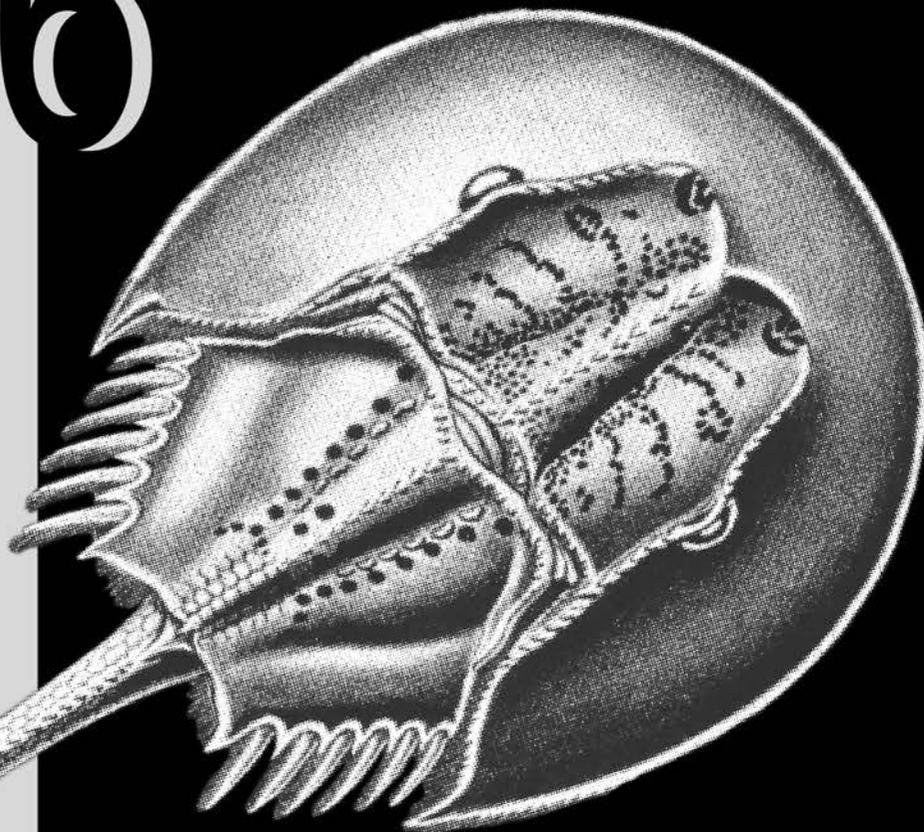


HIDROBIOLOGICA

26

VOLUMEN

Número 1, 2016



UAM
Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa





HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 26

Número 1

2016

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, 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)

Página electrónica: <http://investigacion.izt.uam.mx/rehb/>

HIDROBIOLÓGICA, Vol. 26 No. 1, Enero-Abril 2016, 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://investigacion.izt.uam.mx/rehb/> y dirección electrónica 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 México, D.F. el 1 de abril de 2016, 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

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, Plantel Iztapalapa (UAMI)
CDMX. México

ÁREA SISTEMÁTICA, MORFOLOGÍA Y FILOGENIA

Dra. Jhoana Díaz Larrea
Área de Ficología Comparada
Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud.
Universidad Autónoma Metropolitana, Plantel 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, Plantel Iztapalapa (UAMI)
CDMX. México.

Dr. Francisco Alonso Solís-Marín
Unidad Académica: Ecología y Biodiversidad Acuática
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX. México.

Dr. Javier Carmona Jiménez
Departamento de Ecología y Recursos Naturales
Facultad de Ciencias
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX. México.

Dr. Enrique Cantoral Uriza
Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación (UMDI),
Facultad de Ciencias, Campus Juriquilla.
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Querétaro, Querétaro México.

Dr. Arturo Tripp Quezada
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR)
Instituto Politécnico Nacional (IPN)
La Paz, Baja California Sur. 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, Plantel Iztapalapa (UAMI)
CDMX. México.

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

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

Dr. Carlos Alfonso Álvarez González
División Académica de Ciencias Biológicas
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
Villahermosa, Tabasco. México.

Dr. Arturo Chacón Torres
Instituto de Investigaciones sobre Recursos Naturales (INIRENA)
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH)
Morelia, Michoacán. México.

Dra. Gabriela Vázquez Hurtado
Red Ecología Funcional
Instituto de Ecología (INECOL)
Xalapa, Veracruz. México.

ÁREA AMBIENTAL

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

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, Plantel 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, Plantel 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, Plantel Iztapalapa (UAMI)
CDMX. México.

Dr. Felipe Omar Tapia Silva
Laboratorio Geomática Aplicada
Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud.
Universidad Autónoma Metropolitana, Plantel Iztapalapa (UAMI)
CDMX. México.

Dra. Guadalupe Judith De la Lanza Espino
Departamento de Zoología
Laboratorio de Hidrobiología, Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX. México.

ÁREA ECOLOGÍA

Dr. Derik Castillo Guajardo
Área Biología de la Conservación
Departamento de Ciencias Ambientales
Universidad Autónoma Metropolitana, Plantel 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, Plantel Iztapalapa (UAMI)
CDMX. México.

Dra. Ana Laura Lara Domínguez
Red Ecología Funcional
Instituto de Ecología (INECOL)
Xalapa, Veracruz. México.

Dra. Elvira Perona Urizar
Departamento de Biología
Facultad de Ciencias
Universidad Autónoma de Madrid.
Madrid, España.

Dra. María del Pilar Saldaña Fabela
Subcoordinación Hidrobiología y Evaluación Ambiental
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA)
Jiutepec, Morelos. México.

Dr. Alberto Sánchez Martínez
División Académica de Ciencias Biológicas
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
Villahermosa, Tabasco. México

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Saúl Álvarez Borrego
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada
México.

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

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

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

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

Dr. Luis Fernando Bückle Ramírez
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada
México.

Dr. Carlos Cáceres Martínez
Universidad Autónoma de Baja California Sur
México.

Dr. Roberto Civera Cerecedo
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
México.

Dra. Laura Dávalos Lind
Baylor University, 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
México.

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

Dr. Francisco J. García de León
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
México.

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

Dr. Brian E. Hartwick
Simon Fraser University
Canada.

Dr. Antonio Lot Helgueras
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México
México.

Dr. Jordi Leonart
Institut de Ciències del Mar
España.

Dr. Fabio Massa
Experto FAO
Italia.

Dr. Alejandro Toledo Ocampo
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México
México.

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

Dra. Marisa Mazari Hiriart
Instituto de Ecología
Universidad Nacional Autónoma de México
México.

Dr. Juan José Morrone Lupi
Facultad de Ciencias
Universidad Nacional Autónoma de México
México.

Dr. Federico Páez Osuna
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología - Mazatlán
México.

Dra. Gabriela Parra Olea
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México
México.

Dra. Dolores Planas
Département des Sciences Biologiques
Université du Québec à Montréal
Canada.

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

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

Dr. Michael J. Smith
Simon Fraser University
Canada.

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

Dr. Martin F. Wojciechowski
Arizona State University
USA.

Dr. Giuseppe C. Zuccarello
Victoria University of Wellington
New Zealand.

HIDROBIOLÓGICA

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

ÍNDICE AL VOLUMEN 26, NÚMERO 1 • 2016

Bojorge-García M. G. y E. A. Cantoral Uriza

La importancia ecológica de las algas en los ríos.....1-8

**Morales-Ueno K., C. G. Paniagua-Chávez, A. Martínez-Ortega, H. Castillo-Juárez
y J. Alfaro-Montoya**

Método sencillo para el almacenamiento y transporte de espermátóforos del camarón blanco del Pacífico
(*Litopenaeus vannamei*)9-14

Villafuerte Mojica A., L. H. Hernández Hernández, M. A. Fernández Araiza y O. Ángeles López

Contribución al conocimiento de los requerimientos nutricionales del langostino nativo (*Macrobrachium
acanthurus*).....15-22

**Cervantes-Hernández P., M. A. Gómez-Ponce, A. Puentes-Salazar, U. Castrejón-Rodríguez
y M. I. Gallardo-Berumen**

Variabilidad espacial de la captura ribereña de camarón en el Sistema Lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas,
México.....23-34

**Rodríguez-Téllez E., D. García-De-Jalón, M. E. Pérez-López, S. I. Torres-Herrera, R. Ortiz-Carrasco, M.
Pompa-García, M. Morales-Montes, D. A. García-García, E. Zamudio-Castillo y L. Vázquez Vázquez**

Caracterización de la calidad ecológica del bosque de galería del río La Saucedá, Durango, México35-40

May Kú M. A., D. Valdés-Lozano y P. L. Ardisson

Variación espacial y temporal de las características fisicoquímicas del agua y sedimento en la laguna costera
Yalahau, Quintana Roo41-51

Bautista-Regil J., V. Ruiz-Carrera, A. J. Sánchez, M. A. Salcedo-Meza y R. Florido

Estrés a microescala de *Vallisneria americana* por enriquecimiento de nutrientes con estequiometría N:P53-60

Siqueiros Beltrones D. A., U. Argumedo Hernández y C. Landa Cancigno

Valores poco comunes de diversidad de especies en asociaciones de diatomeas epifitas del kelpo
Eisenia arborea61-76

Ruiz-Pérez N. E., G. Cerdaneres-Ladrón de Guevara, D. L. López-Herrera y I. R. Altamirano-Ramírez

Relaciones tróficas entre cinco especies de peces pelágicos que cohabitan en las costas de Oaxaca,
México.....77-85

Garduño Dionate M., M. Hernández Martínez, F. Soto Aguirre y A. Sánchez-Zamora

Evaluación de tres alimentos balanceados en la engorda de juveniles de pargo lunarejo *Lutjanus guttatus*
(Pisces: Lutjanidae) en Nayarit, México87-92

Urbina-Sánchez I., C. G. Paniagua-Chávez, R. Fierro, G. Figueroa-Lucero y I. A. Barriga-Sosa

Variación cariotípica intraespecífica en el pez blanco *Chirostoma humboldtianum* (Atheriniformes:
Atherinopsidae).....93-101

Cortés Rivera Y., R. I. Hernández, P. San Martín del Ángel, E. Zarza Meza y R. Cuervo González	
Potencial regenerativo de la estrella de mar <i>Linckia guildingui</i>	103-108
Martínez Cruz D. A., J. Chávez Morales, A. Bustamante González, O. L. Palacios Vélez, M. L. de la Isla de Bauer y L. Tijerina Chávez	
Variación espacial de la calidad del agua para uso agrícola del acuífero costero del Valle del Mayo, Sonora, México.....	109-119
Capetillo-Piñar N., J. Espinosa Sáez, A. Tripp Valdez y A. Tripp Quezada	
Actividad ciclónica en los periodos de 1981-1985 y 2004-2009 y su impacto sobre la diversidad taxonómica de los moluscos del Golfo de Batabanó, Cuba	121-131
Velázquez-Abunader I., J. A. López-Rocha, M. Arellano-Martínez, B. P. Ceballos-Vázquez y M. A. Cabrera	
Estimación de parámetros de crecimiento en una población de almeja mano de león (<i>Nodipecten subnodosus</i>) en Bahía de Los Ángeles Baja California, México	133-142
NOTAS CIENTÍFICAS	
Granja-Fernández R., P. D. Rangel-Solís, M. D. Herrero-Pérezrul y A. López-Pérez	
Nuevos registros de Ophiuroidea (Echinodermata) de la costa de Chiapas, México.....	143-146
Wakida-Kusunoki A. T. y A. Toro-Ramírez.	
El robalo prieto (<i>Centropomus poeyi</i>), nuevo depredador del pez diablo (<i>Pterygoplichthys pardalis</i>).....	147-149

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 26, NUMBER 1 • 2016

Bojorge-García M. G. and E. A. Cantoral Uriza

The ecological importance of algae in rivers 1-8

**Morales-Ueno K., C. G. Paniagua-Chávez, A. Martínez-Ortega, H. Castillo-Juárez
and J. Alfaro-Montoya**

A simple method for short-term storage and transportation of spermatophores of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) 9-14

Villafuerte Mojica A., L. H. Hernández Hernández, M. A. Fernández Araiza and O. Ángeles López

Contribution to the knowledge of nutrient requirements of the native freshwater prawn
(*Macrobrachium acanthurus*) 15-22

**Cervantes-Hernández P., M. A. Gómez-Ponce, A. Puentes-Salazar, U. Castrejón-Rodríguez
and M. I. Gallardo-Berumen**

Spatial variability of artisanal shrimp catch in the Mar Muerto Lagoon System, Oaxaca-Chiapas, Mexico 23-34

**Rodríguez-Téllez E., D. García-De-Jalón, M. E. Pérez-López, S. I. Torres-Herrera, R. Ortiz-Carrasco,
M. Pompa-García, M. Morales-Montes, D. A. García-García, E. Zamudio-Castillo and L. Vázquez Vázquez**

Characterization of the ecological quality of the gallery forest of the river La Saucedá, Durango, Mexico 35-40

May Kú M. A., D. Valdés-Lozano and P. L. Ardisson

Spatial and temporal variations in physicochemical characteristics of water and sediment in the Yalahau
coastal lagoon, Quintana Roo 41-51

Bautista-Regil J., V. Ruiz-Carrera, A. J. Sánchez, M. A. Salcedo-Meza and R. Florido

Stress to microscale of *Vallisneria americana* by enrichment of nutrients with stoichiometry N:P 53-60

Siqueiros Beltrones D. A., U. Argumedo Hernández and C. Landa Cancigno

Uncommon species diversity values in epiphytic diatom assemblages of the kelp *Eisenia arborea* 61-76

Ruíz-Pérez N. E., G. Cerdaneres-Ladrón de Guevara, D. L. López-Herrera and I. R. Altamirano-Ramírez

Trophic interactions between five pelagic fish species cohabiting in the coast of Oaxaca, Mexico 77-85

Garduño Dionate M., M. Hernández Martínez, F. Soto Aguirre and A. Sánchez-Zamora

Evaluation of three balanced feeds for fattening juvenile spotted rose snapper *Lutjanus guttatus*
(Pisces: Lutjanidae) in Nayarit, Mexico 87-92

Urbina-Sánchez I., C. G. Paniagua-Chávez, R. Fierro, G. Figueroa-Lucero and I. A. Barriga-Sosa

Intraspecific karyotypic variation in the silverside fish *Chirostoma humboldtianum* (Atheriniformes:
Atherinopsidae) 93-101

Cortés Rivera Y., R. I. Hernández, P. San Martín del Ángel, E. Zarza Meza and R. Cuervo González

Regenerative potential of the sea star *Linckia guildingui* 103-108

Martínez Cruz D. A., J. Chávez Morales, A. Bustamante González, O. L. Palacios Vélez, M. L. de la Isla de Bauer and L. Tijerina Chávez	
Spatial variation of water quality for irrigation in the coastal Mayo Valley aquifer, Sonora, Mexico.....	109-119
Capetillo-Piñar N., J. Espinosa Sáez, A. Tripp Valdez and A. Tripp Quezada	
The impact of cyclonic activity during 1981-1985 and 2004-2009 on taxonomic diversity of mollusks in the Gulf of Batabanó, Cuba	121-131
Velázquez-Abunader I., J. A. López-Rocha, M. Arellano-Martínez, B. P. Ceballos-Vázquez and M. A. Cabrera	
Estimation of growth parameters in a wild population of lion-paw scallop (<i>Nodipecten subnodosus</i>) in Bahía de Los Angeles, Baja California, Mexico	133-142
SCIENTIFIC NOTES	
Granja-Fernández R., P. D. Rangel-Solís, M. D. Herrero-Pérezrul and A. López-Pérez	
New records of Ophiuroidea (Echinodermata) from the coast of Chiapas, Mexico	143-146
Wakida-Kusunoki A. T. and A. Toro-Ramírez.	
Mexican snook (<i>Centropomus poeyi</i>), a new predator of devil fish (<i>Pterygoplichthys pardalis</i>).....	147-149

EDITORIAL

Este año *Hidrobiológica* está de manteles largos, celebrando 25 años desde la edición de su primer número publicado en junio de 1991. A partir de ese momento empezó una larga e ininterrumpida carrera, siempre buscando la manera de mejorar. Prueba de ello es que a partir del 2005 *Hidrobiológica* se ha esmerado por realizar tres publicaciones al año, dejando atrás el formato semestral con el que inició. Por lo que en este cuarto de siglo ponemos en sus manos el número 65, correspondiente al volumen 26(1).

Por este logro deseo enviar un extenso agradecimiento a todos los autores que tuvieron confianza para que *Hidrobiológica* fuese el medio de difusión de sus resultados de investigación, también a los árbitros, que con su trabajo incrementaron la calidad del contenido de la revista y a los más de 60 Editores Asociados, quienes han guiado el trabajo de revisión de los manuscritos por pares académicos, siempre acorde a sus líneas de investigación.

Así mismo deseo agradecer a todos los usuarios, los lectores, los que consultan y descargan gratuitamente los artículos publicados, ya que solamente en el año 2015 *Hidrobiológica* tuvo más de 160 mil descargas a través de las consultas en las bases de datos SciELO y Redalyc.

Cuando se fundó esta revista, el objetivo primordial fue difundir las investigaciones realizadas en el Departamento de Hidrobiología de la Universidad Autónoma Metropolitana Plantel Iztapalapa. Sin embargo; *Hidrobiológica* abarca múltiples disciplinas sobre aspectos biológicos, ambientales y manejo de todo tipo de sistemas acuáticos. Por lo que pronto se empezó a convertir en un referente de estas líneas de investigación en México y Latinoamérica.

Hidrobiológica ha cumplido un importante papel como medio de difusión para estudiantes de posgrado y jóvenes investigadores dedicados a la hidrobiología, debido a que les facilita realizar su primera publicación. Con el fin de mejorar sustancialmente sus artículos hasta que adquieran la calidad necesaria para ser publicados, les ayuda a enfrentar la tarea de aprender a publicar, dándoles seguimiento a sus avances de manera cordial.

Cabe recordarles que *Hidrobiológica* recibe manuscritos en distintas modalidades: contribuciones científicas originales, revisiones taxonómicas de floras y faunas acuáticas, artículos de revisión y notas científicas. También recibe publicaciones para números especiales, que incluyen manuscritos organizados de acuerdo a una temática particular bajo el mismo proceso estricto de arbitraje. En este año 2016, las revistas 26(2) y 26(3), que se publicarán en agosto y diciembre serán números especiales, con ellos sumarán 11 las publicaciones de *Hidrobiológica* bajo esta modalidad. Les invito a que exploren y ocupen todas estas alternativas que *Hidrobiológica* brinda.

Sin duda *Hidrobiológica* todavía tiene mucho por mejorar. A partir de este año, asistidos por la política de mejoramiento para revistas científicas mexicanas que ha empezado a desarrollar el CONACyT, aunado al apoyo otorgado por distintas autoridades de la UAM-Iztapalapa, principalmente la Dirección de Ciencias Biológica y de la Salud, se está desarrollando un nuevo portal para la revista dentro del sistema Open Journal System, así como cambios en la presentación de *Hidrobiológica*, lo que sin duda aumentará el prestigio e impacto de la revista. Los invito a consultar pronto las modificaciones a las normas editoriales que estamos desarrollando y que vamos a incluir en el nuevo portal.

No me queda más que despedirme, volviéndoles a agradecer a todas las personas que de una u otra manera han estado involucrados con el desarrollo y permanencia de esta revista científica, mencionándoles que de mi parte pondré también todo mi empeño para que la historia de *Hidrobiológica* se pueda seguir contando.

ATENTAMENTE

Dra. María Esther Angélica Meave del Castillo

Editora en Jefe.

La importancia ecológica de las algas en los ríos

The ecological importance of algae in rivers

Miriam G. Bojorge-García y Enrique A. Cantoral Uriza

Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación (UMDI), Facultad de Ciencias, Campus Juriquilla, Querétaro
 Universidad Nacional Autónoma de México. Boulevard Juriquilla 3001, Juriquilla, Querétaro, 76230. México
 e-mail: cantoral@ciencias.unam.mx

M. G. Bojorge-García y Cantoral Uriza E. A. 2016. La importancia ecológica de las algas en los ríos. *Hidrobiológica* 26 (1): 1-8.

RESUMEN

A través de una revisión de diversos estudios, se realiza un planteamiento de la estructura y función que tienen las algas bentónicas en los ríos, desde un punto de vista de la ecología de comunidades, la participación que tienen en la productividad primaria autóctona de los ríos y su ecofisiología, en los ciclos biogeoquímicos del agua, su aporte energético en las redes tróficas, la función que tienen en la dinámica hídrica de los ambientes lóticos, su uso como indicadores biológicos y se plantean algunos usos que se han realizado con especies de estos ambientes en la industria farmacéutica y alimenticia.

Palabras clave: Algas, comunidades, ecología, productividad primaria, ríos.

ABSTRACT

After reviewing several studies, we set out a proposal regarding the structure and function of benthic algae in rivers. We use an approach that considers the ecology of communities, the role of benthic algae in the rivers' autochthonous primary productivity and their eco-physiology in the biogeochemical cycles of the water, their energy intake in food webs, the role they play in the hydrological dynamics in lotic environments, and their use as biological indicators. Finally, pharmaceutical and food industry use of the species in these environments is reviewed.

Key words. Algae, communities, ecology, primary productivity, rivers.

INTRODUCCIÓN

Los ambientes lóticos (ríos, arroyos, riachuelos) son el sistema dominante de las aguas epicontinentales y se diferencian de otros sistemas acuáticos por tener un flujo de agua unidireccional (Giller & Malmqvist, 1998). Estos sistemas forman redes hidrológicas que capturan el agua de manera jerárquica y la concentran en un cauce principal (Sánchez *et al.*, 2003) por lo que enlazan múltiples componentes del paisaje, incluyendo los suelos y las aguas subterráneas con la atmósfera y los océanos (Battin *et al.*, 2009). Su flujo se utiliza como fuente de energía e influye en el clima de la Tierra (Palmer, 1997). Es por ello que el estudio de estos ambientes y de la comunidad biológica que en ellos habita, brinda información del ambiente que los rodea e incluso de regiones más lejanas.

Los ríos son ambientes altamente diversos donde la combinación de variables espaciales y temporales ejerce una fuerte influencia sobre el establecimiento, la distribución e interacciones de los organismos (Scarsbrook & Townsend, 1993). Las principales variables que inciden

sobre el establecimiento y permanencia de las comunidades autótrofas en los ríos son la disponibilidad lumínica y la velocidad de corriente (Allan, 1995; Krupek *et al.*, 2007; Krupek *et al.*, 2012; Bojorge-García *et al.*, 2014).

Las algas adheridas al sustrato habitan de manera exitosa los ambientes lóticos, ya que han desarrollado una gran diversidad de estructuras especializadas que les permite fijarse al sustrato y evita que sean arrancadas por la velocidad de corriente (Carmona *et al.*, 2005; Ramírez & Carmona, 2005; Carmona *et al.*, 2006). Asimismo, los pigmentos accesorios (ej. clorofila *b*, *c*, *d* y ficobiliproteínas) que poseen, captan el intervalo de la luz fotosintéticamente activa (PAR, por sus siglas en inglés, 400-700 nm) que la clorofila *a* no absorbe, lo que les permite establecerse en un mayor número de microhábitats que las plantas vasculares.

Por otra parte, las algas bentónicas tienen una gran capacidad para responder rápidamente a los cambios ambientales gracias a sus historias de vida cortas, estrategias reproductivas y estructuras espe-

cializadas. Por ejemplo, algunas poblaciones presentan talos dioicos, germinación de cigotos al interior del talo y fragmentación o bipartición del talo vegetativo, que permiten incrementar el éxito reproductivo. Mientras que para asegurar la permanencia de las poblaciones en las épocas de mayor descarga cuando los crecimientos visibles desaparecen, desarrollan estructuras de resistencia (esporas, auxosporas o rizoides) o fases alternantes del ciclo de vida (como la fase Chytridia de las algas rojas) que toleran el efecto mecánico del agua (Carmona *et al.*, 2006). En las épocas de estiaje y alta luminosidad desarrollan mucilagos que las protegen de la desecación, asegurando de esta manera su permanencia (Boney, 1981).

Las algas bentónicas tienen un papel importante en los ambientes lóticos, ya que participan intensamente en los ciclos biogeoquímicos, la retención de nutrientes, la formación y estabilidad de los sedimentos y modifican la velocidad de la corriente, lo que genera microhábitats que son utilizados por otros organismos acuáticos (peces y macroinvertebrados) como zonas de refugio, para depositar sus huevos o como alimento (Stevenson, 1996; Graham & Wilcox, 2000).

También son consideradas los productores primarios de mayor importancia en los sistemas lóticos (Minshall, 1978), debido a que son más abundantes y permanentes que las plantas vasculares acuáticas y tienen la capacidad de transformar elementos químicos inorgánicos de diversas fuentes (Fig. 1) en compuestos orgánicos, que pueden ser empleados por organismos de otros niveles tróficos (Round, 1981; Mulholland *et al.*, 1994; Guiller & Malmqvist, 1998; Cushing & Allan, 2001).

El presente escrito está estructurado con los siguientes apartados: productividad primaria y ecofisiología, ciclos biogeoquímicos, interacciones tróficas, efectos de los crecimientos algales en la velocidad de corriente, en la estabilidad de sedimentos y en la disponibilidad de re-

fugios, y finalmente, la relación de las algas de ríos con los humanos. Con lo anterior, se pretende poner en evidencia la importancia que tiene la comunidad fotosintética algal de los ambientes lóticos, no sólo para la dinámica de estos ambientes, sino también para otros sistemas biológicos.

Productividad primaria y ecofisiología. La incorporación de energía a las redes tróficas de los ambientes lóticos puede ser de origen alóctono, mediante el ingreso de materia orgánica de origen terrestre (sobre todo de la vegetación riparia) o autóctono, mediante la de los autótrofos que habitan en el agua: algas, musgos y plantas vasculares acuáticas. En términos de productividad primaria se considera que la comunidad de algas bentónicas es el soporte energético de las redes tróficas de los ambientes lóticos de bajo orden (Biggs, 2000), ya que su elevada productividad le permite sostener una comunidad de herbívoros de entre 10 y 20 veces más biomasa que la suya (McIntire, 1973; Gregory, 1980).

La importancia de la fuente de energía autóctona para satisfacer las demandas energéticas de las redes tróficas de los sistemas lóticos y en particular la de las algas bentónicas, ha sido confirmada por estudios efectuados principalmente con isótopos estables, como los realizados por Lau y colaboradores (2009), quienes reportan que las algas representan del 29 % al 98 % de la biomasa que usan los consumidores en nacimientos de ríos tropicales.

La productividad primaria autóctona del bentos como soporte energético de la trama trófica de los ambientes lóticos y en particular la de las algas, es importante tanto para los ríos con bajo ingreso de material de origen alóctono como los de alto ingreso (Dudley *et al.*, 1986; Biggs, 2000; Kobayashi *et al.*, 2011). Ésto se debe principalmente a que: 1) las algas y cianofitas son los organismos autótrofos de mayor abundancia en el bentos (Biggs, 2000); y 2) son la fracción más importante en tér-

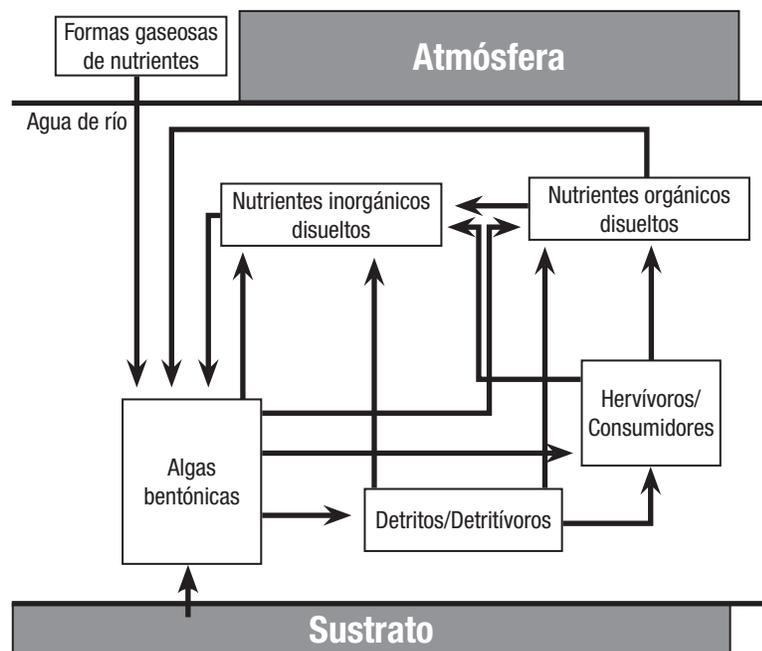


Figura 1. Ciclos de nutrientes en los ecosistemas lóticos y el papel de las algas bentónicas. Modificada de Mulholland, (1996).

minos de alimento efectivamente asimilado por la biota (Mantel *et al.*, 2004; Brito *et al.*, 2006; Lau *et al.*, 2009; Kobayashi *et al.*, 2011) por su fácil digestión, debido a la ausencia de lignina y otras estructuras vegetales, lo que los hace un recurso más accesible que las plantas vasculares acuáticas para los invertebrados y los peces (Boland *et al.*, 2008); además de, 3) ser un alimento de mayor calidad que los detritos al tener una menor relación carbono-nitrógeno (C:N) (Cummins & Klug, 1979; Hauer & Lamberti, 2007).

Otro aspecto interesante de las algas, que tiene que ver con su ecofisiología, es el relacionado a su sensibilidad y pronta capacidad de respuesta ante la eutroficación de las aguas de los ríos, producto de la incorporación de diferentes sustancias derivadas de actividades antrópicas diversas como la agricultura, la industria y los desechos de las ciudades. Para ello, se han desarrollado una serie de índices que permiten valorar la respuesta de algún grupo de algas específico, por ejemplo el índice trófico de diatomeas (TDI por sus siglas en inglés, Kelly & Whitton, 1995), o de varios grupos como el índice trófico del perifiton (PIT por sus siglas en inglés, Schneider & Lindström, 2011). Este último, fue realizado para ríos Nórdicos y compila información para más de 350 sitios en las tierras bajas de Noruega, que relaciona la concentración de fósforo en las aguas y la presencia de algas en un gradiente de condiciones que van de oligotróficas a eutróficas.

Otro ejemplo, se muestra en el estudio realizado por Loza y colaboradoras (2014), quienes estudiaron varias cianobacterias del río Guadarrama en España y realizaron bioensayos con enriquecimiento de fósforo y nitrógeno, reconociendo los límites de tolerancia de las especies. Con ello, pueden relacionar las formas de crecimiento en relación a concentraciones de nutrientes, información valiosa para el manejo ambiental.

Otro tema interesante, ha sido el conocer cómo pueden vivir ciertas algas en ríos con bajos contenidos minerales y pequeñas concentraciones de nitrógeno y fósforo. Para entender como las cianobacterias asimilan el fósforo en ríos oligotróficos, el estudio de Wood y colaboradores (2015), pone de manifiesto el papel crucial que tiene la vaina en dicho proceso. Realizaron estudios con *Phormidium* que crece en ríos oligotróficos de Nueva Zelanda, observaron que las matas de filamentos de *Phormidium* tienen una delgada y adherente matriz mucilaginoso con el sustrato y observaron que en el día la actividad fotosintética eleva el pH dentro de las matas y por las noches la respiración reduce el oxígeno disuelto. Estas condiciones, permiten la liberación de los fosfatos de los sedimentos, posibilitando su incorporación dentro de las matas de filamentos, mismos que *Phormidium* emplea para su crecimiento. Los resultados que obtuvieron, mostraron que los sedimentos finos son una fuente de fósforo que posibilita el crecimiento y la proliferación de los crecimientos de *Phormidium* (Wood *et al.*, 2015).

Los ciclos biogeoquímicos. Dichos ciclos son los responsables del movimiento e intercambio de materia y energía entre la atmósfera, la hidrosfera, la litósfera y la biósfera (Graham & Wilcox, 2000). Los ciclos biogeoquímicos en todos los ecosistemas constan de una secuencia de procesos que incluyen: 1) la captura de elementos inorgánicos (en algunos casos orgánicos) por la biota; 2) la transferencia de estos elementos de un organismo a otro a través de las redes tróficas; 3) la liberación al ambiente de los elementos en formas biodisponibles (formas solubles, re-mineralización) y 4) la re-asimilación de los elementos por los organismos (Mulholland, 1996).

Las algas participan activamente en los ciclos de nutrientes proporcionando servicios ecosistémicos y biogeoquímicos (Sigeo, 2005; Barsanti & Gualtieri, 2006).

En los ambientes lóticos las algas bentónicas intervienen de manera directa en los ciclos biogeoquímicos, por ejemplo: 1) al incrementar la oferta total de nutrientes, ya que son capaces de obtener los nutrientes del sustrato (orgánico o inorgánico) al cual están adheridos a través de difusión pasiva, los procesos de intercambio de iones, o mediante la extracción activa de elementos del sustrato y de la atmósfera; 2) la captación de los nutrientes presentes en el agua del río; y 3) la transformación y remineralización de los nutrientes (Mulholland, 1996) (Fig. 1), ya que ésta sucede en gran medida en el fondo de los ríos cerca de la comunidad bentónica (Ellwood & Whitton, 2007; Wood *et al.*, 2015).

Las algas bentónicas contribuyen con cerca del 2 pg de carbono orgánico terrestre, que se transforma o almacena cada año en los arroyos y ríos a nivel mundial (Battin *et al.*, 2009) y son consideradas las principales captadoras de nitrógeno inorgánico y fósforo (orgánico e inorgánico) que se incorporan en los ríos (Marcarelli *et al.*, 2008).

El nitrógeno es un componente esencial de todos los organismos vivos, este elemento forma parte de las proteínas, ácidos nucleicos y muchas otras biomoléculas (Barsanti & Gualtieri, 2006). El nitrógeno se encuentra dentro de los hábitats de agua dulce en una amplia gama de formas de las cuales únicamente los estados solubles son utilizados por la mayoría de los organismos (Sigeo, 2005). Sólo algunos organismos pueden utilizar formas insolubles como es el caso de algunas especies de cianobacterias, que por medio de los heterocistos (células especializadas en la fijación), capturan el nitrógeno atmosférico (NO_2) y lo transforman en amoníaco (NH_3) y aminoácidos (Stevenson, 1996; Sigeo, 2005).

La fijación de nitrógeno atmosférico (N_2) por las algas representa hasta el 85% del flujo neto de nitrógeno en el bentos, aunque la importancia de este proceso varía estacionalmente (Grimm & Petrone, 1997; Sigeo, 2005), de acuerdo al orden del río y la variación de las características fisicoquímicas del sistema. Por ejemplo, las altas concentraciones de fósforo favorecen la abundancia de taxa fijadores de nitrógeno y el aumento de la tasa de fijación de éste (Marcarelli & Wurtsbaugh, 2007) al incrementar la entrada de nitrógeno en las aguas.

Debido a que la fijación de nitrógeno es energéticamente muy costosa, se plantea que la energía lumínica es muy importante para este proceso, por lo que se espera que la tasa de fijación sea menor en la noche y en ríos sombreados que en el día y en ríos con alta luminosidad (Grimm & Petrone, 1997; Marcarelli *et al.*, 2008). Asimismo, la captura de nitrógeno atmosférico es de menor importancia en los hábitats con alto contenido de nitrógeno, donde las algas bentónicas están más involucradas en la captura diaria de los nitratos y amonio, lo que da lugar en algunos arroyos a una variación diurna en las concentraciones de éstos y otros nutrientes, ya que el pH de las aguas circundantes puede elevarse considerablemente si los nitratos son la fuente de nitrógeno (por ejemplo el pH puede incrementarse de 7 hasta 9.3), o sufrir un leve incremento si es amonio (Sigeo, 2005), afectando la disponibilidad y absorción de otros nutrientes.

El fósforo es otro elemento esencial para los seres vivos, ya que es una molécula estructural de la célula al formar parte de los ácidos nucleicos y los fosfolípidos, además de ser parte de la molécula de ATP

(Sigeo, 2005) que es responsable de las transformaciones energéticas celulares. Se considera que las algas son un elemento importante en los ambientes acuáticos para la transferencia de los fosfatos a otros organismos (Barsanti & Gualtieri, 2006). Esto se debe a que las algas son muy eficientes en la captura de este nutriente, ya que poseen enzimas fosfatasa a lo largo de su talo vegetativo que les permite capturar de manera eficaz el fósforo (orgánico e inorgánico) presente en el agua (Whitton *et al.*, 2005). En los ambientes lóticos la comunidad de algas bentónicas es la principal responsable de la captura del fósforo (inorgánico e inorgánico) presente en la columna de agua (Sigeo, 2005; Ellwood & Whitton, 2007). Se estima que la comunidad bentónica de los ríos capta entre el 5 % y el 35 % del total del fosfato que se incorpora al sistema (Mulholland, 1996).

La captura del fósforo varía estacionalmente, registrando los valores más altos en promedio en la primavera de ambientes templados (Mulholland, 1996) y en función de la partícula del fósforo disponible, lo que en conjunto con otros factores incide sobre el desarrollo y la estructura de la comunidad heterótrofa de los ambientes lóticos. Por ejemplo en el estudio realizado por Ellwood & Whitton (2007) en un río de montaña del parque Nacional North Yorkshire Dales, los autores relacionaron el cambio de fósforo orgánico a inorgánico en el agua con la disminución de la población de *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Mart. Schmidt (diatomea pedunculada) que dominaba en el sistema y el incremento de diatomeas no pedunculadas y otras algas cuando el fósforo inorgánico aumentó. Este cambio en la comunidad incrementa las fuentes de alimento para los herbívoros, lo que puede favorecer una comunidad de herbívoros más diversa.

Cuando el fósforo es limitante, varios géneros de cianobacterias y unos pocos géneros de algas eucariotas desarrollan pelos al final del filamento donde se concentra la mayor actividad de las enzimas fosfatasa (Whitton *et al.*, 2005), lo que les confiere una ventaja para la captura de fósforo en comparación a las especies que no los desarrollan (Mahasneh *et al.*, 1990). Este proceso se expresa en un cambio de la composición específica de la comunidad algal como respuesta a los cambios en las concentraciones de fósforo. De esta manera se asegura la entrada de fósforo a las redes tróficas en condiciones limitantes del nutriente lo que mantiene el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, la habilidad de captura de fósforo de las algas puede traer consecuencias fatales para los ecosistemas, ya que el exceso de este nutriente causa crecimientos masivos de algas que provocan desequilibrio en la producción y el consumo (Barsanti & Gualtieri, 2006). Dentro de los ambientes lóticos, los ríos de planicie son más sensibles a presentar esta condición que los ríos de montaña, debido al aporte de materia orgánica proveniente de sus tributarios y la poca pendiente que presentan, lo que favorece la acumulación de la materia orgánica en el lecho del río.

Interacciones en las redes tróficas microbiológicas y macrobiológicas. Dentro de la comunidad bentónica las biopelículas o biofilms, tienen un papel importante en las redes tróficas de los sistemas lóticos, ya que los organismos que habitan dentro de la biopelícula soportan mejor algunas condiciones estresantes como la disminución de nutrientes, cambios de pH, temperatura, humedad, velocidad de corriente e irradiación lumínica que los organismos que habitan fuera de ésta (Boney, 1981; Burkholder, 1996). Debido a ello, las biopelículas son la comunidad más abundante y permanente de estos sistemas, por lo que contribuyen de manera importante en las funciones del ecosis-

tema incluso en los flujos de carbono a gran escala (Besemer *et al.*, 2009). Además son la fuente de alimento de mayor importancia para los protozoarios, macroinvertebrados bentónicos, algunos peces y crustáceos (Fuller *et al.*, 1986; Bott, 1996; Pusch *et al.*, 1998; Julius, 2007; Lefrancois *et al.*, 2011). Las biopelículas están compuestas por hongos, bacterias, cianobacterias, algas eucariotas y microfauna (Romani *et al.*, 2008), la abundancia de estos organismos varía de acuerdo a la etapa seral de la sucesión en la que se encuentra la biopelícula (Besemer *et al.*, 2007). Sin embargo, en varios estudios se reporta que la comunidad autótrofa es el componente mayoritario de las biopelículas (Romani *et al.*, 2004; Besemer *et al.*, 2009).

La composición de la biopelícula será modificada por la interacción de sus poblaciones, la depredación, la herbivoría y las características fisicoquímicas del medio ambiente. A su vez, la estructura física y calidad nutricional de la biopelícula influye en la composición y abundancia de los herbívoros que junto con los factores ambientales, determina las interacciones de las redes tróficas (Bott, 1996). Aboal y colaboradores (2005) destacan la importancia de los mucílago algales en la retención y acumulación de sustancias tóxicas y como éste puede conferir ventajas para las algas, por ejemplo, indican que las algas que producen mucílago pueden beneficiarse de la producción de cianotoxinas de las cianobacterias, ya que la acumulación de microcistina en el mucílago hace que los macroinvertebrados disminuyan su consumo, reflejándose en la dominancia de colonias de *Cymbella* (diatomea) en algunos ríos calcáreos de España. La dominancia de una especie puede provocar una disminución de la población de macroinvertebrados, al disminuir la variabilidad del alimento. Por ejemplo, Julius (2007) documentó en ríos de Hawaii que las diatomeas bentónicas son la principal fuente de alimento para el pez *Sicyopterus stimpsoni* Gill, de tal manera que la estructura de la mandíbula de los peces adultos, está modificada para realizar el raspado de las comunidades de algas bentónicas (Julius *et al.*, 2005) por lo que este pez sólo crece en ríos donde hay crecimientos delgados de diatomeas (Schoenfuss *et al.*, 2004).

Efecto de los crecimientos algales en la velocidad de corriente, la estabilidad de sedimentos y disponibilidad de refugios. Los crecimientos algales bentónicos proporcionan estabilidad al sedimento y modifican los patrones hidrológicos de los ambientes lóticos (Grant *et al.*, 1985; Dodds & Biggs, 2002; Sigeo, 2005), lo que genera cambios en los ciclos de los nutrientes (Mulholland *et al.*, 1994). La velocidad de corriente en el fondo del río es afectada en diferentes magnitudes en función de la forma de crecimiento, la abundancia y la arquitectura de los crecimientos algales, lo cual puede conferir ventajas o desventajas para la comunidad acuática. Mulholland y colaboradores (1994) reportan que la velocidad de transporte de nutrientes río abajo es modificada por la formación de zonas de estancamiento temporal de agua (llamadas zonas de almacenamiento transitorios), resultado de la acumulación de las algas bentónicas y que la limitación de nutrientes es más intensa en los ríos con un mayor número zonas de almacenamiento. Esto provoca cambios en el contenido de nutrientes disueltos en el agua, afectando la disponibilidad de éstos aguas abajo y la calidad del alimento para los consumidores (Stelzer & Lamberti, 2001).

La formación de estromatolitos estabiliza al sustrato, brinda disponibilidad de hábitat y alimento para algunos macroinvertebrados y determina la distribución y estructura de la comunidad. Por ejemplo, Sabater y colaboradores (2000) señalaron que la fracción del río La Solana cubierta por estromatolitos, presentaba una menor abundancia

de ramoneadores que la parte descubierta. Asimismo, Pitois y colaboradores (2003) reconocieron que el incremento de zonas cubiertas por estromatolitos en ríos de aguas carbonatadas de la cuenca del río Sena (Francia), provoca un decremento en la disponibilidad de hábitats, lo que conduce a una pérdida de la diversidad de la fauna y flora lo que repercute en la disponibilidad de presas para los salmones jóvenes.

Por otra parte la presencia de diatomeas, cianobacterias y clorofitas disminuye el movimiento de los sedimentos cuando la corriente se incrementa (Stevenson, 1996), lo que permite que la comunidad bentónica permanezca durante estos periodos, no sólo por la estabilidad de los sedimentos sino porque fungen como refugio para otros organismos. La comunidad de algas bentónicas es considerada como un hábitat importante para las comunidades de ambientes lóticos (Harbeby, 1990), por ejemplo los crecimientos de *Chara* (Chlorophyta) soportan gran diversidad y densidad de invertebrados en ríos donde el sustrato provee pocos hábitats. Casos similares son los de *Cladophora* (Chlorophyta) que soporta gran número de epifitas, pequeños invertebrados y meiofauna (Stevenson, 1996; Ramírez & Carmona, 2005) y *Sirodotia suecica* Kylin (Rhodophyta) ha sido reportada como hábitat de simúlidos y quironómidos (Sheath *et al.*, 1996) y como refugio para los estados larvales finales de su ciclo de vida en ríos con alta velocidad de corriente (Carmona *et al.*, 2009).

Relación de las algas de ambientes lóticos con los humanos. La degradación de los ambientes lóticos no sólo limita la disponibilidad de agua para el consumo humano, también afecta a los ciclos biogeoquímicos a nivel global, por lo que es conveniente evaluar integralmente la salud ecológica de estos sistemas y dejar a un lado la visión de sólo evaluar la "calidad del agua" en función del uso que se le desea dar. Tradicionalmente la valoración de los sistemas lóticos se ha realizado en base a las características fisicoquímicas, sin embargo en la actualidad varios países han complementado sus sistemas de evaluación mediante el uso de indicadores biológicos (Toro *et al.*, 2003).

El uso de organismos indicadores tiene ventajas sustanciales sobre los análisis fisicoquímicos, ya que dan información del estado histórico del cuerpo de agua y no sólo del momento de la toma de la muestra (McCormick & Cairns, 1994; Lowe & Pan, 1996). Esto permite hacer un mejor manejo de los sistemas. La comunidad algal bentónica y particularmente las diatomeas, son uno de los grupos más usados para realizar la evaluación biológica, ya que tienen una amplia distribución geográfica y responden rápidamente a los cambios ambientales (Lowe, 2011). Se han incorporado grupos algales que nos permiten comprender mejor los procesos de alteración de las aguas (Schneider & Lindström 2011; Loza *et al.*, 2014). Además, algunas poblaciones son capaces de detectar e incluso inmovilizar sustancias tóxicas como los metales pesados (Stevenson *et al.*, 2010), cuya presencia se ha incrementado por las actividades industriales y agrícolas.

Tener un buen conocimiento de la comunidad algal bentónica de ambientes lóticos, nos permite mantener un sistema con alta biodiversidad que nos brinda servicios ecosistémicos como agua de calidad para uso y consumo humano, alimentos, regulación del clima, importante como referente en un escenario de cambio climático global (Whitehead *et al.*, 2009), además de valores estéticos y culturales (Bellinger & Sigee, 2010; Stevenson *et al.*, 2010). Asimismo, podemos hacer uso directo de las algas como los que Garduño y colaboradores (2009) reportan en el empleo milenario de 10 algas de ambientes de

agua dulce (lóticos y lénticos) en el Estado de México. Dentro de éstas *Prasiola mexicana* J. Agardh (Chlorophyta, alga macroscópica de ambientes lóticos con baja concentración de nutrientes y aguas templadas), se emplea en usos medicinales como cataplasmas para disminuir hemorragias y como infusión para tratar trastornos respiratorios. El uso biotecnológico de las algas de aguas epicontinentales, ha sido desarrollado principalmente en microalgas de ambientes lénticos –*Arthrospira maxima* Setchell & N.L. Gardner ha sido empleada en México y otros países para la alimentación desde hace décadas, actualmente se le emplea cada vez más, como fuente de pigmentos naturales, vitaminas, ácidos grasos y para la obtención de aditivos utilizados en fórmulas farmacéuticas y alimentos (Ramírez-Moreno & Olvera-Ramírez, 2006)– por lo que las algas de ambientes lóticos son un área subaprovechada y con gran potencial para la investigación en México.

La comunidad de algas bentónicas y en particular las biopelículas, constituyen una comunidad ecológicamente importante, ya que contribuyen en los procesos físicos, químicos y biológicos de los ríos a través de vínculos longitudinales de los procesos biogeoquímicos e hidrodinámicos locales (Battin *et al.*, 2003). Por lo que su estudio es importante para hacer un buen manejo de los sistemas lóticos que son de gran importancia para la civilización humana, ya que son una fuente de agua potable y responsables del mantenimiento de buena parte de los ecosistemas terrestres.

Los estudios sobre ecofisiología de algas, ponen de manifiesto la necesidad de conocer la composición de especies y sus respuestas a nutrientes como nitrógeno y fósforo (Loza *et al.*, 2014), como una base fundamental para el monitoreo de las aguas que posibiliten tomar medidas apropiadas y coordinadas para mantener y mejorar las condiciones de los ríos.

En conclusión, con lo expuesto anteriormente es claro que el estudio de las comunidades algales de ambientes lóticos es atractivo desde distintos enfoques. Desde la perspectiva ecológica es posible comprender el funcionamiento de los ecosistemas lóticos, mientras que desde el punto de vista ambiental su composición y estructura pueden ser utilizadas como indicadores de la calidad del agua y para evaluar procesos de contaminación que afectan a los ecosistemas. Además con un plan de manejo adecuado, una amplia variedad de recursos naturales pueden ser aprovechados para solventar demandas de alimentación, agua y nuevos materiales que requieren las poblaciones humanas, lo que tiene un impacto directo en la economía de las sociedades y en la salud de los ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Al apoyo del proyecto PAPIIT IN 211512 y PINCC 2012-2014, ambos de la UNAM.

REFERENCIAS

- ABOAL, M., M. A. PUIG & A.D. ASENSIO. 2005. Production of microcystins in calcareous Mediterranean streams: The Alharabe River, Segura River basin in south-east Spain. *Journal of Applied Phycology* 17: 231-243.
- ALLAN, D. J. 1995. *Stream ecology structure and function of running water*. Chapman & Hall. London, U.K. 388 p.

- BARSANTI, L. & P. GUALTIERI. 2006. *Algae anatomy, biochemistry and biotechnology*. Taylor & Francis Group, LLC, USA. 301 p.
- BATTIN, T. J., L. A. KAPLAN, J. D. NEWBOLD & C. M. E. HANSEN. 2003. Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature* 426: 439-442.
- BATTIN, T. J., L. A. KAPLAN, S. FINDLAY, C. S. HOPKINSON, E. MARTI, A. I. PACKMAN, J. D. NEWBOLD & F. SABATER. 2009. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience* 1: 95-100.
- BELLINGER, E. G. & D. C. SIGEE. 2010. *Freshwater algae and their use as bioindicators*. Wiley-Blackwell. Sussex, U.K. 271 p.
- BESEMER, K., G. SINGER, R. LIMBERGER, A. K. CHLUP, G. HOCHEDLINGER, I. HO, C. BARANYI & T. J. BATTIN. 2007. Biophysical controls on community succession in stream biofilms. *Applied and Environmental Microbiology* 73 (15): 4966-4974.
- BESEMER, K., G. SINGER, I. HÖDL & T. J. BATTIN. 2009. Bacterial community composition of stream biofilms in spatially variable-flow environments. *Applied Environmental Microbiology* 75 (22): 7189-7195.
- BIGGS, B. J. F. 2000. New Zealand periphyton guideline: detecting, monitoring and managing the enrichment of streams. Ministry for environment publication, Wellington. 151 p.
- BOJORGE-GARCÍA, M. G., J. CARMONA & R. RAMÍREZ. 2014. Species richness and diversity of benthic diatom communities in tropical mountain streams of Mexico. *Inland Waters* 4 (3): 279-292.
- BOLAND, B., M. MEERHOFF, C. FOSALBA, N. MAZZEO, M. BARNES & R. BURKS. 2008. Juvenile snails, adult appetites: Contrasting resource consumption between two species of applesnails (Pomacea). *Journal of Molluscan Studies* 74 (1): 47-54.
- BONEY, A. D. 1981. Mucilage: The ubiquitous algal attribute. *British Phycological Journal* 16 (2): 115-132.
- BOTT, T. L. 1996. Algae in microscopic food webs. In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds). 1996. *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press San Diego, California, USA, pp. 574-607.
- BRITO, E. F., T. P. MOULTON, M. L. SOUZA & S. E. BUNN. 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, southeast Brazil. *Austral Ecology* 31: 623-633.
- BURKHOLDER, J. M. 1996. Interactions of benthic algae with their substrata. In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 253-289.
- CARMONA, J., Y. BELTRAN-MAGOS & L. COLLADO. 2005. Taxonomy and distribution of freshwater *Blennothrix ganeshii* Watanabe et Komárek (Oscillatoriaceae, Cyanophyceae) from central Mexico. *Nova Hedwigia* 80: 323-334.
- CARMONA, J., G. MONTEJANO & O.JR. NECCHI. 2006. Ecology and morphological characterization of gametophyte and Chantrya stages of *Sirodotia huillensis* (Batrachospermatales, Rhodophyta) from a stream in central Mexico. *Phycological Research* 54: 108-115.
- CARMONA, J., M. BOJORGE-GARCÍA, Y. BELTRÁN & R. RAMÍREZ-RODRÍGUEZ. 2009. Phenology of *Sirodotia suecica* (Batrachospermatales, Rhodophyta) in a high-altitude stream in central Mexico. *Phycological Research* 57: 118-126.
- CUMMINS, K. W. V. & M. J. KLUG. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 147-172.
- CUSHING, C. E. & J. D. ALLAN. 2001. *Streams: Their ecology and life*. Academic Press, USA. 436 p.
- DODDS, W. K. & BIGGS, J. F. 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. *Journal of North American Benthological Society* 21 (1): 2-15.
- DUDLEY, T. L., D. COOPERS & N. HEMPHILL. 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. *Journal of North American Benthological Society* 5 (2): 93-106.
- ELLWOOD, N. T. W. & B. A. WHITTON. 2007. Importance of organic phosphate hydrolyzed in stalks of the lotic diatom *Didymosphenia geminata* and the possible impact of atmospheric and climatic changes. *Hydrobiologia* 592: 121-133.
- FULLER, R. L., J. L. ROELOFS & A. T. FRY. 1986. The importance of algae to stream invertebrates. *Journal of North American Benthological Society* 5 (4): 290-296.
- GARDUÑO, G., M. G. MARTÍNEZ & M. ORTEGA. 2009. Algas. In: Ceballos, G., R. List, G. Garduño, R. López, M.J. Quintanar, E. Collado & J.E. Román (Comp). *La diversidad biológica del Estado de México, Estudio de Estado*. Biblioteca Mexiquense del Bicentenario. Programa editorial compromiso. Gobierno del Estado de México, Secretaría del Medio Ambiente, México, pp. 153-162.
- GRAHAM, L. E. & L. W. WILCOX. 2000. *Algae*. Prentice Hall, Inc. USA. 640 p.
- GRANT J., U. V. BATHMANN & E. L. MILLS. 1985. The interaction between benthic diatom films and sediment transport estuarine. *Costal and Shelf Science* 23: 225-238.
- GUILLER, P. S. & B. MALMQUIST. 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, Oxford, U.K. 296 p.
- GREGORY, S. V. 1980. Effects of light, nutrients, and grazers on periphyton communities in streams. Tesis de doctorado. Oregon State University, USA. 151 p.
- GRIMM, N. B. & K. C. PETRONE. 1997. Nitrogen fixation in a desert stream ecosystem. *Biogeochemistry* 37: 33-61.
- HARGEBY, A. 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. *Oikos* 57 (3): 338-346.
- HAUER, F. R. & G. A. LAMBERTI. 2007. *Methods in stream ecology*. Academic Press Elsevier. London, U.K. 896 p.
- JULIUS, M. L., R. BLOB & H. L. SCHOENFUSS. 2005. The survival of *Sicyopterus stimpsoni*, an endemic amphidromous Hawaiian gobiid fish, relies on the hydrological cycles of stream: evidence from change in algal composition of diet through growth stages fish. *Aquatic Ecology* 39: 473-484.

- JULIUS, M. L. 2007. Why sweat the small stuff: the importance of microalgae in Hawaiian stream ecosystems. Biology of Hawaiian streams and estuaries. *In: Evenhuis N.L. & J.M. Fitzsimons (Eds.). Bishop Museum Bulletin in Cultural and Environmental Studies* 3: 183-193.
- KELLY, M. & B. WHITTON, 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- KOBAYASHI, S., F. AKAMATSU, K. AMANO, S. NAKANISHI & Y. OSHIMA. 2011. Longitudinal changes in $\delta^{13}\text{C}$ of riffle macroinvertebrates from mountain to lowland sections of a gravel-bed river. *Freshwater Biology* 56 (7): 1434-1446.
- KRUPEK, R. A., C. C. Z. BRANCO & P. C. KAVESKI. 2012. Spatial variations at different observational scales and the seasonal distributions of stream macroalgae in a Brazilian subtropical region. *Brazilian Journal of Botany* 35 (3): 249-257.
- KRUPEK, R. A., C. C. Z. BRANCO & C. K. PERES. 2007. Distribuição ecológica das comunidades de macroalgas da bacia de drenagem do Rio das Pedras, região centro-sul do estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 73-182.
- LAU, D. C., K. M. LEUNG & D. DUDGEON. 2009. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater stream? *Journal of North American Benthological Society* 2 (2): 426-439.
- LEFRANÇOIS, E., S. COAT, G. LEPOINT, N. VACHÉRY, O. GROS & D. MONTE. 2011. Epilithic biofilm as a key factor for small-scale river fisheries on Caribbean islands. *Fisheries Management and Ecology* 18: 211-220.
- LOWE, R. L. 2011. The importance of scale in understanding the natural history of diatom communities. *In: Seckbach, J. & J.P. Kociolek (Eds.). The diatom world*. Springer, Dordrecht, Holland, pp. 293-311.
- LOWE, R. & Y. PAN. 1996. Benthic algal communities as biological monitors. *In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds.). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp 705-739.
- LOZA, V., E. PERONA & P. MATEO. 2014. Specific responses to nitrogen and phosphorus enrichment in cyanobacteria: factors influencing changes in species dominance along eutrophic gradients. *Water Research* 48: 622-631.
- MANTEL, S. K., M. SALAS & D. DUDGEON. 2004. Food web structure in a tropical Asian forest stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23 (4): 728-755.
- MAHASNEH, I. A., S. L. GRAINGER & B. A. WHITTON. 1990. Influence of salinity on hair formation and phosphatase activities of the blue-green alga (*Cyanobacterium*) *Calothrix viguieri* D253. *British Phycological Journal* 25: 25-32.
- MARCARELLI, A. M. & W. A. WURTSBAUGH. 2007. Effects of upstream lakes and nutrient limitation on periphytic biomass and nitrogen fixation in oligotrophic, subalpine streams. *Freshwater Biology* 52: 2211-2225.
- MARCARELLI, A. M., M. A. BAKER & W. A. WURTSBAUGH. 2008. Is in-stream N_2 fixation an important N source for benthic communities and stream ecosystems? *Journal of the North American Benthological Society* 27 (1): 186-211.
- MCCORMICK, P. V. & J. CAIRNS. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6 (5-6): 509-526.
- MCINTIRE, C. D. 1973. Periphyton dynamics in laboratory streams: A simulation model and its implications. *Ecological Monograph* 43: 399-420.
- MINSHALL, G. W. 1978. Autotrophy in stream ecosystems. *Bioscience* 28 (12): 767-771.
- MULHOLLAND, P. J., A. D. STEINMAN, E. R. MARZOLF, D. R. HART & D. L. DE ANGELIS. 1994. Effect of periphyton biomass on hydraulic characteristics and nutrient cycling in streams. *Oecologia* 98 (1): 40-47.
- MULHOLLAND, P. J. 1996. Role in nutrient cycling streams. *In: Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (Eds.). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 609-640.
- PALMER, M. A. 1997. Biodiversity and ecosystems processes in freshwater sediments. *Ambio* 26 (8): 571-577.
- PITOIS, F., A. JIGOREL & G. BERTU. 2003. Development of cyanobacterial build-up and evolution of river bed morphology in the chalk stream Eaulne (Upper-Normandy, France). *Biodiversity and Conservation* 12: 621-636.
- PUSCH, M., D. FIEBIG, I. BRETTAR, H. EISENMANN, B. K. ELLIS, L.L.KAPLAN, M. A. LOCK, M. W. NAEGELI & W. TRAUNSPURGER. 1998. The role of microorganisms in the ecological connectivity of running water. *Freshwater Biology* 40: 453-495.
- RAMÍREZ-MORENO, L. & R. OLVERA-RAMÍREZ. 2006. Uso tradicional y actual de *Spirulina* sp. (*Arthrospira* sp.). *Interciencia* 31 (9): 657-663.
- RAMÍREZ, R. & J. CARMONA. 2005. Taxonomy and distribution of freshwater *Prasiola* (Prasiolales, Chlorophyta) in central Mexico. *Cryptogamie Algologie* 26 (2): 1-12.
- ROMANÍ A. M., H. GUASCH, I. MUÑOZ, J. RUANA, E. VILALTA, T. SCHWATZ, F. EMTIAZI & S. SABATER. 2004. Biofilm structure and function and possible implications for riverine DOC dynamics. *Microbial Ecology* 47: 316-328.
- ROMANÍ, A. M., K. FUND & J. ARTIGAS. 2008. Relevance of polymeric matrix enzymes during biofilm formation. *Microbial Ecology* 56: 427-436.
- ROUND, F. E. 1981. The ecology of Algae. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 664 p.
- SABATER, S., H. GUASCH, A. ROMANÍ & I. MUÑOZ. 2000. Stromatolitic communities in Mediterranean streams: adaptations to a changing environment. *Biodiversity and Conservation* 9: 379-392.
- SÁNCHEZ, A. S., R. M. NUÑEZ & A. TRUJANO. 2003. La cuenca hidrográfica: unidad básica de planeación y manejo de recursos naturales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 47 p.
- SCARSBROOK, M. R. & C. R. TOWNSEND. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology* 29: 395-410.

- SCHNEIDER, S. C. & E-A. LINDSTRÖM. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665: 143-155.
- SCHOENFUSS, H. L., M. L. JULIUS & R. BLOB. 2004. Colonization of a recent, volcanically formed freshwater habitat: an example of primary succession. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 15: 83-90.
- SHEATH, R. G., K. M. MÜLLER, M. H. COLBO & K. M. COLE. 1996. Incorporation of freshwater Rhodophyta into the cases of chironomid larvae (Chironomidae, Diptera) from North America. *Journal of Phycology* 32: 949-952.
- SIGEE, D. C. 2005. Freshwater Microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the aquatic environment. University of Manchester, J. Wiley and sons, LTD, U.K. 524 p.
- STELZER, R. S. & G. A. LAMBERTI. 2001. Effects of N:P ration and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnology and Oceanography* 46 (2): 356-367.
- STEVENSON, R. J. 1996. An introduction to algal ecology in fresh water benthic habitat. *In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems.* Academic Press, San Diego. California, USA, pp. 1-26.
- STEVENSON, R. J., Y. PAN & H. VAN DAM. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. *In: Smol, J.P. & E. F. Stoermer (Eds.). The diatoms: applications for the environmental and earth sciences.* 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, U.K. Available from: Cambridge Books Online, pp. 57-85.
- TORO, J., J. P. SCHUSER, J. KUROSAWA, E. ARRAYA & M. CONTRERAS. 2003. Diagnóstico de la calidad del agua de sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, Río Maipo (Santiago de Chile). Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. IX Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. 11 p.
- WHITTON, B. A., A. M. AL-SHEHRI, N. T. W. ELLWOOD & B. L. TURNER. 2005. Ecological aspects of phosphatase activity in cyanobacteria, eukaryotic algae and bryophytes. *In: Turner, B.L., E. Frossard & D.S. Baldwin (Eds.). Organic phosphorus in the environment.* CAB International, Wallingford, U.K., pp. 205-241.
- WOOD, S. A., C. DEPREE, L. BROWN, T. McALLISTER & I. HAWES. 2015. Entrapped sediments as a source of phosphorus in epilithic cyanobacterial proliferations in low nutrient rivers. *Plos One*: 1-17.
- WHITEHEAD, P. G., R. L. WILBY, R. W. BATTARBEE, M. KERNAN & A. J. WADE. 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal des Sciences Hydrologiques*, 54 (1): 101-123.

Recibido: 05 de diciembre de 2014.

Aceptado: 22 de febrero de 2016.

A simple method for short-term storage and transportation of spermatophores of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*)

Método sencillo para el almacenamiento y transporte de espermatóforos del camarón blanco del Pacífico (*Litopenaeus vannamei*)

Karina Morales-Ueno¹, Carmen G. Paniagua-Chávez¹, Alfonso Martínez-Ortega², Héctor Castillo-Juárez³ and Jorge Alfaro-Montoya⁴

¹Department of Aquaculture, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B.C. (CICESE), carretera Ensenada-Tijuana No. 3918 zona playitas 22860, Ensenada B.C. México

²Maricultura del Pacífico, S.A. de C.V. Avenida Dr. Carlos Canseco 5994 - 2do. Piso. El Cid, Marina Mazatlán. Mazatlán, Sinaloa. México

³Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco, México D.F. Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, C.P. 04960, CDMX. México

⁴Estación de Biología Marina, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Puntarenas, Costa Rica. 100 m Sur de la Gasolinera Shell, Puntarenas, Costa Rica
e-mail: cpaniagu@cicese.mx

Morales-Ueno K., C. G. Paniagua-Chávez, A. Martínez-Ortega, H. Castillo-Juárez and J. Alfaro-Montoya. 2016. A simple method for short-term storage and transportation of spermatophores of Pacific White shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Hidrobiológica* 26 (1): 9-14.

ABSTRACT

The development of a shipping method for spermatophores of the white shrimp *Litopenaeus vannamei* would open new opportunities for sharing and improving genetic resources of shrimp worldwide. Seventy spermatophores were collected daily for 5 days (a total of 350 spermatophores from 175 shrimp), packed in microcentrifuge tubes containing 100 μ L of an extender solution, and placed in a Styrofoam box supplied with a thermal insulating layer and refrigerant pack to keep the samples cooled at $\sim 14^{\circ}\text{C}$. Shipment of samples took ~ 26 hours. At arrival, spermatophores were randomly sampled either as soon as the box arrived (~ 27 h, Group A) or five hours later (~ 32 h, Group B) to assess sperm viability. Spermatozoal morphology was evaluated by microscopy (100 cells per shrimp). Cells without spikes or irregular in shape were recorded as abnormal; otherwise cell morphology was recorded as normal. Spermatozoal viability was assessed by flow cytometry, whereby three populations were identified: (1) cells with intact cytoplasmic membrane (viable), (2) cells with disrupted membrane (non-viable), and (3) cells in transition, changing from intact to disrupted membrane (transitional). Significant differences were found in spermatozoal morphology between group A and B ($p = 0.002$), with the highest percentage of normal spermatozoa ($92 \pm 15\%$) found in Group A. No significant differences were found in viable ($p = 0.723$) and transitional spermatozoal populations ($p = 0.595$) assessed by flow cytometry. Non-viable populations increased with time in storage ($p = 0.039$). The highest percentage of non-viable cells ($81 \pm 7\%$) was obtained in Group B. These results indicate that spermatophores can be cooled and transported to distant locations maintaining normal morphology and viability. These indirect quality indicators suggest that spermatozoa may be used for different purposes, including artificial insemination.

Key words: *Litopenaeus vannamei*, shrimp, spermatophores, transport.

RESUMEN

El desarrollo de una metodología sencilla para la movilización de espermatóforos de *Litopenaeus vannamei* abriría una nueva gama de oportunidades para la comercialización e intercambio de material genético a nivel mundial. Setenta espermatóforos fueron recolectados diariamente por 5 días, introducidos en tubos de microcentrifuga conteniendo 100 μ L de solución extensora y colocados en una caja de poliestireno acondicionada para mantener las muestras a $\sim 14^{\circ}\text{C}$. Las muestras fueron transportadas por ~ 26 horas y tras su arribo los espermatóforos fueron seleccionados al azar inmediatamente a su llegada (~ 27 h, Grupo A) o cinco horas después (~ 32 h Grupo B) para evaluar su viabilidad. La morfología de los espermatozoides (100 células por organismo) fue evaluada microscópicamente y clasificada como normales y anormales (cuerpo irregular o sin espina). La viabilidad fue analizada por citometría de flujo, encontrando tres poblaciones: (1) espermatozoides con membrana citoplásmica intacta (viables), (2) espermatozoides con membrana comprometida (no viables) y (3) gametos en transición, iniciando cambios degenerativos en la membrana. Se encontraron diferencias significativas entre la morfología de los espermatóforos revisados a las ~ 27 horas (Grupo A) y cinco horas después (Grupo B) ($p = 0.002$). El grupo A tuvo el mayor porcentaje de espermatozoides normales ($92 \pm 15\%$). No se encontraron diferencias significativas entre los espermatóforos viables ($p = 0.723$) y en transición ($p = 0.595$) entre los grupo A y B evaluados por citometría. La población de espermatóforos no viables incrementó con el paso del tiempo ($p = 0.039$). El mayor porcentaje de espermatóforos no viables ($81 \pm 7\%$) se encontró en el Grupo B. Estos resultados indican que los espermatóforos pueden ser transportados a lugares distantes manteniendo su viabilidad y una morfología normal. Estos indicadores indirectos de calidad sugieren que los espermatozoides pueden ser utilizados para diferentes propósitos incluyendo la inseminación artificial.

Palabras clave: Camarón, espermatóforos, *Litopenaeus vannamei*, transporte.

INTRODUCTION

The use of reproductive technologies in economically-important species has proven to have a positive impact on the management of genetic resources (Mara *et al.*, 2013; Mylonas *et al.*, 2010). Thus, the development and implementation of reproductive supporting methods have resulted in production improvement. Shipment of cooled semen is the method of choice in animal breeding and is not quarantined for some farm animals, like stallion and boar (Morrell, 2011). Genetic improvement of many livestock animals depends on sperm trading, which has become the standard method to achieve advanced production (Gollin *et al.*, 2009). Trade of semen is much larger than trade of living animals because spermatozoa samples are easier to transport (FAO, 2007). Also, most reproductive management practices for farm animals use artificial insemination due to benefits such as disease control, availability of genetics lines, inbreeding control, and opportunity of gamete exchange worldwide (Foote, 2002; Morrel, 2011).

Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931), represents the most successful cultured marine crustacean species in the world (Benzie, 2009). It is cultured in 33 countries and, for the last five years, its production was 50% of the total world crustacean production (FAO, 2012). Despite the worldwide economic contribution of this species, the use of reproductive technologies to enhance production is scarce (Dong *et al.*, 2004; Nimrat *et al.*, 2006; Ulate & Alfaro-Montoya, 2010; Morales-Ueno *et al.*, 2013). The design of a transportation method for spermatophores would help to disseminate valuable genetic material to enhance production. It can also simplify farm reproductive practices like artificial insemination by previous collection and screening of broodstock candidates, and enable the use of spermatophores collected from valuable live, moribund or even dead organisms, having a favorable impact in the shrimp industry. Thus, the aim of this study was to test a novel shipping method for *L. vannamei* spermatophores.

MATERIALS AND METHODS

Sexually mature *L. vannamei* males were obtained from July to September 2013 from Maricultura del Pacifico, a Mexican shrimp hatchery. Males were placed separately into maturation tanks (5 x 9 x 1.20 m) at a density of eight shrimp per m² and water column of 0.35 m. Temperature was kept at 28 ± 1°C, 34 g/L salinity, dissolved oxygen at ~4mg/L and 300% water exchange rate per day using sand biofilters. The shrimp were fed at 5% tank biomass every 4 hours with pellets (35–40% protein), squid, polychaetes, krill, and paprika.

Seventy spermatophores were manually collected and transported every day for 5 days. A total of 350 spermatophores from 175 randomly-chosen mature males were collected after five days of experimentation. Individual spermatophores were randomly placed on a small piece of food-grade wax paper, gently wrapped, and placed in separated 1.8-mL microcentrifuge tubes (70 tubes per day) containing 100 µL of an extender solution (2.125 g NaCl, 0.110 g KCl, 0.052 g H₃BO₃, 0.019 g NaOH, 0.484 g MgSO₄ 7H₂O, 20 µL of antibiotic/antimycotic SIGMA A7292, in 100 mL of distilled water) (Morales-Ueno *et al.*, 2013) to keep moisture inside the tube. Extender solution was adjusted to ~800 mOsmol/kg (Vapro 5520, Wescor Inc. UT, USA) and pH 7.4.

The tubes were individually inserted in a Styrofoam rack and tightly covered with plastic wrap. Then the rack was placed into a Styrofoam box (external measurements 18.3 x 23.7 x 29 cm, 2 cm thickness, and 2.9 L internal capacity) between a Styrofoam thermal insulating layer and 1800-g Koolit® frozen gel pack pouches (Cold Chain Technologies, MA, USA). This arrangement kept the internal temperature of the tubes at approximately 14°C for ~32 h (Fig. 1). Assessment of the tubes internal temperature was performed before and after transportation using type K thermocouples (Cole-Parmer, IL, USA) and a handheld Digi-Sense Dual JTEK thermocouple thermometer (Cole-Parmer, IL, USA).

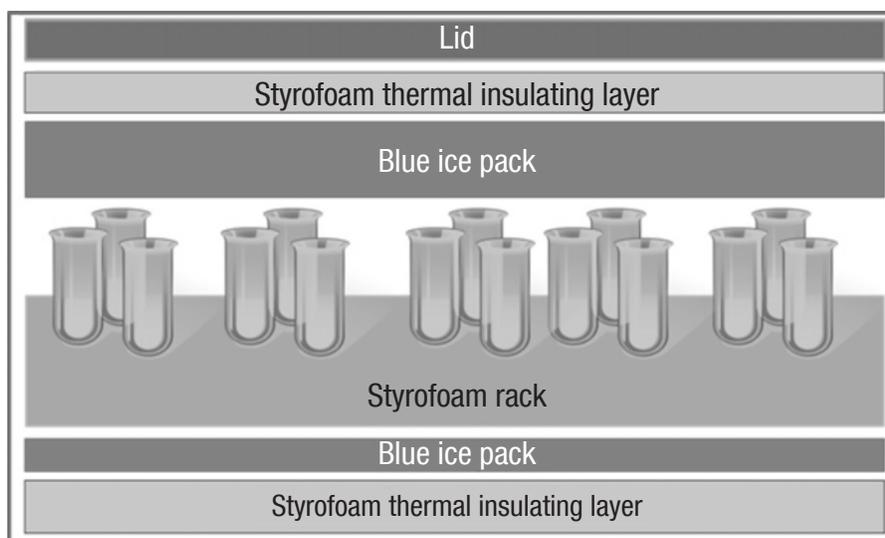


Figure 1. Representation of a Styrofoam box containing spermatophore samples maintained at approximately 14 °C and transported to the National Subsystem for Aquatic Genetic Resources in Ensenada, Baja California, Mexico.

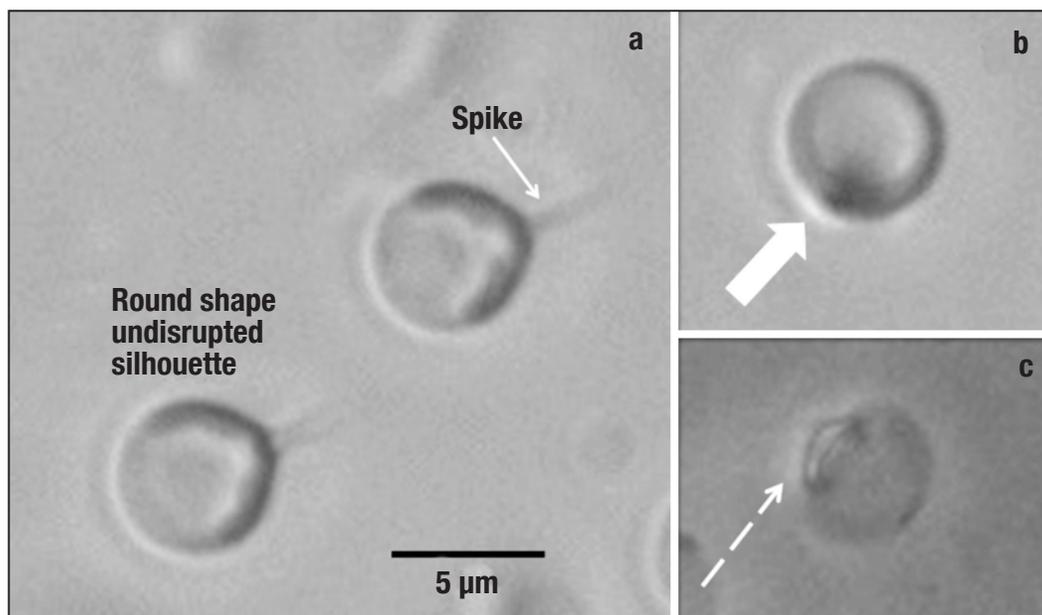
Once the box was filled and closed, it was delivered overnight by a conventional delivery service from the hatchery, located in Los Pozos, Sinaloa, Mexico (22° 59' 4.25", 106° 9' 46.28"), to the National Subsystem for Aquatic Genetic Resources at CICESE in Ensenada, Baja California, Mexico (31° 52' 3.12"N–116° 39' 54.07"W). Samples traveled by airplane for ~23 h, with three connecting points and by land from Tijuana to Ensenada, Baja California (total transportation distance of ~3,600 km). Five shipments were sent for this experiment.

Once the boxes were received, the frozen gel pack pouches were replaced to maintain the temperature at ~14°C, and a total of 12 tubes were randomly collected at two time intervals: six tubes as soon as the box arrived (~27 hours, Group A) and six additional tubes five hours later (~32 hours, Group B). The rest of the 58 tubes were used to evaluate pathogen transfer in samples. The sperm mass was collected by pressing the posterior region of the spermatophore until the sperm mass droplet was formed outside the wing structure. Each sperm mass

was suspended in 980 µL of extender solution and an aliquot (100 µL) was re-suspended into 900 µL of extender to determine sperm viability.

Light microscopy analysis. Spermatozoal morphology observations were based on previous reports that established that primary binding between vitelline envelopes and spermatozoa spikes is a prerequisite for fertilization (Rojas & Alfaro, 2007; Ulate & Alfaro-Montoya, 2010). For this assay, 20 µL of the re-suspended sample were placed on a slide, covered with a cover glass and examined using a microscope (Olympus CX31) at 400 X magnification. One hundred spermatozoa in at least five fields of view were observed using the phase-contrast mode. Spermatozoa with bent, missing spikes or malformed bodies were recorded as abnormal, whereas those with complete spikes and spherical bodies were assessed as normal (Fig. 2).

Observations were performed within 3 minutes of smear preparation and to ensure a high repeatability, the same microscopist performed all the estimations.



Figures 2a-c. Spermatozoa imaged by phase-contrast microscopy at 1000X magnification: a) Normal spermatozoa showing morphological integrity [a], notice the round complete shape and spike attached. b) Normal spermatozoon diameter of ~5 µm. Abnormal spermatozoa: without spike (solid arrow). c) Abnormal spermatozoa with irregular shaped silhouette (dotted arrows).

Flow cytometry analysis. Spermatozoal viability from each male, in terms of membrane integrity, was assessed by flow cytometry according to the methodology suggested by Lezcano et al. (2004). This analysis was performed using an Attune flow cytometer (Attune® Acoustic Focusing Cytometer, Applied Biosystems, Carlsbad, CA, USA), equipped with blue and violet lasers (488 nm [20mW] and 405 nm [50mW]). Forward and side light-scatter data were collected in linear mode and fluorescence data were collected in logarithmic mode. Samples were stained with the LIVE/DEAD® Sperm Viability Kit (Life Technologies, Eugene, OR, USA). Briefly, individual sperm masses were suspended in 1 mL extender solution, having been first stained with 5 µL of the working solution of SYBR-14 (100 nM final concentration) and incubated for 10

min in the dark. Then, 5 µL of Propidium Iodide (PI) stock solution (12 µM final concentration) was added and the sample was incubated for another 10 min. During stain incubation, samples were kept at 14°C. Membrane integrity was detected with the green fluorescent dye (SYBR 14), and membrane-damaged cells with the red fluorescent dye propidium iodide (PI). Fluorescence of SYBR 14 was detected by the BL1 detector using a 530/30 center bandpass filter and PI fluorescence was detected by the BL3 detector using a 640-nm longpass filter. Data were collected from 10,000 events. Flow cytometry was performed at room temperature (23°C). Flow cytometry analysis generated percentage data for three spermatozoa populations based on their membrane integrity: (1) cells containing intact cytoplasmic membrane were conside-

red viable, (2) cells containing disrupted cytoplasmic membrane were considered non-viable, and (3) transitional, defined as cells changing from intact cytoplasmic membrane to disrupted cytoplasmic membrane.

Data analysis. Statistical analysis was performed using NCSS 9 software (NCSS, Kaysville, Utah, USA). A linear mixed model was used to analyze “morphology” and flow cytometry data. Two-way analysis of variance was used to test the effect of sample transportation for ~27 and ~32 h (groups A and B) and the effect of day of transportation (5 different days). Data were arcsine square-root transformed before analysis. Specific differences among treatment groups were identified by the Tukey test. A value of $P < 0.05$ was chosen as the level for significance.

RESULTS

Significant differences were found in spermatozoal morphology between group A and B ($p = 0.002$), with the highest percentage of normal spermatozoa ($92 \pm 15\%$) found in Group A (*i. e.*, these cells maintained their appropriate structure necessary for spermatozoa-eggs interaction required for fertilization), whereas the normal spermatozoa percentage decreased ($56 \pm 18\%$) in Group B (~32 h). Spermatozoal morphology was not affected ($p = 0.514$) by day of transportation (5 different days). The average of the inner temperature before shipping was 14.7°C and the average at its arrival was of 17.4°C . Temperatures between Group A and B do not show any significant differences ($p = 0.832$).

No significant differences were found between groups A and B in viable ($p = 0.723$) and transitional spermatophore populations ($p = 0.595$) assessed by flow cytometry. However, the day of transportation affected viable ($p = 0.021$) and transitional populations ($p = 0.004$). Non-viable populations increased with time in storage ($p = 0.039$). The highest percentage of non-viable cells ($81 \pm 7\%$) was obtained in Group B. (Fig. 3).

DISCUSSION

In this experiment, the assessment of spermatozoa quality was performed using two different approaches: the identification of accurate morphology that indicates that the cells maintain their structure and shape to perform normal interaction with eggs, and the identification of cytoplasmic membrane integrity using probes, which indicates that if this structure is compromised, this could lead to cell death. According to the microscopic observations, a high percentage of cells (92%) in Group A maintained their morphological integrity. However, after ~32 h of collection, the viability of cells decreased rapidly, showing that shrimp sperm is very fragile and cannot be stored for a long time at 14°C . No significant differences were found between the days of transportation, indicating that sampling, packing, and transportation during the 5 different days was standardized.

Compared to other studies on *L. vannamei* spermatophores, which showed variable percentages of abnormal spermatozoa in the wild (38%) and in reproduction hatchery facilities (25.5 - 74%) (Alfaro-Montoya, 2010), our results showed low abnormal spermatozoa (~8%), indicating they were not affected by their transportation. However, this percentage is not reflected in flow cytometry data. This is due to the fact that flow cytometry detects different traits related to the general condition of the spermatozoa based on cytoplasmic membrane inte-

grity, which cannot be assessed by microscopic examination. For example, the transitional population may not show evident morphological changes detected by microscopy. However, this population, observed by flow cytometry, showed that spermatozoa were changing from intact to disrupted cells. This finding suggests that cells in a transitional stage could maintain their morphological structure. Nevertheless, it is unknown if they keep, or do not keep, their fertilizing potential. A previous study by Morales-Ueno *et al.* (2013) reported successful insemination of females with sperm kept for 4 h, in the same conditions reported in this paper. Therefore, further studies will be important to evaluate the fertilization capability of sperm transported for ~27 h.

The term “sperm viability” is widely used and usually linked to an intact cytoplasmic membrane, since membrane integrity is essential for the gamete to perform effective interactions with the oocyte and maintain its homeostasis. Currently, detection of cytoplasmic-membrane integrity using dual fluorescent probes is the most useful technique to estimate the survival of cell types and the most suitable for the detection of cellular death (Hossain *et al.*, 2011). However, this technique requires the use of expensive and specialized equipment, not always available in the hatchery. Consequently, our results showed that morphological examination can be quickly and easily achieved, and at least for group A's time frame, this measurement could give us a general indication of spermatozoan apparent viability.

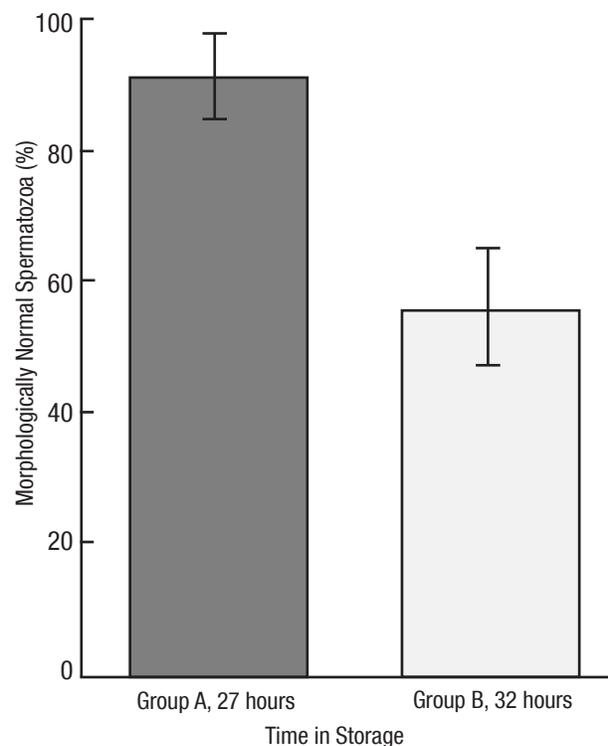


Figure 3. Cytoplasmic membrane integrity of *P. vannamei* spermatozoa assessed by flow cytometry shows a percentage increase for the “non-viable” cell population from Group A to Group B ($p = 0.039$)

It was not possible to determine sperm density or quality of spermatophores in the hatchery before transportation. Therefore, we used the results obtained from artificial insemination as a spermatophore quality control, using males of the same population selected for this procedure. Results of artificial insemination in the farm showed that one spermatophore yielded ~250,000 nauplii per female, which indicated a good fertilization. Then, with this indirect approach, we suggest that the quality of the spermatophores used in our work was as good as the quality of the spermatophores used in the farm.

Shipment of cooled (~14°C) *L. vannamei* spermatophores represents a good alternative to avoid the membrane cell damage that occurs when samples are held between 2 and 5° C (in refrigeration), because these temperatures induce membrane damage (Salazar et al., 2009). Consequently, we were able to keep a high percentage of morphologically normal spermatozoa and a low percentage of non-viable sperm cells population by maintaining the samples cooled at 14°C.

The objective of adding extender solution into the tubes was to maintain the relative humidity of the sample, avoiding desiccation and conserving adhesiveness of the spermatophores. In addition, the wax paper used to wrap each spermatophore made it easy to recover the sample from the tube and the extraction of the sperm mass from the spermatophore.

The development of a simple technique to transport cooled spermatophores would be beneficial to the shrimp industry for several reasons: (1) shipping spermatophores will be cheaper than transporting living mature organisms, (2) shipping spermatophores, instead of broodstock, avoids negative outcomes such as transportation stress and subsequent mortality threats, (3) the risk of disease transmissions can be minimized, (4) the sperm mass can be used for artificial insemination in distant places, (5) shipping spermatophores decreases the inherent hazard of moving nonindigenous species, making in general unnecessary to ask for legal transportation permissions, and (6) facilitates the possibility of collecting sperm from moribund or recently dead organisms, if necessary, as has been the case among some animals (Woodford & Rossiter, 1993; Greer & Harvey, 2004; Martínez-Pastor et al., 2005; Biber-Klemm & Temmerman, 2010). The adoption of any transportation method into the routine hatchery practices of the shrimp industry has to be as simple as possible to overcome additional costs related to hiring and training specialized personnel.

Biosecurity is a key component to be considered in the transportation of spermatophores. Bacterial contamination and the possible propagation of diseases is an important issue for aquatic species (Nimrat & Vuthiphandchai, 2008). Therefore the extender solution used in our experiments contained antibiotic/antimycotic to prevent bacterial proliferation. A protocol to maintain *L. vannamei* spermatophores at 2–4° C for a month was developed by Nimrat et al. (2006). Mineral oil with 0.1% penicillin–streptomycin was used to prevent bacterial proliferation and apparent sperm viability was recorded using eosin–nigrosin staining. Although this protocol was a good method to prevent bacterial proliferation and enhance spermatophores viability, we found that the addition of mineral oil to the spermatophore caused a loss of sperm mass adhesive properties, which are critical for artificial insemination. The extender solution and the transportation protocol used in our study were a good method to keep sperm mass characteristics essential for artificial insemination and transportation of spermatophores to distant

places. Nevertheless, bacterial dissemination in transported samples is still a concern. Research on the type of bacteria found in cryopreserved sperm mass samples was performed indicating the possibility of preserving pathogenic or beneficial bacteria (Morales-Ueno *et al.*, 2015). In conclusion, transportation time is a critical element to be considered, since samples transported for > 27 h decrease viability and a bacteriological analysis for transported samples is required as a sanitary protocol to prevent possible dispersion of pathogen bacterial.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research funding was provided by SAGARPA project No. RGA-BC-12-00002. We thank CONACyT for providing a doctoral scholarship for the first author. We also thank the crew at Maricultura del Pacifico, S.A. de C.V. for technical assistance, particularly Juan Carlos Quintana and Cesáreo Cabrera.

REFERENCES

- ALFARO-MONTOYA, J. 2010. The reproductive conditions of male shrimps, genus *Penaeus*, sub-genus *Litopenaeus* (open thelyca penaeoid shrimps): A review. *Aquaculture* 300: 1-9.
- BENZIE, J. A. H. 2009. Use and exchange of genetic resources of penaeid shrimps for food and aquaculture. *Reviews in Aquaculture* 1: 232-250.
- BIBER-KLEMM, S. & M. TEMMERMAN. 2010. Rights to Animal Genetic Resources for Food and Agriculture. *In: Access and Benefit Sharing* (Eds.). Swiss National Centres of Competence in Research. Switzerland, pp. 1-19.
- BOONE, L. 1931. Anomuran, macruran Crustacea from Panama and Canal Zone. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 63:137-189.
- DONG, Q. X., J. D. LIN, & C. J. HUANG. 2004. Effects of cryoprotectant toxicity on the embryos and larvae of pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture* 242: 655-670.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2007. Flows of animal genetic resources. *In: The State of the World's Animal Genetic Resources for Food and Agriculture. Edited by Rischkowsky, B. & Pilling. In: Flows of animal genetic resources, D. FAO (Food and Agriculture Organization), Rome. pp. 51-76.*
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2012. World Review of Fisheries and Aquaculture - Status and trends. *In: The State of World Fisheries and Aquaculture 2012. Ed. by FAO (Food and Agriculture Organization). Fisheries and Aquaculture Department, Rome, Italy. pp. 3-106.*
- FOOTE, R. H. 2002. The history of artificial insemination: Selected notes and notables. *Journal of Animal Science* 80:1-10.
- GOLLIN, D., E. VAN DUSEN, & H. BLACKBURN. 2009. Animal genetic resource trade flows: Economic assessment. *Livestock Science* 120: 248-255.

- GREER, D. & B. HARVEY. 2004. The gene rush: Finding new value in aquatic biodiversity. In: Greer, D. (Eds.). *Blue Genes: Sharing and Conserving the World's Aquatic Biodiversity*. Earthscan. Ottawa, Canada, pp. 23-60.
- HOSSAIN, M., A. JOHANNISSON, M. WALLGREN, S. NAGY, A. SIQUEIRA, & H. RODRIGUEZ-MARTINEZ. 2011. Flow cytometry for the assessment of animal sperm integrity and functionality: state of the art. *Asian Journal of Andrology* 13: 406-419.
- LEZCANO, M., C. GRANJA, & M. SALAZAR. 2004. The use of flow cytometry in the evaluation of cell viability of cryopreserved sperm of the marine shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Cryobiology* 48: 349-356.
- MARA, L., S. CASU, A. CARTA, & M. DATTENA. 2013. Cryobanking of farm animal gametes and embryos as a means of conserving livestock genetics. *Animal Reproduction Science* 138: 25-38.
- MARTÍNEZ-PASTOR, F., C. GUERRA, M. KAABI, A.R. DÍAZ, E. ANEL, P. HERRAEZ, P. DE PAZ, & L. ANEL. 2005. Decay of sperm obtained from epididymes of wild ruminants depending on postmortem time. *Theriogenology* 63: 24-40.
- MORALES-UENO, K., H. H. MONTALDO, A. M. ORTEGA, C. G. PANIAGUA-CHÁVEZ & H. CASTILLO-JUÁREZ. 2013. An extender solution for the short-term storage of *Litopenaeus vannamei* sperm to be used in artificial insemination. *Aquaculture Research* 44: 1254-1258.
- MORALES-UENO K., C. G. PANIAGUA-CHÁVEZ, R. VASQUEZ-YEOMANS, J. A. CÁCERES-MARTÍNEZ & M. A. DEL RIO-PORTILLA. 2015. Bacteria in cryopreserved sperm mass of the White shrimp *Penaeus vannamei*. *Cryoletters* 36(6):372-378.
- Morrell, J. M. & M. Wallgren. 2011. Colloid centrifugation of boar semen. *Reproduction in domestic animals. Zuchthygiene* 46(2):18-22.
- MYLONAS, C. C., A. FOSTIER & S. ZANUY. 2010. Broodstock management and hormonal manipulations of fish reproduction. *General and Comparative Endocrinology* 165: 516-534.
- NIMRAT, S., S. SIRIBOONLAMOM, S. ZHANG, Y. XU, & V. VUTHIPHANDCHAI. 2006. Chilled storage of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) spermatozoa. *Aquaculture* 261: 944-951.
- NIMRAT, S. & V. VUTHIPHANDCHAI. 2008. Role of bacterial in the chilled storage and cryopreservation of sperm in aquatic animals: a review. In: *Aquaculture Research Trends*. Ed. by Schwartz S. H. Nova Science Publisher, Inc. New York, USA, pp. 149-184.
- ROJAS, E. & J. ALFARO. 2007. *In vitro* manipulation of egg activation in the open thelycum shrimp *Litopenaeus*. *Aquaculture* 264: 469-474.
- SALAZAR, M., LEZCANO, M. & C. GRANJA. 2009. Protocol for cryopreservation of *Penaeus vannamei* sperm cells. In: *Methods in reproductive aquaculture: marine and freshwater species*. Ed. by Cabrita, E., Robles, V. & Herráez, P. CRC Press, Boca Raton, FL. p. 505.
- ULATE, K. & J. ALFARO-MONTOYA. 2010. Sperm-egg incompatibility in interspecific inseminations of *Penaeus (Litopenaeus) occidentalis*, *P. (Litopenaeus) stylirostris* and *P. (Litopenaeus) vannamei*. *Aquaculture* 309: 290-292.
- WOODFORD, M. H. & P. B. ROSSITER. 1993. Disease risks associated with wildlife translocation projects. *Revue Scientifique et Technique* 12: 115-135.

Recibido: 04 agosto de 2014.

Aceptado: 31 de julio de 2015.

Contribución al conocimiento de los requerimientos nutricionales del langostino nativo (*Macrobrachium acanthurus*)

Contribution to the knowledge of nutrient requirements of the native freshwater prawn (*Macrobrachium acanthurus*)

Andy Villafuerte Mojica, Luis Héctor Hernández Hernández, Mario Alfredo Fernández Araiza y Omar Ángeles López

Laboratorio de Producción Acuícola, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, 54090. México
e-mail: luish3@yahoo.com

Villafuerte Mojica A., L. H. Hernández Hernández, M. A. Fernández Araiza y O. Ángeles López. 2016. Contribución al conocimiento de los requerimientos nutricionales del langostino nativo (*Macrobrachium acanthurus*). *Hidrobiológica* 26 (1): 15-22.

RESUMEN

Para contribuir al conocimiento de los requerimientos nutricionales del langostino nativo *Macrobrachium acanthurus* (Wigmann, 1836) se realizaron dos pruebas de alimentación. En la primera se determinó el efecto de tres dietas con diferentes fuentes de proteína y lípidos (harinas y aceites de pescado y de krill, harina de soya) en el crecimiento de las hembras (peso inicial de 4.2 ± 0.5 g) y en el tamaño, contenido de proteína y de lípidos en los huevos producidos. Después de un periodo de 40 días de alimentación, la harina y el aceite de krill mostraron un efecto positivo en la maduración sexual de las hembras de *M. acanthurus*, así como en el contenido de proteína y lípidos de los huevos. En la segunda prueba se determinó el requerimiento de proteína para los juveniles (peso inicial de 3.0 ± 0.2 g). Los organismos se alimentaron con dietas semi-purificadas con inclusiones de 25, 30, 35, 40, 45 y 50% de proteína cruda por un periodo de 80 días. Mediante el análisis de línea de rompimiento y en términos de la ganancia en peso, el requerimiento mínimo de proteína se estimó en 37.8%. La información obtenida en este trabajo permitirá el desarrollo de formulaciones de dietas para el cultivo comercial de *M. acanthurus*.

Palabras clave: Calidad de huevo, crecimiento, langostino, proteína, requerimientos.

ABSTRACT

To contribute to the knowledge of the nutrient requirements of freshwater prawn *Macrobrachium acanthurus* (Wigmann, 1836), two feeding trials were performed. During the first, we determined the effect of three diets with different sources of protein and lipids (meals and oils from fish and krill, soybean meal) on the growth of females (initial weight of 4.2 ± 0.5 g), and on the size and protein and lipid contents of the eggs produced. After 40 days of feeding, the krill meal and oil showed a positive effect on the sexual maturation of the females, as well as on the protein and lipid content of the eggs. In the second trial, we determined the protein requirement for juveniles (initial weight 3.0 ± 0.2 g), by feeding semi-purified diets to the organisms with 25, 30, 35, 40, 45, and 50% crude protein for a period of 80 days. By means of a broken-line analysis and in terms of weight gain, the minimum requirement of protein was estimated to be 37.8%. The information obtained in this study will allow diet formulations for the commercial culture of *M. acanthurus* to be developed.

Key words: Egg quality, freshwater prawn, growth, protein, requirements

INTRODUCCIÓN

Los langostinos (familia Palaemonidae) son los crustáceos más diversos dentro del orden Decápoda, tienen una amplia distribución geográfica, batimétrica y están representados por numerosas especies en los sistemas marinos, estuarinos y dulceacuícolas (Hernández-Sandoval, 2008). En México, se tienen registros de 104 especies de Palaemoni-

dos, que se distribuyen en ambos litorales (de los Santos-Romero *et al.*, 2006). En muchas regiones costeras del país, estos organismos representan un importante recurso para las comunidades, no solo desde el punto de vista comercial, sino desde un punto de vista nutricional y de subsistencia. En la zona del Golfo de México (estados de Tabasco y Veracruz), el camarón prieto *Macrobrachium acanthurus* (Wigmann, 1836) es sujeto a pesquerías artesanales durante los meses de mayo a

agosto. Sin embargo, desde algunos años, los volúmenes de pesca se han reducido y se requiere un mayor esfuerzo de captura (Hernández-Guzmán *et al.*, 1999). Los datos disponibles que indican la progresiva desaparición de poblaciones de esta especie a lo largo de los ríos de la zona, principalmente en las cuencas del Papaloapan y del Coatzacoalcos (García-Guerrero *et al.*, 2013). Esto se debe a dos factores principales: la sobrepesca y la contaminación de los ríos (Granados, 1984). Los meses de captura para *M. acanthurus* coinciden con la época de migración y reproducción (Mejía-Ortiz *et al.*, 2010). De igual forma las industrias y poblaciones asentadas en la zona litoral, descargan aguas de desecho directamente en los ríos y que aumentan la concentración de materia orgánica, afectando directamente la calidad del agua y por ende, a las especies presentes (Hernández-Guzmán *et al.*, 1999).

Como una opción para la conservación de esta especie se ha propuesto desarrollar su cultivo, con el objetivo de disminuir la presión de pesca sobre las poblaciones silvestres y al mismo tiempo crear fuentes de empleo para los pescadores de la zona (Dos Santos *et al.*, 2007). Sin embargo, la información disponible para *M. acanthurus* se encuentra dispersa, fraccionada o cubre aspectos muy específicos (de los Santos-Romero *et al.*, 2006; García-Guerrero *et al.*, 2013), por lo que se requiere desarrollar el conocimiento en diferentes áreas antes de poder pasar a la etapa de cultivo. Considerando que el éxito de un cultivo esta directamente ligado a una alimentación adecuada (Casas-Sánchez *et al.*, 1995), la investigación encaminada a determinar los requerimientos nutricionales es básica para el desarrollo de dietas balanceadas que permitan un cultivo más eficiente y económico. La información sobre requerimientos nutricionales de los crustáceos es bien conocida en los camarones de la familia Penaeidae (Akiyama *et al.*, 1992; Teshima *et al.*, 2001; NRC, 2011). Se han reportado los requerimientos nutricionales en el langostino malayo *M. rosenbergii* (DeMan, 1879) (D'Abramo, 1998; D'Abramo & New, 2000; Teshima *et al.*, 2006), pero la información en langostinos de México es escasa: Espinosa-Chaurand *et al.* (2011) indican que adultos de *M. tenellum* (Smith, 1871) requieren de 29% de inclusión de proteína y recientemente, Benítez-Mandujano & Ponce-Palafox (2014) reportaron que adultos de *M. carcinus* (Linnaeus, 1785) mostraron un mejor crecimiento y retención de proteína cuando se alimentaron con inclusiones de proteína de 40 y 45%. En relación a *M. acanthurus*, sólo algunos reportes manejan aspectos relacionados: Albertoni *et al.* (2003) sugieren que *M. acanthurus* es un organismo omnívoro, después de revisar el contenido estomacal de 102 ejemplares provenientes de una laguna costera. Debido a lo anterior, el presente trabajo tiene como objetivo contribuir al conocimiento de los requerimientos nutricionales de *M. acanthurus* determinando las necesidades de proteína en juveniles y como un primer paso en adultos, el efecto de diferentes fuentes de proteína y lípidos en el crecimiento de hembras maduras y en el tamaño de los organismos y contenido de proteína y lípidos en los huevos producidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de organismos. Los individuos de *M. acanthurus* se colectaron durante los meses de septiembre y diciembre de 2012 en tres puntos del río Coatzacoalcos, en las cercanías al Ejido de Madamitas, Municipio de Jesús Carranza, Veracruz, ubicado en la coordenadas 17°25'46" de LN y 94°51'09" de LO. Los organismos se colectaron mediante trampas tipo nasa utilizando una mezcla de calamar, pollo y coco como carnada. Las trampas se colocaron aproximadamente a las

18:00 h y se revisaron el día siguiente a las 08:00 h. Los organismos capturados se mantuvieron en tanques de polipropileno de 500 L hasta que fueron transportados hacia el Laboratorio de Producción Acuícola de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Los juveniles se aclimataron en acuarios de 250 L, provistos con filtración, aeración contantes y termostatos ajustados a una temperatura en 30 ± 1 °C, así como refugios de PVC para disminuir la agresión entre los individuos. Las hembras colectadas se mantuvieron individualmente en acuarios de 20 L. El periodo de aclimatación para los organismos fue de 2 semanas y durante las cuales, se alimentaron con calamar y camarón frescos hasta antes del inicio de los respectivos experimentos.

Dietas experimentales. Las formulaciones para las hembras se muestra en la Tabla 1. Se consideró un contenido mínimo de proteína y lípidos de 40% y 10%, respectivamente y de acuerdo a lo reportado previamente para *M. rosenbergii* (D'Abramo & New, 2000). Como fuentes de proteína se utilizaron harinas de pescado (Vimifos S.A. de C.V., Sonora, México), krill (AkerBioMarine AS, Oslo, Noruega) y soya (Nutricasa, S.A. de C.V., México). Como fuente de lípidos se utilizaron aceites de pescado (Drotasa, S.A. de C.V., México, México), de krill (AkerBioMarine AS, Oslo, Noruega), ácidos grasos poliinsaturados (AminoOmega, Brightwell Aquatics, Pensilvania, E.U.), lecitina de soya (Abastecedora de Productos Naturales, S.A. de C.V., Mérida, México) y colesterol (94%,

Tabla 1. Formulaciones y composición proximal de las dietas para hembras de *Macrobrachium acanthurus*.

Ingredientes (g/kg)	Tratamientos		
	Control	Control+HUFAs	Krill
Harina de pescado	250	250	150
Harina de Krill	0	0	150
Harina de soya	250	250	200
Aceite de hígado de bacalao	50	40	15
Aceite de Krill	0	0	25
Lecitina de soya	50	50	50
Colesterol	10	10	10
HUFAs	0	10	10
Dextrina	50	50	50
Mezcla de vitaminas ¹	20	20	20
Mezcla de minerales ²	50	50	50
Gluten	80	80	80
a-celulosa	190	190	190
Composición proximal³			
Proteína cruda	42	43	44
Lípidos	11	11	13
Cenizas	8	8	9
Humedad (%)	5	6	5

¹Mezcla de vitaminas (mg/100g): ácido p-aminobenzoico, 15.08; biotina, 0.63; inositol, 632; niacina, 63.2; pantotenato de Ca, 94.8; piridoxina HCl, 18.96; riboflavina, 12.64; tiamina HCl, 6.32; menadionina, 6.34; β-caroteno, 15.17; calciferol, 1.90; cianocobalamina, 0.13; L-ascorbil-2-fosfato trisodio, 55.11; ácido fólico, 1.26; cloruro de colina, 984.

²Mezcla de minerales (mg/100 g): K₂HPO₄, 1169; Ca₃(PO₄)₂, 1591; MgSO₄•7H₂O, 1778.5; NaH₂PO₄•H₂O, 461.5.

³% en base seca

Sigma-Aldrich Co., Missouri E.U.). La dextrina (Sigma-Aldrich Co., Missouri E.U.) se utilizó como fuente de carbohidratos y el gluten (gluten de trigo, Sigma-Aldrich Co., Missouri E.U.) como aglutinante. La mezcla de vitaminas y de minerales se prepararon de acuerdo a lo reportado por Teshima *et al.* (2006). Para llevar la dieta a 100% se utilizó α -celulosa (Sigma-Aldrich Co., Missouri E.U.).

Para la prueba de la determinación de los requerimientos de proteína, se utilizó una dieta base con 35% de proteína, reportada por Teshima *et al.* (2006) como el óptimo para juveniles del langostino malayo, *M. rosenbergii*. A partir de este valor, se formularon 6 dietas semipurificadas con contenidos de proteína de 25, 30, 35, 40, 45 y 50% (Tabla 2). Las dietas se mantuvieron isoenergéticas (410 Kcal/100g de dieta) modificando la inclusión de una mezcla de carbohidratos. Como fuente de proteína se utilizó caseína en polvo (95% proteína cruda, Hegard de México, México) y como carbohidratos una mezcla de dextrina, almidón, glucosa y sacarosa (2:3:7:13). Los demás ingredientes utilizados fueron similares a los mencionados previamente. Todas las dietas se prepararon mezclando los ingredientes en polvo en un batidora para cocina (Kitchen Aid, modelo KSM150PSMC) por 20 minutos. Posteriormente se agregaron los aceites y la mezcla se homogenizó de nuevo por 20 minutos, se agregó agua destilada a 100 °C, se homogenizó de nuevo y la masa resultante, se hizo pasar por un molino de carne para formar pellets de 5 mm de diámetro (Teshima *et al.*, 2001), los cuales se secaron a 60 °C hasta obtener un contenido de humedad aproximado de 10%. Por último, las dietas se almacenaron a -24 °C hasta su uso.

Pruebas de alimentación. La prueba de alimentación con las hembras se realizó en acuarios de 20 L, bajo las mismas condiciones reportadas durante la aclimatación. Se alimentaron a tres hembras (peso inicial de 4.2 ± 0.5 g; media \pm error estándar) con cada una de las dietas al 5% del peso corporal, dividido en dos raciones a las 09:00 y 18:00 h.

Las hembras se pesaron en una balanza analítica (Ohaus, Explorer Pro, precisión ± 0.001 g) cada 10 días y el tamaño de la porción se ajustó de acuerdo al peso ganado. El alimento no consumido y las heces fecales se removieron una vez al día, utilizando un sifón y recuperando el nivel con agua fresca sin cloro. Las hembras se alimentaron con las dietas formuladas por un periodo de 40 días. Al final del periodo, se pesaron y se colocaron en acuarios de 250 L para iniciar el proceso de reproducción, utilizando una proporción de 2 hembras por cada macho. Después de la inseminación, las hembras se colocaron de nuevo en los acuarios de 20 L hasta que desovaron. Los huevos obtenidos se colectaron, midieron (largo y ancho) y se congelaron a -24 °C hasta que se realizaron los análisis de contenido de proteína y lípidos.

Para la prueba con los juveniles, se utilizó un sistema de recirculación de 15 tanques de plástico de 50 L, equipado con un filtro mecánico y biológico de grava de río. En cada tanque se colocaron aleatoriamente 10 juveniles (peso inicial de 3.0 ± 0.2 g; media \pm error estándar). Cada dieta se ofreció por triplicado, al 7% de la biomasa total por cada tanque, dividida en dos porciones (09:00 y las 18:00 h). Los organismos se pesaron cada 14 días y la ración diaria se ajustó a los nuevos pesos registrados. La materia fecal y el alimento no consumido fueron removidos de los tanques por medio de sifoneo, treinta minutos después de cada alimentación. La prueba de alimentación tuvo una duración de 80 días y al finalizar, los organismos no se alimentaron por 24 h y después se pesaron para determinar el crecimiento. Cinco langostinos fueron utilizados para evaluar el consumo de oxígeno y la excreción de nitrógeno.

Durante ambas pruebas de alimentación, los parámetros de la calidad del agua fueron: oxígeno disuelto, 5.5 ± 1.0 mg L⁻¹ (promedio \pm desviación estándar); amonio y nitratos de 0.00 mg L⁻¹; pH de 7.9 a 8.4 y temperatura del agua de 28 ± 1 °C.

Tabla 2. Formulaciones y composición proximal de las dietas para juveniles de *Macrobrachium acanthurus*.

Ingredientes (g/100 g)	Tratamientos					
	P-25	P-30	P-35	P-40	P-45	P-50
Caseína	30.3	36.4	42.5	48.6	54.7	60.7
Mezcla de carbohidratos ¹	39.7	32.8	25.8	18.9	12	10.4
α -celulosa	6.3	7.1	7.9	8.8	9.6	10.4
Mezcla de vitaminas ²	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9
Mezcla de minerales ³	5	5	5	5	5	5
Otros ⁴	16.8	16.8	16.8	16.8	16.8	16.8
Composición proximal⁵						
Proteína cruda	24.9	31	34.9	41	44.9	50
Lípidos	10	10	10	10	10	10
Cenizas	3	3	4	3	3	3
Humedad (%)	5	6	6	5	5	6

¹Dextrina: α -almidón: glucosa: sacarosa (2:3:7:13)

²Mezcla de vitaminas (mg/100g): ácido *p*-aminobenzoico, 15.08; biotina, 0.63; inositol, 632; niacina, 63.2; pantotenato de Ca, 94.8; piridoxina HCl, 18.96; rivo flavina, 12.64; tiamina HCl, 6.32; menadionina, 6.34; β -caroteno, 15.17; calciferol, 1.90; cianocobalamina, 0.13; L-ascorbil-2-fosfato trisodio, 55.11; ácido fólico, 1.26; cloruro de colina, 984.

³Mezcla de minerales (mg/100 g): K₂HPO₄, 1169; Ca₃(PO₄)₂, 1591; MgSO₄•7H₂O, 1778.5; NaH₂PO₄•H₂O, 461.5.

⁴Otros ingredientes (g/100 g): glucosamina HCl, 0.8; Na citrato, 0.3; Na succinato, 0.3; Aceite de soya, 4.5; Aceite de pescado, 4.5; Colesterol, 1; dibutil-hidroxi tolueno, 0.1; Gluten, 5.

⁵% base seca

Consumo de oxígeno y excreción de nitrógeno. Los langostinos se mantuvieron sin alimento por un periodo de 24 horas previo a la prueba. Se utilizó un sistema de circulación cerrado, compuesto de frascos de 1 L conectados en serie por medio de mangueras de plástico. Los frascos se llenaron lentamente con agua y una vez completado el proceso, se cerró el flujo del agua. Se tomaron muestras para la determinar las concentraciones iniciales de O_2 y N_2 . Se colocó un organismo en cada frasco y se cerró herméticamente por un periodo de 30 min. Al finalizar este tiempo, los frascos se abrieron y se determinó la concentración de oxígeno disuelto y se tomaron las muestras para N_2 . El oxígeno disuelto se determinó utilizando un oxímetro (modelo 85, YSI Incorporated, OH, USA) y el consumo de oxígeno se calculó restando la concentración inicial a la concentración final. La excreción de nitrógeno (como NH_3-N) se determinó mediante el método de Nessler (Eaton *et al.*, 1995).

Análisis químicos. El contenido de proteína, cenizas y humedad se determinaron utilizando la técnica de la AOAC (1990), mientras que el contenido de lípidos se determinó mediante la técnica de Blight y Dyer (1959) utilizando cloroformo y metanol para la extracción.

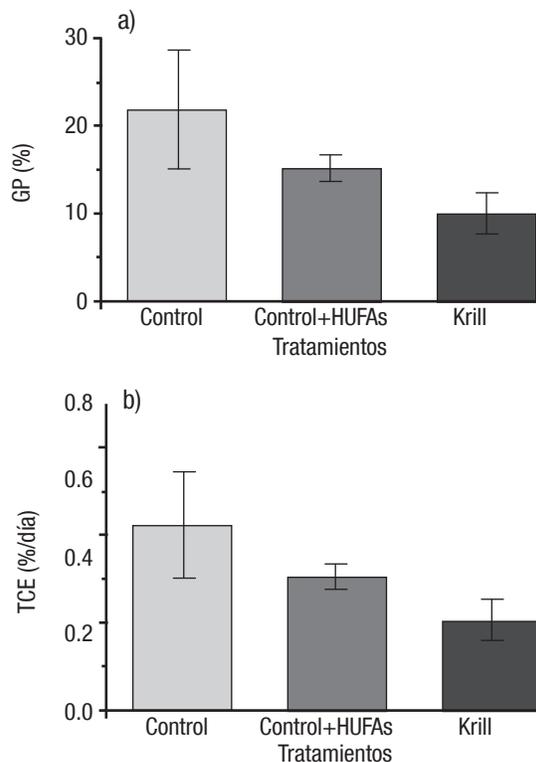
Análisis estadístico. Los datos de crecimiento (ganancia en peso, tasa de crecimiento específico, tasa de eficiencia de la dieta), consumo de oxígeno, excreción de nitrógeno, tamaño, contenido de proteína y lípidos de los huevos se analizaron para normalidad y homoscedasticidad con las pruebas W de Shapiro y Wilk, así como de Barlett, respectivamente (Zar, 1999). Los datos de supervivencia se transformaron mediante la función arcoseno antes de las pruebas mencionadas. Los datos que mostraron normalidad y homoscedasticidad, se trataron con un ANDEVA de una vía (Prism 6 for Mac OS X, GraphPad Software Inc., USA). Las diferencias significativas entre los tratamientos se evaluaron con una prueba de Fisher LSD (Zar, 1999) y la diferencias se determinaron con un error de 5% ($p < 0.05$) para cada grupo de comparaciones. El requerimiento de proteína en la dieta se estimó con el método de línea de rompimiento (Robbins *et al.*, 2006). Los análisis de regresión se realizaron con el software DeltaGraph for Mac v. 6 (Red Rock Software, Inc. USA).

RESULTADOS

El crecimiento registrado en las hembras se muestra en la Figura 1. Se observó que las hembras alimentadas con la dieta Control mostraron una ganancia en peso (GP) y tasas de crecimiento específico (TCE) mayores, aunque no se observaron diferencias significativas con respecto a los tratamientos Krill y Control+HUFA. Los valores más bajos de GP y TCE se observaron en las hembra alimentadas con la dieta Krill. Respecto a los huevos producidos, no se observaron diferencias significativas en el largo y ancho obtenidos entre tratamientos (Fig. 2a). El contenido de proteína fue significativamente ($p < 0.05$) mayor en los huevos producidos por las hembras alimentadas con la dieta de Krill, con respecto al observado en los huevos producidos por las hembras alimentadas con la dieta Control (Fig. 2b). El contenido de lípidos (Fig. 2c), registró una tendencia similar, con los valores mas altos observados en los huevos de las hembras alimentadas con Krill, sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos.

En la Tabla 3 se muestran los valores obtenidos en la prueba realizada con los juveniles. Se observó que la GP se incrementó conforme se incrementó el contenido de proteína hasta un nivel de 40% a partir del cual se observaron valores significativamente mas bajos. Una ten-

dencia similar se observó para los valores significativamente más bajos de TCE y de la tasa de eficiencia de la dieta (TED) en los organismos alimentados con las dietas con 45 y 50% de inclusión de proteína.



Figuras 1a-b. Ganancia en peso (GP) (a) y tasa de crecimiento específico (TCE) (b) de hembras de *M. acanthurus* alimentadas con tres diferentes dietas. Cada barra representan el promedio de tres repeticiones ± el error estándar. No se observaron diferencias significativas a este nivel ($p < 0.05$).

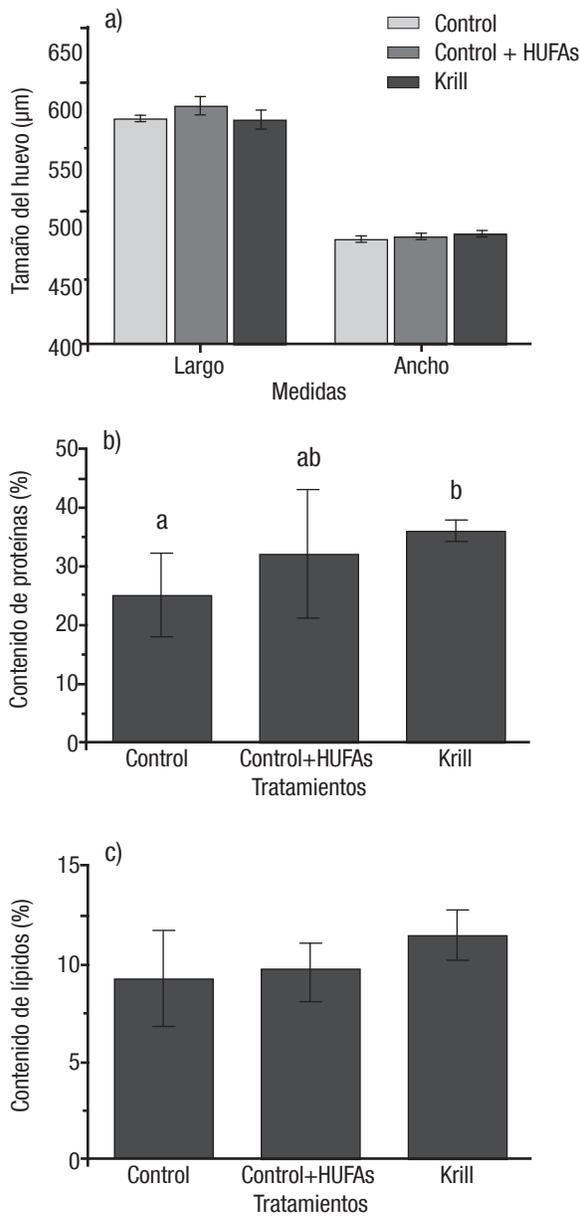
Tabla 3. Ganancia en peso (GP), tasa de crecimiento específico (TCE) y tasa de eficiencia de la dieta (TED) de juveniles de langostino *M. acanthurus* alimentados con diferentes niveles de proteína en dietas semi-purificadas. Los valores representan el promedio de tres repeticiones ± error estándar. Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Tratamientos	GP (%) ¹	TCE (%/día) ²	TED ³
P-25	13.9 ± 1.2a	0.17 ± 0.01a	0.06 ± 0.01a
P-30	21.4 ± 1.1b	0.26 ± 0.01b	0.20 ± 0.05b
P-35	26.6 ± 2bc	0.32 ± 0.02bc	0.31 ± 0.03c
P-40	30.6 ± 2.3c	0.38 ± 0.02c	0.22 ± 0.09b
P-45	21.0 ± 2.5b	0.26 ± 0.03b	0.21 ± 0.02b
P-50	23.3 ± 1.1b	0.29 ± 0.02b	0.21 ± 0.02b

¹GP = [(peso final - peso inicial) / peso inicial] x 100

²TCE = [(ln peso final - ln peso inicial) / 80] x 100

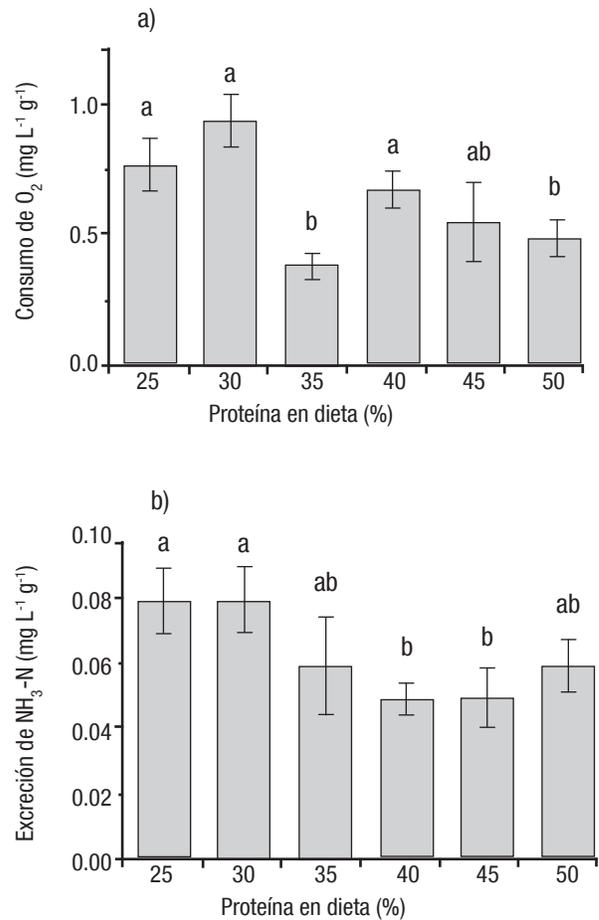
³TED = Ganancia en peso (g) / ingesta total de dieta (g materia seca)



Figuras 2a-c. Tamaño (a), contenido de proteína (b) y lípidos (c) de los huevos de hembras de *M. acanthurus* alimentadas con tres diferentes dietas. Cada barra representan el promedio de tres repeticiones \pm el error estándar. Letras diferentes en la gráfica indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

En la Figura 3a se muestra el consumo de oxígeno de los juveniles. Se observaron valores significativamente ($p < 0.05$) más bajos en los organismos alimentados con las dietas con 35 y 50% de proteína. Los valores mas altos se observaron en los juveniles alimentados con las dietas de 25 y 30% de proteína. En lo que respecta a la excreción de nitrógeno (expresado como $\text{NH}_3\text{-N}$) se observó una tendencia hacia valores cada vez mas bajos conforme se incrementó el contenido de proteína en la dieta, hasta un contenido de 40%. Los valores de excreción significativamente ($p < 0.05$) más altos se observaron en los grupos alimentados con las dietas con 25 y 30% de proteína.

En la Figura 4 se muestra el requerimiento mínimo de proteína en la dieta para *M. acanthurus*. La determinación se realizó en términos de la GP, mediante el análisis de línea de rompimiento. El requerimiento mínimo se estimó en 37.8%. Las ecuaciones de regresión utilizadas considerando la GP promedio fueron las siguientes: $y = 1.1x + 12.9$ ($r^2 = 0.98$) y $y = -0.7x + 57.8$ ($r^2 = 0.60$).



Figuras 3a-b. Consumo de oxígeno (a) y excreción de nitrógeno (b) de juveniles de langostino *M. acanthurus* alimentados con diferentes niveles de proteína en dietas semi-purificadas. Cada barra representa el promedio de cinco repeticiones \pm el error estándar. Letras diferentes en la gráfica indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

DISCUSIÓN

La alimentación juega un papel importante en los cultivos acuícolas, pues el aporte constante de nutrientes permite el desarrollo y crecimiento normales de los organismos durante el proceso de producción (Espinosa-Chaurand *et al.*, 2011). Así, la investigación sobre requerimientos nutricionales es básica para el desarrollo de dietas balanceadas. En el presente trabajo se reportan por primera vez la formulación de tres dietas balanceadas para hembras maduras de camarón prieto *M. acanthurus*, así como la inclusión de harina y aceite de krill para mejorar el contenido de proteína y lípidos de los huevos. Así mismo,

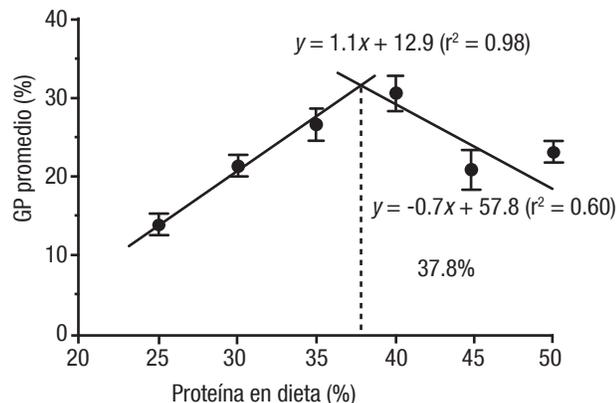


Figura 4. Relación entre la ganancia en peso de juveniles de *M. acanthurus* y diferentes niveles de proteína en la dieta. Cada punto representa el promedio de tres repeticiones \pm error estándar. El requerimiento mínimo de proteína derivado del análisis de línea de rompimiento en términos de la ganancia en peso es de 37.8%.

se reporta el requerimiento mínimo de inclusión de proteína de 37.8% para el estadio juvenil de esta especie.

Después de alimentar a las hembras de *M. acanthurus* durante 40 días, se observaron índices de crecimiento bajos comparados con los reportados para otros crustáceos de peso similar, como *Marsupenaeus japonicus* (Bate, 1888) (Teshima *et al.*, 2001), *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) (Hernández-Vergara *et al.*, 2003) y *M. rosenbergii* (Teshima *et al.*, 2006). Estos datos de crecimiento de las hembras de *M. acanthurus*, muestra que los nutrientes se utilizaron en la formación de huevo y no propiamente en el crecimiento. La maduración sexual y la reproducción son periodos demandantes en el ciclo de vida de los crustáceos, pues los nutrientes se redirigen del crecimiento somático hacia los procesos de maduración y producción de gónadas, particularmente en las hembras (NCR, 2011). Este fenómeno ha sido previamente reportado para otras especies de crustáceos silvestres y en cultivo (Harrison, 1990).

La calidad del huevo está influenciada grandemente por la nutrición de los reproductores, particularmente de las hembras (Rodríguez-González *et al.*, 2009), debido a que éstas requieren producir el vitelo que sostiene los requerimientos de nutrientes y energía durante el desarrollo embrionario (Subramoniam, 2011). Entre los parámetros utilizados para determinar la calidad se menciona el tamaño y el contenido de nutrientes (Rodríguez-González *et al.*, 2009). Las dietas utilizadas no tuvieron un efecto en el tamaño del huevo de *M. acanthurus* y los valores de largo y ancho de los organismos obtenidos fueron similares a los previamente reportados por Mejía-Ortíz *et al.* (2001) a partir de organismos silvestres colectados en el río Huitzilapan, Veracruz; así como de *M. tenellum* (García-Ulloa *et al.*, 2004) y de *M. carcinus* (Rólier & Wehrtmann, 2009), ambos producidos en condiciones de cautiverio. Por otro lado, las fuentes de proteína y lípidos en las dietas tuvieron un efecto en la composición proximal del huevo. Se observó una tendencia de valores más altos de proteína y lípidos en los huevos producidos por la hembras alimentadas con la dieta con inclusión de aceite y harina de krill, en comparación con las hembras alimentadas exclusivamente con

harina y aceite de pescado. Tradicionalmente se han utilizado insumos de pescado para las dietas de crustáceos en cultivo debido a sus perfiles de aminoácidos y ácidos grasos (NRC, 2011). Los productos de krill, principalmente la harina, se han utilizado como suplementos en las dietas de camarones peneidos juveniles para mejorar el crecimiento o incrementar el consumo de alimento (Williams *et al.*, 2005; Nunes *et al.*, 2011), pero hasta ahora no se habían utilizado como ingredientes en dietas para reproductores. Los datos obtenidos en este trabajo indican que la inclusión de productos de krill en las dietas para reproductores de *M. acanthurus* pueden tener un efecto positivo en la calidad del huevo, ya que aumenta la cantidad de lípidos y proteínas, principales compuestos de las lipoproteínas que conforman el vitelo (Harrison, 1990; Subramoniam, 2011).

Por lo general, los niveles óptimos de proteína en la dieta se han determinado mediante la interacción entre diferentes niveles de proteína en la dieta y su efecto en el crecimiento o la supervivencia (Teshima *et al.*, 2001). Con respecto a la prueba con juveniles, se observó una tendencia hacia valores crecientes en los índices de crecimiento (GP, TCE y TED) hasta un nivel de 40% de inclusión de la proteína, después del cual los valores disminuyeron. De acuerdo con el modelo de línea de rompimiento (Robbins *et al.*, 2006) y utilizando caseína como fuente de proteína única, el requerimiento mínimo en la dieta fué de 37.8%. Este valor es similar a los reportados para otras especies de crustáceos omnívoros como *M. acanthurus* (Albertoni *et al.*, 2003), tales como *M. rosenbergii* (36-40%; Teshima *et al.*, 2006) y *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) (40%; Chen, 1993) y mas baja que los de organismos carnívoros como *M. japonicus* (50%; Teshima *et al.*, 2001).

Los juveniles alimentados con el nivel de proteína de 35%, mostraron el menor consumo de oxígeno y de excreción de N. De acuerdo con Bureau *et al.* (2002), ambos parámetros pueden utilizarse para estimar la oxidación de la porción de la proteína en la dietas, indicando los valores bajos un mejor uso del contenido de proteína (menos excreción de N en forma de NH_3) y menos energía en su oxidación (menos consumo de oxígeno). Dicho valor de inclusión es cercano al valor obtenido con el modelo utilizando la GP.

La utilización de harina y aceite de krill mostró un efecto positivo en la maduración sexual de las hembras de *M. acanthurus*, así como en el contenido de proteína y lípidos de los huevos. Es necesario, sin embargo, determinar el efecto del aceite de krill en el perfil de ácidos grasos y en el contenido de carotenoides en el huevo, constituyentes importantes para la formación de lipoproteínas del vitelo. Se determinó que el requerimiento de proteína mínimo es de 37.8% para el estadio juvenil y con esta información, se posibilita desarrollar formulaciones para el cultivo de *M. acanthurus* y con ello permitir un crecimiento y desarrollo adecuados.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó con fondos del Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para Promover Grupos de Investigación (PAP-CA) convocatoria 2011-2012 de la FES Iztacala. Así mismo, los autores agradecen el apoyo financiero del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica de la DGAPA, UNAM, proyecto IN218313.

REFERENCIAS

- AKIYAMA, D. M., W. G. DOMINY & A. L. LAWRENCE. 1992. Penaeid shrimp nutrition. In: Fast A. W. & L. J. Lester (Eds.). *Marine shrimp culture: principles and practices*. Elsevier, The Netherlands. pp. 535-568.
- ALBERTONI, E. F., C. PALMA-SILVA & F. A. ESTEVES. 2003. Natural diet of three species of shrimp in a tropical coastal lagoon. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46: 395-403.
- Association of Official Analytical Chemists (AOAC). 1990. Official methods of analysis, 15th Ed. Association of Analytical Chemistry, Virginia, USA, pp. 69-78.
- BLIGH, E. G. & W. J. DYER. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology* 37: 911-917.
- BENÍTEZ-MANDUJANO, M. & J. T. PONCE-PALAFIX. 2014. Effects of different dietary of protein and lipid levels on the growth of freshwater prawns (*Macrobrachium carcinus*) broodstock. *Revista MVZ Córdoba* 19: 3921-3929.
- BUREAU, D. P., S. J. KAUSHIK & C. Y. CHO. 2002. Bioenergetics. In: Halver J. E. & R. W. Hardy (Eds.). *Fish nutrition*, 3rd Edition. Academic Press. San Diego, USA. pp. 1-59.
- CASAS-SÁNCHEZ, R., Y. VAILLARD-NAVA & A. D. RE-ARAUJO. 1995. Nutrición en juveniles del langostino *Macrobrachium carcinus* (Crustacea:Decapoda) con dietas de residuos vegetales y marinos. *Revista de Biología Tropical* 43: 251-256.
- Chen, H. Y. 1993. Recent advances in nutrition of *Penaeus monodon*. *Journal of the World Aquaculture Society* 24: 231-240.
- EATON, A. E., L. S. CLESCERL & A. E. GREENBERG. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17th ed. American Public Health Association. Washington, D.C., U.S.A.
- D'ABRAMO, L. R. 1998. Nutritional requirements of freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii*: comparisons with species of penaeid shrimp. *Reviews in Fisheries Science* 6: 153-163.
- D'ABRAMO, L. R. & M. B. NEW. 2000. Nutrition, feeds and feeding. In: New, M. B. & W. C. Valenti (Eds.). *Freshwater prawn culture, the farming of Macrobrachium rosenbergii*. Blackwell Science, Oxford, England, pp. 203-220.
- DE LOS SANTOS-ROMERO, R., M. E. SILVA-RIVERA & J. RUIZ-VEGA. 2006. Distribución, producción biológica y aprovechamiento de especies de la familia Palaemonidae en los humedales de Colotepec, Oaxaca, México. *Naturaleza y Desarrollo* 4: 5-18.
- DOS SANTOS, E. P., L. A. L. GONÇALVES, P. M. MORALES DA SILVA & C. E. DE SOUZA. 2007. Influência de diferentes dietas na sobrevivência larval do camarão de água doce *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758). *Acta Scientiarum Biological Science* 29: 121-124.
- ESPINOSA-CHAURAND, L. D., M. A. VARGAS-CEBALLOS, M. GUZMÁN-ARROTO, H. NO-LASCO-SORIA, O. CARRILLO-FÁRNES, O. CHONG-CARRILLO & F. VEGA-VILLASANTE. 2011. Biología y cultivo de *Macrobrachium tenellum*: estado del arte. *Hidrobiológica* 21: 99-117.
- GARCÍA-GUERRERO, M. U., F. BECERRIL-MORALES, F. VEGA-VILLASANTE & L. D. ESPINOSA-CHAURAND, 2013. Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41: 651-675.
- GARCÍA-ULLOA, M., H. RODRÍGUEZ & T. OGURA. 2004. Calidad del huevecillo de dos especies de langostino (Palemonidae) del género *Macrobrachium* (*M. rosenbergii*, De Man 1879, y *M. tenellum*, Smith, 1871) variando la dieta de los reproductores: índices morfométricos. *Avances en Investigación Agropecuaria* 8: 17-27.
- GRANADOS, B. A. A. 1984. Biología, ecología y pesquerías de los langostinos de México. *Universidad y Ciencia* 1: 1-5.
- HARRISON, K. E. 1990. The role of nutrition in maturation, reproduction and embryonic development of decapod crustaceans: a review. *Journal of Shellfish Research* 9: 1-28.
- HERNÁNDEZ-GUZMÁN, M. A., J. CRUZ-HERNÁNDEZ, L. M. MEJÍA-ORTÍZ, P. ORTEGA & J. A. VICCON-PALE, J. A. 1999. Relative abundance and growth of *Macrobrachium heterochirus* between 1983-84 and 1996-97, Huitzilapan river basin, Veracruz, Mexico. In: F. R. Schram, J. C. Von Vaupel Klein (Eds.). *The biodiversity crisis and Crustacea, Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress* 2: 739-749.
- HERNÁNDEZ-SANDOVAL, P. 2008. Efecto de la temperatura en el crecimiento y sobrevivencia del langostino *Macrobrachium tenellum* y del aco-cil *Cherax quadricarinatus*. Tesis de maestría. CIDIIR-IPN. Sinaloa, México, 60 p.
- HERNÁNDEZ-VERGARA, M. P., D. B. ROUSE, M.A. OLVERA-NOVOA & D.A. DAVIS. 2003. Effects of dietary lipid level and source on growth and proximate composition of juveniles redclaw (*Cherax quadricarinatus*) reared under semi-intensive culture conditions. *Aquaculture* 223: 107-115.
- MEJÍA-ORTÍZ, L. M., F. ÁLVAREZ, R. ROMÁN & J. A. VICCON-PALE. 2001. Fecundity and distribution of freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* in the Huitzilapan River, Veracruz, Mexico. *Crustaceana* 74: 69-77.
- MEJÍA-ORTÍZ, L. M., R. G. HARTNOLL & M. LÓPEZ-MEJÍA. 2010. The abbreviated larval development of *Macrobrachium totonacum* Mejía, Álvarez & Hartnoll, 2003 (Decapoda, Palaemonidae), reared in the laboratory. *Crustaceana*. 83: 1-16.
- National Research Council (NRC). 2011. *Nutrient requirements of fish and shrimps*. The National Academic Press. Washington DC, USA. 376 p.
- NUNES, A. J. P., M. V. C. SÁ & H. SABRY-NETO. 2011. Growth performance of the white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, fed on practical diets with increasing levels of the Antarctic krill meal, *Euphasia superba*,

- reared in clear- versus green-water culture tanks. *Aquaculture Nutrition* 17: e511-e520.
- ROBBINS, K. R., A. M. SAXTON & L. L. SOUTHERN. 2006. Estimation of nutrient requirements using broken-line regression analysis. *Journal of Animal Science* 84: E155-E165.
- RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, H., H. VILLARREAL, M. GARCÍA-ULLOA & A. HERNÁNDEZ-LLAMAS. 2009. Dietary lipid requirements for optimal egg quality of redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 40: 531-539.
- RÓLIER, L. L. & I. S. WEHRTMANN. 2009. Reproductive biology of the freshwater shrimp *Macrobrachium carcinus* (L.) (Decapoda: Palaemonidae) from Costa Rica, Central America. *Journal of Crustacean Biology* 29: 343-349.
- SUBRAMONIAM, T. 2011. Mechanisms and control of vitellogenesis in crustaceans. *Fisheries Science* 77: 1-21.
- TESHIMA, S. I., S. KOSHIO, M. ISHIKAWA & A. KANAZAWA. 2001. Protein requirement of the prawn *Marsupenaeus japonicus* estimated by a factorial method. *Hydrobiologia* 449: 293-300.
- TESHIMA, S. I., S. KOSHIO, M. ISHIKAWA, M. S. ALAM & L. H. H. HERNÁNDEZ. 2006. Protein requirements of the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* evaluated by the factorial method. *Journal of the World Aquaculture Society* 37: 145-153.
- WILLIAMS, K. C., D. M. SMITH, M. C. BARCLAY, S. J. TABRETT & G. RIDING. 2005. Evidence of a growth factor in some crustacean-based feed ingredients in diets for the giant tiger shrimp *Penaeus monodon*. *Aquaculture* 250: 377-390.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th Ed. Prentice Hall. New Jersey, USA. 663 p.

Recibido: 14 de octubre de 2014.

Aceptado: 09 de septiembre de 2015.

Variabilidad espacial de la captura ribereña de camarón en el Sistema Lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México

Spatial variability of artisanal shrimp catch in the Mar Muerto Lagoon System, Oaxaca-Chiapas, Mexico

Pedro Cervantes-Hernández¹, Mario Alejandro Gómez-Ponce², Araceli Puentes-Salazar*, Uriel Castrejón-Rodríguez** y María Isabel Gallardo-Berumen³

¹Universidad del Mar, campus Puerto Ángel, Instituto de Recursos. Carretera a Zipolite, Ciudad Universitaria s/n, Distrito de San Pedro Pochutla A. P. 47, C.P. 70902 Puerto Ángel, Oaxaca, México

²Unidad de Servicio el Carmen, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Km. 9.5 Carretera Carmen Puerto Real. C.P. 24157, Ciudad del Carmen, Campeche, México

³Laboratorio de Microalgas, Centro Regional de Investigación Pesquera (CRIP). Playa ventanas s/n, carretera Manzanillo a Campos, C.P. 28200, Manzanillo, Colima, México

*Alumno adscrito al posgrado de Ecología Marina, Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México

**Egresado de la licenciatura en Ing. en Acuicultura, Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México
e-mail: pch@angel.umar.mx

Cervantes-Hernández, P., M. A. Gómez-Ponce, A. Puentes-Salazar, U. Castrejón-Rodríguez y M. I. Gallardo-Berumen. 2016. Variabilidad espacial de la captura ribereña de camarón en el Sistema Lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. *Hidrobiológica* 26 (1): 23-34.

