagnetic and petrologic study of volcanics of the Valley of Mexico. *Geologische Rundschau* 63: 451-483.
- NIEDERBERGER-BETTON, C. 1987. Paleopaysages et Archeologie Pre-Urbaine du Bassin de México, *Centre d'Estudes Mexicaines et Centroamericaines*, Tome I, Centro de Estudios Mexicanos y Centroamericanos – CEMCA. 337 p.
- OROZCO, F. 1944. *Análisis Químico Cuantitativo*. Décima Octava Edición (1989). Editorial Porrúa, México, 448 p.
- ROY, P. D., M. CABALLERO, R. LOZANO, T. PI & O. MORTON. 2009. Late Pleistocene-Holocene geochemical history inferred from Lake Tecocomulco sediments, Basin of Mexico, Mexico. *Geochemical Journal* 43: 49-64.
- SAHAGÚN, B. 1579. *Códice Florentino*. Bernardino de Sahagún (ap. III) 15: 1578-1580.
- SHEPARD, F. P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios, *Journal of Sedimentary Petrology* 34 (3): 151-158.
- SINGH, S. K. & R. CASTRO. 1988. Some aspects of the source characteristics and ground motion amplification in and near Mexico City from acceleration data of the September, 1985: Michoacán Mexico earthquakes. *Bulletin Seismological Society of America* 78: 451-477. DOI: 10.1016/0267-7261(94)90012-4
- TORRES-RODRÍGUEZ, E., S. LOZANO-GARCÍA, P. ROY, B. ORTEGA, L. BERAMENDI-OROSCO, A. CORREA-METRIO & M. CABALLERO. 2015. Last glacial droughts and fire regimes in the central Mexican highlands. *Journal of Quaternary Science* 30 (1): 88-99. DOI:10.1002/jqs.2761
- VÁZQUEZ-SÁNCHEZ, E. & R. JAIMES-PALOMERA 1989. Geología de la cuenca de México. *Geofísica Internacional* 28 (2):133-190.
- ZACAULA-SAMPIERI, M. A. 1977. Estudio geohidrológico de los acuíferos alcalinos del Lago de Texcoco, Edo. de México. Tesis Profesional. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura, Instituto Politécnico Nacional, 81 p.
- ZEEVAERT, L. 1953. Estratigrafía y problemas de ingeniería en los depósitos de arcilla lacustre de la Ciudad de México. Memoria del Congreso Científico Mexicano 5, México, D.F. pp. 58-70



Fecundity of *Metamysidopsis elongata* (Crustacea: Mysidae) from Mazatlán Bay, Sinaloa, MexicoFecundidad de *Metamysidopsis elongata* (Crustacea: Mysidae) de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México

Armando A. Ortega-Salas, Judith Nuñez, Sergio Rendón and Arturo Nuñez†

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y Posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México. Calzada Joel M. Camarena s/n, Mazatlán, Sinaloa, 82040. México  
e-mail: ortosal@cmarf.unam.mx

**Recibido:** 09 de noviembre de 2017. **Aceptado:** 28 de enero de 2018.

Ortega-Salas A. A., J. Nuñez, S. Rendón and A. Nuñez†. 2018. Fecundity of *Metamysidopsis elongata* (Crustacea: Mysidae) from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico. *Hidrobiológica* 28 (1): 103-108.

## ABSTRACT

**Background.** In any culturing of organisms, to calculate fecundity we need to know how many descendants are produced. **Goals.** Marsupial and post-marsupial fecundity was calculated for *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) in two culturing generations (F1 and F2), and wild caught from Mazatlán Bay. **Methods.** From September 2010 to October 2011, we carried out monthly sampling on foot with a plankton net with a mesh size of 1 000 µm and a mouth opening of 50 cm in diameter. The fecundity evaluation was calculated with organisms fixed with formaldehyde at 4%. Culturing occurred at a density of 5 ind • L<sup>-1</sup> at 22 ± 1 °C, salinity 32 ‰ with continuous aeration. The mysids were fed *ad libitum* with recently hatched *Artemia* nauplii. **Results.** The average marsupial fecundity was 6.28 ± 2.94 embryos per female in wild mysids, 4.51 ± 1.20 in the F1, and 3.72 ± 0.89 in the F2. The average post-marsupial fecundity was 5.86 ± 1.45 in wild mysids, 3.74 ± 1.20 in the F1, and 3.32 ± 1.42 in the F2. No correlation between the length of females and fecundity was found. **Conclusions.** The fecundity of the wild mysids was present throughout the sampling cycle and was lower than that of the cultivated ones.

**Keywords:** culturing, fecundity, marsupial, *Metamysidopsis elongata*, post-marsupial

## RESUMEN

**Antecedentes.** En cualquier cultivo de organismos, el cálculo de la fecundidad es esencial para saber cuántos descendientes podríamos tener para planear nuestro trabajo. **Objetivos.** Se calculó la fecundidad marsupial y post-marsupial para *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) en dos generaciones de cultivo (F1 y F2) y silvestres capturados en la Bahía de Mazatlán. **Métodos.** Se realizaron muestreos mensuales a pie con una red de plancton de 1 000 µm de tamaño de malla con apertura de boca de 50 cm de diámetro entre septiembre de 2010 y octubre de 2011. La evaluación de la fecundidad se realizó con organismos fijados con formol al 4%. Los cultivos tuvieron una densidad de 5 ind • L<sup>-1</sup> a 22 ± 1 °C, salinidad 32 ‰ con aireación continua. Los mísidos fueron alimentados *ad libitum* con náuplios recién nacidos de *Artemia*. **Resultados.** La fecundidad marsupial media fue de 6.28 ± 2.94 embriones por hembra en mísidos silvestres, 4.51 ± 1.20 en el F1 y 3.72 ± 0.89 en el F2. La fecundidad post-marsupial media fue de 5.86 ± 1.45 en mísidos silvestres, 3.74 ± 1.20 en la F1 y 3.32 ± 1.42 en la F2. No hubo correlación entre la longitud de las hembras y la fecundidad. **Conclusiones.** La fecundidad de los mísidos silvestres estuvo presente a lo largo del ciclo muestreado y fue menor que la de los mísidos cultivados.

**Palabras clave:** cultivo, fecundidad, marsupial, *Metamysidopsis elongata*, post-marsupial

## INTRODUCTION

Mysids species have a short reproductive cycle, which means they can quickly reproduce in vast numbers, and are a potentially useful food source for both wild and cultured organisms (Biju *et al.*, 2009). In all species in the order Mysida, the females carry their embryos in the brood pouch or marsupium, a subthoracic chamber formed by pairs of overlapping oostegites, where juveniles develop until they attain the adult form (Price, 2004).

*Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) has two currently recognized subspecies, the nominal subspecies *M. e. elongata* from the Pacific Ocean and *M. e. atlantica* (Băcescu, 1968) from the Atlantic Ocean (Băcescu, 1968).

Copulation, lasting a few seconds, occurs at night 2 or 3 minutes after the mature female has molted (Mauchline, 1980). Eggs are ejected from the external genital opening of the oviduct near the base of the sixth pair of pereopods and the male sperm mass is placed in the pouch. The embryos (fertilized eggs) are incubated within the pouch until first larval ecdysis. The juveniles are released shortly thereafter, at night and over a short period of time, from minutes to an hour. After release, juveniles tend to sink and undergo a second larval ecdysis; statocysts appear and they are able to swim, acquiring their highly mobile juvenile form in a few minutes after release (Murano, 1999; and Mauchline, 1980).

Males and females develop distinct morphological features during the period of rapid growth before maturity (after maturity, growth becomes slower). In males, the four pleopods reach the trailing edge of the last abdominal segment, and the male lobe is fully developed and setose. Females have elongated oostegites (the marsupium growing) (Murano, 1999). However, Nair (1939) reported dimorphism in the first abdominal appendages and antennules, even though there is no development of the pouch and penis. After the release of juveniles, the female begins the molting cycle, copulation, embryos are developed, and release of juveniles again (Murano, 1999). The studies by Ortega-Salas *et al.* (2008) of the fecundity of *Mysidopsis californica* (W. M. Tattersall, 1932) from Mazatlán Bay under semi-controlled conditions showed a low correlation ( $r = 0.27$ ,  $p = 0.196$ ) between the number of released juveniles and female length. In addition, Rendon-Valdez (2013) studied some aspects of the reproductive biology of the mysid *Amathimysis trigibba* (Murano & Chess, 1987) in natural conditions in Mazatlán Bay. Calil & Borzone (2008) mentioned that tropical mysids, such as *Metamysidopsis neritica* (Bond-Buckup & Tavares, 1992), reproduce continually in latitudes less than 40° N. Ortega-Salas *et al.* (2015) studied growth and survival in *M. elongata* they grew. The average growth rates by the von Bertalanffy model for juvenile male and female mysids were 0.304 mm day<sup>-1</sup>, 0.149 mm day<sup>-1</sup> and 0.208 mm day<sup>-1</sup>, respectively.

Fecundity is an important biological parameter because it indicates reproductive potential and is measured by the number of eggs, embryos, or larvae that females have in different sizes (Clutter & Theilacker, 1971; Nath, 1973; Nuñez-Lecuanda, 2013). Also, data on fecundity are important in calculating the size of a stock, so the marsupial and post-marsupial fecundity of *M. elongata* in Mazatlán Bay was calculated under wild conditions and in two culture generations.

## MATERIALS AND METHODS

On Mexico's Pacific coast in Mazatlán Bay, a surface sample of 250-300 mysids was collected manually each month from September 2010 to October 2011 over the sandy areas with a plankton net (mesh 1000 µm, mouth opening 50 cm diameter). The water temperature and salinity were recorded for each sampling date and the organisms were transferred to the laboratory. Acclimation lasted three days. Transparent bottles (4 L) were used at a seawater temperature of 22 ± 1° C, salinity 32 ± 1, photoperiod 14:10 (light: dark) provided by 40W fluorescent tubes and constant-soft aeration air-stones. Every day organisms were fed *Artemia* (aged 18-48 h and average length 480 µm) *ad libitum*; brand-INVE Aquaculture-*Artemia* Systems, grade A with a hatching rate of 100 000 nauplii per gram dry cyst hatched under intense fluorescent light tube at 24 °C and salinity between 33 and 35. Fifty percent of the water was replaced every two days. Males were distinguished by extended fourth pleopods, a lobe with hair-like setae, and the presence of antennae; females had elongated oostegites sufficient in size to form a pouch full size.

In 200 mysids of the wild population, marsupial stages of development were identified and described by Nuñez-Lecuanda (2013). Frequency of development stages determines the marsupial fecundity (number of embryos). A dilute menthol solution was applied to slowly numb their bodies, and after 10-15 minutes they were fixed with a solution of 4% formaldehyde for 5-10 minutes. The marsupial fecundity was determined by opening with a dissecting needle the pouch of each ovigerous female whose pouch showed no signs of damage. The terminology of Wortham-Neal and Price (2002) in *Americamysis bahia* (Molenock, 1969) was used for the description of embryonic stages. For the F1 and F2, the experimental design consisted of three 20 L aquaria with 100 newly released young mysids each (density of 5 ind • L<sup>-1</sup>).

The average and standard deviations of the data were processed with the Excel statistical package. Statistical analysis used StatSoftMR. Normality was tested (Kolmogorov-Smirnov with Lilliefors  $p < 0.05$ ) and then the nonparametric Kruskal-Wallis test was used.

To compare the proportions of ovigerous females and females with an empty pouch, a nonparametric Mann-Whitney U test was used. Significance was fixed at  $p < 0.05$ . A correlation analysis between female length and number of embryos born was made.

## RESULTS

In wild female mysids ( $n = 1400$ ), the marsupium contained 6.28 ± 2.94 embryos (range 1-18). Females with 4-7 embryos accounted for 55% of the population (Fig. 1, Table I). Average marsupial fecundity varied significantly with time ( $H = 259.5$ ;  $p < 0.05$ ), being highest (9.7 ± 2.32) in September 2010 and lowest (4.08 ± 1.48) in August 2011 (Fig. 2). 86% of the females sampled had an average fecundity of 6.17 ± 2.84 embryos. Of the F1 females, 83% were carrying 4-6 embryos, whereas of the F2 females 96% were carrying 3-5 embryos (Fig. 3).

Average marsupial fecundities of females F1 (4.51 ± 1.20) and F2 (3.72 ± 0.89) generations were significantly lower ( $H = 55.3$ ;  $p < 0.05$ , Tukey's HSD) than in the wild females (avg. 6.28 ± 2.94), but they did not differ from each other. The wild females were significantly longer than those of the F1 and F2. Table II summarizes average fecundity

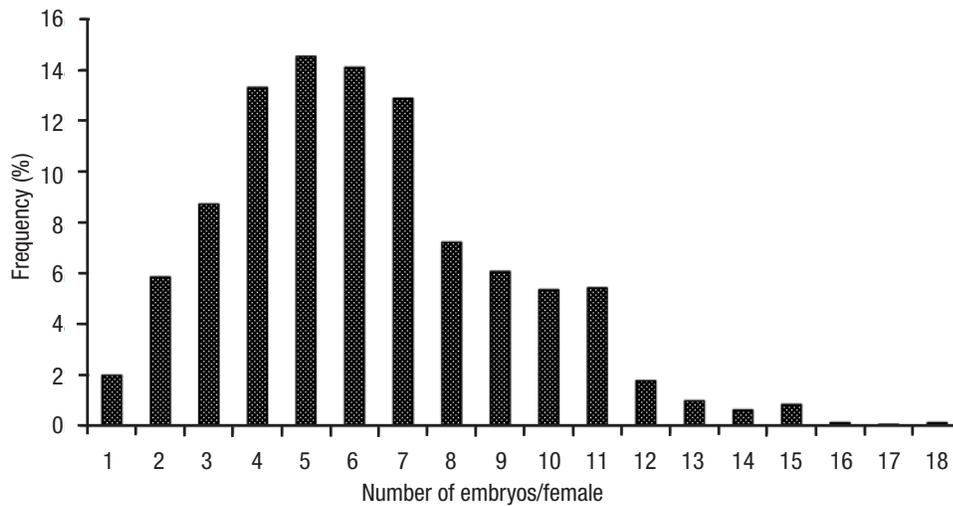


Figure 1. Frequency of fecundity in the marsupial sampling cycle of *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico.

ranges (SD) and the length (range, average, and SD) of wild, F1 and F2 females.

Average post-marsupial fecundity was  $5.86 \pm 1.45$  in wild females ( $n = 95$ ),  $3.74 \pm 1.20$  in F1 females ( $n = 50$ ), and  $3.32 \pm 1.42$  in F2 females ( $n = 50$ ) (Fig. 4).

The fecundity of wild post-marsupial mysids was significantly higher than that recorded in the cultures (Table 2, Fig. 4) (Nuñez-Lecuanda, 2013). The lengths of the wild, F1, and F2 females used in the evalua-

tion of post-marsupial fecundity were not significantly different (ANOVA F1, 2,192 = 3.04,  $p > 0.05$ ). There was low correlation between fecundity and length in post-marsupial wild females ( $r = 0.05$ ,  $p > 0.05$ ), and this also prevailed in F1 and F2 ( $r = 0.33$  and  $r = 0.04$ ,  $p > 0.05$  in both cases). Within each generation there was a relationship between the number of embryos and the length of the female: In the wild females, the number of embryos increased at a rate of 1.10 embryos per 1 mm increase in female length; in the F1 this increase was 0.76 embryos, and in the F2 it was 0.61.

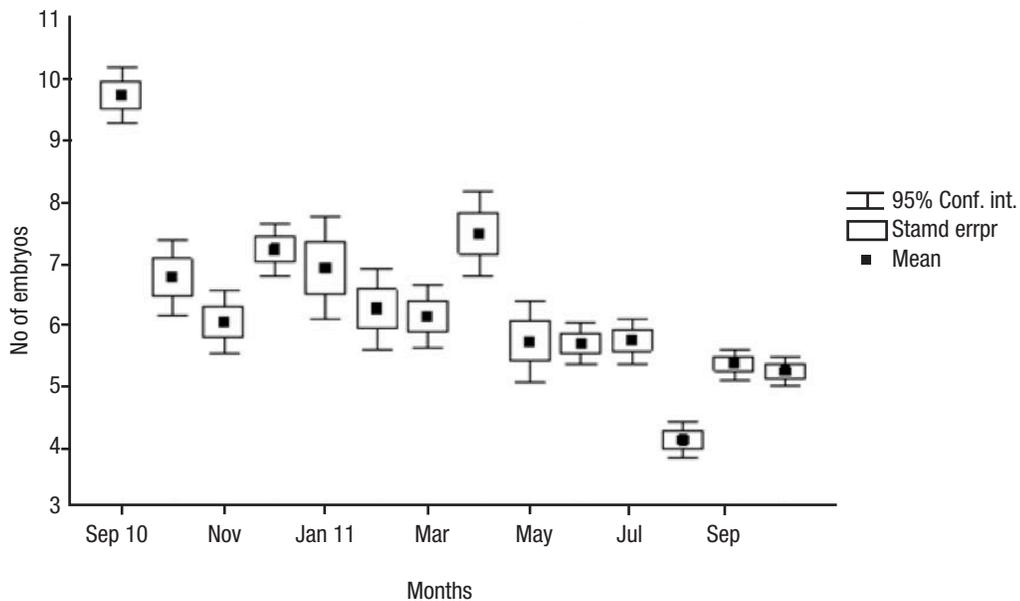


Figure 2. Marsupial fecundity of *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) during sampling cycle from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico.

Table 1. Embryo number (range, mean $\pm$ , SD) in wild *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900), and in cultured F1 and F2 at each development stage from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico.

	Wild	F1	F2
Stage I	1-15 (5.76 $\pm$ 2.72) (n=355)	2-6 (4.45 $\pm$ 1.21) (n=11)	2-5 (3.75 $\pm$ 0.96) (n=12)
Stage II	1-18 (6.41 $\pm$ 2.87) (n=322)	3-6 (4.0 $\pm$ 1.41) (n=5)	2-5 (3.27 $\pm$ 1.0) (n=11)
Stage III	1-14 (6.34 $\pm$ 2.74) (n=319)	4-6 (4.5 $\pm$ 1.0) (n=4)	3-5 (4.0 $\pm$ 0.7) (n=9)
Stage IV	1-16 (6.31 $\pm$ 3.18) (n=420)	3-7 (4.81 $\pm$ 1.25) (n=11)	3-5 (3.91 $\pm$ 0.79) (n=12)

## DISCUSSION

Our observation of ovigerous females at 18-20 days was similar to the 25 days reported for *M. e. atlantica* (Gama *et al.*, 2002) and (Gama *et al.*, 2006).

Fecundity, an important part of reproductive potential, is measured by the number of eggs, embryos, and larvae with females at different sizes (Clutter & Theilacker, 1971; Nath, 1973). In general, temperate mysids produce between two to three generations per year (Mees *et al.*, 1994), whereas in the tropics they reproduce continuously (Goodbody, 1965). This was observed in *M. elongata* and *Acanthomysis thailandica* (Murano, 1986) as well as in other tropical organisms such as *Mesopodopsis orientalis* (W. Tattersall, 1908) (Hanamura, 2008; Biju *et al.*, 2009; Biju & Panampunnayil, 2010).

The temperature in the tropics where *M. elongata* is living is higher than other species and they reproduce continuously. During summer (22 °C), an average of 8.53  $\pm$  0.18 embryos per female has been recorded for *Mesopodopsis slabberi* (Van Beneden, 1861), 42.65  $\pm$  1.43 for *Gastrosaccus spinifer* (Goës, 1864), 16.04  $\pm$  0.06 for *Schistomysis kervillei* (G. O. Sars, 1885), and 6.09  $\pm$  0.35 for *S. spiritus* (Norman, 1860), while in *M. elongata* the average marsupial fecundity was 6.28  $\pm$  2.94 embryos per female in wild mysids, 4.51  $\pm$  1.20 in the F1 and 3.72  $\pm$  0.89 in the F2. The average post-marsupial fecundity was 5.86 $\pm$ 1.45 in wild mysids, 3.74  $\pm$  1.20 in the F1, and 3.32  $\pm$  1.42 in the F2 at temperature of 22  $\pm$  1 °C, salinity 32  $\pm$  1, photoperiod 14:10 (light: dark). The wild mysids eat great variety of food, whereas the cultivated ones, only *Artemia* nauplii, this can be reflected in the number of offspring.

The relationship in *M. elongata* (6-8 mm) between the number of embryos and the lengths of wild progenitors females, F1, and F2 showed a rate of 1.10, F1 0.76, and F2 0.61 embryos for each unit of female length increase, respectively; these proportions were less than the ones found in *A. trigibba*, a species of smaller size (2.76 mm) increase in length with 1.91 embryos / mm (Rendón-Valdez, 2013) and *M. californica* (5.56 mm) increase in length with 1.56 embryos / mm (Ortega-Salas *et al.*, 2008). The giant mysid *Gnathopausia ingens* (Dohrn, 1870), the lophogastrid mysid (151 mm), has 1.0-2.31 embryos per 1 mm increase in the length of the female (Childress & Price, 1978).

Mauchline (1980) stated that mysid fecundity is directly proportional to the total length of the females, and that it is an inverse function of the metabolic rate, which is directly proportional to the water temperature. In *M. elongata* from Mazatlán Bay, the number of embryos was low correlated with body length of females during the sampling cycle, whether in wild-caught females, or in the F1, or F2 ( $r = 0.04$ ,  $r = 0.005$ , and  $r = 0.04$ ;  $p < 0.05$ , respectively). In *A. thailandica*, the maximum number of wild embryos recorded was 18 in a female of 5.51 mm, but in other females the same size, minor and major size, the number of embryos in Stage I was 9, i.e., the same length females have different numbers of embryos (Ramam, 2012).

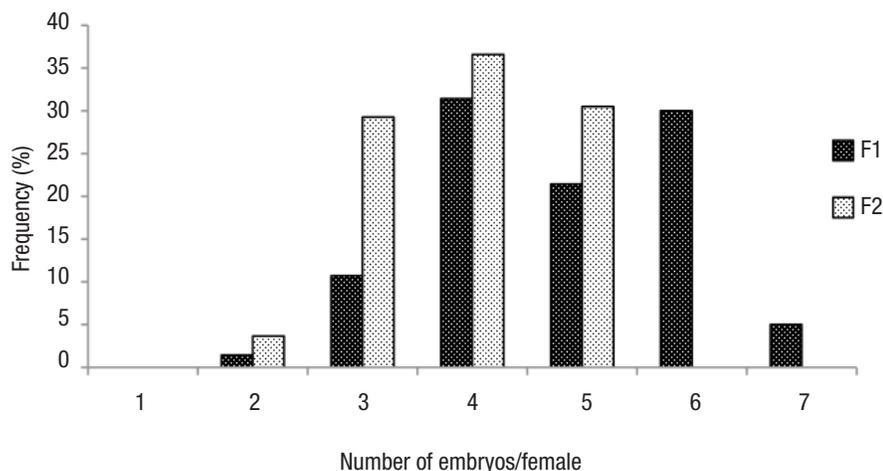


Figure 3. Frequencies of marsupial fecundities among F1 and F2 females of *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico.

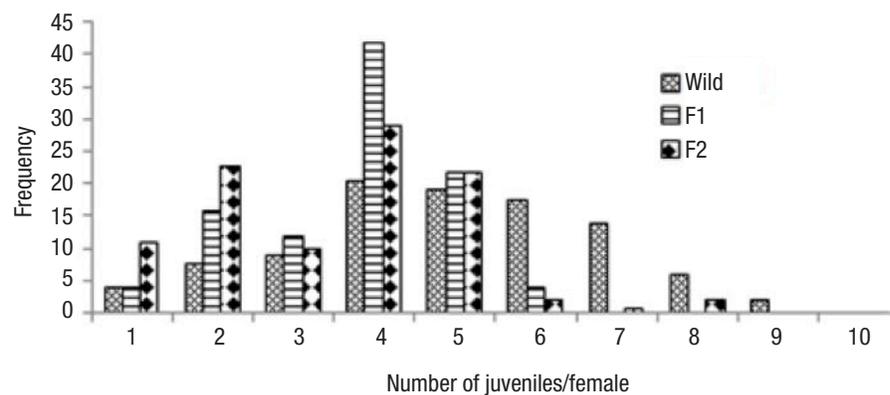


Figure 4. Frequencies of post-marsupial fecundities of wild, F1, and F2 females of *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico.

The fecundity of the wild mysids was present throughout the sampling cycle and was lower than that of the cultivated mysids.

Fecundity of *Metamysidopsis elongata* is essential for knowing how many descendants we could have to plan our work, but also to establish the marsupial and post-marsupial fecundity in the wild and in two culturing generations (F1 and F2). The continuous fecundity in the wild mysids was present throughout the sampling cycle, although it was lower in the cultivated ones; the ones in the wild ate a variety of organisms, while the cultivated ones ate just *Artemia* nauplii.

Table 2. Length (mm), marsupial and post-marsupial fecundity of *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) (interval, average, SD) of wild females, F1 and F2 from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico.

Marsupial	Wild	F1	F2
Female length (mm)	4.24-6.98 (5.67±0.54)	5.28-6.52 (5.95±0.42)	5.36-6.62 (6.08±0.37)
Embryos number	1-18 (6.28±2.94) (n=1 400)	2-7 (4.51±1.20) (n=31)	2-5 (3.72±0.89) (n=44)
Post-marsupial Female length (mm)	4.19-6.66 (5.35±0.74) (n=250)	4.43-6.53 (5.41±0.60) (n=50)	4.82-5.85 (5.36±0.32) (n=50)
Juveniles released	3-9 (5.86±1.45) (n=95)	1-6 (3.74±1.20) (n=50)	3-8 (3.32±1.42) (n=50)
Juveniles length (mm)	1.14-1.30 (1.24±0.03) (n=150)	1.14-1.28 (1.20±0.03) (n=150)	1.14-1.29 (1.20±0.04) (n=271)

## REFERENCES

- BĂCESCU, M. 1968. Etude des quelques Leptomysini (Crustacea Mysidacea) des eaux Du Bresil et de Cuba: description d'un genre et de cinq autres taxons nouveaux. *Annali Museo Civico di Storia Naturale Genova* 77: 232–249.
- BIJU, A., R. GIREESH, K. J. JAYALAKSHMI, C. K. HARIDEVI & S. U. PANAMPUNNAYIL. 2009. Seasonal abundance, ecology, reproductive biology and biochemical composition of *Mesopodopsis orientalis*. W. M. Tattersall (Mysida) from a tropical estuary, Cochin backwater-India. *Crustaceana* 82: 981-996. DOI:10.1163/156854009X448835
- BIJU, A. & S. U. PANAMPUNNAYIL. 2010. Seasonality, reproductive biology and ecology of *Mesopodopsis zeylanica* Crustacea: Mysida) from a tropical estuary (Cochin backwater) in India. *Plankton and Benthos Research* 5: 49-55.
- CALIL, P. & C. A. BORZONE. 2008. Population structure and reproductive biology of *Metamysidopsis neritica* (Crustacea: Mysidacea) in a sand beach in south Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25 (3): 403-412. DOI:10.1590/S0101-81752008000300004
- CHILDRESS, J. J. & M. H. PRICE. 1978. Growth rate of the bathypelagic crustacean *Gnathopausia ingens* (Mysidacea: Lophogastridae). I. Dimensional growth and population structure. *Marine Biology* 50: 47-62.
- CLUTTER, R. I. & G. H. THEILACKER. 1971. Ecological Efficiency of a pelagic mysid shrimp; estimates from growth, energy budget and mortality studies. *Fisheries Bulletin* 69: 93-115.
- GAMA, A. M. S., M. A. MONTU & L. F. M. GUSMAO. 2002. Ciclo de vida pos-marsupial e crescimento de *Metamysidopsis elongata atlântica* (Crustacea, Mysidacea, Mysidae) em cultivo de laboratório. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre* 92 (1): 77-83.
- GAMA, A. M. S., M. A. MONTU & F. D'INCAO. 2006. Ciclo de mudas e taxas de crescimento de *Metamysidopsis elongata atlântica* (Crustacea:

- Mysidacea) cultivado em diferentes temperaturas e salinidades. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre* 96 (1): 67-70.
- GOODBODY, I. 1965. Continuous breeding in populations of two tropical crustaceans, *Mysidium columbiae* (Zimmer) and *Emerita portoricensis* Schmidt. *Ecology* 46: 195-197. DOI:10.2307/1935274
- HANAMURA, Y., R. SIOW & C. PHAIK-EAN. 2008. Reproductive Biology and Seasonality of the Indo-Australasian mysid *Mesopodopsis orientalis* (Crustacea: Mysida) in a tropical mangrove estuary, Malaysia, Estuarine. *Coastal and Shelf Science* 77: 467-474.
- MAUCLINE, J. 1980. The Biology of Mysids and Euphausiids. *Advances in Marine Biology* 18: 681.
- MEES, J., Z. ABDULKERIM & O. HAMERLYNCK. 1994. Life history, growth and production of *Neomysis integer* in the Westerschelde estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology Progress Series* 109: 43-57.
- MURANO, M. 1999. Mysidacea. In: D. Boltovskoy (Ed). *South Atlantic Zooplankton*. Leiden, Backhuys Publishers. pp. 1099-1140.
- NAIR, K. B. 1939. The reproduction, oogenesis and development of *Mesopodopsis orientalis* Tatt. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences*, Sect. B 9 4: 175-223.
- NATH, C. N. 1973. Breeding and fecundity in a subterranean mysid, *Lepidomysis longipes* (Pillai and Mariamma). *International Journal of Speleology*. 5: 319-323.
- NEAL, J. L. & W. W. PRICE. 2002. Marsupial developmental stages in *Americamysis bahia* (Mysida: Mysidae). *Journal of Crustacean Biology* 22: 98-112.
- NUÑEZ-LECUANDA, J. 2013. Evaluación de la fecundidad marsupial y posmarsupial de *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) (Crustacea: Mysidae) en condiciones silvestres y semicontroladas de la costa de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa México [Estimate of marsupial and post-marsupial fecundity of *Metamysidopsis elongata* (Holmes, 1900) (Crustacea: Mysidae) from the shore of the Mazatlán Bay, Sinaloa, México, under wild and semi-controlled conditions]. In: postgraduate thesis. 67 p. + figs. (Universidad Nacional Autónoma de Mexico, Mazatlan). Abstract available at [http://132.248.246.25/tesisgrado/consulta/detpaterno.cfm?al\\_cuenta=511014697](http://132.248.246.25/tesisgrado/consulta/detpaterno.cfm?al_cuenta=511014697)
- ORTEGA-SALAS, A. A., A. NÚÑEZ-PASTÉN & H. A. CAMACHO. 2008. Fecundity of the crustacean *Mysidopsis californica* (Mysida, Mysidae) under semi-controlled conditions. *Revista de Biología Tropical* 56: 535-539. DOI:10.6024/jmbai.2015.57.2.1866-15
- ORTEGA-SALAS, A. A., J. NUÑEZ-LECUANDA, S. RENDÓN R. & A. NUÑEZ P. 2015. Growth and survival of *Metamysidopsis elongata* (Crustacea: Mysidae) from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of India* 57 (2): 105-108. DOI:10.6024/jmbai.2015.57.2.1866-15
- RAMARN, T., V. C. CHONG & Y. HANAMURA. 2012. Population structure and reproduction of the mysid shrimp *Acanthomysis thailandica* (Crustacea: Mysidae) in a Tropical Mangrove Estuary, Malaysia, *Zoological Studies* 51: 768:782.
- RAPPE, K., N. FOCKEDEY, C. V. COLEN, A. CATTRIJSE, J. MEES & M. VINCX. 2011. Spatial distribution and general population characteristics of mysids shrimps in the Westerschelde estuary (SW Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91: 187-197.
- RENDÓN-VALDEZ, I. 2013. Algunos aspectos de la biología reproductiva de *Amathimysis trigibba* (Crustacea:Mysida). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.

## Bioensayo del efecto de fenoles producidos por *Myriophyllum aquaticum* en cultivo sobre *Lactuca sativa*

### Bioassay of the effect of phenols produced by *Myriophyllum aquaticum* culture on *Lactuca sativa*

José Luis Viveros-Legorreta<sup>1,2</sup>, S. S. S. Sarma<sup>2</sup>, Leonor Angélica Guerrero-Zúñiga<sup>3</sup> y Angélica Rodríguez-Dorantes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Fisiología Vegetal, Departamento de Botánica, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Prolongación de Carpio y Plan de Ayala s/n, col. Santo Tomás, CDMX, 11340. México

<sup>2</sup>Laboratorio de Zoología Acuática, Facultad de Estudios Superiores, Campus Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida de los Barrios 1, col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, 54090. México

<sup>3</sup>Gerencia de Transformación de Biomasa, Instituto Mexicano del Petróleo. Eje Central Lázaro Cárdenas Norte 152, col. San Bartolo Atepehuacan, CDMX, 07730. México  
e-mail: rodorantes@yahoo.com.mx

**Recibido:** 08 de marzo de 2017.

**Aceptado:** 12 de marzo de 2018.

Viveros-Legorreta J. L., S. S. S. Sarma, L. A. Guerrero-Zúñiga y A. Rodríguez-Dorantes. 2018. Bioensayo del efecto de fenoles producidos por *Myriophyllum aquaticum* en cultivo sobre *Lactuca sativa*. *Hidrobiológica* 28 (1): 109-119.

#### RESUMEN

**Antecedentes.** *Myriophyllum aquaticum* presenta una alta plasticidad fenotípica (heterofilia) y su dispersión está en función de su reproducción vegetativa; sus hojas sumergidas poseen características estructurales que permiten la liberación de compuestos orgánicos, dentro de los que se observan compuestos fenólicos. **Objetivos.** El presente estudio analizó el desarrollo de cultivos de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. bajo condiciones de laboratorio, su asociación con la liberación de compuestos fenólicos y evaluó el efecto que producen sobre la germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* L. **Métodos.** Se establecieron cultivos de esquejes emergentes en condiciones de laboratorio para evaluar la producción de compuestos fenólicos liberados al medio de cultivo. Se evaluó su efecto usando bioensayos con *L. sativa* y mediante la aplicación de índices de fitotoxicidad de los compuestos fenólicos liberados. **Resultados.** La evaluación de la producción de compuestos fenólicos evidenció una relación directa entre esta especie y su comportamiento bajo cultivo, lo que produjo la aceleración en el proceso de liberación de fenoles durante los primeros días de desarrollo. El efecto de los compuestos fenólicos liberados por *M. aquaticum* sobre *L. sativa*, evaluado a través de la comparación de los índices IGN e IER, resultó en que éstos ocasionaron baja toxicidad. **Conclusiones.** La aplicación de bioensayos con la evaluación de *endpoints* de desarrollo temprano de plántulas de *L. sativa* permitieron mostrar el efecto manifiesto de los compuestos fenólicos liberados por las plantas sumergidas de *M. aquaticum*, por lo que se caracterizan como compuestos bioactivos.

**Palabras claves:** fenoles, *Myriophyllum aquaticum*, *Lactuca sativa*

#### ABSTRACT

**Background.** *Myriophyllum aquaticum* has a high phenotypic plasticity and its plant dispersion is a function of its fast vegetative reproduction; its submerged leaves possess structural characteristics that allow the release of organic compounds, among them phenolic compounds. **Goals.** Under laboratory conditions, this study analyzed the development of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. cultures associated with the release of phenolic compounds and evaluated the effect of these compounds on germination and root elongation of *Lactuca sativa* L. **Methods.** Under laboratory conditions, we cultivated emerging shoots of *M. aquaticum* to evaluate their growth and the production of phenolic compounds. We evaluated their effect using bioassays with *L. sativa* and applying phytotoxicity indices to the phenolic compounds released. **Results.** Our evaluation of the production of phenolic compounds found a direct relationship between this plant species and its behavior under cultivation; cultivation caused a quicker release of phenols during the first days of development. These compounds released by *M. aquaticum* on *L. sativa*, as measured by the IGN and IER index comparison, were found to have caused lower toxicity. **Conclusions.** The bioassay application with the evaluation of early development endpoints of *L. sativa* plantlets allowed us to confirm the effect of phenolic compounds released by the *M. aquaticum* submerged plants and characterize them as bioactive compounds.

**Keywords:** *Lactuca sativa*, *Myriophyllum aquaticum*, phenols

## INTRODUCCIÓN

Las especies del género *Myriophyllum* poseen patrones de crecimiento característicos que les han permitido colonizar los hábitats acuáticos; en particular, *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., es una planta perenne herbácea nativa de Sudamérica, cuya forma de crecimiento acontece de acuerdo con las condiciones ambientales y de cultivo que tenga. Presenta dos tipos de hojas, las cuales pueden crecer juntas en la misma planta. Unas emergen del agua y suelen presentar la forma de plumas de ave, de color grisáceo verde, con estomas, una cutícula gruesa cerosa y foliolos cortos cilíndricos, y las otras son hojas sumergidas, de color típicamente anaranjadas a rojas, no presentan estomas ni cutícula foliar y crecen alrededor de los brotes sumergidos (Mason, 1957; Sutton & Bingham, 1973; Godfrey & Wooten, 1981). Esta especie acuática, al presentar dos formas de crecimiento distintas, posee la ventaja de sobreponerse a los cambios hídricos y ser competitiva sobre otras macrófitas sensibles a los cambios en el ambiente (Wersal & Madsen, 2011). Las plantas acuáticas sumergidas se reconocen como especies que presentan una alta plasticidad fenotípica, por lo que la dispersión de *M. aquaticum* está en función de su capacidad inherente de reproducción vegetativa rápida a partir de fragmentos vegetales (Kane *et al.*, 1991). Asociado a esto, se conoce también que las hojas sumergidas de las angiospermas acuáticas poseen características estructurales que permiten la liberación de compuestos orgánicos (Hutchinson, 1975). Algunos productos del metabolismo secundario de las plantas poseen funciones ecológicas importantes para ellas en su defensa contra patógenos, la herbivoría de vertebrados e invertebrados e incluso algunos se consideran inhibidores del crecimiento del fitoplancton (Nakai *et al.*, 2000). Aunque se sabe que existe una serie de compuestos activos en diferentes macrófitas, la mayoría de éstos aún no están identificados (Gross *et al.*, 2003). Dentro de los compuestos químicos responsables de las interacciones alelopáticas en los sistemas acuáticos se encuentran los compuestos fenólicos, clasificados ampliamente en varios grupos; entre ellos están los fenoles simples y ácidos fenólicos, que han demostrado actividad algicida (D'Abrosca *et al.*, 2006). Los ácidos como el gálico, elágico y pirogálico se han identificado como polifenoles responsables de la actividad algicida de *Myriophyllum spicatum* Linnaeus sobre cianobacterias y algas verdes (Nakai *et al.*, 2000). Se ha reportado también que no afectan el crecimiento de diatomeas (Nakai *et al.*, 2001). Gopal y Goel (1993) y Gross (1999) mencionan que este tipo de compuestos producen efectos tanto benéficos como perjudiciales que influyen sobre el crecimiento y desarrollo de los sistemas agrícolas y biológicos, por lo que los consideran aleloquímicos que pueden constituir una estrategia adaptativa de las macrófitas sumergidas. Gross *et al.* (2007) sugieren el empleo de homogenados de plantas o de sus extractos para evaluar dichos efectos; por ejemplo, se incluyen muestras de macrófitas frescas o secas que se utilizan sobre organismos prueba y se establecen bioensayos donde los extractos obtenidos de las plantas presentan fitotoxinas liberadas por ellas. Se han reportado algunos bioensayos de este tipo realizados con extracciones directas de plantas acuáticas de *Ceratophyllum demersum* Linnaeus, *Elodea* spp., *Myriophyllum* spp., *Najas marina* Linnaeus y *Stratiotes aloides* Linnaeus (Gross *et al.*, 1996, 2003; Erhard y Gross, 2006; Mulderij *et al.*, 2007). Macías *et al.* (2008) comentan que existe una serie de características que deben tomarse en cuenta cuando se selecciona un bioensayo para el estudio de los efectos de los extractos de plantas acuáticas; entre esas particularidades se incluyen no solamente a las especies de prueba, sino también su forma de crecimiento y fenología.

Callaway y Ridenour (2004) y Morris *et al.* (2009) recomiendan especies sensibles a los efectos alelopáticos sobre aquéllas que en algún sentido coevolucionaron con ellas. Fletcher y Renney (1963) y Nasir *et al.* (2005) sugieren emplear especies de interés agronómico que se han empleado en bioensayos destinados a estudios de alelopatía bioquímica. Elakovich y Wooten (1989), Espen *et al.* (1997), Mishra y Choudhuri (1998) y Tiqua *et al.* (1996) mostraron que los efectos más evidentes de los compuestos tóxicos de plantas acuáticas resultaron en cuanto a la inhibición en la germinación y el crecimiento radical. Las evaluaciones de la tasa de germinación de semillas y la tasa de elongación radical de diferentes especies vegetales han sido de gran valor en los ensayos de fitotoxicidad; y no obstante que no necesariamente reflejen la complejidad de las interacciones entre los organismos que habitan un cierto ecosistema o nicho, pueden dar información preliminar valiosa. Fletcher *et al.* (1988), Sharifi *et al.* (2007), Valerio *et al.* (2007), Di Salvatore *et al.* (2008), Chen *et al.* (2010), Kočí *et al.* (2010), Ling *et al.* (2010) y Violi *et al.* (2014), reportan que la OECD (Organization for Economic Co-operation and Development), la US-EPA (US Environmental Protection Agency) y la US-FDA (US Food and Drug Administration) recomiendan a *Cucumis sativus* Linnaeus, *Lactuca sativa* Linnaeus, *Raphanus sativus* Linnaeus, *Trifolium pratensis* Linnaeus, *Triticum aestivum* Linnaeus y *Panicum miliaceum* Linnaeus como las especies más sensibles para este tipo de bioensayos. Dado que los cultivos *in vitro* de plantas acuáticas constituyen sistemas viables para probar los mecanismos que no solamente regulan la regeneración vegetativa tanto de los meristemas preexistentes como del desarrollo de brotes adventicios, éstos permiten también conocer su fisiología. Este trabajo analizó el desarrollo de cultivos de *Myriophyllum aquaticum* bajo condiciones de laboratorio, su asociación con la liberación de compuestos fenólicos y evaluó el efecto que producen sobre la germinación y elongación radical de *Lactuca sativa*.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Ubicación del sitio de recolecta del material vegetal.** El sitio de recolecta de las plantas de *M. aquaticum* fue la laguna de Salazar; sistema acuático que constituye parte de la cuenca hidrológica del río Lerma y que durante casi todo el año presenta poca profundidad. Se localiza al este de la capital del Estado de México, dentro del Parque Nacional Miguel Hidalgo y Costilla, ubicado en los municipios de Lerma, Ocoyoacac y Huixquilucan, entre las coordenadas 99° 19' 40" y 99° 23' 35" de longitud y entre los paralelos 19° 15' 20" y 19° 19' 20" de latitud (Arriaga *et al.*, 1997; SEDUR, 2010). Las macrófitas presentes en este ecosistema son *Lemna* sp., *Wolffia* sp., *Spirodella* sp., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Hydrocotyle* sp., *Ceratophyllum demersum* Linnaeus y *Myriophyllum aquaticum*. Este cuerpo de agua presenta características químicas medias anuales de O<sub>2</sub> (10.85 mg/L), conductividad (113.23 mS), pH (8.43), cloruros (16.5 ppm), NH<sub>3</sub> (0.945 ppm), NH<sub>4</sub> (1.01 ppm), NO<sub>2</sub> (0.147 ppm), NO<sub>3</sub> (1.15 ppm), sulfatos (10.5 ppm) y lodos (0.199 ppm) lo que lo caracteriza como un sistema eutrofizado (Hernández, 2013).

**Colecta de plantas y establecimiento del cultivo de *M. aquaticum*.** Se recolectaron en la laguna de Salazar, en la época de verano, un total de 60 esquejes aéreos de plantas de *M. aquaticum* de aproximadamente 20 cm, luego se colocaron en palanganas con agua de la laguna para su traslado al laboratorio. El establecimiento de los cultivos de las plantas de *M. aquaticum* en el laboratorio partió del lavado de los esquejes colectados con solución jabonosa y enjuague con agua

corriente, para después esterilizarse superficialmente con una solución de hipoclorito de sodio al 10 % por 10 s, seguida de enjuagues con agua destilada estéril. Se colocaron 10 plantas de 15 cm de longitud previamente pesadas y marcadas en soportes de unicel (30 x 14.5 x 1 cm) perforados con sacabocados de 5 mm de diámetro. Dichas perforaciones se distribuyeron en tres hileras que contenían 10 orificios con una distancia de 1 cm entre cada uno. Se depositaron los soportes con las plantas en acuarios con dimensiones de 30 x 14.5 x 20 cm que se llenaron con 6000 mL de medio EPA (Environmental Protection Agency): 96 mg de  $\text{NaHCO}_3$  + 60 mg de  $\text{CaSO}_4$  + 60 mg de  $\text{MgSO}_4$  + 4 mg de KCl, en un litro de agua destilada (Weber, 2002). Los cultivos se establecieron por cuadruplicado con tres condiciones de crecimiento para la producción de fenoles a los 2, 4 y 6 días, bajo condiciones de iluminación continua con una lámpara de luz fría de 4500 lux ( $67.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) a temperatura ambiente de  $22 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ . Al final del tiempo determinado, se evaluó el crecimiento considerando como puntos finales de análisis (*endpoints*) la longitud (cm), el peso fresco (g) y el peso seco (g); el último se obtuvo secando el material vegetal por 24 h en estufa a  $70 \text{ }^\circ\text{C}$ . Asimismo, se determinó la tasa de crecimiento (TC, %),

para evaluar el incremento obtenido como reflejo del crecimiento de las plantas, a través de la expresión:

$$\text{TC} = \frac{\text{Pff} - \text{Pfi} \times 100}{\text{Pfi}}$$

Donde: Pff = peso fresco final

Pfi = peso fresco inicial

**Evaluación de la cantidad de fenoles totales en las plantas de *M. aquaticum*.** Ainsworth y Gillespie (2007) mencionan que el ácido gálico (AG) es un compuesto simple considerado como estándar de comparación y expresión de resultados de fenoles totales. En este ensayo se empleó para la evaluación de éstos en las plantas de *M. aquaticum*. Se consideró su estrato medio (EM) como el sitio de mayor concentración reportada por Viveros-Legorreta (2016), caracterizado de acuerdo con el color de las hojas y posición en el tallo (Fig. 1a); los estratos están distribuidos en tercios de 10 cm de longitud denominados como: estrato apical (EA), estrato medio (EM) y estrato radical (ER). Se tomaron dos muestras foliares de cada planta y se determinó la concentración de AG



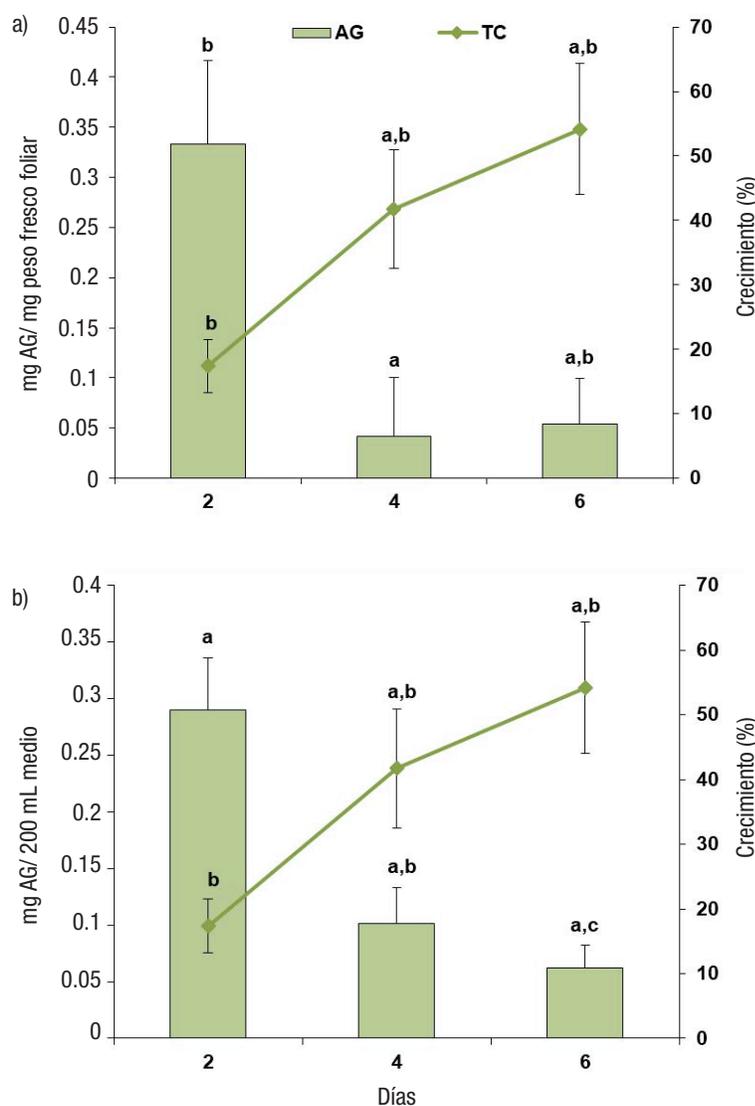
Figuras 1a-d. a) Distribución de los diferentes estratos establecidos para la evaluación de la producción de fenoles en *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.; b) Evidencia del crecimiento de las plantas de *M. aquaticum* en cultivo: 2 días; c) 4 días; d) 6 días. EA: Estrato Apical, EM: Estrato Medio, ER: Estrato Radical.

empleando el método del reactivo de Folin-Ciocalteu, según Sivaci *et al.* (2008), con el siguiente procedimiento: se molió el material vegetal con un homogeneizador de tejidos (Potter), donde se adicionaron 2.5 mL de etanol absoluto. Los tubos con los extractos foliares se dejaron en un baño de incubación a 25 °C por 24 h y después de ese tiempo se tomaron alícuotas de 1 mL de cada extracto, que se combinaron con 1 mL de etanol absoluto + 5 mL de agua destilada + 1 mL de reactivo de Folin-Ciocalteu al 50%. Se mezclaron vigorosamente y después de 3 minutos se adicionaron 3 mL de una solución de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  al 2%. Los tubos se agitaron vigorosamente y se dejaron por 1 hora a temperatura ambiente para el desarrollo del color azul característico de la reacción con el reactivo de Folin-Ciocalteu. Después de este tiempo, se leyó la absorbancia de cada mezcla a 760 nm en un espectrofotómetro. Los valores se interpolaron en una curva tipo de ácido gálico (0 a 5 mg/

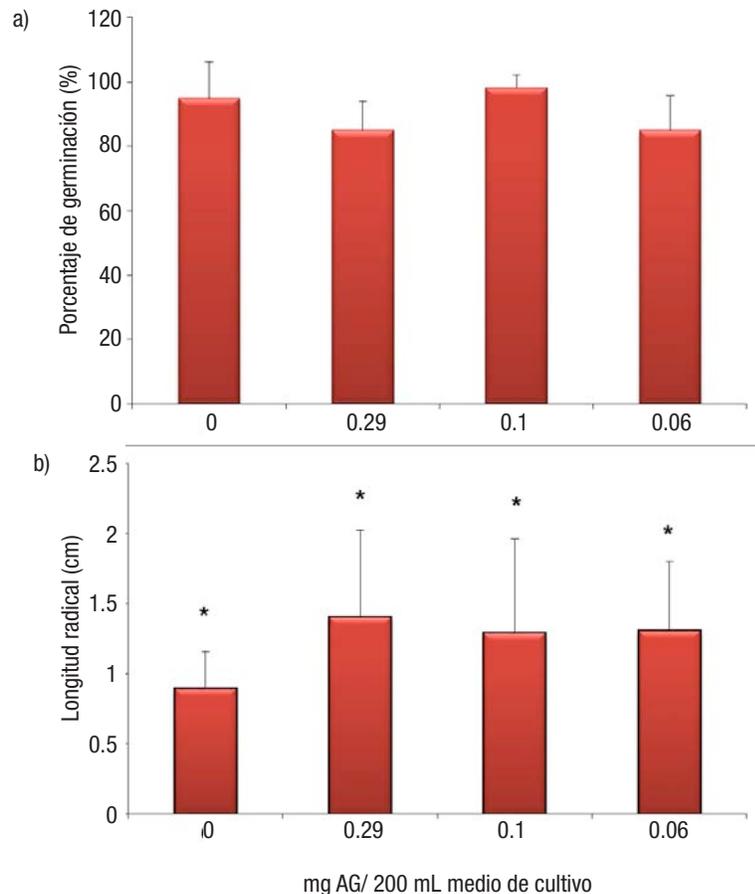
mL) y la cantidad de los compuestos fenólicos totales producidos por las plantas de *M. aquaticum* se reportaron como mg de AG/mg peso fresco foliar.

#### Evaluación de la liberación de fenoles de plantas de *M. aquaticum* al medio de cultivo.

La evaluación de la liberación de los fenoles de las plantas de *M. aquaticum* al medio de cultivo también se realizó por el método del reactivo de Folin-Ciocalteu, según Sivaci *et al.* (2008), con las siguientes modificaciones al método citado: se tomaron alícuotas de 1 mL del medio de cultivo de cada tratamiento. Se añadió 1 mL de etanol absoluto + 1 mL de reactivo de Folin-Ciocalteu al 50%. Se mezclaron vigorosamente y después de 3 minutos se adicionaron 3 mL de una solución de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  al 2%. Los tubos se agitaron vigorosamente y se dejaron por 24 h a temperatura ambiente para el desarrollo del color



Figuras 2a-b. Evaluación de los fenoles producidos y liberados al medio de cultivo y del crecimiento de las plantas de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. en los tiempos seleccionados. a) Tasa de crecimiento y producción de compuestos fenólicos producidos por las plantas; b) Tasa de crecimiento y compuestos fenólicos liberados al medio de cultivo (n = 10, las diferentes letras muestran las diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0.001$ )).



Figuras 3a-b. Evaluación del efecto de los compuestos fenólicos (AG) producidos y liberados al medio de cultivo por las plantas de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. a) Porcentaje de germinación (n = 60, sin diferencias estadísticamente significativas ( $p > 0.05$ )); b) Longitud radical de *L. sativa* (n = 60, con diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0.001$ )).

azul característico de la reacción con el reactivo de Folin-Ciocalteu. Después de este tiempo, se leyó la absorbancia de cada mezcla a 760 nm en un espectrofotómetro que se interpoló también en una curva tipo de ácido gálico (0 a 5 mg/mL) y la cantidad de los compuestos fenólicos totales liberados al medio de cultivo por las plantas de *M. aquaticum* se expresó como mg de AG por 200 mL medio de cultivo, volumen considerado en el que se cultivaron las plantas.

**Evaluación del efecto de los fenoles liberados por *M. aquaticum* sobre la germinación y desarrollo de plántulas de *Lactuca sativa*.** El establecimiento del bioensayo con semillas de *Lactuca sativa* var. Butter Crunch (*Lactuca sativa* L. var. *secalina* (Alef.) Juckenack), se realizó con semillas comerciales certificadas de esta especie, que se desinfectaron con hipoclorito de sodio al 10% por tres minutos y se enjuagaron tres veces con agua destilada estéril. Se depositaron 12 semillas por placa de Petri que contenían papel filtro estéril. Los experimentos testigo solo con 0.7 mL de agua destilada estéril y alícuotas de 0.7 mL de los medios de cultivo de las plantas de *M. aquaticum* crecidas a los 2, 4 y 6 días, por quintuplicado. Las placas se incubaron a 36 °C por 72 h; transcurrido ese tiempo se determinó el porcentaje de germinación y la medición de la longitud radical. El efecto de los fenoles liberados al medio se observó a través de la evaluación de su fitotoksi-

cidad, empleando los índices del porcentaje de germinación residual normalizado (IGN) y de elongación radical residual normalizado (IER) empleado por Pacheco-Hernández *et al.* (2015), propuesto por Bagur-González *et al.* (2011):

$$\text{IGN} = \frac{\text{Germcult} - \text{Germtest}}{\text{Germtest}}$$

Donde Germcult es el porcentaje promedio de las semillas germinadas con las alícuotas de los medios de cultivo colectados a los 2, 4 y 6 días de crecimiento de las plantas de *M. aquaticum*; mientras que Germtest es el porcentaje promedio de semillas germinadas en agua destilada (testigo).

$$\text{IER} = \frac{\text{Elongcult} - \text{Elongtest}}{\text{Elongtest}}$$

Donde Elongcult es la longitud promedio de las radículas de las semillas germinadas con las alícuotas de los medios de cultivo colectados a los 2, 4 y 6 días de crecimiento de las plantas de *M. aquaticum*, y Elongtest es la longitud promedio de las radículas de las semillas germinadas en el agua destilada (testigo).

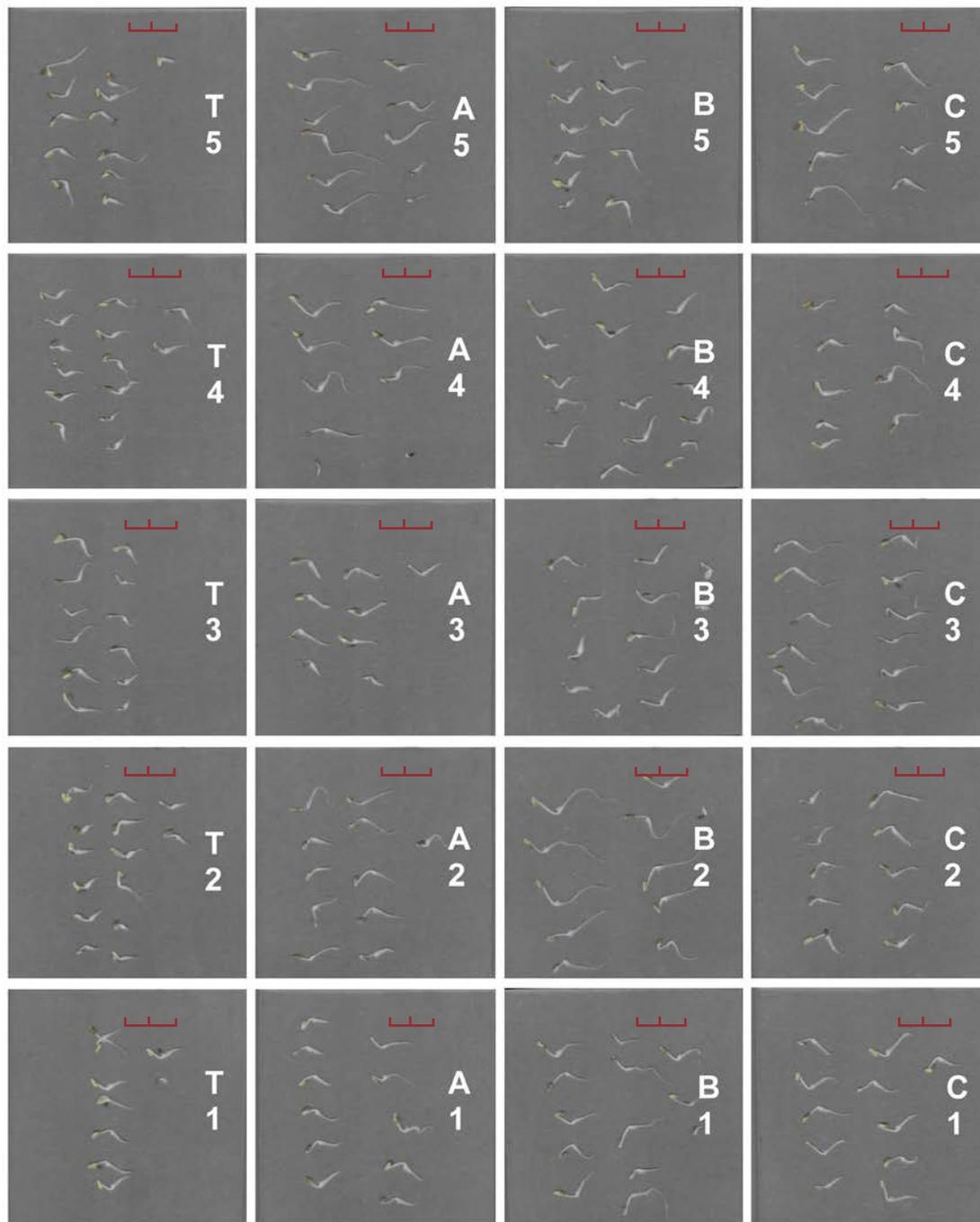


Figura 4. Evidencia del efecto de hormesis producido por los compuestos fenólicos liberados al medio de cultivo, sobre la elongación radical de plántulas de *Lactuca sativa* L. T: Testigo; A: 0.29 mg AG/200 mL; B: 0.10 mg AG/200 mL; C: 0.06 mg AG/200 mL.

Estos índices, según Pacheco-Hernández *et al.* (2015), son herramientas que permiten analizar el efecto fitotóxico de compuestos liberados que inhiben o promueven el desarrollo y, de acuerdo con el índice reportado por Bagur-González *et al.* (2011), con valores de toxicidad que van desde -1 a  $> 0$ , con las siguientes categorías propuestas: A =

de 0 a -0.25 baja toxicidad, B = de -0.25 a -0.5 toxicidad moderada, C = de -0.5 a -0.75 alta toxicidad y D = de -0.75 a -1.0, toxicidad muy alta. Estos autores establecen también que los valores del índice  $> 0$  indican que se dio la estimulación del crecimiento de la radícula conocido como hormesis.

**Análisis de datos.** Todos los datos obtenidos se evaluaron con un análisis de varianza de una vía y se compararon las medias obtenidas a través de una prueba de Tukey-Kramer, empleando el programa estadístico Graph Pad Instat Ver. 2.03.

## RESULTADOS

En los tratamientos establecidos para evaluar el crecimiento y producción de fenoles por las plantas de *M. aquaticum* se observó la promoción de la longitud de las plantas (Fig. 1), con un incremento en las tasas de crecimiento de la biomasa obtenida (%):  $17.40 \pm 4.13$ ,  $41.73 \pm 9.2$  y  $54.17 \pm 10.1$  a los 2, 4 y 6 días, respectivamente, con diferencias significativas ( $p < 0.001$ ). La producción de fenoles presentó el mismo patrón entre la concentración medida en el estrato medio de las plantas:  $0.33 \pm 0.08$ ,  $0.04 \pm 0.05$  y  $0.05 \pm 0.04$  mg AG/ mg peso fresco foliar, y la cantidad de fenoles liberados al medio de cultivo:  $0.29 \pm 0.04$ ,  $0.10 \pm 0.03$  y  $0.06 \pm 0.02$  mg AG/200mL medio de cultivo, a los 2, 4 y 6 días, respectivamente (Figs. 2a y 2b), con diferencias significativas ( $p \leq 0.01$ ) durante los 6 días del crecimiento de las plantas.

La figura 3a muestra los resultados de la evaluación del porcentaje de germinación, donde las concentraciones de AG cuantificado en el medio de cultivo no inhibieron la germinación de las semillas de *L. sativa* en comparación con las semillas germinadas en condiciones normales (testigo:  $95 \pm 11.1\%$ ). Se obtuvieron los valores de  $84.9 \pm 9.09$ ,  $98.32 \pm 3.7$  y  $84.98 \pm 10.8\%$ , respectivamente, en las concentraciones de 0.29, 0.10 y 0.06 mg de AG, pero se observa un efecto contrastante sobre la elongación radical que evidenció el efecto promotor de éstas

sobre las plántulas de *L. sativa* con un incremento del 57, 43 y 46% en la longitud radical ante la exposición a las concentraciones de AG probadas (0.29, 0.10 y 0.06 mg AG), comparadas con las plántulas testigo.

## DISCUSIÓN

La producción y liberación de fenoles de las macrófitas que incluyen a *M. aquaticum* han sido estudiadas por diferentes autores (Gross *et al.*, 1996; Nakai *et al.*, 1999). En particular, Hilt *et al.* (2006) reportan que en la zona apical de las especies del género *Myriophyllum* se produce una alta cantidad de fenoles. En este estudio, la evaluación de la producción de compuestos fenólicos evidenció una relación directa entre esta especie y su comportamiento bajo cultivo, producto de la plasticidad genética reflejada en su heterofilia. Esto produjo la aceleración en el proceso de liberación de fenoles durante los primeros días de desarrollo, lo que coincide con lo reportado por Lindén y Lehtiniemi (2005), quienes observaron que con el manejo de esquejes de *M. spicatum* se dio la liberación de una alta concentración de fenoles bajo condiciones de laboratorio. Es importante notar que la heterofilia de *M. aquaticum* la sugiere como una especie con un impacto significativo de sensibilidad en bioensayos que emplean esta macrófita acuática; de igual manera, el hecho de que las altas tasas de crecimiento de los tallos de las macrófitas anfíbias cuando se encuentran sumergidas son resultado de la acción primaria de procesos regulados por fitohormonas endógenas, y solo en parte resultado de la asimilación del carbono vía fotosíntesis, como lo reportan Ebke *et al.* (2013).