RESUMEN

El Sistema lagunar Mar Muerto se dividió en tres zonas (A, B y C). La variación espacial de la captura ribereña de camarón (Ct), se explicó con la disposición espacial de los sedimentos (DES). En las zonas A y B, los lodos fueron dominantes sobre las arenas y en la zona C, las arenas dominaron sobre los lodos. La Ct fue mayor en la zona B y menor en la sección limítrofe entre las zonas B y C. La Ct fue baja en el resto de la zona C y también en la zona A. De acuerdo con los antecedentes, la zona A es la más interna, con variaciones extremas en la temperatura superficial del agua (TSA) y la salinidad (S). La zona C recibe constantemente la influencia marina del Golfo de Tehuantepec y tiene una menor variación en la TSA y la S. En la zona B incide una mayor descarga fluvial, con variaciones estacional en la TSA y la S. La DES no fue la única variable que incidió sobre la variación espacial de la Ct. En la zona B, la mayor Ct se explicó con la presencia dominante de los lodos; pero sus cambios de magnitud resultaron estar en relación con las variaciones estacionales de la TSA y la S. Aunque en la zona A los lodos fueron dominantes, la Ct fue muy baja, debido a las variaciones extremas en la TSA y la S. En el resto de la zona C la Ct también fue baja, debido a la dominancia y persistencia de las arenas.

Palabras claves: Camarón, captura, Golfo de Tehuantepec, Mar Muerto, sedimentos.

ABSTRACT

The Mar Muerto Lagoon System was divided into three sectors (A, B, and C). Spatial variability of artisanal shrimp catch (Ct) can be mostly explained with a spatial layout of sediments (SLS). Mud was dominant on sand in the A and B sectors, and sand was dominant on mud in the C sector. Higher Ct was recorded in the B sector, while in the border area between the B and C sectors, the Ct was low. The Ct was lower in the rest of the C sector and in the A sector. According to available literature, the A sector is the innermost sector with extreme variations in water surface temperature (WST) and salinity (S). The C sector constantly receives the marine influence of the Gulf of Tehuantepec, with low variations in WST and S. The B sector is reported to have an intense river discharge with higher seasonal variations in WST and S. The SLS was not the only variable that influenced spatial variation of the Ct. In the B sector, higher Ct could be explained with dominance and persistence of mud, and magnitude changes were related to seasonal variations in WST and S. Although mud was dominant in the A sector, the Ct was lower, due to extreme variations in WST and S. In the rest of the C sector the Ct was lower, due to dominance and persistence of sand.

Key words: Catch, Gulf of Tehuantepec, Mar Muerto, sediments, Shrimp.

INTRODUCCIÓN

En la costa sur del Pacífico Tropical mexicano, entre Punta Chipehua, próxima a la ciudad de Salina Cruz, Oaxaca, México (16°01'31.39" N y 95°22'24.56" O) y Puerto Chiapas, Chiapas, México (14°40'55.81" N y 92°23'44.13" O), se localiza el Golfo de Tehuantepec (Cervantes-Hernández, 2008), donde se sitúa la zona marina 90 de pesca (subdividida en cinco sub-zonas de la S-91 a la S-95) (Fig. 1). En todas las sub-zonas, así como en los sistemas lagunares: (a) Huave, (b) Mar Muerto, (c) Cabeza de Toro-La Joya Buenavista, (d) Los Patos-Sólo Dios (e) Carretas-Pereyra y (f) Chantuto-Panza Cola (Fig. 1), se registra una alta actividad pesquera de altamar y ribereña, orientada a la explotación del recurso camarón (Cervantes-Hernández *et al.*, 2006; 2008a; 2010; 2012). Las especies de camarón que principalmente son explotadas son: (a) el "café" o *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) y (b) el "blanco" o *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) (Cervantes-Hernández *et al.*, 2008a).

El Sistema Lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México (SL-MM), se localiza en la sub-zona S-92, entre los 15° 57' 47.2"-16° 18' 36.02' N y 93° 48' 12.05"-94° 27' 05.95" O (Fig. 1). En la región oaxaqueña, que incluye también al Sistema Lagunar Huave, Oaxaca, México (SL-H), la pesca ribereña del recurso camarón y escama se rige mediante el sistema de "Usos y Costumbres", caracterizado por un alto sentido de lapertenencia étnica (Toledo, 1994; Millán, 2003) y una reacia resistencia a intromisiones externas (Espinoza-Tenorio *et al.*, 2011). Lo

anterior ha retrasado por décadas la presencia y el desempeño del Gobierno Oaxaqueño, así como también la intervención académica. Por esta razón, a la fecha, no se ha podido consolidar un ordenamiento que permita mejorar la disponibilidad de los recursos ribereños (camarón y peces) aún disponibles en los SL-MM y SL-H.

En los sistemas lagunares antes mencionados, el ordenamiento de la pesca ribereña de camarón se ha planificado históricamente considerando aspectos socioeconómicos y culturales (Anónimo, 1998); porque nunca antes para los SL-MM y SL-H, se habían estimado indicadores poblacionales para la captura ribereña, ni analizado la disposición geográfica de los sedimentos internos. El objetivo de este trabajo fue localizar y delimitar geográficamente, las zonas lagunares que persistentemente, al interior del SL-MM, presentan los mayores y menores niveles de captura ribereña de "juveniles" de *F. californiensis* y *L. vannamei*. Para realizar lo anterior, inicialmente se corroboró el tipo de distribución ecológica que estas poblaciones tienen al interior del SL-MM (aleatoria o agregada). Los resultados del análisis anterior, se fueron explicados haciendo énfasis en la disposición geográfica de los sedimentos internos; pero adicionalmente, se tomó en cuenta la variación hidrológica documentada para el SL-MM (Tapia-García *et al.* 2011; Castrejón-Rodríguez, 2014), referente a la temperatura superficial del agua (TSA en °C) y la salinidad (S en UPS). Las conclusiones obtenidas, estuvieron encaminadas a explicar el potencial y las oportunidades actuales del SL-MM, respecto al desarrollo de proyectos productivos en pesca, acuícolas y de conservación.

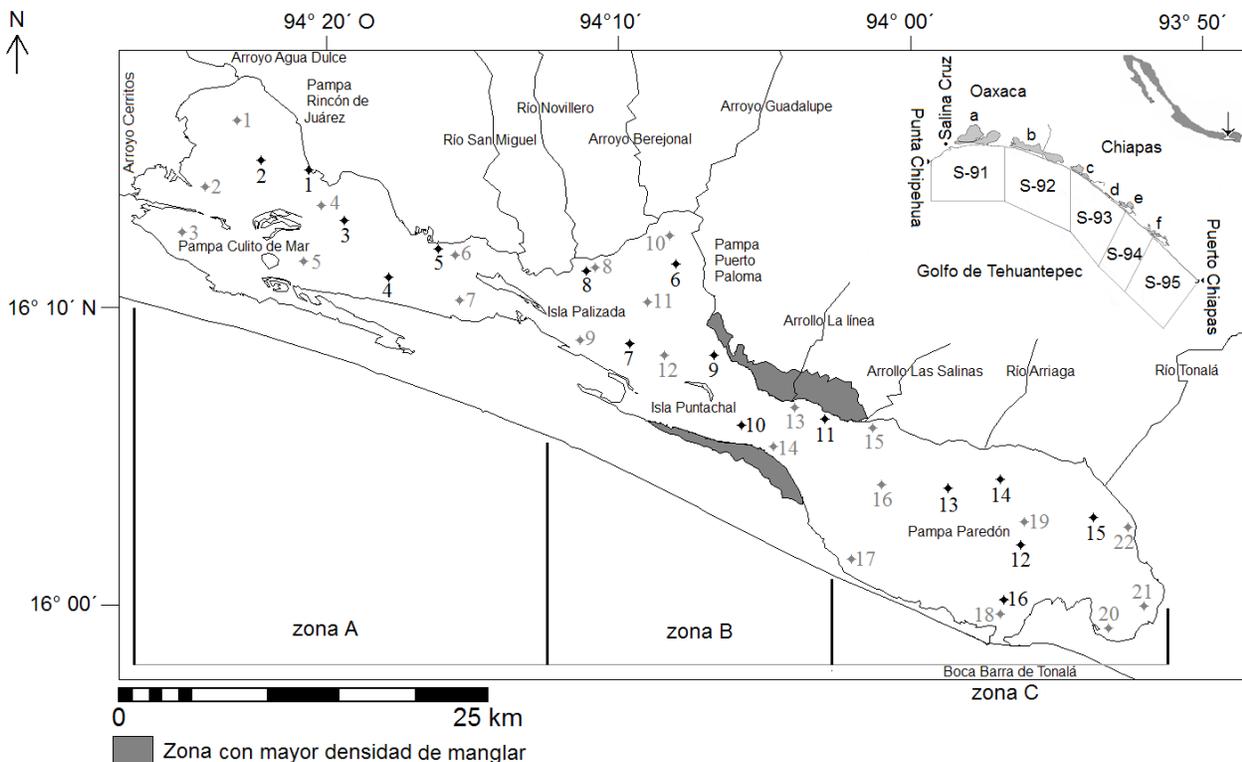


Figura 1. Localización geográfica del Sistema Lagunar Mar Muerto (SL-MM), Oaxaca-Chiapas, México. Los puntos negros corresponden a las estaciones de muestreos para la captura ribereña de camarón; mientras que, los puntos grises designan a las estaciones de recolección para los sedimentos. Cuadro superior derecho, localización geográfica de la zona marina 90 de pesca en el Golfo de Tehuantepec. Los sistemas lagunares son: (a) Huave, (b) Mar Muerto, (c) Cabeza de Toro-La Joya Buenavista, (d) Los Patos-Sólo Dios, (e) Carretas-Pereyra, (f) Chantuto-Panza Cola.

MATERIAL Y MÉTODOS

En 16 estaciones georreferidas a lo largo del SL-MM (Fig. 1), el Centro Regional de Investigación Pesquera de Salina Cruz, Oaxaca, México (CRIP-SC), realizó mensualmente, en un rango aproximado de profundidad entre 1 y 6 m, muestreos para la captura ribereña de camarón (Kg), entre el 12 de mayo 2005 y el 16 de febrero 2006 (excepto, noviembre 2005) (Tabla 1). La captura se obtuvo mediante tres lances, utilizando atarrayas de monofilamento con un grosor de hilo de 0.1 mm, 1.5 m de diámetro y con luz de malla de 20.0 mm. Para realizar el trabajo de

campo, que fue entre las 8:00 y 14:30 horas, se utilizó una lancha de fibra de vidrio modelo W-25 con 7.61 m de eslora, capacidad de carga de 1,200 kg y motor YAMAHA de 60 Hp (14.1 kw). Posterior a las faenas de captura, los ejemplares capturados se identificaron a nivel de especie con las claves taxonómicas de Hendrickx (1995).

Para el mismo rango de profundidad antes mencionado, el 12 de noviembre 2004 el CRIP-SC realizó en 22 estaciones georreferidas a lo largo del SL-MM (Fig. 1), la recolección de 5 Kg de sedimento. Todas las muestras se enviaron al Laboratorio de Sedimentología CRIP-SL y éstas

Tabla 1. Registros mensuales para la captura ribereña de camarón (Kg) en distintas zonas del Sistema Lagunar Mar Muerto (SL-MM), Oaxaca-Chiapas, México, del 12 de mayo 2005 al 16 de febrero 2006 (excepto, noviembre 2005). Norte (N), oeste (O), especie (sp.), *F. californiensis* (F), *L. vannamei* (L), captura ribereña total para F (C_F), captura ribereña total para L (C_L). Los *j* meses para los que no se obtuvieron registros de captura en las *i* estaciones, están indicados con el símbolo (*)

Zona	<i>i</i>	Latitud	Longitud	<i>j</i> sp.	05 2005	06 2005	07 2005	08 2005	09 2005	10 2005	12 2005	01 2006	02 2006	C_F C_L
A	1	16°14'33.63" N	94°20'34.84" O	F	*	*	11	*	1	*	*	*	1	13
				L	*	*	4	*	*	*	1	*	*	5
	2	16°14'57.01" N	94°22'12.11" O	F	*	45	5	*	1	*	*	*	1	52
				L	*	*	5	*	*	*	*	*	*	5
	3	16°13'00.31" N	94°19'15.18" O	F	*	46	*	*	13	*	29	4	13	105
				L	1	*	1	*	*	*	1	*	3	
	4	16°11'00.86" N	94°17'46.33" O	F	*	*	*	3	*	3	31	6	*	43
				L	12	*	2	*	*	1	*	*	15	
	5	16°11'38.50" N	94°16'16.27" O	F	*	13	5	4	*	10	2	2	4	40
				L	5	4	*	*	*	*	*	*	2	11
B	6	16°11'30.40" N	94°07'59.49" O	F	*	4	5	1	7	9	3	*	*	29
				L	*	*	*	*	*	*	*	1	*	1
	7	16°11'22.85" N	94°11'02.33" O	F	*	24	7	11	*	6	24	3	3	78
				L	*	*	3	*	*	61	*	*	64	
	8	16°08'54.98" N	94°09'31.16" O	F	*	31	3	*	3	*	2	6	3	48
				L	10	*	*	*	*	*	*	*	10	
	9	16°08'29.71" N	94°06'39.45" O	F	*	22	22	*	5	1	2	13	*	65
				L	67	*	22	*	*	*	3	*	*	92
	10	16°06'08.20" N	94°05'37.73" O	F	*	49	30	4	*	*	66	21	233	403
				L	*	*	*	*	*	3	7	*	4	14
C	11	16°06'22.12" N	94°02'53.05" O	F	*	20	29	55	8	6	13	14	*	145
				L	*	*	16	*	1	*	20	*	*	37
	12	16°02'15.23" N	94°56'16.15" O	F	*	7	4	5	8	18	4	13	7	66
				L	4	*	5	*	*	*	*	*	9	
	13	16°04'05.85" N	93°58'39.60" O	F	*	7	11	*	11	*	*	13	*	42
				L	2	*	*	*	31	*	*	1	*	34
	14	16°04'23.81" N	93°56'49.11" O	F	*	18	8	30	11	5	*	*	*	72
				L	1	*	*	*	*	*	*	27	*	28
	15	16°03'08.24" N	93°53'41.47" O	F	*	*	*	11	5	2	3	19	*	40
				L	7	*	*	*	*	*	*	*	*	7
	16	16°00'19.46" N	93°56'38.93" O	F	*	5	17	7	43	*	4	16	*	92
				L	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0

fueron procesadas, utilizando tamices de malla cuadrada de la serie ASTM (del No 8 al No 230). Con base en la clasificación granulométrica de Folk (1969), los responsables analistas del CRIP-SL reportaron a lo largo del SL-MM, según el diámetro del grano: arenas (de 0.06 a 2 mm), lodos (de 0.002 a 0.06 mm) y mayormente, la mezcla de arenas y lodos (Tabla 2). Debido a procesos burocráticos de confidencialidad, resultó imposible adquirir los registros numéricos del peso para los sedimentos clasificados en las 22 estaciones de recolección (Fig. 1); y en su lugar, el CRIP-SC únicamente proporcionó una base de datos georreferida, con 22 registros cualitativos para la presencia observada de arenas (Ar), lodos (Lo) y arenas-lodos (ArLo) (Tabla 2).

Tanto la captura ribereña de camarón, como los registros cualitativos del tipo de sedimento se analizaron en el Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica de la Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México. El análisis se realizó de la siguiente manera:

Análisis de la captura. La tabla 1 corresponde a un arreglo matricial en donde para 16 estaciones georreferidas (i) y nueve fechas de muestreo (j), se muestran en cada interacción (i, j), los registros de la captura ribereña para *F. californiensis* (F) y *L. vannamei* (L). Para cada i , la información contenida en j se adicionó para estimar la captura total ribereña por especie (C) y con ello, se estructuraron las correspondientes matrices (C_F) y (C_L) (Tabla 1). Para cada una de estas matrices, se estimaron la media (\bar{Y}) y la varianza (S^2); y posteriormente, ambos estimadores estadísticos se incluyeron por separado en la función probabilística Binomial Negativa (Ludwig & Reynolds, 1988). Con base en lo anterior y para cada población de camarón, se evaluó la pertinencia de la distribución ecológica agregada. Para validar lo anterior, se utilizó la función probabilística de ji-cuadrada (X^2 , grados de libertad N-3, N es el número total de registros de la captura ribereña, separada por especie de camarón (Zar, 1999) y se infirió acerca de las siguientes hipótesis estadísticas:

H_0 : $S^2 = \bar{Y}$. Al interior del SL-MM, *F. californiensis* y/o *L. vannamei* evidenciaron una distribución ecológica aleatoria.

H_a : $S^2 > \bar{Y}$. Al interior del SL-MM, *F. californiensis* y/o *L. vannamei* evidenciaron una distribución ecológica agregada.

Para los casos en los que la hipótesis H_a fuese rechazada, la validez estadística de la hipótesis H_0 se corroboró con la función probabilística Poisson (Krebs, 1999), incluyendo por separado, los correspondientes valores de \bar{Y} y S^2 de las matrices C_F y C_L .

Todos los registros mensuales de la captura ribereña para *F. californiensis* y *L. vannamei* (excepto los inscritos en las matrices C_F y C_L) (Tabla 1), se transformaron a valores probabilísticos de captura o P(c), cuyo rango de variación fue entre cero y uno. Para realizar la transformación, se utilizó la función probabilística ligada a la hipótesis aceptada (Binomial Negativa o Poisson). La transformación fue necesaria para reducir el amplio rango de variación en los registros de la captura ribereña original (de uno a 233 kg para *F. californiensis* y de uno a 61 kg para *L. vannamei*) (Tabla 1); y para facilitar con ello, su posterior interpolación geográfica. Todo lo anterior, se realizó con el programa computacional, Microsoft Office Excel® versión 2007.

Análisis del sedimento. La tabla 2 corresponde a un arreglo matricial en donde para 22 estaciones georreferidas (i) y una fecha de muestreo (j), se muestran en cada interacción (i, j), los registros cualitativos del tipo de sedimento (Ar, Lo y ArLo). Debido a que no se pudo disponer

de los registros numéricos del peso para los sedimentos clasificados en cada i , fue imposible validar la fracción dominante, especialmente en los casos para los que ArLo se reportó. Para resolver esto último y adicionalmente, para validar en cada i la presencia separada de Ar y Lo, se estructuró un modelo de clasificación cualitativa neuronal (MCN) (Haykin, 1999). Con base en lo anterior, fueron simulados registros numéricos de probabilidad esperada para la presencia de Ar y Lo; definidos aquí respectivamente, como P(Ar) y P(Lo) (Tabla 2). Finalmente, estos valores se utilizaron para subsanar a los registros numéricos del peso no proporcionados.

Para estructurar el MCN, se utilizaron como señales de entrada, todos los registros cualitativos del tipo de sedimento (Tabla 2) y mediante la implementación de tres capas de aprendizaje, fueron simulados para cada i dos resultados, estos fueron P(Ar) y P(Lo). Mediante la comparación de ambas magnitudes probabilísticas, se validó en cada i la presencia separada de Ar y Lo, seleccionando de entre éstas a la que resultó con mayor magnitud (Tabla 2); lo mismo se aplicó, en los casos para los que ArLo se reportó (Tabla 2).

Análisis geoestadístico. Para continuar con el análisis poblacional, se crearon dos raster de tipo valor-punto, el primero se asignó a *F. californiensis* (raster A) y el segundo, correspondió a *L. vannamei* (raster B). Cada uno de los raster fue dividido en nueve capas temáticas (las j fechas de muestreo) (Tabla 1); y en cada una de éstas, se incluyó y asignó para cada i , el correspondiente valor estimado de P(c).

Para el caso específico de los sedimentos, se crearon dos raster de tipo valor-punto, el primero se definió como la capa temática Ar (raster C) y el segundo, como la capa temática Lo (raster D). En cada uno de éstos, se incluyó y asignó para cada i , las respectivas probabilidades esperadas de P(Ar) o P(Lo) (Tabla 2). Todo lo anterior se realizó con el programa computacional Integrated Land and Water Information System® versión 3.3. (ILWIS por sus siglas en inglés).

Se utilizó la técnica de "Promedio Móvil" para simular y completar en los raster A, B, C y D, la información espacial no incluida entre las i estaciones georreferidas. De acuerdo con Uriel (1995), el promedio móvil aplicado a cada capa temática (entradas), generó para cada una de éstas, un raster interpolado de medias ponderadas (salidas). En ILWIS, la media ponderada fue estimada con:

$$R_j = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{D \cdot W_i} - 1 \cdot C_i \right)}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Donde:

R es el raster de salida de medias ponderadas para la capa temática j ,

C son los n registros temáticos j que fueron inscritos en cada i estación,

W es el peso estimado de los n registros temáticos j en cada i estación,

D es la distancia inversa Euclidiana entre los n registros temáticos j en cada i , estación, para realizar el interpolado por el vecino ponderado.

Las nueve capas temáticas interpoladas incluidas en los raster A y B, se introdujeron separadamente al ILWIS, para aplicar la técnica

de análisis de componentes principales (ACP) (Hair *et al.*, 1999). Con el ACP, se obtuvieron nueve imágenes regionalizadas de P(c) para *F. californiensis* y *L. vannamei* (componentes principales), pero sólo una de éstas fue seleccionada para representar en cada caso, la regionalización final de P(c). La selección de los componentes principales más significativos, estuvo en función del eigen-valor que cada uno de éstos generó. Hair *et al.* (1999) indicó que los eigen-valores más significativos deben ser ≥ 1.0 .

Los dos componentes principales así seleccionados, se utilizaron para representar cartográficamente, al interior del SL-MM, la distribución ecológica de *F. californiensis* y *L. vannamei*. Con los resultados de la regionalización, se localizaron y delimitaron geográficamente, las zonas lagunares que persistentemente, entre el 12 de mayo 2005 y el 16 de febrero 2006, presentaron mayores y menores valores de P(c). Lo anterior se utilizó como una guía, para explicar la variación espacial en los niveles de la captura ribereña de *F. californiensis* y *L. vannamei*.

Las capas temáticas interpoladas correspondientes a los raster C y D, se utilizaron directamente para representar cartográficamente (sin

aplicar el ACP), al interior del SL-MM, la disposición geográfica del tipo de sedimento durante el 12 de noviembre 2004. El ACP no se aplicó, porque la información del tipo de sedimento fue obtenida para una única fecha de recolección.

Para describir la distribución ecológica de *F. californiensis* y *L. vannamei*, con relación a la disposición geográfica de los sedimentos en el SL-MM; se tomó en cuenta en apego a Tapia-García *et al.* (2011), dividir el SL-MM en tres zonas (zona A, zona B y zona C) (Fig. 1). La zona "A" fue delimitada desde la franja costera interna (frente a las Pampas Rincón de Juárez y Culito de Mar) hasta la Isla Palizada (longitud aproximada 23.98 Km) (Fig. 1). La zona "B" fue delimitada entre el final de la Isla Palizada y el Arroyo La Línea (longitud aproximada 23.98 Km) (Fig. 1). La zona "C" fue delimitada desde El Arroyo La Línea hasta la Boca de Tonalá en Pampa Paredón (longitud aproximada 14.01 Km) (Fig. 1).

Finalmente y a nivel del SL-MM (sin considerar zonas), se realizó un análisis de correlación múltiple entre los valores de C_F , C_L , P(Ar) y P(Lo) (Tablas 1-2).

Tabla 2. Registros cualitativos observados (obs.) del tipo de sedimento en el SL-MM, con fecha del 12 de noviembre 2004. Norte (N), oeste (O), arenas (Ar), lodos (Lo) y arenas-lodos (ArLo). Para validar en la *i* estaciones la presencia esperada (esp.) de Ar y Lo, comparar la magnitud de los registros numéricos estimados para las probabilidades P(Ar) y P(Lo).

Zona	<i>i</i>	Latitud	Longitud	(obs.)	P(r) Ar	P(r) Lo	(esp.)
A	1	16°15'38.30" N	94°22'37.24" O	Lo	0.08	0.20	Lo
	2	16°13'48.82" N	94°23'37.45" O	ArLo	0.11	0.03	Ar
	3	16°12'08.13" N	94°24'26.41" O	ArLo	0.04	0.10	Lo
	4	16°13'04.49" N	94°19'44.56" O	ArLo	0.09	0.24	Lo
	5	16°11'39.25" N	94°20'08.82" O	ArLo	0.11	0.36	Lo
B	6	16°11'43.13" N	94°15'31.14" O	ArLo	0.11	0.46	Lo
	7	16°10'09.34" N	94°15'26.03" O	ArLo	0.10	0.54	Lo
	8	16°11'07.63" N	94°10'53.21" O	Lo	0.07	0.61	Lo
	9	16°08'52.27" N	94°11'08.21" O	Lo	0.06	0.66	Lo
	10	16°11'54.32" N	94°08'13.17" O	Lo	0.02	0.70	Lo
C	11	16°10'29.09" N	94°08'39.78" O	Lo	0.09	0.72	Lo
	12	16°08'13.78" N	94°08'43.51" O	Lo	0.15	0.72	Lo
	13	16°06'45.87" N	94°03'45.08" O	Lo	0.22	0.71	Lo
	14	16°05'27.03" N	94°04'41.08" O	ArLo	0.29	0.69	Lo
	15	16°06'04.93" N	94°01'58.79" O	ArLo	0.34	0.65	Lo
	16	16°04'09.42" N	94°01'31.12" O	ArLo	0.39	0.61	Lo
	17	16°01'45.33" N	94°01'46.17" O	ArLo	0.55	0.41	Ar
	18	16°00'01.89" N	93°57'03.66" O	Ar	0.48	0.42	Ar
	19	16°02'54.54" N	93°56'03.56" O	ArLo	0.43	0.40	Ar
	20	15°59'41.03" N	93°53'20.24" O	ArLo	0.36	0.32	Ar
	21	15°00'33.76" N	93°51'52.49" O	ArLo	0.31	0.23	Ar
	22	15°02'42.37" N	93°52'24.64" O	ArLo	0.23	0.13	Ar

RESULTADOS

Análisis de la captura. Para ambas poblaciones de camarón, la hipótesis H_a se aceptó; por lo que al interior del SL-MM, *F. californiensis* ($\bar{Y} = 5.12, S^2 = 18.83, S^2 > \bar{Y}, X_i^2 = 154.63, X_{0.05}^2 = 23.68, P < 0.05$) y *L. vannamei* ($\bar{Y} = 3.95, S^2 = 10.70, S^2 > \bar{Y}, X_i^2 = 24.00, X_{0.05}^2 = 23.68, P < 0.05$), evidenciaron tener una distribución ecológica agregada. Para ambos casos, la P(c) se estimó con la función probabilística Binomial Negativa.

Análisis del sedimento. Para los casos en los que ArLo se reportó, el MCN validó fracciones dominantes de P(Lo) en las estaciones 3, 4, 5, 6, 7, 14, 15, 16 (Tabla 2). Fracciones dominantes de P(Ar) se validaron en las estaciones 2, 17, 19, 20, 21, 22 (Tabla 2). Por separado, P(Ar) se validó en la estación 18 y P(Lo), en las estaciones 1, 8, 9, 10, 11, 12 y 13 (Tabla 2).

Análisis geoestadístico (primera parte). Del ACP, fueron seleccionados los dos primeros componentes principales, cuyos eigen-valores fueron de 7.45 para *F. californiensis* (82.77% de varianza explicada) y de 7.33 para *L. vannamei* (81.44% de varianza explicada).

Al este de la zona B, *F. californiensis* evidenció un núcleo de agregación con variaciones de P(c) entre 0.4 y 0.9, que descendió gradualmente dentro de la misma zona, hacia los lados este y oeste (Fig. 2). Al centro de la zona B, *L. vannamei* evidenció un núcleo de agregación con variaciones de P(c) entre 0.3 y 0.6, que descendió gradualmente dentro de la misma zona, hacia los lados este y oeste (Fig. 3). Al interior de la zona B, las poblaciones de *F. californiensis* y *L. vannamei*, se evidenciaron geográficamente segregadas (Figs. 2-3), con un traslape sutil a nivel de la Isla Puntachal (Figs. 1-3).

Análisis geoestadístico (segunda parte). La mezcla de arenas y lodos estuvo presente a lo largo de todo del SL-MM, pero con el MCN se evidenciaron variaciones en sus fracciones componentes (Figs. 4-5). Las arenas fueron dominantes en la mayor parte de la zona C (Fig. 4), reduciendo gradualmente su dominancia con dirección hacia la zona A y mostrando valores intermedios de P(Ar), hacia la mitad de la zona B (Fig. 4). Los lodos fueron dominantes en toda la zona B (Fig. 5), reduciendo su dominancia gradualmente con dirección hacia la zona C y mostrando valores intermedios de P(Lo) en toda la zona A (Fig. 5).

Los mayores niveles de la captura ribereña de camarón están localizados en la zona B (e.g.: 113 kg para *F. californiensis* y 36 Kg para *L. vannamei*), donde los lodos fueron dominantes (Figs. 2-5). Estos niveles fueron de menor magnitud en la sección limítrofe entre las zonas B y C (e.g.: 80 kg para *F. californiensis* y 42 Kg para *L. vannamei*), donde se localizó la transición de arenas y lodos, pero con dominancia de las primeras (Figs. 2-5). Para el resto de la zona C y toda la zona A, se registraron los menores niveles de la captura ribereña de camarón (Figs. 2-5). Como en la zona B, en la zona A se registró que P(Lo) > P(Ar), pero

Tabla 3. Resultados de correlación entre la probabilidad de captura P(c) para *F. californiensis* (C_F) y *L. vannamei* (C_L), con respecto a las probabilidades esperadas de arenas P(Ar) y lodos P(Lo). Coeficiente de correlación (R), coeficiente de determinación (R^2), probabilidad estadística (p).

C_F	P(Ar)	P(Lo)	C_L	P(Ar)	P(Lo)
<i>F. californiensis</i>	R=0.41	R=0.91	<i>L. vannamei</i>	R=0.40	R=0.92
	$p=0.72$	$p=0.02$		$p=0.73$	$p=0.02$

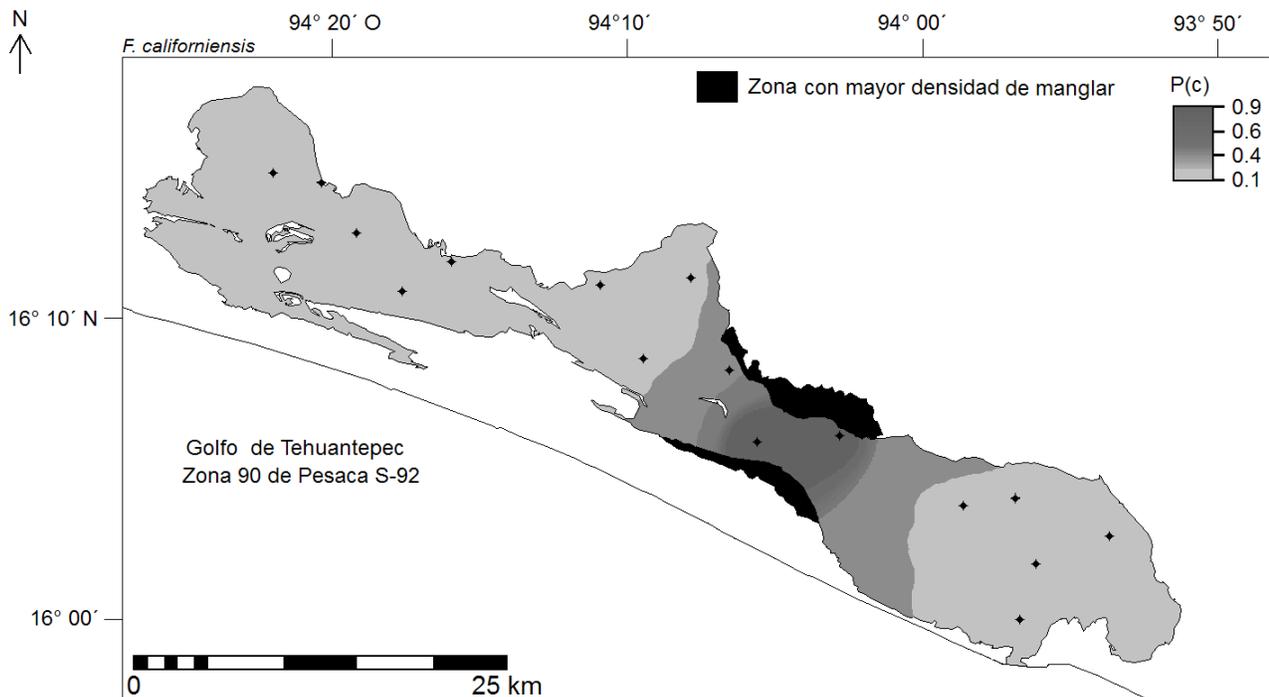


Figura 2. Cartográfica regionalizada para la probabilidad de captura P(c) de *F. californiensis* en el Sistema Lagunar Mar Muerto (SL-MM). Los puntos negros corresponden a las estaciones de muestreos para la captura ribereña de camarón.

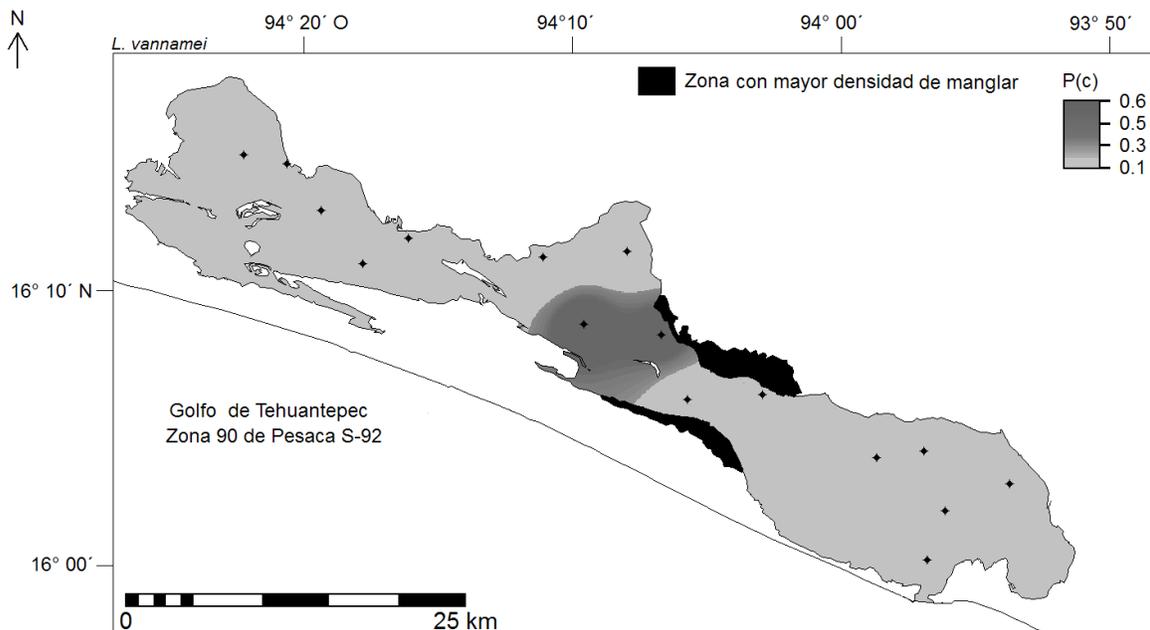


Figura 3. Cartográfica regionalizada para la probabilidad de captura $P(c)$ de *L. vannamei* en el (SL-MM). Los puntos negros corresponden a las estaciones de muestreos para la captura ribereña de camarón.

en ésta última, no se registraron altos niveles de la captura ribereña de camarón.

Se estimaron correlaciones directas pero no significativas entre C_r , C_L y $P(Ar)$ (Tabla 3); pero en presencia de $P(Lo)$, las correlaciones fueron directas y significativa con respecto a C_r y C_L (Tabla 3).

DISCUSIÓN

En la zona B del SL-MM, las poblaciones de *F. californiensis* y *L. vannamei* evidenciaron tener una distribución ecológica agregada bien definida (Figs. 2-3), pero geográficamente segregadas, con un traslape sutil a nivel de la Isla Puntachal (Fig. 1). Reportes similares para la segregación poblacional están documentados en la Laguna de Términos, Campeche, México (Gracia & Soto, 1990); donde *F. duorarum* (Burkenroad, 1939) es dominante al noreste, con proximidad a la Boca de Puerto Real, en la que la influencia marina del Golfo de México es mayor. Bajo una mayor influencia de descarga fluvial de los ríos Palizada y Chumpán, *L. setiferus* (Linnaeus, 1767) es dominante al suroeste de esta laguna.

Otro caso similar fue registrado en la Laguna Mecoacán-Paraíso, Tabasco, México (Valencia *et al.*, 2003), donde *F. aztecus* (Ives, 1891) es dominante al centro lagunar, con proximidad a la Barra de Dos Bocas, en la que la influencia marina del Golfo de México es mayor. Bajo una mayor influencia de descarga fluvial del Río Arrastrero (en El Pajal), *L. setiferus* exhibió la mayor abundancia.

Para explicar la segregación geográfica en las poblaciones de *F. californiensis* y *L. vannamei* (Figs. 2-3), en primera instancia e independientemente de los resultados obtenidos con relación a la disposición

de los sedimentos (Figs. 2-5), se consideró la capacidad de resistencia a la S por parte de ambas especies de camarón.

F. californiensis es una especie estenohalina (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004); por esta razón y en apego al ACP (Fig. 2), esta población al este de la zona B, se mantuvo persistentemente agregada, próxima a la Boca de Tonalá, en la que la influencia marina del Golfo de Tehuantepec es mayor. *L. vannamei* es una especie eurihalina (Gracia, 1992); por esta razón y en apego al ACP (Fig. 3), esta población al centro de la zona B, se mantuvo persistentemente agregada, próxima a la influencia de los ríos San Miguel, Novillero, Berejónal y Guadalupe (Fig. 1).

Mediante una serie de muestreos realizados entre 1991 y 1993, Tapia-García *et al.* (2011) reportaron tres sistemas hidrológicos persistentes al interior del SL-MM (las denominadas zonas A, B y C) (Fig. 1). Con base en el análisis estacional de la TSA y la S, tales autores identificaron, describieron y delimitaron a cada de estas zonas. En la zona A, fueron registradas variaciones extremas en la TSA y la S (aunque sin valores reportados). Por otra parte y debido a su proximidad con la Boca de Tonalá (Fig. 1), la zona C recibe directamente la influencia marina del Golfo de Tehuantepec y en ésta, se documentaron menores variaciones en la TSA y la S (aunque sin valores reportados). La red fluvial de mayor importancia, se localiza e incide directamente en la sección media de la zona B, en donde fueron descritas variaciones estacionales para la TSA y la S (aunque sin valores reportados).

Un segundo análisis hidrológico para el SL-MM fue documentado por Castrejón-Rodríguez (2014), para el que la TSA y la S fueron regionalizadas vía ACP, entre septiembre 2001 y marzo 2002. Este autor documentó consistentemente con Tapia-García *et al.* (2011), la presencia de los tres sistemas hidrológicos antes mencionados. En la zona A,

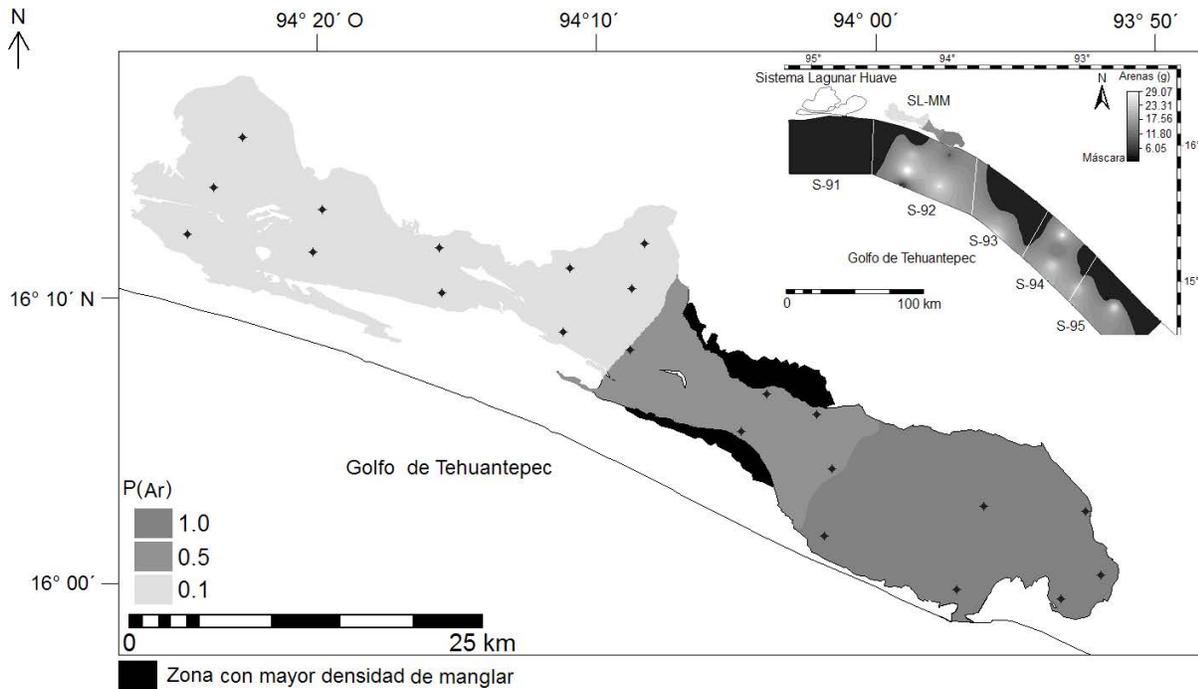


Figura 4. Cartografía para la disposición geográfica de la probabilidad esperada de arenas o P(Ar) en el (SL-MM). Los puntos negros corresponden a las estaciones de recolección para los sedimentos. Cuadro superior derecho, cartográfica regionalizada para la disposición geográfica de las arena en la zona marina 90 de pesca, Golfo de Tehuantepec (Cervantes-Hernández & Egremy-Valdez, 2013). Para este caso, la máscara negra representa a las secciones marino/costeros sin presencia de arenas.

se registraron variaciones extremas en la TSA (de 23 a 34°C) y en la S (entre 12 y 44 UPS). Serrano-Guzmán *et al.* (2004) indicó que durante la mayor parte del año, la zona A permanece frecuentemente con bajos niveles de agua, porque ahí persistentemente, se registran altas tasas de evaporación y poca entrada de descarga fluvial. Por otra parte, en la zona C se registraron valores persistentemente estables de TSA (33°C) y S de (38 UPS). Registros intermedios para éstas últimas, se documentaron en la zona B (32°C y entre 34 y 35 UPS).

Para el ambiente marino, está bien documentado que los camarones pertenecientes a los géneros *Farfantepenaeus* y *Litopenaeus* (Kensley, 1997), presentan hábitos conductuales preferenciales para habitar sobre (Boddeke, 1983) y dentro (Williams, 1958) de sedimentos limo-lodo-arcilloso y lodoso (Burkenroad, 1939; Gunter, 1950; Springer & Bullis, 1954; Fuss & Ogren, 1966; Grady, 1971; Fotheringham & Weissberg, 1979; Regnault, 1979; Dall & Smith, 1986; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004; Cervantes-Hernández & Egremy-Valdez, 2013). Tal y como en el ambiente marino, en sistemas lagunares, ambos géneros de camarón han sido registrados con los mismos hábitos conductuales preferenciales para habitar en sedimentos limo-lodo-arcilloso y lodoso (Zimmerman & Minello, 1984; Gracia & Soto, 1990; Valencia *et al.*, 2003).

Los hábitos conductuales antes señalados en sistemas lagunares, se evidenciaron con las mismas tendencias en la zona B del SL-MM, en donde los mayores niveles de la captura ribereña de camarón, se evidenciaron en sedimentos cuya fracción dominante fueron los lodos (Figs. 2-5). Esta zona se identificó como la más idónea en la que las poblaciones de *F. californiensis* y *L. vannamei* pudieran habitar, porque

ahí coinciden la mayor red fluvial, los sedimentos lodosos y las variaciones hidrológicas estacionales en la TSA y la S (Tapia-García *et al.*, 2011; Castrejón-Rodríguez, 2014).

Aunque en la zona C son persistentemente estables las variaciones hidrológicas en la TSA y la S (Tapia-García *et al.* 2011; Castrejón-Rodríguez, 2014), la captura ribereña de camarón tuvo los menores niveles; y esto fue explicado exclusivamente, por la presencia de sedimentos, cuya fracción dominante fueron las arenas (Figs. 2-5). Con los resultados de correlación obtenidos entre C_p , C_L y P(Ar) (Tabla 3), se demostró preliminarmente, que ambas especies de camarón, no presentan hábitos conductuales preferenciales para habitar en sedimentos cuya fracción dominante fueron las arenas.

Para la zona marina 90 de pesca del GT, particularmente en las sub-zonas S-92 y S-94 (Fig. 4), los sedimentos marino/costeros poseen una fracción dominante de arenas; y en el caso de la S-92, donde el SL-MM se localiza (Fig. 1), las arenas tienen un alto nivel de penetración costera (Cervantes-Hernández & Egremy-Valdez, 2013). Ésto es una de las causas por las que en la zona C del SL-MM, las arenas ingresan persistentemente a través de la Boca de Tonalá (Fig. 1) y mediante la acción mareal; se configura según Tapia-García *et al.* (2011), un delta arenoso con movimientos estacionales.

A pesar de que en la zona A se registraron sedimentos lodosos dominantes (Fig. 5), no se visualizaron niveles importantes de P(c) para ambas especies de camarón (Figs. 2-5); porque ahí, ocurren variaciones extremas hidrológicas en la TSA y la S (Tapia-García *et al.* 2011; Castrejón-Rodríguez, 2014).

Un caso similar al documentado en la zona A del SL-MM, se registró en el Mar Tileme del SL-H, donde se registró la escasez del recurso camarón entre 1999 y 2007 (Cervantes-Hernández *et al.*, 2012a). En esta sección lagunar, son persistentes valores altos en la TSA (entre 29.2 y 30°C), la S (de 44 a 54.7 UPS) y el oxígeno disuelto (entre 5.0 y 6.7 mg/l). Bajo estas condiciones hidrológicas, la hipoxia se prolonga por largos periodos de tiempo, reduciendo la capacidad de supervivencia de *F. californiensis* y *L. vannamei*. Esto se confirmó indirectamente con la estimación de una tasa de mortalidad natural de 0.82 mensual, exclusiva para el Mar Tileme.

Aunque para el SL-MM no están documentadas las variaciones del oxígeno disuelto en las tres zonas, se tiene conocimiento, mediante experimentos de laboratorio, que la muerte *L. setiferus* ocurre en exposiciones prolongadas de hipoxia entre 15 y 35 UPS (Rosas *et al.*, 1999). Sánchez *et al.* (1991) demostraron que a bajos niveles de hipoxia, *L. setiferus* culminó en la muerte, siempre que la S se incrementó > 35 UPS. Para que la hipoxia ocurra en el SL-MM, se necesita una combinación hidrológica extrema de alta TSA y S; lo que según Castrejón-Rodríguez (2014) y Serrano-Guzmán *et al.* (2004), ocurre con frecuencia en la zona A.

La especie de camarón con la que comúnmente se trabaja en proyectos acuícolas es *L. vannamei* (Anónimo, 2009) y para su cultivo, se reportan óptimos para la temperatura del agua entre 25 a 30°C (Talavera *et al.*, 1997; Zweig *et al.*, 1999) y para la S entre 25 y 30 UPS (Páez-Osuna & Ruiz-Fernández, 2001; Van Wyk *et al.*, 1999). Para el SL-MM, las características hidrológicas más cercanas a los óptimos de cultivo señalados, se localizan en la zona B (Castrejón-Rodríguez, 2014), pero que debido a la dinámica geológica del sistema lagunar y a la variación hidrológica estacional en la TSA y la S, el cultivo de *L. van-*

namei parece ser viable únicamente de manera artesanal, desarrollado en jaulas rústicas y por periodos breves de tiempo. Adicionalmente, la infraestructura que hasta ahora está documentada para el SL-MM, es apenas la mínima necesaria (*e.g.*: líneas de transmisión eléctrica, vías de transporte entre otras), por lo que el desarrollo extenso de la acuicultura es incierto y seguramente se agudiza aún más, por el problema social de “Usos y Costumbres”.

La dinámica geológica del SL-MM, consiste en un sistema de barreras naturales que estrechan y obstruyen la comunicación entre las zonas, manteniendo estacionalmente las características sedimentológicas (Figs. 4-5) e hidrológicas antes descritas. Durante la estación de secas, en la zona C se forma y modifica gradualmente un delta arenoso (Tapia-García *et al.*, 2011), que labra canales con diferentes magnitudes de profundidad, los centrales son profundos (> 5 m) y los periféricos, no exceden el metro de profundidad. Debido a la constante entrada de las arenas desde la sub-zona S-92 hacia la zona C (Fig. 4), la Boca de Tonalá se mantiene permanentemente abierta (con profundidad estable > 5 m), permitiendo la constante influencia marina del GT; pero sin alcanzar a influir hasta la zona B, debido al taponeo progresivo de arenas que se forma a nivel de la Isla Puntachal (Fig. 1). Ésta última y la Isla Palizada (Fig. 1), funcionan como tapones que gradualmente al cúmulo de sedimentos, impiden el libre flujo de agua marina entre las zonas. Un cambio total de todo lo anterior ocurre durante la estación de lluvias, permitiendo el tránsito de camarones entre las distintas zonas del SL-MM (Castrejón-Rodríguez, 2014), debido al flujo de agua marina (Tapia-García *et al.*, 2011). Por otra parte, estacionalmente la zona A se registra como la más somera, teniendo en promedio máximo 1 m de profundidad, seguida de la B con un máximo de 5 m (Tapia-García *et al.*, 2011).

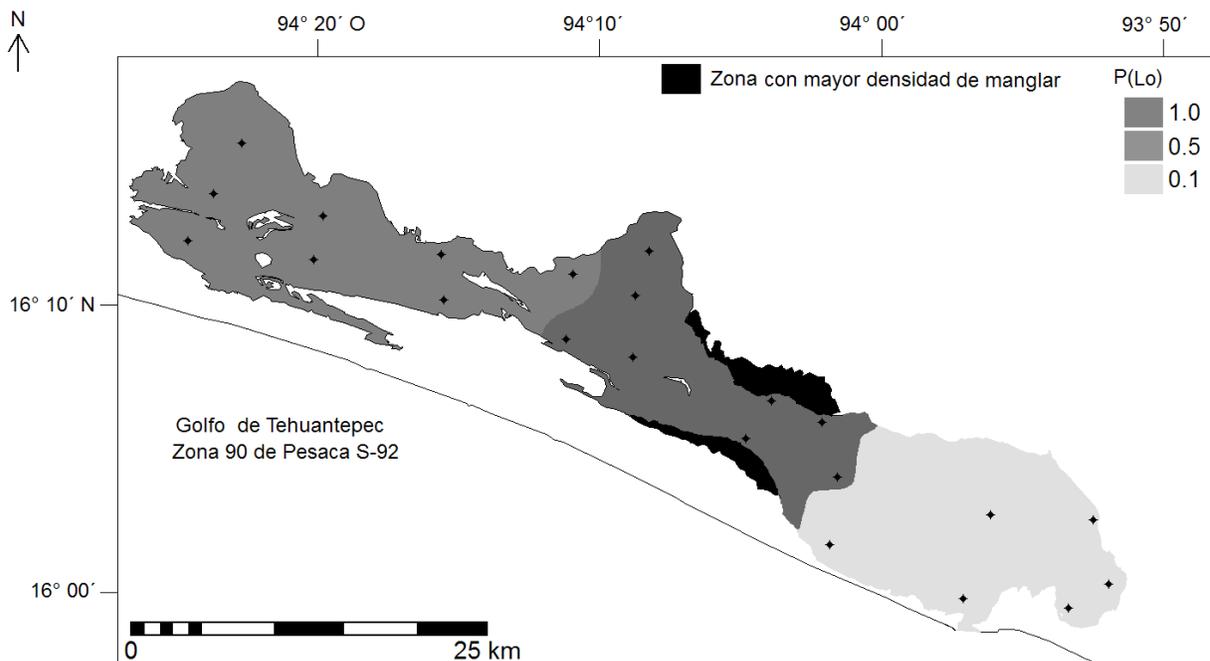


Figura 5. Cartografía para la disposición geográfica de la probabilidad esperada de lodos o P(Lo) en el (SL-MM). Los puntos negros corresponden a las estaciones de recolección para los sedimentos.

Otros aspectos a considerar para explicar la segregación geográfica en las poblaciones de *F. californiensis* y *L. vannamei* (Figs. 2-3) dentro del SL-MM, tienen relación con el desarrollo de sus temporadas de reproducción y reclutamiento. En la zona marina 90 del GT, ambas especies de camarón se reproducen y reclutan todo el año, pero los máximos de abundancia para reproductores y reclutas no ocurren al mismo tiempo en ambas poblaciones. La reproducción y el reclutamiento de *L. vannamei* es en agosto/septiembre y junio/julio, respectivamente (Cervantes-Hernández et al., 2008a; 2012b). Para *F. californiensis*, éstas ocurren en octubre/noviembre y agosto/septiembre, respectivamente (Cervantes-Hernández, 2008). En el Golfo de Tehuantepec, el reclutamiento es del tipo lagunar (RL) o marino (RM). Durante las temporadas de reproducción ocurre el RL, que es el movimiento natural de post-larvas de camarón desde la zona marina 90 de pesca, hacia el interior de los sistemas lagunares. Durante las temporadas de reclutamiento ocurre el RM, que es el movimiento natural de camarones juveniles desde el interior de los sistemas lagunares, hacia la zona marina 90 de pesca (Cervantes-Hernández et al., 2012b).

Para el periodo analizado, que fue del 12 de mayo 2005 al 16 de febrero 2006, se encontró que el RM de *L. vannamei* finalizaba (Cervantes-Hernández et al., 2008a; 2012b); mientras que, el RL de *F. californiensis* comenzaba (Cervantes-Hernández, 2008). Por esta razón al interior del SL-MM, se observó que la P(c) estimada para *L. vannamei* resultó de menor magnitud (entre 0.1 y 0.6), con respecto a la estimada para *F. californiensis* (entre 0.1 y 0.9) (Figs. 2-5). Al conjuntar y analizar ambos tipos de reclutamiento, se concluye que año con año las post-larvas de *L. vannamei* ingresarán primero y progresivamente al SL-MM, hasta alcanzar su máxima agregación ecológica y que esto último se reducirá gradualmente mientras transcurren los meses (RM), al tiempo que *F. californiensis* avanzará progresivamente hacia su máxima agregación ecológica (RL). Durante el desarrollo de ambos tipos de reclutamiento, estas poblaciones de camarón se mantienen temporal y espacialmente segregadas en la misma área geográfica preferencial (la zona B) (Figs. 2-3), al tiempo que optimizan las condiciones hidrológicas imperantes. Con base en lo anterior, se sugiere que al interior del SL-MM, la disposición geográfica de los sedimentos, no es la única variable ambiental que influye sobre de la distribución ecológica de los camarones *F. californiensis* y *L. vannamei*; sino que otros factores hidrológicos (Ruello, 1973; Penn & Caputi, 1986; Gillanders et al., 2003; Cervantes-Hernández et al., 2010; 2012), condicionan el resultado la distribución ecológica, al transcurrir el RM y el RL.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue desarrollado en la Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, con el apoyo económico de los convenios UMAR-CRIP-SC: 2IR0801 y 2IR1104. Agradecimientos para Oswaldo Pacheco Morales (CRIP-SC), Alexis Figueroa-Fenochio (UMAR) y en especial, a Mario Formoso García (CIP, la Habana Cuba), a Rafael Fernández de Alaiza García-Madrigal (CIP, la Habana Cuba) y a Adriana Artilles Valor (CIP, la Habana Cuba).

REFERENCIAS

- ANÓNIMO. 1998. *Potencial Acuicola Costero de Oaxaca y Chiapas, con el uso de Sistemas de Información Geográfica*. Reporte Técnico, Instituto Nacional de la Pesca. 97 p.
- ANÓNIMO. 2009. *Manifestación de impacto ambiental modalidad: particular sector pesquero, subsector acuicola* (YESSI-CHRIST, S.A. DE C.V.). Disponible en línea en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgira-Docs/documentos/sin/estudios/2009/25SI2009PD033.pdf> (consultado el 06 febrero 2015)
- ARREOLA-LIZÁRRAGA, J. A., E. A. ARAGÓN-NORIEGA, L. HERNÁNDEZ-MORENO, S. HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ & A. ORTEGA-RUBIO. 2004. Co-occurrence, habitat use and abundance of shrimps *Farfantepenaeus californiensis* and *Litopenaeus stylirostris* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) in a coastal lagoon on the Gulf of California. In: Hendrickx, M. (Eds.). *Contributions to the study of the east Pacific crustaceans*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México, pp. 143-151.
- BODDEKE, R. 1983. Survival strategies of penaeid shrimps and their significance for shrimp culture. First International Conference on Warmwater Aquaculture-Crustacean. 9-11 February, Laine, Hawaii, pp. 514-523.
- BURKENROAD, M. D. 1939. Further observations on Penneidae of the Northern Gulf of Mexico. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection* 6 (6): 1-62.
- CASTREJÓN-RODRÍGUEZ, U. 2014. Detección de áreas potenciales para el cultivo de "camarón blanco" *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931), en el Sistema Lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. Tesis de Licenciatura, Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México, 80 p.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P., S. RAMOS-CRUZ & A. GRACIA. 2006. Evaluación del estado de la pesquería de camarón en el Golfo de Tehuantepec. *Hidrobiológica* 16 (3): 233-239.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P. 2008. Method to obtain indices of abundance in the population of brown shrimp from the Gulf of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43 (1): 111-119.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ P., M. I. GALLARDO-BERUMEN, S. RAMOS-CRUZ, M. A. GÓMEZ-PONCE & A. GRACIA. 2008a. Análisis de las temporadas de veda en la explotación marina de camarones del Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43 (2): 285-294.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P., B. SÁNCHEZ-MERAZ, A. FRIAS-VELASCO, J. S. SERRANO-GUZMÁN, S. RAMOS-CRUZ & A. GRACIA. 2008b. Variación interanual de la abundancia de *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes 1900) en el Golfo de Tehuantepec. *Hidrobiológica* 18 (3): 215-226.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P., A. FLORES-GÓMEZ, S. J. SERRANO-GUZMÁN, S. RAMOS-CRUZ & M. I. GALLARDO-BERUMEN. 2010. Historical exploitation and evaluation of brown shrimp fishery *Farfantepenaeus californiensis* (Decapoda, Dendrobranchiata) in the Gulf of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5 (4): 486-494.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P., M. I. GALLARDO-BERUMEN & S. J. SERRANO-GUZMÁN. 2012a. Explotación y distribución de la captura artesanal de camarón en el sistema lagunar Huave, Oaxaca, México. *Revista de Ciencias Marinas y Costeras* (4): 67-81.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P., M. A. GÓMEZ-PONCE & P. TORRES-HERNÁNDEZ. 2012b. Marine and lagoon recruitment of *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) (Decapoda: Penaeidae) in the "Cabeza de Toro - La Joya buenavista" lagoon system, Chiapas, Mexico. *CICIMAR Oceanides* 27 (2):51-58.

- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P. & A. EGREN-Y-VALDEZ. 2013. Variación de la captura del recurso camarón, en relación con la disposición geográfica de los sedimentos en la zona 90 de pesca, Golfo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Hidrobiológica* 23(1): 111-123.
- DALL, W. & D. SMITH. 1986. Oxygen consumption and ammonia-N excretion in fed and starved tiger prawns *Penaeus esculentus* Haswell. *Aquaculture* 55: 23-33.
- ESPIÑOZA-TENORIO, A., BRAVO-PEÑA, L. C., SERRANO-GUZMÁN, J. S., RONSÓN-PAULÍN, J. A., AHUMADA, M. A., CERVANTES-HERNÁNDEZ, P., ROBLES-ZAVALA, E., FUENTES, M. P. & GALLARDO-BERUMEN, M. I. 2011. La diversidad étnica como factor de planeación pesquera artesanal: Chontales, Huaves y Zapotecas del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. In: G. Alcalá & A. Camargo (Eds.). *Pescadores en América Latina y el Caribe: espacio, población, producción y política, vol. I*. Facultad de Ciencias, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación - SISAL, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. pp. 167-216.
- FOLK, R. L. 1969. *Petrología de rocas sedimentarias*. Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. 405 p.
- FOTHERINGHAM, N. & G. WEISSBERG. 1979. *Some causes, consequences and potential environmental impacts of oxygen depletion in the northern Gulf of Mexico*. Proceedings 11th Annual Offshore Technical Conference 4 (3611): 2205-2208.
- FUSS, M. & L. OGREN. 1966. Factors affecting activity and burrowing habits of the pink shrimp, *Penaeus duorarum* Burkenroad. *Biological Bulletin* 130 (2): 170-191.
- GILLANDERS, B. M., K. W. ABLE, J. A. BROWN, D. B. EGGLESTON & P. F. SHERIDAN. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series* 247:281-295.
- GRACIA, A. & L. SOTO. 1990. Population study of the penaeid shrimp of Términos lagoon, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 17 (2): 241-255.
- GRACIA, A. 1992. Explotación y manejo del recurso camarón. *Ciencia y desarrollo* 18 (106): 82-95.
- GRADY, J. R. 1971. The distribution of sediment properties and shrimp catch on two shrimping grounds on the continental shelf of Mexico. *Proceedings of Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 23: 139-148.
- GUNTER, G. 1950. Seasonal population changes and distribution as related to salinity of certain invertebrates of Texas Coast, including commercial shrimp. *Publications of the Institute of Marine Science* 1: 7-51.
- HAIR, F., J. ANDERSON, L. TATHAM & C. BLACK. 1999. *Multivariate data analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 542 p.
- HAYKIN, S. 1999. *Neural Networks: A Comprehensive Foundation*. Prentice Hall, New Jersey. 842 p.
- HENDRICKX, M. E. 1995. Camarones. In: FAO (Eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca, Pacífico Centro-Oriental, plantas e invertebrados*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. pp. 484-508.
- KREBS, C. J. 1999. *Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia*. Harla, México. 753 p.
- LUDWIG, J. A. & J. F. REYNOLDS. 1988. *Statistical ecology*. John Wiley & Sons, U.S.A. 337 p.
- MILLÁN, S. 2003. Huaves. In: C. Enrique-Serrano & L. Cruz-González (eds.). *Pueblos indígenas del México contemporáneo*. México, D. F.: CDI/PNUD.
- PÁEZ-OSUNA, F. & A.C. RUIZ-FERNÁNDEZ. 2001. La calidad del agua en la camaronicultura: conceptos, manejo y normatividad, In: F. Páez-Osuna (Eds.). *Camaronicultura y medio ambiente*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Mexico D.F., Mexico. pp. 100-134.
- PENN, J. W. & N. CAPUTI. 1986. Spawning stock-recruitment relationships and environmental influences on the tiger prawn *Penaeus esculentus* fishery in Exmouth Gulf, Western Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 491-505.
- RAMOS-CRUZ S., B. SÁNCHEZ-MERAZ, F. CARRASCO-AYUSO & P. CERVANTES-HERNÁNDEZ. 2006. Estimación de la tasa de mortalidad natural de *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes 1900) y *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931) en la zona costera del Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41 (2): 221-229.
- REGNAULT, M. 1979. Ammonia excretion of sand shrimp *Crangon crangon* (L) during the moult cycle. *Journal of Comparative Physiology* 133: 199-204.
- ROSAS, C., A. SÁNCHEZ & E. DÍAZ. 1995. Oxygen consumption and ammonia excretion of *Penaeus setiferus*, *P. schmitti*, *P. duorarum* and *P. notialis* postlarvae fed purified test and diets: effect of protein level on substrate metabolism. *Aquatic Life Research* 8: 161-169.
- ROSAS, C., E. MARTÍNEZ, G. GAXIOLA, R. BRITO, A. SÁNCHEZ & L. SOTO. 1999. The effect of dissolved oxygen and salinity on oxygen consumption, ammonia excretion and osmotic pressure of *Penaeus setiferus* (Linnaeus) juveniles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 234: 41-57.
- RUELLO, N. 1973. The influence of rainfall on the distributions and abundance of the school prawn *Metapenaeus macleayi* in the Hunter river region (Australia). *Marine Biology* 23: 221-228.
- SÁNCHEZ, A., C. ROSAS, E. ESCOBAR & L. SOTO. 1991. Skeleton weight free oxygen consumption related to adaptations to environment and habits of six crustacean species. *Comparative Biochemistry and Physiology* 100A: 69-73.
- SERRANO-GUZMÁN, S. J., L.C. BRAVO-PEÑA & C.E. MEDINA-REYNA. 2004. *Estudio de ordenamiento ecológico para la zona costera del Istmo de Tehuantepec, que favorezca y contribuya al desarrollo ordenado y*

- racional de la pesca y la acuicultura*. Universidad del Mar, México. 159 p.
- SPRINGER, S. & H. BULLIS. 1954. Exploratory shrimp fishing in the Gulf of Mexico. Summary Report for 1952-1954. *Commercial Fisheries Review* 16 (10): 1-16.
- TALAVERA V., M. ZAPATA & D. SÁNCHEZ. 1997. Amoniac en estanques de producción camaronera. *Boletín Nicovita. Edición Tumpis*. Vol. 2.
- TOLEDO, A. 1994. *Riqueza y pobreza en la costa de Chiapas y Oaxaca*. Centro de Ecología y Desarrollo, México. 492 p.
- TAPIA-GARCÍA, M., M. C. GARCÍA-ABAD, F. E. PENAGOS-GARCÍA, J. L. MORENO-RUIZ, L. G. JUÁREZ-HERNÁNDEZ, J. M. RAMÍREZ GUTIÉRREZ & D. HERRERA-OLAYO. 2011. Subsistemas hidrológicos de la laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. *Lacandonia* 5 (1): 97-112.
- URIEL, E. 1995. *Análisis de datos, series temporales y análisis multivariante*. Universidad de Valencia, Madrid. 433 p.
- VALENCIA, T. S., A. A. GRANADOS-BERBER, D. SALA-RUIZ & J. L. RAMOS-PALMA. 2003. *Distribución y Abundancia Espacio-Temporal del Camarón Blanco Litopenaeus setiferus y del Camarón Café en Laguna Mecoacán*, Paraíso Tabasco, México. 59 p. también disponible en la página web: http://www.publicaciones.ujat.mx/publicaciones/kuxulkab/ediciones/24_2007/g_Salvador%20etal_2007.pdf
- VAN WYK, P., M. D. HODGKINS., R. LARAMORE., K. L. MAIN., J. MOUNTAIN Y J. SCARPA. 1999. *Farming marine shrimp in recirculating freshwater systems*. Harbor Branch, Oceanographic Institution, Florida. USA. 220 p.
- WILLIAMS, A. 1958. Substrates as factor in shrimp distribution. *Limnology and Oceanography* 3 (3): 283-290.
- ZAR, H. J. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 663 p.
- ZIMMERMAN, R. & J. MINELLO. 1984. Densities of *Penaeus aztecus*, *Penaeus setiferus*, and other natant macrofauna in Texas SALT marsh. *Estuaries* 7 (4a): 421-433.
- ZWEIG, D.R., J. D. MORTON & M. M. STEWART. 1999. *Source water quality for aquaculture: a guide for assessment*. Environmentally and Socially Sustainable Development, The World Bank, Washington. 76 p.
- Recibido:** 02 de marzo de 2014.
- Aceptado:** 10 de septiembre de 2015.

Caracterización de la calidad ecológica del bosque de galería del río La Saucedá, Durango, México

Characterization of the ecological quality of the gallery forest of the river La Saucedá, Durango, Mexico

Efraín Rodríguez-Téllez^{1,2,3}, Diego García-De-Jalón², María Elena Pérez-López³, Sandra Iliana Torres-Herrera¹, Ramón Ortiz-Carrasco¹, Marín Pompa-García¹, Moisses Morales-Montes¹, Dora Alicia García-García⁴, Eréndira Zamudio-Castillo⁵ y Lemir Vázquez Vázquez¹

¹ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Juárez del Estado de Durango. Río Papaloapan esq. Blvd. Durango s/n, Col. Valle del Sur, Durango, Dgo., 34120. México

² Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Departamento Forestal, Universidad Politécnica de Madrid. Cd. Universitaria, 28040. Madrid. España

³ Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Instituto Politécnico Nacional. Sigma, s/n, Fracc. 20 de Noviembre II, Durango, Dgo., 34220. México

⁴ Instituto de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Río Bravo. Programa de Plantaciones y Sistemas Agroforestales. Kilómetro 61, Carretera Matamoros-Reynosa. Río Bravo. Tamaulipas, 88900. México

⁵ Instituto de Ecología Aplicada. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Calle División del Golfo No. 356. Col. Libertad. Ciudad Victoria. Tamaulipas. 87019. México
e-mail: efrainrodriguez@hotmail.com

Rodríguez-Téllez E., D. García-De-Jalón, M. E. Pérez-López, S. I. Torres-Herrera, R. Ortiz-Carrasco, M. Pompa-García, M. Morales-Montes, D. A. García-García, E. Zamudio-Castillo y L. Vázquez Vázquez. 2016. Caracterización de la calidad ecológica del bosque de galería del río La Saucedá, Durango, México. *Hidrobiológica* 26 (1): 35-40.