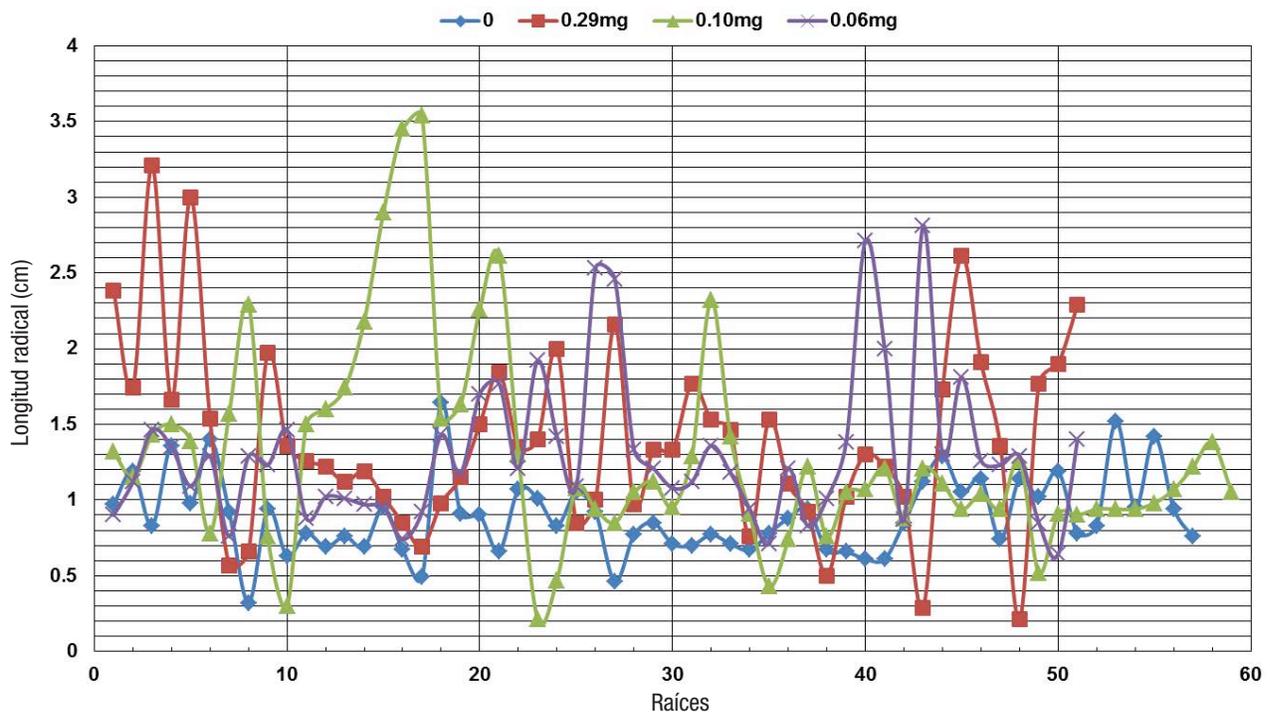


Figura 5. Comportamiento radical de las plántulas de *Lactuca sativa* L. producido por los compuestos fenólicos liberados al medio de cultivo por *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.

En cuanto a la evaluación del efecto de los compuestos fenólicos liberados por *M. aquaticum* sobre *L. sativa*, la comparación de los índices IGN y IER obtenidos a partir de las mediciones del porcentaje de germinación y la longitud radical de las plántulas de *L. sativa* indicaron que el efecto de las alícuotas probadas de los medios de cultivo que contenían las diferentes concentraciones de AG liberados por las plantas de *M. aquaticum* sobre la germinación de las semillas, tuvieron un efecto de baja toxicidad, en concentraciones de 0.29 y 0.06 mg AG (IGN, A = -0.10), con un ligero efecto sobre la germinación de las semillas expuestas a la concentración de 0.10 mg AG cuantificado en el medio de cultivo de IGN, E= 0.03, según la escala propuesta por Bagur-González *et al.* (2011). En este estudio, el índice que mostró más sensibilidad fue el IER, donde, no obstante que no se presentó un efecto fitotóxico de los fenoles presentes en el medio de cultivo de las muestras analizadas, sí se observó un efecto promotor sobre la elongación, según éste índice, con valores de E = 0.56, 0.43 y 0.45, bajo las concentraciones de 0.29, 0.10 y 0.06 mg AG respectivamente, comparadas con las plántulas testigo. Estos resultados se observan en la figura 4, donde se muestra la apariencia de las plántulas de *L. sativa* bajo las condiciones establecidas en el bioensayo; pero no se notan cambios visibles en las raíces que muestren daño al compararse con las plántulas testigo. La figura 5 muestra el comportamiento de las raíces de cada plántula de *L. sativa* expuestas a las diferentes concentraciones de AG cuantificado en relación con su longitud radical total, donde muestran variaciones muy similares en el crecimiento de las raíces de las plántulas desarrolladas bajo condición normal (testigo) y las expuestas a 0.10 y 0.06 mg AG, pero con mayor longitud radical obtenida en las plántulas expuestas a 0.29 mg AG. Esta respuesta resultó similar a la reportada por Ngoc-Bich y Kato-Noguchi (2012), quienes obtuvieron una relación de dosis-respuesta en el crecimiento radical de *Echinochloa crus-galli* (Linnaeus) P. Beauv., *Lolium multiflorum* Lamarck, *Medicago sativa* Linnaeus y *Lepidium sativum* Linnaeus, expuestas a extractos de *Centrostachys aquatica* (R. Br.) Baill., *Polygonum pulchrum* Blume, *Hymenachne acutigluma* Steud y de *Ischaemum hirtum* Hack. Éstas reflejaron una respuesta de hormesis, fenómeno que es muy reconocido en estudios de fitotoxicidad en plantas; cuando ocurre se promueve su crecimiento a altas concentraciones al inicio de su desarrollo (Randhawa *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2003; Belz y Hurlle, 2004; Ahmed *et al.*, 2007; Belz, 2008).

Einhelling y Rasmussen (1978) y Williams y Harland (1982) han reportado efectos aditivos o sinérgicos de diferentes compuestos fenólicos en las interacciones alelopáticas aun en bajas concentraciones. Quayyum *et al.* (1999) analizaron el efecto de extractos fenólicos acuosos de *Myriophyllum verticillatum* Linnaeus (200 mg/100 g peso fresco) sobre la germinación y desarrollo radical de *L. sativa*, con el 75% de la inhibición en su longitud radical.

En este trabajo, la respuesta obtenida con la aplicación de las alícuotas de los medios de cultivo de las plantas de *M. aquaticum* que contenían los fenoles liberados por éstas no resultó fitotóxica; por el contrario, favoreció la elongación radical en términos de la relación dosis-respuesta: E: 0.56, 0.43 y 0.45, para las concentraciones de AG de 0.29, 0.10 y 0.06 mg AG, respectivamente.

Pacheco-Hernández *et al.* (2015) mencionan que la medición de la elongación radical es un parámetro fisiológico importante para la evaluación de la toxicidad de compuestos, ya que durante los primeros días de desarrollo de las plántulas la presencia de una sustancia

tóxica puede interferir en su fisiología, como lo reportan también Prati y Bossdorf (2004); Kadioglu *et al.* (2005) y Sobrero y Ronco (2008). Asimismo, la inhibición o promoción del crecimiento radical se considera como un buen sensor de la respuesta de las plántulas a compuestos activos que bien pueden tratarse de compuestos aleloquímicos (Pellisier, 2013). Por lo tanto, es necesario distinguir entre alelopatía y fitotoxicidad, como mencionan Ellakovich y Yang (1996); ya que no todos los compuestos fitotóxicos son aleloquímicos, aunque algunos aleloquímicos requieren ser fitotóxicos y, en consecuencia, emplear el tipo de bioensayos manejado en este estudio resulta útil para determinar aquellos compuestos activos que no necesariamente demuestran su comportamiento alelopático.

Es importante mencionar también que los biomarcadores de plantas ofrecen ventajas al evaluarse como *endpoints*. Arts *et al.* (2008) mencionan que un *endpoint* se define como una variable que refleja el desarrollo de un organismo prueba durante y después de su exposición a un compuesto tóxico; además de que los criterios de selección que deben tomarse en cuenta son los de relevancia ecológica y sensibilidad toxicológica, expresados como valores de toxicidad y de varianza. La sensibilidad de los *endpoints* y la varianza alrededor de los niveles de los experimentos testigo no son consideradas como variables independientes, dado que la varianza influye en las desviaciones de las concentraciones más altas a partir de los testigos y, con ello, en la sensibilidad. Por esta razón, la sensibilidad es el criterio más importante; mientras que en el caso de sensibilidades similares, la varianza puede emplearse como un segundo criterio. La selección de los *endpoints* solamente con base en los coeficientes de variación, sin considerar la sensibilidad, como lo han propuesto Knauer *et al.* (2006), pueden dar como resultado *endpoints* que no son en su mayoría sensibles toxicológicamente hablando. Hanson *et al.* (2003) evaluaron *endpoints* comparando la sensibilidad toxicológica, el poder estadístico y la relevancia ecológica, con lo que recomiendan el empleo de los *endpoints* radicales como indicadores de toxicidad. Schmidt y Redshaw (2015) consideran que la evaluación de la longitud radical o la elongación radical es uno de los *endpoints* más comunes que se emplean o aplican a los estudios de fitotoxicidad, y que los *endpoints* específicos de la longitud radical y del brote están en función de la longitud y biomasa de las plántulas. De nueva cuenta, se reporta que los efectos más evidentes que producen los compuestos tóxicos sobre las plantas son la inhibición de la germinación (Espen *et al.*, 1997; Mishra & Choudhuri, 1998) y la inhibición en el crecimiento radical (Tiqua *et al.*, 1996). Por esta razón, la tasa de germinación y de elongación radical de las plantas terrestres vasculares se ha empleado con mayor frecuencia en ensayos de fitotoxicidad para evaluar los efectos de compuestos orgánicos e inorgánicos (Reynolds, 1989; Wang y Keturi, 1990; Wang y Williams, 1990; Baudgrasset *et al.*, 1993; Gong *et al.*, 1999; Sharifi *et al.*, 2007; Valerio *et al.*, 2007; Chen *et al.*, 2010; Koči *et al.*, 2010).

Finalmente, como conclusiones de este estudio, el desarrollo de plantas acuáticas con patrones de plasticidad genética tan particulares como el que tiene *M. aquaticum* de la heterofilia, permite entender cómo este tipo de plantas anfibas se adapta a diferentes cambios en su hábitat, lo que le permite mantenerse en él o incluso colonizar otros sitios. Además de sus adaptaciones químico-ecológicas a través de la producción localizada de compuestos fenólicos en las plantas, bajo condiciones sumergidas, que a través de la aplicación de bioensayos con la evaluación de *endpoints* de germinación y radicales mostraron el efecto manifiesto de los compuestos fenólicos liberados por las plantas

sumergidas de *Myriophyllum aquaticum* en el desarrollo temprano de plántulas de *Lactuca sativa*, caracterizados como compuestos bioactivos, al evidenciar su toxicidad baja o nula, de acuerdo con la relación dosis-respuesta.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo financiero otorgado por la Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional al Proyecto de Investigación SIP: 20151927, para la realización de este trabajo y también a la Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas (COFAA, IPN), EDI (Estímulo al Desempeño de los Investigadores, IPN) y al Sistema Nacional de Investigadores (SNI-CONACyT).

## REFERENCIAS

- AHMED, R., M. B. UDDIN, M. A. S. A. KHAN, S. A. MUKUL & M. K. HOSSAIN. 2007. Allelopathic effects of *Lantana camara* on germination and growth behavior of some agricultural crops in Bangladesh. *Journal of Forest Research* 18: 301-304. DOI:10.1007/s11676-007-0060-6
- AINSWORTH, E. A. & K. M. GILLESPIE. 2007. Estimation of total phenolic content and other oxidation substrates in plant tissues using Folin Ciocalteu reagent. *Nature Protocols* 2: 875-877. DOI:10.1038/nprot.2007.102
- ARRIAGA, L., C. AGUILAR, D. ESPINOSA & R. JIMÉNEZ. 1997. Regionalización ecológica y biogeográfica de México. Taller de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, D.F.
- ARTS, H. P., J. DICK, M. BELGERS, C. H. HOEKZEMA & J. T. N. M. THISEN. 2008. Sensitivity of submersed freshwater macrophytes and endpoints in laboratory toxicity tests. *Environmental Pollution* 153: 199-206. DOI:10.1016/j.envpol.2007.07.019
- BAGUR-GONZÁLEZ, M. G., C. ESTEPA-MOLINA, F. MARTÍN-PEINADO & S. MORALES-RUANO. 2011. Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal (loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments* 11: 281-289. DOI:10.1007/s11368-010-0285-4
- BAUDGRASSET, F., S. BAUDGRASSET & S. I. SAFFERMAN. 1993. Evaluation of the bioremediation of a contaminated soil with phytotoxicity tests. *Chemosphere* 26:1365-1374. DOI:10.1016/0045-6535(93)90187-A
- BELZ, R. G. & K. J. HURLE. 2004. A novel laboratory screening bioassay for crop seedling allelopathy. *Journal of Chemical Ecology* 30: 175-198. DOI:10.1023/B:JOEC.0000013190.72062.3d
- BELZ, R. G. 2008. Stimulation versus inhibition-bioactivity of parthenin, a phytochemical from *Parthenium hysterophorus* L. *Dose Response* 6: 80-96. DOI:10.2203/dose-response.07-007.Belz
- CALLAWAY, R. & W. RIDENOUR. 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and Environment* 2: 436-443. DOI:10.1890/1540-9295(2004)002[0436:NWISAT]2.0.CO;2
- CHEN, C., Q. ZHOU, Y. BAO, Y. LI & P. WANG. 2010. Ecotoxicological effects of polycyclic musks and cadmium on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of Environmental Sciences* 22: 1966-1973. DOI:10.1016/S1001-0742(09)60347-8
- D'ABROSCA, B., M. DELLA GRECA, A. FIORENTINO, M. ISIDORI, P. MONACO & S. PACIFICCO. 2006. Chemical constituents of the aquatic plant *Schoenoplectus lacustris*: evaluation of phytotoxic effects on the green alga *Selenastrum capricornutum*. *Journal of Chemical Ecology* 32:81-96. DOI:10.1007/s10886-006-9354-y
- DI SALVATORE, M., A. M. CARAFA & G. CARRATÙ. 2008. Assessment of heavy metals phytotoxicity next term using seed germination and root elongation tests: a comparison of two growth substrates. *Chemosphere* 73: 1461-1464. DOI:10.1016/j.chemosphere.2008.07.061
- EBKE, K.P., C. FELTEN & L. DÖREN. 2013. Impact of heterophylly on the sensitivity of *Myriophyllum aquaticum* biotests. *Environmental Sciences Europe* 25:1-9. DOI:10.1186/2190-4715-25-6
- EINHELLING, F. A. & J. A. RASMUSSEN. 1978. Synergistic inhibitory effects of vanillic and p-hydrobenzoic acids on radish and grain sorghum. *Journal of Chemical Ecology* 4: 425-436. DOI:10.1007/BF00989499
- ELAKOVICH, S. D. & J. W. WOOTEN. 1989. Allelopathic potential of sixteen aquatic and wetland plants. *Journal of Aquatic Plant Management* 27: 78-84.
- ELAKOVICH, S. D. & J. YANG. 1996. Structures and allelopathic effects of *Nuphar* alkaloids: nupharolutine and 6,6¢-dihydroxythiobinupharidine. *Journal of Chemical Ecology* 22: 2209-2219. DOI:10.1007/BF02029541
- ERHARD, D. & E. M. GROSS. 2006. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *E. nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. *Aquatic Botany* 85: 203-211. DOI:10.1016/j.aquabot.2006.04.002
- ESPEN, L., L. PIROVANO & S. M. COCUCCI. 1997. Effect of Ni<sup>2+</sup> during the early phases of radish (*Raphanus sativus*) seed germination. *Environmental and Experimental Botany* 38:187-197. DOI:10.1016/S0098-8472(97)00011-7
- FLETCHER, J. S., F. L. JOHNSON & J. C. MCFALANE. 1988. Database assessment of phytotoxicity data published on terrestrial vascular plants. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7: 615-622. DOI:10.1002/etc.5620070803
- FLETCHER, R. & A. RENNEY. 1963. A growth inhibitor found in *Centaurea* spp. *Canadian Journal of Plant Sciences* 43:475-481. DOI:10.4141/cjps63-098
- GODFREY, R. K. & J. W. WOOTEN. 1981. Aquatic and Wetland Plants of Southeastern United States: Dicotyledons. Vol. 2. University of Georgia Press, Athens, GA, USA.
- GONG, P., B. M. WILKE & S. FLEISCHMANN. 1999. Soil-based phytotoxicity of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) to terrestrial higher plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 36:152-157. DOI:10.1007/s002449900455
- GOPAL, B. & U. GOEL. 1993. Competition and allelopathy in aquatic plant communities. *Botanical Reviews* 59: 155-210. DOI:10.1007/BF02856599
- GROSS, E. M., H. MEYER & G. SCHILLING. 1996. Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. *Phytochemistry* 41: 133-138. DOI:10.1016/0031-9422(95)00598-6
- GROSS, E. M. 1999. Allelopathy in benthic and littoral areas: case studies on allelochemicals from benthic cyanobacteria and submersed macrophytes. In: (Inderjit, K.M., M. Dakshini & C. L. Foy (Eds.). *Prin-*

- Principles and Practices in Plant Ecology: Allelochemical Interactions*. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 179-199.
- GROSS, E. M., D. ERHARD & E. IVÁNYI. 2003. Allelopathic activity of *Ceratophyllum demersum* L. and *Najas marina* ssp. *intermedia* (Wolfgang) Casper. *Hydrobiologia* 506: 583-589. DOI:10.1023/B:HYDR.0000008539.32622.91
- GROSS, E. M., S. HILT, P. LOMBARDO & G. MULDERIJ. 2007. Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton-state of the art and open questions. *Hydrobiologia* 584: 77-88. DOI:10.1007/s10750-007-0591-z
- HANSON, M. L., H. SANDERSON, K. R. SOLOMON. 2003. Variation, replication, and power analysis of *Myriophyllum* spp. microcosm toxicity data. *Environmental and Toxicology Chemistry* 22: 1318-1329. DOI:10.1002/etc.5620220619
- HERNÁNDEZ, G. O. U. 2013. Prospección ecológica de la Laguna de Salazar, Estado de México (Tesis de Investigación). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México.
- HILT, S. 2006. Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes. *Aquatic Botany* 85: 252-256. DOI:10.1016/j.aquabot.2006.05.004
- HUTCHINSON, G. E. 1975. *A Treatise on limnology Vol. III. Limnological botany*. John Wiley & Sons, New York. 660 p.
- KADIOGLU, I., Y. YANAR & U. ASAV. 2005. Allelopathic effects of weeds extracts against seed germination of some plants. *Journal of Environmental Biology* 26:169-173.
- KANE, M. E., E. F. GILMAN & M. A. JENKS. 1991. Regenerative capacity of *Myriophyllum aquaticum* tissues cultured *in vitro*. *Journal of Aquatic Plant Management* 29: 102-109.
- KNAUER, K., M. VERVLIIET-SCHNEEBaum, R. J. DARK & S. J. MAUND. 2006. Methods for assessing the toxicity of herbicides to submersed aquatic plants. *Pest Management Science* 62: 715-722. DOI:10.1002/ps.1226
- KOČI, V., K. MOCOvÁ, M. KULOvANÁ & S. VOŠAHLovÁ. 2010. Phytotoxicity tests of solid wastes and contaminated soils in the Czech Republic. *Environmental Science and Pollution Research* 17: 611-623. DOI:10.1007/s11356-009-0214-5
- LINDÉN, E. & M. LEHTINIEMI. 2005. The lethal and sublethal effects of the aquatic macrophyte *Myriophyllum spicatum* on Baltic littoral planktivores. *Limnology and Oceanography* 50: 405-411. DOI:10.4319/lo.2005.50.2.0405
- LING, T., Y. FANGKE & R. JUN. 2010. Effect of mercury to seed germination, coleoptile growth and root elongation of four vegetables. *Research Journal of Phytochemistry* 4: 225-233. DOI:10.3923/rjphyto.2010.225.233
- LIU, D. L., M. AN, I. R. JOHNSON & J. V. LOVETT. 2003. Mathematical modeling of allelopathy. III. A model for curve-fitting allelochemical dose responses. *Nonlinearity in Biology Toxicology and Medicine Journal* 1: 37-50. DOI:10.1080/15401420390844456
- MACÍAS, F. A., L. G. J. GALINDO, M. D. GARCÍA-DÍAZ & J. C. G. GALINDO. 2008. Allelopathic agents from aquatic ecosystems: potential biopesticides models. *Phytochemistry Reviews* 7:155-178. DOI:10.1007/s11101-007-9065-1
- MASON, H. L. 1957. *A Flora of the Marshes of California*. University of California Press, Berkeley, CA, USA.
- MISHRA, A. & M. A. CHOUDHURI. 1998. Ameliorant of lead and mercury effect on germination and rice seedling growth by antioxidants. *Biologia Plantarum* 41:469-473. DOI:10.1023/A:1001871015773
- MORRIS, C., P. R. GROSS & C. A. CALL. 2009. Elemental allelopathy: processes, progress, and pitfalls. *Plant Ecology* 202:1-11. DOI:10.1007/s11258-008-9470-6
- MULDERIJ, G., B. MAU, E. VAN DONK & E. M. GROSS. 2007. Allelopathic activity of *Stratiotes aloides* on phytoplankton towards identification of allelopathic substances. *Hydrobiologia* 584: 89-100. DOI:10.1007/s10750-007-0602-0
- NAKAI, S., Y. INOUE, M. HOSOMI & A. MURAKAMI. 1999. Growth inhibition of blue green algae by allelopathic effects of macrophytes. *Water Science and Technology* 39: 47-53.
- NAKAI, S., Y. INOUE, M. HOSOMI & A. MURAKAMI. 2000. *Myriophyllum spicatum* released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Water Research* 34: 3026-3032. DOI:10.1016/S0043-1354(00)00039-7
- NAKAI, S., S. YAMANE & M. HOSOMI. 2001. Algal growth inhibition effects of *Myriophyllum spicatum*-releasing four allelopathic phenols. *Journal of Japan Society of Water Environment* 23:726-730. DOI:10.2965/jswe.23.726
- NASIR, H., Z. IQBAL, S. HIRADATE & Y. FUJII. 2005. Allelopathic potential of *Robinia pseudoacacia* L. *Journal of Chemical Ecology* 31: 2179-2192. DOI:10.1007/s10886-005-6084-5
- NGOC-BICH, T. T. & H. KATO-NOGUCHI. 2012. Allelopathic potential of four emergent macrophytes on the growth of terrestrial plant species. *International Journal of Bio-Science and Bio-Technology* 4: 81-94.
- PACHECO-HERNÁNDEZ, X. J., A. RODRÍGUEZ-DORANTES, R. GONZÁLEZ-RIVERA, E. AMORA-LAZCANO, L. A. GUERRERO-ZUÑIGA & A. V. RODRÍGUEZ-TOVAR. 2015. Evaluación del efecto fitotóxico de rizobacterias deletéreas sobre el crecimiento radical de *Axonopus affinis* (Chase) y *Lens esculenta* (Moench). *Polibotánica* 40: 137-152. DOI:10.18387/polibotanica.40.9
- PELLISSIER, F. 2013. Improved germination bioassays for allelopathy research. *Acta Physiologiae Plantarum* 35: 23-30. DOI:10.1007/s11738-012-1044-5
- PRATI, D. & O. BOSSDORF. 2004. Allelopathic inhibition of germination by *Alliaria petiolata* (Brassicaceae). *American Journal of Botany* 91: 285-288. DOI:10.3732/ajb.91.2.285
- QUAYYUM, H. A., A. U. MALLIK, D. E. ORR & P. F. LEE. 1999. Allelopathic potential of aquatic plants associated with wild rice: II. Isolation and identification of allelochemicals. *Journal of Chemical Ecology* 25: 221-228. DOI:10.1023/A:1020805704172
- RANDHAWA, M. A., Z. A. CHEEMA & M. A. ALI. 2002. Allelopathic effect of sorghum water extract on the germination and seedling growth of *Trianthema portulacastrum*. *International Journal of Agriculture and Biology* 4: 383-384.

- REYNOLDS, T. 1989. Comparative effects of heterocyclic compounds on inhibition of lettuce fruit germination. *Journal of Experimental Botany* 40: 391-404. DOI:10.1093/jxb/40.3.391
- SCHMIDT, W. & C. H. REDSHAW. 2015. Evaluation of biological endpoints in crop plants after exposure to non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs): implications for phytotoxicological assessment of novel contaminants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 112: 212-222. DOI:10.1016/j.ecoenv.2014.11.008
- SEDUR (SECRETARÍA DE DESARROLLO URBANO). 2010. Plan Municipal de Desarrollo Urbano de Lerma. H. Ayuntamiento de Lerma. Estado de México. 248 p.
- SHARIFI, M., Y. SADEGHI & M. AKBARPOUR. 2007. Germination and growth of six plant species on contaminated soil with spent oil. *International Journal of Environmental Science & Technology* 4: 463-470. DOI:10.1007/BF03325982
- SIVACI, A., E. ELMAS, F. GÜMÜŞ & E. R. SIVACI. 2008. Removal of cadmium by *Myriophyllum heterophyllum* Michx. and *Potamogeton crispus* L. and its effect on pigments and total phenolic compounds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54: 612-618. DOI:10.1007/s00244-007-9070-9
- SOBRERO, M. C. & A. RONCO. 2008. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. In: Ramírez Romero P. y A. Mendoza Cantú A. (Compiladoras). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México, pp. 55-68.
- SUTTON, D. L. & S. W. BINGHAM. 1973. Anatomy of emerged parrot feather. *Hyacinth Control Journal* 11: 49-54.
- TIQUA, S. M., N. F. Y. TAM & I. J. HODGKISS. 1996. Effect of composting on phytotoxicity of spent pigmanure sawdust litter. *Environmental Pollution* 93: 249-256. DOI:10.1016/S0269-7491(96)00052-8
- VALERIO, M. E., J. F. GARCÍA & F. M. PEINADO. 2007. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a biomass with lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Science of the Total Environment* 378: 63-66.
- VISIOLI, G., F. D. CONTI, C. GARDI & C. MENTA. 2014. Germination and root elongation bioassays in six different plant species for testing Ni contamination in soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 92: 490-496. DOI:10.1007/s00128-013-1166-5
- VIVEROS-LEGORRETA J. L. 2016. Evaluación de la producción de fenoles de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., 1973 bajo condiciones de laboratorio y su efecto en la supervivencia de *Moina macrocopa* (Straus, 1820) (Cladocera). Tesis de Maestría, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México, México.
- WANG, W. & P. H. KETURI. 1990. Comparative seed germination tests using ten plant species for toxicity assessment of metals engraving effluent sample. *Water Air and Soil Pollution* 52: 369-376. DOI:10.1007/BF00229444
- WANG, W. & J. M. WILLIAMS. 1990. The use of phytotoxicity tests (common duckweed, cabbage, and millet) for determining effluent toxicity. *Environmental Monitoring and Assessment* 14: 45-58. DOI:10.1007/BF00394356
- WEBER, C. I. 2002. *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency. Fifth Edition, 275 p.
- WERSAL, R. M. & J. D. MADSEN. 2011. Influences of water column nutrient loading on growth characteristics of the invasive aquatic macrophyte *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. *Hydrobiologia* 665: 93-105. DOI:10.1007/s10750-011-0607-6
- WILLIAMS, R. D. & R. E. HARLAND. 1982. The effects of naturally occurring phenolic compounds on seed germination. *Weed Science* 30: 206-212.



Efecto del nivel de proteína en el crecimiento de *Goodea atripinnis* (Pisces: Goodeidae)Effect of protein level on growth of *Goodea atripinnis* (Pisces: Goodeidae)

Angélica Vásquez-González<sup>1</sup>, José L. Arredondo-Figueroa<sup>2</sup>, Germán D. Mendoza-Martínez<sup>1</sup>, María Teresa Viana-Castrillón<sup>3</sup>  
y Fernando X. Plata-Pérez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Doctorado en Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, col. Villa Quietud, CDMX. 04960, México

<sup>2</sup> Departamento de Zootecnia, Centro de Ciencias Agrícolas, Universidad Autónoma de Aguascalientes. Avenida Universidad 940, Ciudad Universitaria, Villas de la Universidad, Aguascalientes. 20131. México

<sup>3</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana 3917, Fraccionamiento Playitas, Ensenada, Baja California. 22860. México

e-mail: ppx2221@correo.xoc.uam.mx

**Recibido:** 02 de febrero de 2017.

**Aceptado:** 27 de marzo de 2018.

Vásquez-González A., J. L. Arredondo-Figueroa, G. D. Mendoza-Martínez, M. T. Viana-Castrillón y F. X. Plata-Pérez. 2018. Efecto del nivel de proteína en el crecimiento de *Goodea atripinnis* (Pisces: Goodeidae). *Hidrobiológica* 28 (1): 121-127.

## RESUMEN

**Antecedentes.** *Goodea atripinnis* es un pez omnívoro que sólo se localiza en el estado de Aguascalientes y su población se encuentra en estatus de amenaza. Para evitar su extinción se están implementando programas de reproducción *ex situ*; sin embargo, para lograrlo es necesario contar con planes de alimentación que permitan satisfacer las necesidades nutricionales de la especie. **Objetivos.** Evaluar los efectos de 5 niveles de proteína (25, 30, 35, 40 y 45% PC) en la dieta, velocidad de crecimiento y parámetros productivos de *G. atripinnis*. **Métodos.** Se utilizó un diseño de bloques al azar con 5 tratamientos (niveles de proteína) y 3 acuarios por tratamiento, cada uno contenía 20 peces (peso medio:  $0.47 \pm 0.02$  g). El experimento duró 150 días, durante los cuales se registraron el consumo de alimento diariamente y los cambios en peso y longitud de cada pez cada 15 días. **Resultados.** Se encontraron diferencias en peso final y ganancia de peso total ( $p < 0.05$ ) entre los niveles de proteína. Tanto la tasa de crecimiento como la ingesta total de alimento aumentaron con el nivel alto de proteína. La tasa de conversión de alimento, la eficiencia proteínica y el factor de condición corporal de Fulton (K) mejoraron. El modelo de Gompertz mostró que los altos niveles de proteína aumentaron el peso estándar y que el punto de inflexión se produce en el mismo peso. **Conclusiones.** Con los niveles altos de proteína el peso estándar se alcanza a una edad más temprana y permite un mayor desarrollo de los peces.

**Palabras clave:** conversión alimenticia, eficiencia proteínica, modelo de Gompertz

## ABSTRACT

**Background.** *Goodea atripinnis* is an omnivorous fish that is only found in the state of Aguascalientes. Its population is being drastically reduced and its survival is considered to be threatened. To avoid its extinction, *ex situ* breeding programs are being implemented. To implement these programs, however, it is necessary to have feeding plans that allow the nutritional needs of this species to be met. **Goals.** To evaluate the effects of different protein levels in the diet (25, 30, 35, 40 and 45 % PC) on the growth of *G. atripinnis*. **Methods.** A randomized complete-block design with five treatments (protein levels) and 3 aquariums per treatment was used, each aquarium containing 20 fish. The experiment lasted 150 days. Daily feed intake and changes in weight and length of each fish were recorded every 15 days. **Results.** We found differences in final weight and total weight gain ( $p < 0.05$ ) depended on protein levels. Both the growth rate and the total food intake increased with higher levels of protein. As a result, the feed conversion rate, protein efficiency, and Fulton (K) body condition factor improved. The Gompertz model showed that high protein levels increased standard weight and that the inflection point occurred at the same weight. **Conclusions.** With higher protein levels, the standard weight is reached at an earlier age, leading to greater development of the fish.

**Keywords:** feed conversion Rate, Gompertz model, protein efficiency ratio

## INTRODUCCIÓN

La familia Goodeidae es un grupo de peces de agua dulce distribuidos principalmente en la mesa central de México. Se le considera como “tesoro natural” porque tiene adaptaciones morfológicas asociadas a sus atípicas estrategias de reproducción y desarrollo embrionario (Domínguez & Pérez, 2007). Está compuesta por 45 especies vivíparas divididas en dos subfamilias Empetrichthyinae y Goodeinae. Dentro de la segunda subfamilia, dos especies se consideran extintas, ocho en peligro de extinción y cuatro amenazadas (Domínguez & Pérez, 2007). La familia tiene una amplia distribución a lo largo de la vertiente del Pacífico mexicano, incluida la cuenca Lerma-Grande de Santiago, el río Ameca, el lago Magdalena y las cuencas de Balsas y Armería (Domínguez *et al.*, 2008; Miranda *et al.*, 2010). Dentro de esta subfamilia se encuentra *Goodea atripinnis* (Jordan, 1880), que es un pez omnívoro cuyo tamaño va desde pequeño —longitud estándar (LS) de 50 mm— hasta mediano —150 mm de LS— (Webb *et al.*, 2004) y una relación peso-longitud de 5.2 a 13 (Miranda *et al.*, 2009). Una de las características más importantes de este pez es que sólo se localiza en el estado de Aguascalientes, pero su población se está reduciendo drásticamente y se encuentra en un estatus de amenazada (Martínez & Rojas, 2008), por lo que se están implementando programas de reproducción *ex situ* (Silva-Santos *et al.*, 2016). Sin embargo, para concretar estos proyectos de conservación es necesario encontrar planes de alimentación que permitan satisfacer las necesidades nutricionales de la especie durante sus diferentes etapas fisiológicas, debido a que se ignora la mayoría de los requerimientos nutricionales de esta familia. Así, el objetivo de este experimento fue evaluar el efecto de la inclusión de diferentes niveles de proteína en la dieta (25 a 45% de CP), la velocidad de crecimiento y otros parámetros productivos de *G. atripinnis*.

## MATERIAL Y MÉTODOS

**Colecta y reproducción de organismos.** Se realizó una colecta de organismos (*G. atripinnis*) en Potrero de los López, San José de Gracia, Aguascalientes (22° 07' 13" N, 102° 30' 19" O). Los organismos fueron recibidos en estanques y mantenidos en aislamiento por 20 días. Los peces se trataron con una solución de azul de metileno y NaCl y se mantuvieron en tanques con 20 individuos, bajo las siguientes condiciones: temperatura 20-22 °C, oxígeno disuelto 5-7 mg L<sup>-1</sup>, pH 8-9, alcalinidad 192 ppm y dureza del agua 88.5 ppm. Se utilizó un sistema cerrado de recirculación en todas las fases experimentales y se monitoreó la calidad del agua con un equipo Hass® en todos los acuarios. Se indujo la reproducción de los organismos colectados con temperatura y fotoperiodo (12 h de luz y 12 h de oscuridad) para obtener la primera generación. Estos organismos se utilizaron para el ensayo de crecimiento.

**Ensayo de crecimiento.** Se utilizó un diseño en bloques completamente aleatorio con cinco niveles de proteína, para lo cual se formularon dietas experimentales isoenergéticas pero con diferente nivel de proteína. Los niveles de inclusión calculados de este nutriente fueron de 250, 300, 350, 400 y 450 g kg<sup>-1</sup> (Tabla 1). El análisis proximal (AOAC, 1990) de la dieta se presenta en la Tabla 1.

Cada dieta experimental fue asignada aleatoriamente a tres tanques (bloques) de 20 L que contenían 20 peces (peso medio: 0.47 ± 0.02 g) por tanque. Los peces fueron alimentados a saciedad una vez al día durante 165 días. Durante ese periodo se registraron el consumo

diario de alimento, los cambios en peso y longitud cada 15 días, así como el peso y longitud final de cada pez. La ganancia total de peso se estimó como la diferencia entre el peso final e inicial de cada tanque dividida entre el número de peces que contenía.

Los parámetros productivos se evaluaron utilizando las fórmulas empleadas por Bonaldo *et al.* (2015).

Las estimaciones incluyeron:

1. Tasa de crecimiento específico (TEC; % día<sup>-1</sup>):

$$\text{TEC, \% d}^{-1} = (100 \times (\ln\text{PVF} - \ln\text{PVI})) / \text{días}$$

Donde PVF y PVI representan los pesos promedio finales e iniciales de cada tanque, respectivamente, y *días* se refiere al número de días que duró el experimento (150).

2. Tasa de consumo de alimento (TCA) (% día<sup>-1</sup>).

$$\text{TCA \% día}^{-1} = 100 \times \text{AtPmD}$$

At = alimento total proporcionado

Pm = peso promedio

D = número de días

3. Conversión alimenticia (CA)

$$\text{CA} = \text{AtGP}$$

GP = ganancia de peso.

4. Eficiencia proteínica (EPr)

$$\text{EPr} = \text{GPCPc}$$

CP<sub>c</sub> = consumo de proteína cruda

5. Factor de condición de Fulton (K)

$$K = P \times 100 \times L^{-3}$$

P = peso

L = longitud

El peso de los peces se utilizó para estimar los parámetros del modelo de Gompertz:

$$Y = a \times \exp(-\exp(b - c \times t))$$

Dónde:

Y = peso del organismo en el tiempo *t*

*a* = peso maduro calculado, que se obtiene cuando la curva se convierte en asíntota *t* va al infinito

*b* = peso alcanzado cuando ocurre la inflexión de la curva

*c* = tasa de crecimiento

*t* = edad en días

**Análisis estadístico.** Para realizar los análisis estadísticos, los datos fueron transformados utilizando su logaritmo natural, pero los resultados se presentan en su forma original para facilitar su interpretación biológica. Después de la transformación, la normalidad de las variables se evaluó mediante la prueba de Shapiro-Wilk, y la homogeneidad de las varianzas de los resultados se analizó con la prueba de Bartlett. Los resultados del experimento se analizaron de acuerdo con un di-

Tabla 1. Composición de dietas experimentales (base seca, %) para el pez *Goodea atripinnis* (Jordan, 1880).

Nivel de proteína	(%)				
	25	30	35	40	45
Harina de pescado	315	378	441	505	567
Harina de soya	147	176	206	235	263
Aceite de pescado	15	3	0	0	0
Aceite de soya	75	75	64	50	42
Almidón	403	323	244	165	83
Gelatina	5	5	5	5	5
Premezcla mineral	10	10	10	10	10
Premezcla vitamínica	10	10	10	10	10
Carboxyl celulosa	20	20	20	20	20
Composición de aminoácidos calculada					
	(%)				
Metionina	0.0104	0.0125	0.0146	0.0167	0.0188
Lisina	0.0303	0.0364	0.0425	0.0486	0.0545
Arginina	0.0323	0.0387	0.0452	0.0517	0.0580
Treonina	0.0183	0.0220	0.0256	0.0293	0.0329
Leucina	0.0327	0.0392	0.0458	0.0524	0.0588
Isoleucina	0.0211	0.0253	0.0296	0.0338	0.0379
Valina	0.0226	0.0271	0.0317	0.0363	0.0407
Histidina	0.0114	0.0137	0.0160	0.0182	0.0205
Composición proximal					
Proteína cruda (%)	25.05	29.99	34.34	38.99	43.49
Grasa (%)	15.41	15.03	15.06	15.56	15.96
Fibra cruda (%)	0.42	2.13	3.66	5.31	7.62
Cenizas (%)	8.5	9.11	11.56	13.71	15.19
Extracto libre de nitrógeno (%)	50.55	46.42	33.54	27.827	19.71

\*Rovimix® Premix, DSM Nutritional Products Colombia S. A.: vit A 7.5x10<sup>6</sup> UI, vit. D3, 3.75x10<sup>6</sup> UI, vit. E 10.83 g, vit. B1 1.83 g, vit. B2 2.91 g, vit. B6 1.83 g, ácido pantoténico 8.33 g, biotina 166.66 mg, ácido fólico 833.33 mg, ácido ascórbico 41.66 g, niacina 7.5 g, vit. B12 3.33 mg, vit. K3 1.66 g, magnesio 91.66, zinc 21.66, hierro 28.33 g, cobre 2.5, yodo 0.17, selenio 66.66 g, manganeso 2.5 g, inositol F.G. 58.33 g, luctanox E 25 g.

seño completamente al azar (usando el acuario como repetición), y la interacción repetición por tratamiento se utilizó como término de error. El análisis de varianza se realizó a través de un diseño de mediciones repetidas considerando el nivel de proteína dietética como tratamiento. Los datos se analizaron con el programa JMP 7. Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizó una prueba de Tukey para comparar las medias, que se consideraron diferentes con un nivel de significancia igual a 0.05.

## RESULTADOS

Se encontraron diferencias tanto en el peso final como en la ganancia de peso total ( $p < 0.05$ ) entre los niveles altos (45 y 40%) y bajos de

proteína (Tabla 2). Este aumento representó 18% de diferencia entre la dieta más baja y la más alta. Como resultado del incremento en la ganancia de peso, la tasa específica de crecimiento aumentó en el tratamiento con mayor nivel de proteína. Este incremento en la velocidad de crecimiento proviene de un aumento significativo ( $p < 0.05$ ) en la tasa de consumo y el aumento de la ingesta total de alimento. Como resultado, la conversión alimenticia (CA) se redujo ligeramente, pero la eficiencia de utilización de la proteína (EPc) y el factor de condición corporal (K) mejoraron.

El modelo de Gompertz (Tabla 3) mostró que el peso final aumenta en forma significativa ( $p < 0.05$ ) con el nivel alto de proteína, mientras que la velocidad de crecimiento se redujo de 0.016 a 0.015, lo cual no puede tener grandes implicaciones biológicas, puesto que el punto de

inflexión b se alcanzó con el mismo peso en todos los casos. Sin embargo, el análisis de mediciones repetidas (Fig. 1) mostró que, con los niveles altos de proteína, el peso al punto de inflexión se alcanza a una edad más temprana y permite un mayor desarrollo de los peces, lo que explica el mayor peso a la madurez obtenido en el modelo de Gompertz.

### DISCUSIÓN

En contraste con otros trabajos donde la alimentación *ad libitum* fue proporcionada durante dos o tres veces al día (Shiau & Lan, 1996; Teófilo & Davies, 2001) en éste sólo se administró el alimento una vez al día, lo cual pudo impactar en los resultados. No obstante, de acuerdo con Kulczykowska y Sánchez-Vázquez (2010), si el alimento se proporciona siempre a la misma hora, los peces se sincronizarán con dicho momento y desarrollarán una adaptación que se conoce como actividad anticipada a la alimentación. Dicha adaptación les permite a los peces acoplar sus ciclos circadianos a la alimentación y reduce el estrés que sufren como consecuencia de la falta de alimento durante el resto del día.

La respuesta de la GP al incremento de la proteína en la dieta fue similar a la reportada por Catacutan y Coloso (1995), quienes encon-

traron un comportamiento similar al evaluar el crecimiento de Barramundi (*Lates calcalifer* Bloch, 1790), peces que alcanzaron su mayor crecimiento con una dieta con 50% de PC. También Uscanga-Martínez *et al.* (2012) observaron el mejor peso final y la mejor tasa de crecimiento al utilizar dietas con 50% de PC en *Petenia splendida* (Günther, 1862); sin embargo, en esa misma especie, Arredondo-Figueroa *et al.* (2012) encontraron una respuesta similar cuando administraron dietas con 45% de PC, lo que sugiere que la interacción con la energía en la dieta y el tipo de fuente de proteína utilizadas en el alimento modifican el requerimiento de proteína (Catacutan *et al.*, 2001). Thoman *et al.* (1999) y Chou *et al.* (2001) encontraron una relación entre el aumento de peso corporal y la cantidad de proteínas y lípidos incluidos en las dietas experimentales cuando evaluaron diferentes especies, como la corvina roja (*Scianops ocellatus* Linnaeus, 1766) y la cobia (*Rachycentron canadum* Linnaeus, 1766). En el caso la corvina roja, un análisis de regresión múltiple que incluyó el peso vivo del pez, el nivel de proteína de la dieta y la energía digestible de ésta, mostró que la tasa de consumo de alimento estaba influenciada, aparentemente, por el peso vivo del pez y no por el contenido energético de la dieta, por lo que recomendaron una dieta con 44% de proteína cruda y 9.2% de lípidos; mientras tanto, la cobia requirió una dieta con 44.5% de proteína cruda y 5.76% de grasa.

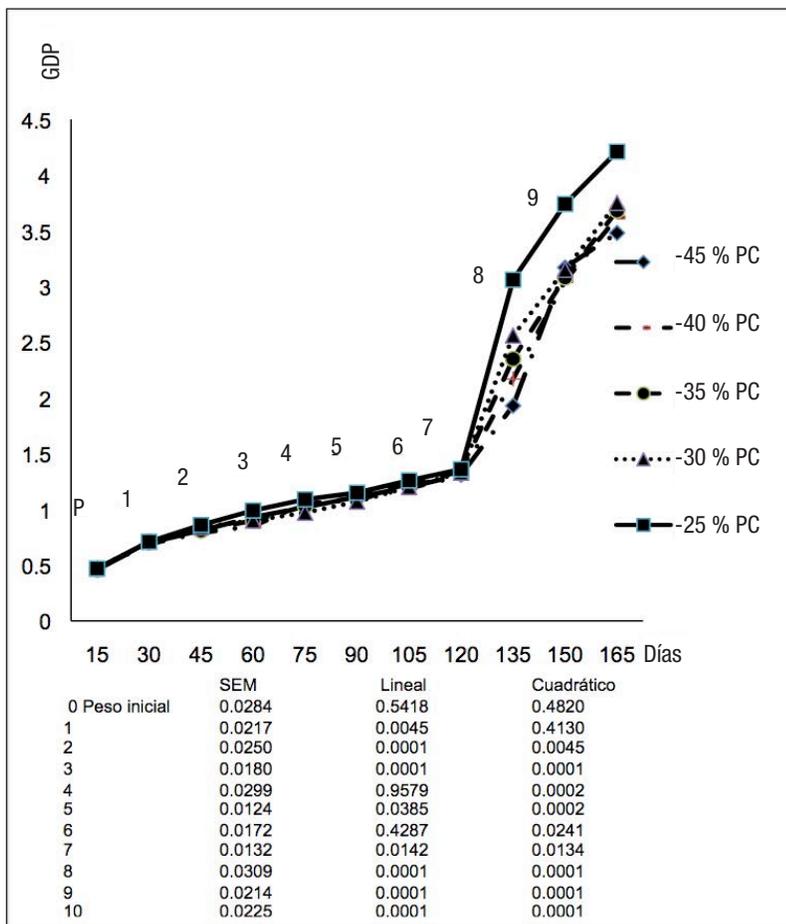


Figura 1. Efecto del nivel de proteína en la ganancia de peso (mg) de *Goodea atripinnis* (Jordan, 1880).

Tabla 2. Índices biológicos de *Goodea atripinnis* (Jordan, 1880), en crecimiento alimentados con dietas con diferente nivel de proteína

Índices biológicos	250	300	350	400	450	EEM
Peso inicial (g)	0.469 <sup>a</sup>	0.476 <sup>a</sup>	0.469 <sup>a</sup>	0.472 <sup>a</sup>	0.472 <sup>a</sup>	0.013
Peso final (g)	3.50 <sup>c</sup>	3.64 <sup>bc</sup>	3.70 <sup>bc</sup>	3.77 <sup>b</sup>	4.23 <sup>a</sup>	0.058
GPT (g)	3.01 <sup>c</sup>	3.15 <sup>bc</sup>	3.21 <sup>bc</sup>	3.28 <sup>b</sup>	3.74 <sup>a</sup>	0.045
TEC (%d <sup>-1</sup> )	1.344 <sup>b</sup>	1.359 <sup>b</sup>	1.379 <sup>ab</sup>	1.388 <sup>ab</sup>	1.461 <sup>a</sup>	0.021
TCA (% d <sup>-1</sup> )	1.01 <sup>b</sup>	1.02 <sup>b</sup>	1.03 <sup>b</sup>	1.02 <sup>b</sup>	1.10 <sup>a</sup>	0.007
Consumo total de alimento (g)	48.71 <sup>b</sup>	48.61 <sup>b</sup>	49.93 <sup>b</sup>	50.88 <sup>b</sup>	56.75 <sup>a</sup>	0.041
CA (Kg/kg)	0.83 <sup>a</sup>	0.77 <sup>b</sup>	0.77 <sup>b</sup>	0.76 <sup>b</sup>	0.75 <sup>b</sup>	0.005
EP	4.80 <sup>a</sup>	3.63 <sup>b</sup>	3.67 <sup>c</sup>	3.23 <sup>d</sup>	2.92 <sup>e</sup>	0.021
K	1.18	1.11	1.10	1.03	0.88	0.021

GPT = ganancia de peso total; TEC = tasa específica de crecimiento; TCA = tasa de consumo de alimento; CA = conversión alimenticia; PER = eficiencia proteínica; K = condición corporal SEM= error estándar de la media.

<sup>abc</sup> Medias con diferente literal en el mismo renglón son diferentes ( $p < 0.05$ ).

El aumento en la tasa específica de crecimiento con el nivel más alto de proteína se relacionó con el incremento en la tasa de consumo y la cantidad total de alimento consumido en una forma similar a la reportada por Luo *et al.* (2004), quienes en *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) encontraron que el consumo de alimento aumentó con niveles altos de proteína, mientras que los niveles reducidos de este nutrimento la disminuyeron. A su vez, los cambios en las tasas de consumo en este trabajo fueron similares a los de Bonaldo *et al.* (2015), quienes evaluaron el efecto del nivel de proteína en el crecimiento de rodaballo (*Psetta maxima* Linnaeus, 1758). Estos autores mostraron que, al aumentar la inclusión de harina de pescado para incrementar el porcentaje de proteína en la dieta en una forma indirecta, se incrementó su palatabilidad (Bonaldo *et al.*, 2015). Sin embargo, el aumento en el consumo voluntario de las dietas altas en proteína puede estar relacionado con una reducción de los carbohidratos no fibrosos (CNF; Tabla 1), los cuales, en humanos han sido asociados con una reducción en el consumo voluntario al activar los centros de saciedad en el cerebro (Benelam, 2009). También se ha demostrado que esta reducción de CNF se asocia en el pez dorado (*Carassius auratus* Linnaeus, 1758) con una disminución de la concentración del polipéptido Y, el cual se encarga de estimular el consumo de alimento, por lo que una menor

concentración de este polipéptido reduce el consumo de carbohidratos (Narnaware & Peter, 2002).

La ingesta más alta de proteína redujo su eficiencia de utilización (EP) en forma similar a la reportada por Walter *et al.* (2010). En el trabajo de estos investigadores la EP disminuyó cuando aumentó el nivel de proteína en las dietas. Dicha reducción puede explicarse debido a que el exceso de proteína no puede almacenarse como tal, por lo que es desaminada mediante el ciclo de la urea carnitina y eliminada como urea (Ip *et al.*, 2014). Esta desaminación permite utilizar los carbonos para formar ATP, que es aprovechado como fuente de energía en los músculos (Jia *et al.*, 2017) y favorece el almacenamiento de energía en forma de ácidos grasos (Wu, 2009), por lo que la energía retenida en los peces alimentados con dietas ricas en proteínas fue significativamente mayor que en aquellos alimentados con niveles bajos. Esto se confirma en otros experimentos donde la EP aumentó cuando se disminuyó la proteína dietética al mismo nivel de lípidos (Lee *et al.*, 2002; Kim & Lee, 2005; Kim *et al.*, 2012). También debe considerarse que el uso de la proteína puede verse afectado por diversos factores, como el estado de desarrollo del pez, la fuente de proteína y, más significativamente, por el contenido energético, de ácidos grasos y azúcares en la dieta (Barreto-Curiel *et al.*, 2016).

Tabla 3. Efecto del nivel de proteína en los parámetros del modelo de Gompertz describiendo los cambios de peso de *Goodea atripinnis* (Jordan, 1880)

Nivel de proteína (g/Kg MS)/ Parámetros	250	300	350	400	450	EEM
a (g)	22.01 <sup>b</sup>	22.90 <sup>ab</sup>	23.95 <sup>ab</sup>	24.75 <sup>ab</sup>	26.88 <sup>a</sup>	0.96
b (g)	1.21 <sup>a</sup>	1.22 <sup>a</sup>	1.23 <sup>a</sup>	1.22 <sup>a</sup>	1.22 <sup>a</sup>	0.013
c	.016 <sup>a</sup>	.016 <sup>ab</sup>	.016 <sup>ab</sup>	.015 <sup>ab</sup>	.015 <sup>b</sup>	0.00001
R <sup>2</sup>	0.95	0.96	0.95	0.96	0.94	
p-value	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	

a = peso calculado a la madurez, b = peso alcanzado en el punto de inflexión de la curva, c = tasa de crecimiento; EEM = error estándar de la media con diferente literal en el mismo renglón son diferentes ( $p < 0.05$ ).

El factor de condición de Fulton permite describir la condición individual de un pez (Froese, 2006), por lo que, diferentes valores de K indican diferencias en la calidad de las fuentes de alimento (Sarkar et al., 2013). Sin embargo, los resultados de este experimento mostraron que el factor de Fulton no se modificó estadísticamente, lo que sugiere que la relación peso-longitud de los peces se mantuvo uniforme entre tratamientos, aunque el nivel de proteína limitó el crecimiento.

Los modelos de crecimiento permiten establecer una relación entre el peso y la edad a la madurez; es decir, permiten predecir el tamaño máximo del animal en un tiempo dado y se han establecido como un requisito previo para la determinación de los requerimientos nutricionales de una especie (Lima et al., 2014). Dentro de los modelos con mayor precisión, en algunos tipos de peces se encuentra el modelo de Gompertz (Lima et al., 2014). Bajo las condiciones de este trabajo, este modelo mostró (Tabla 3) que con el nivel alto de proteína el peso final aumenta en forma significativa ( $p < 0.05$ ), mientras que la velocidad de crecimiento se reduce de 0.016-0.015, lo cual no tiene grandes implicaciones biológicas, y el punto de inflexión  $b$  se alcanza con el mismo peso en todos los casos. No obstante, el análisis de mediciones repetidas (Fig. 1) muestra que con los niveles altos de proteína el peso al punto de inflexión se alcanza a una edad más temprana y permite un mayor desarrollo de los peces, lo que explica el mayor peso a la madurez obtenido con el modelo de Gompertz. Este modelo se ha utilizado para describir el crecimiento de otros peces, como la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758), y ha mostrado un mejor ajuste que otros modelos (Lima et al., 2014). Los cambios en el punto de inflexión antes de alcanzar la mitad del peso maduro en la fase lineal de crecimiento, confirman que la reducción de la proteína dietética para *Goodea atripinnis* retrasará el tiempo para alcanzar el peso maduro, pero con los niveles utilizados el crecimiento no se compromete. Por lo tanto, se puede concluir que es posible alimentar a los peces de la especie *G. atripinnis* en fase de crecimiento con niveles de proteína entre 40 y 45% y el uso de los niveles más altos de proteína resultará en organismos de mayor tamaño.

## REFERENCIAS

- AOAC. 1990. Official Methods of Analysis, 15th ed., vol. 1. Arlington, VA, USA. Association of Official Analytical Chemists.
- ARREDONDO-FIGUEROA, J. J., J. MATSUMOTO-SOULÉ, J. T. PONCE-PALAFIX, K. SHIRAI-MATSUMOTO & J. L. GÓMEZ-MÁRQUEZ. 2012. Effects of protein and lipids on growth performance, feed efficiency and survival rate in fingerlings of bay snook (*Petenia splendida*) *International Journal of Animal and Veterinary Advances* 4 (3): 204-213.
- BARRETO-CURIEL, F., G. PARÉS-SIERRA, G. CORREA-REYES, E. DURAZO-BELTRÁN & M. T. VIANA. 2016. Total and partial fishmeal substitution by poultry by-product meal (petfood grade) and enrichment with acid fish silage in aquafeeds for juveniles of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Latin American Journal of Aquatic Research* 44 (2): 327-335. DOI:10.3856/vol44-issue2-fulltext-13
- BENELAM, B. 2009. Satiation, satiety and their effects on eating behavior. *Nutrition Bulletin* 34 (2): 126-173. DOI:10.1111/j.1467-3010.2009.01753.x
- BONALDO, A., P. DI MARCO, T. PETOCHI, G. MARINO, L. PARMA, R. FONTANILLAS, W. KOPPE, F. MONGILE, M. G. FINOIA, & P. P. GATTA. 2015. Feeding turbot juveniles *Psetta maxima* L. with increasing dietary plant protein levels affects growth performance and fish welfare. *Aquaculture Nutrition* 21 (4): 401-413. DOI:10.1111/anu.12170
- CHOU, R. L., M. S. SU, & H. Y. CHEN. 2001. Optimal dietary protein and lipid levels for juvenile cobia (*Rachycentron canadum*). *Aquaculture* 193 (1-2): 81-89. DOI:10.1016/S0044-8486(00)00480-4
- CATACUTAN, M.R. & R. M. COLOSO. 1995. Effect of dietary protein to energy ratios on growth, survival, and body composition of juvenile Asian seabass, *Lates calcarifer*. *Aquaculture* 131 (1-2): 125-133. DOI:10.1016/0044-8486(94)00358-U
- CATACUTAN, M. R., G. E. PAGADOR & S. TASHIMA. 2001. Effect of dietary protein and lipid levels and protein to energy ratios on growth, survival and body composition of the mangrove red snapper, *Lutjanus argentimaculatus* (Forsskal 1775). *Aquaculture* 32 (10): 811-818. DOI:10.1046/j.1365-2109.2001.00618.x
- DOMÍNGUEZ, D. O. & P. PÉREZ. 2007. The goodeids, endemic fish of central Mexico. *CONABIO. Biodiversitas* 75: 12-15.
- DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ, O., R. PÉREZ-RODRÍGUEZ, R. & I. DOADRIO. 2008. Análisis comparativo morfológico y genético de diferentes poblaciones de *Zoogoneticus quitzeoensis* (Cyprinodontiformes Goodeidae) del Centro de México, con la descripción de una especie nueva. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79 (2): 373- 383. DOI:10.22201/ib.20078706e.2008.002
- FROEZE, R. 2006. Cube law. Condition factor and weight-length relationships. History, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22 (4): 241-253. DOI:10.1111/j.1439-0426.2006.00805.xlp, Y. K., C. K. Lim, S. L. M. Lee, W. P. Wong & S. F. Chew. 2004. Postprandial increases in nitrogenous excretion and urea synthesis in the giant mudskipper *Periophthalmodon schlosseri*. *The Journal of Experimental Biology* 207: 3015-3023. DOI:10.1242/jeb.01137
- JIA, S., X. LI, S. ZHENG & G. WU. 2017. Amino acids are major energy substrates for tissues of hybrid striped bass and zebrafish. *Amino Acids* 49 (12): 2053-2063. DOI:10.1007/s00726-017-2481-7.
- KIM, L. O., & S. M. LEE. 2005. Effects of the dietary protein and lipid levels on growth and body composition of bagrid catfish, *Pseudobagrus fulvidraco*. *Aquaculture* 243 (1-4): 323-329. DOI:10.5713/ajas.2011.11089
- KIM, K. D., S. G. LIM, Y. J. KANG, K. W. KIM & M. H. SON. 2012. Effects of dietary protein and lipid levels on growth and body composition of juvenile far eastern catfish *Silurus asotus*. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 25 (3): 369-374. DOI:10.5713/ajas.2011.11089
- KULCZYKOWSKA, E. & F. J. SÁNCHEZ VÁZQUEZ. 2010. Neurohormonal regulation of feed intake and response to nutrients in fish: aspects of feeding rhythm and stress. *Aquaculture Research* 41 (5): 654-667. DOI: 10.1111/j.1365-2109.2009.02350.x
- LEE, S. M., D. J. KIM & S. H. CHO. 2002. Effects of dietary protein and lipid level on growth and body composition of juvenile ayu (*Plecoglossus altivelis*) reared in seawater. *Aquaculture Nutrition* 8 (1): 53-58. DOI:10.5713/ajas.2011.11089

- LIMA, A., J. VILAR, J. BATISTA, N. KAZUE & G. BELTRÃO. 2014. Use of mathematical models in the study of bodily growth in GIFT strain Nile tilapia. *Revista Ciencia Agronómica* 45 (2): 257-266.
- LUO, Z., I. J. LIU, K. S. MAI, L. X. TIAN, D. H. LIU & X. Y. TAN. 2004. Optimal dietary protein requirement of grouper *Epinephelus coioides* juveniles fed isoenergetic diet in floating net cages. *Aquaculture Nutrition* 10 (4): 247-252. DOI:10.1111/j.1365-2095.2004.00296.x
- MARTÍNEZ, M. J. & P. A. ROJAS. 2008. 3.1 Peces: In: *La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes (IMAE), Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). México. pp. 132-135. Disponible en línea en: <http://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/ESTUDIO%20DE%20BIODIVERSIDAD%20EN%20AGUASCALIENTES.pdf> (consultado el 3 de abril 2018).
- MIRANDA, R., D. GALICIA, S. MONKS & G. PULIDO-FLORES. 2009. Weight-length relationships of some native freshwater fishes of Hidalgo State, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 25 (5): 620-621. DOI:10.1111/j.1439-0426.2009.01319.x
- MIRANDA, R., D. GALICIA, S. MONKS & G. PULIDO-FLORES. 2010. First record of *Goodea atripinnis* (Cyprinodontiformes: Goodeidae) in the state of Hidalgo (Mexico) and some considerations about its taxonomic position. *Hidrobiológica* 20 (2): 185-190.
- NARNAWARE, Y. K. & R. E. PETER. 2002. Influence of diet composition on food intake and neuropeptide Y (NPY) gene expression in goldfish brain. *Regulatory Peptides* 103 (2-3): 75-83. DOI:10.1016/S0167-0115(01)00342-1
- SARKAR, U. K., G. E. KHAN, A. DABAS, A. K. PATHAK, J. I. MIR, S. C. REBELLO, A. PAL & S. P. SINGH. (2013). Length weight relationship and condition factor of selected freshwater fish species found in river Ganga, Gomti and Rapti, India. *Journal of Environmental Biology* 34 (5): 951-956.
- SHIAU, S. Y. & C. W. LAN. 1996. Optimum dietary protein level and protein to energy ratio for growth of grouper (*Epinephelus malabaricus*). *Aquaculture* 145 (1-4): 259-266. DOI:10.1016/S0044-8486(96)01324-5
- SILVA-SANTOS, J. R., M. C. MARTÍNEZ-SALDAÑA, R. RICO-MARTÍNEZ, J. L. GÓMEZ-MÁRQUEZ & J. L. ARREDONDO-FIGUEROA. 2016. Reproductive biology of *Goodea atripinnis* (JORDAN, 1880) (CYPRINODONTIFORMES: GOODEIDAE) under controlled conditions. *Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences* 4 (2): 180-193. DOI:10.18006/2016.4(2).180.193
- TEKINAY, A. A. & S. J. DAVIES. 2001. Dietary carbohydrate level influencing feed intake, nutrient utilization and plasma glucose concentration in the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences* 25: 657-666.
- THOMAS, S. E., A. D. DAVIS, & R. C. ARNOLD. 1999. Evaluation of grow out diets with varying protein and energy levels for red drum (*Sciaenops ocellatus*). *Aquaculture* 176 (1-4): 343-353. DOI:10.1016/S0044-8486(99)00118-0
- USCANGA-MARTÍNEZ, A., C. A. ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, W. M. CONTRERAS-SÁNCHEZ, G. MÁRQUEZ-COUTURIER, R. CIVERA-CERECEDO, H. NOLASCO-SORIA, A. HERNÁNDEZ-LLAMAS, E. GOYTORTÚA-BORES & F. J. MOYANO. 2012. Protein requirement in masculinized and non-masculinized juveniles of Bay Snook *Petenia splendida*. *Hidrobiológica* 22 (3): 219-228.
- WALTER, M., M. QUISPE, L. VALENZUELA, G. CONTRERAS & J. ZALDÍVAR. 2010. Dietary protein utilization by fingerling of gamitana *Colossoma macropomum*, fed with isocaloric diets. *Revista Peruana de Biología* 17 (2): 219-223.
- WEBB, S. A., J. A. GRAVES, C. MACIAS-GARCIA, A. E. MAGURRAN, D. O. FOIGHIL & M. G. RITCHIE. 2004. Molecular phylogeny of the livebearing Goodeidae (Cyprinodontiformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 30 (3): 527-544. DOI:10.1016/S1055-7903(03)00257-4
- WU, G. 2009. Amino acids: metabolism, functions, and nutrition. *Amino Acids* 37 (1): 1-17. DOI:10.1007/s00726-009-0269-0



## Seaweed as potential plant growth stimulants for agriculture in Mexico

## Las algas como potenciales estimulantes del crecimiento vegetal para la agricultura en México

Rosalba Mireya Hernández-Herrera<sup>1</sup>, Fernando Santacruz-Ruvalcaba<sup>1</sup>, Diego Ramón Briceño-Domínguez<sup>2</sup>, Dania Andrea Di Filippo-Herrera<sup>3</sup> and Gustavo Hernández-Carmona<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Biotecnología, Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Calle Ramón Padilla Sánchez 2100, Col. Nextipac, Zapopan, Jalisco, 45110. México

<sup>2</sup>Laboratorio de Ciencias Básicas, Instituto Tecnológico Superior de Felipe Carrillo Puerto. Carretera a Vigía Chico Kilómetro 1.5, Centro. Felipe Carrillo Puerto, Quintana Roo, 77200. México

<sup>3</sup>Laboratorio de Química de Algas Marinas. Departamento de Desarrollo de Tecnologías, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México  
e-mail: gcarmona@ipn.mx

**Recibido:** 23 de marzo de 2017.

**Aceptado:** 20 de marzo de 2018.

Hernández-Herrera R. M., F. Santacruz-Ruvalcaba, D. R. Briceño-Domínguez, D. A. Di Filippo-Herrera and G. Hernández-Carmona. 2018. Seaweeds as Potential Plant Growth Stimulants for Agriculture in Mexico. *Hidrobiológica* 28 (1): 129-140.