RESUMEN

Debido al nivel de confiabilidad de la información que se puede obtener, así como la sencillez y rapidez en su aplicación además de su bajo costo, se aplicó el índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) con el fin de caracterizar el estado ecológico que guarda el bosque de ribera asociado al río La Saucedá, Durango, México. Éste es uno de los principales ríos de la cuenca del río San Pedro-Mezquital, el mayor abastecedor de agua dulce a la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales, un foco rojo en la conservación de la biodiversidad mexicana, ya que es la zona de manglar más grande y productiva de Norteamérica. Los planes de construcción de grandes presas y la eliminación del bosque de galería debido a la extensión de la frontera agrícola, son algunas de las principales amenazas del río La Saucedá. Los resultados indican un bosque en malas condiciones ecológicas, mostrando que el índice es una herramienta que contribuye a la diagnosis hidromorfológica de ríos y riberas.

Palabras Clave: Bosque de ribera, calidad, cuenca, Durango, QBR.

ABSTRACT

Due to the level of reliability of information that can be obtained, as well as the simplicity and speed in implementation and because of its low cost, a quality index for riparian forests (QBR) was applied in order to characterize the ecological status of the riparian forest associated with the La Saucedá River, in Durango, Mexico. It is one of the major rivers in the San Pedro-Mezquital River basin, the most important source of fresh water for the National Wetlands Biosphere Reserve, a red focus on the conservation of Mexican biodiversity, since it is the mangroves largest and production in North America. The La Saucedá River faces major threats from plans to construct large dams and remove gallery forests. Results from this study showed a forest in poor ecological condition, demonstrating that the index is a reliable tool for hydromorphological diagnosis of rivers and riverbanks.

Key words: Durango, QBR, Quality, Riparian Forest, Watershed.

INTRODUCCIÓN

Los ríos son sistemas naturales enormemente dinámicos y complejos. Su principal función es el transporte de agua, sedimentos, nutrientes y seres vivos, pero además conforman corredores de gran valor ecológico, paisajístico, bioclimático y territorial, que enlazan montañas y tierras bajas. Todas estas valiosas funciones fluviales sólo pueden ser desarrolladas en los ríos, barrancos y ramblas que conservan una dinámica activa con procesos naturales de erosión, transporte y sedimentación (Ollero, 2007). Por tanto, la red fluvial constituye un elemento clave en la dinámica ambiental y en la planificación territorial.

El río La Saucedá es uno de los principales tributarios del Río San Pedro-Mezquital, que desemboca en el norte del estado de Nayarit en la zona más importante de manglares de América del Norte. El río La Saucedá, al igual que los demás ríos de esta cuenca, ha sufrido fuertes alteraciones tanto en su geomorfología por la extracción de materiales pétreos, como por la eliminación del bosque de galería con el fin de incorporar nuevas tierras a la producción agrícola regional. Otras amenazas tales como los planes de regulación del caudal de los principales ríos de la cuenca, ponen en peligro los servicios ambientales que proporcionan estos ecosistemas. Por esta razón, resulta importante contar con un diagnóstico que permita establecer las bases para el desarrollo de una estrategia de conservación y protección del bosque asociado a este río, tendiente a salvaguardar la biodiversidad que a estos ecosistemas se asocia.

Una de las herramientas desarrolladas, que contribuye a obtener una evaluación hidromorfológica que influye en el estado ecológico de los ecosistemas riparios es el índice QBR desarrollado por Munné *et al.* (2003); este índice se basa en aspectos vinculados a la estructuración y calidad de las riberas, lo cual le proporciona la ventaja de ser un índice rápido en su aplicación y que contribuye a las métricas que se deben aplicar para evaluar las principales componentes que forman el ecosistema acuático (Chapman, 1996).

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de Estudio. El estudio se realizó en el río La Saucedá, el cual se origina en las estribaciones de la Sierra Madre Occidental. El tramo estudiado de 82 km que comprende este río, se extiende desde aguas arriba de la presa Caboraca hasta el poblado Cinco de Febrero, Dgo., localizándose en las coordenadas extremas 2°69'500 N 455676 E, y 2°73'1900 N 615524 E a una altitud promedio de 2000 m.s.n.m. (Fig. 1). La cuenca hidrográfica de este río comprende una superficie de 2452 km², en su desembocadura se tiene un volumen de 50.56 millones de metros cúbicos anuales, este volumen de agua es aprovechado mediante su regulación en la presa Peña del Águila, que tiene una superficie de espejo de agua de 740 ha (Návar, 2007). El clima es semifrío con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 11°C y una precipitación anual de 550 mm (Rodríguez, 2011). Los tipos de vegetación van desde bosques de pino-encino en la parte más alta de la

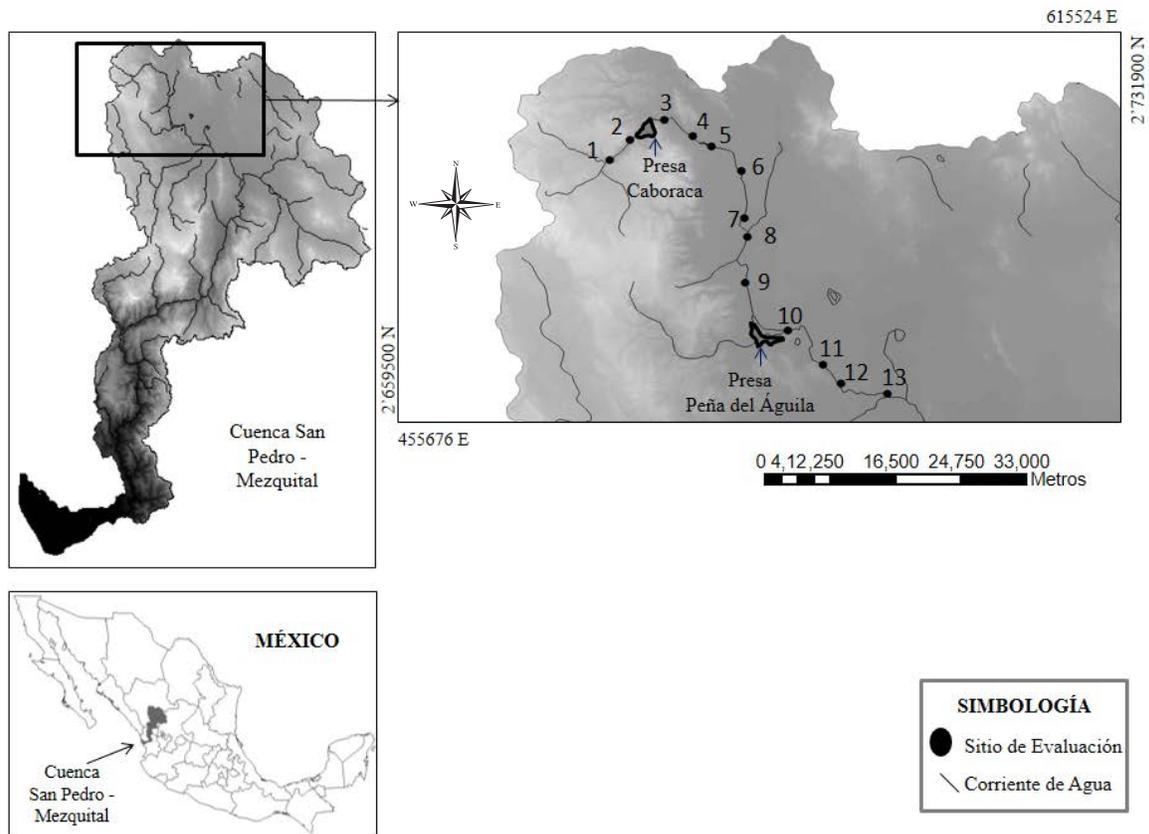


Figura 1. Localización del área de estudio y ubicación de los sitios evaluados a lo largo del río La Saucedá, Durango, México.

cuenca hasta matorrales crasicaules, pastizales y matorrales xerófilos aledaños al área de estudio.

Método de trabajo y variables a evaluar. Se aplicó en Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR) desarrollado por Munné *et al.* (2003). Para evaluar la calidad del bosque ripario asociado al río La Saucedá se establecieron 13 estaciones de evaluación, separadas 6 kilómetros entre sí, considerándose para la localización de las mismas, aspectos como la representatividad, accesibilidad y heterogeneidad. El ancho de las estaciones se definió por el ancho de la zona de ribera, con una longitud de 100 metros (Fig. 1).

Previo a la aplicación del índice se diferenciaron el cauce principal y la llanura de inundación considerando aspectos geomorfológicos como la delimitación de las terrazas de inundación, la presencia de vegetación riparia y evidencias de los efectos de frecuentes inundaciones (Munné *et al.*, 2003). El índice QBR se aplicó tomando en cuenta únicamente árboles y arbustos, sin considerar en la evaluación a las plantas anuales; los helófitos que se desarrollan entre la orilla del canal y la zona de cauce lleno, son considerados como un elemento que incrementa los valores del índice, porque proveen hábitat y refugio para muchas especies. En este índice no se consideran los macrófitos sumergidos ya que el índice no considera características del interior del cauce del río (Munné *et al.*, 2003).

Este índice se centra en aspectos fundamentales de la vegetación ribereña, los cuales se agrupan en cuatro apartados: 1) grado de cobertura de la zona de ribera, entendida como cubierta vegetal permanente, arbórea y arbustiva; 2) estructura de la vegetación, es decir, estratos vegetales presentes y distribución de la vegetación; 3) calidad de la cubierta, valorada a partir de la riqueza de especies arbóreas y arbustivas autóctonas (y dependiente, por tanto, del tipo geomorfológico de la zona de ribera). En este apartado se valora la presencia de individuos o poblaciones de especies exóticas, restando puntos al total valorado y 4) grado de naturalidad del canal fluvial desde el punto de vista morfológico. Cada uno de estos apartados puede tener una puntuación que varía de 0 a 25 puntos.

Los valores totales del índice varían entre 0 y 100 y los resultados se agrupan en cinco categorías de calidad del hábitat: ≥ 95 : bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural; 75-90: bosque ligeramente perturbado, calidad buena; 55-70: inicio de alteración importante, calidad intermedia; 30-50: alteración fuerte, mala calidad; ≤ 25 : degradación extrema, calidad pésima. Las plantillas de campo para la aplicación del índice y detalles metodológicos complementarios se pueden encontrar en Munné *et al.* (1998, 2003) y Jáimez-Cuéllar *et al.* (2002).

RESULTADOS

En el tramo evaluado se encontraron todos los rangos de calidad que puede clasificar el índice (Fig. 2). La estación que mostró la mayor calidad fue la estación 3 (QBR = 100), la estación 2 presentó buena calidad (QBR = 90), las estaciones 1, 9 y 10 resultaron con un valor de QBR = 85, la estación 11 reportó un valor de QBR = 70, la estación 4 mostró un valor de QBR = 60, las estaciones 5, 7, 8 y 13 arrojaron valores de QBR = 35, 40, 30 y 35 respectivamente, y la estación que resultó con la peor calidad fue la 12 (QBR = 0) junto con la estación 6 que presentó un QBR = 15.

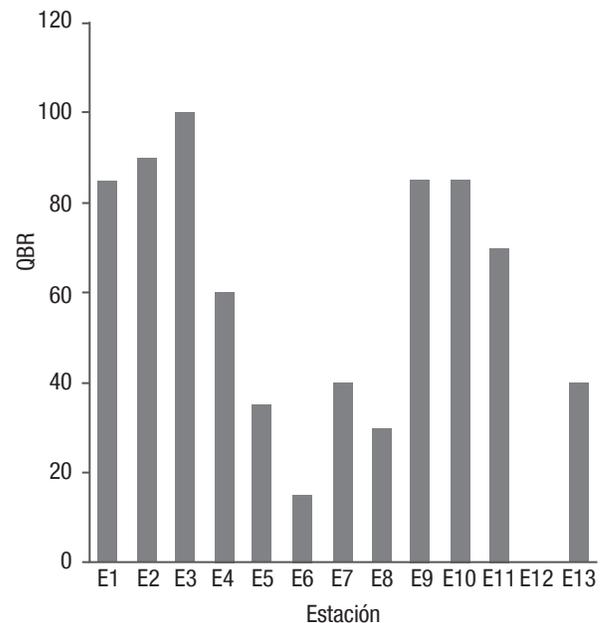


Figura 2. Valores del índice QBR para cada estación de evaluación sobre el río La Saucedá, Durango, México.

Respecto al total de sitios de evaluación y el rango de calidad del bosque ripario, 30.7% de los sitios se clasificaron como de mala calidad, presentando alteraciones fuertes; 15.3% se clasificaron como de calidad intermedia, es decir con indicios de alteraciones importantes; 30.7% resultaron clasificados como sitios de buena calidad, el bosque presenta ya ligeras perturbaciones; únicamente 15.3% resultaron como de muy buena calidad con un bosque en excelentes condiciones de conservación y 7.6% se clasificaron como de calidad pésima, es decir bosque de galería con una degradación extrema (Fig. 3).

Las especies de árboles y arbustos consideradas en la evaluación de la calidad del bosque y observadas en el tramo estudiado estuvieron representadas en 18 familias, 21 géneros e igual número de especies (Tabla 1); de éstas, sólo dos especies fueron de origen alóctono y las demás son nativas. De las especies introducidas, solo *Eucalyptus camaldulensis* Dehnhart se encontró formando comunidades aisladas y *Schinus molle* Linneo se distribuyó de forma aislada. La especie arbórea más frecuente en los sitios evaluados fue *Salix bonplandiana* Kunth y el arbusto más frecuente fue *Baccharis salicifolia* Ruíz et Pavón. En el tramo evaluado predominaron las especies de la Familia Fabaceae (ó Leguminosae) (3 especies), seguidas por Salicaceae (2 especies), en las restantes 16 familias sólo se registró una especie por familia.

DISCUSIÓN

La aplicación del índice QBR resultó ser una métrica útil que contribuyó a la valoración del estado ecológico del río analizado; teniendo una información parcial de la calidad hidromorfológica mediante la descripción de la calidad del bosque de ribera asociado al río La Saucedá.

Tabla 1. Árboles y arbustos observados y utilizados en la evaluación de la calidad del bosque de ribera a lo largo del río La Suceda, Durango, México. OF=Origen Fitogeográfico; I: Introducida; N=Nativa

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen fitogeográfico
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> Linneo	Pirúl	I
Asteraceae	<i>Baccharis salicifolia</i> Ruiz & Pavón	Jarilla	N
Bignoniaceae	<i>Chilopsis linearis</i> Sweet.	Mimbres	N
Cactaceae	<i>Opuntia</i> spp, Miller	Nopal	N
Cupressaceae	<i>Juniperus deppeana</i> Steudel	Táscate	N
Fabaceae	<i>Prosopis</i> spp. Linneo	Mezquite	N
Fabaceae	<i>Mimosa aculeaticarpa</i> var. <i>Biuncifera</i> Ortega	Gatuño	N
Fabaceae	<i>Acacia</i> spp. Miller	Huizache	N
Fagaceae	<i>Quercus grisea</i> Liebmann	Encino	N
Moraceae	<i>Morus celtidifolia</i> Kunth	Mora	N
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnhart	Eucalipto	I
Rosaceae	<i>Cowania mexicana</i> Don	Purshia mexicana	N
Rubiaceae	<i>Cephalanthus salicifolius</i> Humboldt & Bonpland	Cabezona	N
Salicaceae	<i>Salix bonplandiana</i> Kunth	Sauce	N
Salicaceae	<i>Populus fremontii</i> Watson	Álamo	N
Scrophulariaceae	<i>Buddleja sessiliflora</i> Kunth	Tepozán	N
Solanaceae	<i>Nicotiana glauca</i> Graham	Tabacón	N
Taxodiaceae	<i>Taxodium mucronatum</i> Tenore	Sabino	N
Thyphaceae	<i>Thypha</i> sp. Linneo	Tifa	N
Ulmaceae	<i>Celtis pallida</i> Torrey	Palo blanco	N
Verbenaceae	<i>Aloysia gratissima</i> Tronc	Vara dulce, azahar del campo	N

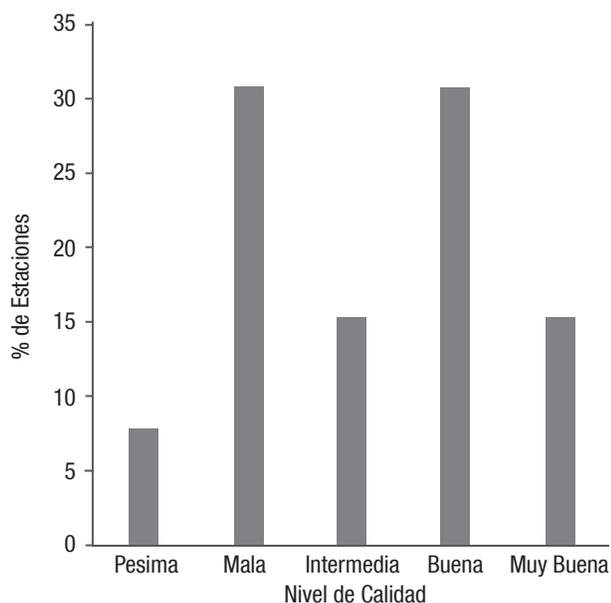


Figura 3. Distribución por nivel de calidad de las estaciones evaluadas sobre el río La Saucedá Durango, México.

Los resultados mostraron que aguas arriba del río es donde se encuentran las mejores condiciones ecológicas del bosque ripario; la estación 3 localizada aguas arriba de la Presa Caboraca se acercó más a un ambiente sin perturbación y las estaciones 1 y 2 se clasificaron

también como de buena calidad. Se observó un patrón descendente en cuanto a la calidad del bosque de ribera a lo largo del río desde aguas arriba en dirección a los tramos medios y bajos del río aguas abajo de la presa. En una evaluación del ecosistema ripario en el río Maullín en Chile, también se encontraron patrones similares, distribuyéndose las mayores calidades del bosque en la parte alta de los ríos de la cuenca vertiente (Fernández *et al.*, 2009); Suárez & Vidal-Abarca (2000) observaron que en el río Segura en España, los sitios con las mejores condiciones son los pertenecientes a las cabeceras de los mismos; observaron también una disminución sustancial en la calidad del bosque en el periodo comprendido de 1990 al 1998. Sirombra & Mesa (2012) reportan una correlación positiva y significativa entre los valores del QBR y la altitud en los ríos Andinos subtropicales, indicando que la más alta calidad de la vegetación riparia corresponde a los sitios con mayores altitudes.

En general, el bosque de ribera en los sitios evaluados resultó clasificado en un rango de mala calidad a una calidad intermedia, observándose que las estaciones con mayor accesibilidad, mayor cercanía a centros poblacionales y topografías más suaves, fueron las que resultaron con los valores más bajos del índice QBR. Por ejemplo, la estación que resultó con calidad nula se encuentra aledaña a una importante carretera asfaltada de más de 4 metros de ancho, con la presencia de un puente y en la periferia de un centro poblacional importante; coincidentemente, a lo largo de las estaciones de la 4 a la 8 se encontraron distribuidos los principales centros poblacionales, y aledaña a éstos se encontraron las áreas en las que se desarrolla la mayor actividad agrícola, con lo que se sugiere que dichos centros y las zonas adyacentes a la ribera destinadas a la agricultura condicionan en gran medida los

bajos valores del índice QBR (Sirombra & Mesa, 2012). En las estaciones finales del tramo analizado, se encontraron algunos de los valores más bajos, resultando la estación 12 con un valor de QBR=0 debido al dragado y rectificación del cauce en el tramo analizado y la eliminación total de la vegetación riparia, una situación similar se observó en la estación 13. Las zonas agrícolas adyacentes al río influyen negativamente en los valores del índice, ya que disminuyen el grado de conectividad de la zona de ribera con la vegetación natural adyacente, limitando el movimiento de la fauna silvestre y pudiendo provocar extinciones locales (Bunn & Arlington, 2002; Harden, 2001; Henríquez, 2004; González del Tánago & García de Jalón, 2006). Los puentes como los observados en las estaciones 6 y 11 producen bajos valores del índice, ya que pueden contribuir a generar algún procesos erosivo puntual, modifican el grado de naturalidad del canal fluvial, actúan como rutas de invasión de especies exóticas y son fuente de contaminación química por el esorrentío que generan (Smith & Armesto, 2002; Fernández *et al.*, 2009).

En relación con la composición de especies, en el presente estudio ésta resultó muy baja, identificándose sólo 21 especies en los sitios evaluados; esto puede ser atribuido como lo mencionan algunos autores, debido a la discontinuidad en la vegetación del tramo estudiado, o bien por la eliminación de la vegetación adyacente a las zonas riparias para establecer huertos y parcelas de cultivo (Camacho *et al.*, 2006) lo que origina un menor grado de conservación en comparación con otras localidades, por ejemplo en el río Tembembe en Morelos, México donde se han reportado hasta 74 especies (Camacho *et al.*, 2006) en una zona de transición entre un clima templado subhúmedo y otro cálido subhúmedo; por otra parte, Lott *et al.* (1987) identificaron 105 especies en Chamela, México, donde predomina un bosque tropical subcaducifolio. Algunos autores mencionan que también puede influir el hecho de que la diversidad de especies arbóreas en zonas tropicales, suele ser mayor que la registrada en zonas templadas (Rzedowsky, 1978; Gentry, 1982; Challenger, 1998; Willig *et al.*, 2003). De manera contrastante, en la cuenca del río Maullín, al Sur de Chile donde predominan climas templado cálido lluvioso con influencia mediterránea y clima marítimo lluvioso (Fernández *et al.*, 2009) sólo reportan 19 especies; Cornell *et al.* (2008) para el río Conchos en la zona desértica de Chihuahua, México mencionan solamente como dominantes 5 especies de árboles y 5 especies de arbustos.

El índice QBR resultó ser una herramienta útil y de bajo costo para la evaluación parcial de la calidad del bosque ripario. En este sentido se sugiere el uso de índices complementarios para integrar diferentes criterios de la calidad del ecosistema ripario, para que los gestores ambientales prioricen las zonas de urgente aplicación de acciones de protección y en planes y programas de conservación relacionados con estos ecosistemas. Una herramienta que podría servir como base en la gestión de estos ecosistemas es el Ordenamiento Ecológico del Estado, el cual en base en criterios de unidades de paisaje determina que zonas se deben proteger y debido a la fragilidad de estos ecosistemas y la calidad ecológica de los mismos, bien podrían ser considerados en este instrumento de política ambiental.

AGRADECIMIENTOS

A Everardo Valenzuela Hermsillo, Jaciel Rubio Cardoza, Heriberto Ávila González y Jesús Eduardo Contreras Mora por su valiosa participación en el trabajo de campo durante la realización de este estudio. A la

Universidad Politécnica de Madrid por el apoyo otorgado a través de Departamento Forestal para la realización de este estudio y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo otorgado mediante el programa “Estancias Posdoctorales y Sabáticas al Extranjero para la Consolidación de Grupos de Investigación”, así como por el apoyo otorgado a través del proyecto 214829 “Efectos de la Gestión de las Aguas Residuales Domésticas sobre la Salud Ambiental en la Cuenca San Pedro-Mezquitil y Medidas de Mitigación”

REFERENCIAS

- BUNN, S. E. & A. H. ARTHINGTON. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- CAMACHO, R. F., I. TREJO & C. BONFIL. 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78: 17-31.
- CHALLENGER, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Usos de la Biodiversidad. Instituto de Biología, UNAM y Agrupación Sierra Madre, S.C., México, D.F. 847 p.
- CHAPMAN, D. (Ed.). 1996. *Water Quality Assessments. A guide to use of biota, Sediments and water in environmental monitoring*. Chapman & Hall, Cambridge. 660 p.
- CORNELL, J. E., M. GUTIÉRREZ, D. A. WAIT & H. O. RUBIO-ARIAS. 2008. Ecological characterization of a riparian corridor along the río Conchos, Chihuahua, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 53 (1): 96-100.
- FERNÁNDEZ, L., J. RAU & A. ARRIAGADA. 2009. Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41°28'S y 72°59'W) utilizando el índice QBR. *Gayana Botánica*, 66 (2): 269-278.
- GENTRY, A. H. 1982. Patterns in neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M & D. GARCÍA DE JALÓN. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* 25 (1-2): 389-402.
- HARDEN, C. P. 2001. Soil erosion and sustainable development: experiments, observations and recommendations from the Ecuadorian Andes. *Mountain Research and Development* 21: 77-83.
- HENRÍQUEZ, C. 2004. Efecto de la fragmentación del hábitat sobre la calidad de las semillas en *Lapageria rosea*. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 177-184. Jáimez-Cuellar, P., S. Vivas, N. Bonada, S. Robles, A. Mellado, M. Álvarez, J. Avilés, J. Casas, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, C. E. Sáinzcantero, A. Sánche-Ortega, M. L. Suárez, M. Toro, M.R. Vidal-Abarca, C. Zamoramunoz & J. Alba-Tercedor. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21: 187-204.
- LOTT, E. J., S. H. BULLOCK & J. A. SOLÍS-MAGALLANES. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of coastal Jalisco. *Biotropica* 19:228-235.
- MUNNÉ, A., C. SOLÁ & N. PRAT. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175: 20-37.

- MUNNÉ, A., N. PRAT, C. SOLÁ, N. BONADA & M. RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-164.
- NÁVAR, C. J. J. 2007. Hidrología. *In: Márquez-Linares, M. A. (Coord.) Ordenamiento Ecológico del Estado de Durango. Gobierno del Estado de Durango-SEMARNAT*. Durango, México. pp. 52-75.
- OLLERO, A. 2007. Territorio fluvial. *Diagnóstico y propuesta para la gestión ambiental y de riesgos en el Ebro y los cursos bajos de sus afluentes*. Bakeaz y Fundación Nueva Cultura del Agua. Bilbao. 255 p.
- RODRÍGUEZ, T. E. 2011. Calidad del bosque de ribera y diversidad de hábitat fluvial de los Ríos El Tunal y La Saucedá, Durango, México. Tesis de Doctorado. Universidad Juárez del Estado de Durango. 194 p.
- RZEDOWSKY, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México. D. F. 432 p.
- SIROMBRA, M. G. & L. M. MESA. 2012. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRY index. *Ecological Indicators* 20: 324-331.
- SMITH, C. & J. ARMESTO. 2002. Importancia biológica de los bosques costeros de la Decima Región: El impacto de la carretera costera sur. *Ambiente y Desarrollo* 23: 6-14.
- SUÁREZ, A. M. & M. R. VIDAL-ABARCA. 2000. Aplicación del índice de calidad el bosque de ribera, QBR (Munné *et al.*, 1998) a los cauces fluviales de la cuenca del río Segura. *Tecnología del Agua* 201: 33-45.
- WILLIG, M., KAUFMAN, D. & R. STEVENS. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 273-309.

Recibido: 20 de diciembre de 2014.

Aceptado: 15 de septiembre de 2015.

Variación espacial y temporal de las características fisicoquímicas del agua y sedimento en la laguna costera Yalahau, Quintana Roo

Spatial and temporal variations in physicochemical characteristics of water and sediment in the Yalahau coastal lagoon, Quintana Roo

Marco Antonio May-Kú, David Valdés-Lozano y Pedro-Luis Ardisson

Departamento de Recursos del Mar, Cinvestav. Carretera antigua a Progreso, km 6. Apdo. Postal 73-Cordemex. 97310, Mérida, Yucatán
e-mail: marco.may@cinvestav.mx

May Kú M. A., D. Valdés-Lozano y P. L. Ardisson. 2016. Variación espacial y temporal de las características fisicoquímicas del agua y sedimento en la laguna costera Yalahau, Quintana Roo. *Hidrobiológica* 26 (1): 41-51.

RESUMEN

Se analizó entre zonas (Externa, Mar-laguna, Sur y Norte) y épocas climáticas (lluvias, nortes y secas) la variación de las características fisicoquímicas del agua y sedimento en la laguna costera Yalahau, Quintana Roo. La salinidad, el silicato reactivo soluble (SiRS) y el tamaño de grano del sedimento fueron las variables que presentaron la mayor variabilidad espacial y temporal: (1) zona Externa, caracterizada por salinidades marinas con escasa variación temporal, concentraciones bajas de SiRS ($< 11 \mu\text{M}$) y predominio de arenas finas; (2) zona Mar-laguna, presentó la salinidad media mínima (35.5 ups) y escasa variación temporal, concentraciones de SiRS de ~ 10 a $15 \mu\text{M}$ en lluvias y nortes que se incrementaron hasta cuatro veces en secas y predominio de arenas gruesas; (3) zona Sur, caracterizada por condiciones mixoeuhalinas en nortes y hiperhalinas en lluvias, concentraciones de SiRS de ~ 15 a $20 \mu\text{M}$ en lluvias y nortes que se incrementaron al doble en secas, y predominio de arenas gruesas; y (4) zona Norte, caracterizada por una tendencia permanente a la hiperhalinidad, concentraciones de SiRS $> 10 \mu\text{M}$ durante las tres épocas climáticas que se incrementaron hasta seis veces en secas, cuando también se observaron concentraciones elevadas de amonio y fósforo reactivo soluble, en esta zona predominaron arenas finas. La condición relativamente prístina de esta área natural protegida sugiere que factores naturales como la presencia de praderas del pasto marino *Thalassia testudinum*, la magnitud de los aportes de agua dulce, la descomposición de materia orgánica y el aporte de nutrientes exógenos (e.g., excretas de aves marinas) ejercen gran influencia sobre la heterogeneidad ambiental de la laguna Yalahau.

Palabras clave: Heterogeneidad ambiental, laguna costera, pastos marinos, península de Yucatán.

ABSTRACT

In the Yalahau coastal lagoon, Quintana Roo, we analyzed spatial (Outer, Sea-lagoon, South, and North zones) and temporal weather-season variations (rainy, *nortes*, and dry), in physicochemical characteristics of water and sediment. The salinity, soluble reactive silicate (SiRS), and sediment grain size were the variables with the highest spatial and temporal variability: (1) The Outer zone is characterized by marine salinity with little temporal variation, low concentrations of SiRS ($< 11 \mu\text{M}$), and predominantly fine sands; (2) The Sea-lagoon zone has the lowest mean salinity (35.5 psu) and little temporal variation, SiRS concentrations of about 10 - $15 \mu\text{M}$ in rainy, and *nortes* that increased four times in dry, and predominantly coarse sands. (3) The South zone is characterized by mixoeuhaline conditions in *nortes* and hyperhaline conditions during rains, SiRS concentrations of about 15 - $20 \mu\text{M}$ in rains and *nortes* that increased twofold in dry and predominantly coarse sands; (4) The North zone is characterized by a permanent trend to hyperhaline conditions, concentrations of SiRS $> 10 \mu\text{M}$ during the three seasons that increased up to six times in dry weather, when increased concentrations of ammonium and soluble reactive phosphorus were also observed, and predominantly fine sand. The relatively pristine condition of this protected area suggests that natural factors such as the presence of *Thalassia testudinum* meadows, the magnitude of freshwater inputs, the decomposition of organic matter, and the entry of exogenous nutrients (e.g., seabird droppings) have a great influence on the environmental heterogeneity of the Yalahau lagoon.

Key words: Coastal lagoon, environmental heterogeneity, seagrasses, Yucatan peninsula.

INTRODUCCIÓN

La dinámica espacial y temporal de las características físicas y químicas del agua y sedimento, como por ejemplo: salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y concentración de nutrientes inorgánicos disueltos, es de gran utilidad para determinar la heterogeneidad ambiental y el estado de salud de los ecosistemas litorales (e.g., de la Lanza-Espino *et al.*, 1998; Medina-Gómez & Herrera-Silveira, 2003; Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010). Esta información es valiosa para la adecuada gestión de los ecosistemas litorales, con el objetivo de mitigar o evitar procesos de deterioro ecológico de los recursos naturales (Comin *et al.*, 1999; Herrera-Silveira *et al.*, 2004).

La laguna costera Yalahau (21°26'–21°36' N, 87°06'–87°24' O), se localiza en el noreste de la península de Yucatán, en el Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam (sitio Ramsar número 1360). Es la laguna costera más extensa en la región, con longitud de 30 km, anchura de 8 a 10 km y área de 275 km². El intervalo de marea es micromareal (< 1 m), la profundidad promedio del agua es de 2 m (intervalo: 0.3 a 4 m) y no existe estratificación de la columna de agua (Tran *et al.*, 2002a). Se encuentra rodeada por bosques de manglar, principalmente *Rhizophora mangle* Linnaeus y *Avicennia germinans* (Linnaeus) Linnaeus (García-Beltrán, 2006). El pasto marino *Thalassia testudinum* Banks & Sol. ex K. D. Koenig es el hábitat bentónico dominante en aguas someras (< 2 m) de la laguna y la zona marina adyacente (May-Kú *et al.*, 2010). El intercambio de agua entre el mar y la laguna Yalahau ocurre principalmente a través de una boca natural de 5 km de anchura localizada al oeste. La salinidad tiende a incrementarse hacia el interior pasando de condiciones mixoeuhalinas en la boca de comunicación mar-laguna a condiciones hiperhalinas en la zona norte, que presenta una escasa comunicación con el resto de la Laguna, lo que ocasiona menor circulación y alta evaporación (Tran *et al.*, 2002a, 2002b; 2008; Aguilar-Salazar *et al.*, 2003). En sitios cercanos a la boca de comunicación mar-laguna, el sedimento se compone principalmente de arena (> 80%), mientras que en la zona norte, el limo y la arcilla representan hasta un 50% (Tran *et al.*, 2002b).

La laguna costera Yalahau presenta condiciones relativamente prístinas (Tran *et al.*, 2002a; May-Kú *et al.*, 2010; Medina-Moreno *et al.*, 2014). Sin embargo, en Holbox al norte de la laguna, el desarrollo turístico se ha incrementado considerablemente en la última década (Tran *et al.*, 2002c). Las actividades antrópicas relacionadas con el turismo como urbanización, construcción de muelles, natación y buceo tienen el potencial de afectar la variabilidad ambiental natural, por ejemplo alterar el gradiente de salinidad e incrementar la concentración de nutrientes y contaminantes en agua y sedimento, lo que ocasionaría el deterioro de las funciones ecológicas que estos ecosistemas litorales brindan (de Witt, 2011). En el caso de la laguna Yalahau, se ha observado su importancia como área de crianza, alimentación y anidación para fauna acuática de importancia comercial y ecológica como tortugas, tiburones, peces y camarones (Ordóñez-López & García-Hernández, 2005; Hueter *et al.*, 2007; May-Kú *et al.*, 2014).

El análisis de la heterogeneidad espacial en la laguna Yalahau indica la presencia de seis a ocho zonas hidrológicas. En general, se observan condiciones polihalinas (18-30 ups) en el sur, hiperhalinas (> 40 ups) en el norte y mixoeuhalinas (30-40 ups) en la boca de comunicación mar-laguna (Tran *et al.*, 2002a, 2002b; Aguilar-Salazar *et al.*, 2003). Estas zonas también difieren en temperatura del agua, oxígeno disuelto, nutrientes inorgánicos disueltos (e.g., amonio, fosfato,

silicato), materia orgánica y textura del sedimento. Se ha sugerido que esta variabilidad es resultado de los aportes de agua dulce a través de escorrentías superficiales y manantiales de agua dulce, del grado de exposición a fuerzas hidrodinámicas y de los asentamientos humanos (Tran *et al.*, 2002a, 2002b; Aguilar-Salazar *et al.*, 2003). Sobre el plano temporal, no hay información sobre la variabilidad de las características hidrológicas durante un ciclo climático anual. Muestreos realizados en meses representativos de las tres épocas climáticas típicas de la región (lluvias, nortes y secas), indican diferencias en salinidad y temperatura del agua, oxígeno disuelto y nutrientes inorgánicos disueltos. Se ha sugerido que estas variaciones son resultado de las condiciones ambientales imperantes como la temperatura atmosférica, la precipitación pluvial, la evaporación y la intensidad de los vientos (Tran *et al.*, 2002a, 2002b, 2008; Aguilar-Salazar *et al.*, 2003).

Este estudio analiza las características fisicoquímicas del agua y sedimento en cuatro zonas de la laguna Yalahau (Externa, Mar-laguna, Sur y Norte) durante las épocas climáticas de lluvias, nortes y secas. La información generada contribuye a reforzar el conocimiento de línea de base necesario para la gestión sostenible de los recursos naturales de este importante ecosistema de la península de Yucatán.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se realizó durante un ciclo anual comprendido entre junio de 2001 y mayo de 2002, e incluye las tres principales épocas climáticas en la región: (1) lluvias, junio-octubre; (2) frentes fríos o 'nortes', noviembre-febrero y (3) secas, marzo-mayo. Con base en la heterogeneidad espacial de la laguna Yalahau, definida por Tran *et al.* (2002a) y Aguilar-Salazar *et al.* (2003), se seleccionaron cuatro zonas: (1) Externa, zona marina adyacente a < 2 km de la línea de costa; (2) Mar-laguna, entre la zona externa y la boca de comunicación con el mar; (3) Sur y (4) Norte (Fig. 1). Se establecieron ocho estaciones de muestreo (dos por zona) a una profundidad media de 0.82 m (mínimo = 0.3 m, máximo = 1.8 m) donde el hábitat bentónico dominante fue *T. testudinum*. En cada estación, se determinó quincenalmente la salinidad, la temperatura y el oxígeno disuelto (OD) del agua con un medidor multiparámetro de campo YSI85/50 FT. Para el análisis de los nutrientes inorgánicos disueltos en cada estación se obtuvo mensualmente un litro de agua superficial que se conservó en refrigeración hasta su análisis en laboratorio. Se determinó la concentración de nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), amonio (NH₄⁺), fósforo reactivo soluble (FRS), silicato reactivo soluble (SiRS), y clorofila *a*, de acuerdo con métodos estándar descritos por Strickland y Parsons (1972) y Jeffrey y Humphrey (1975).

Para el análisis del tamaño de grano del sedimento en cada estación se obtuvieron mensualmente muestras de sedimento superficial (~10 cm) con un nucleador. En el laboratorio el análisis granulométrico del sedimento se realizó con un tamizador vibratorio tipo Ro-Tap utilizando tamices de luz de malla de: -1.25, 0, 1, 2, 3 y 4 ϕ ($\phi = -\log_2 d$, donde d es el diámetro del grano del sedimento en mm). El tamaño medio de grano del sedimento se calculó por el método gráfico (Folk & Ward, 1957) y fue clasificado de acuerdo con la escala Udden-Wentworth (Udden, 1914; Wentworth, 1922).

Con el fin de identificar las variables ambientales con mayor variabilidad espacial, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) utilizando la media anual estandarizada de las diversas variables medidas en cada una de las ocho estaciones de muestreo. El resulta-

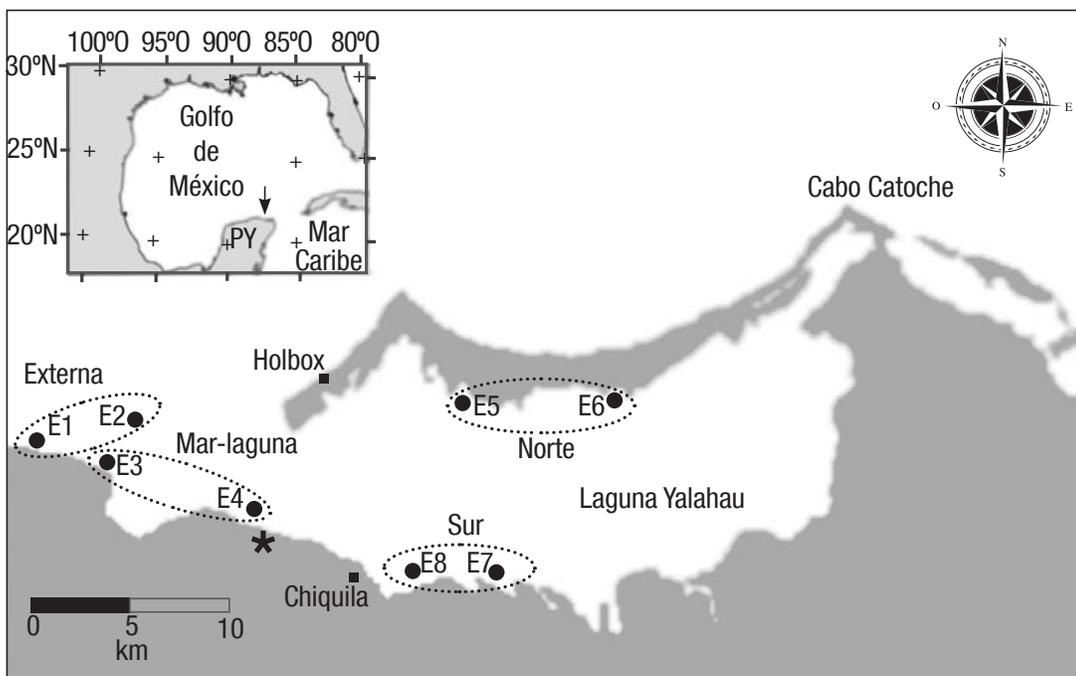


Figura 1. Localización de las cuatro zonas de estudio en la laguna costera Yalahau, Quintana Roo, península de Yucatán (PY). •: Estaciones de muestreo. *: Manantial de agua dulce.

do de este análisis identifica las variables con mayor poder explicativo de la heterogeneidad espacial observada. Para robustecer el análisis multivariable se realizaron pruebas estadísticas univariable para la comparación de medias (análisis de varianza, ANOVA) o de medianas (Kruskal-Wallis) entre zonas y épocas climáticas.

Las diferencias estadísticas en salinidad, temperatura y OD entre zonas, épocas climáticas y la interacción zona × época climática se evaluaron aplicando a los datos transformados logarítmicamente un ANOVA de dos vías (F). Cuando se detectaron diferencias significativas entre grupos se aplicaron pruebas de comparación múltiple por el método de Bonferroni ($p < 0.05$). Los datos de nitrato, nitrito, amonio, FRS, SiRS, clorofila *a* y tamaño de grano no cumplieron los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk; $p < 0.001$) y homoscedasticidad (Levene; $p < 0.001$) a pesar de haber sido transformados. Para estas variables se utilizó el análisis de varianza no paramétrico de una vía de Kruskal-Wallis (H) para evaluar diferencias estadísticas entre zonas, épocas climáticas y la interacción zona × época climática. Cuando se detectaron diferencias significativas entre grupos, se aplicaron pruebas de comparación múltiple no paramétricas por el método de Dunn ($p < 0.05$).

Para la representación gráfica de los resultados de comparación entre zonas se utilizaron diagramas de caja y bigote. La mediana es representada por la línea horizontal en la caja y la media por un rombo. La anchura de la muesca representa el intervalo de confianza de la mediana al 95%. Los cuartiles Q1 y Q3 son el límite inferior y superior de la caja, mientras que los extremos del bigote representan los valores mínimo y máximo (hasta 1.5 veces el rango intercuartílico, RIC: $Q3 - Q1$). Los valores atípicos (outliers) se representan por x (atípico leve: $< Q1 - 1.5 \cdot RIC$ o $> Q3 + 1.5 \cdot RIC$) y asterisco (atípico extremo: $< Q1 - 3 \cdot RIC$ o $> Q3 + 3 \cdot RIC$).

RESULTADOS

El ACP indicó que los tres primeros componentes explicaron el 77.2% de la varianza total de las variables originales, siendo las variables con mayor peso (≥ 40) la salinidad, la temperatura, el nitrito, el amonio, el SiRS y el tamaño de grano del sedimento (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis de componentes principales, indicando el peso de cada variable fisicoquímica en los tres primeros componentes principales.

Variable fisicoquímica	Componente		
	1	2	3
Salinidad (ups)	0.437	0.008	0.387
Temperatura (°C)	-0.077	-0.462	0.237
Oxígeno disuelto (mg/l)	-0.353	-0.347	0.073
Nitrato (µM)	-0.374	0.338	0.299
Nitrito (µM)	0.231	0.350	0.456
Amonio (µM)	0.334	-0.448	-0.171
FRS (µM)	0.256	-0.378	0.161
SiRS (µM)	0.455	0.165	0.089
Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	0.274	0.065	-0.148
Tamaño de grano del sedimento (φ)	-0.160	-0.235	0.638
Valor propio (λ)	3.1	2.8	1.8
% de la varianza explicada	31.1	27.9	18.2

En negrillas valores ≥ 0.40 (en valor absoluto). Varianza explicada acumulada por los tres primeros componentes = 77.2%.

Tabla 2. Características fisicoquímicas del agua y sedimento en cuatro zonas de la laguna Yalahau, Quintana Roo, México, durante tres épocas climáticas.

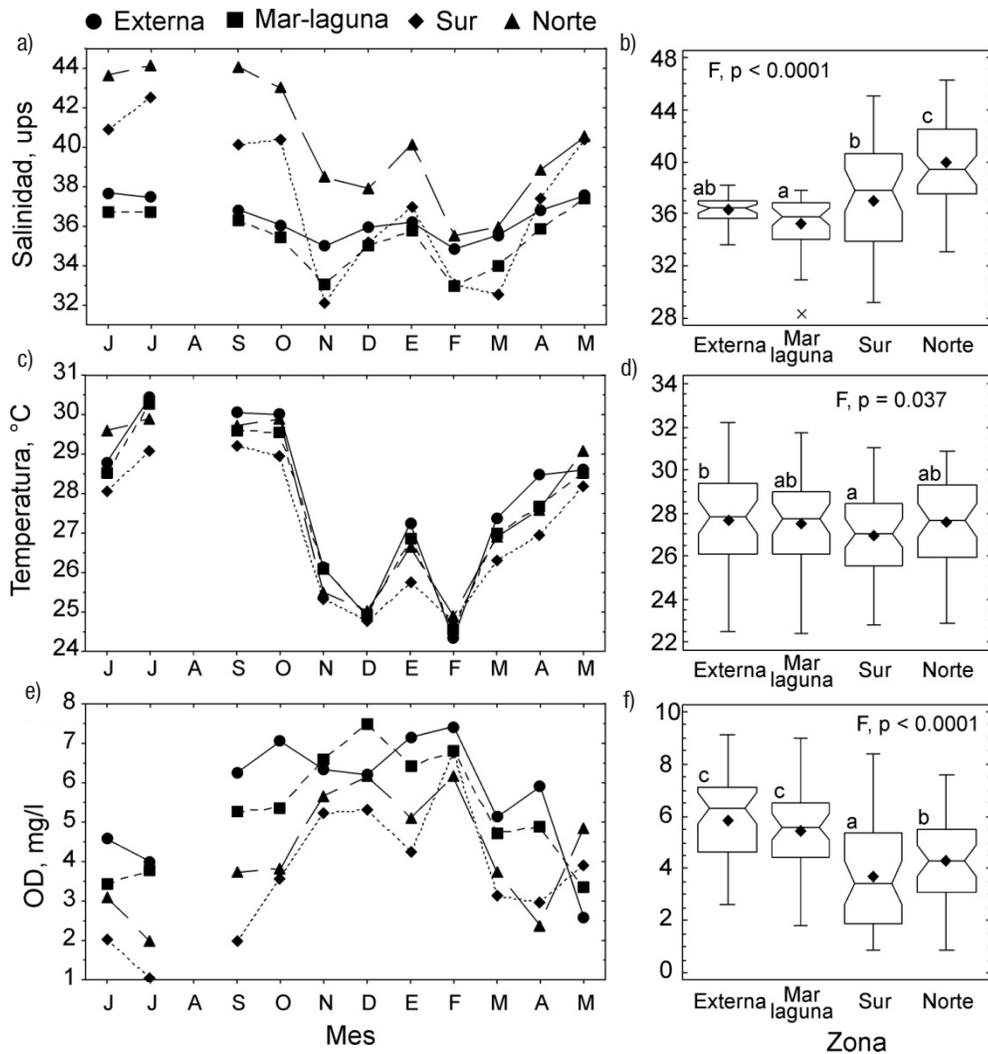
Zona	Época climática	Salinidad (ups) ⁺	Temperatura (°C) ⁺	OD (mg/l) ⁺	NO ₃ ⁻ (µM) [*]
Externa	Lluvias	37.2 ± 0.2 ^{bc}	29.8 ± 0.3	5.3 ± 0.4 ^{cde}	5.59 ± 0.8
	Nortes	35.3 ± 0.2 ^{ab}	25.5 ± 0.4	6.7 ± 0.3 ^e	8.06 ± 3.04
	Secas	36.6 ± 0.3 ^{bc}	28.2 ± 0.3	5.2 ± 0.6 ^{cde}	7.34 ± 2.41
Mar-laguna	Lluvias	36.4 ± 0.2 ^{bc}	29.5 ± 0.2	4.4 ± 0.4 ^{bcd}	5.67 ± 2.08
	Nortes	33.9 ± 0.5 ^a	25.6 ± 0.4	6.9 ± 0.3 ^e	2.81 ± 0.47
	Secas	35.8 ± 0.5 ^{abc}	27.7 ± 0.3	4.5 ± 0.3 ^{bode}	5.79 ± 3.06
Sur	Lluvias	41.1 ± 0.4 ^{de}	28.8 ± 0.3	2.0 ± 0.3 ^a	5.29 ± 0.54
	Nortes	33.7 ± 0.6 ^a	25.1 ± 0.3	5.5 ± 0.3 ^{de}	5.13 ± 3.29
	Secas	36.8 ± 1.1 ^{bc}	27.2 ± 0.4	3.2 ± 0.5 ^b	5.49 ± 2.35
Norte	Lluvias	43.8 ± 0.4 ^e	29.8 ± 0.2	3.1 ± 0.3 ^b	5.3 ± 1.21
	Nortes	37.8 ± 0.5 ^c	25.4 ± 0.3	5.8 ± 0.2 ^{de}	3.55 ± 1.04
	Secas	38.5 ± 0.7 ^{cd}	27.9 ± 0.4	3.4 ± 0.4 ^{bc}	6.6 ± 3.44
		NO ₂ ⁻ (µM) [*]	NH ₄ ⁺ (µM) [*]	FRS (µM) [*]	SiRS (µM) [*]
Externa	Lluvias	0.7 ± 0.06	12.68 ± 7.47	1.35 ± 0.62	6.2 ± 0.85 ^a
	Nortes	0.7 ± 0.23	7.72 ± 3.26	2.7 ± 1.23	10.85 ± 5.78 ^{abc}
	Secas	0.65 ± 0.18	5.8 ± 2.49	2.3 ± 0.13	10.61 ± 2.26 ^{abc}
Mar-laguna	Lluvias	0.73 ± 0.16	11.85 ± 4.98	1.71 ± 0.31	9.76 ± 1.55 ^{ab}
	Nortes	0.59 ± 0.17	5.29 ± 0.98	2.93 ± 1.61	15.49 ± 10.61 ^{abc}
	Secas	0.63 ± 0.11	5.14 ± 3.16	1.89 ± 0.41	44.79 ± 14.46 ^{de}
Sur	Lluvias	0.65 ± 0.18	8.3 ± 2.02	1.09 ± 0.21	20.42 ± 8.31 ^{cde}
	Nortes	1.02 ± 0.32	9.27 ± 5.81	3.75 ± 1.23	16.9 ± 4.53 ^{bcd}
	Secas	0.81 ± 0.16	4.15 ± 0.44	2.1 ± 0.62	36.99 ± 11.6 ^{de}
Norte	Lluvias	0.62 ± 0.26	5.81 ± 2.57	1.09 ± 0.13	20.8 ± 10.65 ^{cde}
	Nortes	0.74 ± 0.56	4.7 ± 2.11	2.03 ± 1.21	14.93 ± 3.99 ^{bcd}
	Secas	0.45 ± 0.1	9.09 ± 6.01	3 ± 1.99	63.24 ± 6.24 ^e
		Clorofila <i>a</i> (mg/m ³) [*]	Tamaño de grano del sedimento (φ) [*]		
Externa	Lluvias	0.95 ± 0.26	2.58 ± 0.5 ^b		
	Nortes	0.89 ± 0.19	2.39 ± 0.25 ^b		
	Secas	1.54 ± 1.06	2.59 ± 0.17 ^b		
Mar-laguna	Lluvias	0.81 ± 0.25	0.96 ± 0.42 ^a		
	Nortes	3.01 ± 1.45	0.43 ± 0.33 ^a		
	Secas	2.91 ± 1.47	0.24 ± 0.1 ^a		
Sur	Lluvias	0.79 ± 0.42	0.87 ± 0.17 ^a		
	Nortes	1.02 ± 0.13	0.84 ± 0.2 ^a		
	Secas	0.78 ± 0.34	0.77 ± 0.21 ^a		
Norte	Lluvias	1.5 ± 0.72	1.89 ± 0.35 ^b		
	Nortes	1.36 ± 0.46	1.91 ± 0.31 ^b		
	Secas	2.51 ± 1.14	1.66 ± 0.16 ^b		

⁺: Media (± 1EE). ^{*}: Mediana (± DAM). Las letras minúsculas en superíndice representan comparaciones múltiples *a posteriori* entre medias por el método de Bonferroni ($p < 0.05$) y entre medianas por el método de Dunn ($p < 0.05$).

La salinidad media mensual varió de 32.2 ups en noviembre en la zona Sur a 44.1 ups en julio y septiembre en la zona Norte (Fig. 2a). El valor mínimo (28.3 ups) se observó en E4 en noviembre y el máximo (46.2 ups) en E6 en septiembre. Se encontraron diferencias significativas entre zonas ($F_{3,167} = 38.6$, $p < 0.001$), épocas climáticas ($F_{2,167} = 70.95$, $p < 0.001$) y en la interacción zona × época climática ($F_{6,167} = 7.57$, $p < 0.001$). La salinidad media (± 1EE) mínima (35.3 ± 0.3 ups) se registró en la zona Mar-laguna y la máxima (40 ± 0.5 ups) en la zona Norte (Fig. 2b). Las diferencias temporales se asociaron con el patrón

climático de la región (lluvias > secas > nortes: prueba de Bonferroni, $p < 0.05$), con la salinidad más baja en la época de nortes en las zonas Mar-laguna y Sur y la más alta en la época de lluvias en la zona Norte (Tabla 2).

La temperatura media mensual varió de 24.3 °C en febrero en la zona Externa a 30.5 °C en julio en la misma zona (Fig. 2c). El valor mínimo (22.4 °C) se observó en E3 en diciembre y el máximo (32.2 °C) en E1 en julio. Se encontraron diferencias significativas entre zonas ($F_{3,167} = 2.91$, $p = 0.037$), épocas climáticas ($F_{2,167} = 156.68$, $p < 0.001$), pero



Figuras 2a-f. Variación temporal y espacial de la salinidad (a,b), temperatura (c,d) y oxígeno disuelto (OD) (e,f) en agua en cuatro zonas de la laguna Yalahau, Quintana Roo de junio de 2001 a mayo de 2002. F, prueba de ANOVA. Las letras minúsculas representan comparaciones múltiples a posteriori entre medias (datos transformados logarítmicamente) por el método de Bonferroni ($p < 0.05$).

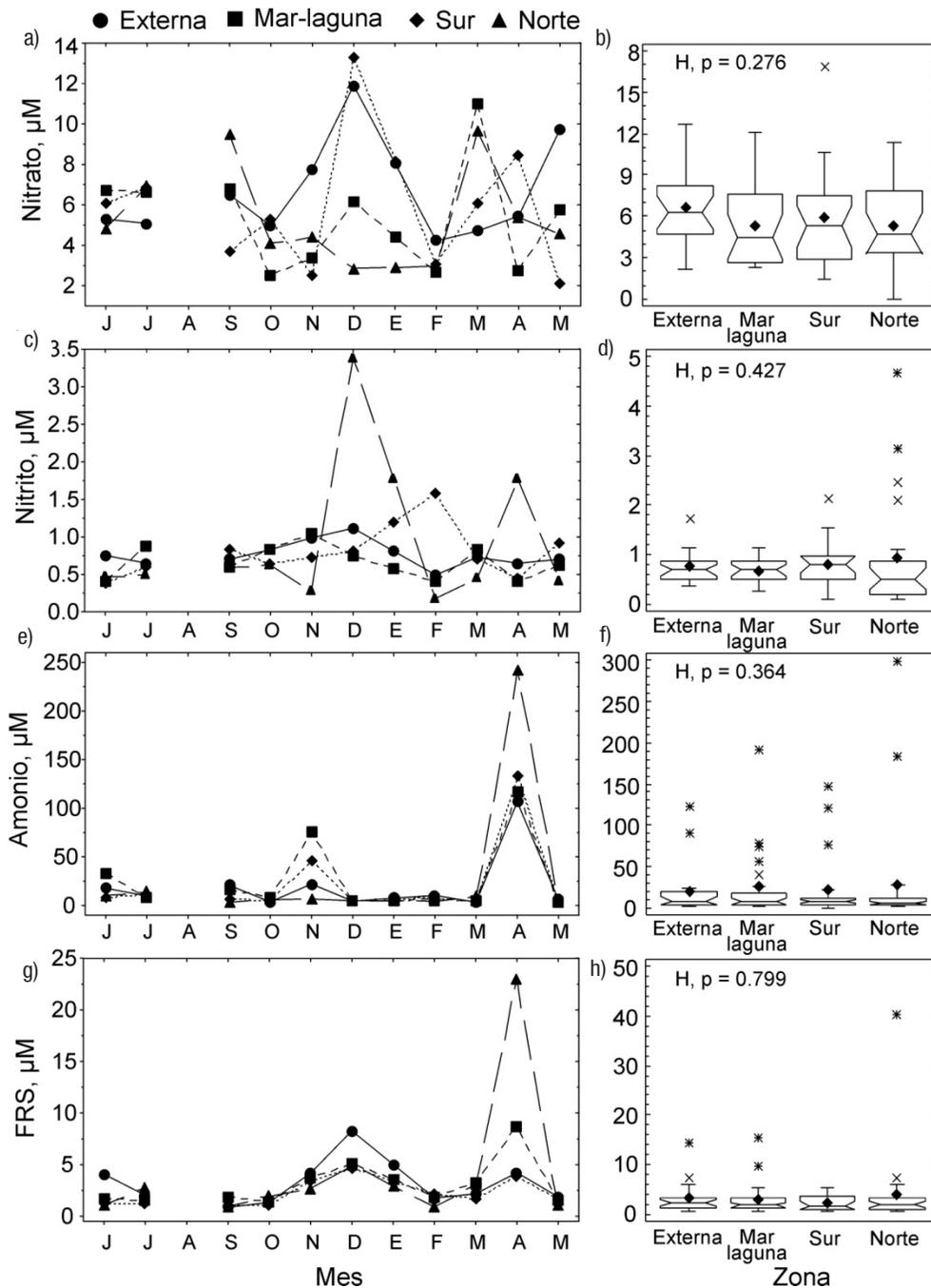
no en la interacción zona \times época climática ($F_{6,167} = 0.24, p = 0.964$; Tabla 2). La temperatura media mínima (26.9 ± 0.3 °C) se registró en la zona Sur y la máxima (27.7 ± 0.4 °C) en la zona Externa (Fig. 2d). Las diferencias entre épocas climáticas indicaron un patrón temporal similar al de la salinidad (lluvias > secas > nortes: prueba de Bonferroni, $p < 0.05$).

La concentración media de OD mensual varió 1.1 mg/l en julio en la zona Sur a 7.5 mg/l en diciembre en la zona Mar-laguna (Fig. 2e). El valor mínimo (0.9 mg/l) se observó en E7 en junio y en E5 y E8 en julio, y el máximo (9.1 mg/l) se observó en E1 en febrero. Se encontraron diferencias significativas entre zonas ($F_{3,155} = 26.14, p < 0.001$), épocas climáticas ($F_{2,155} = 59.86, p < 0.001$) y en la interacción zona \times época climática ($F_{6,155} = 4.88, p = 0.0001$). La concentración media mínima de OD (3.7 ± 0.3 mg/l) se registró en la zona Sur, mientras que en las zonas Externa y Mar-laguna se observaron las concentraciones más altas (5.9 ± 0.3 mg/l y 5.4 ± 0.3 mg/l, respectivamente), las cuales fueron estadísticamente similares entre ellas (Fig. 2f). Las diferencias entre

épocas climáticas indicaron un patrón temporal de nortes > lluvias = secas (prueba de Bonferroni, $p < 0.05$), con la media más baja en la época de lluvias en la zona Sur y las más altas en la época de nortes en las zonas Externa y Mar-laguna (Tabla 2).

Las concentraciones medianas de nitrato generalmente fueron < 8 μ M, variando mensualmente de 2.12 μ M en mayo en la zona Sur a 13.29 μ M en diciembre en la misma zona (Fig. 3a). El valor mínimo (0.04 μ M) se observó en E5 en abril y el máximo (16.76 μ M) en E8 en diciembre. No se encontraron diferencias significativas en la mediana entre zonas ($H_{3,88} = 3.87, p = 0.276$; Fig. 3b), épocas climáticas ($H_{2,88} = 2.72, p = 0.257$) y en la interacción zona \times época climática ($H_{11,88} = 15.09, p = 0.178$; Tabla 2).

Las concentraciones medianas de nitrito generalmente fueron < 1 μ M, variando mensualmente de 0.19 μ M en febrero en la zona Norte a 3.38 μ M en diciembre en la misma zona (Fig. 3c). El valor mínimo (0.10 μ M) se observó en E5 en julio y en E7 en junio y abril, mientras que el



Figuras 3a-h. Variación temporal y espacial del nitrato (a, b), nitrito (c,d), amonio (e, f) y fósforo reactivo soluble (FRS) (g, h) en agua en cuatro zonas de la laguna Yalahau, Quintana Roo de junio de 2001 a mayo de 2002. H, prueba de Kruskal-Wallis.

máximo (4.67 μM) en E6 en diciembre. No se encontraron diferencias significativas en la mediana entre zonas ($H_{3,88} = 2.77, p = 0.427$; Fig. 3d), épocas climáticas ($H_{2,88} = 3.05, p = 0.217$) y en la interacción zona × época climática ($H_{11,88} = 8.01, p = 0.711$; Tabla 2).

Las concentraciones medianas de amonio generalmente fueron < 10 μM, variando mensualmente de 2.61 μM en mayo en la zona Mar-laguna a 241.11 μM en abril en la zona Norte. En abril, también se re-

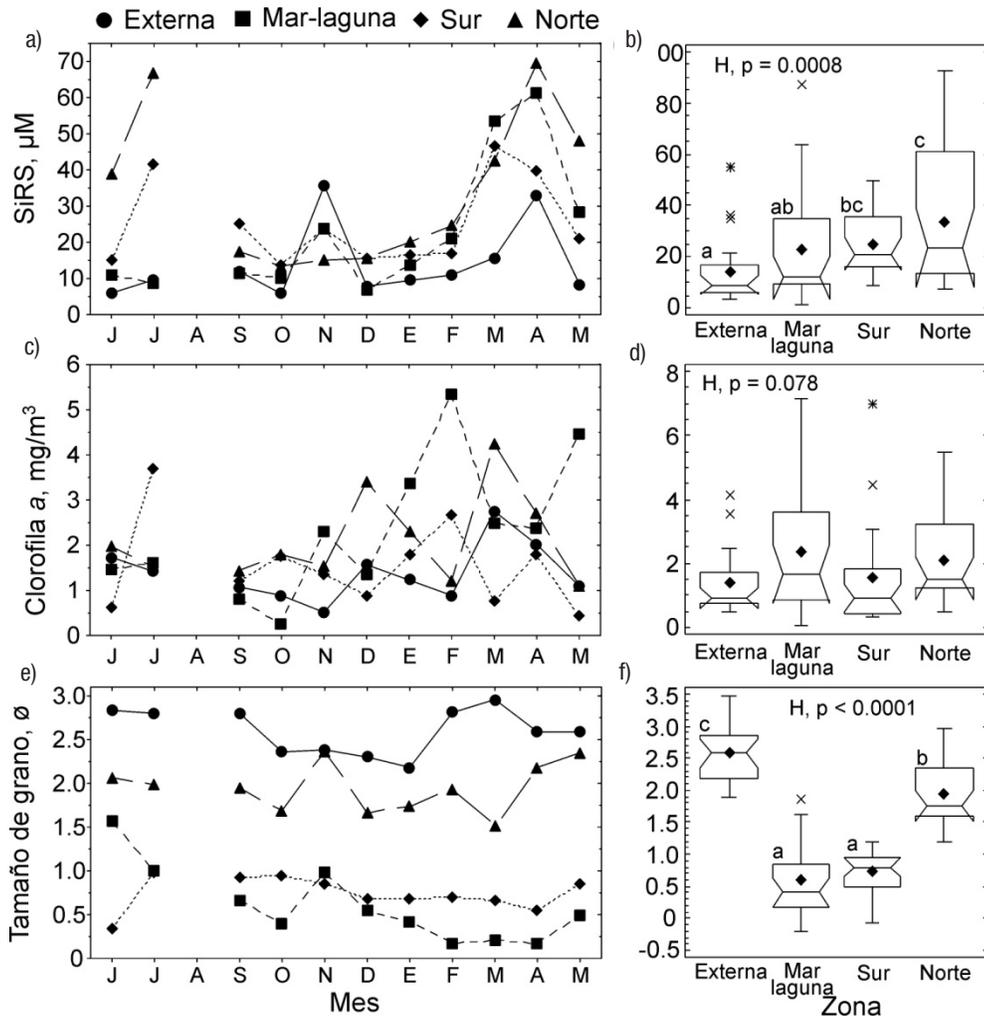
gistraron concentraciones de amonio > 100 μM en las otras tres zonas, mientras que en noviembre se observó otro pico de concentración en las zonas Mar-laguna (76.32 μM) y Sur (45.98 μM) (Fig. 3e). El valor mínimo (0.63 μM) se observó en E8 en diciembre y el máximo (298.62 μM) en E5 en abril. No se encontraron diferencias significativas en la mediana entre zonas ($H_{3,88} = 3.19, p = 0.364$; Fig. 3f), épocas climáticas ($H_{2,88} = 1.52, p = 0.467$) y en la interacción zona × época climática ($H_{11,88} = 8.49, p = 0.669$; Tabla 2).

Las concentraciones medianas de FRS generalmente fueron $< 5 \mu\text{M}$, variando de $0.86 \mu\text{M}$ en septiembre en la zona Externa a $23.05 \mu\text{M}$ en abril en la zona Norte (Fig. 3g). El valor mínimo ($0.52 \mu\text{M}$) se observó en E3 y E8 en diciembre y febrero, respectivamente, y el máximo ($40.19 \mu\text{M}$) en E5 en abril. Se encontraron diferencias significativas en la mediana entre épocas climáticas ($H_{2,88} = 14.55, p = 0.0007$; nortes = secas > lluvias = nortes: prueba de Dunn, $p < 0.05$), pero no entre zonas ($H_{3,88} = 1.01, p = 0.799$; Fig. 3h) y en la interacción zona \times época climática ($H_{11,88} = 18.02, p = 0.081$; Tabla 2).

Las concentraciones de SiRS generalmente fueron $< 40 \mu\text{M}$, variando mensualmente de $5.73 \mu\text{M}$ en octubre en la zona Externa a $69.48 \mu\text{M}$ en abril en la zona Norte (Fig. 4a). El valor mínimo ($1.31 \mu\text{M}$) se observó en E4 en febrero y el máximo ($92.86 \mu\text{M}$) en E5 en julio. Se encontraron diferencias significativas entre zonas ($H_{3,88} = 16.69, p = 0.0008$), épocas climáticas ($H_{2,88} = 15.96, p = 0.0003$) y en la interacción zona \times época climática ($H_{11,88} = 38.4, p = 0.0001$). La concentración mediana (\pm DAM, desviación absoluta de la mediana) mínima

de SiRS ($9.02 \pm 3.38 \mu\text{M}$) se registró en la zona Externa y la máxima ($23.43 \pm 12.53 \mu\text{M}$) en la zona Norte (Fig. 4b). Las diferencias temporales (secas > lluvias = nortes: prueba de Dunn, $p < 0.05$), indicaron que la concentración mediana más baja de SiRS se registró en la época de lluvias en la zona Externa y la más alta en la época de secas en la zona Norte. En la época de secas, las otras zonas también registraron incrementos de dos hasta seis veces en las concentraciones de SiRS en comparación con las otras épocas climáticas (Fig. 4a; Tabla 2).

Las concentraciones medianas de clorofila *a* generalmente fueron $< 3 \text{ mg/m}^3$, variando mensualmente de 0.26 mg/m^3 en octubre en la zona Mar-laguna a 5.36 mg/m^3 en febrero en la misma zona (Fig. 4c). El valor mínimo (0.04 mg/m^3) se observó en E3 en octubre y el máximo (7.15 mg/m^3) en E4 en febrero. No se encontraron diferencias significativas en la mediana entre zonas ($H_{3,88} = 6.8, p = 0.078$; Fig. 4d), épocas climáticas ($H_{2,88} = 3.93, p = 0.14$) y en la interacción zona \times época climática ($H_{11,88} = 19.48, p = 0.053$; Tabla 2).



Figuras 4a-f. Variación temporal y espacial del silicato reactivo soluble (SiRS) (a,b) y clorofila *a* (c,d) en agua y el tamaño de grano del sedimento (e,f) en cuatro zonas de la laguna Yalahau, Quintana Roo de junio de 2001 a mayo de 2002. H, prueba de Kruskal-Wallis. Las letras minúsculas representan comparaciones múltiples a posteriori entre medianas por el método de Dunn ($p < 0.05$).

El tamaño medio de grano del sedimento presentó poca variación temporal en cada una de las zonas (Fig. 4e). El diámetro medio mínimo de grano del sedimento ($3.47 \phi = 0.09 \text{ mm}$) se observó en E1 en julio y el máximo ($-0.2 \phi = 1.15 \text{ mm}$) en E4 en febrero. Se encontraron diferencias significativas entre zonas ($H_{3,88} = 66.81, p < 0.0001$; Fig. 4f), en la interacción zona \times época climática ($H_{11,88} = 69.18, p < 0.0001$; Tabla 2), pero no entre épocas climáticas ($H_{2,88} = 0.68, p = 0.712$). Con base en la escala granulométrica de Udden-Wentworth (Udden, 1914; Wentworth, 1922), se identificaron dos grupos: (i) valores $> 1.5 \phi$, que indican el predominio de arenas finas a muy finas, característico de las zonas Externa y Norte y (ii) valores $< 1.5 \phi$, que indican el predominio de arenas gruesas a muy gruesas, característico de las zonas Mar-laguna y Sur (Fig. 4f; Tabla 2).