## ABSTRACT

**Background.** One of the promising directions in agriculture is the rational use of biologically active substances or plant growth stimulators obtained from local raw materials. In Mexico, seaweed can be considered a cheap, abundant, and accessible local resource along the Mexican coast. It represents great potential for eventual commercial exploitation as a source of plant growth promoters. Previous reports have emphasized the importance of seaweed extracts and their utilization with significant results to improve seed germination, seedling development, growth, and yield of plants, increasing crop productivity. The main effects should be in the first stages of plant ontogenesis, beginning with seed germination and seedling growth. The effects of seaweed liquid extracts in the early stages of plant growth are on root-system growth, providing a signal of the value and quality of the future crop. Therefore, the search for the most effective extracts that stimulate plant development is considered a priority. **Goals.** Show an overview of the application of seaweed extracts in Mexican agriculture. **Results.** Information is provided on the administration and regulation for the harvest of marine algae, and the research carried out in Mexico. The management and harvest regulations for the algae, including seaweed liquid extract composition, biological efficacy of promoting plant growth, as well as elicitors of disease defense caused by pathogens. **Conclusions.** Seaweeds from Mexico have enough potential for the isolation of biologically active compounds that could increase agriculture productivity. This research is essential for the future of Mexican agriculture, to develop effective strategies to use seaweed extracts.

**Keywords:** agriculture, biostimulants, extracts, seaweeds

## RESUMEN

**Antecedentes.** Una de las áreas prometedoras en la agricultura es el uso racional de sustancias biológicamente activas como estimulantes del crecimiento de plantas, obtenidos de materias primas locales. En México, las algas marinas pueden ser consideradas como un recurso local económico a lo largo de su costa, que está disponible y en abundancia. Representa un gran potencial para su eventual explotación comercial como bioestimulante del crecimiento de las plantas. En estudios previos se ha enfatizado la importancia de los extractos de algas y su uso con resultados significativos para mejorar la germinación de las semillas, el crecimiento y el rendimiento de las plantas, acrecentando la productividad de los cultivos. Por lo tanto, la búsqueda de extractos efectivos que estimulan el desarrollo de las plantas se considera prioritaria. **Objetivos.** Mostrar una visión general de la aplicación de extractos de algas marinas en la agricultura mexicana. **Resultados.** Se muestra la diversidad de la flora algal con potencial como biofertilizante y se presenta una reseña histórica del manejo y regulaciones de cosecha en México. Se describe la industria mexicana de los extractos de las algas con aplicación en la agricultura, incluyendo la composición química de los extractos algales, su eficacia biológica en el crecimiento de las plantas, así como inductores de defensa contra enfermedades causadas por patógenos. Además, se indican las investigaciones actuales del uso de extractos de algas en algunos cultivos. **Conclusiones.** Las algas marinas de México tienen un alto potencial para el aislamiento de compuestos biológicamente activos que podrían aumentar la productividad agrícola. La información presentada es esencial para que, en un futuro, la agricultura mexicana desarrolle estrategias efectivas del uso de extractos de algas marinas.

**Palabras clave:** agricultura, algas marinas, bioestimulantes, extractos

## INTRODUCTION

Many species of seaweeds, mainly brown algae, are widely used in agriculture as plant biostimulants, plant growth regulators, biofertilizers, or metabolic enhancers (Hong *et al.*, 2007). Seaweed extracts can act by increasing plant vigor and vitality due to the presence of several bioactive substances that are important for plants (Khan *et al.*, 2009; Gupta & Abu-Ghannam, 2011). Also, they can improve nutrient uptake from soil (Turan & Köse, 2004). There are many advantages of using seaweed extracts as stimulants of plant growth, including higher germination rates, root-system development, increased leaf area, fruit quality, and plant vigor (Hong *et al.*, 2007; Rayorath *et al.*, 2008; Khan *et al.*, 2009; Craigie, 2011; Vinoth *et al.*, 2012a, b; Mattner *et al.*, 2013; Vinoth *et al.*, 2014). Besides this, plants treated with seaweed extracts have a higher content of biochemical constituents such as chlorophyll, carotenoids, protein, and amylases (Zhang & Schmidt, 2000; Thirumaran *et al.*, 2009; Gireesh *et al.*, 2011), and treated plants acquire more resistance against pathogens (Jayaraj *et al.*, 2008; Vera *et al.*, 2011a, b; González *et al.*, 2013a, b; Satish *et al.*, 2015a, b; Ali *et al.*, 2016).

As these beneficial effects are obtained with small doses of seaweed extracts, it is suggested that the active compounds could be growth hormones that occur naturally in seaweeds, such as auxins, cytokinins, gibberellins, or other low molecular weight components (polyamines and brassinosteroids) that are also effective at low concentrations (Hernández-Herrera *et al.*, 2016). In addition, higher components identified in algal extracts such as polyphenols (phloroglucinol and its derivative eckol) promote growth activity, as well as polysaccharides (alginate, fucoidan, laminaran, and carrageenans, or their derived oligosaccharides) exhibit the same growth promotion activity (Hong *et al.*, 2007; Khan *et al.*, 2009; Craigie, 2011; González *et al.*, 2013b; Rengasamy *et al.*, 2015a, b). Other studies also indicate that the biostimulants effect is synergistically produced by all extract components: carbohydrates, proteins, minerals, vitamins, fatty acids, and phytohormones (Fornes *et al.*, 2002; Zamani *et al.*, 2013).

Recently in Mexico, the use of seaweed derivatives as biostimulants, biofertilizer, metabolic enhancer, and root promoters are included in crops as an alternative to the use of synthetic fertilizers, in order to reduce ecosystem degradation and contamination of agricultural land (Hernández-Herrera *et al.*, 2014a). These reports show that a better understanding of their biological mode of action may enhance productivity in the future. The status and context for seaweed applications in Mexican agriculture are presented here.

## DIVERSITY OF SEAWEED FLORA WITH POTENTIAL AS BIOFERTILIZERS

Mexico is the only Latin American country with temperate, subtropical, and tropical seas; thus, no other country in this region has such diversity in the marine environment (Robledo *et al.*, 2013). The coastline of Mexico extends for ~11,500 km (7,146 miles) and the exclusive economic zone covers approximately 3 million square kilometers. Five geographic regions in temperate to tropical latitudes with distinctive physiographic, geological, and climatic conditions favor the existence of a diverse algal flora. I) Baja California has an extensive latitudinal range and varied climatic patterns with the richest seaweed flora and large potential; 60 species cited as economically

important are present (Aguilar-Rosas, 1982). II) The Gulf of California is considered an area of abundant seaweed with potential economic value; at least 55 species have commercial application (Pacheco-Ruiz & Zertuche-González, 1996) and there is high biomass which can be harvested sustainably. III) The Tropical Pacific is characterized by an impoverished phycoflora, with most species in the Rhodophyta and Phaeophyceae taxonomic groups (Pedroche & Senties, 2003). Of the few studies addressing economic potential of seaweed none occur in the tropical region of Nayarit and Jalisco. Respectively, these areas have 16 and 4 species with potential for exploitation to produce seaweed liquid extracts for agriculture (Pacheco-Ruiz & Zertuche-González, 1996; Hernández-Herrera *et al.*, 2014a; Nicolás-Álvarez *et al.*, 2014; Hernández-Herrera *et al.*, 2016). However, algal biomass, populations, and ecological studies of seaweeds with economic interest are unknown for the region. IV) In the Gulf of Mexico, the flora has a continuous distribution (Garduño-Solórzano *et al.*, 2005) represented by species of *Ulva* as having economic potential. V) The Mexican Caribbean has cold and warm water currents, influencing the distributional pattern of seaweeds, which is associated with the littoral and sub-littoral rocky areas; 28 species of seaweed with economic interest are recognized on the Yucatan coast (Robledo-Ramírez & Freile-Pelegrín, 1998). The richest seaweed flora and potential for seaweed utilization in Mexico is shown in Figure 1.

## MANAGEMENT AND REGULATIONS IN MEXICO FOR THE EXPLOITATION AND HARVESTING OF SEAWEED

In Mexico, the federal government manages all fisheries, including seaweed. However, under a law published in 2009, individual states can also manage sessile marine resources through an agreement with the federal government (Calvillo-Unna, 2009). Currently in Mexico, artisans carry out the harvest of this resource. For example, since 1966, *Chondracanthus canaliculatus* (Harvey) Guiry has been harvested by hand at low tide for carrageenan production. It is a sustainable harvest to date in San Quintin, Baja California. Aquaculture and harvesting of *Kappaphycus alvarezii* (Doty) Doty ex P.C.Silva in Dzilam de Bravo, Yucatan, is done by both men and women (Robledo *et al.*, 2013; Rebours *et al.*, 2014). At present, the harvest of this resource (such as in the case of *Gelidium robustum* (Gardner) Hollenberg et Abbott and *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh in Baja California), is carried out with small boats, where two fishermen using knives cut the upper portion of the alga; the maneuver typically requires 2 to 4 hours of labor (DOF, 2012).

## THE MEXICAN SEAWEED EXTRACT INDUSTRY

In Mexico, the use of seaweed at an industrial level started in the first half of the last century. The agar industry began in 1941 with the Alga-Mex company (Osario-Tafall, 1946) harvesting the 'red sargazo' *Gelidium robustum* by diving. Currently, *G. robustum* is the only algae processed in Mexico by the company Agarmex. The giant kelp *Macrocystis pyrifera* along with other algae of the genus *Sargassum* were initially exploited in Isla Todos Santos (Baja California), where potassium salts were obtained for agricultural purposes (Ortega, 1987), but the industry began in 1956 harvesting kelp as a source of alginates. One decade later, locals started harvesting *Chondracanthus canaliculatus* as a source of carrageenan, by hand during low tide.

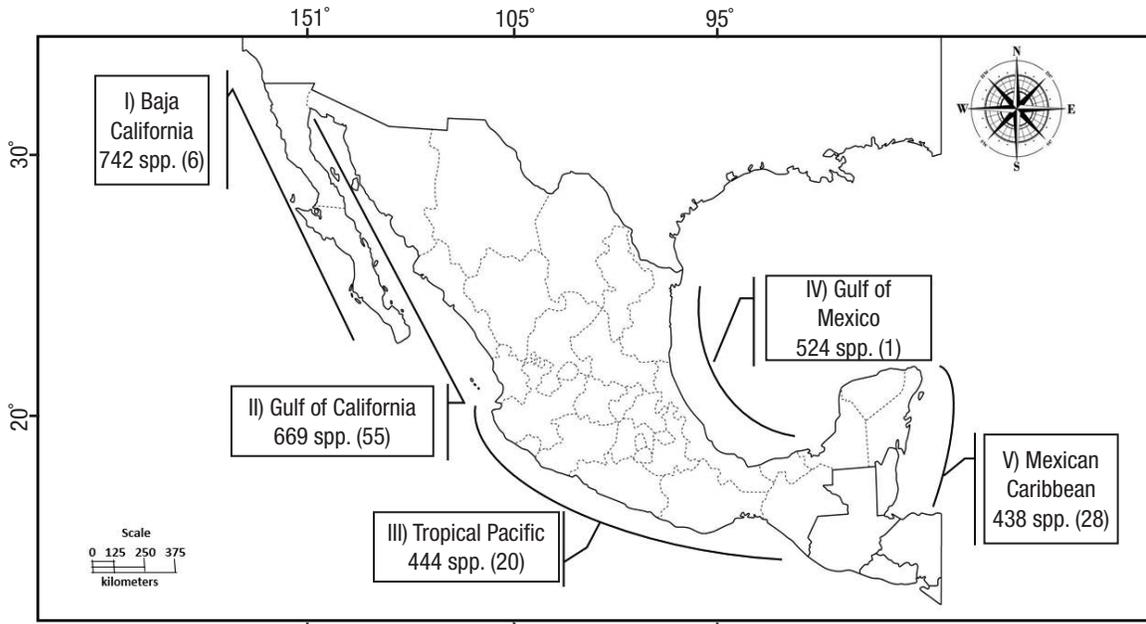


Figure 1. Seaweed flora in the five geographic regions of Mexico according to Pedroche and Senties (2003). The number of seaweeds with potential economic value appears in parenthesis.

For almost four decades, the Mexican industry remained in good shape; however, some important changes occurred in 2004, because the alginate industry shut down in the USA (CP Kelco), causing Mexico to stop exporting *M. pyrifera*. From 1956 to 2004, an annual average of 3,000 tons were harvested, using a boat designed specifically to harvest the available biomass, cutting the surface frond at one meter below the surface. The closing of this activity led to the search for other uses for *M. pyrifera*, such as the production of a supplement for balanced meals to feed red abalone [*Haliotis rufescens* (Swainson)]. The production of seaweed liquid extracts for application in agricultural crops also started. At present, Mexico's seaweed biomass, such as *Gelidium robustum* and *Chondracanthus canaliculatus* is sold to the phycocolloid industry for agar and carrageenan extraction (DOF, 2012; Zertuche-González *et al.*, 2014). At present, *G. robustum* and *M. pyrifera* are used by the Algas Pacific company (<http://algaspacific.com/>) located in Ensenada in Baja California state, to produce seaweed liquid extracts, which are sold as a plant growth biostimulant. None of the four commercial seaweed species harvested in Mexico (*M. pyrifera*, *G. robustum*, *C. canaliculatus*, *Gracilariopsis lemaneiformis* (Bory de Saint-Vincent) E.Y. Dawson, Acleto y Foldvik) is endangered, thanks to the application of proper harvesting methods (Hernández-Garibay *et al.*, 2006; Robledo & Townsend, 2006; DOF, 2012).

Seaweed liquid fertilizer production is carried out by the private sector, which harvests and processes its raw materials. There are few companies working on liquid fertilizer production, employing ~10 fishermen in algal harvesting and processing, from which about 20 more families benefit. The use of raw materials for food benefits about 20 families directly and indirectly, and it is increasing (DOF, 2012).

Algal biomass from six seaweed species are used to produce 14 commercial products (SAGARPA, 2012) such as biostimulants, biofer-

tilizers, and root promoters (Table 1). According to our research, the production of commercial products in Mexico is based on algae biomass by conventional solvent extraction and hydrolysis with several methods under hydrothermal treatment with acid, neutral, and alkaline conditions.

### THE EFFECT OF SEAWEED AND ITS DERIVATES ON GERMINATION AND SEEDLING ESTABLISHMENT

The seaweed liquid extracts for plant biostimulants produced in Mexico compete with similar products described by other authors. In published research (Table 2), trials were conducted in Mexico with 12 seaweed species to test biostimulant activity on crop growth.

The use of liquid seaweed extracts in Mexico began around the 1980s with the commercial product Algaenzims. Canales-López (1999) published a compilation of 12 years of research to find the precise doses of seaweed enzymes and the effects on plants and crop quality, as well as changes in the soil. The results showed a crop increase to 1-3 t ha<sup>-1</sup> by supplying from 1-3 L ha<sup>-1</sup> of the commercial product produced in the region. Another study by Villarreal-Sánchez *et al.* (2003) showed that Algaenzims contains a complex of viable (live) sea microorganisms, which includes nitrogen-fixing organisms, halophiles, molds and yeasts, and macro and microelements that highlight the importance of interactions between plants and the microorganisms contained in the product.

Additional research by García-Sahagún *et al.* (2014) assessed the effect of a commercial product (seaweed) on the development of gerbera (*Gerbera jamesonii* H. Bolus) under greenhouse conditions. Applying seaweed to gerbera had a positive effect on leaf number, stem number, stem length, and capitulum or flower head diameter (Fig. 2).



Figures 2a-c. a) Capitulum harvested according to treatment. From left to right, Seaweed (SW), Alga 600 (A600), Control (T), and Osmocalm (PN); b) Length of stems; c) Diameter of the capitulum. (Photos: María Luisa García Sahagún).

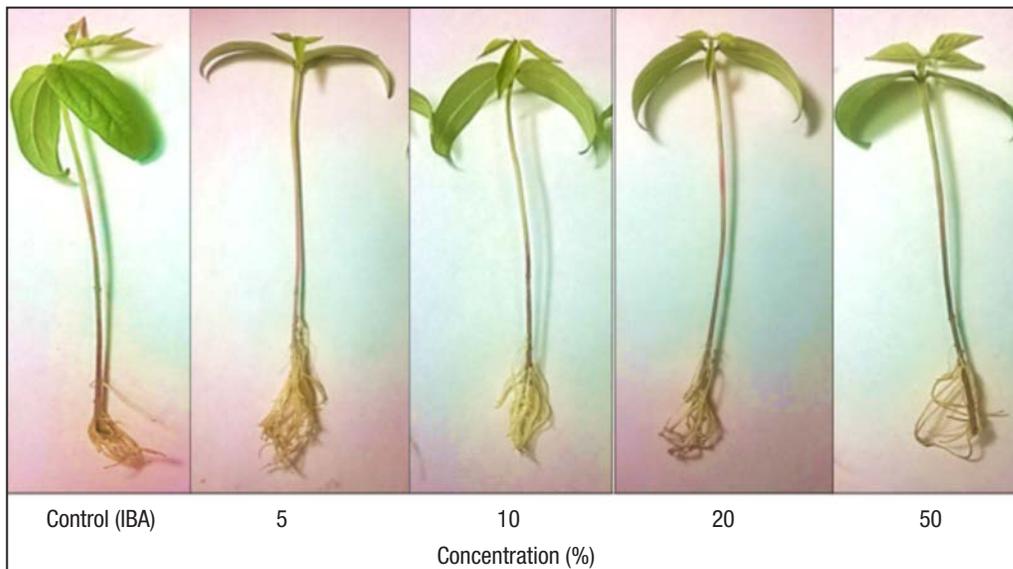


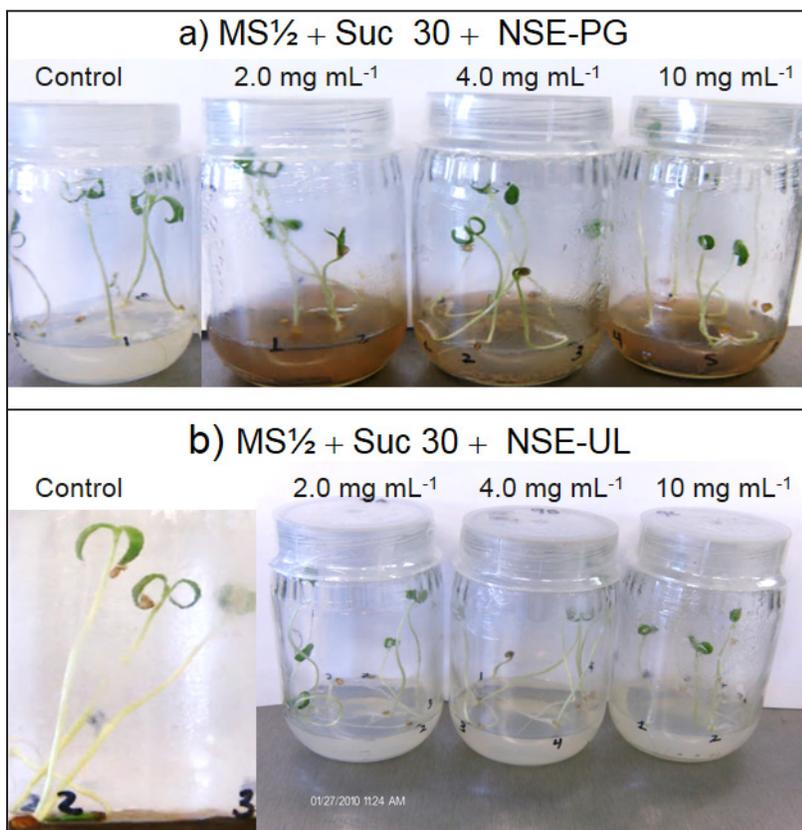
Figure 3. Activity of the extracts of *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh produced at different pH and temperature on the adventitious root formation from bean mung plants and IBA as reference (control).

Table 1. Commercial seaweed products produced in Mexico.

Product name	Seaweed species	Manufacturer	Application	pH/color	Reference
AgroKelp®	<i>Macrocystis pyrifera</i> (Linnaeus) C. Agardh	Algas y Bioderivados Marinos, S.A de C.V	Biostimulant Biofertilizer	4.3-4.6 Dark brown liquid	Khan <i>et al.</i> (2009), Sharma <i>et al.</i> (2014)
Algaenzims <sup>MR</sup>	<i>Sargassum</i> spp., desert plants and salts	Palau Bioquim, S.A. de C.V	Biofertilizer	Unspecified	Sunapri <i>et al.</i> (2010), Villarreal-Sánchez <i>et al.</i> (2003)
Algamar®	<i>Ascophyllum nodosum</i> (Linnaeus) Le Jolis, <i>Sargassum</i> spp., <i>Laminaria</i> spp., <i>M. pyrifera</i> , and <i>Egregia menziesii</i> (Turner) Areschoug	Química Sagal, S.A. de C.V	Biostimulant	8.7-9.3 Black powder	In this study
Algaroot <sup>MR</sup>	<i>Sargassum</i> spp., desert plants and salts	Palau Bioquim, S.A. de C.V	Root promoter	Unspecified liquid	In this study
Cuajaenzims <sup>MR</sup>	<i>Sargassum</i> spp., desert plants and salts	Palau Bioquim, S.A. de C.V	Biostimulant	Unspecified	In this study
Frutoenzims <sup>MR</sup>	<i>Sargassum</i> spp., desert plants and salts	Palau Bioquim, S.A. de C.V	Biostimulant	Unspecified	In this study
Kelpro <sup>MR</sup>	<i>M. pyrifera</i> and <i>E. menziesii</i>	Tecniprosesos Biológicos, S.A. de C.V	Biostimulant	4.4	Khan <i>et al.</i> (2009), Sharma <i>et al.</i> (2014)
Kelprolizer®	<i>M. pyrifera</i> , liquid fish protein and humic acid	Productos del Pacífico, S.A de C.V	Blend organic fertilizer	4.5-5.0	In this study
Kelproot®	<i>M. pyrifera</i> and <i>Gelidium robustum</i> (Gardner) Hollenberg et Abbott	Algas y Extractos del Pacífico Norte, S.A. de C.V	Root promoter	2.0 to 12.5 Dark brown liquid	In this study
Kelprosoil®	<i>M. pyrifera</i>	Productos del Pacífico, S.A de C.V	Biostimulant	Brown to greenish liquid	Khan <i>et al.</i> (2009), Sharma <i>et al.</i> (2014)
NPKelp®	<i>M. pyrifera</i> and <i>G. robustum</i> combined with <i>Yucca schidigera</i> Roehl ex Ortgies and humic acid	Algas y Extractos del Pacífico Norte, S.A. de C.V	Biofertilizer	4.5-5.1 Dark brown liquid	In this study
Seaweed®	<i>M. pyrifera</i>	Algas Marinas, S.A. de C.V	Biostimulant	4.0-4.5 brown	In this study
Turboenzims <sup>MR</sup>	<i>Sargassum</i> spp., desert plants and salts	Palau Bioquim, S.A. de C.V	Metabolic enhancers	Unspecified	In this study
Vitalex®	Unspecified seaweed and hydrolyzed fish	Química Sagal, S.A. de C.V	Biofertilizer	8.5-9.0 Brown liquid	In this study

In recent published research by Briceño-Domínguez *et al.* (2014), a new method was developed to produce an alkaline seaweed liquid extract from *M. pyrifera* with high polysaccharide content. They suggested scaling up the process to industrial level. The most active extract was produced at pH 12 and 80 °C. Under these conditions the seaweed li-

quid extract enhanced adventitious root formation in a mung bean cutting assay, similar to the effect of indole-3-butyric acid (IBA) (Figure 3), and increased seedling growth in tomatos. Additionally, Nicolás-Álvarez *et al.* (2014) also found that a crude extract of *Sargassum liebmannii* J. Agardh is a potential germination promoter for *Pachyrhizus erosus* (L.) Urban.



Figures 4a-b. Tomato (*Solanum lycopersicum* Linnaeus). Seedling growth under culture *in vitro* after two weeks of incubation exposed to different concentrations of seaweed extracts. a) Plants growing in control (half-strength MS with sucrose at 30 g L<sup>-1</sup>) and in different concentrations of neutral seaweed extracts from *Padina gymnospora* (Kützinger) Sonder (NSE-PG); b) Neutral seaweed extracts of *Ulva lactuca* Linnaeus (NSE-UL) combined in half-strength MS with sucrose (30 g L<sup>-1</sup>).

Hernández-Herrera *et al.* (2014a, 2016) found that neutral and alkaline seaweed extracts as well as polysaccharide-enriched extracts produced with tropical marine algae increased seed germination and tomato plant growth under different culture conditions (Fig. 4). In addition, enhanced adventitious root formation was observed in mung bean cuttings with polysaccharide-enriched extracts obtained with neutral rather than alkaline conditions (Fig. 5). Similarly, acid seaweed extracts increased biochemical parameters (Chlorophyll, total and reducer sugar) in the mung bean (Castellanos-Barriga *et al.*, 2017), as well as seed germination of red radish (unpublished data) (Fig. 6).

The effect of green and brown seaweed extracts as elicitors to protect tomatoes (*Solanum lycopersicum* Linnaeus) against the necrotrophic fungus *Alternaria solani* (Cooke) Wint. was published in Mexico. The algal extracts increased the defense activity of enzymes and proteinase inhibitors and expression of defense-related genes (Hernández-Herrera *et al.*, 2014b).

### CURRENT RESEARCH OF ALGAE EXTRACTS ON SOME CROPS

The effects of both liquid and solid seaweed-derived biostimulants, biofertilizers, and root promoters was studied in Mexico by CICIMAR (Interdisciplinary Center of Marine Sciences of the National Polytech-

nic Institute, CUCBA (University Center for Biological and Agricultural Sciences, acronym in Spanish) at the University of Guadalajara, and the Technical Superior Institute of Felipe Carrillo Puerto in Quintana Roo state, and included the following species: *Macrocystis pyrifera*, *Ecklonia arborea* (Areschoug) M.D. Rothman, Mattio & J.J. Bolton (= *Eisenia arborea*), *Sargassum liebmannii*, *S. horridum* Setchell & N.L. Gardner, *S. natans* (Linnaeus) Gaillon, *S. fluitans* (Børgesen) Børgesen, *Padina gymnospora* (Kützinger) Sonder, *Chnoospora minima* (Hering) Papenfuss, *Caulerpa sertularioides* (S.G. Gmelin) M. Howe, *Ulva lactuca* Linnaeus, *Acanthophora spicifera* (M. Vahl) Børgesen, *Gelidium robustum*, and *Gracilaria parvispora* I.A. Abbott. These products were produced by acid, neutral, or alkaline extraction techniques.

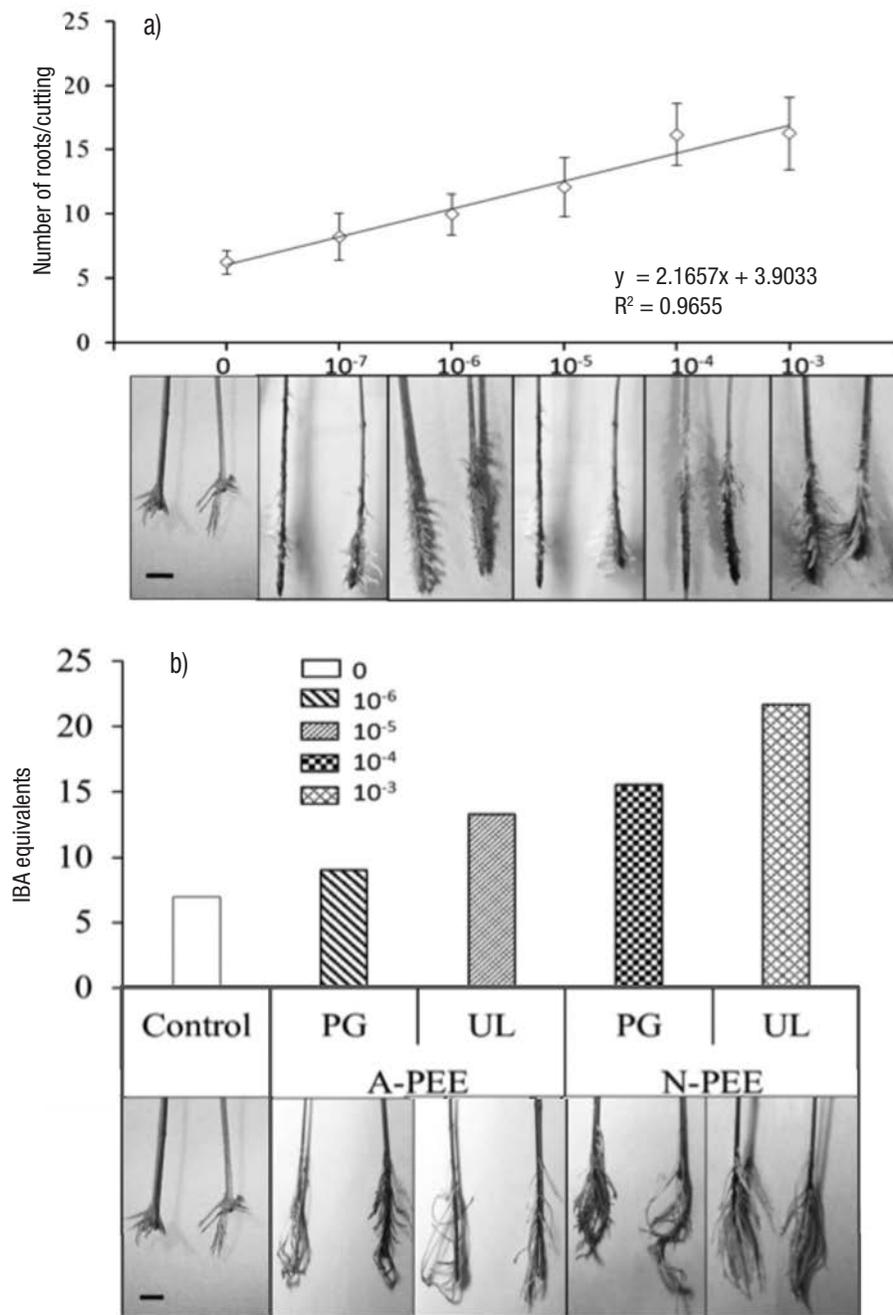
The results obtained from this research could be useful to write a best-practice guide for regional agriculturists to improve harvesting quantity and quality in agriculture and horticulture. In conclusion, this review showed that seaweed extracts and polysaccharide-enriched extracts are increasingly used in Mexican crop production. Research in our laboratories demonstrated that crop species respond differently to the extracts (concentration and frequency of application); yet more crop-specific research is required to optimize seaweed extract application and to obtain the best possible outcome (i.e. return on investment). Most of the seaweed extract products currently in the market are extracts of whole seaweed. A number of questions require answers for

Table 2. Seaweed used as biostimulant in crops.

Geographic regions	Seaweed used to produce the extracts	Type of extracts	Crops	Beneficial effects under crops	References
I Baja California	<i>Macrocystis pyrifera</i> (Linnaeus) C. Agardh	Alkaline	Bean mung ( <i>Vigna radiata</i> ) (L.) Wilczek and tomato ( <i>Solanum lycopersicum</i> Linnaeus)	Growth promoter	Briceño-Domínguez <i>et al.</i> (2014)
	<i>Macrocystis pyrifera</i> (Linnaeus) C. Agardh	Alcoholic	Red radish ( <i>Raphanus sativus</i> Linnaeus)	Root promoter	Hernández-Alarcón (2014)
	<i>Ecklonia arborea</i> (= <i>Eisenia arborea</i> J. E. Areschoug)	Alkaline	Bean mung, lettuce ( <i>Lactuca sativa</i> Linnaeus) and red radish	Growth promoter	Martínez-Morales (2015)
II Gulf of California	<i>Acanthophora spicifera</i> (M.Vahl) Børgesen	Alkaline	Bean mung, lettuce and red radish	Root promoter	Martínez-Morales (2015)
	<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus	Alkaline	Bean mung, lettuce and red radish	Root promoter	Martínez-Morales (2015)
	<i>Ulva lactuca</i>	Acid	Bean mung	Root promoter	Castellanos-Barriga <i>et al.</i> (2017)
III Tropical Pacific	<i>Caulerpa sertularioides</i> (S. G. Gmelin) M. Howe	Neutral	Tomato	Enhance germination	Hernández-Herrera <i>et al.</i> (2014)
	<i>Padina gymnospora</i> (Kützinger) Sonder	Neutral	Tomato	Enhance germination	Hernández-Herrera <i>et al.</i> (2014)
	<i>Sargassum liebmannii</i> J. Agardh	Neutral	Tomato	Enhance germination	Hernández-Herrera <i>et al.</i> (2014)
	<i>Ulva lactuca</i>	Neutral	Tomato	Enhance germination	Hernández-Herrera <i>et al.</i> (2014)
	<i>Padina gymnospora</i>	Neutral and alkaline	Bean mung and tomato	Root promoter	Hernández-Herrera <i>et al.</i> (2016)
	<i>Ulva lactuca</i>	Neutral and alkaline	Bean mung and tomato	Root promoter	Hernández-Herrera <i>et al.</i> (2016)
	<i>Sargassum liebmannii</i>	Neutral	Jicama ( <i>Pachyrhizus erosus</i> Linnaeus)	Germination promoter	Nicolás-Álvarez <i>et al.</i> (2015)
IV Gulf of Mexico	<i>Ulva lactuca</i>	Unspecific	Unspecific	Growth promoter	Garduño-Solórzano <i>et al.</i> , 2005
V Mexican Caribbean	<i>Hydroclathrus clathratus</i> (C. Agardh) M. Howe	Unspecific	Unspecific	Growth promoter	Robledo-Ramírez y Freile-Peigrín (1998)
	<i>Sargassum filipendula</i> C. Agardh	Unspecific	Unspecific	Growth promoter	Robledo-Ramírez y Freile-Peigrín (1998)
	<i>Sargassum fluitans</i> (Børgesen) Børgesen	Unspecific	Unspecific	Growth promoter	Robledo-Ramírez y Freile-Peigrín (1998)
	<i>Turbinaria tricostata</i> E.S. Barton	Unspecific	Unspecific	Growth promoter	Robledo-Ramírez y Freile-Peigrín (1998)
	<i>Turbinaria turbinata</i> (Linnaeus) Kuntze	Unspecific	Unspecific	Growth promoter	Robledo-Ramírez y Freile-Peigrín (1998)

better use of seaweed resources and their extracts in crops. 1) Does the same raw material processed by different extraction methods lead to extracts with different characteristics? (Briceño-Domínguez *et al.*, 2014; Hernández-Herrera *et al.*, 2016). 2) How long does the effect persist after application of seaweed extracts? (Hernández-Herrera *et al.*, 2014b). 3) Is it possible to combine different extracts from diffe-

rent seaweeds at different concentrations for synergistic effects? (Hernández-Carmona & Di Filippo-Herrera, unpublished). It would also be interesting to study the physiological effects of specific chemical components in order to develop a second generation of seaweed products with specific plant biostimulants activity.



Figures 5a-b. Root inducer activity. a) A standard curve for root formation in mung bean plants treated with indol-3-butyric acid (IBA) at 10<sup>-7</sup>, 10<sup>-6</sup>, 10<sup>-5</sup>, 10<sup>-4</sup>, and 10<sup>-3</sup> concentration (M) as reference; b) IBA equivalents (M) on root formation with polysaccharide-enriched extracts obtained with neutral (N-PEE) and alkaline (A-PEE) conditions from *Ulva lactuca* Linnaeus (UL) and *Padina gymnospora* (Kützinger) Sonder (PG) at concentration of 1.0 mg mL<sup>-1</sup>. Values represent the mean of n = 20 seedlings, bars represent standard errors. Bar = 1 cm.

**ACKNOWLEDGMENTS**

The authors wish to thank Dra. Laurie Anne McConnico for her English-language editing assistance. G. Hernández thanks the Instituto Politécnico Nacional for financially supporting his research. He also gratefully

acknowledges support from the “Beca de Exclusividad (COFAA)” and “Estímulo al Desempeño de los Investigadores (EDI)”. The authors thank the journal reviewers for their valuable comments, suggestions, and guidance.

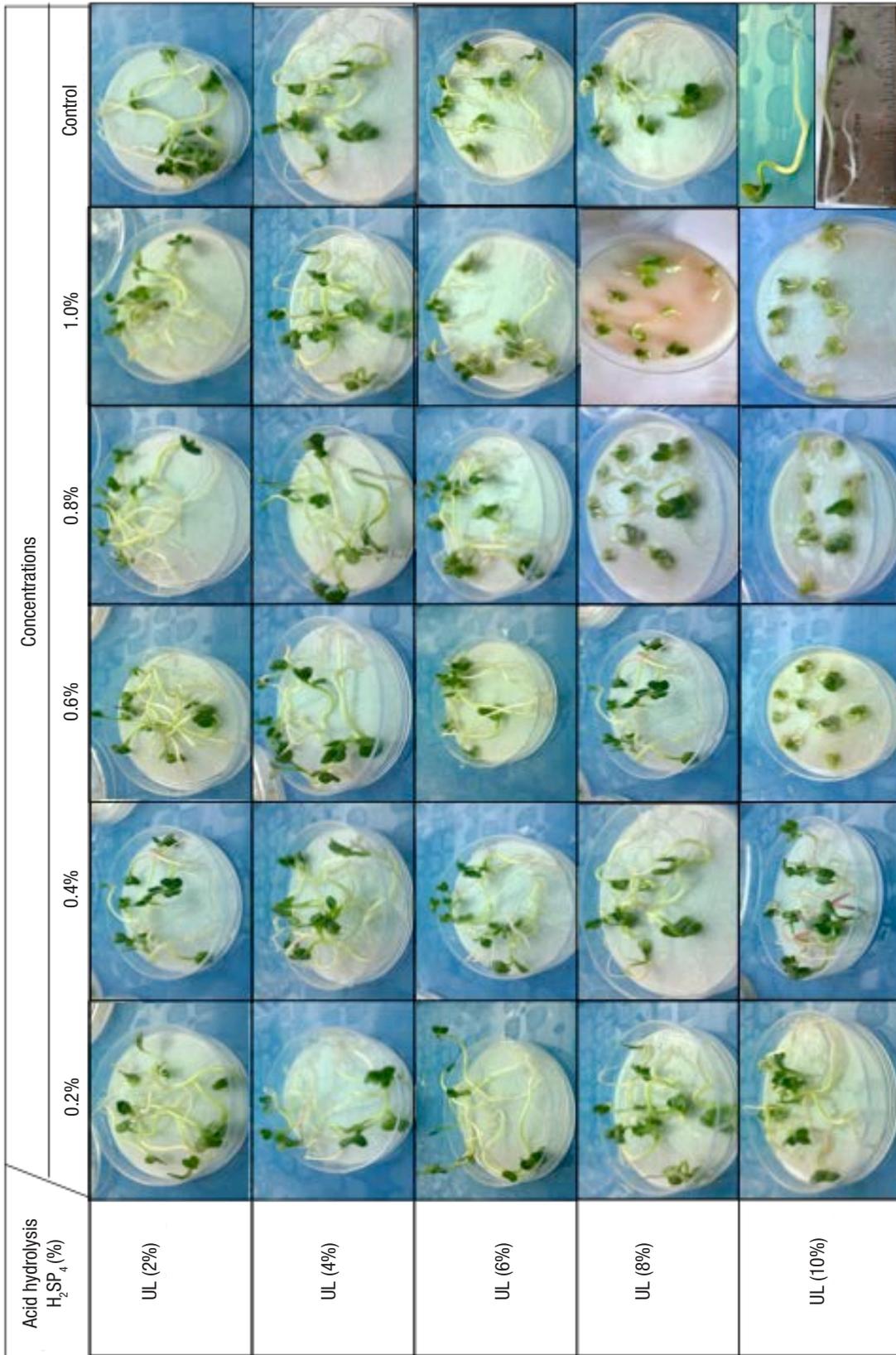


Figure 6. Effect of extracts from *Ulva lactuca* Linnaeus (UL) obtained with acid hydrolysis conditions ( $H_2SO_4$  at 2, 4, 6, 8, and 10 %) at different concentrations (0.2, 0.4, 0.6, 0.8, and 1.0%) on red radish germinate. Best results were obtained with the treatment of UL2 at 0.2%.

## REFERENCES

- AGUILAR-ROSAS, L. E. 1982. Ocurrencia de algas cafés (Phaeophyta) en la bahía Todos Santos, Baja California. *Ciencias Marinas* 8: 25-34. Available online at: <http://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cm/issue/view/38/showToc>
- ALI, N., A. FARRELL., A. RAMSUBHAG & J. JAYARAMAN. 2016. The effect of *Asco-phylum nodosum* extract on the growth, yield and fruit quality of tomato grown under tropical conditions. *Journal of Applied Phycology* 28: 1353-1362. DOI:10.1007/s10811-015-0608-3
- CALVILLO-UNNA L. A 2009. Un caso de simulación del federalismo. La ley general de pesca y acuicultura sustentables. *Alegatos - Revista Jurídica de la Universidad Autónoma Metropolitana* 71: 127-138. <https://www.azc.uam.mx/publicaciones/alegatos/pdfs/64/71-08.pdf>
- CASTELLANOS-BARRIGA, L. G., F. SANTACRUZ-RUVALCABA., G. HERNÁNDEZ-CARMONA., E. RAMÍREZ-BRIONES & R. M. HERNÁNDEZ-HERRERA. 2017. Effect of seaweed liquid extracts from *Ulva lactuca* on seedling growth of mung bean (*Vigna radiata*). *Journal of Applied Phycology* 29: 2479-2488. DOI:10.1007/s10811-017-1082-x
- BRICEÑO-DOMÍNGUEZ, D., G. HERNÁNDEZ-CARMONA., M. MOYO., W. STIRK & J. VAN STADEN. 2014. Plant growth promoting activity of seaweed liquid extracts produced from *Macrocystis pyrifera* under different pH and temperature conditions. *Journal of Applied Phycology* 26: 2203-2210. DOI:10.1007/s10811-014-0237-2
- CANALES-LÓPEZ, B. 1999. Enzimas-algas: posibilidades de su uso para estimular la producción agrícola y mejorar los suelos. *Terra* 17 (3): 271-276. Available online at: <https://chapingo.mx/terra/contenido/17/3/art271-276.pdf>
- CRAIGIE, J. S. 2011. Seaweed extract stimuli in plant science and agriculture. *Journal of Applied Phycology* 23: 321-335. DOI:10.1007/s10811-010-9560-4
- DOF DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. 2012. Plan de Manejo para la Pesquería de Macroalgas en Baja California, México. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (SAGARPA). Available online at: [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle\\_popup.php?codigo=5280840](http://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5280840). (downloaded 14 June 2016).
- FORNES, F., M. SÁNCHEZ-PERALES & J.L. GUADIOLA. 2002. Effect of a seaweed extract on the productivity of 'de Nules' Clementine mandarin and navelina orange. *Botánica Marina* 45: 486-489
- GARCÍA-SAHAGÚN, M. L., A. DE LUNA VEGA., C. ZUÑIGA-CAMPA., O. A. BAÑUELOS-GUTIÉRREZ & M. SILVA-ECHVERRÍA. 2014. Efecto de algas marinas en el desarrollo de *Gerberajamesonii* (Asteraceae). *e-Cucba* 2: 39-45. Available online at: [http://e-cucba.cucba.udg.mx/index.php/e-Cucba/article/view/14/pdf\\_7](http://e-cucba.cucba.udg.mx/index.php/e-Cucba/article/view/14/pdf_7)
- GARDUÑO-SOLÓRZANO, G., J. L. GODÍNEZ-ORTEGA & M. M. ORTEGA. 2005. Distribución geográfica y afinidad por el sustrato de las algas verdes (Chlorophyceae) bénticas de las costas mexicanas del Golfo de México y Mar Caribe. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 76: 61-78. Available online at: <http://www.redalyc.org/pdf/577/57707606.pdf>
- GIREESH, R., C. K. HARIDEVI & J. SALIKUTTY. 2011. Effect of *Ulva lactuca* extract on growth and proximate composition of *Vigna unguiculata* L. Walp. *Journal of Research in Biology* 8: 624-630. Available online at: <http://jresearchbiology.com/Documents/RA0148.pdf>.
- GONZÁLEZ, A., J. CASTRO, J. VERA & A. MOENNE. 2013a. Seaweed oligosaccharides stimulate plant growth by enhancing carbon and nitrogen assimilation, basal metabolism, and cell division. *Journal of Plant Growth Regulation* 32: 443-448. DOI:10.1007/s00344-012-9309-1
- GONZÁLEZ, A., R. A. CONTRERAS & A. MOENNE. 2013b. Oligo-carrageenans enhance growth and contents of cellulose, essential oils and polyphenolic compounds in *Eucalyptus globulus* trees. *Molecules* 18: 8740-8751. DOI:10.3390/molecules18088740.
- GUPTA, S. & N. ABU-GHANNAM. 2011. Recent developments in the application of seaweeds or seaweed extracts as a means for enhancing the safety and quality attributes of foods. *Innovative Food Science & Emerging Technologies* 12: 600-609. DOI:10.1016/j.ifset.2011.07.004
- HERNÁNDEZ-ALARCÓN, I. 2014. Evaluación de un extracto alcalino del alga *Macrocystis pyrifera* (L.) C. Agardh, sobre el crecimiento de vegetales terrestres. Tesis de Licenciatura en Biología Marina. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 47 p.
- HERNÁNDEZ-GARIBAY, E., J. GUARDADO-PUENTES., J. BAUTISTA-ALCANTAR & R. REYES-TISNADO. 2006. Macroalgas del Océano Pacífico. In: Cuellar J. (Ed). *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México*. Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA. pp. 235-244.
- HERNÁNDEZ-HERRERA, R. M., F. SANTACRUZ-RUVALCABA., M. A. RUIZ-LÓPEZ., J. NORRIE & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2014a. Effect of liquid seaweed extracts on growth of tomato seedlings (*Solanum lycopersicum* L.). *Journal of Applied Phycology* 26: 619-628. DOI:10.1007/s10811-013-0078-4
- HERNÁNDEZ-HERRERA, R. M., G. VIRGEN-CALLEROS., M. A. RUIZ-LÓPEZ., J. ZAÑUDO-HERNÁNDEZ., J. P. DELANO-FRIER & C. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ. 2014b. Extracts from green and brown seaweeds protect tomato (*Solanum lycopersicum*) against the necrotrophic fungus *Alternaria solani*. *Journal of Applied Phycology* 26: 1607-1614. DOI:10.1007/s10811-013-0193-2
- HERNÁNDEZ-HERRERA, R. M., F. SANTACRUZ-RUVALCABA, J. ZAÑUDO-HERNÁNDEZ & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2016. Activity of seaweed extracts and polysaccharide-enriched extracts from *Ulva lactuca* and *Padina gymnospora* as growth promoters of tomato and mung bean plants. *Journal of Applied Phycology* 28: 2549-2560. DOI:10.1007/s10811-015-0781-4
- HONG, D. D., H. M. HIEN & P. N. SON. 2007. Seaweeds from Vietnam used for functional food, medicine and biofertilizer. *Journal of Applied Phycology* 19: 817-826. DOI:10.1007/s10811-007-9228-x
- JAYARAJ, J., A. WAN., M. RAHMAN & Z. K. PUNJA. 2008. Seaweed extract reduces foliar fungal diseases on carrot. *Crop Protection* 10: 1360-1366. DOI:10.1016/j.cropro.2008.05.005
- JAYARAMAN, J & N. ALI. 2015. Use of seaweed extracts for disease management of vegetable crops. In: Ganesan S., Vadivel K., Jayaraman J. (Eds.). *Sustainable Crop Disease Management using Natural Products*. Oxfordshire, UK, CABI, pp. 160-183. DOI:10.1079/9781780643236.0160

- KHAN, W., U. P. RAYIRATH., S. SUBRAMANIAN., M. N. JITHESH., P. RAYORATH., D. M. HODGES., A. T. CRITCHLEY., D. LAPORTE., J. VERA., N. P. CHANDIA., E. A. ZUÑIGA., B. MATSUHRO & A. MOENNE. 2007. Structurally unrelated algal oligosaccharides differentially stimulate growth and defense against tobacco mosaic virus in tobacco plants. *Journal of Applied Phycology* 19: 79-88. DOI:10.1007/s10811-006-9114-y
- MARTÍNEZ-MORALES, J. S. 2015. Evaluación de extractos de algas marinas como promotores de crecimiento en cultivos terrestres. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, México. 50 p.
- MATTNER, S. W., D. WITE., D. A. RICHES., I. J. PORTER & T. ARIOLI. 2013. The effect of kelp extract on seedling establishment of broccoli on contrasting soil types in southern Victoria, Australia. *Biological Agriculture & Horticulture* 29: 258-270. DOI:10.1080/01448765.2013.830276
- NICOLÁS-ÁLVAREZ, D. E., L. E. MATEO-CID., A.C. MENDOZA-GONZÁLEZ., M. GUTIÉRREZ-LADRÓN DE GUEVARA & A. REYES-CHAPARRO. 2014. Utilization of Seaweed *Sargassum liebmannii* extract as a stimulant of germination of *Pachyrhizus erosus*. *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences (JCBSC)* 4: 56-61.
- ORTEGA, M. M. 1987. Doce años de ficología en México (971-1983). In: Gómez Aguirre. S. y V. Arenas Fuentes (Eds.). Contribuciones en hidrobiología. Memoria de la Reunión Alejandro Villalobos (24 al 26 de octubre de 1983). Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. pp. 155-186.
- OSORIO-TAFALL, B. F. 1946. Anotaciones sobre algunos aspectos de la hidrobiología Mexicana. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 7:139-165. Available online at: <http://repositorio.fciencias.unam.mx:8080/jspui/bitstream/11154/142549/1/7VAnotacionesSobre.pdf>
- PACHECO-RUIZ, I. & J. A. ZERTUCHE-GONZÁLEZ. 1996. The commercially valuable seaweeds of the Gulf of California. *Botánica Marina* 39: 201-206. DOI:10.1515/botm.1996.39.1-6.201
- PEDROCHE, F. F & A. SENTIES. 2003. Mexican marine phycology. Diversity and problems. *Hidrobiológica* 13: 23-32. Available online at: <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v13n1/v13n1a3.pdf>
- RAYORATH, P., M. N. JITHESH., A. FARID., W. KHAN., R. PALANISAMY., S. D. HANKINS., A. T. CRITCHLEY & B. PRITHIVIRAJ. 2008. Rapid bioassays to evaluate the plant growth promoting activity of *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol. using a model plant, *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. *Journal of Applied Phycology* 20: 423-429. DOI:10.1007/s10811-007-9280-6
- REBOURS, C., E. MARINHO-SORIANO, J. A. ZERTUCHE-GONZÁLEZ, L. HAYASHI, J. A. VÁSQUEZ, P. KRADOLFER, G. SORIANO, R. UGARTE, M. H. ABREU, I. BAY-LARSEN, G. HOVELSRUD, R. RØDVEN & D. ROBLEDO. 2014. Seaweeds: an opportunity for wealth and sustainable livelihoods for coastal communities. *Journal of Applied Phycology* 26: 1939-1951. DOI:10.1007/s10811-014-0304-8
- RENGASAMY, K. R. R., M. G. KULKARNI, W. A. STIRK & J. VAN STADEN. 2015a Eckol a new plant growth stimulant from the brown seaweed *Ecklonia maxima*. *Journal of Applied Phycology* 27: 581-587. DOI:10.1007/s10811-014-0337-z
- RENGASAMY, K. R. R., M. G. KULKARNI., W. A. STIRK & J. VAN STADEN. 2015b. Eckol improves growth, enzyme activities, and secondary metabolite content in maize (*Zea mays* cv. Border King). *Journal of Plant Growth Regulation* 34: 410-416. DOI:10.1007/s00344-015-9479-8
- ROBLEDO, D., E. GASCA-LEYVA & J. FRAGA. 2013. Social and economic dimensions of carrageenan seaweed farming in Mexico. In: Valderrama D., Cai J., Hishamunda N., Ridler N. (Eds.). Social and Economic Dimensions of Carrageenan Seaweed Farming. *Fisheries and Aquaculture Technical Paper* No. 580. Rome, FAO, pp. 185-204.
- ROBLEDO, D. & W. TOWNSEND. 2006. Seaweed and mangroves: improving environmental practices in coastal communities to secure sustainable livelihoods. In: Breton Y., D. Brown, E.B. Davey, M. Haughton M & L. Ovares (Eds.). Coastal Resource Management in the Wider Caribbean: Resilience, Adaptation, and Community Diversity. Kingston, Jamaica, Ian Randle Publishers; Ottawa, International Development Research Centre 190 p. Available online at: [https://www.researchgate.net/publication/256183984\\_SEAWEEDS\\_AND\\_MANGROVES\\_IMPROVING\\_ENVIRONMENTAL\\_PRACTICES\\_IN\\_COASTAL\\_COMMUNITIES\\_OF\\_MEXICO\\_AND\\_JAMAICA](https://www.researchgate.net/publication/256183984_SEAWEEDS_AND_MANGROVES_IMPROVING_ENVIRONMENTAL_PRACTICES_IN_COASTAL_COMMUNITIES_OF_MEXICO_AND_JAMAICA)
- ROBLEDO-RAMÍREZ, D. & Y. FREILE-PELEGRIN. 1998. Macroflora marina de interés económico de las costas de Yucatán. In: Benítez H., E. Vega, A. Peña & S. Ávila. (Eds.). *Aspectos Económicos Sobre la Biodiversidad de México*. México, CONABIO-SEMARNAP, pp. 167-179.
- ROTHÄUSLER, E., L. GUTOW & M. THIEL. 2012. Floating seaweeds and their communities. In: C. Wiencke & K. Bischof (Eds.). *Seaweed Biology - Novel Insights into Ecophysiology, Ecology and Utilization*, Ecological Studies 219, Berlin Heidelberg, Springer, 21 p. DOI:10.1007/978-3-642-28451-9\_17
- SAGARPA (SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, DESARROLLO RURAL, PESCA Y ALIMENTACIÓN). 2012. Reglas de Operación de los Programas de SAGARPA. DOF del 30 November 2012. Available online at: <http://inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/30112012%20SAGARPA.pdf> (Downloaded 10 May 2016).
- SATISH, L., S. A. CEASAR, J. SHILPHA, S. A. RENCY, P. RATHINAPRIYA & M. RAMESH. 2015a. Direct plant regeneration from in vitro-derived shoot apical meristems of finger millet (*Eleusine coracana* (L.) Gaertn.). *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant* 51: 192-200. DOI:10.1007/s11627-015-9672-2
- SATISH, L., R. RAMESHKUMAR, P. RATHINAPRIYA, S. PANDIAN, A. S. RENCY, T. SUNITHA & M. RAMESH. 2015b. Effect of seaweed liquid extracts and plant growth regulators on in vitro mass propagation of brinjal (*Solanum melongena* L.) through hypocotyl and leaf disc explants. *Journal of Applied Phycology* 27: 993-1002. DOI:10.1007/s10811-014-0375-6
- SHARMA, H. S., C. FLEMING, C. SELBY, J. R. RAO & T. MARTIN. 2014. Plant biosimulants: a review on the processing of macroalgae and use of extracts for crop management to reduce abiotic and biotic stresses. *Journal of Applied Phycology* 26: 465-490. DOI:10.1007/s10811-013-0101-9
- SUNARPI, A., R. JUPRI, N. I. KURNIANINGSIH & A. NIKMATULLAH. 2010. Effect of seaweed extracts on growth and yield of rice plants. *Bioscience* 2 (2): 73-77. DOI:10.13057/nusbiosci/n020204

- THIRUMARAN, G., M. ARUMUGAM, R. ARUMUGAM & P. ANANTHARAMAN. 2009. Effect of seaweed liquid fertilizer on growth and pigment concentration of *Abelmoschus esculentus* (l) Medikus. *American-Eurasian Journal of Agronomy* 2 (2): 57-66. Available online at: [https://www.idosi.org/aeja/2\(2\)09/3.pdf](https://www.idosi.org/aeja/2(2)09/3.pdf)
- TURAN, M & C. KÖSE. 2004. Seaweed extracts improve copper uptake of grapevine. *Acta Agriculturae Scandinavica*, Section B - Soil & Plant Science 54: 213-220. DOI:10.1080/09064710410030311
- VERA, J., J. CASTRO, A. GONZÁLEZ, H. BARRIENTOS, B. MATSUHIRO, P. ARCE, G. ZÚÑIGA & A. MOENNE. 2011a. Long term protection against tobacco mosaic virus induced by the marine alga oligo-sulphatedgalactan Poly-Ga in tobacco plants. *Molecular Plant Pathology* 12: 437-447. DOI:10.1111/j.1364-3703.2010.00685.x
- VERA, J., J. CASTRO, A. GONZÁLEZ & A. MOENNE. 2011b. Seaweed polysaccharides and derived oligosaccharides stimulate defense responses and protection against pathogens in plants. *Marine Drugs* 9: 2514-2525. DOI:10.13057/nusbiosci/n020204
- VILLARREAL-SÁNCHEZ, J. A., A. LLYINA, L. P. MENDEZ-JIMÉNEZ, V. ROBLEDO-TORRES, R. RODRÍGUEZ-HERRERA, B. CANALES-LÓPEZ & J. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ. 2003. Isolation of microbial groups from a seaweed extract and comparison of their effects on a growth of pepper culture (*Capsicum annum* L.). *Moscow University Chemistry Bulletin* 44: 92-96. Available online at: <http://www.chem.msu.su/rus/vmgu/031/92.pdf>
- VINOTH, S., P. GURUSARAVANAN & N. JAYABALAN. 2012a. Effect of seaweed extracts and plant growth regulators on high-frequency *in vitro* mass propagation of *Lycopersicon esculentum* L (tomato) through double cotyledonary nodal explant. *Journal of Applied Phycology* 24:1329-1337. DOI:10.1007/s10811-011-9717-9
- VINOTH, S., P. GURUSARAVANAN & N. JAYABALAN. 2012b. Erratum to: effect of seaweed extracts and plant growth regulators on high-frequency *in vitro* mass propagation of *Lycopersicon esculentum* L (tomato) through double cotyledonary nodal explant. *Journal of Applied Phycology* 24: 1339-1340. DOI:10.1007/s10811-011-9748-2
- VINOTH, S., P. GURUSARAVANAN & N. JAYABALAN. 2014. Optimization of somatic embryogenesis protocol in *Lycopersicon esculentum* L. using plant growth regulators and seaweed extracts. *Journal of Applied Phycology* 26: 1527-1537. DOI:10.1007/s10811-013-0151-z
- ZERTUCHE-GONZÁLEZ, J. A., M. SÁNCHEZ-BARREDO, J. M. GUZMÁN-CALDERÓN & Z. ALTAMIRANO-GÓMEZ. 2014. *Eisenia arborea* J.E. Areschoug as abalone diet on an IMTA farm in Baja California, México. *Journal of Applied Phycology* 26 (2): 957-960. DOI:10.1007/s10811-013-0138-9
- ZAMANI, A., S. KHORASANINEJAD & B. KASHEFI. 2013. The importance role of seaweeds of some characters of plant. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences* 5 (16): 1789-1793.
- ZHANG, X & R. E. SCHMIDT. 2000. Hormone-containing products' impact on antioxidant status of tall fescue and creeping bent grass subjected to drought. *Crop Science* 40: 1344-1349. DOI:10.2135/cropsci2000.4051344x

## New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California

## Nuevos registros florísticos de diatomeas bentónicas (Bacillariophyceae) del golfo de California

Yuriko Jocselin Martínez and David Alfaro Siqueiros-Beltrones

Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, BCS, C.P. 23096. México  
e-mail: dsiquei@ipn.mx; dsiquei@gmail.com

**Recibido:** 22 de agosto de 2017.**Aceptado:** 24 de enero de 2018.Martínez Y. J. and D. A. Siqueiros-Beltrones. 2018. New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California. *Hidrobiológica* 28 (1): 141-145.

## ABSTRACT

**Background.** Most studies on benthic diatoms found in northwestern Mexico have been done along the western coast of the Baja California peninsula. Thus, few studies exist for the Gulf of California. **Goals.** To gather new records of benthic diatoms found in the Gulf of California. **Methods.** Diatom samples from sediments and rocks of the coast of Santa Rosalía, Baja California Sur, were observed under a light microscope (LM). **Results.** Three taxa were recorded and depicted: *Caloneis liber* var. *bicuneata* (common), *Gyrosigma naja* (scarce), and the new combination *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (scarce). **Conclusions.** These three taxa were recorded for the first time in northwestern Mexico.

**Keywords:** *Amphiprora*, comb. nov., epilithic, epipellic, northwestern Mexico

## RESUMEN

**Antecedentes.** Los estudios sobre diatomeas bentónicas para el Noroeste mexicano se han hecho principalmente para la costa occidental de la península de Baja California, pero son pocos para el golfo de California. **Objetivos.** Presentar nuevos registros de diatomeas bentónicas para el golfo de California. **Métodos.** Se observaron muestras de diatomeas de sedimentos y rocas de la costa de Santa Rosalía, Baja California Sur, México bajo el microscopio de luz. **Resultados.** Se registraron tres nuevos taxa: *Caloneis liber* var. *bicuneata* (común) y *Gyrosigma naja* (raro), y la nueva combinación *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (raro). **Conclusiones.** Estos tres taxa son registrados por primera vez para la región Noroeste de México.

**Palabras clave:** *Amphiprora*, comb. nov., epilíticas, epipélicas, Noroeste mexicano

The first floristic list of benthic marine diatoms from Mexico (López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones, 2016) showed that most of the taxa from Mexican littorals have been recorded for the Mexican northwestern region. Few, however, correspond to the Gulf of California coasts. Thus, there is reason to assume that a considerable number of taxa have yet to be recorded in this area.

A reliable taxonomic record of benthic diatoms for any given locality is recommended due to their ecological significance (Siqueiros-Beltrones, 2002). They are an essential food-source for many benthic animals, including those of commercial importance, and their assemblages could be used as a reference to assess natural or anthropogenic environmental impact (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014). It is thus imperative to account for new records that derive from studies in surveyed and un-surveyed areas. This is especially true in Mexican littorals where new records of benthic diatom species are expected to be made in upcoming surveys, as is the case of a recent floristic survey in a lagoon located within a protected area (Siqueiros-Beltrones & Argumedo-Hernández, 2017). Accordingly, in this paper, new records are derived from a floristic survey from an allegedly contaminated beach of Santa Rosalía, Baja California Sur (Gulf of California).

Sediment and rock samples were collected during May 2015, January 2016, and March 2016 from a beach in Santa Rosalía. At this location, nine sites were chosen: five in the port area, where samples were collected at wading depth, and two sites to the north (Punta Tanques), and two south (Cuevas) of Santa Rosalía, where samples were collected by scuba diving (Fig. 1). Sediments were collected using petri dishes 75 mm in diameter, and two rocks approximately 20 x 10 cm, devoid of macroalgae. Epilithic diatoms were collected by brushing an area of 100 cm<sup>2</sup> from the sampled rocks. The brushed-off material and collected sediments were oxidized, following Siqueiros-Beltrones (2002) for diatom cleaning and mounting. Mounted diatoms were examined under an Olympus CH-2 microscope at 630× and 1000×. Species ref-

erences and identification followed Cleve-Euler (1955), Hartley (1996), Pérágallo and Pérágallo (1908), Hein *et al.* (2008), Siqueiros-Beltrones (2002), and Stidolph *et al.* (2012).

The taxonomic status of the taxa was updated according to Guiry & Guiry (2017; <http://www.algaebase.org/search/?genus=genusname&species=speciesname>), and the Catalogue of Diatom Names of the California Academy of Sciences (CAS) web site by Fourtanier & Kociolek (2017), <http://researcharchive.calacademy.org/research/diatoms/names/index.asp>. Also, the International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Melbourne code, McNeill *et al.*, 2012) was consulted. **Morphometric data for the new records are provided.** Micrographs were taken with a CMOS Konus digital lens.

Three taxa are here depicted which are recorded for the first time in the Mexican northwestern region, including a new combination.

***Caloneis liber* var. *bicuneata* (Grunow) Cleve** (Figs 2A-C)

Dimensions: Length = 50-70  $\mu\text{m}$ ; width = 8-12  $\mu\text{m}$ ; 18 striae in 10  $\mu\text{m}$  (n = 5).

Reference: Cleve-Euler (1955), Fig. 1124b.

Occurrence: Common, found in most samples.

Synonymy: None.

Basionym: *Navicula bicuneata* Grunow.

Life form: Epilithic and epipsammic.

Other distribution: Seems to be distributed worldwide, Ceylon, Red Sea (Desikachary, 1988); Northern Sea (Sweden and Finland; Cleve-Euler, 1955); English coasts (Hartley, 1996); Galapagos Islands (Stidolph *et al.*, 2012).

Remarks: Witkowski *et al.* (2000) contend that *Caloneis liber* var. *bicuneata* is a synonym of *Caloneis bicuneata* (Grunow) Wolle. The form they depict, however, differs from ours in having poorly lanceolate ends, a lower number of striae, and being larger. Their specimen coincides with the image in Stidolph *et al.* (2012), whereas ours resembles the one in Cleve-Euler (1955), Fig. 1124b. A suggestive variation for *C. bicuneata* is shown in Desikachary (1988), p. 5; Pl. 478, Figs. 3-6, 9.

***Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (Perágallo) Siqueiros-Beltrones et Martínez comb. nov.** (Figs 2D-G).

Dimensions: Length = 60-75  $\mu\text{m}$  width = 12-15  $\mu\text{m}$ ; 16 striae in 10  $\mu\text{m}$  (n = 2).

Reference: Pérágallo & Pérágallo (1908), p. 183, Pl. 37, Figs. 4, 5.

Occurrence: Rare, few specimens from a single site and date.

Synonymy: None.