DISCUSIÓN

En la laguna Yalahau, la salinidad, el silicato reactivo soluble y el tamaño de grano del sedimento presentaron la mayor variabilidad espacial y temporal. Estas variables han sido señaladas, en conjunto o por separado, como indicadoras de ambientes heterogéneos en diferentes tipos de lagunas costeras, siendo principalmente controladas por procesos naturales como la magnitud de los aportes de agua dulce, el tiempo de residencia del agua, la hidrodinámica y la presencia de vegetación acuática sumergida (VAS) (Herrera-Silveira, 1996; Boyer *et al.*, 1997; de la Lanza Espino *et al.*, 1998; Calva-Benítez & Torres-Alvarado, 2011; Medina-Gómez & Herrera-Silveira, 2003).

Las condiciones mixoeuhalinas en las zonas Externa y Mar-laguna y mixoeuhalinas-hiperhalinas en las zonas Sur y Norte, coinciden con lo reportado por Tran *et al.*, (2002a, 2002b, 2008) y Aguilar-Salazar *et al.* (2003). La salinidad mixoeuhalina relativamente estable en la zona Externa parece ser consecuencia de la mayor influencia marina, tal como se ha observado en la zona costera adyacente a las lagunas Celestún y Dzilam (Herrera-Silveira, 1996; Medina-Gómez & Herrera-Silveira, 2003). La presencia de un manantial de agua dulce y escorrentías superficiales en las zonas Mar-laguna y Sur probablemente sean la causa de las salinidades relativamente bajas y la mayor variabilidad temporal, como resultado del patrón temporal de precipitación que incide en los aportes de agua dulce a través de estas vías. Por su parte, la zona Norte de la laguna Yalahau se caracteriza por un aislamiento relativo donde el intercambio de agua con el mar y el resto de la Laguna es escaso (Tran *et al.*, 2002b, 2008; Aguilar-Salazar, *et al.*, 2003). Estas condiciones, aunado a la baja precipitación (que incluso fue escasa durante la época de lluvias estudiada) y alta evaporación en la región, probablemente sean la causa de que la zona Norte presentara durante todo el periodo de estudio una tendencia a la hiperhalinidad.

En este estudio, las concentraciones de nitrato, nitrito y amonio fueron superiores o similares a las registradas en otras lagunas con condiciones prístinas de la península de Yucatán como Chacmocuk, Dzilam y Río Lagartos, pero fueron inferiores a las de lagunas donde las actividades antrópicas son más altas como Celestún, Nichupté, Bojorquez y Chetumal (revisado por Herrera-Silveira, 2006; Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010). A diferencia de los compuestos nitrogenados, las concentraciones de FRS en la laguna Yalahau fueron de 3 hasta 16 veces más altas que las registradas en todas las lagunas costeras de Yucatán y Quintana Roo (Tran *et al.*, 2002b; Herrera-Silveira, 2006; Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010).

La concentración de nutrientes en la columna de agua frecuentemente es mayor en presencia de VAS que en ausencia de ésta, lo que se ha explicado por la reducción del movimiento del agua y la mayor retención de sedimento por parte del follaje lo que genera un efecto de trampa y sumidero de nutrientes (Koch *et al.*, 2006; Romero *et al.*, 2006). Aunque estos procesos no son la regla (e.g., Mellors *et al.*, 2002), podrían ayudar a explicar las mayores concentraciones de FRS en este estudio, donde predominó *T. testudinum* en los sitios muestreados y otros estudios donde los muestreos se han realizado independientemente de la presencia de VAS (Herrera-Silveira, 1996; Medina-Gómez & Herrera-Silveira, 2003; Tapia *et al.*, 2008). En la laguna Yalahau es probable que la mayor densidad de *T. testudinum* en la época de secas (May-Kú *et al.*, 2010) disminuya el movimiento del agua, favoreciendo el incremento de nutrientes en el agua somera. Además, las praderas más densas de *T. testudinum* pueden presentar mayor descomposición y lixiviación contribuyendo con nutrientes hacia la columna de agua (Romero *et al.*, 2006; Rosch & Koch, 2009).

El incremento en las concentraciones de amonio y FRS durante la época de secas concuerda con lo observado en la laguna Chelem (Tapia *et al.*, 2008). Pero difiere con lo observado en las lagunas Celestún y Dzilam donde las mayores concentraciones de amonio y FRS han ocurrido en las épocas de lluvias y nortes, estando relacionadas con la mayor precipitación y fuertes vientos que proporcionan una contribución significativa de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua (Herrera-Silveira, 1996; Medina-Gómez & Herrera-Silveira, 2003; Tapia *et al.*, 2008). Durante la época de secas la salinidad y la temperatura ambiental y del agua se incrementan y la precipitación, la velocidad del viento y el nivel del agua disminuyen. Es probable que en la laguna Yalahau estas condiciones ambientales promuevan la descomposición de la materia orgánica incrementando las concentraciones de amonio y FRS, tal como ha sido sugerido para la laguna Chelem (Tapia *et al.*, 2008).

Es importante mencionar la gran presencia de aves marinas que anidan, se alimentan y descansan en la zona Norte, particularmente en la cercanía de E5, donde se observaron las concentraciones máximas de amonio y FRS en abril. En muestras de sedimento de la misma zona, Tran *et al.* (2002b) también observaron concentraciones altas de fósforo total ($> 5 \mu\text{mol/g}$) en marzo y agosto. Lo anterior sugiere la influencia de las aves marinas en el incremento de amonio y fosfato mediante la excreción y bioperturbación del sedimento (Comin & Herrera-Silveira, 2000).

Aunque no se observaron diferencias estadísticas significativas en la concentración de nutrientes inorgánicos en la interacción zona \times época climática, la confluencia en la zona Norte en la época de secas de concentraciones de OD relativamente bajas (abril: E5 = 2.3 mg/l) y valores elevados en la concentración de indicadores de eutrofización como amonio (abril: E5 = 298.62 μM , E6 = 183.6 μM), FRS (abril: E5 = 40.19 μM), y clorofila *a* (marzo: E5 = 3.24 mg/m³, E6 = 5.24 mg/m³; abril: E5 = 3.63 mg/m³), sugieren un riesgo de eutrofización alto en esta zona. Lo anterior pudiera ser favorecido por el tiempo de residencia del agua en la laguna Yalahau (de 200 a 300 d), que comparativamente está entre los más altos para las lagunas costeras de la península de Yucatán (Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010). Aunque estudios recientes no detectan en la zona Norte la presencia de hidrocarburos en agua de manantiales (Medina-Moreno *et al.*, 2014) la cercanía de esta zona a los desarrollos turísticos de Holbox indican el riesgo de ingreso

potencial de nutrientes y contaminantes a través de la contaminación antrópica del agua subterránea y las escorrentías superficiales. En lagunas costeras de la península de Yucatán, la disposición inadecuada de las aguas residuales y residuos sólidos (basureros) provenientes de los centros urbanos y turísticos, es un problema que se ha incrementado en la última década (Herrera-Silveira, 2006).

En la península de Yucatán, la concentración de SiRS en agua de procedencia subterránea es alta (mediana = 66.7 μM , intervalo 4.8 – 439.4 μM) y varía en relación inversa con la salinidad (Aranda-Cirerol *et al.*, 2006), por lo que es considerado un indicador de aportes de agua dulce hacia las lagunas costeras a través de manantiales (Herrera-Silveira, 2006; Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010). Esto ha sido evidenciado en el sur de la laguna Yalahau, donde Tran *et al.* (2002b) observaron que el agua obtenida directamente de los manantiales presentaba concentraciones de silicato de 97 a 124 μM y salinidades de 0 ups. Sin embargo, en este estudio, las concentraciones altas de SiRS no se asociaron a salinidades bajas. Por ejemplo, la zona Norte que presentó la concentración mediana más alta de SiRS (63.2 μM) en la época de nortes, así como el valor máximo (92.9 μM) en julio, registró durante el periodo de estudio una salinidad mínima de 33.1 ups. Por otra parte, la E4, ubicada ca. 2.5 km de un manantial de agua dulce, registró la salinidad mínima (28.3 ups) en noviembre pero una concentración de SiRS de 21.22 μM . En las zonas Mar-laguna y Sur, la distribución horizontal de agua dulce desde su punto de descarga quizá sea dominada por el ambiente mixoeuhalino a hiperhalino, lo que explicaría que no se hayan observado condiciones oligohalinas aún en E4. Sin embargo, las causas de las concentraciones altas de SiRS en la zona Norte, donde no existen manantiales puntuales y tampoco han sido reportadas descargas difusas de agua dulce, son poco claras. Es probable que en la época de secas el nivel del agua mínimo, y temperaturas y salinidades altas, favorezcan la resuspensión y disolución de diatomeas bentónicas y epifitas incrementando la concentración de silicato en la columna de agua (de Jonge & van Beusekom, 1995; Welker *et al.*, 2002). Lo anterior se vería favorecido por la densidad elevada de *T. testudinum* (May-Kú *et al.*, 2010), cuyas hojas sostienen una fauna rica en diatomeas epifitas (Hernández-Almeida *et al.*, 2013). Otros procesos que podrían explicar las concentraciones altas de SiRS son la denudación en las praderas de pastos marinos (Bolthuis *et al.*, 1984) y las escorrentías superficiales de agua dulce desde los bosques de manglar (Tanaka & Choo, 2000), además del carácter relativamente conservativo de este nutriente. Son necesarios más estudios que expliquen el origen del SiRS en la laguna Yalahau, ya que este nutriente es considerado un indicador de la vulnerabilidad de una laguna costera al proceso de enriquecimiento de nutrimentos y contaminación por fuentes terrestres (Herrera-Silveira, 1996; Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010; Hernández-Terrones *et al.*, 2011). Al respecto, Avelar *et al.* (2013) observaron que en la zona Norte de la laguna Yalahau las concentraciones altas de SiRS en la columna de agua coincidieron con concentraciones elevadas de hierro y cadmio en las hojas y rizoma de *T. testudinum*, sugiriendo la existencia de descargas subterráneas de agua dulce contaminada. No obstante, estos autores tampoco registraron salinidades oligohalinas.

La distribución espacial del tamaño de grano del sedimento tiene implicaciones ecológicas y de gestión ambiental, ya que existe una relación estrecha entre esta variable y la distribución y la abundancia de la fauna bentónica y la concentración de contaminantes (Zonta *et al.*, 1994; May-Kú *et al.*, 2014). En este estudio, la consistente heterogeneidad espacial en cuanto el predominio de arenas finas y gruesas en

las zonas Externa y Norte, y Mar-laguna y Sur, respectivamente, sugiere diferencias entre zonas en las condiciones hidrodinámicas (e.g., oleaje, corrientes, mareas) y las características estructurales de la VAS, que son los factores principales que afectan la distribución del tamaño medio de grano del sedimento. Por ejemplo, el predominio de sedimentos finos se ha asociado con áreas geográficamente aisladas donde la energía de los procesos hidrodinámicos es baja, así como con praderas de pastos marinos más densas, ya que las hojas reducen el movimiento del agua y favorecen la deposición y sedimentación, mientras que los rizomas actúan como estabilizadores de éstos en el fondo. Por otra parte, los sedimentos gruesos se han asociado con áreas expuestas donde la energía hidrodinámica es alta (Teeter *et al.*, 2001; Peterson *et al.*, 2004).

Así, la condición relativamente prístina de la laguna Yalahau sugiere que factores naturales como la presencia de praderas del pasto marino *Thalassia testudinum*, la magnitud de los aportes de agua dulce, la descomposición de materia orgánica y el aporte de nutrientes exógenos (e.g., excretas de aves marinas) ejercen gran influencia sobre la heterogeneidad ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento al CONACYT por la beca de doctorado otorgada a May-Kú MA y a Ornelas-Roa Margarita del Laboratorio de Plancton del Cinvestav por su colaboración en el análisis de los nutrientes inorgánicos disueltos y granulometría del sedimento.

REFERENCIAS

- AGUILAR-SALAZAR, F., J. A. GONZÁLEZ-ITURBE, A. S. GRANADOS, M. RUEDA, J. A. HERRERA-SILVEIRA, I. ÖLMSTED, F. REMOLINA-SUÁREZ, J. DE D. MARTÍNEZ-AGUILAR, R. FIGUEROA-PAZ & F. FIGUEROA-PAZ. 2003. *Batimetría, variables hidrológicas, vegetación acuática sumergida y peces de la laguna de Yalahau, Quintana Roo, México*. Grupo Editorial Regiomontano. 22 p.
- ARANDA-CIREROL, N., J. H. HERRERA-SILVEIRA & F. A. COMIN. 2006. Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatán, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 445-454.
- AVELAR, M., B. BONILLA-HEREDIA, M. MERINO-IBARRA, J. A. HERRERA-SILVEIRA, J. RAMÍREZ, H. ROSAS, J. VALDESPINO, J. P. CARRICART-GANIVET & A. MARTÍNEZ. 2013. Iron, cadmium, and chromium in seagrass (*Thalassia testudinum*) from a coastal nature reserve in karstic Yucatán. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 7591-7603.
- BOLTHUIS, D. A., G. W. BRAND & M. C. MOBLEY. 1984. Suspended sediments and nutrients in water ebbing from seagrass-covered and denuded tidal mudflats in a southern Australian embayment. *Aquatic Botany* 20: 257-266.
- BOYER, J. N., J. W. FOURQUREAN & R. D. JONES. 1997. Spatial characterization of water quality in Florida Bay and Whitewater Bay by multivariate analyses: zones of similar influence. *Estuaries* 20: 743-758.
- CALVA-BENÍTEZ, L. G. & R. TORRES-ALVARADO. 2011. Carbono orgánico y características texturales de sedimentos en áreas del pasto marino *Thalassia testudinum* en ecosistemas costeros del sureste del Golfo de México. *Universidad y Ciencia* 27: 133-144.

- COMÍN, F. A., M. MENÉNDEZ, J. A. ROMERO, O. HERNÁNDEZ, M. MARTÍNEZ & A. CHACÓN. 1999. Indicadores ecológicos y herramientas para la gestión de ecosistemas acuáticos en la zona costera. *Limnetica* 16: 61-68.
- COMÍN, F. A., M. MENÉNDEZ, J. A. ROMERO, O. HERNÁNDEZ, M. MARTÍNEZ, A. CHACÓN & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2000. The role of birds on the trophic structure and nutrient cycles of aquatic ecosystems: a review. In: Comín, F. A., J. A. Herrera-Silveira & J. Ramírez (Eds.). *Limnology and Aquatic Birds. Monitoring, Modeling and Management*. Universidad Autónoma de Yucatán, México, pp. 205-218.
- DE JONGE, V. N. & J. E. E. VAN BEUSEKOM. 1995. Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. *Limnology and Oceanography* 40: 766-778.
- DE LA LANZA-ESPINO, G., N. SÁNCHEZ-SANTILLAN & A. ESQUIVEL-HERRERA. 1998. Análisis temporal y espacial fisicoquímico de una laguna tropical a través del análisis multivariado. *Hidrobiológica* 8: 89-96.
- DE WITT, R. 2011. Biodiversity of Coastal Lagoon Ecosystems and Their Vulnerability to Global Change. In: Grillo, O. & G. Venora, (Eds.). *Ecosystems Biodiversity*. InTech. pp. 29-40. Disponible en línea en: <http://www.intechopen.com/books/ecosystems-biodiversity/biodiversity-of-coastal-lagoon-ecosystems-andtheir-vulnerability-to-global-change>. (consultado el 30 de julio de 2014).
- FOLK, R. L. & W. C. WARD. 1957. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27: 3-26.
- GARCÍA-BELTRÁN, G. 2006. *Estrategia de conservación de tierras del Norte del estado de Quintana Roo*. Amigos de Sian Ka'an - North American Wetlands Conservation Council. 95 p.
- HERNÁNDEZ-ALMEIDA, O. U., J. A. HERRERA-SILVEIRA & F. MERINO-VIRGILIO. 2013. Nueve nuevos registros de diatomeas bentónicas de los géneros *Climaconeis*, *Cocconeis*, *Licmophora*, *Talaroneis*, *Oestrupia*, *Petro-neis* y *Synedrosphenia* en la costa norte de la Península de Yucatán, México. *Hidrobiológica* 23: 154-168.
- HERNÁNDEZ-TERRONES, L. M. REBOLLEDO-VIEYRA, M. MERINO-IBARRA, M. SOTO, A. LE-COSSEC & E. MONROY-RÍOS. 2011. Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water Air and Soil Pollution* 218: 517-528.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A. 1996. Salinity and nutrients in a tropical coastal lagoon with groundwater discharges to the Gulf of Mexico. *Hydrobiologia* 321: 165-176.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotrópicos* 19: 94-108.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A., F. A. COMÍN, N. ARANDA-CIREROL, L. TROCCOLI & L. CAPURRO. 2004. Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: management implications. *Ocean and Coastal Management* 47: 625-639.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A. & S. M. MORALES-OJEDA. 2010. Subtropical Karstic Coastal Lagoon Assessment, Southeast Mexico. The Yucatan Peninsula Case. In: Kennish, M. J. & H. W. Paerl (Eds.). *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Marine Science Series, CRC press, Boca Raton, FL, pp. 307-333.
- HUETER, R. E., J. L. CASTILLO-GÉNIZ, J. F. MÁRQUEZ-FARIAS & J. P. TYMINSKI. 2007. The use of Laguna Yalahau, Quintana Roo, Mexico as a primary nursery for the blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*). In: McCandless, C. T., N. E. Kohler & H. L. Pratt Jr. (Eds.). *Shark nursery grounds of the Gulf of Mexico and the East coast waters of the United States*. American Fisheries Society. Symposium 50. pp. 345-364.
- JEFFRY, S. W. & G. F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equation for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167: 191-194.
- KOCH, E. W., J. D. ACKERMAN, J. VERDUIN & M. VAN KEULEN. 2006. Fluid Dynamics in Seagrass Ecology - from Molecules to Ecosystems. In Larkum, A. W. D., R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 193-225.
- MAY-KÚ, M. A., P. L. ARDISSON & U. ORDÓÑEZ-LÓPEZ. 2010. Morphological variation of *Thalassia testudinum* in two shallow coastal environments from the southeastern Gulf of Mexico. *Botanica Marina* 53: 449-455.
- MAY-KÚ, M. A., M. CRIALES, J. L. MONTERO-MUÑOZ & P. L. ARDISSON. 2014. Differential use of *Thalassia testudinum* habitats by sympatric Penaeids in a nursery ground of the southern Gulf of Mexico. *Journal of Crustacean Biology* 34: 144-156.
- MEDINA-GÓMEZ, I. & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2003. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: a multivariate approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 455-465.
- MEDINA-MORENO, S. A., A. JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, M. GUTIÉRREZ-ROJAS & M. A. LIZARDI-JIMÉNEZ. 2014. Hydrocarbon pollution studies of underwater sinkholes along Quintana Roo as a function of tourism development in the Mexican Caribbean. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 13: 509-516.
- MELLORS, J., H. MARSH, T. J. B. CARRUTHERS & M. WAYCOTT. 2002. Testing the sediment-trapping paradigm of seagrass: Do seagrasses influence nutrient status and sediment structure in tropical intertidal environments? *Bulletin of Marine Science* 71: 1215-1226.
- ORDÓÑEZ-LÓPEZ, U. & V. D. GARCÍA-HERNÁNDEZ. 2005. Ictiofauna juvenil asociada a *Thalassia testudinum* en Laguna Yalahau, Quintana Roo. *Hidrobiológica* 15: 195-204.
- PETERSON, C. H., R. A. LUETTICH JR., F. MICHELI & G. A. SKILLETER. 2004. Attenuation of water flow inside seagrass canopies of differing structure. *Marine Ecology Progress Series* 268: 81-92.
- ROMERO, J., K. S. LEE, M. PÉREZ, M. A. MATEO & T. ALCOVERRO. 2006. Nutrients dynamics in seagrass ecosystems. In: Larkum, A. W. D., R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 227-254.
- ROSCH, K. L. & M. S. KOCH. 2009. Nitrogen and phosphorus recycling by a dominant tropical seagrass (*Thalassia testudinum*) across a nutrient gradient in Florida Bay. *Bulletin of Marine Science* 84: 1-24.
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada 167. 311 p.

- TANAKA, K. & C. POH-SZE. 2000. Influences of nutrient outwelling from the mangrove swamp on the distribution of phytoplankton in the Matang Mangrove estuary, Malaysia. *Journal of Oceanography* 56: 69-78.
- TAPIA-GONZÁLEZ, F. U., J. A. HERRERA-SILVEIRA & M. L. AGUIRRE-MACEDO. 2008. Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 418-430.
- TEETER, A. M., B. H. JOHNSON, C. BERGER, G. STELLING, N. W. SCHEFFNER, M. H. GARCIA & T. M. PARCHURE. 2001. Hydrodynamic and sediment transport modeling with emphasis on shallow-water, vegetated areas (lakes, reservoirs, estuaries and lagoons). *Hydrobiologia* 444: 1-23.
- TRAN, K. C., D. VALDÉS-LOZANO, J. A. HERRERA-SILVEIRA, J. EUAN, I. MEDINA-GÓMEZ & N. ARANDA-CIREROL. 2002a. Status of water quality at Holbox Island, Quintana Roo State, Mexico. In: C. A. Brebbia (Ed.). *Coastal Environment*. WIT Press, Ashurst Lodge, Southampton, UK, pp. 331-340.
- TRAN, K. C., D. VALDÉS-LOZANO, J. EUAN, E. REAL & E. GIL. 2002b. Status of water quality at Holbox Island, Quintana Roo State, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 5: 173-189.
- TRAN, K. C., J. EUAN & M. L. ISLA. 2002c. Public perception of development issues: impact of water pollution on a small coastal community. *Ocean and Coastal Management* 45: 405-420.
- TRAN, K. C., D. VALDÉS-LOZANO, E. REAL & O. ZAPATA-PÉREZ. 2008. Variaciones del índice de calidad en laguna Yalahau, Quintana Roo, México, basado en las características del agua y sedimentos, en el periodo 1999-2002. *Revista Ciencias de la Tierra y el Espacio*, Vol. 9. Disponible en línea en: http://www.iga.cu/Publicaciones/revista/cte_09/art_09-04/id49.htm. (consultado el 4 de diciembre de 2014).
- UDDEN, J. A. 1914. Mechanical composition of clastic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America* 25: 655-744.
- WELKER, C., E. SDRIGOTTI, S. COVELLI & J. FAGANELI. 2002. Microphytobenthos in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): relationship with labile sedimentary organic matter and nutrients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 259-273.
- WENTWORTH, C. K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30: 377-392.
- ZONTA, R., L. ZAGGIA & E. ARGESE. 1994. Heavy metal and grain-size distributions in estuarine shallow water sediments of the Cona Marsh (Venice Lagoon, Italy). *The Science of the Total Environment* 151: 19-28.

Recibido: 13 de enero de 2015.

Aceptado: 19 de octubre de 2015.

Estrés a microescala de *Vallisneria americana* por enriquecimiento de nutrientes con estequiometría N:PStress to microscale of *Vallisneria americana* by enrichment of nutrients with stoichiometry N:P

Jesús Bautista-Regil, Violeta Ruiz-Carrera, Alberto J Sánchez, Miguel Ángel Salcedo-Meza y Rosa Florido

Centro de Investigación para la Conservación y Aprovechamiento de Recursos Tropicales. División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. km 0.5 carretera Villahermosa-Cárdenas, 86039. Villahermosa, Tabasco, México
e-mail: violeta@ujat.mx

Bautista-Regil J., V. Ruiz-Carrera, A. J. Sánchez, M. A. Salcedo-Meza y R. Florido. 2016. Estrés a microescala de *Vallisneria americana* por enriquecimiento de nutrientes con estequiometría N:P. *Hidrobiológica* 26 (1): 53-60.

RESUMEN

El estrés de *Vallisneria americana* provocado por incrementos de la relación molar N:P (N-NO_3 y $\text{P-H}_2\text{PO}_4$) o por el aumento de la concentración de nutrientes (CN) fue diferenciado mediante el análisis del régimen nutricional (RN), el cual fue examinado con dos experimentos factoriales al azar sobre plantas cultivadas *in vitro* en medio MS modificado. El primero (RN1) cruzó relaciones N:P de 16, 20 y 24 y CN (%) de 25, 50 y 100; mientras que, el segundo (RN2) evaluó las relaciones N:P de 48, 60, 72 y porcentajes de CN de 3.125, 6.25, 12.5, 25 y 50. El mecanismo de estrés por factor fue analizado con la declinación en regeneración y viabilidad de hojas y raíces, porcentual o unitaria, durante 45 o 75 días, ya que las plantas *in vitro* no produjeron rametos. En los experimentos RN1, todas las plantas murieron en 100% CN, las hojas reportaron mayor resistencia con 24N:P y 25% CN ($p < 0.05$). Las algas crecieron en el 52% de los cultivos, sin efecto de covarianza ($p > 0.05$). En los RN2, hojas y raíces resistieron en 72N:P dentro del rango porcentual de 6.25 a 25 de CN ($p < 0.05$). Otra información útil fue la correlación significativa ($p < 0.01$) entre hojas y raíces regeneradas ($r = 0.9$) y entre regeneración y viabilidad de hojas ($r = 0.5$). El mecanismo de estrés por la relación N:P fue descifrado mediante estequiometría metabólica (proteína:ARN). En contraste, el mecanismo por la CN fue osmótico y rápido. A microescala *in vitro*, la resistencia al estrés de *V. americana*, en N:P elevada y con el suministro de N oxidado, fue vinculado a cargas bajas de nutrientes.

Palabras clave: Carga de nutrientes, cultivo *in vitro*, estequiometría N:P, resistencia al estrés, *Vallisneria americana*.

ABSTRACT

To distinguish between the stress of *Vallisneria americana* caused by increases either in the molar N:P relation (N-NO_3 and $\text{P-H}_2\text{PO}_4$) or in the concentration of nutrients (CN), the nutritional regimen (NR) was examined by means of two randomized factorial experiments on plants cultured *in vitro* in modified MS medium. The first (RN1) crossed N:P relation of 16, 20, and 24 and CN (%) of 25, 50, and 100; while the second (RN2) evaluated N:P relations of 48, 60, 72, and CN percentages of 3.125, 6.25, 12.5, 25, and 50. The mechanism of resistance to the stress by factor was examined with the decrease in the regeneration and viability of leaves and roots; both measured by unit or percentage for 45 to 75 days, since the plants *in vitro* did not produce ramets. In NR1 experiments, all plants died in 100% CN and leaves registered greater resistance with 24N:P, and 25% CN ($p < 0.05$). The algae grew in 52% of the cultures, without covariance effect ($p > 0.05$). In RN2 experiments, leaves and roots resisted at 72N:P, within the percent ranging from 6.25 to 25 CN ($p < 0.05$). Additional useful information was the significant relationship ($p < 0.01$) found between regenerated leaves and roots ($r = 0.9$), and between regeneration and viability of leaves ($r = 0.5$). The mechanism of stress by the N:P was deciphered by metabolic stoichiometry (protein: RNA). In contrast, the mechanism for the CN was osmotic and fast. At *in vitro* microscale, resistance to the stress of *V. americana*, in high N:P and with the supply of N-oxidized, was linked to low nutrient loads.

Key words: *In vitro* culture, loading nutrients, resistance to stress, stoichiometry N:P, *Vallisneria americana*.

INTRODUCCIÓN

El enriquecimiento de nutrientes, nitrógeno (N) y fósforo (P), en ecosistemas acuáticos costeros representa una crisis ambiental en crecimiento. En muchos casos la intensidad de la carga de nutrientes en el ecosistema ha culminado en la eutrofización o hiper-eutrofización, pero tiende a diferenciarse entre regiones subdesarrolladas y desarrolladas (Selman & Greenhalgh, 2009; Marion & Orth, 2010; Dokulil & Teubner, 2011). Los ecosistemas limnéticos someros han sido más vulnerados debido a que pequeñas modificaciones en el aporte de nutrientes ha ocasionado cambios relativos en la composición de la comunidad y su funcionamiento (Kennish & Paerl, 2010).

En el dilema de la eutrofización en las lagunas costeras adquiere relevancia la vegetación de angiospermas sumergidas y enraizadas por sus funciones ecológicas, así como los servicios ambientales asociados (Wang *et al.*, 2008a; Sánchez *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2013). En esencia, eleva la concentración del oxígeno que purifica el agua, participa en los ciclos biogeoquímicos de carbono (C), N y P, recicla los nutrientes en diferentes escalas tróficas y alberga altas densidades de biodiversidad planctónica y béntica. En contraste, el incremento de los nutrientes modifica la concentración natural de N y P, la disponibilidad de luz, el oxígeno disuelto y el crecimiento de fitoplancton, a lo que se ha atribuido la declinación masiva o pérdida drástica de angiospermas sumergidas en diferentes áreas biogeográficas (Burkholder *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2008; Cao *et al.*, 2011; Cai *et al.*, 2012; Ruiz-Carrera & Sánchez, 2012; Zhu *et al.*, 2014).

En las poblaciones del género *Vallisneria* la declinación por enriquecimiento de nutrientes se ha explicado más por el efecto negativo del N reducido que por el N oxidado (Cao *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2008; Cao *et al.*, 2009; Cao *et al.*, 2011; Zhu *et al.*, 2014). Varias respuestas fisiológicas y anatómicas en *V. natans* (João de Loureiro) han presentado correlaciones negativas con el incremento de nutrientes, en relaciones 20:1 de N:P en concentración total e iónica 1:2 de $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$ (Wang *et al.*, 2012). En la misma especie se han ensayado relaciones 1:1 y 1:7 de $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$ (Wang *et al.*, 2012; Dou *et al.*, 2013). Sin embargo la relación N:P ha sido registrada en aguas eutrofizadas en magnitud más elevada (Quan & Falkowski, 2009).

En el ámbito de los ecosistemas acuáticos eutrofizados la estrategia ha sido integrar en las evaluaciones la relación N:P y C:P (Leoni *et al.*, 2008; Dodds & Whiles, 2010), y en las predicciones reduccionistas de estrés es factible usar el cultivo *in vitro* (Pérez-Clemente & Gómez-Cadenas, 2012). El modelo de cultivo *in vitro* de plantas que fue desarrollado para *V. americana* (André Michaux) ofrece una herramienta básica de acercamiento al estrés abiótico en tiempo real (Ruiz-Carrera & Sánchez, 2008).

El enfoque experimental con el balance estequiométrico de elementos que ciclan, en particular del C, N y P, en las propiedades biológicas y ecológicas de la biota ha formado parte de varias estrategias que han explicado el flujo de energía y materiales en diferentes niveles de organización, desde genes hasta ecosistemas (Elser *et al.*, 2010; Sistla & Schimel, 2012; Wang *et al.*, 2012; Minden & Kleyer, 2014). La estequiometría N:P ha sido utilizada en el análisis de correlaciones simples y múltiples de causas y efectos del estrés, sus evaluaciones en diferentes escalas espacio-temporales y como indicador de la calidad del agua para orientar la estrategia dual de manejo de N y P en los ecosistemas costeros (de la Lanza-Espino, 2011; Chen *et al.*, 2013).

La modificación en la relación de N:P y C:P por incrementos de la concentración de nutrientes han impactado procesos metabólicos de especies sumergidas como la eficiencia en captura de luz y la asimilación de nutrientes (Burkholder *et al.*, 2007; Leoni *et al.*, 2008; Dodds & Whiles, 2010; Wang *et al.*, 2012). Diversos estudios en lagos someros señalaron que la carga de N ha sido determinante en la pérdida de plantas sumergidas, aún en concentración de P suficientemente alta (Li *et al.*, 2008). Las respuestas registradas en angiospermas acuáticas sumergidas por el enriquecimiento de N han sido de estimulación o inhibición directa en sus procesos fisiológicos e indirecta como la atenuación de luz, anoxia o hipoxia en el ambiente acuático debido al sobrecimiento de algas (Leoni *et al.*, 2008), y estas respuestas han variado de acuerdo al genotipo, el protocolo implementado, la fuente de nutrientes (columna de agua o sedimento) y por las interacciones con factores tales como la temperatura, el forrajeo y la luz.

En el contexto de la vulnerabilidad de angiospermas sumergidas por el enriquecimiento de nutrientes en la columna de agua con N oxidado, la hipótesis plantea que el mecanismo de estrés en hojas y raíces está diferenciado a partir del incremento de la relación N:P y la carga de nutrientes.

El presente estudio analizó en condición de cultivo *in vitro* la resistencia al estrés de *Vallisneria americana* a las modificaciones en la estequiometría N:P (N-NO_3^- y $\text{P-H}_2\text{PO}_4^-$) y el nivel de enriquecimiento de nutrientes. La disminución en viabilidad y regenerantes de hojas y raíces fueron marcadores útiles para distinguir el mecanismo de estrés de esta angiosperma sumergida y para mejorar futuras aplicaciones de restauración en las lagunas costeras eutrofizadas del Continente Americano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ecosistema y recolección de frutos. En el humedal Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, localizado en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta, se ubica la laguna de Santa Anita (051° 39' 43" N - 20° 29' 756" O). En esta laguna tropical limnética (26.0 – 32.0 °C y 372 – 513 $\mu\text{S cm}^{-1}$) fueron recolectados los frutos maduros de *V. americana*, en la temporada de transición al flujo alto de 2012. La laguna registró en esta temporada profundidad promedio de 2.4 ± 0.2 m con una transparencia de 0.3- 0.5 m, pH de 6.6 – 8.2 y oxígeno disuelto de 6.6 – 8.2 mg L^{-1} . Según el Índice de Estado Trófico (Carlson, 1977), con valores de 0.62 ± 0.6 mg L^{-1} y 37.4 ± 16.9 $\mu\text{g L}^{-1}$ para NT y Cla, la laguna presentó condiciones hipereutróficas.

Los frutos se transportaron al laboratorio en agua de la misma localidad. Las semillas fueron extraídas manualmente del fruto. El almacén de semillas permaneció en agua purificada dentro del refrigerador (5 °C) antes de iniciar los experimentos.

Cultivo *in vitro* de plantas. En la preparación de las semillas y unidades de cultivo para la regeneración de las plantas y los experimentos se usó la técnica de cultivo *in vitro* bifásico de Ruiz-Carrera & Sánchez (2008). La relación de altura entre fase gelificada (soporte de 4% agar-agar) y fase acuosa (columna de agua) fue 1:5 cm. Cada fase se preparó en recipientes de vidrio (6.5 cm altura x 5.5 cm ancho) con tapas de policarbonato (Magenta®). Las fases se esterilizaron en autoclave a 121 °C por 17 min. Las fases fueron preparadas de agua dura a pH 7.5, compuesta de carbonatos, sulfatos y cloruros (Eaton *et al.*, 2000).

Las semillas fueron desinfectadas con solución de NaClO (10% de Cloralex®) por 10 min en agitación constante (125 rpm) y enjuagadas tres veces con agua estéril. Antes de cultivar las semillas la fase acuosa fue agregada suavemente al soporte en la campana de flujo laminar. Las plántulas se desarrollaron en cuartos de cultivo en temperatura de 30 ± 5 °C, luz difusa y fotoperiodo de 16:8 h luz-obscuridad.

En los experimentos se sustituyó la fase acuosa de agua dura con medio nutritivo MS (Murashige & Skoog, 1962) modificado en la composición de sales de N con la exclusión de $N-NH_4$. El nivel de luz de 20 $\mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Photosynthetic Photon Flux-BQM) se estableció bajo para evitar el estrés por fotoinhibición (Murata *et al.*, 2007). La renovación de la fase acuosa se realizó cuando las plantas fueron autótrofas, es decir presentaron coleóptilo seco, 2 o 3 hojas y 2 o 3 raíces.

Preparación de medio nutritivo. Los nutrientes del medio MS fueron preparados de: 1) soluciones de macronutrientes ($CaCl_2 \cdot 2H_2O$, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, KH_2PO_4), micronutrientes (H_3BO_3 , $MnSO_4 \cdot 4H_2O$, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, KI , $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ y $CoCl_2 \cdot 6H_2O$), complejo Fe-EDTA (Na_2EDTA y $FeSO_4 \cdot 7H_2O$) y orgánicos (glicina, ácido nicotínico, piridoxina-HCl, tiamina-HCl y mio-inositol) y 2) diferentes pesos de KNO_3 y $NaHCO_3$, que fueron sumados en la concentración total de nutrientes. Las soluciones se concentraron 10 o 100 veces respecto a la concentración de nutrientes del MS modificado y permanecieron refrigeradas a 5°C en frascos de vidrio con tapa de policarbonato. El complejo Fe-EDTA fue protegido de la luz en frasco ámbar. Las diferentes fuentes de nutrientes se mezclaron y el pH fue ajustado a 7.5 antes de aforar. La mezcla de nutrientes fue renovada cada 15 días. A partir de las concentraciones de $N-NO_3$, $P-H_2PO_4$ y $C-HCO_3$ de la fase acuosa fueron calculadas las relaciones molares de N:P y C:P.

Diseños experimentales. Los experimentos se desarrollaron en régimen nutricional (RN) a través de dos experimentos factoriales aleatorizados usando las plantas *in vitro* de 20 días de edad. El primer experimento (RN1) cruzó relaciones N:P de 24, 20 y 16 (régimen N:P bajo) y concentración de nutrientes de 100%, 50% y 25% (régimen de nutrientes alto, moderado y bajo). El segundo experimento (RN2) cruzó relaciones N:P de 48, 60 y 72 de N:P (régimen N:P alto) y las concentraciones de 50%, 25%, 12.5%, 6.25% y 3.125% (régimen de nutrientes moderado, bajo y el resto muy bajos). Ambos experimentos incluyeron cinco réplicas por tratamiento más una repetición al centro en el segundo. El volumen de medio fresco se incrementó en 10 ml para evitar que las hojas rebasaran la interfase agua/aire. La relación de C:P aumentó en proporción con la concentración de nutrientes de 1.22 a 4.9 en RN1 y de 0.15 a 2.45 en RN2. El RN completo incluyó estequiometrías N:P que aplican a ecuaciones de crecimiento del fitoplancton (N_{16} :P) y de macrófitas marinas enraizadas (N_{20} :P) (Romero *et al.*, 2006), así como a otras citadas en áreas naturales (Romero *et al.*, 2006; Benson *et al.*, 2008; Sardans *et al.*, 2012).

La resistencia al estrés fue registrada con la declinación de la regeneración y la viabilidad foliar y radicular (10-15 plantas/unidad de cultivo), expresados en unidad o porcentaje. Por la edad juvenil de las plantas la predicción en el crecimiento de rametos fue opcional. En la unidad experimental se registró el número de plantas y el número de hojas iniciales. La presencia de algas asociadas fue indicada en categorías de ausencia y presencia.

Los predictores del experimento fueron los marcadores de regeneración y viabilidad. La regeneración fue medida con el número de

hojas y raíces nuevas en un individuo seleccionado al azar. La viabilidad foliar fue analizado por el color (verde -2, parcialmente verdes-1 y cloróticas-0). La categoría cero también se aplicó a la desintegración foliar. La viabilidad de raíces fue indicada combinando la turgencia y los crecimientos longitudinales (no turgentes-0, turgentes sin cambio-1, turgentes -2 cortas y turgentes largas-3). La turgencia se ligó a la superficie brillante translúcida. La raíz larga rebasó la base del recipiente y presentó entorchamiento o circunmutación. En el segundo experimento las categorías 2 y 3 de la raíz se unieron en la categoría turgentes con crecimiento-2. Ambos marcadores fueron analizados cada 15 días en un periodo máximo de 10 semanas (Wang *et al.*, 2012).

Análisis estadístico. El análisis de los datos fue desarrollado con el programa Statistica (release 8.0). En la determinación del supuesto de homogeneidad de varianza se usó la prueba de Cochran y de la normalidad fue Shapiro-Wilk (Zar, 1999). El MANCOVA fue usado en las variables de concentración de nutrientes, relación N:P y tiempos de cultivo. Las covariables fueron las algas (experimento 1) y el número de plantas iniciales (experimento 2). En el primer experimento se excluyó el tiempo de cultivo de 45 días y la concentración de 100%, porque las plantas se desintegraron en todas las unidades de cultivo. En las comparaciones múltiples se usó la prueba de Tukey a $p < 0.05$. La correlación entre la regeneración unitaria de hojas y raíces, y la primera con la viabilidad foliar, así como entre las de regeneración y viabilidad porcentual de hojas y raíces viables ($n = 459$) fue establecida con el coeficiente de Pearson.

RESULTADOS

Las plantas de *Vallisneria americana* no presentaron crecimiento de rametos en ningún régimen nutricional. En el primero (RN1), el crecimiento de algas en el 52% de los cultivos impidió observar la regeneración foliar y radical. Sin embargo, las algas oportunistas no presentaron covarianza ($p > 0.05$). En relaciones N:P de 16 a 24 y concentración de nutrientes de 100% las plantas murieron. La concentración de nutrientes mostró variación significativa en la viabilidad de hojas ($F_{n=2} = 12.95$, $p < 0.0001$), significativa en raíces ($F_{n=2} = 8.08$, $p < 0.001$) y en las hojas la interacción presentó significancia menor ($F_{n=4} = 3.51$, $p < 0.01$). El tiempo de cultivo no causó variación alguna ($p > 0.05$). La viabilidad foliar disminuyó con el incremento de la concentración de nutrientes y en la raíz fueron iguales las de 50% y 25% ($p < 0.05$). La viabilidad foliar fue máximo en la interacción 24 N:P y 25% de concentración de nutrientes (Fig. 1).

En el RN2, la covarianza afectó la regeneración de raíces y la viabilidad unitaria de hojas ($F_{n=1} = 19.92$, $p < 0.0001$). En la regeneración de hojas y raíces fue significativo el efecto de la relación de N:P ($F_{n=2} = 8.19$, $p < 0.0005$ y $F_{n=2} = 9.5$, $p < 0.0001$), la concentración de nutrientes ($F_{n=4} = 316.74$ y 277.93 , $p < 0.0001$) y el tiempo de cultivo ($F_{n=4} = 59.48$ y 63.04 , $p < 0.0001$). La relación de N:P interactuó con la concentración de nutrientes y reportó diferencias de mayor significancia en la regeneración de hojas ($F_{n=8} = 4.89$, $p < 0.0001$) que en la viabilidad unitaria de hojas ($F_{n=8} = 2.68$, $p < 0.007$) y la regeneración de raíces ($F_{n=8} = 2.126$; $p < 0.03$).

La declinación en regeneración de hojas y raíces y en la viabilidad de hojas fue gradual con el incremento de la relación de N:P (Fig. 2). Solo en hojas regeneradas fueron iguales las de 72 y 60 ($p < 0.05$). En las relaciones N:P de 48, 60 y 72 de los tres marcadores no incremen-

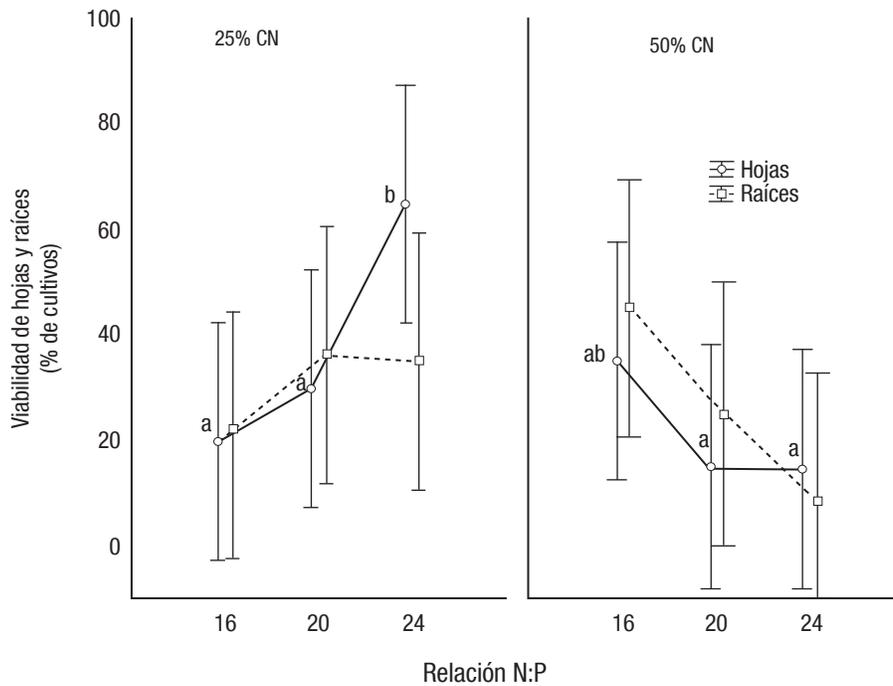


Figura 1. Viabilidad de hojas y raíces en las plantas de *Vallisneria americana* cultivadas en relación de N:P de 16 a 24 y enriquecimiento de nutrientes de 25 y 50%. Líneas verticales = intervalo de confianza. Literales diferentes = diferencias significativas ($p < 0.05$). $n = 10 - 15$

taron en el tiempo ($F_{n=8} = 0.6089$ y 1.0833 , $p > 0.05$). En cambio, la concentración de nutrientes interactuó con el tiempo de manera significativa ($F_{n=8} = 40.76$ y 27.72 ; $p < 0.0001$). La declinación en regeneración de hojas fue constante en la concentración de nutrientes de 50%, y después de 45 días de cultivo murieron (Fig. 3). La regeneración foliar permaneció estática en 25% después de 45 días y en 12.5% a los 60

días. La viabilidad fue más notoria en las hojas (Fig. 4). La correlación fue significativa ($r = 0.9$, $r^2 = 0.75$, $p < 0.01$) entre la regeneración de hojas y raíces y entre la de regeneración de hojas y la viabilidad de hojas ($r = 0.53$, $r^2 = 0.28$, $p < 0.01$) (Fig. 5). El perfil cinético fue similar entre la viabilidad unitaria de hojas y regeneración de raíces, en correspondencia con las correlaciones registradas (Fig. 5).

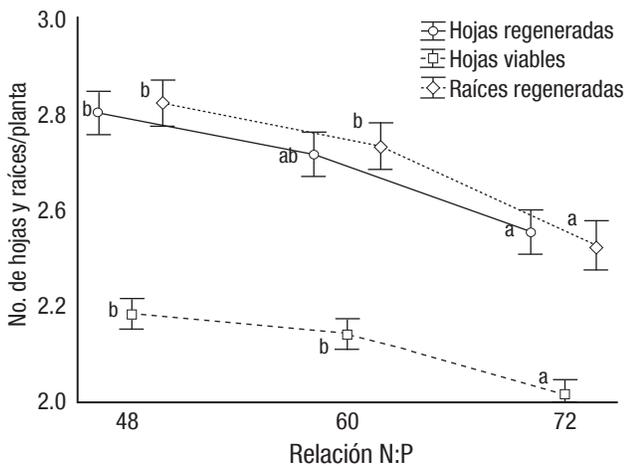


Figura 2. Declinación en la regeneración de hojas y raíces y viabilidad de hojas en plantas de *Vallisneria americana* con incremento en la relación N:P (48 a 72). Efecto covariado en el número de plantas. Líneas verticales = intervalo de confianza. Literales diferentes = diferencias significativas ($p < 0.05$). $n = 10 - 15$

DISCUSIÓN

Los estudios que han analizado el efecto del enriquecimiento de nutrientes, en particular de N, sobre las angiospermas sumergidas no han sugerido un patrón general de estrés a escala geográfica (Leoni *et al.*, 2008). Para discernir el estrés de *V. americana* por el incremento de la relación N:P ($N-NO_3$ y $P-H_2PO_4$) del enriquecimiento de nutrientes se evaluaron, en experimentos no destructivos a microescala, sus efectos directos e interactivos en la regeneración y la senescencia foliar y radical de plantas juveniles. En contraste a muchos experimentos realizados en el género *Vallisneria* se descartaron efectos puntuales de $N-NH_4$ y el dual con $N-NO_3$ (Wang *et al.*, 2008b; Dou *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2012). También se excluyó el efecto de la variación N:P con limitación de N. Lo anterior con base en los registros de limitación de P en el hábitat limnético (Sterner, 2008; Raven, 2012) y a estudios que han indicado que la mineralización de N es más rápida que la mineralización de P en zonas tropicales (Sardans & Peñuelas, 2012). La influencia de epífitas quedó descartada incluso en condiciones que presentaron relaciones de N:P cercanas a la de Redfield ($N_{16}P$). *Vallisneria americana* fue muy sensible a los cambios en la relación de N:P en ciertos umbrales críticos de concentración de nutrientes en la columna de agua,

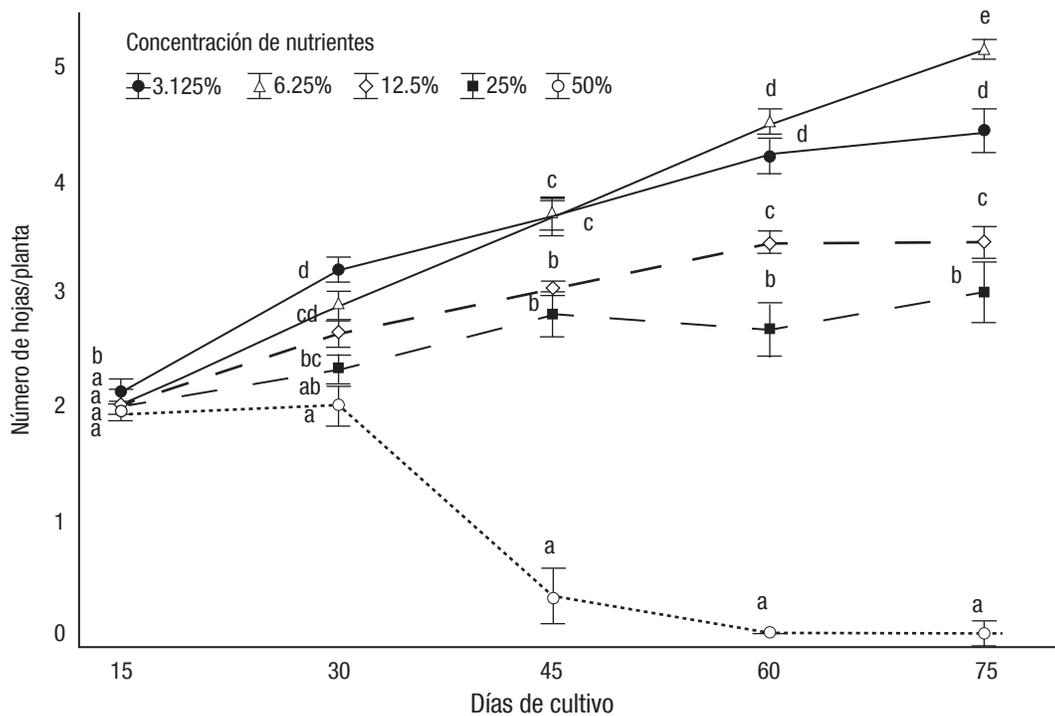


Figura 3. Cambios en la regeneración de hojas de *Vallisneria americana* en orden creciente de concentración de nutrientes durante 75 días en cultivo bifásico. Promedios acumulados en la relación N:P de 48 a 72. Líneas verticales = intervalo de confianza. Literales diferentes = diferencias significativas ($p < 0.05$). $n = 5 - 10$.

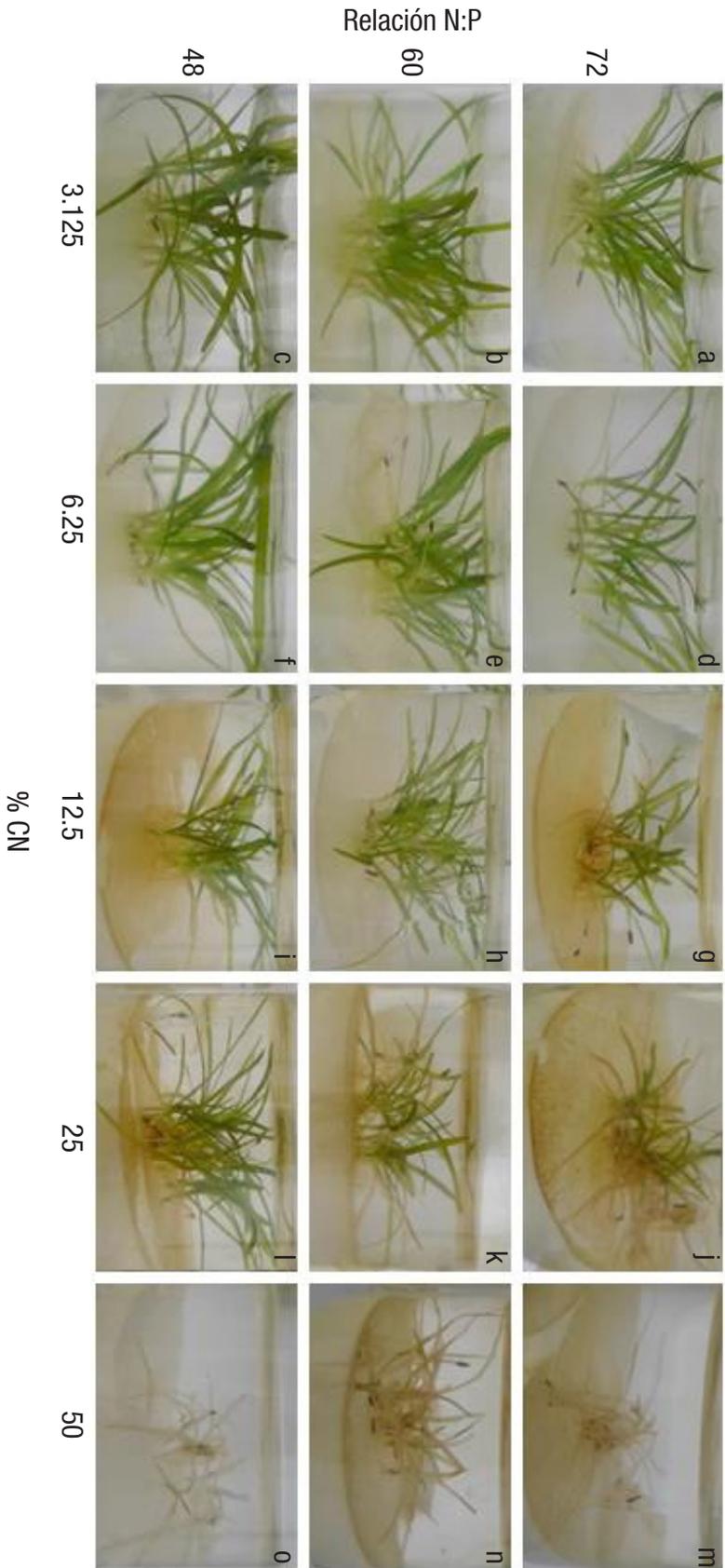
mantenida la relación C:P equilibrada con la de N:P. Además, presentó mecanismos de estrés diferenciados entre el incremento de la relación N:P y la concentración total de nutrientes, por lo que la hipótesis sometida a contrastación fue válida a microescala *in vitro* en las condiciones del presente estudio. La resistencia al estrés fue explícita en el segundo régimen nutricional con el incremento de la relación de N:P; en específico, el coeficiente de 72 mostró efecto negativo y potencializado.

Esta resistencia puede ser interpretada con base en la estequiometría del metabolismo C:N:P. En las etapas de crecimiento y desarrollo, las plantas son muy dependientes de la interacción C:N. La fotosíntesis proporciona la energía y los esqueletos de C para la síntesis de aminoácidos (Jiang *et al.*, 2013); sin embargo el suministro de N en exceso afecta la capacidad de fijar carbono, y en consecuencia disminuye la provisión de fuerza reductora y ATP para culminar el proceso de asimilación de N. Adicionalmente, el P en condición de nutriente limitante restringe la síntesis del ARN ribosomal y de las proteínas (Raven, 2013). Es decir, en la síntesis de ARN ribosomal hay mayor demanda de moléculas de P que de N. De acuerdo a Raven (2012) y Veneklaas *et al.* (2012), una demanda metabólica de ARN ribosomal de tal magnitud es inadmisibles, excepto en los productores primarios que cuentan con suficiente número de ribosomas para mantener una velocidad de síntesis de proteínas y más de la mitad de P libre para sintetizar ARN (hipótesis de la velocidad de crecimiento). También se ha señalado que la posibilidad de disminuir la asignación de ARN sin disminuir la tasa de crecimiento, es un proceso metabólico muy exigente (Raven, 2012), a menos que los organismos que crecen con limitación de P manifiesten sobrerregulación de ARN, o que en la etapa de crecimiento el

reparto espacial y temporal de P sea muy eficiente para satisfacer los requerimientos de ARN y mantener constante la velocidad síntesis de proteínas (Raven, 2012).

Comparativamente, los resultados mostraron que la declinación en capacidad regenerativa y viabilidad de las plantas de *V. americana* fue menos drástica en función de la relación N:P que por la concentración de nutrientes. Resultó excluida la concentración de 3% (0.33 a 0.26 g L⁻¹) que mostró un ritmo en regeneración y viabilidad de hojas y raíces en constante aumento durante el periodo experimental. Con base en el marcador unitario de regeneración de hojas y sus correlaciones con regeneración de raíces y viabilidad foliar, se determinó que *V. americana* presentó más resistencia al estrés salino en concentración de nutrientes de 0.66 a 0.51 g L⁻¹, que fue la segunda en el gradiente (6.25%). En contraste, la resistencia fue mínima en concentración de nutrientes moderada y baja (2.65 a 1.03 g L⁻¹). En las concentraciones elevadas la planta completa presentó en breve tiempo (30 días) estrés letal. Estos resultados con la relación N:P del segundo régimen nutricional concuerdan con la vulnerabilidad del ecosistema limnético con pequeños cambios en la carga de nutrientes (Kennish & Paerl, 2010) y con estudios que han indicado la limitada tolerancia de *V. americana* al estrés salino (Benson *et al.*, 2008). También explica la causa por la cual muchas macrófitas de aguas limnéticas no se ajustan a esquemas convencionales de cultivo *in vitro* (García-Jiménez *et al.*, 2006; Ruiz-Carrera & Sánchez, 2008; Ruiz-Carrera & Sánchez, 2012).

En conclusión, el mecanismo de estrés por la relación N:P con N-NO₃ fue interpretado por el desbalance metabólico de proteínas:



Figuras 4a-o. Viabilidad de hojas y raíz de *Vallisneria americana* a los 60 días de cultivo con incremento en la relación N:P en función de la concentración de nutrientes (CN).

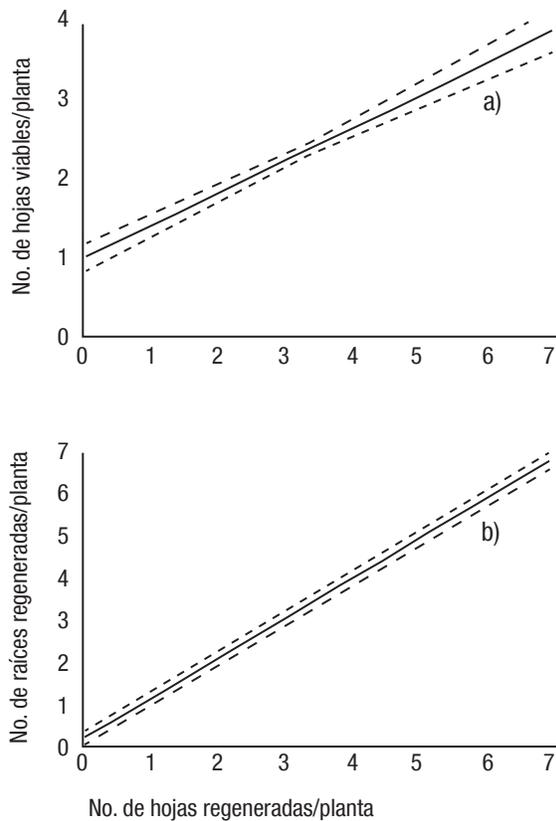


Figura 5. Correlación entre hojas viables y hojas regeneradas (a) y entre raíces y hojas regeneradas (b) de *Vallisneria americana*. n= 10 - 15.

ARN, sin haber presentado variación en tiempo. Por el contrario, el mecanismo de estrés con exceso de nutrientes fue osmótico y rápido. El mecanismo osmótico presentó similitud en la senescencia foliar y la elongación de las raíces provocada por la salinidad en diferentes plantas terrestres (Munns & Tester, 2008). Sin embargo, la identificación de circumnutación de raíces y las correlaciones efectivas entre regeneración de hojas y raíces y entre regeneración y viabilidad de hojas, mostraron valor agregado para mejorar la comprensión del estrés abiótico por eutrofización, tanto *in vitro* como de campo en el ecotipo focal. La circumnutación de raíces en las angiospermas sumergidas no ha sido destacada en otros estudios (Kosuge *et al.*, 2013).

Una perspectiva experimental de mayor nivel para la interpretación fina de ambos mecanismos de estrés, requiere técnicas modernas de proteómica, metabolómica y fenómica en asociación con las técnicas *in vitro*. El enriquecimiento de N analizado con estequiometría N:P a microescala *in vitro*, indicó que en la angiosperma sumergida, *V. americana* la resistencia al estrés estuvo vinculada a cargas bajas de nutrientes, con la fuente N oxidada en la columna de agua. La comprensión de estos conocimientos en *V. americana* requieren ser acoplados a las estrategias de rehabilitación de los ecosistemas que tienden a la eutrofización para mantener los beneficios de soporte, provisión y regulación de las lagunas limnéticas, como es el agua para beber, la cosecha de peces, varios bienes de mercado y los servicios recreacionales asociados.

REFERENCIAS

- BENSON, E. R., J. M. O'NEIL & W. C. DENNISON. 2008. Using the aquatic macrophyte *Vallisneria americana* (wild celery) as a nutrient bioindicator. *Hydrobiologia* 596: 187-196.
- BURKHOLDER, J. M., D. A. TOMASKO & B. M. TOUCHETTE. 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology* 350 (1-2): 46-72.
- CAI, X. L., G. GAO, X. M. TANG, J. Y. DAI & D. CHEN. 2012. Photosynthetic response of *Vallisneria natans* (Lour.) Hara (Hydrocharitaceae) to increasing nutrient loadings. *Photosynthetica* 50 (3): 437-446.
- CAO, T., P. XIE, L. NI, A. WU, M. ZHANG, S. WU & A. J. P. SMOLDERS. 2007. The role of NH_4^+ toxicity in the decline of the submersed macrophyte *Vallisneria natans* in lakes of the Yangtze River basin, China. *Marine and Freshwater Research* 58 (6): 581-587.
- CAO, T., P. XIE, Z. LI, L. NI, M. ZHANG & J. XU. 2009. Physiological stress of high NH_4^+ concentration in water column on the submersed macrophyte *Vallisneria natans* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 82 (3): 296-299.
- CAO, T., NI, L., XIE, P., XU, J., & M. ZHANG. 2011. Effects of moderate ammonium enrichment on three submersed macrophytes under contrasting light availability. *Freshwater Biology* 56 (8): 1620-1629.
- CHEN N., B. PENG, H. HONG, N. TURVAHEEBWA, S. CUI & X. MO. 2013. Nutrient enrichment and N:P relation decline in a coastal bay-river system in southeast China: The need for a dual nutrient (N and P) management strategy. *Ocean and Coastal Management* 81: 7-13.
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22 (2): 361-369.
- DE LA LANZA-ESPINO, G., F. J. FLORES-VERDUGO, S. HERNÁNDEZ-PULIDO & I. PENÍE-RODRÍGUEZ. 2011. Concentration of nutrients and C:N:P ratios in surface sediments of a tropical coastal lagoon complex affected by agricultural runoff. *Universidad y Ciencia* 27 (2): 145-155.
- DODDS, W. K. & M. R. WHILES. 2010. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Academic Press, London. 821 p.
- DOKULIL, M. T. & K. TEUBNER. 2011. Eutrophication and climate change: present situation and future scenarios. In: Ansari, A.A., S. Singh Gill, G.R. Lanza, W. Rast. (Eds.). *Eutrophication: causes, consequences and control*. Springer, Dordrecht. pp. 1-16.
- DOU, Y., B. WANG, L. CHEN & D. YIN. 2013. Alleviating versus stimulating effects of bicarbonate on the growth of *Vallisneria natans* under ammonia stress. *Environmental Science and Pollution Research* 20 (8): 5281-5288.
- EATON, A. D., L. S. CLESCERI & A. E. GREENBERG. 2000. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Ed. American Public Health Association (APHA). Maryland. Joint Editorial Board, Washington DC 139 p.
- ELSER, J. J., W. F. FAGAN, A. J. KERKHOFF, N. G. SWENSON & B. J. ENQUIST. 2010. Biological stoichiometry of plant production: metabolism, scaling and ecological response to global change. *New Phytologist* 186 (3): 593-608.
- GARCÍA-JIMÉNEZ, P., E. P. NAVARRO, C. H. SANTANA, A. LUQUE & R. R. ROBAINA. 2006. Anatomical and nutritional requirements for induction and

- sustained growth *in vitro* of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson. *Aquatic Botany* 84 (1): 79-84.
- JIANG, Z., X. HUANG & J. ZHANG. 2013. Effect of nitrate enrichment and salinity reduction on the seagrass *Thalassia hemprichii* previously grown in low light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 443: 114-22.
- KENNISH, M. J., & H. W. PAERL. 2010. Coastal Lagoons: Critical habitats of environmental change. In: Kennish, M.J., & H. W. Paerl (Eds.). *Coastal lagoons: critical habitats of environmental change*. CRC Press. New York. pp 1–6.
- KOSUGE, K., S. IIDA, K. KATOU & T. MIMURA. 2013. Circumnutation on the water surface: female flowers of *Vallisneria*. *Scientific Reports* 3: 1133.
- LEONI V., A. VELA, V. PASQUALINI, C. PERGENT-MARTINI & G. PERGENT. 2008. Effects of experimental reduction of light and nutrient enrichments (N and P) on seagrasses: a review. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 202- 220.
- LI, W., Z. ZHANG & E. JEPPESEN. 2008. The response of *Vallisneria spirulosa* (hydrocharitaceae) to different loadings of ammonia and nitrate at moderate phosphorus concentration: A mesocosm approach. *Freshwater Biology* 53 (11): 2321-2330.
- MARION, S.R. & R.J. ORTH. 2010. Innovative techniques for large-scale seagrass restoration using *Zostera marina* (eelgrass) seeds. *Restoration Ecology* 18 (4): 514-526.
- MINDEN, V. & M. KLEYER. 2014. Internal and external regulation of plant organ stoichiometry. *Plant Biology*. 16 :897–907.
- MUNNS, R. & M. TESTER. 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *The Annual Review of Plant Biology* 59: 651-681.
- MURASHIGE, T. & F. SKOOG. 1962. A revised medium for rapid growth and bio assays with tobacco tissue cultures. *Physiologia Plantarum* 15 (3): 473-497.
- MURATA, N., S. TAKAHASHI, Y. NISHIYAMA & S.I. ALLAKHVERDIEV. 2007. Photoinhibition of photosystem II under environmental stress. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics* 1767(6): 414-421.
- PÉREZ-CLEMENTE, R.M. & A. GÓMEZ-CADENAS. 2012. *In vitro* tissue culture, a tool for the study and breeding of plants subjected to abiotic stress conditions. In: Recent advances in plant *in vitro* culture. In: *Recent Advances in plant in vitro culture*. Leva, A., M. Laura & R. Rinaldi (Eds.). Intech Open Access Publisher. pp. 91-108
- QUAN, T. M. & P. G. FALKOWSKI. 2009. Redox control of N:P ratios in aquatic ecosystems. *Geobiology* 7 (2): 124-139.
- RAVEN, J. A. 2012. Protein turnover and plant RNA and phosphorus requirements in relation to nitrogen fixation. *Plant Science* 188: 25-35.
- RAVEN, J. A. 2013. RNA function and phosphorus use by photosynthetic organisms. *Frontiers in Plant Science* 4: 1–13.
- ROMERO, J., K. S. LEE, M. PÉREZ, M. A. MATEO & T. ALCOVERRO. 2006. Nutrient dynamics in seagrass ecosystems. In: Larkum, W.D., R.J. Orth & C.M. Duarte (Eds.). *Seagrasses: Biology, ecology and conservation*. Springer, Dordrecht. pp. 227-254.
- RUIZ-CARRERA, V. & A. J. SÁNCHEZ. 2008. Desarrollo de un modelo de cultivo *in vitro* para *Vallisneria americana* Michx. *Universidad y Ciencia* 24 (3): 205-218.
- RUIZ-CARRERA, V. & A. J. SÁNCHEZ. 2012. Estrategias experimentales y repoblación de angiospermas sumergidas en un humedal fluvial en la zona costera del sureste de México. In: *Recursos Acuáticos Costeros del Sureste: Tendencias actuales en investigación y estado del arte II*. Consejo de Ciencia, Innovación y Tecnología del Estado de Yucatán.
- SÁNCHEZ, A. J., R. FLORIDO, M. A. SALCEDO, V. RUIZ-CARRERA, H. MONTALVO-URGEL, A. RAZ-GUZMAN. 2012. Macrofaunistic diversity in *Vallisneria americana* Michx. in a tropical wetland, southern Gulf of Mexico. In: Mahamane, A. (Ed.). *Diversity of Ecosystems*. InTech. Zagreb, Croatia. pp. 1-26.
- SARDANS, J., A. RIVAS-UBACH & J. PEÑUELAS. 2012. The elemental stoichiometry of aquatic and terrestrial ecosystems and its relationships with organismic lifestyle and ecosystem structure and function: a review and perspectives. *Biogeochemistry* 111 (1-3): 1-39.
- SARDANS, J. & J. PEÑUELAS. 2012. The role of plants in the effects of global change on nutrient availability and stoichiometry in the plant-soil system. *Plant physiology* 160 (4): 1741-1761.
- SELMAN, M. & S. GREENHALGH. 2009. Eutrophication: Policies, Actions, and Strategies to Address Nutrient Pollution. WRI Policy Note Water Quality: Eutrophication and Hypoxia 3. 16 p. Available online at: www.wri.org/publications.
- SISTLA, S. A. & J. P. SCHIMEL. 2012. Stoichiometric flexibility as a regulator of carbon and nutrient cycling in terrestrial ecosystems under change. *New Phytologist* 196 (1): 68-78.
- VENEKLAAS, E. J., H. LAMBERS, J. BRAGG, P. M. FINNEGAN, C.E. LOVELOCK, W. C. PLAXTON & J. A. RAVEN. 2012. Opportunities for improving phosphorus-use efficiency in crop plants. *New Phytologist* 195 (2): 306-320.
- WANG, P. F., C. WANG, X. R. WANG, J. HOU & O. H. ZHANG. 2008a. The effect of hydrodynamics on nitrogen accumulation and physiological characteristics of *Vallisneria spiralis* L. in eutrophicated water. *African Journal of Biotechnology* 7 (14): 2424-2433.
- WANG, C., S. H. ZHANG, P. F. WANG, J. HOU, W. LI & W. J. ZHANG. 2008b. Metabolic adaptations to ammonia-induced oxidative stress in leaves of the submerged macrophyte *Vallisneria natans* (Lour.) Hara. *Aquatic Toxicology* 87 (2): 88-98.
- WANG, Y., G. GAO, B. QIN & X. WANG. 2012. Ecophysiological and anatomical responses of *Vallisneria natans* to nitrogen and phosphorus enrichment. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (405): 05.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*, 4th Ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 662 pp.
- ZHU, Z., H. YUAN, Y. WEI, P. LI, P. ZHANG & D. XIE. 2014. Effects of ammonia nitrogen and sediment nutrient on growth of the submerged plant *Vallisneria natans*. *CLEAN—Soil, Air, Water*. 42 (9999): 1–7.