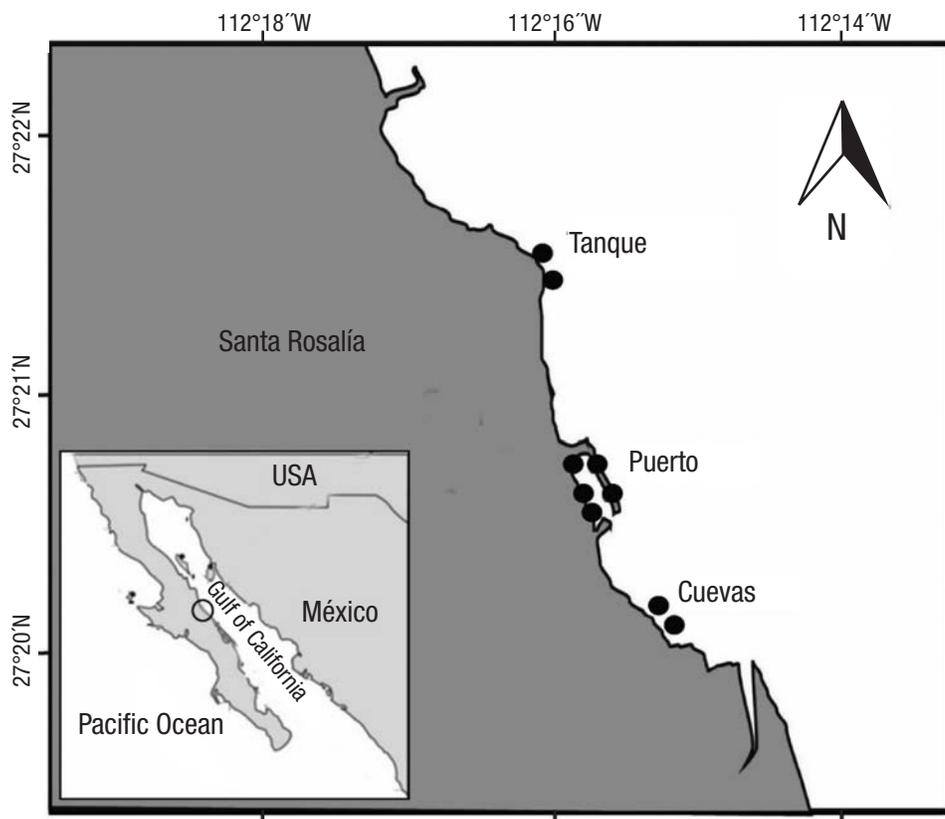
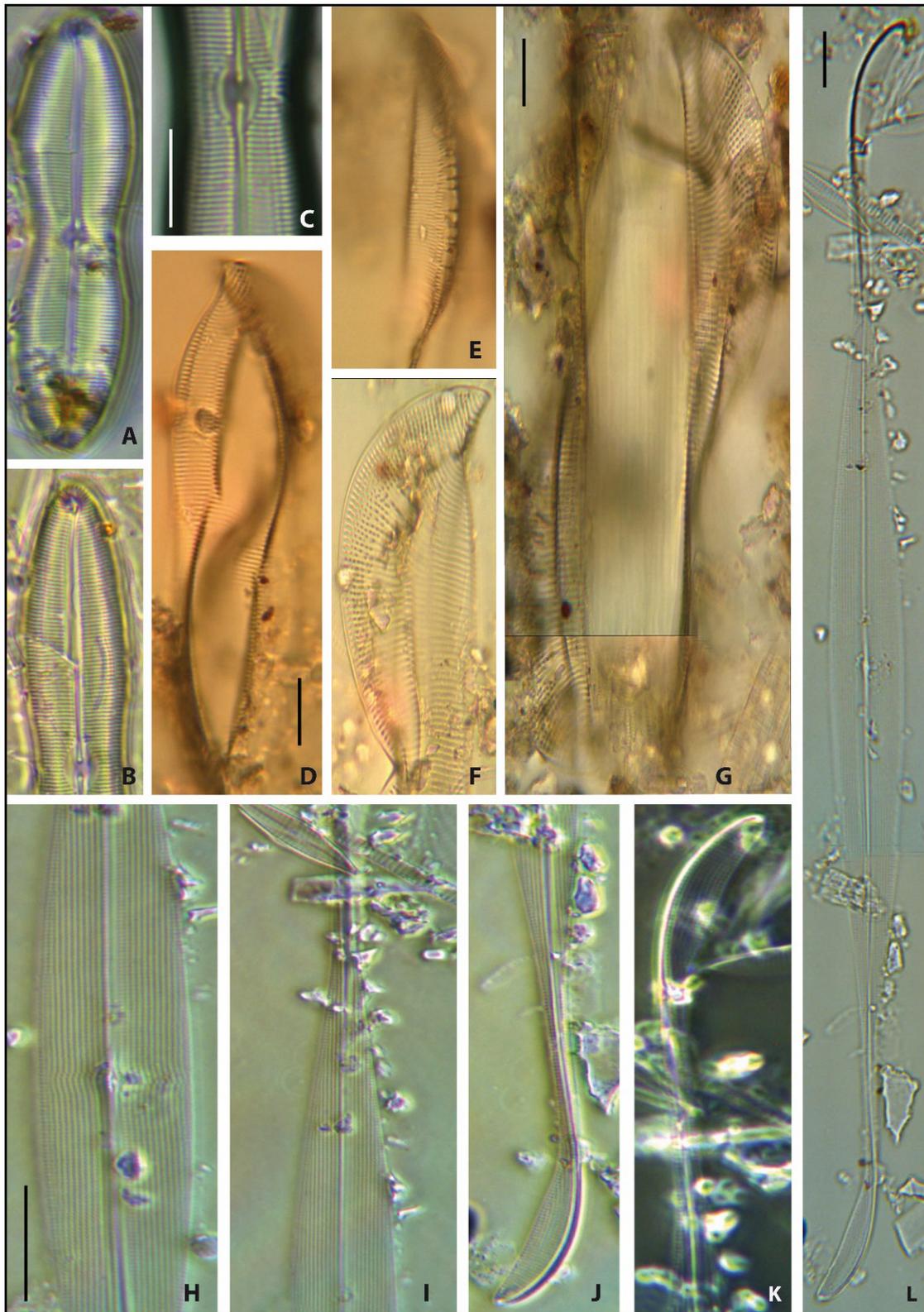


Figure 1. Location of study area and sampling sites at the Gulf of California, Mexico.



Figures 2A-L. A-C) *Caloneis libervar. bicuneata* (Grunow) Cleve; D-G) *Entomoneis pulchra var. pulchella* (Peragallo) Siqueiros-Beltrones et Martínez comb. nov.; H-L) *Gyrosigma najia* (Meister) Sterrenburg. A-K = 1000x. L = 630x. Bars = 10  $\mu$ m.

Basionym: *Amphiprora pulchra* var. *pulchella* Pérégallo. Pérégallo & Pérégallo (1908), p. 183, Pl. 37, Figs. 4, 5.

Life form: Epipsammic.

Other distribution: Laguna Figueroa, B.C., México as *Entomoneis alata* (Siqueiros Beltrones, 2002); England and French north coast (Pérégallo & Pérégallo, 1908).

Remarks: This taxon has half the length and half the number of striae in 10 µm than *Entomoneis pulchra* (Bailey) Reimer, which has been recorded solely for the Gulf of Mexico (Licea *et al.*, 2016). Although this new combination can be found earlier, (<http://fcelter.fiu.edu/data/database/diatom/index.htm?species=4161>), its formal transference to *Entomoneis* is here proposed.

Slide enero 16-S4. SR Puerto (Puerto Santa Rosalía, BCS, Mexico) in the Benthic diatom scientific collection housed in CICIMAR-IPN is designated as a reference.

#### ***Gyrosigma naja* (Meister) Sterrenburg** (Figs 2H-L)

Dimensions: Length = 230 µm; width = 13 µm; 28 transverse and 20 long striae in 10 µm (n = 1).

Reference: Sterrenburg (2000), p. 302, Figs. 5-10; Hein *et al.* (2008), p. 57, Pl. 31, Fig. 3.

Occurrence: Rare, both in the above reference and in the present report.

Synonymy: *Gyrosigma spathulatum* Ricard.

Basionym: *Pleurosigma naja* Meister.

Life form: Epipsammic, planktonic.

Other distribution: Indonesia (Sterrenburg, 2000), Bahamas (Hein *et al.*, 2008).

Remarks: Contrary to previous descriptions, our specimen shows conspicuous longitudinal striae; the transverse striae pattern was almost non-discernible under LM.

No studies on benthic diatoms had hitherto been carried out for the northern eastern coasts of Baja California Sur (Gulf of California). The fact that Santa Rosalía's beach is contaminated with toxic elements, such as Cu, Zn, Co, Pb, and Cd (Jonathan *et al.*, 2016), derived from mining activities makes it imperative to generate reliable taxonomic inventories of benthic diatoms that allow precise detection of floristic changes in order to monitor the environmental impact.

These three taxa were recorded for the first time in the Mexican northwestern region. Two of them, *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* and *Gyrosigma naja* had a rare occurrence in sediments from a single sampling locality and date (in the port in January 2016) out of 18 rock samples and nine sediment samples. The former taxon was transferred to the genus *Entomoneis* from *Amphiprora*, following Pérégallo & Pérégallo (1908), where *A. pulchra* Bailey and *A. pulchra* var. *pulchella* are depicted. The latter (*G. naja*), was described by Sterrenburg (2000) who transferred it from the genus *Pleurosigma* to *Gyrosigma*, while considering it a rare taxon. In contrast, *Caloneis liber* var. *bicuneata* was found on rocks and in sediments; it occurred commonly in all samplings. Whether these new records and their scarcity could be related to any

environmental condition of the study area will be determined in the near future; the fact is that these three taxa are reported for the first time for the Mexican northwestern region.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge F.O. López-Fuerte for his remarks on taxonomic formality and the reviews by the anonymous referees that helped to improve this manuscript.

## REFERENCES

- CLEVE-EULER, A. 1955. *Die diatomeen von Schweden und Finnland. Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar*. Band 5, Teil IV. Stockholm. 232 p.
- DESIKACHARY, T.V. 1988. *Atlas of diatoms; Marine diatoms of the Indian Ocean*, Fasc. V. Madras Science Foundation. Madras. 13 p.
- FOURTAÑIER, E. & J. P. KOCIOLEK. 2017. *Catalogue of Diatom Names of the California Academy of Sciences (CAS)*. Available on line at: <http://researcharchive.calacademy.org/> (downloaded on August 2017).
- GUIRY, M. D. & G. M. GUIRY. 2017. *Algaebase*. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. Available online at: <http://www.algaebase.org/> > (downloaded on August 2017).
- HARTLEY, B. 1996. *An atlas of British diatoms*. Biopress Ltd. England, Bristol. 601 p.
- HEIN, M. K., B. WINSBOROUGH & J. M. SULLIVAN. 2008. *Bacillariophyta (diatoms) of the Bahamas*. Gantner Verlag. Königstein, Germany. 303 p.
- JONATHAN, M. P., E. SHUMILIN, M.G. RODRÍGUEZ-FIGUEROA, P.F. RODRÍGUEZ-ESPINOZA & S.B. SUJITHA. 2016. Potential toxicity of chemical elements in beach sediments near Santa Rosalía copper mine, Baja California Peninsula, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 180 (1): 91-96. DOI:10.1016/j.ecss.2016.06.015.
- LICEA, S., J. L. MORENO-RUIZ & R. LUNA. 2016. Checklist of diatoms (Bacillariophyceae) from the Southern Gulf of Mexico: Data-Base (1979-2010) and new records. *Journal of Biodiversity and Endangered Species* 4 (3): 1-7. DOI:10.4172/2332-2543.1000174.
- LÓPEZ-FUERTE, F. O. & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2016. A checklist of marine benthic diatoms (Bacillariophyta) from México. *Phytotaxa* 283 (3): 201-258. DOI:10.11646/phytotaxa.283.3.1.
- MCNEILL, J., F. R. BARRIE, W. R. BUCK, V. DEMOULIN, W. GREUTER, D. L. HAWKSWORTH, P. S. HERENDEEN, S. KNAPP, K. MARHOLD, J. PRADO, W. F. PRUD'HOMME VAN REINE, G. F. SMITH, J. H. WIERSEMA & N. J. TURLAND. 2012. International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Melbourne Code), adopted by the Eighteenth International Botanical Congress, Melbourne, Australia, July 2011. Available on line: <http://www.iapt-taxon.org/nomen/main.php?page=title> (downloaded on August 2017).
- PERAGALLO, H. & M. PERAGALLO. 1908. *Diatomees marines de France et des districts maritimes voisins*. M. J. Tempere. Grez sur Loing. 491 p.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. 2002. *Diatomeas bentónicas de la Península de Baja California; diversidad y potencial ecológico*. Océánides, CICIMAR-IPN & UABCS. La Paz. 102 p.

- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ. 2017. New records of benthic marine diatom taxa for Mexican littorals. *CICIMAR-Oceánides* 32 (1): 59-62.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., U. ARGUMEDO HERNÁNDEZ, J. M. MURILLO JIMÉNEZ & A. J. MARMOLEJO RODRÍGUEZ. 2014. Diversidad de diatomeas bentónicas marinas en un ambiente ligeramente enriquecido con elementos potencialmente tóxicos. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85 (3): 1065-1085. DOI:10.7550/rmb.43748
- STERRENBURG, F. A. S. 2000. Studies on the genera *Gyrosigma* and *Pleurosigma* (Bacillariophyceae). *Gyrosigma reversum* (Gregory) Hendey and *G. naja* (Meister) Sterrenburg, nov. comb. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 150 (1): 301-304. DOI:10.1635/0097-3157(2001)151[0121:SOTGPA]2.0.CO;2
- STIDOLPH, S. R., F. A. S. STERRENBURG, K. E. L. SMITH & A. KRABERG. 2012. Diatom Atlas: U.S. Geological Survey Open-File Report 2012-1163. Available online at: <http://pubs.usgs.gov/of/2012/1163/>. pdf (downloaded on February 4, 2015).
- WITKOWSKI, A., H. LANGE-BERTALOT & D. METZELTIN. 2000. *Diatom flora of Marine coasts I*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell. 925 p.



## The finding of diamond squid *Thysanoteuthis rhombus* in the Gulf of Tehuantepec, Northeastern Tropical Pacific

## El hallazgo del calamar diamante *Thysanoteuthis rhombus* en el Golfo de Tehuantepec, Pacífico tropical noreste

María del Carmen Alejo-Plata<sup>1</sup> and Brian Urbano-Alonso<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Municipio de San Pedro Pochutla, Oaxaca, 70902. México

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México  
Circuito exterior s/n, Coyoacán, Cd. Universitaria, Ciudad de México, 04510. México  
e-mail: plata@angel.umar.mx

**Recibido:** 30 de mayo de 2017.

**Aceptado:** 22 de diciembre de 2017.

Alejo-Plata M. C. and B. Urbano-Alonso. 2018. The finding of diamond squid *Thysanoteuthis rhombus* in the Gulf of Tehuantepec, Northeastern Tropical Pacific. *Hidrobiológica* 28 (1): 147-150.

### ABSTRACT

**Background.** The presence of *Thysanoteuthis rhombus* Troschel, 1857 in the eastern Pacific Ocean was estimated based on the geographic range of the species constructed from scattered locations of adults, juveniles, and egg masses. **Goals.** This note describes morphometric characteristics of the southernmost registry of the diamond squid *T. rhombus* in Mexican waters of the Gulf of Tehuantepec (16°N-95°W). **Methods.** In January 2015 we found a stranded adult female weighing a total of 12.5 kg, with a total length of 92 cm, and a mantle length of 45.5 cm. **Results.** This was a mature female, with oocytes inside the oviducts that averaged 1.2 mm in diameter, and seven attached spermatophores on the buccal membrane of the female, as evidence of mating. **Conclusions.** This late registry in the Gulf of Tehuantepec could simply be due to their relative scarcity in the eastern Pacific Ocean.

**Keywords:** Cephalopoda, Gulf of Tehuantepec, *Thysanoteuthis rhombus*

### RESUMEN

**Antecedentes.** La presencia de *Thysanoteuthis rhombus* Troschel, 1857 en el Océano Pacífico oriental se estimó en función del rango geográfico de las especies, construidas a partir de lugares de dispersión de adultos, juveniles y masas de huevos. **Objetivos.** La presente nota describe las características morfológicas del registro más sureño del calamar *T. rhombus* en aguas mexicanas (Golfo de Tehuantepec, 16°N-95°W). **Métodos.** En enero de 2015 encontramos una hembra adulta de 12.5 kg de peso total, 92 cm de largo total y 45.5 cm de ancho del manto. **Resultados.** El espécimen correspondió a una hembra madura, con ovocitos dentro de los oviductos con un promedio de 1.2 mm de diámetro, además se registró siete espermatóforos adheridos en la

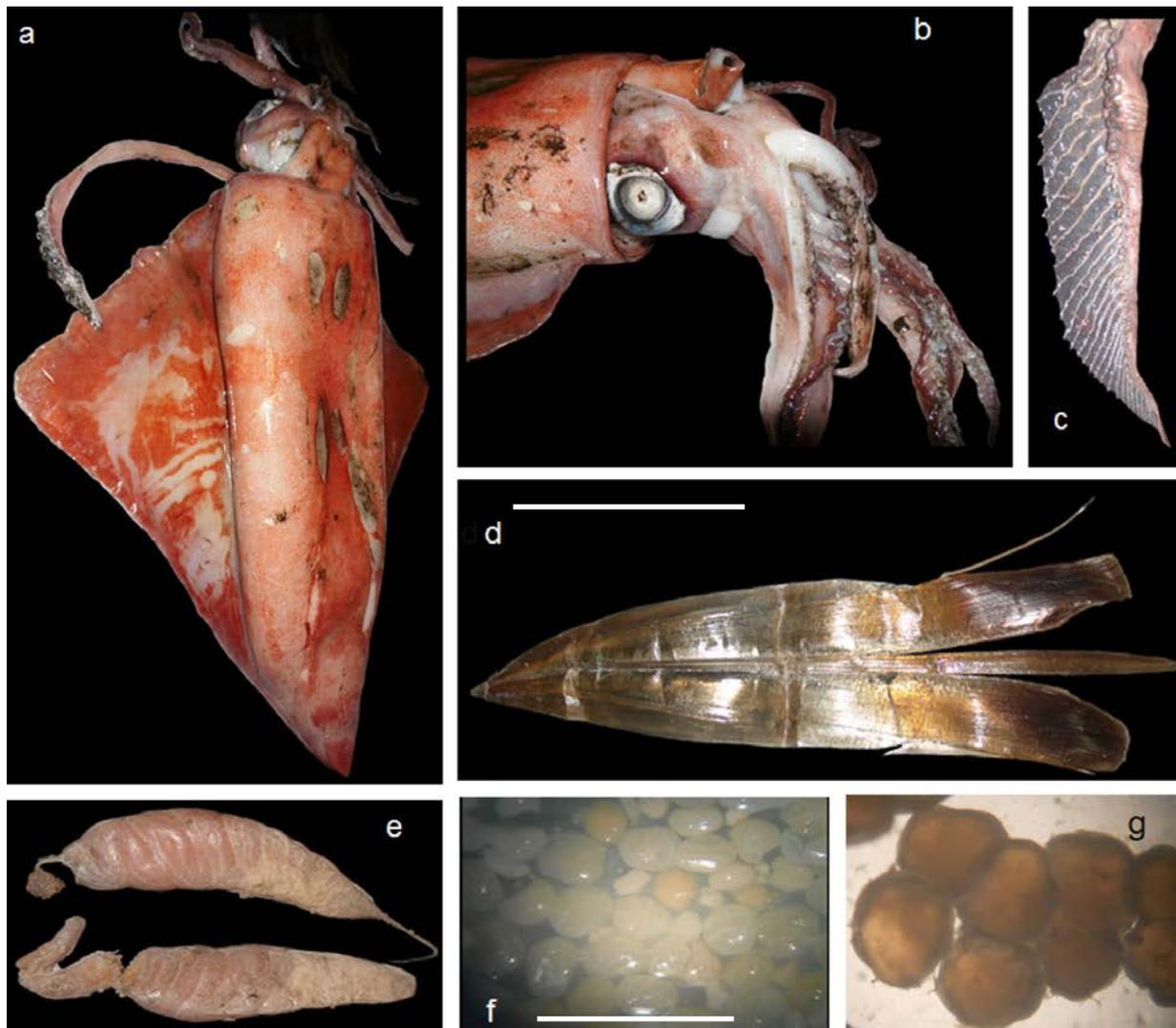
membrana bucal de la hembra como evidencia de apareamiento. **Conclusiones.** Este registro tardío en el Golfo de Tehuantepec podría deberse simplemente a su relativa escasez en el Océano Pacífico oriental.

**Palabras clave:** Cephalopoda, Golfo de Tehuantepec, *Thysanoteuthis rhombus*

The diamond squid *Thysanoteuthis rhombus* Troschel, 1857 is the single species of the family Thysanoteuthidae. It is one of the largest cephalopods, with maximum mantle lengths of both sexes of 100 cm (possibly to 130 cm), and maximum body weight of 24 to 30 kg (Roper and Jered, 2010). This squid is unique insofar as it is monogamous, living in stable couples throughout most of their life cycle (Nigmatullin *et al.*, 1995).

*Thysanoteuthis rhombus* is widely distributed in warmer waters (Guerra *et al.*, 2002), although their presence in many tropical and subtropical countries has not been completely confirmed. It is commercially fished in the Sea of Japan but is apparently very scarce in other parts of the world (Miyahara *et al.*, 2008). Findings of adults in other regions occurs when specimens are stranded or caught near the surface, most of whom are probably at the end of their life cycle (Sartor *et al.*, 2008). It is an epi-mesopelagic oceanic squid that rarely approaches the continental shelf zone, but is driven there by warm currents in the peripheral range of the species. Paralarvae and juveniles live in the epipelagic zone, while subadults and adults make daily vertical migrations in the upper 600 to 800 m depth (Nigmatullin & Arkhipkin, 1998). They lay characteristic egg masses that float on the surface of the ocean (Guerra *et al.*, 2002)

The presence of *T. rhombus* in the eastern Pacific Ocean was estimated based on the geographic range of the species constructed from scattered locations of adults, juveniles, and egg masses (Nigmatullin *et*



Figures 1a-g. *Thysanoteuthis rhombus* Troschel, 1857, adult female stranded on 30 January 2015, Salina Cruz, Oaxaca, Mexico. a) Ventral view (ML= 45.5 cm); b) Head; c) Veil arm III; d) Dorsal view of gladius (51 cm); e) Oviducts; f) Oocytes in ovary; g) Oocytes in oviducts. Scale bars: a-d = 20 mm; e-g = 1 mm.

*al.*, 1995; Nigmatullin & Arkhipkin, 1998). It is an elusive species. They never appear in meso-scale detailed studies about squid (Granados-Amores, 2008). Their paralarvae could be collected from the Gulf of Tehuantepec (Alejo-Plata *et al.*, 2013) or the Gulf of California (De Silva *et al.*, 2015). A single registry was reported from the Gulf of California (Hendrickx *et al.*, 2007). In the Baja California Peninsula, *T. rhombus* has been recorded only from stomach contents of their predators (Galván-Magaña *et al.*, 2013). This species appears to replace large jumbo squid (*Dosidicus gigas* (d'Orbigny, 1835)) in the swordfish diet when the latter are absent, and few records exist from the California Current (Markaida & Hochberg, 2005). The aim of this note is to register the southernmost record for *T. rhombus* in México.

A female (45.5 cm mantle length, ML) was found dying and stranded on Punta Chivo, a rocky promontory located about 20 m away

from the coast opposite Bahía Guelaguichi in the Gulf of Tehuantepec (16.103° N, 95.278° W) on 20 January 2015. The morphological characters fully agreed with the diagnostic features of the species (Roper & Jereb, 2010). Meristic data, sex, and maturity stage were recorded (Table 1). Because the mantle was damaged, only head, arms, and the gladius were preserved in 70% ethanol in the cephalopod collection at the Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, Mexico (reference number MHNUMAR-CEPHA 5101).

We reported a mature female (Table 1), with oocytes inside the oviducts that averaged 1.2 mm in diameter. We found 7 attached spermatophores on the buccal membrane of the female, as evidence of mating. The complex morpho-ecological adaptations of *T. rhombus* are reflected in the distinctive features of the reproductive system (Nigmatullin *et al.*, 1991). We observed very large oviducal glands, small oviducts in

Table 1. Morphometric characters of the adult female of *Thysanoteuthis rhombus* Troschel, 1857, collected in the Gulf of Tehuantepec, Mexico.

Characters				
Mantle length (cm)	45.5			
Total length (cm)	92			
Total weight (kg)	12.5			
Head length (cm)	9.5			
Head width (cm)	14			
Fin length (cm)	42			
Fin width (cm)	40.5			
Eye diameter (cm)	4.28			
Ovary weight (g)	750			
Nidamental glands				
Length (cm)	22.75			
Weight (g)	625			
Arm length (cm)				
	I	II	III	IV
Right (cm)	16	16	25	15
Left (cm)	16.4	16	26	15.5
Tentacle (cm)				
	33.5			
Gladius length				
	51 cm			
Gladius weight (g)				
	10 g			
LRL (cm)				
	4.3			

LRL = Rhachis length

comparison with the ovary size, and a straight distal portion (Fig. 1e). Oocytes from the ovary were at various stages of development, thus exhibiting asynchronous development. It was possible to distinguish six size groups of oocytes (0.02 to 1.1 mm diameter (Figs 1f-g)). This suggests that the squid has multiple spawnings of the pulsate type as mentioned by Nigmatullin *et al.* (1995). The potential fecundity in both oviducts was 146,000 eggs, which is in the range reported in other studies (Roper & Jereb, 2010).

This squid has one of fastest growth rates among cephalopods. Life span is about one year, and males and females mature when they are eight months old (Nigmatullin & Arkhipkin, 1998). Commonly, individuals mature at 85 cm ML or more (Nigmatullin *et al.*, 1995). The size of the present specimen (45.5 cm LM) is very similar to that of the small mature specimens collected in the equatorial and adjacent waters (ML 42-50 cm) (Nigmatullin *et al.*, 1995), suggesting that there is a small-sized mature group.

The Gulf of Tehuantepec is characterized by its continental shelf, which widens to the east, reaching a maximum width of 106.8 km at 93-94° W, and stretches to the west, with a minimum amplitude of ~17.8 km at 95.5° W. There are two main climatic seasons: one is dry (November to April), and the other is rainy (May to October). High seasonal productivity and low sea-surface water temperature are due to

strong vertical mixing and entrainment associated with mountain gap winds (Trasviña & Barton, 1995), mainly from November to April. The unusual stranding of *T. rhombus* may be related with this upwelling. This squid is an epipelagic to mesopelagic species that inhabits open ocean water, rarely approaching the coast, has a passive migration, and is regulated by oceanographic conditions (Miyahara *et al.*, 2008). This late record in the Gulf of Tehuantepec could simply be due to their relative scarcity in the eastern Pacific Ocean.

## ACKNOWLEDGMENTS

We thank Mr. Francisco Muñoz Cuadras and Omar Valencia for collecting the *Thysanoteuthis rhombus* specimen. We thank and fully appreciate the critical review of Chingis Nigmatullin and editor, for their helpful comments on the draft manuscript. The manuscript benefited from suggestions and recommendations from anonymous reviewers. This study was supported by the Universidad del Mar Campus Puerto Ángel. BU acknowledges the "Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas", UNAM, for financial support during his stay in Mazatlán and CONACYT for a research grant (number 175768).

## REFERENCES

- ALEJO-PLATA, M. C., R. GARCÍA-GUILLÉN & J. E. HERRERA-GALINDO. 2013. Paralarvae and juvenile of cephalopods in the Mexican South Pacific. *Hidrobiológica* 23 (2): 250-264.
- DE SILVA, D. R., D. E. GODÍNEZ, J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ & R. AVENDAÑO-IBARRA. 2015. Cephalopod paralarval assemblages in the Gulf of California of during 2004-2007. *Marine Ecology Progress Series* 520: 123-141 DOI:10.3354/meps11074.
- GALVÁN-MAGAÑA, F., C. POLO-SILVA, S. HERNÁNDEZ-AGUILAR, A. SANDOVAL-LONDOÑO, M. OCHOA-DÍAZ, N. AGUILAR-CASTRO & D. CASTAÑEDA-SUÁREZ. 2013. Shark Predation on Cephalopods in the Mexican and Ecuadorian Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part II: Tropical Studies in Oceanography* 95: 52-62. DOI:10.1016/j.dsr2.2013.04.002i
- GRANADOS-AMORES, J. 2013. Taxonomía de Calamares de la Familia Loliginidae en el Pacífico Mexicano. Tesis de Doctorado (Biología Marina). Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, S.C. La Paz, Baja California Sur, México. 165 p.
- GUERRA, A., A. F. GONZÁLEZ, F. J. ROCHA, R. SAGARMINAGA & A. CAÑADAS. 2002. Planktonic egg masses of the diamond-shaped squid *Thysanoteuthis rhombus* in the eastern Atlantic and the Mediterranean Sea. *Journal of Plankton Research* 24: 333-338. DOI:10.1093/plankt/24.4.333
- HENDRICKX, M. E., R. C. BRUSCA, M. CORDERO & R. G. RAMÍREZ. 2007. Marine and brackish-water molluscan biodiversity in the Gulf of California, Mexico. *Scientia Marina, Barcelona (Spain)* 71 (4): 637-647.
- MARKAIDA, U. & F. G. HOCHBERG. 2005. Cephalopods in the diet of swordfish (*Xiphias gladius*) caught off the west coast of Baja California, Mexico. *Pacific Science* 59 (1): 25-41. DOI:10.1353/psc.2005.0011
- MIYAHARA, K., T. OTA, J. HATAYAMA, Y. MITSUNAGA, T. GUTO & G. ONITSUKA. 2008. Tagging studies on diamond squid (*Thysanoteuthis rhombus*) in the western Sea of Japan. *Bulletin of the Japanese Society of Fisheries Oceanography* 72 (1): 30-39.

- NIGMATULLIN, C. M. & A. I. ARKHIPKIN. 1998. A review of the biology of the diamondback squid, *Thysanoteuthis rhombus* (Oegopsida: Thysanoteuthidae). In: Okutani T. (Ed.). *International Symposium on Large Pelagic Squids*. Japan Marine Fishery Resources Research Center, Tokio, pp. 155-181.
- NIGMATULLIN, C. M., A. I. ARKHIPKIN & R. M. SABIROV. 1991. Structure of reproductive system of the squid *Thysanoteuthis rhombus* (Cephalopoda: Oegopsida). *Journal of Zoology* 224: 271-283. DOI:10.1111/j.1469-7998.1991.tb04804.x
- NIGMATULLIN, C. M., A. I. ARKHIPKIN & R. M. SABIROV. 1995. Age, growth and reproductive biology of diamond-shaped squid *Thysanoteuthis rhombus* (Oegopsida: Thysanoteuthidae). *Marine Ecology Progress Series* 124: 73-87. DOI:10.3354/meps124073
- ROPER, C. F. E. & P. JEREB. 2010. Cephalopods of the world. *An annotated and illustrated catalogue of species known to date. Volume 2. Myopsid and Oegopsid Squids*. FAO. Roma, pp. 384-387.
- SARTOR, P., A. LIGAS, M. SBRANA & P. BELCARI. 2008. Notes on large specimen of *Thysanoteuthis rhombus* (Cephalopoda: Thysanoteuthidae) caught in the northern Tyrrhenian Sea. *Biology Marine of Mediterranean* 15 (1): 354-355. DOI:10.1017/S1755267208000146
- CLARKE, M. R. 1996. Cephalopod as Prey. In role of cephalopods in the world's Oceans. *Philosophical Transactions: Biological Science* 351 (1343): 1067-1081. DOI:10.1098/rstb.1996.0088
- TRASVIÑA, A. & E. D. BARTON. 1997. Los Nortes del Golfo de Tehuantepec: Dinámica del océano costero. In: Lavin, M. F. (Ed.). *Contribuciones a la Oceanografía Física en México*, Monografía No. 3. Unión Geofísica Mexicana. México, pp. 25-46.

## Isolation and characterization of new microsatellite markers for the Pacific geoduck (*Panopea generosa*) using next generation sequencing

## Aislamiento y caracterización de nuevos marcadores microsatélites para la almeja generosa (*Panopea generosa*) por medio de secuenciación de nueva generación

Celia Isabel Bisbal-Pardo<sup>1</sup>, Miguel Ángel Del Río-Portilla<sup>2</sup>, Ana Castillo-Páez<sup>1</sup> and Axayácatl Rocha-Olivares<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Molecular Ecology Laboratory, Biological Oceanography Department, CICESE, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860, México

<sup>2</sup> Genetics Laboratory, Aquaculture Department, CICESE, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860, México  
e-mail: arocha@cicese.mx

**Recibido:** 31 de enero de 2017.

**Aceptado:** 06 de diciembre de 2017.

Bisbal-Pardo C. I., M. Á. Del Río-Portilla, A. Castillo-Páez and A. Rocha-Olivares. 2018. Isolation and characterization of new microsatellite markers for the Pacific geoduck (*Panopea generosa*) using next generation sequencing. *Hidrobiológica* 28 (1): 151-155.