Recibido: 07 de julio de 2014.

Aceptado: 06 de noviembre de 2015.

Uncommon species diversity values in epiphytic diatom assemblages of the kelp *Eisenia arborea*Valores poco comunes de diversidad de especies en asociaciones de diatomeas epifitas del kelpo *Eisenia arborea*David A. Siqueiros Beltrones¹, Uri Argumedo Hernández² and Cristina Landa Cansigno³¹Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, B.C.S. 23096. México²Dpto. Economía, UAB.C.S., Km 5.5. Carretera al Sur, La Paz, B.C.S. 23091. México³Departamento de Biotecnologías, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, B.C.S. CP 23096. México
e-mail: dsiquei@ipn.mxSiqueiros Beltrones D. A., U. Argumedo Hernández and C. Landa Cancigno. 2015. Uncommon species diversity values in epiphytic diatom assemblages of the kelp *Eisenia arborea*. *Hidrobiológica* 26 (1): 61-76.**ABSTRACT**

Macroalgae are an ideal substratum for multiple species of diatoms that are ingested along with their hosts by many species of grazers including abalones (*Haliotis* spp.). Much of the diet of abalones along the western coast of the Baja California peninsula (Mexico) depends on blades of the kelp *Macrocystis pyrifera* that is heavily colonized by diatoms. Although the kelp *Eisenia arborea* (its ecological alternative) is an acceptable food-source for *Haliotis* spp., the epiphytic diatom flora living on this kelp was hitherto unknown. Thus, the association structure of the epiphytic diatoms growing on blades of *E. arborea* from the western coast of Baja California Sur (B.C.S.) was determined. We tested the hypothesis that the epiphytic diatom assemblages on blades of *E. arborea* collected at different dates would show low species diversity and taxa representing distinct stages of succession. We identified 99 diatom taxa that represent the first floristic list of diatoms living on *E. arborea*. Values of diversity (H') were lower than usual and, together with an extremely high dominance of *Pteroncola inane* (a new record for the region), the structure of the diatom assemblage is regarded atypical, similar to those measured for assemblages from extreme environments. However, structure analysis did not permit distinction of succession stages in the epiphytic diatom assemblage.

Key words: Bacillariophyceae, first record, floristics, kelps, macroalgae.

RESUMEN

Las macroalgas constituyen un sustrato ideal para muchas especies de diatomeas, algunas de las cuales proliferan y son ingeridas junto con su hospedero por varias especies de herbívoros entre las que se hallan los abulones *Haliotis* spp. Gran parte de la alimentación de los abulones en la costa occidental de la Península de Baja California, México, depende de láminas de *Macrocystis pyrifera* colonizadas por diatomeas. Aunque el kelpo *Eisenia arborea* (su alternativa ecológica) es un alimento aceptable para *Haliotis* spp., hasta ahora se desconocía qué especies de diatomeas epifitas albergaba. De acuerdo con esto se determinó la estructura de las asociaciones de diatomeas epifitas de *E. arborea* de la costa oeste de B.C.S. Se contrastó la hipótesis de que las asociaciones de diatomeas epifitas de *E. arborea*, recolectadas en diferentes fechas presentarían una baja diversidad de especies, y se encontrarían diatomeas (especies) representativas de etapas de sucesión distintas. Así, se elaboró la primera lista florística representativa de diatomeas epifitas de *E. arborea* que redituó 99 taxa para la costa occidental de B.C.S. En conclusión, la estructura de la taxocenosis es considerada atípica y semeja aquellas de ambientes extremos con valores bajos de diversidad (H'), destacando la dominancia extrema del taxón *Pteroncola inane*, el cual constituyó un nuevo registro para la región. El análisis de la estructura de las taxocenosis de diatomeas epifitas en láminas de *E. arborea* y sus variaciones no permitió distinguir etapas de sucesión.

Palabras clave: Bacillariophyceae, florística, kelpos, macroalgas, primer registro.

INTRODUCTION

Macroalgae are an ideal substratum for many species of Bacillariophyceae. Over two hundred diatom taxa living as epiphytes on multispecies macroalgal assemblages have been recorded for the southern Baja California peninsula, both along the west coast (Siqueiros Beltrones and Valenzuela Romero, 2004; Siqueiros Beltrones and López-Fuerte, 2006) and the east coast (Siqueiros Beltrones and Hernández Almeida, 2006). However, a high number of diatom taxa has also been recorded living on a single species of macroalgae, such as in the giant kelp *Macrocystis pyrifera* L. (C. Agardh) where the number of diatom species surpassed 170 taxa for several sampling dates (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2002; Siqueiros Beltrones and Argumedo-Hernández, 2005; Argumedo-Hernández and Siqueiros Beltrones, 2008). Moreover, in a recent study where a single specimen of the rhodophyte *Ploclamiun cartilagineum* (Lamoroux) Dixon was examined, as many as 42 diatom taxa were recorded (Siqueiros Beltrones and Argumedo-Hernández, 2014a).

Multiple species of diatoms colonize macroalgal substrates and are ingested along with their hosts by many species of grazers, including abalone (*Haliotis* spp.). In particular, the main interest surrounding epiphytic diatoms of *M. pyrifera* comes from its role as the main food-source for several abalone species whose diets depend strongly on its heavily epiphytized blades, which is the most abundant kelp on the western coast of the Baja California peninsula (Mexico).

Based on the above, we were interested in determining which diatom taxa were to be found living on other macroalgae that are also grazed by abalone (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2002); the phaeophyte *Eisenia arborea* Areschoug seemed as the next-best option, inasmuch as it is the second most abundant kelp along the western coast of the peninsula (Hernández-Carmona *et al.*, 2009), and would represent an ecological alternative, particularly when the *M. pyrifera* forests disappear during El Niño events. Like *M. pyrifera*, *E. arborea* is distributed from British Columbia, Canada, down to Bahía Magdalena, Mexico, in the intertidal zone where it forms dense beds over rocky substratum (Pedroche *et al.*, 2008). We thus assumed that the epiphytic diatom assemblage it harbored would be similar to that of *M. pyrifera* in species composition and structure, *i.e.*, species richness, diversity, dominance. However, the first *ex profeso* observations made on *E. arborea* blades from the same region did not support such expectations because diatoms were not found (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2002). Nonetheless, the presence of diatoms on blades of *E. arborea* from the same region was recently noted when samples of this kelp were processed for biochemical assays (Muñoz, M., IPN-CICIMAR, com. pers.). After verifying the report, we established our objective to describe the diatom assemblages on the basis of their species composition and association structure. Thus, based on previous observations in epiphytic diatoms of *M. pyrifera* (Argumedo Hernández and Siqueiros Beltrones, 2008,) we tested the hypothesis that, on the blades of *E. arborea* from different



Figure 1. Location of sampling site Punta Arenas off Isla Magdalena, B.C.S., México.

Table 1. Diatom taxa living on blades of *Eisenia arborea* off Isla Magdalena, B.C.S., Mexico collected from September 2013 to May 2014. * New record for the Mexican NW region; **Record reported in Siqueiros Beltrones and Argumedo Hernández (2014b) for the same survey.

TAXA	Presence	TAXA	Presence
<i>Achnanthes manifera</i> Brun	rare	<i>Grammatophora macilenta</i> W. Smith	common
<i>Achnanthes yaquinensis</i> McIntire et Reimer	rare	<i>Grammatophora marina</i> (Lyngbye) Kützing	common
<i>Actinocyclus curvatulus</i> Janisch	common	<i>Grammatophora marina</i> var. <i>subundulata</i> Grunow	rare
<i>Actinoptychus aster</i> Brun	common	<i>Grammatophora oceánica</i> (Ehrenberg) Grunow	common
<i>Actinoptychus senarius</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	rare	<i>Grammatophora undulata</i> Ehrenberg	rare
<i>Amphicoconeis discoloides</i> (Ehr.) Ehrenberg	common	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	rare
<i>Amphora angustissima</i> Heiden in Heiden et Kolbe	less common	<i>Hyalosynedra laevigata</i> (Grunow) Williams et Round	common
<i>Amphora angusta</i> Gregory	common	<i>Licmophora gracilis</i> (Ehrenberg) Grunow	rare
<i>Amphora</i> cf. <i>exilitata</i> Giffen	common	<i>Licmophora communis</i> (Helberg) Grunow	rare
<i>Amphora holsaticoides</i> Naguma et Kobayashi	less common	<i>Lyrella exsul</i> (A. Schmidt) D.G. Mann	rare
<i>Amphora proteus</i> var. <i>contigua</i> Cleve	common	<i>Mastogloia macdonaldii</i> Grevillei	rare
<i>Anaulus</i> cf. <i>minutus</i> Grunow	rare	<i>Melosira</i> sp.	rare
<i>Asteromphalus arachne</i> (Brébisson) Ralfs	rare	<i>Navicula cancellata</i> Donkin	less common
<i>Azpeitia nodulifera</i> (Schmidt) Fryxell et Sims	common	<i>Navicula</i> cf. <i>agnita</i> Hustedt	less common
<i>Berkeleya rutilans</i> (Trentenpohl ex Roth) Grunow	abundant	<i>Navicula</i> cf. <i>feuenerbornii</i> Hustedt	less common
<i>Biddulphia biddulphiana</i> (Boyer) J.E. Smith	rare	<i>Navicula</i> cf. <i>incerta</i> Grunow	less common
<i>Biddulphia grundleri</i> A. Schmidt	rare	<i>Navicula</i> cf. <i>mollissima</i> Hustedt	rare
<i>Caloneis</i> cf. <i>linearis</i> (Grunow) Boyer	common	<i>Navicula clavata</i> var. <i>caribaea</i> Cleve	rare
<i>Campyloneis grevillei</i> (Wm. Smith) Grunow et Eulenstein	rare	<i>Navicula directa</i> (Smith) Ralfs	common
<i>Campylopyxis garkeana</i> (Grunow) Medlin	abundant	<i>Navicula diversistriata</i> Hustedt	less common
<i>Campylodiscus</i> cf. <i>simulans</i> Gregory	rare	<i>Navicula longa</i> Gregory	common
<i>Cocconeis contermina</i> A. Schmidt	rare	<i>Navicula pennata</i> Schmidt	less common
<i>Cocconeis convexa</i> Giffen	rare	<i>Navicula</i> sp. 1	rare
<i>Cocconeis diminuta</i> (Pantocsek) Hustedt	common	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	less common
<i>Cocconeis dirupta</i> var. <i>flexella</i> (Gregory) Janisch	common	<i>Nitzschia distans</i> Gregory	less common
<i>Cocconeis krameri</i> Lange-Bertalot et Metzeltin	less common	<i>Nitzschia hybrida</i> Grunow	less common
<i>Cocconeis latecostata</i> Hustedt	rare	<i>Nitzschia</i> sp. 1	rare
<i>Cocconeis pseudodisruptoides</i> Foged	rare	<i>Nitzschia punctata</i> var. <i>coarctata</i> (Grunow) Hustedt	common
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehrenberg	common	<i>Nitzschia sicula</i> (Castracane) Hustedt	common
<i>Cocconeis speciosa</i> Gregory	common	<i>Parlibellus</i> sp.	rare
<i>Cocconeis vetusta</i> A. Schmidt	rare	<i>Paralia sulcata</i> f. <i>radiata</i> Grunow	common
<i>Coscinodiscus crenulatus</i> Grunow	rare	<i>Paralia sulcata</i> var. <i>crenulata</i> Grunow	common
<i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehrenberg	common	<i>Podosira stelliger</i> (Bailey) Mann	common
<i>Coscinodiscus rothii</i> (Ehrenberg) Grunow	rare	<i>Psammoidiscus nitidus</i> (Gregory) Round et Mann	common
<i>Cyclotella litoralis</i> Lange et Syvertsen	common	<i>Pteroncola inane</i> (Giffen) Round	very abundant
<i>Delphineis surirella</i> var. <i>australis</i> (Petit) Tsarenko	rare	<i>Raphoneis surirella</i> var. <i>ceylanica</i> (Cleve) N. Foged	rare
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	rare	<i>Rhoicosphenia adolphii</i> Schmidt	common
<i>Diploneis aestuarii</i> Hustedt	rare	<i>Rhoicosphenia</i> cf. <i>marina</i> (Smith) M. Schmidt	abundant
<i>Diploneis bombus</i> Ehrenberg	rare	<i>Rhoicosphenia genuflexa</i> (Kützing) Medlin	abundant
<i>Diploneis</i> cf. <i>chersonensis</i> (Grunow) Cleve	rare	<i>Roperia tessellata</i> (Roper) Grunow	common
<i>Diploneis crabro</i> Ehrenberg	rare	<i>Seminavis ventricosa</i> (W. Gregory) M. García-Baptista	common
<i>Diploneis didyma</i> (Ehrenberg) Cleve	rare	<i>Stauropora</i> sp.	common
<i>Diploneis litoralis</i> (Donkin) Cleve	less common	<i>Tabularia barbatula</i> (Kützing) D.M. Williams et Round	rare
<i>Diploneis obliqua</i> (Brun) Hustedt	rare	<i>Tabularia investiens</i> (W. Smith) Williams et Round	common
<i>Diploneis papula</i> (A. Schmidt) Cleve	common	<i>Tabularia tabulata</i> var. <i>fasciculata</i> (Kütz.) Williams et Round	rare
<i>Diploneis papula</i> var. <i>constricta</i> Hustedt	rare	<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve	common
<i>Diploneis smithii</i> (Brébisson) Cleve	rare	<i>Thalassiosira</i> sp.	common
<i>Gomphonemopsis pseudexigua</i> (Simonsen) Medlin	common	<i>Trachyneis aspera</i> Ehrenberg	common
<i>Gomphoseptatum aestuarii</i> (Cleve) Medlin	abundant	<i>Trachyneis velata</i> Schmidt	common
<i>Grammatophora hamulifera</i> Kützing	abundant		

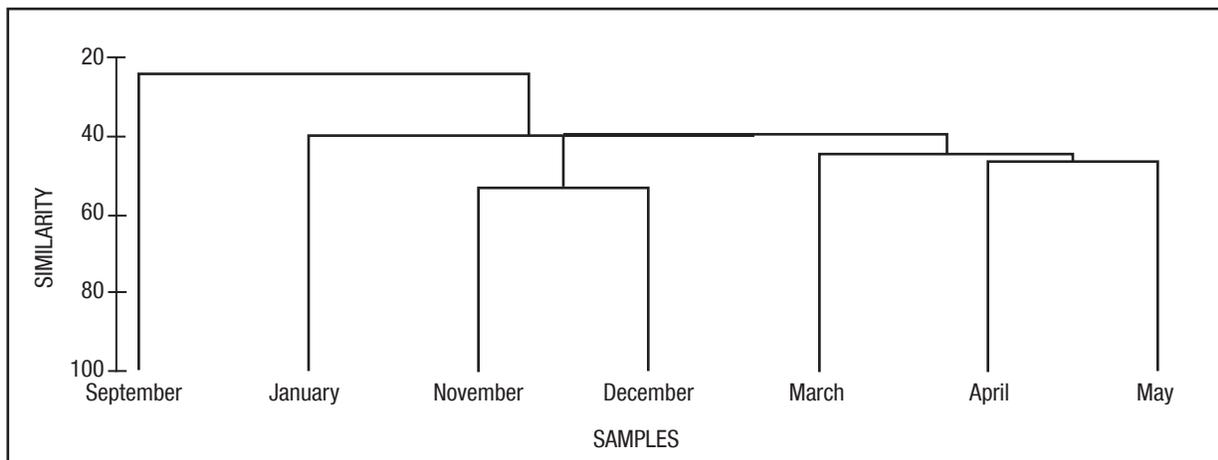


Figure 2. Similarity between samples of epiphytic diatom assemblages living on blades of *Eisenia arborea* from B.C.S., measured with the Jaccard index.

dates, diatom taxa representing distinct stages of succession would be found together with either abundant pioneer taxa such as *Cocconeis* spp., or naviculoid opportunistic species that depict advanced stages of colonization, in both cases associated with low values of diversity. We conclude that the structure of the diatom assemblage is unusual, similar to those of assemblages from extreme environments. However, structure analysis did not permit the distinction of succession stages in the epiphytic diatom assemblage.

MATERIALS AND METHODS

Blades of *E. arborea* were collected at Punta Arenas (24° 33' 2" N and 112° 05' 28" W), off Isla Magdalena (Fig. 1), in the west coast of B.C.S. Samplings were gathered in September, November, and December, 2013, and in January, March, and May, 2014, at a depth of 5-10 m by scuba diving. The blades were dried before being transported to the laboratory, where the most noticeable epiphytized blades were selected among those having few or no bryozoans. Epiphytes on the surface of the *E. arborea* blades from each date were scraped off using a glass slide while rinsing with purified water into a dissecting tray. The resul-

ting epiphyte concentrate was stored in assay tubes; decanted water was eliminated and then a sample of each concentrate was oxidized in assay tubes using a mixture of commercial ethanol and nitric acid at a ratio of 1:3:5 that varied depending on the amount of organic matter in each sample (Siqueiros-Beltrones, 2002). Afterwards, repeated rinsing was done using purified water until a pH ≥ 6 was reached. From each cleaned diatom sample five (double) permanent preparations and a repetition were mounted using the synthetic resin Pleurax (RI=1.7).

Diatom taxa were identified under a phase contrast compound microscope with planapo-chromatic lenses at 1000×, following the references of Cleve-Euler (1968); Desikachary (1988); Hende (1964); Hustedt (1959; 1961-66); López-Fuerte *et al.* (2010); Peragallo and Peragallo (1908); Round *et al.* (1990); Schmidt *et al.* (1874-1959); Siqueiros Beltrones (2002); Siqueiros Beltrones and Valenzuela-Romero (2001); Siqueiros Beltrones *et al.* (2004); Siqueiros Beltrones and Hernández-Almeida (2006); Witkowski *et al.* (2000). A representative micro-photographic record of the diatom taxa is provided.

In order to describe the structure of the epiphytic diatom assemblages of *E. arborea*, the relative abundances of the taxa were estimated

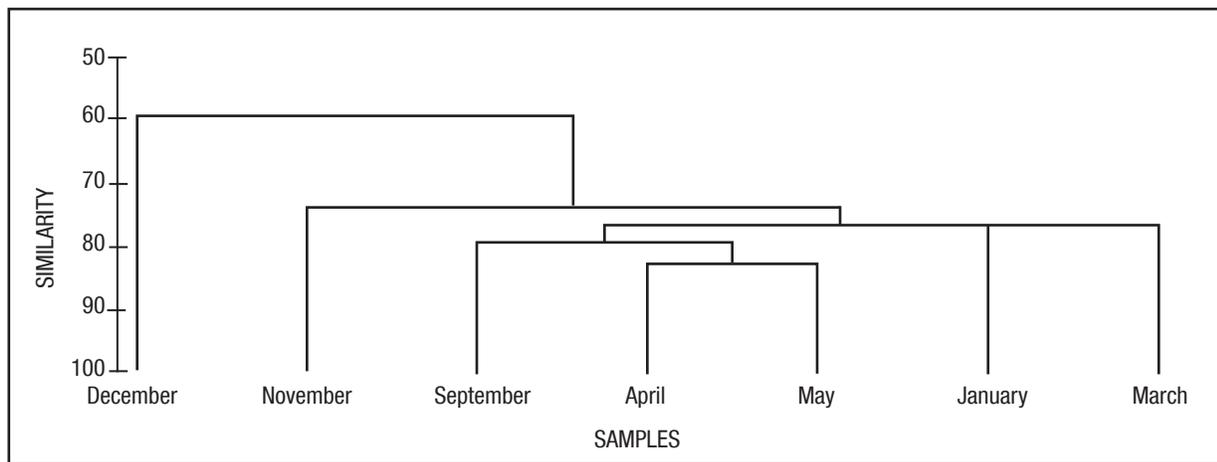


Figure 3. Similarity between samples of epiphytic diatom assemblages living on blades of *Eisenia arborea* in B.C.S., measured with the Bray-Curtis index.

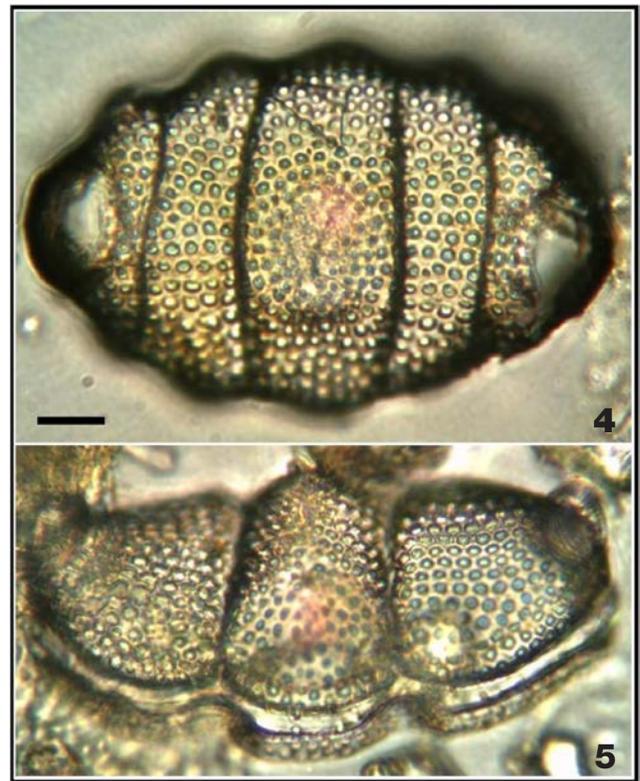
Table 2. Relative abundance of the main diatom taxa in the epiphytic assemblages living on blades of *Eisenia arborea* collected in B.C.S., Mexico from September 2013 to May 2014.

TAXA	%
<i>Pteroncola inane</i>	66.37
<i>Campylopyxis garkeana</i>	4.89
<i>Anaulus cf. minutus</i>	3.67
<i>Rhoicosphenia adolphii</i>	3.08
<i>Berkeleya rutilans</i>	2.86
<i>Gomphoseptatum aestuarii</i>	2.61
<i>Gomphonemopsis pseudexigua</i>	2.42
<i>Amphicocconeis disculoides</i>	1.97
<i>Tabularia investiens</i>	1.72
<i>Grammatophora marina</i>	1.47
<i>Navicula incerta</i>	1.42
Cumulative relative abundance	92.47

based on an approximate sample size (n) of 500 valves (Siqueiros Beltrones, 2002) per sample (N = 3600). With these, the following indices for estimating diversity were calculated: Shannon's (H'), Pielou's (J'), Simpson's (λ); and the Bray-Curtis index for measuring similarity between samples, which was complemented using the Jaccard index. All computations were done using program Primer 6 v 6.1.6.

RESULTS

Floristics. The resulting floristic list shows a total of 99 diatom taxa living on blades of *E. arborea* (Table 1). A photographic catalogue including most of the taxa is provided (Figs. 4-158). Most taxa, either common or rare, are epiphytic forms, except for certain taxa like the *Lyrella* forms and *Diploneis* spp. that are epipellic. Others, such as the centric forms *Biddulphia biddulphiana* (Boyer) J.E. Smith, *Paralia sulcata* f. *radiata* Grunow, *Paralia sulcata* var. *crenulata* Grunow, and *Podosira stelliger* (Bailey) Mann are typical epiphytes of the region; biraphids forms such as *Campylopyxis garkeana* (Grunow) Medlin, *Gomphonemopsis pseudexigua* (Simonsen) Medlin, *Gomphoseptatum aestuarii* (Cleve) Medlin, and *Rhoicosphenia genuflexa* (Kützing) Medlin are characteristic epiphytes of *M. pyrifera* and were proportionally re-



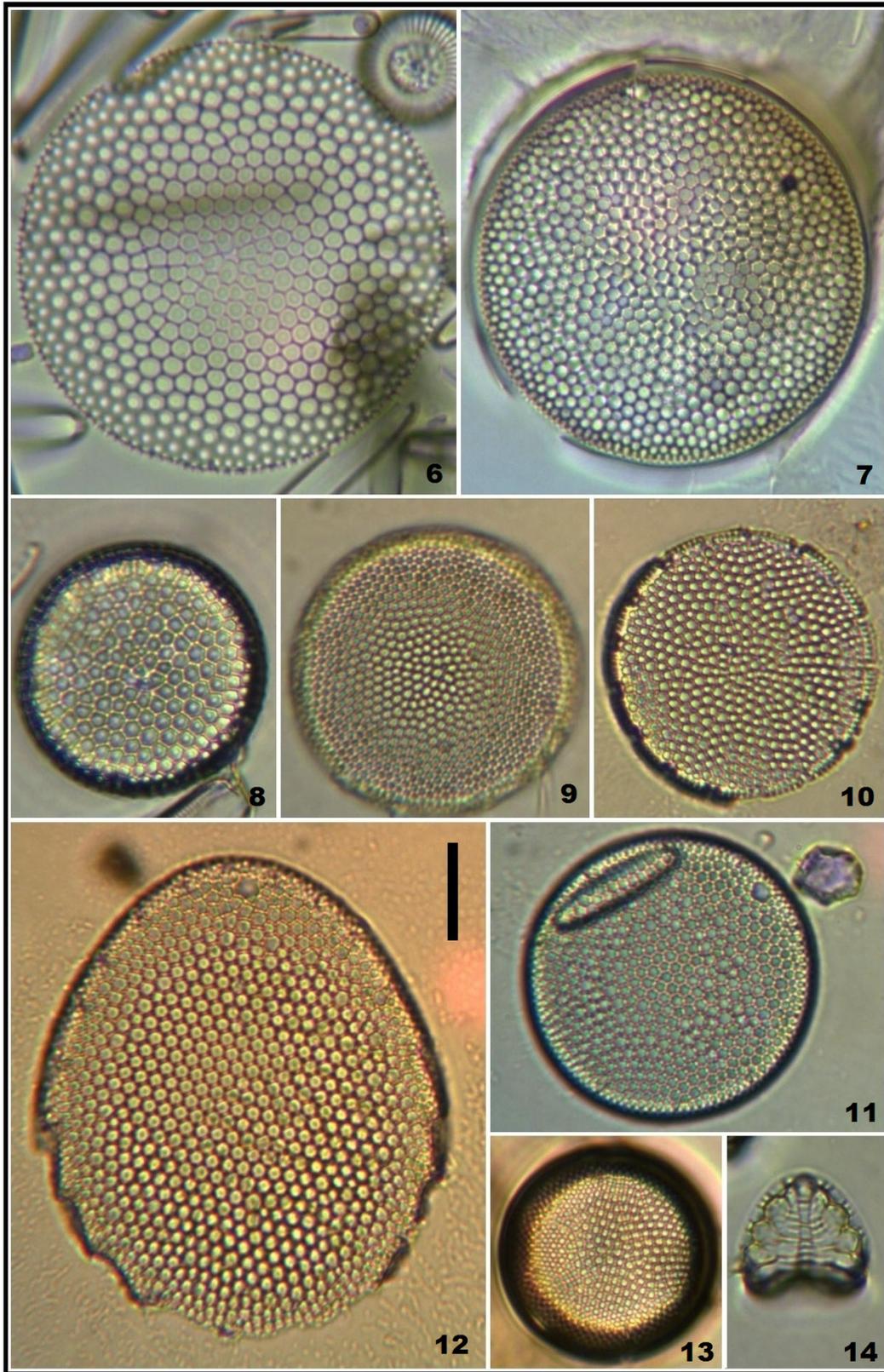
Figures 4-5. 4) *Biddulphia biddulphiana*; 5) *Biddulphia grundleri*. Scale bar = 10 μ m for both specimens.

presented; however, others such as *Grammatophora* spp., which are common epiphytes were not as conspicuous as in other macroalgae of the region. On the other hand, the araphid *Pteroncola inane* (Giffen) Round (Siqueiros Beltrones and Argumedo Hernández, 2014b) and the centric *Biddulphia grundleri* A. Schmidt constitute new records for the Mexican NW region. The former was extremely abundant in most samples, while the latter was rare.

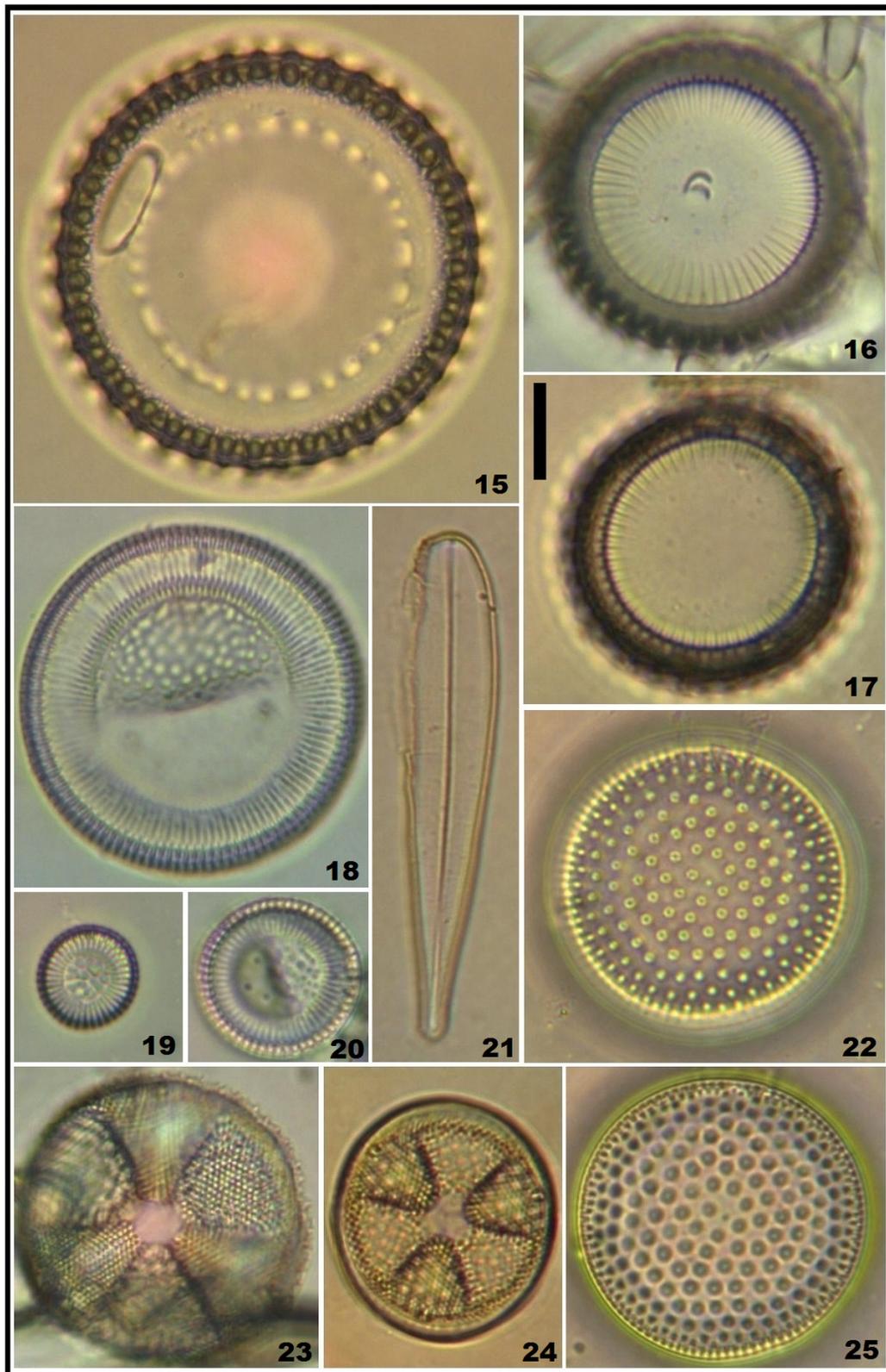
As implied above, the epiphytic diatom assemblage on *E. arborea* was characterized by the extreme dominance by a single taxon, *P. inane* (Figs. 50, 52-55), which represented between 33% and 94% of the

Table 3. Diversity values estimated for the epiphytic diatom assemblages found on blades of *Eisenia arborea* in Isla Magdalena, B.C.S. from September 2013 to May 2014. S= species richness; N= valves counted; J'= equitability; H'= Shannon's diversity; λ = Simpson's dominance; 1- λ = Simpson's diversity.

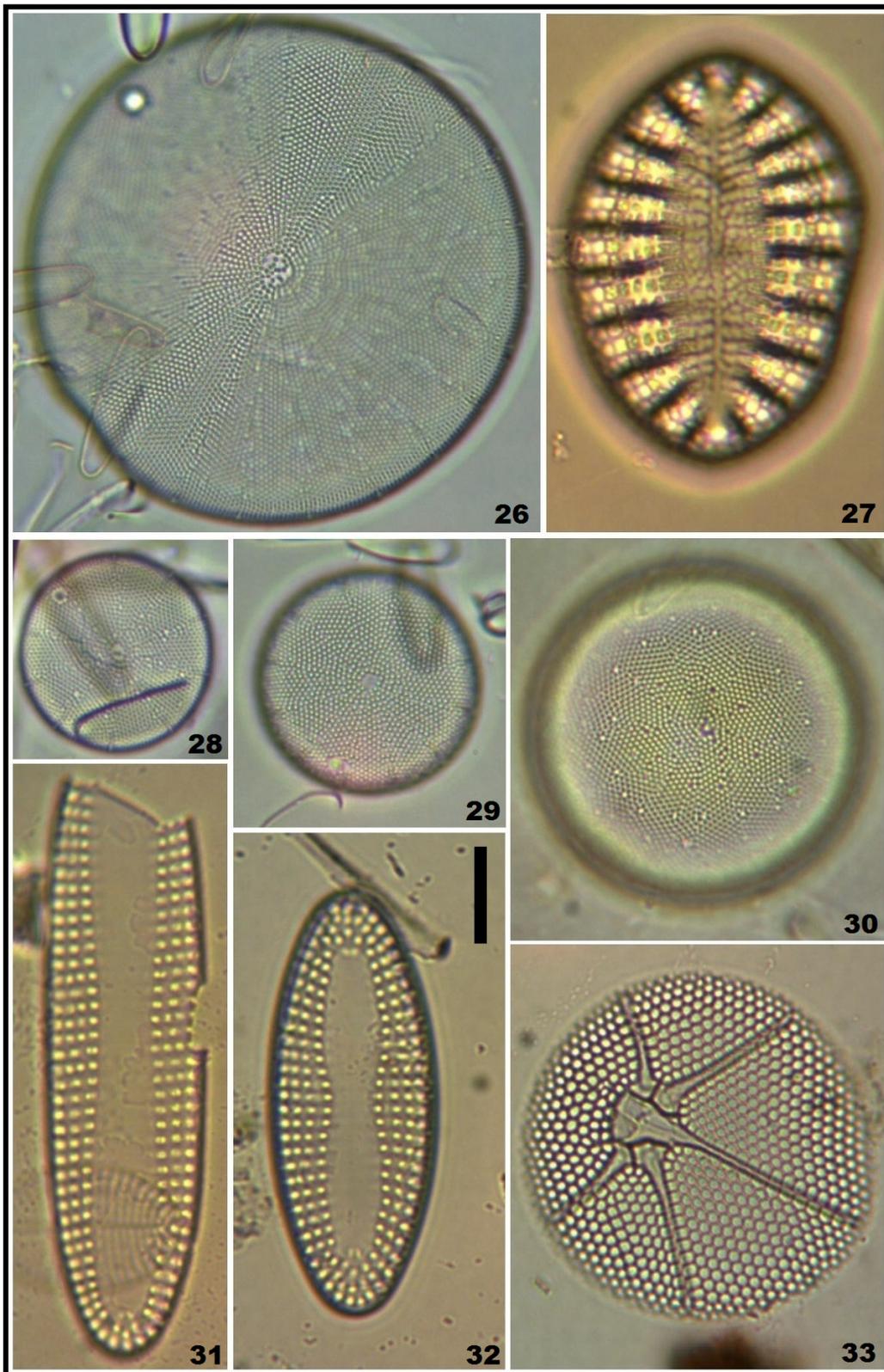
FECHA	S	N	J'	H'	λ	1- λ	Valve abundance
September	6	478	0.12	0.30	0.93	0.07	very abundant
November	24	497	0.53	2.42	0.38	0.62	scarce
December	28	505	0.61	2.93	0.21	0.79	scarce
January	15	582	0.47	1.83	0.47	0.53	less abundant
March	24	530	0.53	2.43	0.38	0.62	scarce
April	22	557	0.41	1.84	0.49	0.51	scarce
May	25	452	0.31	1.44	0.64	0.36	very scarce



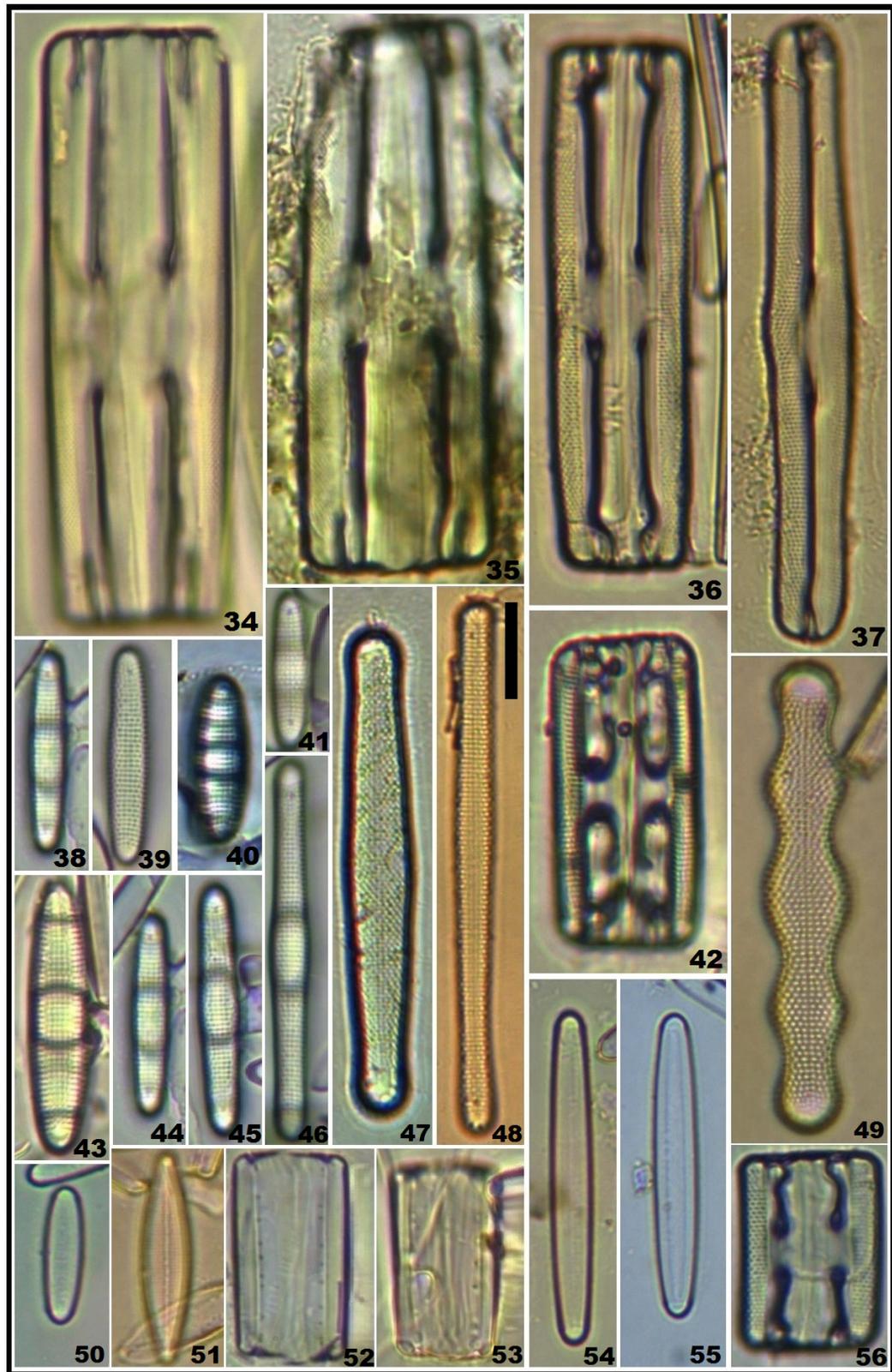
Figures 6-14. 6, 9) *Coscinodiscus radiatus*; 7) *Coscinodiscus rothii*; 8) *Azpeitia nodulifer*; 10) *Coscinodiscus crenulatus*; 11-12) *Roperia tessellata*; 13) *Thalassiosira eccentrica*; 14) *Campylodiscus* cf. *simulans*. Scale bar = 10 μ m for all specimens.



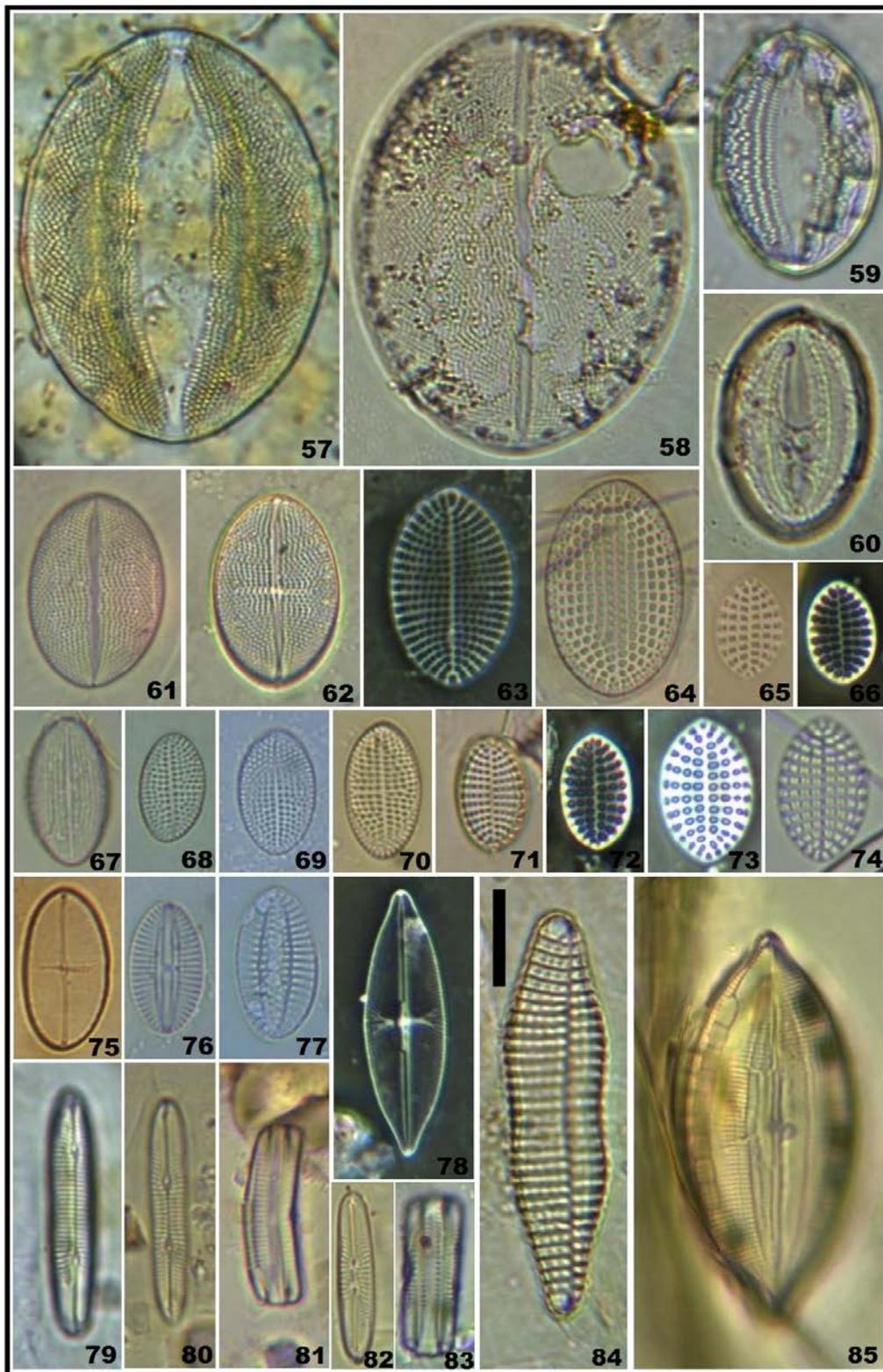
Figures 15-25. 15) *Paralia sulcata* var. *crenulata*; 16-17) *Paralia sulcata* f. *radiata*; 18-20) *Cyclotella litoralis*; 21) *Licmophora gracilis*; 22, 25) *Psammodiscus nitidus*; 23) *Actinoptychus aster*; 24) *Actinoptychus senarius*. Scale bar = 10 μ m for all specimens.



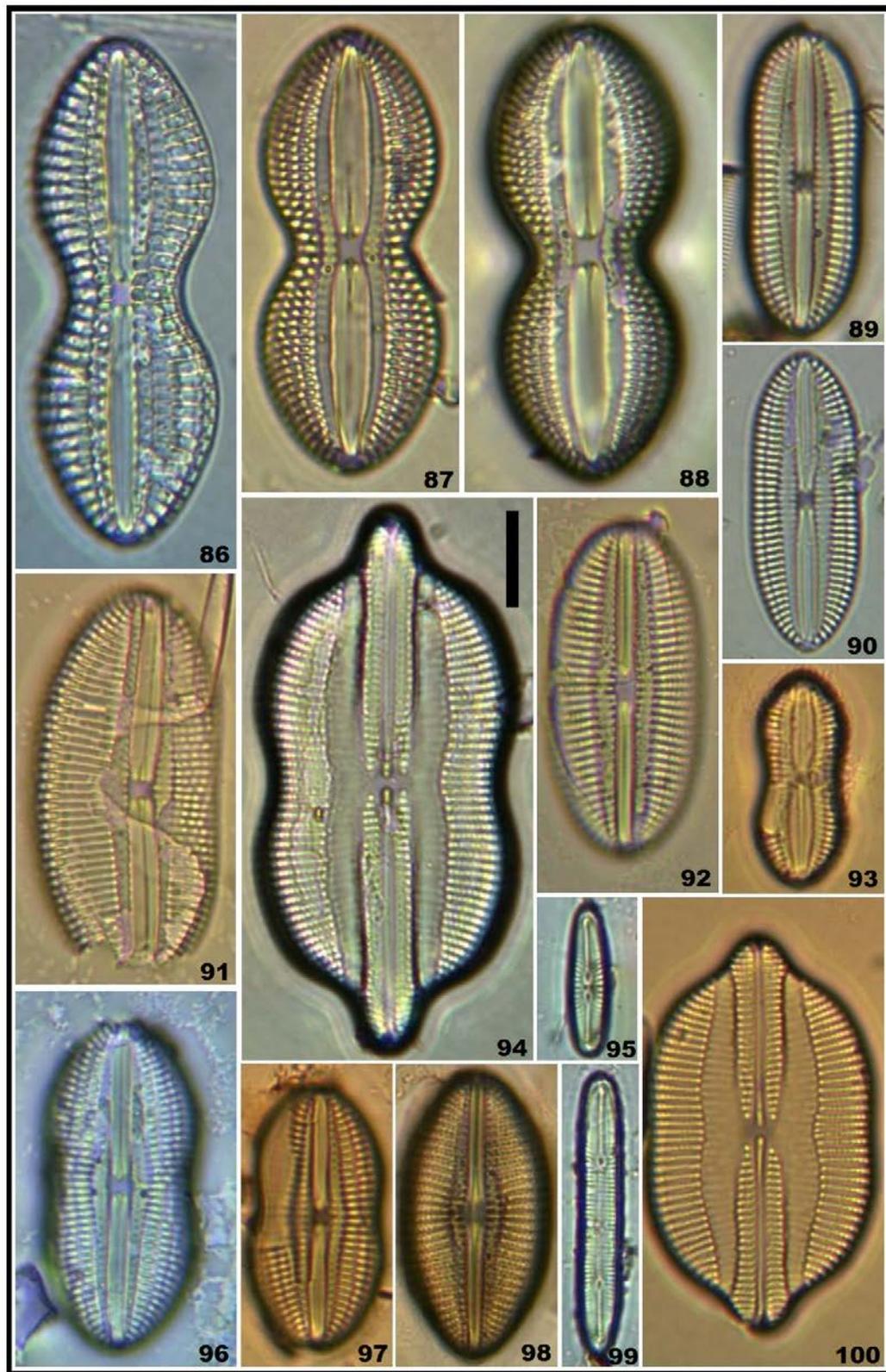
Figures 26-33. 26, 28-30) *Actinocyclus curvatulus*; 27) *Campyloneis grevillei*; 31) *Raphoneis surirella* var. *ceylanica*; 32) *Delphineis surirella* var. *australis*; 33) *Asteromphalus arachne*. Scale bar = 10 μ m for all specimens.



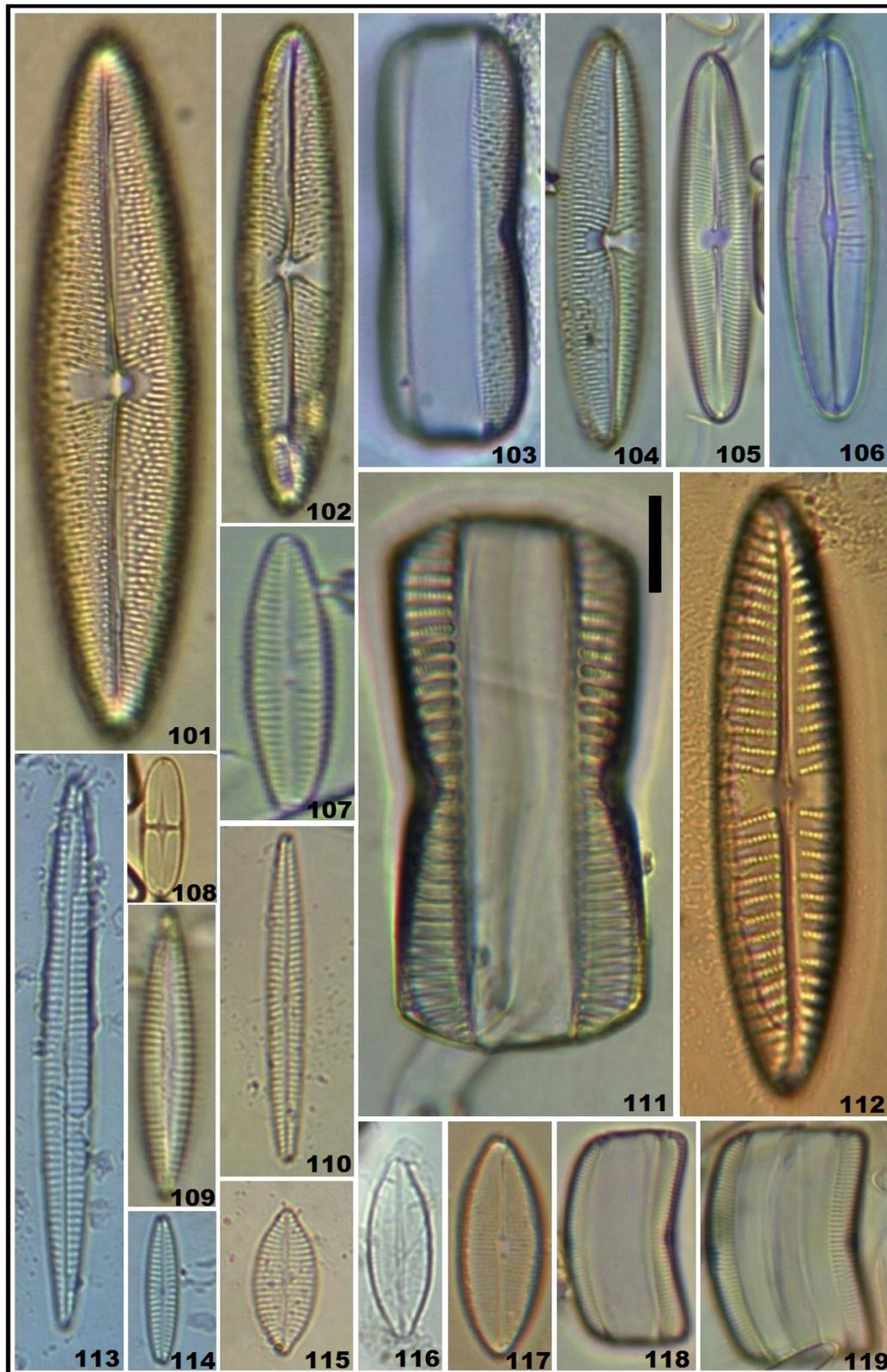
Figures 34-56. 34-35) *Grammatophora macilentata*; 36-37, 48) *Grammatophora oceanica*; 38-39, 41, 44-46, 56) *Grammatophora marina*; 40, 42-43) *Grammatophora hamulifera*; 47) *Grammatophora marina* var. *subundulata*; 49) *Grammatophora undulata*; 50, 52-55) *Pteroncola* sp.; 51) *Synedra barbatula*. Scale bar = 10 μ m for all specimens.



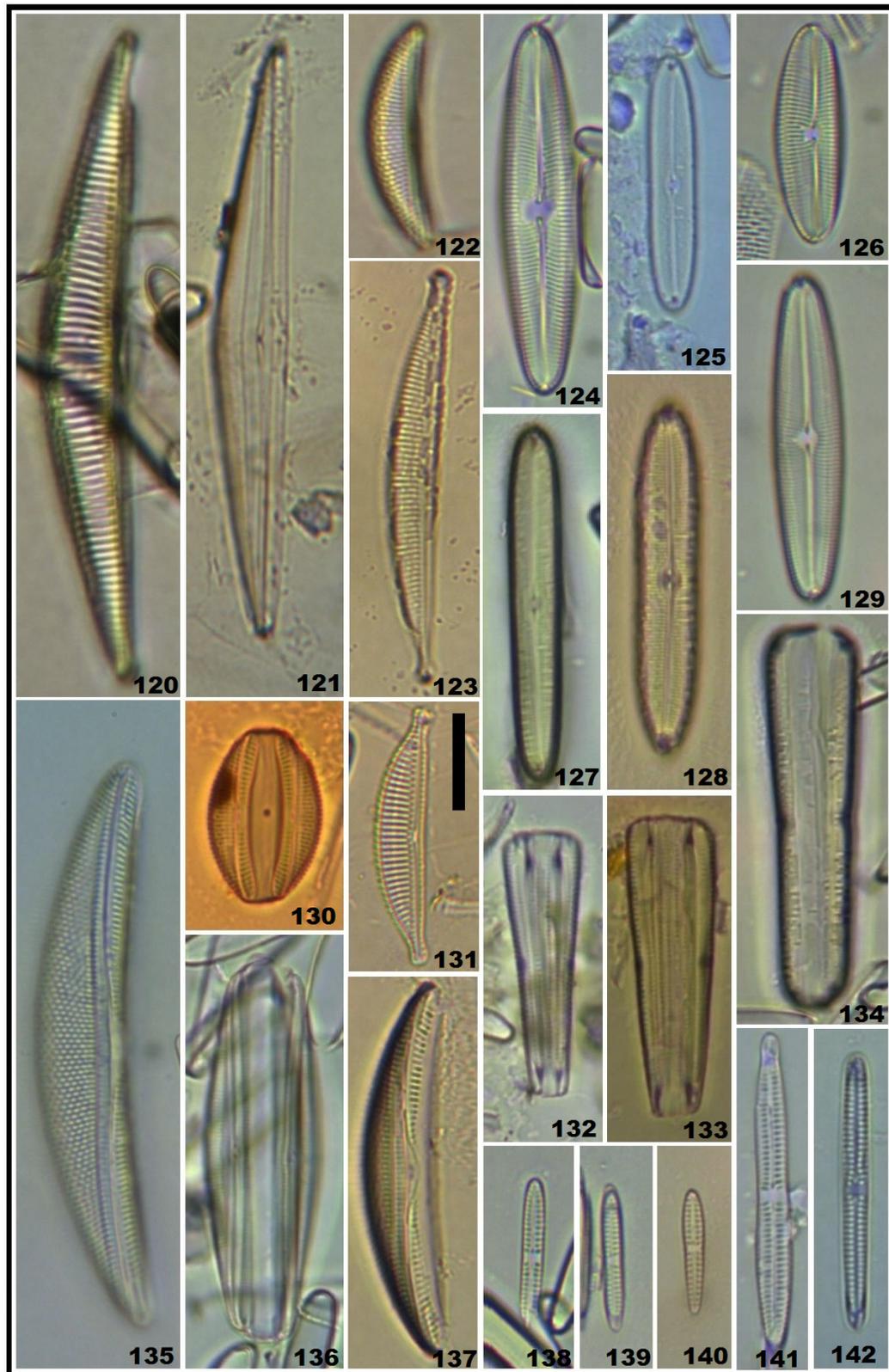
Figures 57-85. 57) *Cocconeis vetusta*; 58, 59-62, 75) *Cocconeis dirupta* var. *flexella*; 59) *Cocconeis contermina*; 60) *Cocconeis krameri*; 63-64) *Cocconeis scutellum*; 65, 74) *Amphicocconeis disculoides*; 67) *Cocconeis convexa*; 68-70) *Cocconeis pseudodiruptoides*; 69) *Cocconeis diminuta*; 66, 72-73) *Cocconeis speciosa*; 76) *Diploneis aestuari*; 77) *Cocconeis latecostata*; 78) *Achnanthes manifera*; 79-80) *Berkeleya rutilans*; 81-83) *Rhoicosphenia genuflexa*; 84) *Achnanthes yaquinensis*; 85) *Mastogloia macdonaldii*. Scale bar = 10 μ m for all specimens.



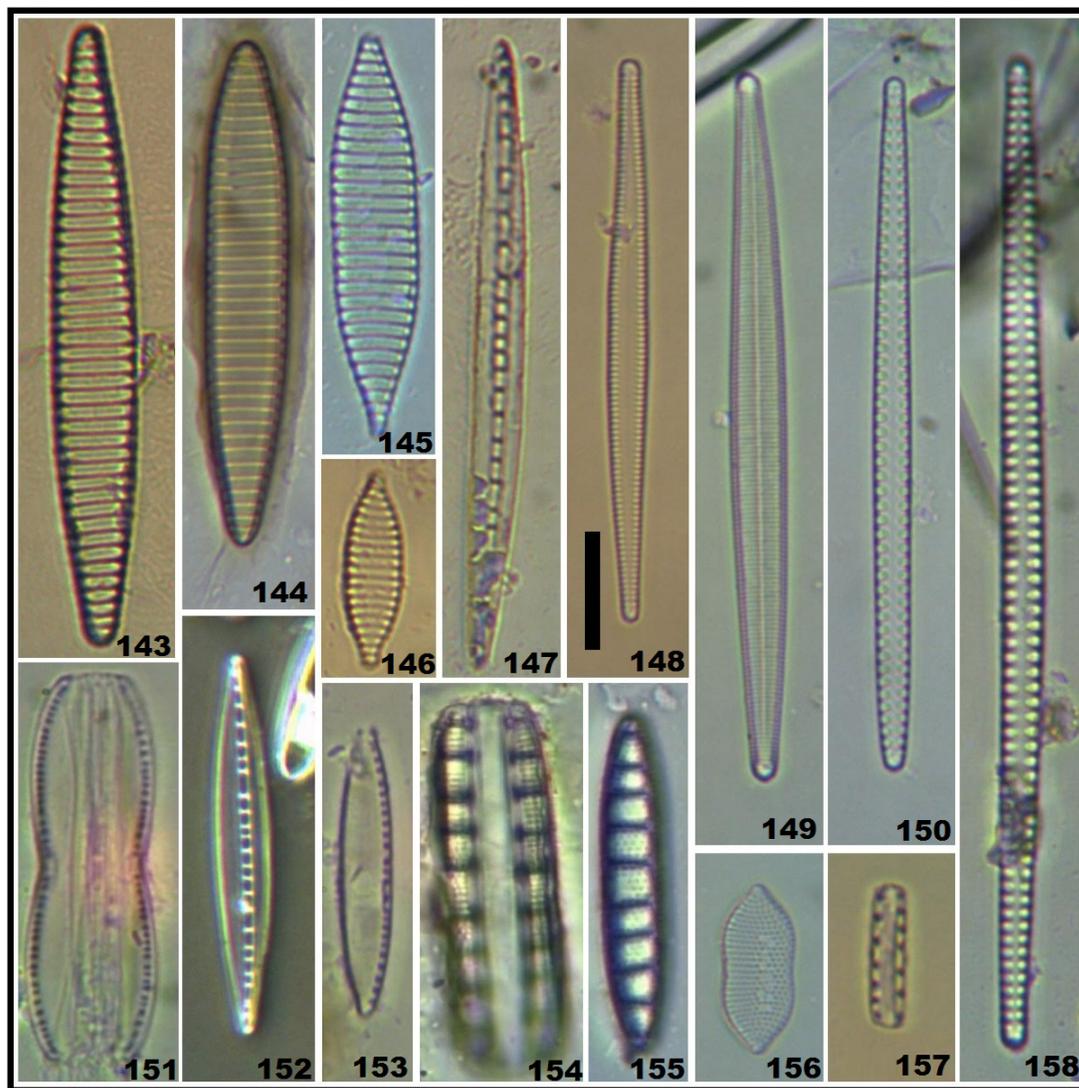
Figures 86-100. 86) *Diploneis crabro*; 87-88) *Diploneis bombus*; 89-90) *Diploneis papula*; 91) *Diploneis obliqua*; 92) *Diploneis litoralis*; 93) *Diploneis papula* var. *constricta*; 94) *Lyrella exsui*; 95) *Rhoicosphenia genuflexa*; 96-97) *Diploneis didyma*; 98) *Diploneis smithii*; 99) *Berkeleya rutilans*; 100) *Navicula clavata* var. *caribaea*. Scale bar = 10µm for all specimens.



Figures 101-119. 101, 103) *Trachyneis velata*; 102, 104) *Trachyneis aspera*; 105) *Campylopyxis garkeana*; 106) *Navicula* cf. *mollissima*; 107) *Navicula incerta*; 108) *Staurophora* sp.; 109) *Navicula* cf. *feuenbornii*; 110, 114) *Navicula cincta*; 111) *Navicula cancellata*; 112) *Navicula pennata*; 113) *Navicula directa*; 115) *Navicula diversistriata*; 116) *Navicula* sp. 1; 117) *Parlibellus* sp.; 118-119) *Campylopyxis garkeana*. Scale bar = 10 μ m for all specimens.



Figures 120-142. 120) *Seminavis ventricosa*; 121) *Amphora angusta*; 122, 130, 135, 137) *Amphora proteus* var. *contigua*; 123) *Amphora angustissima*; 124, 126, 129) *Campylopyxis garkeana*; 125, 127-128, 134) *Caloneis linearis*; 131) *Amphora holsaticoides*; 132-133, 141-142) *Gomphoseptatum aestuarii*; 138-140) *Gomphonemopsis pseudexigua*. Scale bar = 10µm for all specimens.



Figures 143-158. 143-146) *Nitzschia sicula*; 147, 152) *Nitzschia distans*; 148) *Tabularia tabulata* var. *fasciculata*; 149) *Hyalosynedra laevigata*; 150, 158) *Tabularia investiens*; 151) *Nitzschia hybrida*; 153) *Nitzschia* sp. 1; 154-155) *Denticula kuetzingii*; 156) *Nitzschia punctata* var. *coarctata*; 157) *Anaulus* cf. *minutus*. Scale bar = 10 μ m for all specimens.

counted valves in the different dates, and more than 66% overall (N = 3600); by contrast, the second abundant taxon, *Campylopyxis garkeana* (Figs. 105, 118, 119) represented less than 5% of the total valves (Table 2). Moreover, the quantitative phase yielded only 54 species, most of the taxa being rare or uncommon (Table 1). In spite of the above, according to the estimated relative abundances, the described diatom assemblage exhibits a typical pattern, *i.e.*, many rare and uncommon species, and few abundant (or very common) ones. In this case, however, it is unusual that a single species contributes 66% of the total abundance.

Species diversity. The estimated values of species diversity ranged in general from low to very low (Table 3), with the lowest value corresponding to the September sample ($H' = 0.3$; S = 6), in which *Pteroncola inane* was more abundant. However, in other samples where the cell concentration in the preparations was either abundant (January) or very

low (April, May), due to *P. inane*, diversity values were also very low; unlike the diversity values of the samples from November, December, and March (Table 3), which are similar to those from normal (favorable) environments, as a result of their species richness (S = 24, 28, 24, respectively) and equitability (J) higher than 0.5, which are in fact atypically lower.

Similarity. The similarity values between samples of epiphytic diatom assemblages living on blades of *Eisenia arborea* based on presence/absence of species (Jaccard's index) show that September is the most distinct sample (<20%), mainly because of the absence of taxa (S = 6). The rest show a similarity of around 40% which, according to other studies and the characteristics of the index, is only slightly low (Fig. 2). In contrast, when also considering the relative abundance of each taxon (Bray-Curtis index), the minimum similarity was 60% (Fig. 3), but was

generally high (approximate 80%), mainly due to the abundance of *P. inane* in most of the samples; the segregation of the December sample, however, has to do with an increase in the abundance of *C. garkeana* (Table 2).

The main components in the low values of diversity were thus the high abundance of *P. inane*, the scarcity of the other taxa (low S), and the low equitability. These parameters did vary between the samples (dates) but were in general atypical of benthic diatom assemblages; such low values resemble those that characterize diatom assemblages from extreme environments. According to these data, our hypothesis that diatom taxa from different dates representing distinct stages of succession would be found on the blades of *E. arborea*, together with abundant pioneer taxa or species from advanced stages of colonization, was not supported, although low values of diversity were observed. We conclude that the structure of the diatom assemblage is atypical, similar to those of assemblages from extreme environments, because of the uncommon (very) low diversity values (S, H', J). However, structure analysis did not permit the distinction of succession stages in the epiphytic diatom assemblage.

DISCUSSION

Although macroalgae are considered an ideal substratum for many species of diatoms and recent studies in NW Mexico have proven this to be so, in this case the brown alga *E. arborea* represents a good substratum only for a few diatom taxa, particularly *P. inane*, but not for most of the recorded taxa in this study. The scarcity of diatom cells and low species richness, along with the pioneer observation showing no diatoms on *E. arborea* blades (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2002) suggest a *sui generis* substratum whose study requires at least high-frequency observations. The iconographic catalog in this report may prove to be a useful reference when undertaking future studies on the epiphytic diatoms of *E. arborea*, inasmuch as the frequency of the diatom taxa and their time variation can be monitored in order to infer changes in the epiphytic diatom assemblages.

The observed species richness was approximately half of what has been recorded in similar floristic studies for either a single or for multiple macroalgae species (Siqueiros Beltrones, 2002; Siqueiros Beltrones and Hernández Almeida, 2006; Argumedo Hernández and Siqueiros Beltrones, 2008). In contrast, the floristic study mentioned earlier of a single specimen of *P. cartilagineum* showed it to be heavily epiphytized by many of the 42 taxa recorded, and coupled to a much higher value of diversity ($H' = 3.52$), a low dominance and a high equitability, indicating that the environment provided by the host is very favorable (Siqueiros Beltrones and Argumedo Hernández, 2014a). Meanwhile, the low values of diversity observed for the diatom assemblages on *E. arborea* blades resemble those observed in diatom assemblages from extreme environments (Siqueiros Beltrones, 2002). The subtidal habitat is characterized by high energy which causes very dynamic movement of the *E. arborea* thalli, affecting the settlement of diatoms on the violently moving blades. Colonization is expected to be higher during periods of calm waters.

Because similarity values were high in subsamples from a same sample (Siqueiros Beltrones and Argumedo-Hernández, 2014a), they represent the same structure and ensure that the subsamples did not differ from the overall epiphytic assemblage. This suggests that the

examined samples represent but one assemblage that does not show important temporal variations on the basis of species composition and association structure strongly influenced by *Pteroncola inane*. Accordingly, the abundance of *P. inane* determines the basic structure of the assemblage.

It is thus strange that, in spite of being so abundant, *P. inane* set a new record for the region during this investigation (Siqueiros Beltrones and Argumedo Hernández, 2014b). Such monospecific proliferations have been observed on blades of *M. pyrifera e.g.*, *Cocconeis costata* var. *pacifica* (Grunow) Grunow (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2002) and *Rhoicosphenia genuflexa* (Kützing) Medlin (Argumedo Hernández and Siqueiros Beltrones, 2008); in these cases, however, the monospecific dominance has not been that extreme.

Based on the above, an expected succession of the taxa in the assemblage could not be observed because, although the abundance of *P. inane* was highest in the September sample, in the other dates most taxa also remained rare or uncommon. That is, the abundance of cells depended heavily on the proliferation of *P. inane*. Given the objective of this study, this property (abundance) was not quantified, but it may be inferred from the valve concentration in the examined permanent mounts (Table 2).

As noted above, the initial reported absence of diatoms on *E. arborea* (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2002), and the scarcity of most diatom taxa in the present study merely suggests that distinct stages of succession occur on the *E. arborea* blades as proposed in our hypothesis, but it precludes its confirmation. It is tempting to suggest that the abundance of *Pteroncola inane* in the examined samples represents the proliferation of a pioneer species that conditions the blade surface of *E. arborea* for other taxa, serving as an alternate substrate to *E. arborea* which could be hostile to the other diatoms. Epiphytism between diatoms is a common phenomenon (Round *et al.*, 1990), and has been documented for this region in epiphytic diatom assemblages of *M. pyrifera* (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2002) and of *P. cartilagineum* (Siqueiros Beltrones and Argumedo Hernández, 2014a). To contrast this new hypothesis, an *ex profeso* design is required, including a higher frequency sampling species, *i.e.*, several samplings within a single season to contrast said hypothesis, which may also prove useful in monitoring other diatoms.

From a pragmatic point of view, in spite of the low species diversity of epiphytic diatoms observed on blades of *E. arborea*, the sole proliferation of *Pteroncola inane* combined with many rare or uncommon taxa are expected to enrich the kelp's nutritional value which would favor various species of grazers including those of economic importance like abalones (*Haliotis* spp.). In fact, much of the interest in the study of *M. pyrifera* focuses on its role as food for abalone. As with other macroalgae, epiphytic diatoms are considered to be enriching their food value (Siqueiros Beltrones and Argumedo Hernández, 2005; Siqueiros Beltrones and Argumedo Hernández, 2014a), inasmuch as many epiphytic diatoms have been observed within the gut contents of juveniles and adults of abalone collected in the wild (Siqueiros Beltrones, 2002; Siqueiros Beltrones *et al.*, 2004; Siqueiros Beltrones *et al.*, 2005). Thus our intention to determine what diatom taxa would be found on other macroalgae, such as *E. arborea*, which represents the ecological alternative for *M. pyrifera* in the region. The assumption that *E. arborea* blades may be grazed by abalone is supported by recent experiments that show that abalone juveniles from the region successfully feed on *E. arborea* (Mazariegos-Villarreal *et al.*, 2012).

Knowing the taxonomic identity of the main epiphytic diatoms that are being ingested by *Haliotis* spp. together with their hosts offers an alternative to a better management of abalone under culture conditions. It should also prompt studies on the nutritious properties of these taxa in order to pinpoint their specific role in the diet of the many grazers that depend on them.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was financed through project SIP: 20141095, and kelp blades were acquired through project SIP: 20140968 (Instituto Politécnico Nacional). We thank A. Witkowski for correcting our previous misidentification of *Pteroncola inane*. We gratefully acknowledge the elegant and assertive reviews by two anonymous referees. Yuriko Martínez edited figure 1. The first author is a COFAA and EDI fellow. The third author was sponsored by BEIFI in the latter project.

REFERENCES

- ARGUMEDO-HERNÁNDEZ, U. & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2008. Cambios en la estructura de la asociación de diatomeas epifitas de *Macrocystis pyrifera* (L.) C. Ag. *Acta Botánica Mexicana* 82: 43-66.
- CLEVE-EULER, A. 1968. *Die Diatomeen von schweeden un finnland*. In: *Verlag von Kramer, Bibliotheca Phycologica*, Band 5. Wheldon y Wesley, N.Y. I-V, 963 p.
- DESIKACHARY, T. V. 1988. *Atlas of diatoms*. Fasc. IV. Madras Sci. Foundation, India. 13 p.
- HENDEY, I. N. 1964. *An introductory account of the smaller algae of British coastal waters. Part V: Bacillariophyceae* (Diatoms). *Fishery Investigation. Series IV*. HMSO. Londres. 317 p.
- HERNÁNDEZ-CARMONA, G., S. CARRILLO-DOMÍNGUEZ, D. L. ARVIZU-HIGUERA, Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS, J. I. MURILLO-ÁLVAREZ, M. MUÑOZ-OCHOA & R. M. CASTILLO-DOMÍNGUEZ. 2009. Monthly variation in the chemical composition of *Eisenia arborea* J. E. Areschoug. *Journal of Applied Phycology* 21: 607-616.
- HUSTEDT, F. 1959. *Die kieselalgen Deutschlands, Osterreichs and der Schweiz*. In: L. Rabenhorts (Ed.), *Kryptogammen-Flora*. VII Band, II Teil. Koeltz Scientific Book (reimp. 1991). Leipzig. 845 p.
- HUSTEDT, F. 1961-66. *Die kieselalgen Deutschlands, Osterreichs and der Schweiz*. In: L. Rabenhorts (Ed.) *Kryptogammen-Flora*. VII Band, III Teil. Koeltz Scientific Book (reimp. 1991). Leipzig. 916 p.
- LÓPEZ-FUERTE, F. O., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES & E. NOVELO-MALDONADO. 2010. *Benthic diatoms associated with mangrove environments in the northwest region of Mexico*. CONABIO-UAB.C.S.-IPN, La Paz, México. 206 p.
- MAZARIEGOS-VILLARREAL, A., M. CASAS-VALDÉZ, D. A. SIQUEIROS-BELTRONES, A. PIÑÓN-GIMATE & E. SERVIERE-ZARAGOZA. 2012. Changes in the natural diet of green abalone (*Haliotis fulgens* Philippi 1845), during the 1997-1998 ENSO, in Baja California Sur, Mexico. *Journal of Shellfish Research* 31 (3): 795-800.
- PERAGALLO, H. & M. PERAGALLO. 1908. *Diatomees marines de France et des districts marines voisins*. M. J. Tempere, France. 491 p.
- PEDROCHE, F. F., P. C. SILVA, L. E. AGUILAR ROSAS, K. M. DRECKMAN & R. AGUILAR ROSAS. 2008. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico mexicano II. Phaeophycota*. Universidad Autónoma Metropolitana, Universidad Autónoma de Baja California, Universidad de California Berkeley. México, D.F. 146 p.
- ROUND, F. E., R. M. CRAWFORD & D. G. MANN. 1990. *The Diatoms*. Cambridge University Press. Cambridge. 747 p.
- SCHMIDT, A., M. SCHMIDT, F. FRICKE, H. HEIDEN, O. MULLER & F. HUSTEDT. 1874-1959. *Atlas der diatomaceenkunde*. Heft 1-120, Tafeln 1-460. Reissland, Leipzig. 208 p.
- SIQUEIROS BELTRONES, D. A. 2002. Diatomeas bentónicas de la Península de Baja California; diversidad y potencial ecológico. *Oceánides/CICIMAR-IPN/UAB.C.S.*. 102 p. ISBN 970-18-7595-8.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ. 2005. Florística de diatomeas epifitas en láminas apicales de *Macrocystis pyrifera* (L.) C. Ag. *CICIMAR-Oceánides* 20: 37-63.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ. 2014a. Particular structure of an epiphytic diatom assemblage living on *Plocamium cartilagineum* (Lamouroux) Dixon (Rhodophyceae: Gigartinales). *CICIMAR-Oceánides* 29 (2): 11-24.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ. 2014b. Quasi monospecific proliferation of *Pteroncola inane* (Giffen) Round (Fragilariiales; Bacillariophyceae) on blades of *Eisenia arborea* Areschoug. *CICIMAR-Oceánides* 29 (2): 57-62.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & O. U. HERNÁNDEZ-ALMEIDA. 2006. Florística de diatomeas epifitas en macroalgas de un manchón subtropical. *CICIMAR-Oceánides* 21: 11-61.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & F. O. LÓPEZ FUERTE. 2006. Benthic diatoms associated to red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) prop roots in Bahía Magdalena, B.C.S, México. *Biología Tropical* 54 (2): 287-297.
- SIQUEIROS BELTRONES, D. A. & G. VALENZUELA ROMERO. 2001. New records of benthic diatoms from natural grazing surfaces of abalone (*Haliotis* spp.) habitats in the Baja California peninsula. *Oceanides* 16 (2): 107-126.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & G. VALENZUELA-ROMERO. 2004. Benthic diatom assemblages in an Abalone (*Haliotis* spp) Habitat in the Baja California Peninsula. *Pacific Science* 58: 435-446
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., E. SERVIERE-ZARAGOZA & U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ. 2002. Epiphytic diatoms of *Macrocystis pyrifera* (L.) Ag. from the Baja California peninsula. *Oceánides* 17: 3-39.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., G. VALENZUELA-ROMERO, O. HERNÁNDEZ-ALMEIDA, U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ & F. O. LÓPEZ-FUERTE. 2004. Catálogo iconográfico de diatomeas de hábitat rocosos y su incidencia en la dieta de abulones (*Haliotis* spp.) jóvenes de Baja California Sur, México. *CICIMAR-Oceánides* 19: 1-79.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., E. SERVIERE-ZARAGOZA & S. GUZMÁN DEL PRÓO. 2005. Main diatom taxa in the natural diet of juvenile *Haliotis fulgens* and *H. corrugata* (Mollusca: Gastropoda) from Bahía Tortugas and Bahía Asunción, B.C.S., México. *Pacific Science* 59: 581-592.
- WITKOWSKI, A., H. LANGE-BERTALOT & D. METZELTIN. 2000. *Diatom flora of Marine coast I*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell. 925 p.

Recibido: 18 de diciembre de 2014.

Aceptado: 23 de noviembre de 2015.

Relaciones tróficas entre cinco especies de peces pelágicos que cohabitan en las costas de Oaxaca, México

Trophic interactions between five pelagic fish species cohabiting in the coast of Oaxaca, Mexico

Ruiz-Pérez Nancy Elizabeth¹, Genoveva Cerdaneres-Ladrón de Guevara^{1,2},
Dora Liney López-Herrera¹ y I. R. Altamirano-Ramírez¹

¹Laboratorio de Ictiología y Biología Pesquera, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Cd Universitaria s/n Puerto Ángel, Municipio de San Pedro Pochutla, Oaxaca. 70902. México

²Laboratorio de Dinámica de Poblaciones, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Cd Universitaria s/n Puerto Ángel, Municipio de San Pedro Pochutla, Oaxaca. 70902. México
e-mail: gclg@angel.umar.mx

Ruiz-Pérez N. E., G. Cerdaneres-Ladrón de Guevara, D. L. López-Herrera y I. R. Altamirano-Ramírez. 2016. Relaciones tróficas entre cinco especies de peces pelágicos que cohabitan en las costas de Oaxaca, México. *Hidrobiológica* 26 (1): 77-85.

RESUMEN

Actualmente se promueve el manejo de las pesquerías con base en un enfoque ecosistémico, donde conocer las interacciones entre los componentes del ecosistema pelágico es de crucial importancia. El objetivo del presente trabajo fue evaluar las interacciones tróficas entre cinco especies del ecosistema pelágico marino de la costa oaxaqueña. Se analizaron los contenidos estomacales de ejemplares capturados durante los torneos de pesca deportiva y comercial (mayo, 2000 a julio, 2002). Se obtuvieron un total de 645 especímenes de: *Istiophorus platypterus*, *Coryphaena hippurus*, *Thunnus albacares*, *Euthynnus lineatus* y *Carcharhinus falciformis*. Las especies *Portunus xantusii* y *Auxis thazard* fueron las especies presa más importante ya que todos los depredadores las consumieron en menor o mayor grado. Todas las especies presentaron una amplitud de nicho estrecha ($BA < 0.3$), aunque consumen una amplia diversidad de presas; su alimentación está dominada por unas cuantas especies, catalogándolas como especialistas. El índice de traslape de nicho, mostró traslape trófico significativo entre *C. hippurus* y *C. falciformis* (98%) que tienen a *P. xantusii* como el principal componente alimentario y entre *E. lineatus* y *T. albacares* (71%) e *I. platypterus* y *E. lineatus* (56%), que comparten diversas especies de crustáceos en su alimentación. Aun cuando habitan el mismo ambiente, los pelágicos mayores se reparten los recursos a través de diferencias en el área de alimentación, hora de ingesta o en las especies que depredan preferentemente con el objetivo de reducir la competencia.

Palabras clave: Competencia, ecología trófica, Golfo de Tehuantepec.

ABSTRACT

Fisheries management based on an ecosystem approach is currently promoted and, to this end, knowledge of interactions between the components of pelagic ecosystem is crucial. The aim of this study was to evaluate the trophic interactions between some components of marine pelagic ecosystem off the coast of Oaxaca. The stomach contents of five species of fishes caught during fishing tournaments and commercial fishing at the coast of Oaxaca, from May 2000 to July 2002 were analyzed. We analyzed stomach contents of 645 specimens of large predatory fishes, namely *Istiophorus platypterus*, *Coryphaena hippurus*, *Thunnus albacares*, *Euthynnus lineatus*, and *Carcharhinus falciformis*. Major forage species were *Portunus xantusii* and *Auxis thazard*: all predators consumed them in greater or lesser amounts. All fish species had narrow trophic niche breadths ($BA < 0.3$); although they eat a wide variety of food items, their feeding is dominated by a few species, categorized as specialist feeders. The niche overlap index showed biologically significant diet overlap between *C. hippurus* and *C. falciformis* (98%), which share *P. xantusii* as the main component of their diet; and between *E. lineatus* and *T. albacares* (71%); and *I. platypterus* and *E. lineatus* (56%), which share few crustacean items in their diets. Despite the fact that large pelagic species share the same environment, resources are partitioned in spatial or temporal ways to reduce the pressure of competition between contending species.

Key words: Competition, Gulf of Tehuantepec, Trophic ecology.

INTRODUCCIÓN

El pez vela, pez espada, atunes, sábalo, marlín, dorados, algunas especies de tiburones y mamíferos marinos entre otros, conforman el grupo de pelágicos mayores. Este grupo de especies ejercen una influencia sustancial sobre otros componentes del ecosistema pelágico de los océanos del mundo, por encontrarse en los niveles más altos de la red trófica. Adicionalmente las poblaciones de peces de este grupo soportan importantes pesquerías a nivel global, las cuales se han visto reducidas por la sobre-explotación (Myers & Worm, 2003; Collete *et al.*, 2011; Worm & Tittensor, 2011) y en algunos casos no ha sido posible establecer su estado por la falta de información (Hinton & Maunder, 2014). Particularmente en México el conocimiento del estado de explotación de especies pelágicas no es del todo conocido, ya que únicamente los tiburidos y los tiburones son especies objetivo en pesquerías de gran importancia económica para el país. En el caso de los tiburidos, por tratarse de una especie altamente migratoria, es la Comisión Inter-Americana del Atún Tropical (CIAT) la encargada de su administración, agencia que reporta un estado de explotación al máximo (Minte-Vera *et al.*, 2014). Con respecto a los tiburones, recientemente se ha implementado el Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México (PANMCT), en el cual se menciona que la escasa información no permite conocer el estado de explotación de este grupo de organismos (CONAPESCA-INP, 2004). Por otro lado, existen especies con menores volúmenes de captura pero no por ello menos importantes; como el barrilete negro o las especies de importancia deportivo-recreativa, las cuales por su escala de explotación se considera que sus poblaciones no se encuentran en riesgo, pero se recomienda un enfoque precautorio en el que no se incrementa el esfuerzo de pesca (INAPESCA, 2012; Cerdaneres-Ladrón de Guevara *et al.* 2012).

En todos estos casos las recomendaciones de manejo se han proporcionado a partir de evaluaciones monoespecíficas, lo cual puede limitar o ignorar el impacto sobre otras poblaciones con las cuales interactúan (Olson & Watters, 2003). Actualmente se promueve el manejo de las pesquerías con base en un enfoque ecosistémico para lograr el ordenamiento adecuado de las mismas y poder mantener pesquerías sostenibles y ecosistemas sanos (Olson & Watters, 2003).

En este sentido, los estudios sobre alimentación de peces, en particular los enfocados directamente a la dieta y hábitos alimentarios, permiten conocer la dinámica trófica de un ecosistema; es decir, el conjunto de relaciones de depredación y competencia entre organismos, sus variaciones en la distribución (vertical y horizontal), abundancia, preferencia de hábitat y la repartición de los recursos alimentarios, así como la preferencia por ciertas especies (McLean, 2005; Varghese *et al.*, 2014).

Los estudios sobre este tópico en pelágicos mayores son comunes, los cuales indican en general, que estos organismos se alimentan principalmente de cefalópodos, peces y crustáceos, aunque en diferentes proporciones (Olso & Galván-Magaña, 2002; Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2006; Ravi & Sekar, 2010; Duffy *et al.*, 2015). Las especies *Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758 y *Carcharhinus falciformis* (Bibron, 1839) se les considera oportunistas que se alimentan de una variedad de presas, pero que dependen de la disponibilidad y abundancia de las mismas (Olson & Galván-Magaña, 2002; Duffy *et al.*, 2015), mientras que *Isiophorus platypterus* (Shaw, 1792) es más selectiva al consumir un

mayor porcentaje de peces y cefalópodos (Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2006; Ravi & Sekar, 2010; Hernández-Aguilar *et al.*, 2012) y *Thunnus albacares* Bonnaterre, 1788, es considerada que posee un amplio intervalo de alimentación con altos requerimientos energéticos (Olson *et al.*, 2014).

En contraste, los estudios que abordan la evaluación de interacciones tróficas entre las especies, no son tan comunes debido a que se requiere de mayor información (Olson & Watters, 2003; Moteki *et al.*, 2001; Varghese *et al.*, 2014). En este tipo de estudios se ha encontrado que los pelágicos mayores dividen los recursos presentando tres tipos de depredación: de amplio espectro trófico, consumidores epipelágicos y consumidores mesopelágicos (Moteki *et al.*, 2001). Otra manera de resolver el problema de la competencia por alimento de los grandes depredadores además de limitar el tipo de sus especies presas, son las diferencias en profundidad y hora de alimentación (Varghese *et al.*, 2014). La repartición de los recursos en espacio, tiempo o nivel trófico puede incrementar la tolerancia en el traslape de nichos y reducir la presión de competencia entre las especies (Papastamatiou *et al.*, 2006).

El presente trabajo presenta un acercamiento a la dinámica trófica en el ambiente pelágico de algunas especies del Golfo de Tehuantepec a través del análisis de la amplitud y traslape del nicho de las dietas de *Euthynnus lineatus* Kishinouye 1920, *T. albacares*, *I. platypterus*, *C. hippurus* y *C. falciformis*, especies que comparten el mismo hábitat. Se espera que esta información sea útil como herramienta para la implementación de medidas de manejo, necesarias para estas especies, debido a la derrama económica que representan.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprendió las principales zonas de desembarco de las unidades pesqueras deportivas y ribereñas del estado de Oaxaca: Puerto Escondido, Puerto Ángel, Santa Cruz Huatulco y Salina Cruz (Fig. 1). Esta zona se caracteriza por la presencia de aguas provenientes de la Corriente Costera de Costa Rica, Norecuatorial y se encuentra al sur de la llamada Alberca de Agua Cálida del Pacífico tropical mexicano (Kessler, 2006). Presenta una plataforma continental muy angosta (4 a 6 km) con un talud pronunciado, donde se pueden alcanzar profundidades mayores a los 4000 m (frente a Puerto Ángel) a corta distancia de la línea de costa, lo que permite el acceso a recursos pelágicos mayores presentes en la zona.

Se realizó un muestreo mensual de 3 días durante mayo del 2000 a julio del 2002, durante el cual se realizaron registros de las capturas obtenidas por la flota artesanal. Los equipos de pesca activos utilizados fueron curricanes, rúpalas; cuya especie objetivo es el barrilete negro (*E. lineatus*) y el atún aleta amarilla (*T. albacares*), y boyas (palangre modificado) con las que se captura atún aleta amarilla, pez vela (*I. platypterus*) y dorado (*C. hippurus*). En tanto que los equipos pasivos son palangres (llamados localmente "cimbras") y redes de enmalle, los cuales son utilizados para la pesca de tiburón (*C. falciformis*) aunque incidentalmente también se captura pez vela y dorado. En el caso de la pesca deportiva, los muestreos se realizaron en los meses de mayo, junio y noviembre de los mismos años. El arte de pesca fue caña y carete utilizando como carnada *Selar crumenophthalmus* (Bloch, 1793).

Los organismos de una submuestra del desembarco total fueron pesados, medidos y se les realizó una disección para la obtención de

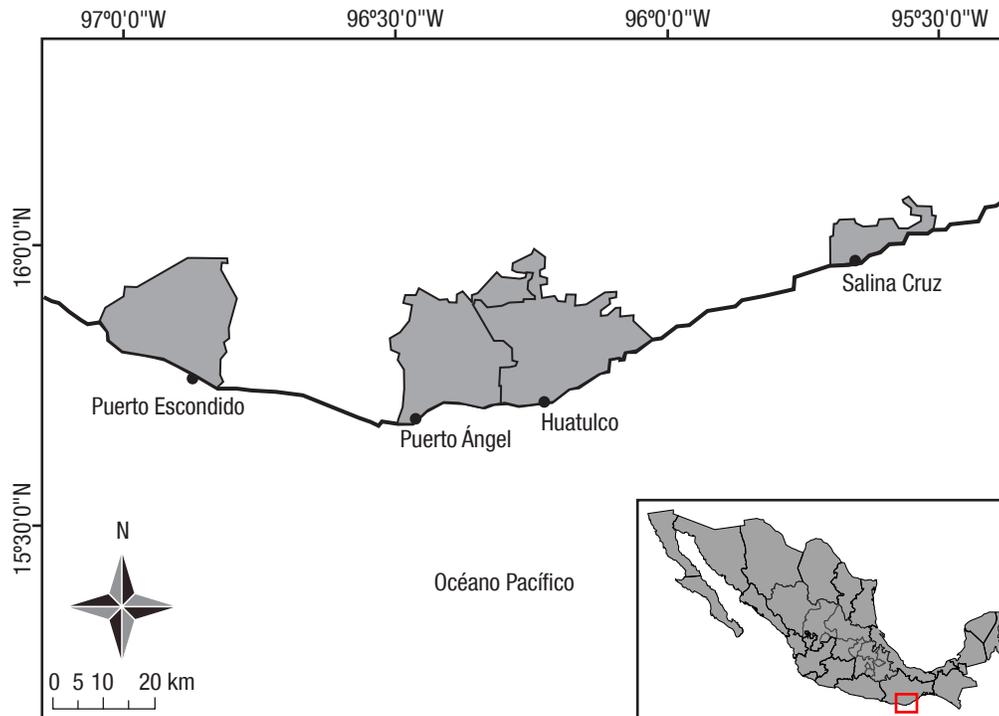


Figura 1. Costa de Oaxaca, México. Se indican localidades de muestreo: Puerto Escondido, Puerto Ángel, Santa Cruz Huatulco y Salina Cruz.

los contenidos estomacales. Las muestras biológicas fueron etiquetadas y fijadas en formalina (10%) y neutralizada con borato de sodio, para su posterior análisis en el laboratorio de la Universidad del Mar.

Para la determinación del espectro trófico de cada especie, se identificaron las especies presas al menor nivel taxonómico posible dependiendo de su estado de digestión. La identificación taxonómica de los ejemplares completos de los peces se determinó con las claves de Fischer *et al.* (1995a, 1995b, 1995c); mientras que la identificación de peces digeridos, por medio de la comparación de las estructuras esqueléticas encontradas (urostilo, cráneo, vertebrae, espinas, etc.) con ejemplares de esqueletos de la colección de referencia del Laboratorio de Ictiología y Biología Pesquera (LIBP, UMAR, *campus* Puerto Ángel); para crustáceos se utilizaron los trabajos de Hendrickx (1984); Hendrickx y Salgado-Barragán (1991) y Rodríguez de la Cruz (1987). Los cefalópodos se identificaron mediante las claves de Fischer *et al.* (1995a), o bien por medio de sus mandíbulas con las claves de Clarke (1962, 1986), Iverson y Pinkas (1971), Lu y Ickeringill (2002) y Wolff (1982, 1984).

Para evaluar la representatividad del tamaño de muestra se utilizó la función de Clench (Soberón & Llorente, 1993) cuya ecuación es:

$$S_n = \frac{(a * n)}{(1 + b * n)}$$

Donde S_n es el número de especies acumuladas, n es el número de unidades de muestreo (estómagos), a y b son parámetros del modelo.

Se utilizó este modelo ya que ha demostrado un buen ajuste en la mayoría de las situaciones reales y está recomendado para estu-

dios en sitios de áreas extensas y para protocolos en los que, cuanto más tiempo se pasa en el campo, mayor es la probabilidad de añadir nuevas especies al inventario (Soberón & Llorente, 1993). Se utilizó el programa EstimateS 7.5 (Colwell, 2004), para la obtención de muestras aleatorias y el número de especies acumuladas, como entrada para ajustar la ecuación de Clench (Soberón & Llorente, 1993) a las muestras simuladas.

Para la caracterización de la dieta fueron estimados el índice numérico %N; gravimétrico %P y frecuencia de aparición %Fa, información utilizada para estimar el índice de importancia relativa (%IIR = (%P_i + %N_i) * %Fa_i) (Pinkas *et al.*, 1971; Cortés, 1997), que valora la importancia de los ítems alimentarios en el espectro trófico de cada especie (Liao *et al.*, 2001). También se calculó el índice de vacuidad: $V = Ne/Ns$, donde Ne es el número total de estómagos vacíos y Ns es el número total de estómagos examinados.

La amplitud del espectro trófico, que permite evaluar el nivel de especialización de cada especie, se determinó mediante el índice estandarizado de Levin (Hurlbert, 1978) que considera la uniformidad de la distribución de los individuos entre los diversos recursos alimentarios. El índice presenta una escala entre 0 cuando el depredador es considerado especialista al ser selectivo sobre cierto tipo de presas y 1, al ser un generalista (Krebs, 1999). Se calculó con la siguiente ecuación:

$$BA = \frac{\left(\frac{1}{\sum P_j^2} - 1\right)}{n - 1}$$

Donde BA es la medida de amplitud de nicho, P_j es la proporción con la cual el ítem j contribuye a la dieta (%Fa) y n total de los ítems.

El traslape de dietas se evaluó con el índice simplificado de Morisita (Horn, 1966) (C_H) (Krebs, 1999):

$$C_H = \frac{2 \sum_i^n P_{ij} P_{ik}}{\sum_i^n P_{ij}^2 + \sum_i^n P_{ik}^2}$$

Donde P_{ij} es la proporción de la frecuencia de aparición del ítem i en la dieta del depredador j y P_{ik} es la proporción de la frecuencia de aparición del ítem i en la dieta del depredador k .

El solapamiento se determina con base a los valores que toma el índice; cuando los valores se ubican entre 0 y 0.29 indican la no existencia de traslape en el componente trófico, y valores de 0.6 a 1 consideran un traslape biológicamente significativo (Krebs, 1999). Con la finalidad de verificar que el valor del índice de traslape de nicho trófico observado es el resultado de un proceso biológico y no solo causado por el azar, se realizó un contraste contra el modelo nulo, por cada par

de especies depredadoras. El modelo nulo se construyó a partir de la matriz de datos observados del %IIR, considerándose éste, como el grado de utilización del recurso por cada depredador. Se obtuvieron 1000 simulaciones utilizando el algoritmo de aleatorización RA3 dentro del paquete EcosimR versión 1.00 (Gotelli & Ellison, 2013) y se consideró que valores observados mayores que el 95% del valor del índice simulado, es un indicador significativo del índice observado.

RESULTADOS

Se revisaron un total de 645 estómagos de los cuales solo el 31% (198) contenía algún tipo de alimento; 5.64% pertenecieron a *Euthynnus lineatus*; 6.26% a *Thunnus albacares*; 8.92% a *Istiophorus platypterus*, 4.23% a *Coryphaena hippurus* y 5.95% a *Carcharhinus falciformis*. La talla de los organismos analizados fluctuó entre 36.5 cm de longitud furcal (LF) que presentó *C. hippurus*, hasta 210 cm de longitud de la parte anterior del ojo a la furca (LOF) en *I. platypterus* (Tabla 1).

Tabla 1. Número de ejemplares analizados (n), índice de vacuidad, intervalo de talla y peso de los depredadores pelágicos en la costa de Oaxaca, México. Longitud ojo-furca para *I. platypterus* y longitud total para *C. falciformis*, el resto se refiere a longitud furcal. Desviación estándar (s).

Especie	n	% de Vacuidad	Longitud (cm)			Peso (Kg)		
			Min	Máx	s	Min	Máx	s
<i>Euthynnus lineatus</i>	72	50.0	36.0	57.0	3.8	1.1	3.9	0.5
<i>Thunnus albacares</i>	160	25.0	53.0	161.0	14.1	5.7	62.0	11.6
<i>Istiophorus platypterus</i>	223	74.4	128.0	210.0	17.8	20.7	51.1	6.0
<i>Coryphaena hippurus</i>	89	69.7	36.5	162.0	18.5	0.4	20.0	4.4
<i>Carcharhinus falciformis</i>	101	62.4	80.0	221.0	29.7	1.7	73.5	11.1

En las curvas de acumulación de especies presa de los cinco depredadores, se observó que el mejor representado fue *E. lineatus* con el 84% de los ítems que teóricamente se esperan encontrar, considerando que el número de estómagos analizado fue suficiente para describir su dieta (Fig. 2). Las especies *T. albacares* (65%), *I. platypterus* (58%) y *C. falciformis* (58%), mostraron una tendencia para alcanzar la asíntota, lo que sugiere que el tamaño de muestra analizado estuvo cercano de considerarse suficiente para una descripción de la dieta de estas especies. Mientras que para *C. hippurus* (35%) se obtuvo un tamaño limitado de muestra para la descripción adecuada de su dieta.

La dieta del total de las especies estuvo representada por 71 tipos de presa (ítems), de las cuales 40 pertenecieron a la clase Actinopterygii, 25 a la clase Malacostraca, cuatro a la clase Cephalopoda, una a la clase Reptilia y otra a la clase Gasterópoda. *Portunus xantusii* (Stimpson, 1860) fue consumido por el total de los depredadores y en algunos casos fue el ítem dominante. *Auxis thazard* (Lacepède, 1800) fue el segundo en importancia, consumido por *T. albacares*, *I. platypterus* y *C. hippurus*. Al menos cuatro especies consumieron cefalópodos y restos de peces de la familia Scombridae, aunque representaron valores bajos del IIR.

Para *E. lineatus* se identificaron 27 ítems, de los cuales 21 pertenecieron a la clase Malacostraca, tres a Actinopterygii, dos a Cephalopoda

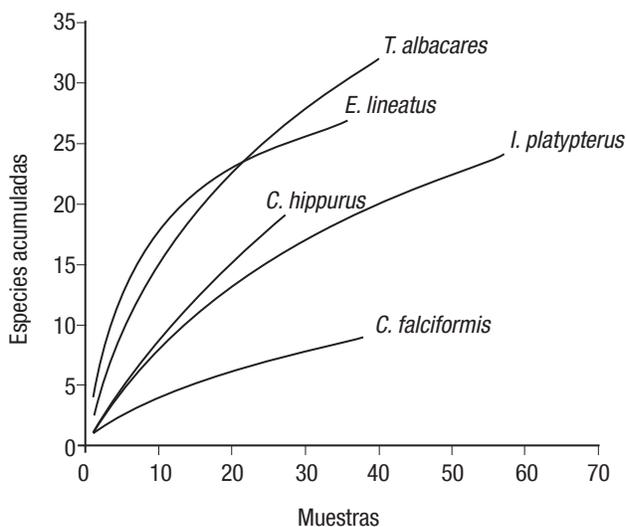


Figura 2. Curva de acumulación de especies para las cinco especies de peces pelágicos depredadores analizadas en las costas de Oaxaca, México.

y uno a la clase Gasterópoda. De acuerdo al %IIR de *E. lineatus*, su dieta estuvo compuesta principalmente por *Opisthonema medirastre* Berry y Barrett, 1963 (35 %IIR) y *Meiosquilla dawsoni* Manning, 1970 (19 %IIR), que juntas representaron más del 50% del IIR (Fig. 3a).

La dieta de *T. albacares* estuvo conformada por 32 ítems de los cuales 19 fueron peces, 10 crustáceos y tres cefalópodos. Los ítems con mayor importancia (82.62 %IIR), en la dieta de esta especie fueron *A. thazard*, *P. xantusii*, *Squilla* sp. y *Bregmaceros bathymaster* Jordan y Bollman 1890 (Fig. 3b).

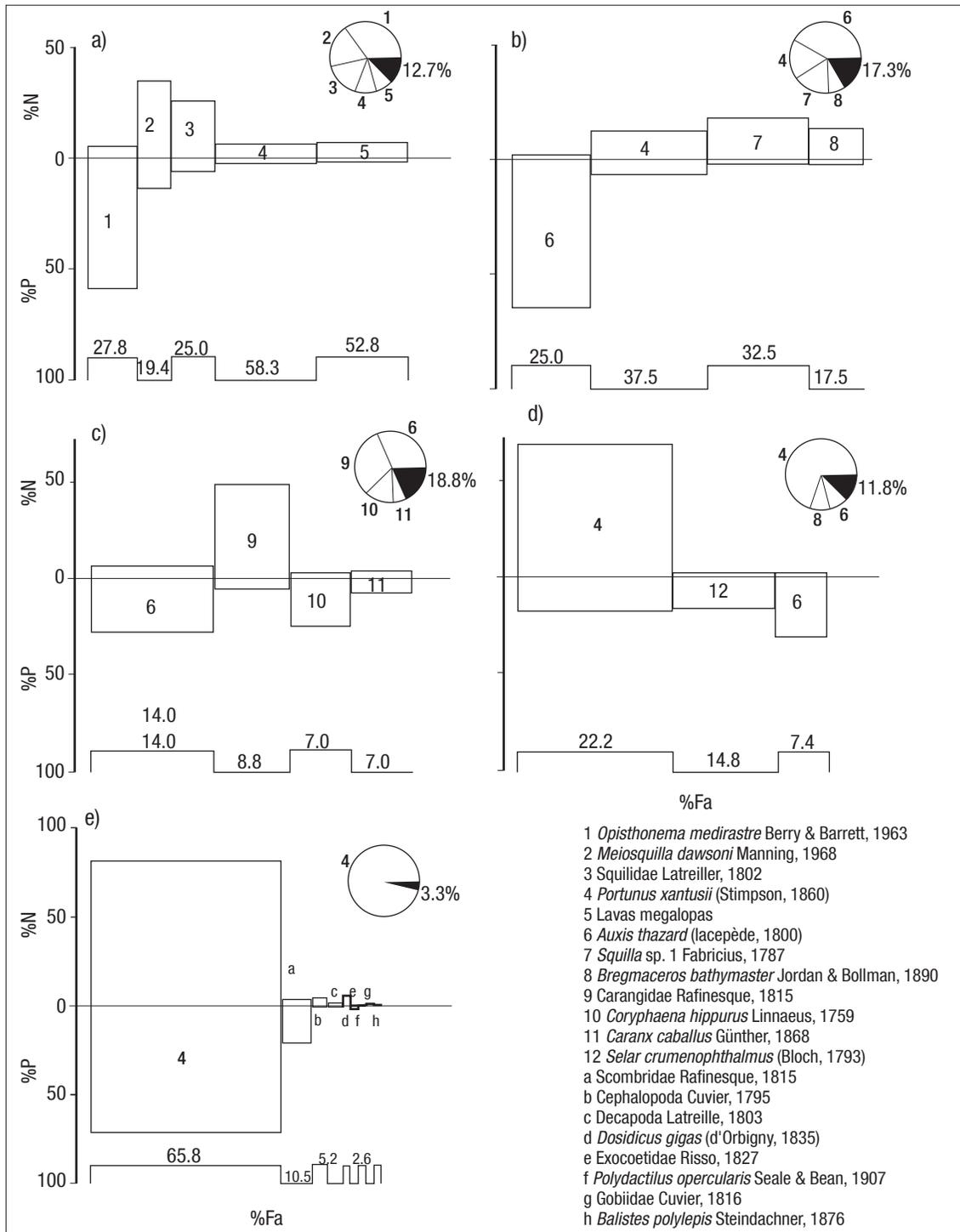


Figura 3 a-e. Ítems que dominaron en la dieta de cada uno de los peces depredadores pelágicos de las costas de Oaxaca, México. Importancia Numérica (%N), Peso (%P), Frecuencia de aparición (%Fa). El gráfico circular representa el Índice de Importancia Relativa (%IIR). a) *Euthynnus lineatus*, b) *Thunnus albacares*, c) *Istiophorus platypterus*, d) *Coryphaena hippurus*, e) *Carcharhinus falciformis*

Para *I. platypterus* se identificaron 25 ítems de los cuales 19 pertenecieron a la clase Actinopterygii, cinco a Malacostraca y uno perteneció a la clase Gasterópoda. Fueron especies de peces óseos su dieta principal, sobresaliendo *A. thazard* (31 %IIR) y miembros de la familia Carangidae (44 %IIR) (Fig. 3c). Es de observarse que *I. platypterus* depreda sobre individuos juveniles de *C. hippurus*.

En el caso de *C. hippurus* se identificaron 19 ítems de los cuales 12 fueron peces, cinco crustáceos, un cefalópodo y una especie de quelonio. Las especies presa más importantes (88.17 %IIR) fueron tres, donde sólo *P. xantusii* aportó el 69.5 % de la dieta, otras especies importantes fueron *Selar crumenophthalmus* (Bloch, 1793) (9.8 %IIR) y *A. thazard* (8.9 %IIR) (Fig. 3d). También se registraron organismos recién nacidos de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829).

Por último para *C. falciformis* se identificaron nueve ítems de los cuales cinco correspondieron a peces, dos a cefalópodos y dos a crustáceos. En este caso el 96.66% del IIR, fue aportado por *P. xantusii*, los scombridos fueron el segundo en importancia con el 2.6% del IIR (Fig. 3e). Este depredador mostró la dieta más restringida en cuanto al número de ítems.

La amplitud de nicho de Levin de *E. lineatus* fue de BA=0.143, *T. albacares* presentó el nicho más amplio (BA = 0.263), *I. platypterus* presentó una amplitud de BA=0.122, mientras que *C. hippurus* y *C. falciformis* presentaron una amplitud estrecha de su nicho trófico (BA=0.06), lo que indica una estrategia especialista en la dieta de todos los depredadores. Se puede observar que *E. lineatus* consume principalmente crustáceos pequeños; *T. albacares* presenta un amplio espectro, consume tanto pequeños crustáceos como peces; *I. platypterus* y *C. hippurus* son ictiófagos, pero *C. hippurus* también aprovecha la disponibilidad de *P. xantusii* y por último *C. falciformis* que consume casi exclusivamente *P. xantusii*.

El índice simplificado de Morisita (Horn, 1966) mostró que *C. hippurus* y *C. falciformis* presentan un traslape muy importante en sus dietas (0.98), ya que comparten a *P. xantusii* como principal componente de su alimentación. Mientras que en *E. lineatus* y *T. albacares* el traslape es biológicamente significativo (0.71) por compartir diversas especies de crustáceos en su alimentación. Las interacciones entre *E. lineatus* e *I. platypterus*, *C. hippurus* y *T. albacares* y entre *T. albacares* y *C. falciformis* son importantes al poseer valores intermedios (0.32-0.56). El resto de la interacciones fue limitada al presentar valores < 0.16, indicando que no hay competencia entre esas especies (Tabla 2). El análisis de traslape de nicho trófico utilizando modelos nulos, reveló que el valor promedio del índice de traslape trófico observado (0.30) fue mayor que el obtenido por simulación (0.04 y s=0.03) con una probabilidad mayor al 99%, revelando significancia del traslape de nicho entre las especies.

DISCUSIÓN

En estudios sobre hábitos alimentarios, donde conocer el espectro trófico de las especies presa es importante, es posible observar sesgos causado por la falta de representatividad en las muestras. En el presente estudio, el índice de vacuidad fue alto (69%), situación que al parecer es frecuente en este tipo de estudios, donde reportan niveles aproximados (Hernández-Aguilar *et al.*, 2012; Varghese *et al.*, 2014). De acuerdo a Olson y Boggs (1986), este tipo de especies presenta una alta

tasa de evacuación, debido a sus altos requerimientos energéticos para nadar continuamente, mantener su equilibrio hidrostático y ventilar sus branquiespinas. Estos autores, consideran que también el tipo de presas afecta significativamente la tasa de evacuación.

Se ha reportado para *C. hippurus*, *T. albacares* y *Katsuwonus pelamis* (Linnaeus, 1758), una duración de su digestión de 6 a 18 horas (Magnuson, 1969; Olson & Boggs, 1986; Olson & Galván-Magaña, 2002), indicándose que en peces pelágicos la tasa metabólica puede ser hasta tres veces más alta que en otro tipo de especies de peces en condiciones naturales (Ware, 1975). Adicionalmente, el músculo y tejidos blandos se digieren rápidamente, mientras que otros tejidos como quitina y hueso primero son suavizados para ser posteriormente evacuados en forma lenta (Karpevitch & Bakoff, 1937). También es de tomarse en cuenta que el tiempo de digestión dependerá del contenido de lípidos en la presa, dirigiéndose más rápido aquellas que presentan un bajo contenido lipídico (Olson & Boggs, 1986). Entre las presas observadas estuvieron, larvas de crustáceos, juveniles de peces óseos y calamares; especies que se consideran de fácil digestión. El músculo blando de los cefalópodos es digerido rápidamente quedando solo los picos como único indicio de su consumo (Galván-Magaña *et al.*, 2013). Adicionalmente, de acuerdo a la teoría de maximización en la tasa neta de energía asimilada, cuando los organismos se alimentan de recursos tróficos energéticamente pobres, presentarán tiempos de retención cortos (Bozinovic, 1993). En el caso de *P. xantusii* y *A. thazard*, principales recursos alimentarios, López-Herrera (2015) menciona que estas especies representan un bajo aporte energético para sus depredadores, pero su valor energético está ligado a la biomasa y frecuencia con que éstos son consumidos.

Los pelágicos mayores se alimentan principalmente de peces, crustáceos y moluscos, aunque se considera que estas especies son oportunistas por consumir una gran variedad de tipos de presas (Young *et al.*, 2010; Varghese *et al.*, 2014; Duffy *et al.*, 2015). En este estudio, las especies fueron catalogadas como especialistas con una amplitud de nicho < 0.3 como resultado de que fueron pocos los ítems que dominaron en su alimentación. Se ha observado que este es el comportamiento en especies pelágicas.

No obstante la alta diversidad de presas, en la mayoría de los casos son pocos los componentes alimentarios los que contribuyen en mayor medida a la dieta, lo que ha llevado a concluir que estas especies pueden ser consideradas depredadores especialistas al consumir especies que se encuentran en mayor abundancia (Rosas-Alayola *et al.*, 2002; Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2006; Hernández-Aguilar *et al.*, 2012; Tsai

Tabla 2. Traslape de dietas de los cinco peces depredadores pelágicos en la costa de Oaxaca, México. En negritas se indican los traslapes importantes.

Especie	<i>E. lineatus</i>	<i>I. platypterus</i>	<i>C. hippurus</i>	<i>T. albacares</i>
<i>I. platypterus</i>	0.5642			
<i>C. hippurus</i>	0.1627	0.0248		
<i>T. albacares</i>	0.7123	0.0431	0.3687	
<i>C. falciformis</i>	0.1379	0.0129	0.9818	0.3206

et al., 2014). Este mismo comportamiento puede observarse en otras especies de pelágicos grandes como marlines, atún, dorado y tiburón (Alverson, 1963; Abitia-Cárdenas *et al.*, 2011; Abitia-Cárdenas *et al.*, 1999; Olson & Galván, 2002; Cabrera-Chávez-Costa *et al.*, 2010; Tripp-Valdez *et al.*, 2010; Varghese *et al.*, 2014).

Las especies presa más importantes fueron *P. xantusii*, y *A. thazard*, especies que se consideran forrajeras por sus altas densidades e importancia en las dietas de diversos depredadores (Alverson, 1963; Abitia-Cárdenas *et al.*, 1999; Cabrera-Chávez-Costa *et al.*, 2010; Tsai *et al.*, 2014). Los decápodos al parecer presentan grandes concentraciones en el Pacífico sur mexicano (Blackburn, 1985), donde se incluyen especies de estomatópodos y portunidos. Por otra parte se considera que *P. xantusii* desempeña un papel ecológico equivalente a *P. planipes* (Stimpson, 1860) en aguas frente a la península de Baja California en el Pacífico norte de México, donde esta especie es consumida por *C. falciformis* (Cabrera-Chávez-Costa *et al.*, 2010).

El papel ecológico de los cefalópodos en el ecosistema marino es relevante ya que está documentado que puede llegar a ser el principal alimento de picudos, dorados, atunes, tiburones y mamíferos marinos (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1999; Rosas-Alayola *et al.*, 2002; Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2006; Cabrera-Chávez-Costa *et al.*, 2010; Tripp-Valdez *et al.*, 2010; Galván-Magaña *et al.*, 2013). Sin embargo, en el presente estudio no figuran entre las especies más importantes, pero al menos cuatro de las cinco especies consumieron este tipo de presas y como ya se mencionó, es común subestimar la importancia de este tipo de presas, debido a que la mayoría de las veces solo se observan los picos (Hernández-Aguilar *et al.*, 2012; Galván-Magaña *et al.*, 2013).

Al analizar el nicho trófico de estos depredadores pelágicos, encontramos que todos presentan una amplitud estrecha del mismo. No obstante, *C. hippurus* y *C. falciformis* presentan un traslape en sus dietas, donde el ítem principal fue *P. xantusii*. Otro traslape con valoración biológicamente significativa fue el de *E. lineatus* y *T. albacares*. Varghese *et al.* (2014) consideran que en aguas oceánicas oligotróficas estos grandes depredadores comparten un mismo hábitat, con una repartición de los recursos, ya sea limitando sus especies presas, la profundidad de forrajeo u hora de alimentación con la finalidad de evitar la competencia trófica.

Si bien, es alto el traslape del nicho trófico entre *C. hippurus* y *C. falciformis*, es posible que la repartición del recurso se realiza al alimentarse en áreas diferentes. La captura de *C. hippurus* por la flota artesanal y deportiva en el Golfo de Tehuantepec se realiza en áreas costeras a no más de 40 Km, mientras que la pesca de tiburón se realiza en aguas oceánicas a más de 50 Km. Esto indica que las zonas de alimentación para ambas especies son diferentes y en toda ésta zona se ha reportado a *P. xantusii* como una especie abundante (Alverson, 1963; Jarde, 1970).

La repartición de los recursos alimentarios entre *E. lineatus* y *T. albacares*, estuvo en función de la importancia relativa de las presas. Se ha reportado que *T. albacares* en etapas juveniles forma cardúmenes mixtos con especies de tallas similares (Minte-Vera *et al.*, 2014), es posible que esta convivencia se esté reflejando al compartir algunos ítems con *E. lineatus*. La dieta de *E. lineatus* estuvo basada en *O. meridastre* y *M. dawsoni*, mientras que *T. albacares* consumió principalmente *P. xantusii* y otro tipo de estomatópodo *Squilla* sp. (16.2% IIR). En

sentido amplio estas especies no comparten sus principales presas, y en las especies que comparten, la valoración del IIR para cada especie es opuesta. Así, *E. lineatus* se puede clasificar como consumidor de crustáceos, mientras que *T. albacares* tiende a consumir una mayor cantidad de peces.

En conclusión, los pelágicos mayores para el Golfo de Tehuantepec son considerados depredadores tope, cuya alimentación se basa principalmente en crustáceos, peces y moluscos. Los principales recursos alimentarios en el área son *P. xantusii* y *A. thazard*. Es necesario prestar particular atención a los cefalópodos ya que estos son frecuentes, pero su importancia se reportó subestimada. El presente estudio estuvo limitado por el tamaño de muestra en varias especies, atribuido a las altas tasas de evacuación que presentan estas especies. A pesar de ello los principales resultados son consistentes con los reportados en otras regiones para las mismas especies, pero es deseable en el futuro incrementar el tamaño de muestra por especie y considerar otras especies depredadoras que también se encuentran en la zona, como marlines y cetáceos.

AGRADECIMIENTOS

Al SIBEJ-CONACyT por el financiamiento recibido a través del proyecto 20000506007. A los pescadores de Puerto Ángel y organizadores de los torneos de pesca, por facilitarnos la toma de muestras. A profesores y alumnos del Laboratorio de Biología Pesquera, por su apoyo en el trabajo de campo. A los revisores anónimos que ayudaron a mejorar el presente trabajo.

REFERENCIAS

- ABITIA-CÁRDENAS, L. A., F. GALVÁN-MAGAÑA, F. J. GUTIÉRREZ-SÁNCHEZ, J. RODRÍGUEZ-ROMERO, B. AGUILAR-PALOMINO & A. MOEHL-HITZ. 1999. Diet of blue marlin *Makaira mazara* off the coast of Cabo San Lucas, Baja California Sur, Mexico. *Fisheries Research* 44 (1): 95-100.
- ABITIA-CÁRDENAS, L. A., F. GALVÁN-MAGAÑA, V. H. CRUZ-ESCALONA, M. S. PETERSON & J. RODRÍGUEZ-ROMERO. 2011. Daily food intake of *Kajikia audax* (Philippi, 1887) off Cabo San Lucas, Gulf of California, México. *Latin American Journal of Aquatic Research* 39 (3): 449-460.
- ALVERSON, F. G. 1963. The food of yellowfin and skipjack tunas in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 7 (5): 293-396.
- ARIZMENDI-RODRÍGUEZ, D. I., L. A. ABITIA-CÁRDENAS, F. GALVÁN-MAGAÑA & I. TREJO-ESCAMILLA. 2006. Food habits of sailfish *Istiophorus platypterus* of Mazatlán, Sinaloa, México. *Bulletin of Marine Science* 79 (3): 777-791.
- BLACKBURN, M. 1985. Micronekton of the eastern tropical pacific ocean: family composition, distribution, abundance, and relations to tuna. *Fishery Bulletin* 67 (1): 71-115.
- BOZINOVIC, F. 1993. Fisiología ecológica de la alimentación y digestión en vertebrados: modelos y teorías. *Revista Chilena de Historia Natural* 66: 375-382.
- CABRERA-CHÁVEZ-COSTA, A. A., F. GALVÁN-MAGAÑA. & O. ESCOBAR-SÁNCHEZ. 2010. Food habits of the silky *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle,

- 1839) off the western coast of Baja California Sur, México. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 499-503.
- CERDENARES-LADRÓN DE GUEVARA, G., E. MORALES-BOJÓRQUEZ, S. RAMOS-CARRILLO & G. GONZÁLEZ-MEDINA. 2012. Variation in relative abundance and mean size of the sailfish *Istiophorus platypterus* caught by the artisanal fleet in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Ciencias Marinas* 38: 551-562.
- CLARKE, M. R. 1962. The identification of cephalopod beaks and their relationship between beak size and total body weight. *Bulletin of the British Museum (Natural History)* 8 (10): 422-480.
- Clarke, M. R. (Ed.). 1986. *A Handbook for the Identification of Cephalopod Beaks*. Clarendon Press, Oxford. 273 p.
- COLLETTE, B. B., K. E. CARPENTER, B. A. POLIDORO, M. J. JUAN-JORDPÁ, A. BOUS-TANY, D. J. DIE, C. ELFES, W. FOX, J. GRAVES, L. R. HARRISON, R. McMANUS, C. V. MINTE-VERA, R. NELSON, V. RESTREPO, J. SCHRATWIESER, C.-L. SUN, A. AMORIM, M. BRICK PERES, C. CANALES, G. CÁRDENAS, S.-K. CHANG, W.-C. CHIANG, N. DE OLIVEIRA LEITE, JR., H. HARWELL, R. LESSA, F. L. FREDOU, H. A. OXENFORD, R. SERRA, K.-T. SHAO, R. SUMAILA, S.-P. WANG, R. WATSON, E. YAÑEZ. 2011. High Value and Long Life – Double Jeopardy for Tunas and Billfishes. *Science* 333: 291-292.
- COLWELL, R. K. 2004. ESTIMATES: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples, Version 7.5.
- CONAPESCA-INP (Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca- Instituto Nacional de Pesca), 2004. *Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México*. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca e Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Mazatlán, México. 80 p. Disponible en línea en: ftp://ftp.fao.org/fi/document/IPOAS/nacional/mexico/PANMCT_VERSIONFINAL.pdf
- CORTÉS, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 726-738.
- DUFFY, L. M., R. J. OLSON, C. E. LENNERT-CODY, F. GALVÁN-MAGAÑA, N. BOCANEGRA-CASTILLO & P. M. KUHNERT. 2015. Foraging ecology of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, captured by the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* 162 (3): 571-593.
- FISCHER, W., F. KRUPP, W. SCHNEIDER, C. SOMMER, K.E. CARPENTER, & V. H. NIEM. 1995a. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen I: Plantas e invertebrados*. FAO, 1-646 p.
- FISCHER, W., F. KRUPP, W. SCHNEIDER, C. SOMMER, K.E. CARPENTER, & V. H. NIEM. 1995b. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II: Vertebrados*. FAO, pp. 647-1200.
- FISCHER, W., F. KRUPP, W. SCHNEIDER, C. SOMMER, K. E. CARPENTER, & V. H. NIEM. 1995c. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen III: Vertebrados*. FAO, 1201-1813 p.
- GALVÁN-MAGAÑA, F., C. POLO-SILVA, S. B. HERNÁNDEZ-AGUILAR, A. SANDOVAL-LONDOÑO, M. R. OCHOA-DÍAZ, N. AGUILAR-CASTRO, D. CASTAÑEDA-SUÁREZ, A. CABRERA-CHÁVEZ-COSTA, A. BAIGORRÍ-SANTACRUZ, Y. E. TORRES-ROJAS & L. A. ABITIA-CÁRDENAS. 2013. Shark predation on cephalopods in the Mexican and Ecuadorian Pacific Ocean. *Deep-Sea Research II* 95: 52-62.
- GOTELLI, N. J. & A. M. ELLISON. 2013. EcoSimR 1.00. Available online at: <http://www.uvm.edu/~ngotelli/EcoSim/EcoSim.html> (downloaded Jun 1st, 2015)
- HENDRICKX, M. E. 1984. Studies of the coastal marine fauna of Southern Sinaloa, México. II. The decapod crustaceans of Estero El Verde. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 11(1): 23-48.
- HENDRICKX, M. E. & J. SALGADO-BARRAGÁN. 1991. Los estomatópodos (Crustacea: Hoplocarida) del Pacífico mexicano. *Publicación Especial del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM*. 10: 1-200.
- HERNÁNDEZ-AGUILAR, S. B., A. ABITIA-CÁRDENAS, X. G. MORENO-SÁNCHEZ, M. ARELLANO-MARTÍNEZ & E. GONZÁLES-RODRÍGUEZ. 2012. Trophic spectrum of the sailfish *Istiophorus platypterus* caught off Acapulco in the southern Mexican Pacific. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93 (4): 1097-1104.
- Hinton, M. G. & M. N. Maunder. 2014. Status of sailfish in the eastern Pacific Ocean in 2011 and outlook for the future. IATTC Stock Assessment Report 14: 224-251. Available online at: <https://www.iatct.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR14/SAR-14-SFA.pdf> (downloaded February 19, 2015).
- HORN, H. S. 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *American Naturalist* 100: 419-424.
- HURLBERT, S. H. 1978. Measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59 (1): 67-77.
- INAPESCA (Instituto Nacional de la Pesca). 2012. Carta Nacional Pesquera. ACUERDO por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación. México D.F. Agosto 24: p. 21. También disponible en línea en: <http://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/CARTA%20NACIONAL%20PESQUERA/24082012%20SAGARPA.pdf> (consultado el 05 de mayo de 2015).
- IVERSON, I. K. & L. PINKAS. 1971. A pictorial guide to beaks of certain Eastern Pacific cephalopods. *California Department of Fish and Game, Fish Bulletin* 152: 83-105.
- JARDE, C. W. 1970. Notes on the Distribution of *Portunus xantusii affinis* and *Euphyllax dovii* (Decapoda Brachyura, Portunidae) in the Eastern Tropical Pacific. *Crustaceana* 19 (1): 84-88.
- KARPEVITCH, A. & E. BAKOFF. 1937. The rate of digestion in marine fishes. *Zoologicheskii zhurnal* 16: 28: 44.
- KESSLER, W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69: 181-217.
- KREBS, C. J. 1999. *Ecological Methodology* 2a ed. University of British Columbia, USA. 620 p.

- LIAO, C. H., C. L. PIERCE & J. G. LARSCHEID. 2001. Empirical assessment of indices of prey importance in the diets of predacious fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 583–591.
- LÓPEZ-HERRERA, D. L. 2015. Caracterización de la energía de ingesta de *Istiophorus platypterus* (Shaw 1792) y *Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758, a través de sus principales presas en la costa de Oaxaca, México. Tesis de Maestría en Ecología Marina, Universidad del Mar, México. 75 p.
- LU, C. C. & R. ICKERINGILL. 2002. Cephalopod beak identification and biomass estimation techniques: tools for dietary studies of southern Australian finfishes. *Museum Victoria Science Reports* 6: 1-65.
- MAGNUSON, J. J. 1969. Digestion and food consumption by skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). *Transaction of American Fishery Society* 98: 379-392.
- MCLEAN, K. 2005. *Tropical scombrid feeding habits in the central Pacific*. Stanford Economics Association 19 p.
- MINTE-VERA, C. V., A. AIRES-DA-SILVA & M. N. MAUNDER. 2014. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2012 and outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report 14: 3-18. Available online at: <https://www.iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR14/SAR-14-YFT.pdf>
- MOTEKI, M., M. ARAI, K. TSUCHIYA & H. OKAMOTO. 2001. Composition of piscine prey in the diet of large pelagic fish in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fisheries Science* 67: 1063-1074.
- MYERS, R. A., B. WORM. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423: 280-283.
- OLSON, R. J. & C. H. BOGGS. 1986. Apex predation by yellowfin tuna (*Thunnus albacares*): independent estimates from gastric evacuation and stomach contents, bioenergetics, and cesium concentrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43 (9): 1760-1775.
- OLSON, R. J. & F. GALVÁN-MAGAÑA. 2002. Food habits and consumption rates of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* 100 (2): 279- 298.
- OLSON, R. J. & G. M. WATTERS. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the Eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 22 (3): 1-17.
- OLSON, R. J., L. M. DUFFY, P. M. KUHNERT, F. GALVÁN-MAGAÑA, N. BOCANEGRACASTILLO & V. ALATORRE-RAMÍREZ. 2014. Decadal diet shift in yellowfin tuna *Thunnus albacares* suggests broad-scale food web changes in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 497: 157–178.
- PAPASTAMATIOU, Y. P., B. M. WERHERBEE, C. G. LOWE & G. L. CROW. 2006. Distribution and diet of four species of carcharhinid shark in the Hawaiian Islands: evidence for resource partitioning and competitive exclusion. *Marine Ecology Progress Series* 320: 239-251.
- PINKAS, L., S. M. OLIPHANT & K. L. IVERSON. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *California Department of Fish and Game, Fish Bulletin* 152: 1-105.
- RAVI, V. & SEKAR V. 2010. Dietary composition of the sailfish *Istiophorus platypterus* (Shaw & Nodder, 1792) from Parangipettai, southeast coast of India. *Journal of Marine Biological Association of India* 52 (1): 102–104.
- RODRÍGUEZ DE LA CRUZ, R. C. 1987. *Crustáceos decápodos del Golfo de California*. Secretaría de Pesca, México, 306 p.
- ROSAS-ALAYOLA, J., A. HERNÁNDEZ-HERRERA., F. GALVÁN-MAGAÑA., L. A. ABITIA-CÁRDENAS, & A. F. MUHLIA-MELO. 2002. Diet composition of Sailfish (*Istiophorus platypterus*) from the southern Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research* 57: 185–195.
- SOBERÓN, J. & J. LLORENTE. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7 (3): 480-488.
- TRIPP-VALDEZ, A., F. GALVÁN-MAGAÑA & S. ORTEGA-GARCÍA. 2010. Feeding habits of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the southeastern Gulf of California, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 26 (4): 578–582.
- TSAI, C. N., W. C. CHIANG, C. L. SUN, K.T. SHAO, S.Y. CHEN & S.Z. YEH. 2014. Trophic size-structure of sailfish *Istiophorus platypterus* in eastern Taiwan estimated by stable isotope analysis. *Journal of Fish Biology* 84 (2): 354–371.
- VARGHESE, S. P., V. S. SOMVANSHI, & R. S. DALVI. 2014. Diet composition, feeding niche partitioning and trophic organization of large pelagic predatory fishes in the eastern Arabian Sea. *Hydrobiologia* 736 (1): 1-16.
- WARE, D. M. 1975. Growth, Metabolism, and Optimal Swimming Speed of a Pelagic Fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32 (1): 33-41.
- WOLFF, G. A. 1982. A beak key for eight eastern tropical Pacific cephalopod species with relationships between their beak dimensions and size. *Fisheries Bulletin* 80(2): 1-14.
- WOLFF, G. A. 1984. Identification and estimation of size from the beaks of eighteen species of cephalopods from the Pacific Ocean. NOAA Technical Report NMFS: 17-50.
- WORM, B. & D. P. TITTENSOR. 2011. Range contraction in large pelagic predators. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States* 108 (29): 11942-11947.
- YOUNG, J. W., M. J. LANSDELL, R. A. CAMPBELL, S. P. COOPER, F. JUANES & M. A. GUEST. 2010. Feeding ecology and niche segregation in oceanic top predators off eastern Australia. *Marine Biology* 157 (11): 2347–2368.

Recibido: 23 de junio de 2015.

Aceptado: 08 de enero de 2016.

Evaluación de tres alimentos balanceados en la engorda de juveniles de pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) en Nayarit, México

Evaluation of three balanced feeds for fattening juvenile spotted rose snapper *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) in Nayarit, Mexico

Manuel Garduño Dionate¹, Margarita Hernández Martínez², Fernando Soto Aguirre³ y Adolfo Sánchez-Zamora⁴

¹Instituto Nacional de Pesca, Pitágoras 1320, Col. Santa Cruz Atoyac, CDMX, 03310, México

²Centro Regional de Investigación Pesquera en Pátzcuaro, Instituto Nacional de Pesca, Calz. Ibarra No. 28, Col. Ibarra, 61609 Pátzcuaro, Michoacán, México

³Instituto Nacional de Pesca, Pitágoras 1320, Col. Santa Cruz Atoyac, CDMX, 03310, México

⁴Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias UNAM-Campus Sisal. Puerto de Abrigo s/n. Sisal, Yucatán, 97356, México
e-mail: mdionati@yahoo.com.mx

Garduño Dionate M., M. Hernández Martínez, F. Soto Aguirre y A. Sánchez-Zamora. 2016. Evaluación de tres alimentos balanceados en la engorda de juveniles de pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Pisces:Lutjanidae) en Nayarit, México. *Hidrobiológica* 26 (1): 87-92.

RESUMEN

Se evaluaron tres alimentos balanceados en la engorda de juveniles de pargo lunarejo, *Lutjanus guttatus* en Nayarit, México. Los efectos de los alimentos para camarón, jurel y lubina fueron evaluados a través de la tasa de crecimiento específico (TCE) y la tasa de conversión alimenticia (TCA) en experimentos durante 60 días. Se utilizaron 120 juveniles en tinas de 150 L (4 por tipo de alimento) en una densidad de 10 org/tanque. La longitud patrón de los animales al inicio del experimento fue de 16.7 ± 0.68 , 16.8 ± 1.14 , 16.4 ± 1.19 cm para los animales alimentados con piensos para camarón, jurel y lubina, respectivamente. Los pesos iniciales de estos individuos fueron de 119.1 ± 18.56 , 115.5 ± 21.29 y 87.4 ± 21 g/animal, respectivamente. La TCE y la TCA fueron afectadas por el tipo de alimento, observándose los valores más altos de TCE para los animales alimentados con el alimento de lubina (1.02% g/día; 1.4:1, respectivamente) y los más bajos de TCE para los alimentados con alimento para camarón (0.45% g/día; 2.5:1, respectivamente). Un valor intermedio fue registrado en los animales alimentados con el alimento diseñado para jurel (0.5% g/día) con un valor alto de la TCA de 4.43:1. No se observó una relación entre las variables físico-químicas medidas y el tipo de alimento experimental, por lo que se pudo concluir que las condiciones experimentales fueron similares en todos los tratamientos. Así, los resultados obtenidos permiten recomendar el uso de alimento para lubina como una alternativa para la alimentación de *Lutjanus guttatus* bajo las condiciones de cultivo utilizadas en este estudio.

Palabras clave: Acuicultura, engorda, índice de crecimiento, juvenil, nivel de proteína.

ABSTRACT

In this study, we evaluated the effectiveness of three commercially-available feeds (currently used for shrimp, mackerel, and sea bass) on young spotted rose snapper *Lutjanus guttatus*. One hundred and twenty wild juveniles were captured along the coast of Nayarit near Sayulita beach. The specific growth rate (SGR% g/day) and Food Conversion Factor (FCF) were evaluated over 60 days. One hundred and twenty wild juveniles in four 150 L tanks per treatment with 10 fish per tank were used. The initial length and wet weight for animals fed with food for shrimp, mackerel, or sea bass were 16.7 ± 0.68 , 16.8 ± 1.14 , and 16.4 ± 1.19 cm, respectively, and initial wet weight 119.1 ± 18.56 , 115.5 ± 21.29 , and 87.4 ± 21 g/animal, respectively. SGR and FCF changed throughout the experiments, with higher values in SGR in animals fed the sea bass feed (1.02% g/day; and lower of FCF (1.4:1)). Lower values of SGR were observed in fish fed with shrimp food, 0.45% g/day, although they had a higher FCF value (2.5:1). An intermediate SGR value was recorded in animals fed the mackerel feed (0.5% g/day), with higher FCF (4.43:1). All the experimental conditions were similar for all the treatments, suggesting that fish were only affected by the type of feed used. Consequently, we conclude that the feed currently used for sea bass can be recommended as feed for *L. guttatus*, at least when animals are maintained under conditions similar to those present in this study.

Key word: Aquaculture, fattening, growth rate, juvenile, protein level.

INTRODUCCIÓN

El cultivo de peces marinos en México, es una actividad relativamente nueva, la cual ha visto limitado su desarrollo debido a diferentes factores, entre ellos la insuficiencia en la producción de semilla de calidad y en cantidades suficientes, así como de insumos, como el alimento balanceado específico y a precio accesible. Una de las alternativas actuales para la engorda, es la captura de semilla silvestre; sin embargo, estas incrementan la presión sobre las mismas poblaciones naturales. Asimismo, el suministro de alimentos adecuados para peces marinos, continúa siendo una limitante por la falta de estudios específicos que determinen los requerimientos nutricionales particulares. El pargo lunarejo, *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) es una especie demersal del Pacífico oriental tropical y subtropical, cuya distribución se extiende desde la costa suroccidental de Baja California Sur y Golfo de California, México, hasta Perú (Rojas-Herrera, 2001). Es un pez de importancia comercial, muy apreciado en México y otros países de América Latina, con un valor en el mercado, de US\$7.00 por kilogramo y cuya demanda supera ampliamente a la oferta pesquera (Álvarez-Lajonché *et al.*, 2012). Se considera una especie con alto potencial para su cultivo, debido a su demanda comercial, su capacidad de adaptación y la posibilidad de control de su reproducción en cautiverio (Ibarra-Castro & Duncan, 2007). La evaluación de diferentes dietas puede realizarse mediante la comparación de las tasas de crecimiento específico y de conversión alimenticia, obtenidas con diferentes alimentos, ya que los estudios de esta naturaleza son importantes, pero muy escasos. Algunos estudios sobre el crecimiento de *L. guttatus* bajo diferentes condiciones de cultivo son: Olivares-Paulette & Boza-Abarca (1998-1999) evaluaron el crecimiento de juveniles de *L. guttatus* utilizando alimento granulado en condiciones de laboratorio en Puntarenas, Costa Rica. Gutiérrez-Vargas & Durán-Delgado (1998-1999) realizaron el cultivo de pargo lunarejo con fauna de descarte (peces, crustáceos y moluscos) en jaulas flotantes en Golfo de Nicoya, Costa Rica. Áviles-Quevedo *et al.* (2008) evaluaron el crecimiento de *L. guttatus* con el alimento para jurel aleta amarilla, *Seriola lalandi* Valenciennes, 1833 en jaulas flotantes en Bahía Concepción, Baja California Sur. Asimismo, Garduño-Dionate *et al.* (2010) evaluaron el crecimiento en jaulas flotantes de huachinango, *Lutjanus peru* (Nichols & Murphy, 1922) utilizando una dieta semi húmeda compuesta por camarón 35% y sardina spp. García-Ortega *et al.* (2010) utilizaron ingredientes de origen vegetal como fuentes de proteína y lípidos en alimentos balanceados para el pargo lunarejo y el botete diana, *Sphoeroides annulatus* (Jenyns, 1842) y obtuvieron las tasas de crecimiento específico y de conversión alimenticia. Viveros *et al.* (2008) llevaron a cabo el cultivo del pargo lunarejo en estanques rústicos utilizando un alimento formulado a base de mojarra. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de tres alimentos balanceados y disponibles en el mercado para la engorda de *L. guttatus* a través, de las tasas de crecimiento específico y de conversión alimenticia.