### ABSTRACT

**Background.** *Panopea generosa* is a large and long-lived infaunal clam with a considerable commercial value in Canada, United States and Mexico, in need of population genetic studies across its range of distribution. **Goals.** We set to develop new genetic markers (microsatellites) specific for *P. generosa*. **Methods.** We tested 30 microsatellite loci generated using next-generation genome sequencing (Illumina Hi-Seq 2500). **Results.** We identified eight as suitable polymorphic genetic markers. The number of alleles per locus ranged from 5 to 22 and heterozygosity from 0.429 to 0.818 (observed) and from 0.548 to 0.962 (expected). Deviation from Hardy-Weinberg equilibrium was found in three loci, after Dunn-Šidák correction, as a result of heterozygote deficiencies suggesting the presence of null alleles and linkage disequilibrium was found between two loci. **Conclusions.** These markers are highly informative and useful for population genetic studies aimed at informing management and conservation measures of this valuable resource.

**Keywords:** Genetic markers, next-generation sequencing, microsatellite, *Panopea generosa*

### RESUMEN

**Antecedentes.** *Panopea generosa* es una almeja de gran tamaño, infaunática y longeva con un valor comercial considerable en Canadá, Estados Unidos y México, y de la que se requiere conocer su estructura genética poblacional a lo largo de su rango de distribución. **Objetivos.** Desarrollar nuevos marcadores microsatélites específicos para *P. generosa*. **Métodos.** En este reporte evaluamos 30 loci microsatélites

generados mediante secuenciación genómica de siguiente generación (Illumina Hi-Seq 2500). **Resultados.** Se identificaron a ocho como marcadores genéticos polimórficos adecuados. El número de alelos por locus varió entre 5 y 22, la heterocigosidad observada entre 0.429 y 0.818 y la esperada entre 0.548 y 0.962. Tres marcadores se desviaron del equilibrio de Hardy-Weinberg, después de la corrección de Dunn-Šidák, como resultado de un déficit de heterocigosidad, sugiriendo la presencia de alelos nulos y se encontró desequilibrio de ligamiento entre dos microsatélites. **Conclusiones.** Estos marcadores son altamente informativos y útiles para estudios de genética poblacional encaminados a la implementación de medidas de administración y conservación de este valioso recurso.

**Palabras clave:** marcadores genéticos, microsatélites, *Panopea generosa*, secuenciación de siguiente generación

The Pacific geoduck, *Panopea generosa* Gould, 1850, is a large and long-lived infaunal clam, inhabiting sediments from the low intertidal to subtidal waters from Alaska, USA, to Baja California, México, and is the most important commercial geoduck (Bivalvia: Hiatellidae) in the northeast Pacific (Aragón-Noriega *et al.*, 2012). Its commercial harvest started in 1970's in the U.S. and Canada, and in early 2000 in Mexico (Aragón-Noriega *et al.*, 2012). Commercial aquaculture operations started in the late 1990's in the U.S. The species is sensible to over-exploitation because of its extended longevity, low recruitment, late sexual maturity, and slow growth (Bureau *et al.*, 2002; Calderon-Aguilera *et al.*, 2010; Orensanz *et al.*, 2004; Sloan & Robinson, 1984). Therefore, assessing the structure and dynamics of wild populations is a prerequisite to address their potential for sustainable exploitation and to manage risk reduction in aquaculture (Straus *et al.*, 2008). Ge-

netic analyses using polymorphic loci are a powerful tool to investigate population genetic structure, and to assess levels of genetic variability, effective population size and extinction risk (Evans & Sheldon, 2008). Among molecular genetic markers, microsatellites show several advantages (Jarne & Lagoda, 1996) however, their isolation in a new species requires significant effort (time- and money-wise) and expertise (Zane *et al.*, 2002). In addition, the genomic abundance of microsatellites is variable among taxa; and in some genomes, such as those of bivalves, they appear in low frequency (Peñarrubia *et al.*, 2015). On the other hand, next generation DNA sequencing (NGS) technologies provide a cost-time-efficient means to isolate large number of microsatellites (Abdelkrim *et al.*, 2009; Csencsics *et al.*, 2010; Inoue *et al.*, 2013; Lance *et al.*, 2013).

*Panopea generosa*, formerly incorrectly named *Panopea abrupta* Conrad, 1849 (Vadopalas *et al.*, 2010), has been subject to the development of seventeen specie-specific microsatellites using traditional cloning methods (Kaukinen *et al.*, 2004; Vadopalas & Bentzen, 2000; Vadopalas *et al.*, 2004). Some of which have been used repeatedly in population genetics studies with variable and sometimes limited success (Miller *et al.*, 2006; Suárez-Moo *et al.*, 2016; Vadopalas *et al.*, 2004; Vadopalas *et al.*, 2012). Suárez-Moo *et al.* (2016) and Vadopalas *et al.* (2012) found genetic homogeneity between samples of Baja California and Washington and among cohorts of Washington, respectively. On the other hand, Miller *et al.* (2006) and Vadopalas *et al.* (2004) revealed genetic heterogeneity in populations of Canada and USA. In this study, we aim at producing additional genetic markers and complement the molecular toolbox of the Pacific geoduck to increase the power of future genetic studies along its distribution. This information will prove valuable for managing the exploitation of wild populations and help direct aquaculture efforts along its distribution area.

DNA of gill tissue was extracted from two fresh organisms, collected near Ensenada, Baja California, using the DNeasy blood and tissue kit (QIAGEN, Hilden, Germany), obtaining in excess of 50 ng/μl of high quality ( $A_{260}/A_{280} > 1.80$ ) genomic DNA. All processes of library construction and Illumina sequencing were done as a described in Bisbal-Pardo *et al.* (2016). Bioinformatic analyses (quality control, ends trim, *de novo* assembly, microsatellite identification and primer design) were also carried out as described in Bisbal-Pardo (2014) and Bisbal-Pardo *et al.* (2016). For marker assessment, thirty microsatellite loci (9 di-, 10 tri- and 11 tetranucleotide) were selected (primer lengths ranging 19-24 bp, matching annealing temperature (T<sub>m</sub>) between 54-60 °C, a minimum of 5X coverage and a product size of 140-400 bp, and their amplification was tested using the same PCR conditions of Bisbal-Pardo *et al.* (2016). Genotyping was performed using ABI-3130xl automated DNA sequencer. Alleles were scored with the program Gene Marker 2.4.0 and allele sizes were assigned to bins using FLEXIBIN (Amos *et al.*, 2007). We identified genotyping errors (stutters, allele dropout, typographical) and evaluated the presence of null alleles with MICRO-CHECKER (Van Oosterhout *et al.*, 2004). Loci were scored in a set of 35 organisms, 7 from Hood canal (47°40'58.92" N 122°44'51.66" W) and 7 from Alden Bank (48°49'43.2" N 122°49'50.6" W), Washington, EUA; 7 from Coronado Islands (32°25'00" N 117°15'00" W), 7 from San Quintín (30°23'22.02" N 115°54'47.2" W) and 7 from Santa Rosalita (28°40'00" N 114°15'57" W), Baja California, Mexico. We estimated the number of alleles per locus (k), observed and expected heterozygosities (Ho and He) and polymorphic information content (PIC) using Mstools

(Park, 2001). Next, we calculated the deviation from Hardy-Weinberg equilibrium (HWE) and linkage disequilibrium (LD) with ARLEQUIN 3.1 (Excoffier *et al.*, 2005). Significance was adjusted for multiple testing using Dunn-Šidák correction (Šidák, 1967). We obtained a total of 77,475,634 reads from NGS, after the trimming, the 0.76% was discarded and 7.52% were corrected resulting in reads of 99.5 bp of the average length. We identified 8,060 di-, 3,146 tri- and 2,830 tetranucleotide microsatellites in a total of 868,521 contigs of 443 bp average length, N50 was 461 bp and average coverage was 11.86 reads. Less than 26% of markers were suitable for PCR primer design. The great disparity in the number of microsatellite loci identified bioinformatically and those amenable to primer design has been reported repeatedly (Castoe *et al.*, 2012; Castoe *et al.*, 2010; Csencsics *et al.*, 2010).

Of the 30 loci tested, only eight were consistently and accurately genotyped (Table 1). The yield obtained in this study (27%), defined as the fraction of microsatellite loci successfully genotyped from the total experimentally tested, is similar to others obtained from mollusk using NGS (43%, An & Lee, 2012; 35%, Cruz-Hernández *et al.*, 2014; 22%, Greenley *et al.*, 2012; 33%, O'Bryhim *et al.*, 2012). In most studies, a large number of potential loci are discarded because of amplification problems, which is particularly frequent among bivalves (Selkoe & Toonen, 2006). Mollusk genomes have been found to possess a high frequency of repetitive elements that may interfere if they appear in the flanking regions of microsatellite loci, resulting in multicopy PCR products (McInerney *et al.*, 2011). Also, sometimes the use of the M13 tail for fluorescently labeling the forward primer may decrease the efficiency of PCR reactions (Guichoux *et al.*, 2011). We did not find evidence of genotyping errors.

Most loci were characterized by moderate to high genetic variation, with an average of 11.4 alleles per locus (range = 5-22 alleles), heterozygosity estimates ranging between 0.429 and 0.818 (mean = 0.613) and PIC value between 0.488 and 0.939 (mean = 0.743). Three loci (Pgen3\_7, Pgen4\_1 and Pgen4\_11) significantly deviated from HWE after the Dunn-Šidák correction ( $p < 0.006$ ) due to heterozygote deficiencies, for which MICRO-CHECKER suggested the presence of null alleles. We found evidence of LD ( $p < 0.001$ ) between Pgen4\_1 and Pgen4\_10. A similar range of alleles (4-23 per locus) were found in the congener *P. abbreviata* in microsatellite loci (n = 21) obtained from NGS (Ahanchede *et al.*, 2013) and similar results have been reported in others mollusk (An & Lee, 2012; Greenley *et al.*, 2012). The quality of a marker can be determined by its degree of polymorphism. In this study, the expected heterozygosity values are in the optimal range (0.6-0.8) to provide a good resolution (Taberlet & Luikart, 1999). Moreover, the PIC values of all loci are higher than 0.25, so they are informative for linkage analysis. The deviation from HWE found in some loci could be due to population phenomena such as inbreeding, Wahlund effect, and selection or genotyping errors, such as null alleles or homoplasy (Selkoe & Toonen, 2006). However, since populations of *P. generosa* have shown no genetic differentiation along the northeast Pacific it is unlikely that a Wahlund effect is playing a part in the observed disequilibria (Suárez-Moo *et al.*, 2016). On the other hand, MICRO-CHECKER analysis indicated the possible presence of null alleles in some loci. Null alleles have been found to be very common in bivalves because of mutations in the flanking regions (Becquet *et al.*, 2009; Hedgecock *et al.*, 2004). Even though population genetic studies require the use of independent unlinked loci, linkage may be useful for mapping studies (Xiao *et al.*, 2012).

Table 1. Polymerase chain reaction primers and levels of polymorphism of novel microsatellite loci developed for *Panopea generosa* Gould, 1850 using next generation sequencing.

Locus	Primer sequence (5'-3')	Tm	Motif	n	Na	Allelic range	Dye	H <sub>o</sub>	H <sub>e</sub>	P <sub>HWE</sub>	PIC	GenBank accession
Pgen2_3	F: GCGTTTGATTGCRGGTGTAT	55.6	(AT) <sub>8</sub>	34	5	159-167	FAM	0.559	0.673	0.311	0.6	MF668230
	R: CAGGCATCGTCGTGTAATGG											
Pgen3_4	F: ACGGCGAAAGAACAATAATGG	55.6	(ACG) <sub>10</sub>	17	6	316-337	PET	0.529	0.617	0.223	0.559	MF668231
	R: TTGGTGAGAGGTTGTTGCAG											
Pgen3_7	F: GACAAACACCGCCTACACTG	66	(AAC) <sub>17</sub>	29	15	345-393	FAM	0.552	0.912	0.000*	0.888	MF668232
	R: TACGAATGCAGTCACCAAGC											
Pgen4_1	F: GSGTGGAAATCCATTGGGGTA	62	(ACAG) <sub>14</sub>	24	22	314-474	VIC	0.667	0.962	0.000*	0.939	MF668233
	R: ACCACCCCTGGACACTCCTTA											
Pgen4_3	F: GTTTGCCTTGTCGTCTGCAG	62	(AAAC) <sub>6</sub>	35	7	236-320	PET	0.429	0.548	0.141	0.488	MF668234
	R: GGATCCCTGGAAGTGTGGT											
Pgen4_9	F: GTCAATCCAGCCAAGCACAG	55.6	(AATC) <sub>9</sub>	33	13	281-381	PET	0.818	0.891	0.045	0.866	MF668235
	R: GCGTGTAGCCCTCAATAGC											
Pgen4_10	F: AACCGCAGCAGAACAAAGTC	56.6	(ACGC) <sub>6</sub>	28	13	345-409	VIC	0.724	0.823	0.039	0.786	MF668236
	R: ATCTTCGGCTTAGGAGGGGG											
Pgen4_11	F: AAGTCAACACAGGATGTGCAC	66	(ATCC) <sub>8</sub>	32	10	242-278	NED	0.625	0.848	0.002*	0.816	MF668237
	R: CCATTAAAGGTCACACGGC											

Abbreviations: Tm (°C): annealing temperature; n: sample size; Na: number of alleles; Dye: fluorescent dye; H<sub>o</sub>: observed heterozygosity; H<sub>e</sub>: expected heterozygosity; P<sub>HWE</sub>: Hardy-Weinberg equilibrium test p-value (\*) significant after Dunn-Sidak correction); PIC: polymorphism information content.

Nowadays, NGS is the best option to identify a high number of microsatellite loci in non-model species because it is cheaper and faster than traditional methods (Castoe *et al.*, 2010; Ekblom & Galindo, 2011). These technologies are enabling more extensive and robust genetic studies in a great variety of taxa (Castoe *et al.*, 2012; Huang *et al.*, 2015; Mira *et al.*, 2014). In this study we developed a set of new polymorphic microsatellites in *P. generosa*. These markers will be useful in genetic studies applicable to conservation and management fisheries and aquaculture activities.

## ACKNOWLEDGMENTS

Financial support was provided by the COFUPRO grant RGAC-CES-2013-031 to ARO. We thank Grupo Marítimo Miramar for providing live specimens. The first author benefited from a graduate fellowship from CONACYT to support her M. Sc. program in Marine Ecology at Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

## REFERENCES

- ABDELKRIM, J., B. ROBERTSON, J. A. STANTON & N. GEMMELL. 2009. Fast, cost-effective development of species-specific microsatellite markers by genomic sequencing. *BioTechniques* 46 (3):185-192. DOI:10.2144/000113084.
- AHANCHEDI, A., J. E. F. ALFAYA, L. W. ANDERSEN, D. AZAM, M. A. M. BAUTISTA, A. L. BESNARD, G. BIGATTI, A. BOUETARD, M. A. COUTELLE, E. E. B. K. EWEDJE, R. FUSEYA, R. GARCIA-JIMENEZ, M. HARATIAN, O. J. HARDY, L. E. HOLM, C. W. HOY, E. KOSHIMIZU, V. LOESCHKE, V. LOPEZ-MARQUEZ, C. A. MACHADO, A. MACHORDOM, C. MARCHI, A. P. MICHEL, C. MICHENEAU, O. MITTAPALLI, T. NAGAI, N. OKAMOTO, Y. PAN, F. PANITZ, N. SAFAIE, T. SAKAMOTO, B. SHARIFNABI, E. W. TIAN, H. YU & M. E. R. P. DEV. 2013. Permanent Genetic Resources added to Molecular Ecology Resources Database 1 August 2012-30 September 2012. *Molecular Ecology Resources* 13 (1):158-159. DOI:10.1111/1755-0998.12035.
- AMOS, W., J. I. HOFFMAN, A. FRODSHAM, L. ZHANG, S. BEST & A. V. S. HILL. 2007. Automated binning of microsatellite alleles: problems and solutions. *Molecular Ecology Notes* 7 (1):10-14. DOI:10.1111/j.1471-8286.2006.01560.x.
- AN, H. S. & J. W. LEE. 2012. Development of microsatellite markers for the Korean mussel, *Mytilus coruscus* (Mytilidae) using next-generation sequencing. *International Journal of Molecular Sciences* 13 (8):10583-10593. DOI:10.3390/ijms130810583.
- ARAGÓN-NORIEGA, E. A., E. ALCÁNTARA-RAZO, L. E. CALDERÓN-AGUILERA & R. SÁNCHEZ-FOURCADE. 2012. Status of Geoduck clam fisheries in Mexico. *Journal of Shellfish Research* 31 (3):733-738. DOI:10.2983/035.031.0317.
- BEQUET, V., I. LANNELUC, B. SIMON-BOUHET & P. GARCÍA. 2009. Microsatellite markers for the Baltic clam, *Macoma balthica* (Linne, 1758), a key species concerned by changing southern limit, in exploited littoral ecosystems. *Conservation Genetics Resources* 1 (1): 265-267. DOI:10.1007/s12686-009-9065-0.
- BISBAL-PARDO, C. I. 2014. Secuenciación masiva de *Panopea generosa* y *Panopea globosa* para el desarrollo de marcadores moleculares. Tesis de maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B.C., México.
- BISBAL-PARDO, C. I., M. Á. DEL RIO-PORTILLA, A. Y. CASTILLO-PAÉZ & A. ROCHA-OLIVARES. 2016. Isolation and characterization of new microsatellite markers for the cortés Geoduck (*Panopea globosa*). *CICIMAR Océánides* 31 (1): 17-22.
- BUREAU, D., W. HAJAS, N. SURRY, C. HAND, G. DOVEY & A. CAMPBELL. 2002. Age, size structure and growth parameters of geoducks (*Panopea abrupta*, Conrad 1849) from 34 locations in British Columbia sampled between 1993 and 2000. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2413:1-84.
- CALDERÓN-AGUILERA, L. E., E. A. ARAGÓN-NORIEGA, C. M. HAND & V. M. MORENO-RIVERA. 2010. Morphometric relationships, age, growth, and mortality of the geoduck clam, *Panopea generosa*, along the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Journal of Shellfish Research* 29 (2): 319-326. DOI:10.2983/035.029.0206.
- CASTOE, T. A., A. W. POOLE, A. P. J. DE KONING, K. L. JONES, D. F. TOMBACK, S. J. OYLER-McCANCE, J. A. FIKE, S. L. LANCE, J. W. STREICHER, E. N. SMITH & D. D. POLLOCK. 2012. Rapid microsatellite identification from Illumina paired-end genomic sequencing in two birds and a snake. *PLoS One* 7 (2): e30953. DOI:10.1371/journal.pone.0030953.
- CASTOE, T. A., A. W. POOLE, W. GU, A. P. J. DE KONING, J. M. DAZA, E. N. SMITH & D. D. POLLOCK. 2010. Rapid identification of thousands of copperhead snake (*Agkistrodon contortrix*) microsatellite loci from modest amounts of 454 shotgun genome sequence. *Molecular Ecology Resources* 10 (2): 341-347. DOI:10.1111/j.1755-0998.2009.02750.x.
- CRUZ-HERNÁNDEZ, P., A. MUNGUÍA-VEGA, I. LEYVA-VALENCIA, F. LUCERO-BURQUEZ & D. B. LLUCH-COTA, 2014. Development of 24 tetra-nucleotide microsatellite markers in Cortes Geoduck *Panopea globosa* by next-generation sequencing. *Conservation Genetics Resources* 6 (3): 531-533. DOI:10.1007/s12686-014-0172-1.
- CSENCISICS, D., S. BRODBECK & R. HOLDEREGGER. 2010. Cost-effective, species-specific microsatellite development for the endangered dwarf bulrush (*Typha minima*) using next-generation sequencing technology. *Journal of Heredity* 101 (6): 789-793. DOI:10.1093/Jhered/Esq069.
- EKBLUM, R. & J. GALINDO. 2011. Applications of next generation sequencing in molecular ecology of non-model organisms. *Heredity* 107 (1):1. DOI:10.1038/hdy.2010.152.
- EVANS, S. R. & B. C. SHELDON. 2008. Interspecific patterns of genetic diversity in birds: correlations with extinction risk. *Conservation Biology* 22 (4): 1016-25. DOI:10.1111/j.1523-1739.2008.00972.x.
- EXCOFFIER, L., G. LAVAL & S. SCHNEIDER. 2005. Arlequin ver. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online* 1: 47-50.
- GREENLEY, A. P., A. MUGUÍA-VEGA, A. SAENZ-ARROYO & F. MICHELI. 2012. New tetranucleotide microsatellite loci in pink abalone (*Haliotis corrugata*) isolated via 454 pyrosequencing. *Conservation Genetics Resources* 4 (2): 265-268. DOI:10.1007/s12686-011-9521-5.
- GUICHOUX, E., L. LAGACHE, S. WAGNER, P. CHAUMEIL, P. LEGER, O. LEPAIS, C. LEPOITTEVIN, T. MALAUSA, E. REVARDEL, F. SALIN & R. J. PETIT. 2011. Current trends in microsatellite genotyping. *Molecular Ecology Resources* 11 (4): 591-611. DOI:10.1111/J.1755-0998.2011.03014.X.
- HEDGECOCK, D., G. LI, S. HUBERT, K. BUCKLIN & V. RIBES. 2004. Widespread null alleles and poor cross-species amplification of microsatellite DNA

- loci cloned from the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Journal of Shellfish Research* 23 (2): 379-385.
- HUANG, J., Y. Z. LI, L. M. DU, B. YANG, F. J. SHEN, H. M. ZHANG, Z. H. ZHANG, X. Y. ZHANG & B. S. YUE. 2015. Genome-wide survey and analysis of microsatellites in giant panda (*Ailuropoda melanoleuca*), with a focus on the applications of a novel microsatellite marker system. *BMC Genomics* 16: 61. DOI:10.1186/s12864-015-1268-z.
- INOUE, K., B. K. LANG & D. J. BERG. 2013. Development and characterization of 20 polymorphic microsatellite markers for the Texas hornshell, *Popenaias popeii* (Bivalvia: Unionidae), through next-generation sequencing. *Conservation Genetics Resources* 5 (1): 195-198. DOI:10.1007/s12686-012-9766-7.
- JARNE, P. & P. J. L. LAGODA. 1996. Microsatellites, from molecules to populations and back. *Trends in Ecology & Evolution* 11 (10): 424-429. DOI:10.1016/0169-5347(96)10049-5.
- KAUKINEN, K., K. SUPERNALUT & K. MILLER. 2004. Enrichment of tetranucleotide microsatellite loci from invertebrate species. *Journal of Shellfish Research* 23 (2): 621-627.
- LANCE, S. L., C. N. LOVE, S. O. NUNZIATA, J. R. O'BRYHIM, D. E. SCOTT, R. W. FLYNN & K. L. JONES. 2013. 32 species validation of a new Illumina paired-end approach for the development of microsatellites. *PLoS One* 8 (11): e81853. DOI:10.1371/journal.pone.0081853.
- MCINERNEY, C. E., A. L. ALLCOCK, M. P. JOHNSON, D. A. BAILIE & P. A. PRODOHL. 2011. Comparative genomic analysis reveals species-dependent complexities that explain difficulties with microsatellite marker development in molluscs. *Heredity* 106 (1): 78-87. DOI:10.1038/hdy.2010.36.
- MILLER, K. M., K. J. SUPERNALUT, S. LI & R. E. WITHLER. 2006. Population Structure in Two Marine Invertebrate Species (*Panopea abrupta* and *Strongylocentrotus franciscanus*) Targeted for Aquaculture and Enhancement in British Columbia. *Journal of Shellfish Research* 25 (1): 33-42. DOI:10.2983/0730-8000(2006)25[33:psitmi]2.0.co;2.
- MIRA, Ó., J. G. MARTÍNEZ, D. A. DAWSON, A. TINAUT & C. SÁNCHEZ-PRieto. 2014. Twenty new microsatellite loci for population structure and parentage studies of *Parnassius apollonevadensis* (Lepidoptera; Papilionidae). *Journal of insect conservation* 18 (5): 771-779. DOI:10.1007/s10841-014-9683-z.
- O'BRYHIM, J., J. P. CHONG, S. L. LANCE, K. L. JONES & K. J. ROE. 2012. Development and characterization of sixteen microsatellite markers for the federally endangered species: *Leptodea leptodon* (Bivalvia: Unionidae) using paired-end Illumina shotgun sequencing. *Conservation Genetics Resources* 4 (3): 787-789. DOI:10.1007/s12686-012-9644-3.
- ORENSANZ, J., C. M. HAND, A. M. PARMA, J. VALERO & R. HILBORN. 2004. Precaution in the harvest of Methuselah's clams the difficulty of getting timely feedback from slow-paced dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61 (8): 1355-1372. DOI:10.1139/F04-136.
- PARK, S. 2001. *MStools v 3 (Excel spreadsheet toolkit for data conversion)*. Smurfit Institute of Genetics. Trinity College, Dublin.
- PEÑARRUBIA, L., N. SANZ, C. PLA, O. VIDAL & J. VIÑAS. 2015. Using massive parallel sequencing for the development, validation, and application of population genetics markers in the invasive bivalve zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *PLoS One* 10 (3): e0120732. DOI:10.1371/journal.pone.0120732.
- SELKOE, K. A. & R. J. TOONEN. 2006. Microsatellites for ecologists: a practical guide to using and evaluating microsatellite markers. *Ecology Letters* 9 (5): 615-629. DOI:10.1111/j.1461-0248.2006.00889.x.
- ŠIDÁK, Z. K., 1967. Rectangular confidence regions for the means of multivariate normal distributions. *Journal of the American Statistical Association* 62 (318): 626-633. DOI:10.1080/01621459.1967.10482935.
- SLOAN, N. & S. ROBINSON. 1984. Age and gonadal development in the geoduck clam *Panope abrupta* (Conrad) from southern British Columbia, Canada. *Journal of Shellfish Research* 4:131-137.
- STRAUS, K. M., L. M. CROSSON & B. VADOPALAS. 2008. *Effects of Geoduck Aquaculture on the Environment: A Synthesis of Current Knowledge*. School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington, Washington, 67 p.
- SUÁREZ-MOO, P. J., E. A. GILBERT-HORVATH, B. VADOPALAS, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, J. C. GARZA & A. ROCHA-OLIVARES. 2016. Genetic homogeneity of the geoduck clam *Panopea generosa* in the northeast Pacific. *Biochemical Systematics and Ecology* 65: 66-71. DOI:10.1016/j.bse.2016.02.003.
- TABERLET, P. & G. LUIKART. 1999. Non-invasive genetic sampling and individual identification. *Biological Journal of the Linnean Society* 68 (1-2): 41-55. DOI:10.1111/j.1095-8312.1999.tb01157.x.
- VADOPALAS, B. & P. BENTZEN. 2000. Isolation and characterization of di- and tetranucleotide microsatellite loci in geoduck clams, *Panopea abrupta*. *Molecular Ecology* 9 (9): 1435-1436. DOI:10.1046/J.1365-294X.2000.01000-2.X.
- VADOPALAS, B., L. L. LECLAIR & P. BENTZEN. 2004. Microsatellite and allozyme analyses reveal few genetic differences among spatially distinct aggregations of geoduck clams (*Panopea abrupta*, Conrad 1849). *Journal of Shellfish Research* 23 (3): 693-706.
- VADOPALAS, B., L. L. LECLAIR & P. BENTZEN. 2012. Temporal Genetic Similarity Among Year-Classes of the Pacific Geoduck Clam (*Panopea generosa* Gould 1850): A Species Exhibiting Spatial Genetic Patchiness. *Journal of Shellfish Research* 31 (3): 697-709. DOI:10.2983/035.031.0314.
- VADOPALAS, B., T. W. PIETSCH & C. S. FRIEDMAN. 2010. The proper name for the geoduck: resurrection of *Panopea generosa* Gould, 1850, from the synonymy of *Panopea abrupta* (Conrad, 1849) (Bivalvia: Myoida: Hiatellidae). *Malacologia* 52 (1): 169-173. DOI:10.4002/040.052.0111.
- VAN OOSTERHOUT, C., W. F. HUTCHINSON, D. P. M. WILLS & P. SHIPLEY. 2004. MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes* 4 (3): 535-538.
- XIAO, Y. J., D. F. CAI, W. YANG, W. YE, M. YOUNAS, J. S. WU & K. D. LIU. 2012. Genetic structure and linkage disequilibrium pattern of a rapeseed (*Brassica napus* L.) association mapping panel revealed by microsatellites. *Theoretical and Applied Genetics* 125 (3): 437-447. DOI:10.1007/s00122-012-1843-5.
- ZANE, L., L. BARGELLONI & T. PATARNELLO. 2002. Strategies for microsatellite isolation: a review. *Molecular Ecology* 11 (1): 1-16. DOI:10.1046/j.0962-1083.2001.01418.x.

# HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 28

Número 1

2018

---

<b>Blanqueto-Manzanero M. D. y M. E. Vega-Cendejas</b> Variación ontogénica de los hábitos alimentarios de <i>Trichopsetta ventralis</i> (Pleuronectiformes: Bothidae) en el sur del golfo de México	1-10
<b>Hernández-Vergara M. P., S. B. Cruz-Ordóñez, C. I. Pérez-Rostro and I. A. Pérez-Legaspi</b> Polyculture of crayfish ( <i>Procambarus acanthophorus</i> ) and Nile tilapia ( <i>Oreochromis niloticus</i> ) as a strategy for sustainable water use	11-15
<b>Mendoza Cariño M., A. L. Bautista Olivas, A. Quevedo Nolasco y D. Mendoza Cariño</b> Análisis hidrológico de largo plazo en la cuenca del río Metztlán Hidalgo, México, y su relación con el cambio climático	17-30
<b>Gutiérrez Rubio Y., R. Pérez-González, E. Campos y J. F. Arzola González.</b> Estructura de tallas y relaciones biométricas del cangrejo roca <i>Grapsus grapsus</i> en las islas Lobos, Venados y Pájaros, Sinaloa, México	31-36
<b>Kobelkowsky A. y G. Figueroa Lucero</b> Anatomía del sistema digestivo del pescado blanco <i>Chirostoma humboldtianum</i> (Teleostei: Atherinopsidae)	37-50
<b>Tripp-Quezada A., A. Tripp-Valdez, M. A. Tripp-Valdez, N. Capetillo Piñar y M. Villalejo-Fuerte</b> Composición y estructura de la comunidad de moluscos de fondos blandos de la isla Santa Cruz, golfo de California, México	51-59
<b>Altinoluk-Mimiroglu P. and B. Camur-Elipek</b> Comparative analysis of chemical and bacterial distribution of coastal lagoons and freshwater lakes in Turkish Thrace	61-69
<b>Cabrera-Ramírez M. A., A. Carranza-Edwards y E. Quintero de Leonardo</b> Influencia del aporte sedimentario del río Cozoaltepec en la anidación de tortugas en la playa La Escobilla, Oaxaca, en el Pacífico mexicano	71-81
<b>Galván-Villa C. M., E. Rubio-Barbosa y A. Martínez-Melo</b> Riqueza y distribución de equinoideos irregulares (Echinoidea: Cassiduloida, Clypeasteroida, Holasteroida y Spatangoida) del Pacífico central mexicano	83-91
<b>Carranza-Edwards A.</b> Correlación litológica del subsuelo del lago de Texcoco	93-101
<b>Ortega-Salas A. A., J. Nuñez, S. Rendón and A. Nuñez†</b> Fecundity of <i>Metamysidopsis elongata</i> (Crustacea: Mysidae) from Mazatlán Bay, Sinaloa, Mexico	103-108
<b>Viveros-Legorreta J. L., S. S. S. Sarma, L. A. Guerrero-Zúñiga y A. Rodríguez-Dorantes</b> Bioensayo del efecto de fenoles producidos por <i>Myriophyllum aquaticum</i> en cultivo sobre <i>Lactuca sativa</i>	109-119
<b>Vásquez-González A., J. L. Arredondo-Figueroa, G. D. Mendoza-Martínez, M. T. Viana-Castrillón y F. X. Plata-Pérez</b> Efecto del nivel de proteína en el crecimiento de <i>Goodea atripinnis</i> (Pisces: Goodeidae)	121-127
<b>Hernández-Herrera R. M., F. Santacruz-Ruvalcaba, D. R. Briceño-Domínguez, D. A. Di Filippo-Herrera and G. Hernández-Carmona</b> Seaweed as potential plant growth stimulants for agriculture in Mexico	129-140
<b>NOTAS CIENTÍFICAS</b>	
<b>Martínez Y. J. and D. A. Siqueiros-Beltrones</b> New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California	141-145
<b>Alejo-Plata M. C. and B. Urbano-Alonso</b> The finding of diamond squid <i>Thysanoteuthis rhombus</i> in the Gulf of Tehuantepec, Northeastern Tropical Pacific	147-150
<b>Bisbal-Pardo C. I., M. Á. Del Río-Portilla, A. Castillo-Páez and A. Rocha-Olivares</b> Isolation and characterization of new microsatellite markers for the Pacific geoduck ( <i>Panopea generosa</i> ) using next generation sequencing	151-155

---