MATERIAL Y MÉTODOS

La colecta de juveniles de pargo lunarejo, *L. guttatus* se realizó en la costa del Municipio de Sayulita, Nayarit (UTM(X) 452997.76 y UTM(Y) 2310931.36) con el apoyo de la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera de Costa de Chila S.A. de R.L. Para la captura de los peces se utilizó una red de cerco y posteriormente fueron transportados en contenedores de 200 L con oxígeno constante de 2 L/s y temperatura del agua disminuida en 3.0°C con bolsas de hielo, para reducir el meta-

bolismo y estrés de los peces. La aclimatación se realizó transfiriendo agua de la unidad receptora de cultivo hacia los contenedores en forma gradual, verificando la salinidad y temperatura de ambas partes, para incrementar en 1.0°C cada 30 minutos y evitar un shock térmico. Durante el periodo de observación de dos semanas se proporcionó alimento fresco, compuesto principalmente por camarón y trozos de calamar, posteriormente los tres tipos de alimentos comerciales para camarón, para jurel aleta amarilla y lubina europea *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) *ad libitum* con objeto de adaptar a los peces al alimento balanceado, y esta alimentación se suspendió dos días previos al inicio de los bioensayos de alimentación. Se utilizó un diseño experimental factorial de 3x1 donde se probaron tres alimentos a una densidad en cuatro tinas por tratamiento alimenticio y con diferente nivel de proteínas y lípidos; el tratamiento con alimento para camarón 35% de proteínas y 8% de lípidos, para lubina 41% y 12% y para jurel 45% y 18% respectivamente. La distribución de los peces en las tinas fue aleatoria, a una densidad de 10 org/0.15 m³ en un sistema de circulación abierto con aireación continua y un flujo de agua de 15 L/h lo que equivale a 2.5 recambios al día, en condiciones de temperatura y luminosidad natural. Se realizaron mediciones de los principales parámetros físico-químicos y compuestos nitrogenados del agua en cada una de las tinas de engorda. El oxígeno disuelto, temperatura y salinidad del agua se midieron diariamente en cada una de las tinas con un multiparámetros marca YSI modelo 85, el pH se midió diariamente con un potenciómetro manual marca Hanna. El amonio, amonio no ionizado, nitritos y nitratos se midieron con un equipo para análisis de agua de mar marca La Motte, cada tercer día los cuales se estimaron por colorimetría. Asimismo, las unidades experimentales fueron limpiadas diariamente eliminando los restos del alimento y heces fecales. Se evaluó durante un periodo de 60 días la Tasa de Crecimiento Específico (TCE) y Tasa de Conversión Alimenticia (TCA) de 120 juveniles de *L. guttatus*, por tratamiento alimenticio. Durante los primeros 15 días del bioensayo los peces fueron alimentados con una ración de 4% de la biomasa y durante los 45 días siguientes se alimentaron a 3% de la biomasa; la ración diaria se administró a las 9:00 y a las 15:00 horas. Se realizó la biometría de inicio y posteriormente cada 15 días, donde se registró los datos de peso total, con una balanza digital marca Ohaus modelo Scout con capacidad de 2,500 g y precisión de 0.1 g. La longitud patrón con un ictiómetro de precisión de 10 mm. La TCE se calculó con la ecuación.

$$TCE = (\ln P_{final} - \ln P_{inicial}) / t * (100)$$

Donde: $\ln P_{final}$ (logaritmo natural del peso final), $\ln P_{inicial}$ (logaritmo natural del peso inicial) y t (tiempo experimental).

Asimismo, se calculó la TCA a través de la ecuación, propuesta por Anguas-Vélez *et al.* (2003).

$$TCA = PSAO / GB$$

Donde: PSAO (peso seco del alimento ofrecido) y GB (ganancia en biomasa). La sobrevivencia (S) se estimó a partir de la ecuación:

$$S = N_{fp} / N_{ip} * 100$$

Donde: N_{fp} (número final de peces) y N_{ip} (número inicial de peces).

El supuesto de normalidad de los datos de peso total y longitud patrón fue probado a través de la prueba de Shapiro-Wilks y la homogeneidad de la varianza usando la prueba de Levene. Se calculó la estadística descriptiva (media y desviación estándar) del peso y longitud de los individuos al inicio y final del bioensayo, y por tipo de alimento así como el análisis de varianza de una y dos vías ($p < > 0.05$) para

verificar la existencia de diferencias estadísticas entre los tratamientos a un nivel de significancia del 5% y el coeficiente de variación $CV=DE/mediana*100$ donde: DE (desviación estándar) (Zar, 1996).

RESULTADOS

En el inicio del bioensayo se observó una mayor variabilidad en el peso total de los individuos en las tinas de un mismo tratamiento y entre los tratamientos, no sucediendo lo mismo con las longitudes patrón. En el tratamiento con alimento para camarón, resultaron los individuos con mayor peso promedio (119.1 ± 18.563) seguido por el tratamiento para jurel (115.5 ± 21.2846) y con el tratamiento para lubina los peces más pequeños (87.4 ± 21.2092), como lo indican los coeficientes de variación (Tabla 1). Los resultados, indican que el menor incremento en biomasa sucedió con el tratamiento para camarón, seguido con el tratamiento con jurel, mientras que el mayor incremento de biomasa con alimento para lubina (Tabla 2). Asimismo, la TCE promedio fue menor con el alimento para camarón, seguida con el de jurel y el mayor valor lo presentaron los peces con alimento para lubina (Tabla 2). En lo que se refiere a la TCA promedio, ésta fue de 1.44, mejor y próxima a 1.0 para

Tabla 1. Longitud, peso inicial (promedio \pm desviación estándar) y coeficiente de variación de *Lutjanus guttatus* con distinta alimentación. CV=coeficiente de variación.

Alimento	Longitud patrón (cm)	Peso total (g)	CV (longitud)	CV (peso)
Camarón				
Tina 2	16.9 \pm 0.496	86.5 \pm 25.012	2.93	28.91
Tina 9	16.3 \pm 0.681	133.1 \pm 15.452	4.18	11.61
Tina 13	17.1 \pm 1.060	140.6 \pm 26.957	6.21	19.17
Tina 14	16.3 \pm 0.461	116.3 \pm 6.832	2.83	5.87
Promedio	16.7 \pm 0.674	119.1 \pm 18.563	4.04	15.58
Jurel				
Tina 4	16.5 \pm 1.527	69.8 \pm 19.965	9.25	28.62
Tina 8	17.0 \pm 1.096	133.4 \pm 23.008	6.45	17.24
Tina 10	16.4 \pm 0.862	123.1 \pm 17.470	5.25	14.19
Tina 15	17.1 \pm 1.053	135.6 \pm 24.694	6.16	18.21
Promedio	16.8 \pm 1.135	115.5 \pm 21.284	6.75	18.42
Lubina				
Tina 1	16.2 \pm 1.107	94.4 \pm 25.303	6.83	26.81
Tina 3	16.2 \pm 1.698	60.7 \pm 24.662	10.48	40.62
Tina 5	16.3 \pm 1.048	63.4 \pm 13.158	6.43	20.75
Tina 12	16.8 \pm 0.895	130.9 \pm 21.712	5.32	21.71
Promedio	16.4 \pm 1.187	87.4 \pm 21.209	7.24	24.26

Tabla 2. Biomasa inicial y final, tasa de crecimiento específico (TCE) y tasa de conversión alimenticia (TCA) de *Lutjanus guttatus* con distinto tratamiento de alimentación. BI=biomasa inicial, BF= biomasa final, INCB= incremento biomasa, *= nivel de proteína.

Alimento	BI (g)	BF (g)	INCB (g)	TCE (% g/día)	TCA
Camarón (35%)*					
Tina 2	865	1414	549	0.819	1.50
Tina 9	1331	1600	269	0.307	3.49
Tina 13	1406	1691	285	0.307	2.40
Tina 14	1163	1474	311	0.395	2.83
Promedio	1191	1544	353	0.457	2.55
Jurel (45%)*					
Tina 4	698	1492	794	1.2661	1.05
Tina 8	1334	1436	102	0.1228	9.14
Tina 10	1231	1541	310	0.3743	2.98
Tina 15	1356	1571	215	0.2453	4.57
Promedio	1154	1510	355	0.5021	4.43
Lubina (41%)*					
Tina 1	944	1458	514	0.7245	1.64
Tina 3	607	1460	853	1.4628	0.97
Tina 5	634	1479	845	1.4118	1.00
Tina 12	1309	1633	324	0.5141	2.15
Promedio	873	1506	634	1.0283	1.44

los peces alimentados con alimento para lubina, seguido por el alimento para camarón y la menos eficiente con el alimento para jurel (Tabla 2); de manera que el mayor incremento en biomasa, la mayor TCE así como la mejor TCA, fue con alimento para lubina. Los resultados del análisis de varianza con respecto al peso total indican que existen diferencias entre los tres alimentos en lo que se refiere al aprovechamiento, al proporcionar un crecimiento diferente entre los peces, y en base a las diferencias estadísticas significativas (Tabla 3). Con respecto a la longitud patrón de los peces, el análisis de varianza de una vía indicó que no hubo diferencias significativas (Tabla 4), sin embargo el análisis de dos vías entre los tres tratamientos sí indicó diferencias estadísticas significativas (Tabla 4). Finalmente, la sobrevivencia obtenida por tratamiento fue, con el alimento para camarón del 95%, con el de jurel del 97.5% y con el de lubina del 100%. En el presente estudio los parámetros físicos y químicos, y las concentraciones de los compuestos nitrogenados promedios entre los tratamientos fueron similares en los valores (Tabla 5). En los tres tratamientos los promedios por intervalo fueron; temperatura de 29.6 a 29.7 °C, concentración de oxígeno disuelto de 3.1 a 3.4 mg/L, salinidad de 20.2 a 21.4 mg/L, pH de 7.3 a

Tabla 3. Análisis de varianza de una vía y dos vías del peso total de *Lutjanus guttatus* obtenidos con diferentes tipo de alimento. Utilizados en los distintos tratamientos.

Alimento	ANOVA (1 vía)	Observación
Camarón-jurel	$p > (0.05)$ ($p = 0.605$)	No hubo diferencias
Jurel-lubina	$p < (0.05)$ ($p = 0.005$)	Hubo diferencias
Camarón-lubina	$p < (0.05)$ ($p = 0.003$)	Hubo diferencias
ANOVA (2 vías)		
Camarón-jurel-lubina	$p < (0.05)$ ($p = 0.0033$)	Hubo diferencias

7.4 ligeramente alcalino, concentración de amonio no ionizado de 1.0 a 1.1 mg/L, amonio de 1.0 a 1.2 mg/L, nitrato de 1.1 a 1.4 mg/L y nitrito de 0.14 a 0.17 mg/L.

DISCUSIÓN

La proteína es el componente más importante de la dieta ya que determina el crecimiento, al proporcionar los aminoácidos esenciales y el nitrógeno necesario para la síntesis de los aminoácidos no esenciales, que se requieren para el mantenimiento, crecimiento, reproducción y renovación de tejidos (García-Ortega, 2009). Los peces con el tratamiento para camarón, registraron la sobrevivencia más baja del 95%, seguida por el tratamiento para jurel del 97.5%, mientras que con el tratamiento para lubina la sobrevivencia fue del 100%, esto posiblemente se debió a diferencias en el manejo de los individuos, principalmente durante las biometrías y diferencias en la condición fisiológica de los mismos. Asimismo, para los individuos con alimento para lubina, se obtuvieron los mayores incrementos en biomasa con valores mínimo-máximo de 324 a 853 g seguida por la dieta para jurel de 102 a 794 g y con el menor incremento en biomasa el alimento para camarón, con un valor mínimo-máximo de 285 a 549 g. De lo anterior, se infiere que el alimento para camarón con un nivel de proteína de 35% y 8% de lípidos, no es adecuado para la engorda de juveniles-sub adultos de *L. guttatus*, como lo indicó García-Ortega *et al.* (2002) quienes confirmaron que el alimento para camarón es inadecuado para alimentar a peces marinos, debido a su bajo contenido de proteína. Además, se observaron amplios intervalos de peso total de los individuos en la siembra,

Tabla 4. Análisis de varianza de una vía y dos vías de la longitud patrón de *Lutjanus guttatus* por tipo de alimento. Utilizado en los distintos tratamientos.

Alimento	ANOVA (1 vía)	Observación
Camarón-jurel	$p > (0.05)$ ($p = 0.740$)	No hubo diferencias
Jurel-lubina	$p > (0.05)$ ($p = 0.168$)	No hubo diferencias
Camarón-lubina	$p > (0.05)$ ($p = 0.053$)	No hubo diferencias
ANOVA (2 vías)		
Camarón-jurel-lubina	$p < (0.05)$ ($p = 0.0393$)	Hubo diferencias

hecho que es indicativo de la variabilidad en peso y longitud que presentaron los individuos en los tres tratamientos al inicio del bioensayo, de acuerdo a los coeficientes de variación estimados y básicamente en el peso total. La tasa de crecimiento de los peces es modificada por una serie de factores que incluyen la temperatura del agua, la densidad del cultivo, el porcentaje de alimentación y el tipo de alimento; además de la variación intraespecífica en la tasa de crecimiento dentro de los grupos de peces, conocida como el efecto de la jerarquía de las tallas (Lahti & Lower, 2000; Wang *et al.*, 2000). En relación a lo anterior, y en caso específico al tipo de alimento utilizado en este estudio, se utilizaron dos alimentos para peces y uno para camarón con diferentes niveles de proteínas y lípidos; para lubina europea, *Dicentrarchus labrax* de 41% y 12% y para jurel aleta amarilla, *Seriola lalandi* de 45% y 18%, y para camarón del 35% y 8% respectivamente. El alimento para lubina resultó más adecuado para el crecimiento de los individuos, cuantificado a partir de la tasa de crecimiento específico promedio de 1.02% g/día, con una ganancia en peso de 2 536 g que fueron mayores a los otros dos alimentos. Asimismo, la tasa de conversión alimenticia promedio de 1.44 fue menor en este mismo tratamiento, mejorando la eficiencia alimenticia de los individuos, esto posiblemente se debe, en el caso del alimento para camarón al bajo nivel de proteína y en el caso del alimento para jurel, a su alto nivel de proteína no adecuado para el tamaño inicial de subadultos, como lo indica García-Ortega (2009) quién determinó que el requerimiento de proteína y lípidos en la dieta para subadultos de pargo lunarejo silvestre (110 g) fue de 40% y 12%, respectivamente. Olivares-Paulette y Boza-Abarca (1998-1999), determinaron una tasa de crecimiento específico para *L. guttatus* óptima

Tabla 5. Parámetros físico-químicos y promedio de compuestos nitrogenados durante la engorda de *Lutjanus guttatus* utilizando distintos tipo de alimento (para camarón, jurel y lubina).

Alimento	Temperatura (°C)	Oxígeno (mg/L)	Salinidad (mg/L)	pH (H ⁺)	Amoníaco (mg/L)	Amonio (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)
Camarón	29.78	3.44	21.42	7.42	1.05	1.14	1.44	0.14
Jurel	29.71	3.16	20.22	7.39	1.19	1.22	1.31	0.17
Lubina	29.66	3.27	20.30	7.49	1.11	1.09	1.11	0.15

(1.09% g/día) y máxima (2.05% g/día) de las cuales la máxima resultó mayor a la estimada en este trabajo, así como en las tasas de conversión alimenticia, una óptima de 0.94 y una máxima de 1.86, en ese caso en relación a la conversión alimenticia, resultaron más eficiente en el aprovechamiento del alimento, a la estimada en el presente estudio. Tales tasas de crecimiento específico y de conversión alimenticia, mayor y mejor respectivamente a los de este trabajo, se atribuyen entre otros factores al peso inicial promedio de 42 g, que corresponde a juveniles así como al alimento granulado formulado utilizado con un nivel de 49.61% de proteína y 17.53 % de lípidos, composición mayor, pero principalmente más adecuada para la etapa productiva de juveniles de esta especie, y también a una ración alimenticia mayor del 5% del peso corporal/día y una densidad menor de 4 org/0.085 m³. Sobre este argumento el alimento utilizado para lubina con el 41% de proteína, coincide con los requerimientos de proteína de 40% y lípidos de 12% determinados para subadultos silvestres de *L. guttatus* de 110 g por García-Ortega (2009), tamaño similar al de los individuos cultivados en la etapa de engorda en este trabajo. Por lo que respecta, a la dieta para jurel con el 45% de proteína, consideramos que este nivel de proteína es adecuado más bien para individuos juveniles, de acuerdo a los resultados obtenidos por Abdo de la Parra *et al.* (2010), quienes determinaron que los juveniles de pargo lunarejo, con un peso inicial de 2.2 g pueden ser alimentados con dietas que contengan de 45 a 50% de proteína y de 9 a 12% de lípidos para obtener buen rendimiento de crecimiento, supervivencia, factor de condición y la TCA, bajo las condiciones en las cuales se llevó a cabo los cultivos del presente estudio. Asimismo, Hernández-Mendoza (2007) determinó que juveniles de pargo lunarejo de 2.4 g tienen un alto crecimiento y supervivencia cuando son alimentados con niveles de proteína de 45 a 50% y de 9 a 15% de lípidos. Sin embargo, dado que el requerimiento de proteína disminuye conforme aumenta el tamaño corporal (Tacon, 1989), el nivel de proteína de la dieta para jurel (45%), resultó menos adecuada, como lo indicaron los índices de crecimiento obtenidos en este trabajo. En lo que se refiere a la Tasa de Conversión Alimenticia para los subadultos de *L. guttatus*, Villa-López (2005) reportó valores de TCA de 2.4 a 4.4 que coinciden con los valores promedio obtenidos en este trabajo para el tratamiento camarón (TCA= 2.5) y para tratamiento jurel (TCA= 4.4), ésto pudo deberse a una similitud en la talla inicial de los peces. El análisis de ANOVA de una vía indicó que existen diferencias significativas entre los índices de crecimiento obtenidos con los alimentos para camarón-lubina y lubina-jurel, mientras que para camarón-jurel no hubo diferencias significativas en el crecimiento, con lo que se infiere que el mayor crecimiento y el mejor aprovechamiento del alimento, se obtuvo con el tratamiento lubina. Asimismo, el análisis de varianza de dos vías indicó que hubo diferencias estadísticamente significativas en los índices de crecimiento de la especie, obtenidos a través de los tres tratamientos camarón-lubina-jurel. Las formas de nitrógeno tóxicas, amonio no ionizado y nitrito deben ser retirados de los sistemas de acuicultura ya que altas concentraciones de estos elementos puede reducir drásticamente la tasa de crecimiento, por daño de las branquias y otros órganos internos, y también pueden predisponer a los peces a enfermedades (Burrows, 1964; Colt y Armstrong, 1981). En el presente trabajo las concentración promedio de amonio no ionizado de los tres tratamientos se mantuvo entre 1.05 a 1.19 mg/L y fue similar a la concentración máxima de amonio total de 1.0 mg/L estimada para esta misma especie por Vargas-Machuca *et al.* (2008) durante el proceso de engorda en un sistema de jaulas flotantes en Santa Cruz de Miramar, Nayarit. Con lo anterior, se infiere que la concentración de amonio no

ionizado obtenidos en este trabajo, se debió entre otros factores, a la falta de un filtro biológico en la unidad de engorda, no facilitando la oxidación del amoníaco, sin embargo los pargos toleraron esta concentración por estar pasando por la etapa productiva de juveniles a subadultos. En lo que se refiere al segundo compuesto tóxico, el nitrito promedio, alcanzó valores bajos de toxicidad de 0.14 a 0.17 mg/L, según los valores estimados de 0.584 a 0.630 mg/L, reportados por Vargas-Machuca *et al.* (2008). El nitrato es relativamente no tóxico, excepto a concentraciones muy altas, mayores a 300 mg/L (Arredondo-Figueroa *et al.*, 2007). Por lo general en los sistemas de engorda no se llega a estos valores y en este trabajo se tuvo una concentración baja (1.1 a 1.4 mg/L). La temperatura promedio se mantuvo entre 29.6 a 29.7 °C. El oxígeno disuelto promedio en el agua de 3.1 a 3.4 mg/L, lo cual posiblemente afectó por igual la tasa de crecimiento de los individuos en los tres tratamientos, todas vez que se ha reportado que durante el proceso de engorda los niveles bajos de oxígeno disuelto afectan a los organismos pudiendo causar una reducción en su alimentación y crecimiento (Piper *et al.*, 1982). El pH promedio se mantuvo entre 7.3 a 7.4 lo cual es considerado como adecuado para el cultivo de peces (Arredondo-Figueroa *et al.*, 2007). La salinidad promedio fue de 20.2 a 21.4 mg/L, lo cual parece no tuvo efecto negativo en el crecimiento de la especie dada su naturaleza eurihalina, sin embargo es todavía una variable a ensayar ya que hay reportes que muestran su efecto; así, el estudio de Watanabe (2001), menciona que arriba de 16 ppm y hasta agua de mar, es posible llevar a cabo el cultivo de esta especie.

En conclusión decidimos que las diferencias en crecimiento y eficiencia alimenticia, determinadas con cada tratamiento, son reflejo tanto de la calidad del alimento, como de la de los niveles de proteína y lípidos, pero también de la etapa productiva de los peces durante el proceso de engorde, así los resultados obtenidos permiten recomendar el uso de alimento para lubina como una alternativa para la alimentación de *L. guttatus* bajo las condiciones de cultivo utilizadas en este estudio.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera de la Costa de Chila S.C. de R.L. de Nayarit por el apoyo en la captura de juveniles de pargo lunarejo. A Pedro A. Ulloa Ramírez por las facilidades y apoyo para el desarrollo del presente trabajo en el laboratorio húmedo del Centro Regional de Investigación Pesquera de Bahía de Banderas, Nayarit.

REFERENCIAS

- ABDO DE LA PARRA, M. I., L. E. RODRÍGUEZ-IBARRA, F. CAMPILLO-MARTÍNEZ, G. VELASCO-BLANCO, N. GARCÍA-ÁGUILAR, L. ÁLVAREZ-LAJONCHERE & D. VOLTOLINA. 2010. Efecto de la densidad de siembra sobre el crecimiento y supervivencia larval del pargo lunarejo *Lutjanus guttatus*. *Revista Biología Marina y Oceanografía* 45 (1): 141-146.
- ÁLVAREZ-LAJONCHERE, L., M. I. ABDO DE LA PARRA, L. E. RODRÍGUEZ-IBARRA, G. VELASCO-BLANCO, A.C. PUELLO-CRUZ, B. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, A. IBARRA-SÓTO & L. IBARRA-CASTRO. 2012. The scale-up of spotted rose snapper, *Lutjanus guttatus*, larval rearing at Mazatlán, México. *Journal of the World Aquaculture Society* 43: 411-422.

- ANGUAS-VÉLEZ, B. H., R. CIVERA-CERECEDO, E. GOYTORTÚA-BORES & S. ROCHA-MEZA. 2003. Efecto de la temperatura y la densidad de cultivo sobre el crecimiento de juveniles de la cabrilla arenera, *Paralabrax maculatofasciatus*. *Hidrobiológica* 13 (4): 309-315.
- ARREDONDO-FIGUEROA, J. L., G. INGLE DE LA MORA, I. GUERRERO-LEGORRETA, J. T. PONCE-PALAFIX, I. BARRIGA-SOSA. 2007. Ammonia and nitrite removal rates in a closed recirculating-water system, under three load rates of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa México. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 6 (3): 301-308.
- ÁVILES-QUEVEDO A., J. M. MAZÓN-SUÁSTEGUI & F. CASTELLÓ-ORVAY. 2008. Avances en el cultivo del Pargo Flamenco, *Lutjanus guttatus*. Un ejemplo a seguir de los pescadores de Bahía Concepción, en Baja California Sur. *Industria Acuícola* 4: 4-7.
- BURROWS, R. E. 1964. Effects of accumulated excretory products on hatchery-reared salmonids. U.S. *Fish Wildlife Service Res. Rep.* 66:12 p.
- COLT, J. E. & D. A. AMSTRONG. 1981. Nitrogen toxicity to fish, crustaceans and mollusks. In: American Fisheries Society, Fish Culture Section (Ed.). *Proceedings of the bioengineering symposium for fish culture*. Bethesda, Maryland, USA, pp. 39-41.
- GARCÍA-ORTEGA A. 2009. Nutrition and feeding research in spotted rose snapper (*Lutjanus guttatus*) and bullseye puffer (*Sphoeroides annulatus*), new species for marine aquaculture. *Fish Physiology and Biochemistry* 35 (1): 69-80.
- GARCÍA-ORTEGA A., C. HERNÁNDEZ, I. ABDO DE LA PARRA & B. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ. 2002. Advances in the nutrition and feeding of the bullseye puffer *Sphoeroides annulatus*. In: Cruz-Sánchez, E., D. Ricque-Marie, M. Tapia-Salazar, G. Gaxiola-Cortés & N. Simoes (Eds.). *Avances en Nutrición Acuícola VI. Memorias del VI Simposio Internacional de Nutrición Acuícola*. 3-6 Septiembre, Cancún, Quintana Roo, México. pp. 187-196
- GARCÍA-ORTEGA, A., D. MUY-RANGEL, A. PUELLO-CRUZ, Y. VILLA-LÓPEZ, M. ESCALANTE-ROJAS & K. PRECIADO-ÍÑIGUEZ. 2010. Uso de ingredientes de origen vegetal como fuentes de proteína y lípidos en alimentos balanceados para peces marinos carnívoros. In: Cruz-Suarez, L. E., D. Ricque-Marie, M. Tapia-Salazar, M. G. Nieto-López, D. A. Villarreal-Cavazos, J. Gamboa-Delgado (Eds.). *Avances en Nutrición Acuícola X. Memorias del X Simposio Internacional de Nutrición Acuícola*. 8-10 Noviembre, Monterrey, N.L. México, pp. 321-340.
- GARDUÑO-DIONATE M., M. L. UNZUETA-BUSTAMANTE, M. HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, R. M. LORÁN-NÚÑEZ & F. R. MARTÍNEZ-ISUNZA. 2010. Crecimiento de huachinangos juveniles silvestres (*Lutjanus peru*) en un encierro de engorda en Puerto Vicente Guerrero, Guerrero, México. Instituto Nacional de Pesca. *Ciencia Pesquera* 18 (1): 93-96.
- GUTIÉRREZ-VARGAS R. & M. DURÁN-DELGADO. 1998-1999. Cultivo del pargo de la mancha *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) en jaulas flotantes. Dirección General Técnica Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura, INCOPECA Puntarenas, Costa Rica. *Uniciencia* 15-16: 27-34.
- HERNÁNDEZ-MENDOZA, K. 2007. Evaluación de los requerimientos de proteínas, lípidos totales y dietas prácticas en juveniles de pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869). Tesis de Maestría CIAD-Mazatlán, México, 83 p.
- IBARRA-CASTRO L. & N. DUNCAN. 2007. GnRH-induced spawning of wild-caught spotted rose snapper *Lutjanus guttatus*. *Aquaculture* 272: 737-746.
- LAHTI, K. & LOWER. 2000. Effects of size asymmetry on aggression and food acquisition in Arctic charr. *Journal of Fish Biology* 56: 915-922.
- OLIVARES-PAULETTE O. & J. BOZA-ABARCA. 1998-1999. Crecimiento de juveniles de pargo mancha (*Lutjanus guttatus*) utilizando alimento granulado en condiciones de laboratorio. Estación de Biología Marina, Universidad Nacional Puntarenas, Costa Rica. *Uniciencia* 15-16: 45-48.
- PIPER, R. G., I. B. McELWAIN, L. E. ORUNE, J. P. MCCRAREN, L. G. FOWLER & J. R. LEONARD. 1982. Fish Hatchery Management. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC. Pp. 517.
- ROJAS-HERRERA, A. 2001. Aspectos de dinámica de poblaciones del huachinango *Lutjanus peru* (Nicholas y Murphy, 1922) y del flamenco *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) (Pisces: Lutjanidae) del litoral de Guerrero, México. Tesis de Doctorado, Universidad de Colima, Colima, México, 90 p.
- TACON, J. A. 1989. Nutrición y alimentación de peces y camarones cultivados. Manual de capacitación. GCP/RLA/102/ITA Proyecto Aquila II. FAO Documento de Campo 4: 1-572.
- VARGAS-MACHUCA, S. C., J. T. PONCE-PALAFIX, J. L. ARREDONDO-FIGUEROA, E. A. CHÁVEZ-ORTIZ & E. J. VERNON-CARTER. 2008. La variación de los parámetros físico-químicos del agua en jaulas flotantes de pargos (*Lutjanus peru* y *L. guttatus*) en una granja marina tropical. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 7 (3): 237-242.
- VILLA-LÓPEZ, A. Y. 2005. Efecto de diferentes niveles de proteína y lípidos en el crecimiento y sobrevivencia del pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1896) (Pisces: Lutjanidae). Tesis de Biología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Mazatlán, México, 61 p.
- VIVEROS, R. E., E. A. RUBIO RINCÓN & JESÚS H. GAMBOA D'CRUZ. 2008. Evaluación del crecimiento y sobrevivencia del pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) en dos sistemas de producción, estanques en tierra y jaulas flotantes, en la estación acuícola Bahía Málaga del Incofer; Pacífico colombiano. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 21: 455-522.
- WANG, N., R. S. HAYWARD & D. B. NOLTIE. 2000. Effects of social interactions on growth of juvenile hybrid Sunfish held at two densities. *North American Journal of Aquaculture* 62: 161-167.
- WATANABE, W. O. 2001. Species profile: Mutton snapper. *Southern Regional Aquaculture Center*. Texas A & M University. SRAC Pub. No. 725. 10 p.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistics Analysis*. 3rd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA. 718 p.

Recibido: 19 de marzo de 2014.

Aceptado: 25 de enero de 2016.

Intraspecific karyotypic variation in the silverside fish *Chirostoma humboldtianum* (Atheriniformes: Atherinopsidae)

Variación cariotípica intraespecífica en el pez blanco *Chirostoma humboldtianum* (Atheriniformes: Atherinopsidae)

Irma Urbina-Sánchez¹, Carmen Guadalupe Paniagua-Chávez², Reyna Fierro³, Gerardo Figueroa-Lucero⁴
and Irene de los Angeles Barriga-Sosa⁴

¹Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, CDMX. 09340. México

²Departamento de Acuicultura, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, B.C. 22860. México

³Departamento de Ciencias de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, CDMX. 09340. México

⁴Planta Experimental de Producción Acuícola, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, CDMX. 09340. México
e-mail: ibs@xanum.uam.mx.

Urbina-Sánchez I., C. G. Paniagua-Chávez, R. Fierro, G. Figueroa-Lucero and I. A. Barriga-Sosa. 2016. Intraspecific karyotypic variation in the silverside fish *Chirostoma humboldtianum* (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Hidrobiológica* 26 (1): 93-101.

ABSTRACT

Within its genus, *Chirostoma humboldtianum* is one of the species with the widest distribution, inhabiting lake and pond environments along the Lerma-Santiago basin in the Mexican Plateau. Although the species is of great ichthyological, economic, and cultural relevance, factors related to human activity such as habitat loss, pollution, overfishing, and introduction of non-native fish have played important roles in the decline and disappearance of populations. With the aim of describing the karyotype of the species, 22 specimens of *C. humboldtianum* were collected and their chromosomes obtained from gills based on Denton (1973). Here we reveal intraspecific chromosome variation, characterized by five cytotypes found in four studied populations: 1) Las Tazas, Tiacaque dam ($2n = 48$, $FN = 58$) with chromosome formula $6m + 4sm + 38t$; 2) Villa Victoria dam ($2n = 48$, $FN = 54$) $2m + 2sm + 2st + 42t$; 3) Tepuxtepec dam, with two cytotypes ($2n = 48$, $FN = 50$) $8m + 2sm + 38t$ and ($4n = 96$, $FN = 116$) $8m + 2st + 38t$; 4) and San Pedro Lagunillas lagoon ($2n = 48$, $FN = 58$) $8m + 2sm + 38t$. We observed chromosome variation in the morphology of pairs 1, 2, 4, and 5. Results allow us to suggest that pericentric inversions are the source of intraspecific chromosome variation. Comparative analyses support the hypothesis that the karyotype of the population from Villa Victoria dam represents the primitive form for the species.

Key words: Karyotype, Shortfin silverside, polyploidy, variation.

RESUMEN

Chirostoma humboldtianum es dentro del género, una de las especies con la más amplia distribución, habita ambientes lacustres y cuerpos de agua a lo largo del sistema Lerma-Santiago en la Mesa Central de México. Aunque la especie es de gran relevancia ictiológica, económica y cultural, factores relacionados con la actividad humana como la pérdida de hábitat, contaminación, sobrepesca y la introducción de peces no-nativos, han jugado un papel importante en la disminución y desaparición de poblaciones. Con el propósito de describir el cariotipo de la especie, se colectaron 22 individuos de *C. humboldtianum* y sus cromosomas se obtuvieron a partir de branquias de acuerdo a Denton (1973). En el presente trabajo se revela variación cromosómica intraespecífica caracterizada por cinco citotipos de cuatro poblaciones estudiadas: 1) Presa Las Tazas, Tiacaque ($2n = 48$, $NF = 58$) con las fórmulas cromosómicas $6m + 4sm + 38t$; 2) Presa Villa Victoria ($2n = 48$, $NF = 54$) $2m + 2sm + 2st + 42t$; 3) Presa Tepuxtepec, con dos citotipos ($2n = 48$, $NF = 50$) $8m + 2sm + 38t$ y ($4n = 96$, $NF = 116$), $8m + 2st + 38t$; 4) y Laguna San Pedro Lagunillas ($2n = 48$, $NF = 58$) $8m + 2sm + 38t$. La variación cromosómica se detectó principalmente en la morfología de los pares 1, 2, 4 y 5. Los resultados encontrados permiten sugerir la presencia de inversiones pericéntricas como el principal mecanismo de variación cromosómica intraespecífica. El análisis comparativo de los datos apoya la hipótesis de que el cariotipo de la población Villa Victoria representa, la forma cromosómica primitiva de la especie.

Palabras clave: Citotipo, pez blanco, poliploidía, variación.

INTRODUCTION

Among vertebrates, fish have the greatest number of species. Atheriniformes contains six, globally-recognized families, from which Atherinopsidae is exclusive to the New World (Nelson, 1994), and includes two genera restricted to inland waters of the Mexican plateau, *Chirostoma* and *Poblana*.

Chirostoma is the representative genus of the Atherinopsidae. It is endemic to Mexican ichthyofauna and includes the silversides “chales” and “peces blancos”; among the latter, *C. humboldtianum* (Valenciennes 1835) has the greatest but disjunct distribution, isolated in lakes and ponds from the Valley of Mexico to the Pacific Ocean following the Lerma-Chapala-Santiago basin system (Alvarez & Navarro, 1957; Barbour, 1973 a, b). It also has high economic and cultural value (Jiménez & Gracia, 1995; Soria-Barreto *et al.*, 1998; Barriga-Sosa, 2001; Barriga-Sosa *et al.*, 2002, 2004, 2005; Rojas & Sasso, 2005).

Chirostoma humboldtianum faces several problems such as habitat reduction and modification (e.g., the groundwater extraction in the Basin of Mexico, Alvarez & Navarro, 1957), pollution, introduction of exotic species (Barbour, 1973a; Berlanga-Robles *et al.*, 2002), and translocations. These in turn played important roles in the decline and extirpation of local populations (Lyons *et al.*, 1998; Soria-Barreto *et al.*, 1998; Soto-Galera *et al.*, 1998; Barriga-Sosa *et al.*, 2002, 2004, 2005; Rojas & Sasso, 2005; Mercado-Silva *et al.*, 2006). In despite of all these threats to the species, it has not been designated as threatened in the Official Mexican Standard Norms (i.e., NOM-059-Semarnat-2010) or in the International Union for the Conservation of Nature (IUCN 2015).

Morphological and genetic studies on the “*humboldtianum* group” (a group mainly made up of “peces blancos”, *C. humboldtianum* included) at the intra and interspecific level (Barriga-Sosa, 2001; Barriga-Sosa *et al.*, 2002), found the presence of significant morphological and genetic differences between populations of *C. humboldtianum*. These studies suggest that habitat diversity and geographic isolation might have played important roles on their heterogeneity. However, species distribution (populations within the same region) has been of limited interest. Only recently, García-Martínez *et al.* (2015), using mitochondrial

DNA sequences and including samples from six locations along the entire disjunct distribution of the species, have found evidence of a strong genetic structure of the species and have established the presence of at least six populations.

Where differences in the number and structure of chromosomes have been detected, cytogenetic analysis of fish have been used to characterize both populations (i.e., rainbow trout, Thorgaard, 1983; Ocalewicz & Dobosz, 2009) and species (Ariids, Uribe-Alcocer, 1988; cichlids, Uribe-Alcocer *et al.*, 1992, 1999; Hodaňová *et al.*, 2014), contributing to the knowledge and understanding of the evolutionary history and relationships of organisms (White, 1973; Huxley, 1974; Mank & Avise, 2006). For the members of *Chirostoma*, there is no information regarding intraspecific chromosome characterization, and of 18 recognized species, only five have been described as karyotypes (Uribe-Alcocer *et al.*, 2002; Uribe-Alcocer & Díaz-Jaimes, 2003). Thus, the aim of this study is to describe the karyotype of *C. humboldtianum* along its distribution in the Lerma-Chapala-Santiago basin in order to solve one important question: Does the species possess a conserved karyotype along its disjunct distribution?

MATERIALS AND METHODS

Fish sampling. We obtained twenty-two *C. humboldtianum* adults from stocks maintained in culture conditions in the Planta Experimental de Producción Acuicola at the Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa campus. The original stocks were collected from four natural locations (Table 1, Fig. 1) that correspond to what hereinafter we refer to as “populations” according to García-Martínez *et al.* (2015). Our populations originated on the high, middle, and low Lerma-Chapala-Santiago basin and were identified by their morphological characters according to Barbour (1973b).

Chromosome preparation. We obtained chromosome spreads from gill epithelium using a 1 % sodium citrate hypotonic solution following Denton (1973). Slides with chromosomes were stained with 10 % Giemsa Sörensen solution, pH 7 for 15 min. Mitotic chromosomes were screened in an Olympus CX31 microscope equipped with a digital Infi-

Table 1. Collecting sites for the analyzed *Chirostoma humboldtianum*.

Collecting site	Geographic Coordinates (DMS)	MASL (m)	<i>n</i> Sex	TL (cm)	TW (g)
1. Las Tazas Tiaaque dam Jocotitlán, State of Mexico (T) (OBS at PExPA)	19° 38' 29" N 99° 42' 27" W	2540	6 ♀ 6 ♂	10.5-19.2	5-20
2. Villa Victoria dam, State of Mexico (V) (OBS at PExPA)	19° 26' N 100° 00' W	2570	4 ♂	9-11.5	5-10
3. Tepuxtepec dam, Contepec, Michoacan (Tx) (OBS at PExPA)	20° 00' 09" N 100° 12' 45" W	2361	2 ♀ 2 ♂	10-13	10-12
4. San Pedro Lagunillas lagoon, Nayarit (SP) (OBS at PExPA)	21° 11' 39" N 104° 43' 44" W	1248	2 ♂	8.3-9.5	4-9

OBS = Original brood stock collected in the referred site; PExPA = Planta Experimental de Producción Acuicola; MASL = Meters above sea level; *n* = Number of organisms analyzed

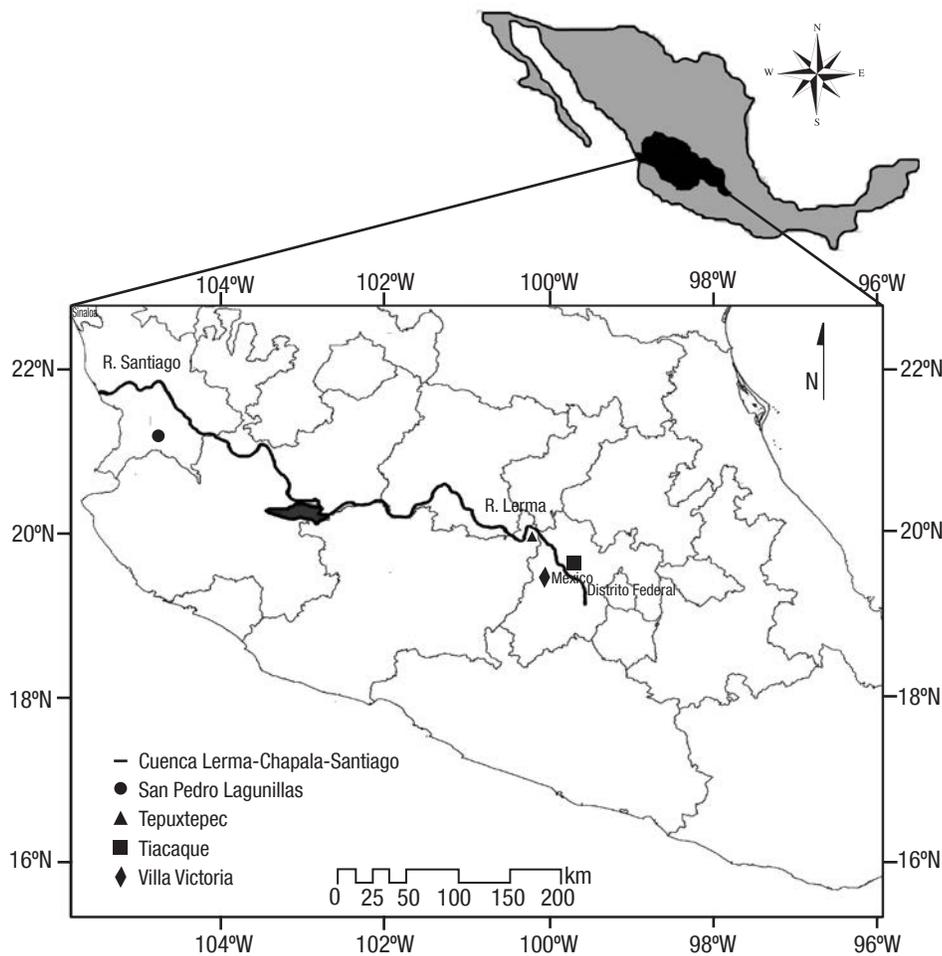


Figure 1. Map showing the collected localities (populations) from *Chirostoma humboldtianum* specimens.

nity 1 camera and 7.5X zoom. All images were processed using Adobe Photoshop CS5 Version 8.0.1. Ten mitoses of Las Tazas, Tiacaque dam population, four of Villa Victoria dam, six of Tepuxtepec dam and five of San Pedro Lagunillas, were measured to determine chromosome relative length. Centromeric index and arm ratios of chromosomes were used to classify them following Levan *et al.* (1964): a ratio from 1.0 to 1.7 for short to long arms (p and q) corresponded to metacentric (m); 1.71 to 3.0 to submetacentric (sm); between 3.1 and 7.0 to subtelocentric (st) and higher than 7.0 to telocentric (t) chromosomes. The fundamental number (FN) was determined as the total number of chromosome arms (Matthey, 1973). Ideograms were prepared according to the relative lengths of the short and long arms, as well as the centromere position (Denton, 1973) of each chromosome pair.

We analyzed differences between relative lengths of the most variable chromosome pairs in morphology of different cytotypes by a Wilcoxon-Mann-Whitney test (STATISTICA Version 10).

A UPGMA dendrogram was constructed in order to form groups based on cytotype similarities. A similarity matrix was built containing

the following characters: 1) fundamental number; 2) numbers of metacentric, submetacentric, subtelocentric, and telocentric chromosomes; 3) morphology of pairs 1, 2, 4, and 5; and 4) the relative lengths of each chromosome pairs (1 to 24) and using the Bray-Curtis coefficient (MVSP Version 3.0, Kovach, 1998). We used the Similarity Percentage Analysis (SIMPER) (Clark, 1993) to determine the relative contribution of populations to dissimilarity between the resolved groups and average dissimilarity; the analysis was conducted in Past 3.03 (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTS

From 429 mitotic spreads analyzed from the four populations of *C. humboldtianum*, 70.39 % revealed a diploid number of $2n = 48$ chromosomes. One specimen from Tepuxtepec dam exhibited a tetraploid karyotype ($4n = 96$) 57.14 % of the analyzed mitosis (12 out of 21 mitosis) for that specimen (Table 2).

Five cytotypes were resolved in the four populations analyzed: one cytotype for each one of the populations, Las Tazas, Tiacaque, and Villa

Table 2. Number of individuals, preparations and mitosis analyzed per population of *C. humboldtianum*.

Population	n	Chromosome slides	Mitoses spreads	Measured mitoses
Las Tazas Tiacaque dam (T)	12	12	295	10
Villa Victoria dam (VV)	4	4	42	4
Tepuxtepec dam (Tx)	4	4	51	6
San Pedro Lagunillas lagoon (SP)	2	2	41	5

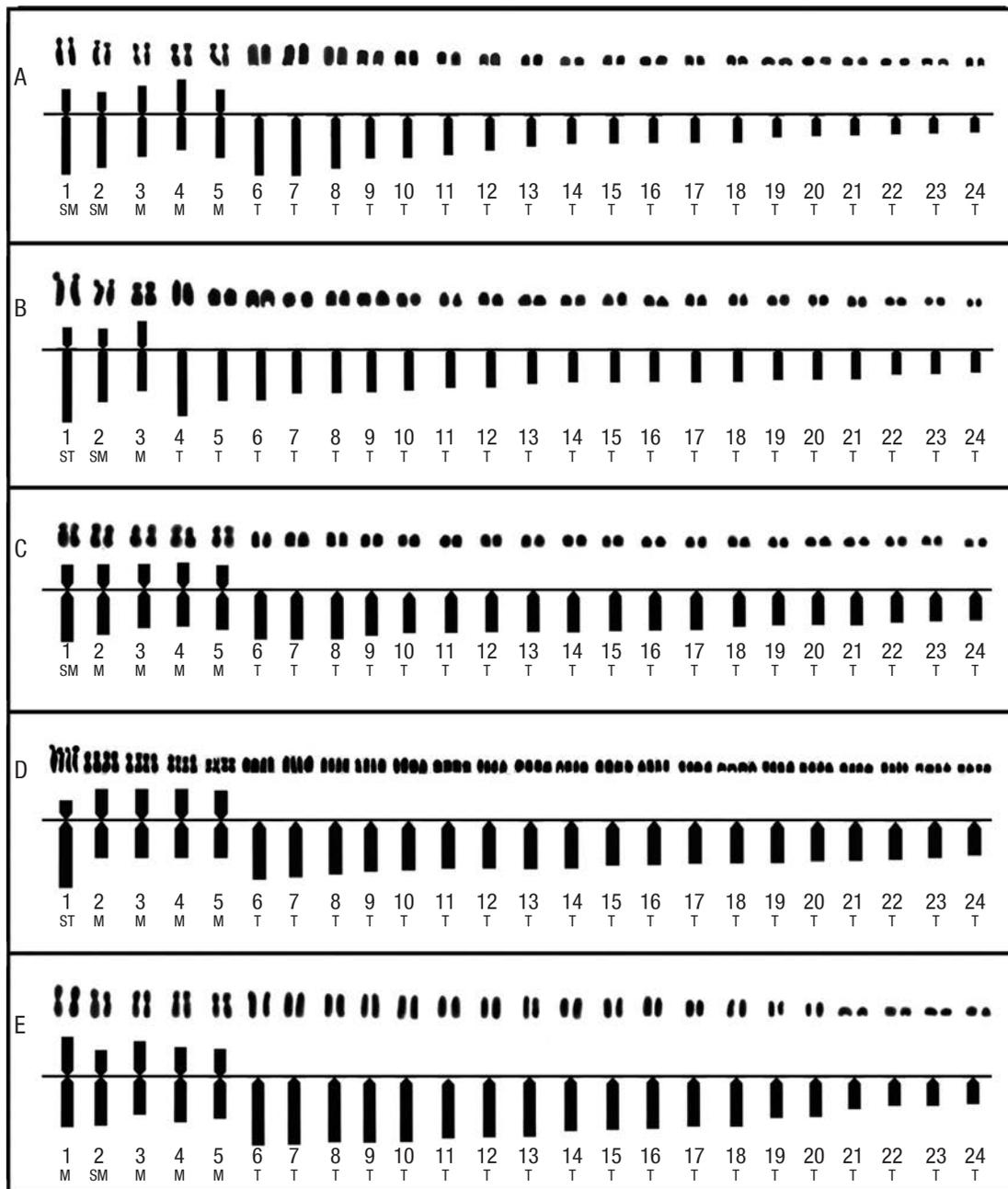


Figure 2. Karyotypes and idiograms of the five cytotypes resolved for *Chirostoma humboldtianum*. A. Female karyotype and idiogram from Las Tazas Tiacaque dam ($2n = 48$, $FN = 58$); B. Male karyotype and idiogram from Villa Victoria dam ($2n = 48$, $FN = 54$); C. Female karyotype and idiogram from Tepuxtepec dam (CI, $2n = 48$, $FN = 58$); D. Male karyotype and idiogram from Tepuxtepec dam (CII, $4n = 96$, $FN = 116$); E. Male karyotype and idiogram from San Pedro Lagunillas lagoon ($2n = 48$, $FN = 58$).

Table 3. Chromosomal characters of the five cytotypes described for *C. humboldtianum*.

Cytotypes	Sex	DN	FN	CF	Pair morphology					
					1	2	3	4	5	6-24
T	♀	2n=48	58	6M+4Sm+38T	Sm	Sm	M	M	M	T
VV	♂	2n=48	54	2M+2Sm+2St+42T	St	Sm	M	T	T	T
Tx CI	♀	2n=48	58	8M+2Sm+38T	Sm	M	M	M	M	T
Tx CII	♂	4n=96	116	8M+2St+38T	St	M	M	M	M	T
SP	♂	2n=48	58	8M+2Sm+38T	M	Sm	M	M	M	T

T = Las Tazas Tiacaque dam; VV = Villa Victoria dam; Tx CI = Tepuxtepec dam, Cytotype I; Tx CII = Tepuxtepec dam, Cytotype II; SP = San Pedro Lagunillas lagoon; DN = Diploid number; FN = Fundamental number; CF = Chromosome formulae; M = Metacentric; Sm = submetacentric; St = subtelocentric; T = telocentric; ♀ = Female; ♂ = male.

Victoria dams and San Pedro Lagunillas lagoon, and two cytotypes in Tepuxtepec dam (Tables 2, 3, and Fig. 2).

All chromosome pairs were ordered by size, from the largest to the smallest (Table 4 and Fig. 2).

No pairs of heteromorphic chromosomes that could correspond to sex chromosomes were identified in any of the studied populations.

Chromosome pairs 1, 2, 4, and 5 were the most variable in morphology. Pair 1 was submetacentric and subtelocentric for the cytotype-

Table 4. Relative chromosome length averages of the cytotypes of *Chirostoma humboldtianum*.

Chromosome Pair	T	VV	Tx CI	Tx CII	SP
1	8.24 ±2.673	9.16 ±3.490	7.10 ±1.145	7.35 ±1.383	6.82 ±1.938
2	7.20 ±1.628	7.01 ±2.952	6.62 ±1.083	5.76 ±1.449	5.53 ±2.249
3	6.79 ±4.071	6.73 ±0.552	6.15 ±0.849	5.75 ±0.873	5.50 ±1.007
4	6.62 ±2.071	6.56 ±4.324	6.15 ±1.501	5.02 ±0.702	5.42 ±0.469
5	6.27 ±1.071	5.06 ±0.143	6.13 ±0.532	4.66 ±0.623	5.21 ±1.671
6	6.02 ±2.584	5.05 ±0.566	4.51 ±0.695	4.65 ±0.893	5.10 ±0.679
7	5.99 ±1.206	4.42 ±0.525	4.49 ±0.569	4.37 ±0.701	5.10 ±0.211
8	5.24 ±1.490	4.41 ±0.659	4.45 ±0.657	4.50 ±0.881	4.83 ±0.720
9	4.26 ±±1.73	4.29 ±1.759	4.06 ±1.115	4.22 ±0.508	4.82 ±0.886
10	4.22 ±0.898	3.81 ±2.569	3.88 ±0.984	4.13 ±0.443	4.74 ±0.301
11	3.76 ±1.095	3.77 ±1.385	3.75 ±0.465	4.01 ±0.719	4.40 ±1.198
12	3.45 ±0.615	3.65 ±1.446	3.74 ±0.626	4.01 ±0.409	4.39 ±0.952
13	3.18 ±1.584	3.37 ±2.174	3.73 ±0.920	3.98 ±0.858	4.38 ±1.183
14	2.82 ±0.571	3.34 ±0.627	3.72 ±0.398	3.84 ±0.600	4.10 ±1.233
15	2.82 ±0.880	3.33 ±1.072	3.59 ±0.436	3.73 ±0.789	3.90 ±0.884
16	2.79 ±0.692	3.29 ±1.421	3.53 ±0.272	3.72 ±0.826	3.85 ±0.008
17	2.79 ±0.243	3.29 ±0.329	3.53 ±0.277	3.53 ±0.312	3.61 ±0.008
18	2.74 ±0.645	3.28 ±0.795	3.23 ±0.393	3.52 ±0.847	3.60 ±0.160
19	2.59 ±1.125	3.04 ±1.065	3.15 ±0.637	3.43 ±0.911	3.10 ±2.131
20	2.56 ±0.626	2.96 ±0.627	3.10 ±0.612	3.39 ±1.021	2.91 ±1.056
21	2.53 ±0.800	2.94 ±0.444	2.97 ±0.437	3.38 ±0.686	2.31 ±0.776
22	2.43 ±0.509	2.54 ±1.620	2.93 ±0.544	3.16 ±0.868	2.10 ±0.845
23	2.37 ±0.455	2.43 ±0.803	2.89 ±0.469	3.01 ±0.541	2.09 ±0.752
24	2.33 ±0.848	2.26 ±0.131	2.60 ±0.664	2.90 ±0.540	1.98 ±0.735

Las Tazas Tiacaque dam (T), Villa Victoria dam (VV), Tepuxtepec dam, Cytotype I (TxCI), Tepuxtepec dam, Cytotype II (TxCII), San Pedro Lagunillas lagoon (SP).

pes from Tepuxtepec. Pair 2 was metacentric in both cytotypes from Tepuxtepec dam and submetacentric in the cytotypes from Las Tazas, Tiacaque, and Villa Victoria dams and San Pedro Lagunillas lagoon. Pairs 4 and 5 were metacentric in Las Tazas, Tiacaque, and Tepuxtepec dams and San Pedro Lagunillas lagoon, and acrocentric in Villa Victoria dam. However, their relative lengths did not show differences ($P = 0.591, 0.9079, 0.591, \text{ and } 0.6099$, for pairs 1, 2, 4, & 5, respectively).

The constructed dendrogram using 33 chromosome characters allowed the identification of three groups. Based on their similarity, Las Tazas, Tiacaque, and Villa Victoria dams made up group I. The cytotypes from Tepuxtepec dam and San Pedro Lagunillas lagoon were placed in group II (Fig. 3). Geographically, group I corresponds to individuals from the high Lerma-Chapala-Santiago basin, and group II to individuals from the middle and lower basin. The SIMPER analysis identified the population that contributed most strongly to the configuration of groups. Average dissimilarity for both groups was 35%. The contribution of dissimilarity of the populations of *C. humboldtianum* from Villa Victoria dam (35.42%) and San Pedro Lagunillas (35.46%) are close to the overall average dissimilarity, thus, these populations appear to contribute the most to the conformation of Groups I and II.

DISCUSSION

The four populations of *C. humboldtianum* analyzed in this study showed a diploid number ($2n = 48$), which concurs with the most frequent diploid number found in Atheriniformes (Atherinopsidae, in *Labidesthes*, *Membras* and *Menidia*, Jeffrey & Fitzsimons, 1987; Warkentine *et al.*, 1987; *Odontesthes*, Sola *et al.*, 1988; *Basilichthys*, Gajardo, 1992; and *Atherinella*, Da Silva Cortinhas *et al.*, 2003; Sczepanski *et al.*, 2007). It

is also considered to be the ancestral number for several freshwater teleost fish (i.e., salmonids, Amaro *et al.*, 1996; cichlids, Thompson, 1979; Arias-Rodríguez *et al.*, 2006) and even marine fishes (Galetti *et al.*, 2000). Overall, within the family, the diploid number $2n = 48$ is a conserved characteristic, except for *C. patzcuaro* ($2n = 44$) (Uribe-Alcocer *et al.*, 2002; Uribe-Alcocer & Díaz-Jaimes, 2003).

On the other hand, the fundamental number (FN) in *Chirostoma humboldtianum* populations was variable (FN = 54, 58 and 116). Variation in FN can be explained either by the occurrence of chromosomal rearrangements consistent with pericentric inversions and/or heterochromatin additions (Jackson, 1971; Thitiot-Quévieux, 1994; Appels *et al.*, 1998; Sobti *et al.*, 2002). These rearrangements can affect only the fundamental number, but not the diploid number (Appels *et al.*, 1998; Sobti *et al.*, 2002). These patterns are common in fish and play a significant role in fish chromosomal evolution (i.e., Cyprinidae, Uyeno & Miller, 1973; Cichlidae, Thompson, 1979; Atherinopsidae, Jeffrey & Fitzsimons, 1987; Uribe-Alcocer *et al.*, 2002; Muñoz *et al.*, 2006; Carangidae, Lobotidae and Sciaenidae, Tripathy & Das, 1988; and Batrachoididae, Merlo *et al.*, 2005). Particularly within Atheriniformes the FN is very variable, with chromosome arms recorded from 44 to 86, and such variation has been related to pericentric inversion rearrangements (Jeffrey & Fitzsimons, 1987; Warkentine *et al.*, 1987; Sola *et al.*, 1988; Gajardo, 1992; Uribe-Alcocer *et al.*, 2002; Da Silva Cortinhas *et al.*, 2003; Sczepanski *et al.*, 2007).

Although morphological variation was detected in chromosomes pairs 1, 2, 4, and 5 of *Chirostoma humboldtianum*, non-significant differences were observed when their relative lengths were compared; hence we explain the changes in the morphology of these pairs by

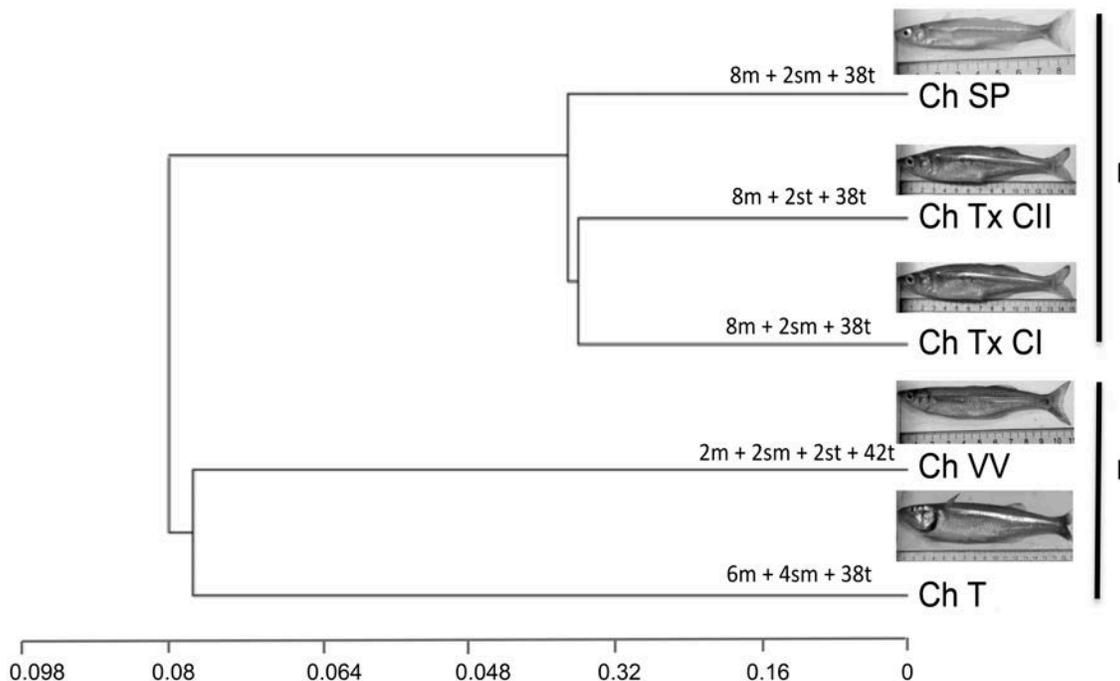


Figure 3. Dendrogram based on chromosomal characters of the five cytotypes for *C. humboldtianum* (FN, morphology of the pairs 1, 2, 4 and 5; and relative length of all chromosome pairs) and using Bray-Curtis distances. The chromosome formulae resolved for each cytotype are shown.

rearrangements of the pericentric-inversion type rather than by heterochromatin addition.

Considering that pericentric inversions are the most frequent rearrangements detected on the resolved karyotype variation of *C. humboldtianum*, then the hypothesis of a process of orthoselection, in which only one type of chromosome rearrangement occurs repeatedly within a species (White, 1973, 1978, & 1978a), could be proposed as the predicted mutation model for the species. Although karyotype analysis with a larger sample size is suggested to estimate chromosome mutation rate (King, 1993), the presence of at least two different cytotypes in the population in the Tepuxtepec dam population allows us to support the proposed hypothesis.

The arrangement observed in the inferred dendrogram, conformed by two resolved groups, supported by the SIMPER average dissimilarity concurs with the preliminary layout of disjunct distribution of the species, where each population possesses a different cytotype, indicating geographic isolation and a process where intraspecific karyotype diversification might promote allopatric speciation (Key 1968, *vide in* King 1993). This proposal is supported by intraspecific variation previously reported for the species at the morphological, meristic, and allozyme level, which were also explained by the geographic isolation of the studied populations (Barriga-Sosa 2001; Barriga-Sosa *et al.*, 2002), and more recently with sequences of the mitochondrial genome by García-Martínez *et al.* (2015), where a high degree of genetic divergence between the studied populations was confirmed.

The results presented here allow us to suggest that the cytotype from the Villa Victoria dam could represent the most primitive karyotype described so far for *Chirostoma humboldtianum* and for the genus; this is so basically because it contains the largest number of single-armed chromosomes, it coincides with the diploid number of 48, also considered the primitive teleost karyotype in about 200 fish species (Nayyar, 1966; Gyldenholm & Scheel, 1971; Thompson, 1979; Rab *et al.*, 1983; Feldberg & Bertollo, 1985; Salas & Boza, 1991; Martins *et al.*, 1995; Uribe-Alcocer *et al.*, 1992, 1999; Arias-Rodríguez *et al.*, 2006), and is supported by the relative contribution of this population to the SIMPER average dissimilarity.

With respect to the polyploid organism that we found at the Tepuxtepec dam, we explain its presence by a possible autopolyploid mechanism, according to Leggett & Iwama (2003) and Vasil'ev (2009), where the entire chromosomal complement could be derived from only one parental species. In this species, the fertilization of the haploid egg occurs by haploid sperm with subsequent errors in meiotic reduction, due to abrupt changes in experimental conditions, such as temperature or exposure to high hydrostatic pressure (Arai, 2001), which in turn, leads to spontaneous autotetraploids, that are not morphologically different from their diploid counterparts. The tetraploid specimen described in the present study was a male and showed no apparent morphological differences to their diploid counterparts from the same population (Table 1). Spontaneous autopolyploids have been reported in a closely related silversides, *Menidia sp.*, *Odontesthes x Patagonina* (Schultz, 1980; Strüssmann *et al.*, 1993, 1997), and in other teleost fish, (i.e., cyprinids, Machordom & Doadrio, 2001; Leggett & Iwama, 2003; Steven & Smith, 2004; and acipenserids, Schreier *et al.*, 2013); however, in order to test this hypothesis, further studies are required (i.e., crosses between populations and/or polyploid induction).

In summary, the most common diploid number in the genus *Chirostoma* is $2n = 48$. The intraspecific karyotype variation encountered in *C. humboldtianum* was caused by rearrangements of the pericentric-type inversions and could be associated to its disjunct distribution. The chromosome changes observed within the species could respond to a process of karyotype orthoselection. The tetraploid organism encountered in Tepuxtepec is likely to have resulted from an autopolyploid mechanism.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research is part of the Ph.D. dissertation of the first author at the División de Ciencias Biológicas y de la Salud UAM-Iztapalapa. The first author had a CONACyT Ph.D. Scholarship 174845. This study was funded by SEP-CONACYT-2009-01-130220 and by a UAM.147.07.03/147.09.01 grant to IDLABS. The Mexican government kindly issued permit number DGOPA.07343.310810.4128 to collect specimens. The authors are grateful to G. Ingle de la Mora from INAPESCA for allowing us to use of the Image Capture System and to L.G. Núñez García for support in maintaining fish stocks at PEXPA.

REFERENCES

- ALVAREZ, J. & L. NAVARRO. 1957. *Los peces del valle de México*. Secretaría de Marina, Instituto Nacional de Pesca, Dirección de Pesca e Industrias Conexas, México, D.F. 62 p.
- AMARO, R., M. ABUIN & L. SÁNCHEZ. 1996. Chromosomal evolution in salmonids: a comparison of Atlantic salmon, brown trout, and rainbow trout R-band chromosomes. *Genética* 98: 297-302.
- APPELS, R., R. MORRIS, B. S. GILL & C. E. MAY. 1998. *Chromosome Biology*. Springer Science and Business Media New York. 401 p.
- ARAI, K. 2001. Genetic improvement of aquaculture finfish species by chromosome manipulation techniques in Japan. *Aquaculture* 197: 205-228.
- ARIAS-RODRIGUEZ, L., S. PÁRAMO-DELGADILLO & A. DURÁN-GONZÁLEZ. 2006. Caracterización citogenética del pez tropical de agua dulce *Parachromis managuensis* (Pisces: Cichlidae). *Revista Biología Tropical* 54 (1): 35-42.
- ARIAS-RODRIGUEZ, L., L. IBARRA-CASTRO & S. PÁRAMO-DELGADILLO. 2008. Los cromosomas mitóticos y meióticos del pez tropical *Petenia splendida* (Cichlidae). *Revista Biología Tropical* 56 (2): 895-907.
- BARBOUR, C. D. 1973a. A biogeographical history of *Chirostoma* (Pisces: Atherinidae): a species flock from the Mexican plateau. *Copeia* 3: 533-556.
- BARBOUR, C. D. 1973b. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma* Swainson (Pisces: Atherinidae). *Tulane Studies in Zoology and Botany* 19 (3): 97-141.
- BARRIGA-SOSA, I. D. L. A. 2001. Variabilidad morfométrica, merística y molecular de especies del género *Chirostoma* (Pisces: Atherinopsidae). Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, México. 199 p.
- BARRIGA-SOSA, I. D. L. A., A. L. IBAÑEZ-AGUIRRE & J. L. ARREDONDO-FIGUEROA. 2002. Morphological and genetic variation in seven species of the

- endangered *Chirostoma* "humboldtianum species group" (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Revista de Biología Tropical* 50 (1): 199-216.
- BARRIGA-SOSA, I. D. L. A., L. E. EGUIARTE & J. L. ARREDONDO-FIGUEROA. 2004. Low but significant population subdivision of *Chirostoma grandocule* from Lake Patzcuaro, Michoacan, Mexico. *Biotropica* 36 (1): 85-98.
- BARRIGA-SOSA, I. D. L. A., M. Y. PÉREZ-RAMÍREZ, F. SOTO-AGUIRRE, M. CASTILLO-RIVERA & J. L. ARREDONDO-FIGUEROA. 2005. Inter-specific variation of the mitochondrial r16S gene among silversides, "Peces Blancos", (Atherinopsidae: Menidiinae) and its utilization for species identification. *Aquaculture* 250: 637-651.
- BERLANGA-ROBLES, C. A., J. MADRID-VERA & A. RUIZ-LUNA. 2002. Fish abundance and trophic structure from the commercial catch in Lake Patzcuaro, Mexico. *Hidrobiológica* 467: 117-122.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- DA SILVA CORTINHAS, M. C., M. M. CESTARI, A. C. SWARCA & A. S. FENOCCHIO. 2003. First chromosome data about the silverside *Atherinella brasiliensis* (Atheriniformes: Pisces) from the south coast of Brazil. Conventional, C-NOR and CMA₃ bandings and FISH studies. *Caryologia* 56: 187-191.
- DENTON, T. E. 1973. *Fish chromosome methodology*. Charles C. Thomas, Chicago, Illinois, EEUU. 166 p.
- FELDBERG, E. & L. A. C. BERTOLLO. 1985. Karyotypes of ten species of neotropical cichlids (Pisces: Perciformes). *Caryologia* 38: 257-268.
- GAJARDO, G. M. 1992. Karyotypes of *Basilichthys michrolepidotus* and *Basilichthys australis* (Pisces: Atherinidae). *Copeia* 1: 256-258.
- GALETTI, P. M. JR., C. T. AGUILAR & W. F. MOLINA. 2000. An overview on marine fish cytogenetics. *Hydrobiologia* 420: 55-62.
- GARCÍA-MARTÍNEZ, R. M., O. MEJÍA, F. J. GARCÍA DE LEÓN & I. D. L. A. BARRIGA-SOSA. 2015. Extreme genetics divergence in the endemic fish *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes, 1835): implications for its conservation. *Hidrobiológica* 25 (1): 13-18.
- GYLDENHOLM, A. O., & J. J. SCHEEL. 1971. Chromosome numbers of fishes. *Journal of Fish Biology* 3: 479-486.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica* 4 (1): 9 pp.
- HODAÑOÁ, L., L. KALOUS & Z. MUSILOVÁ. 2014. Comparative cytogenetics of neotropical cichlid fishes (*Nannacara*, *Ivanacara* and *Cleithracara*) indicates evolutionary reduction of diploid chromosome numbers. *Comparative Cytogenetics* 8 (3): 169-183. doi: 10.3897/CompCytogen.v8i3.7279
- HUXLEY, J. 1974. *Evolution. The Modern synthesis*. George Allen & Unwin LTD, London. 617 p.
- IUCN. 2015. International Union for the Conservation of Nature. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1*. <http://www.iucn-redlist.org> (downloaded June 01, 2015).
- JACKSON, R. C. 1971. The karyotype in systematics. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 2: 327-268.
- JEFFREY, W. K. & J. M. FITZSIMONS. 1987. Karyology of three species of Eastern North American Atherinid fishes. *Copeia* 2: 505-509.
- JIMÉNEZ, B. M. L. & G. A. GRACIA. 1995. Evaluación de la pesquería multiespecífica de charales (*Chirostoma* spp., Pisces: Atherinidae) del lago de Patzcuaro, Michoacán, México. *Anales del Instituto de Biología UNAM, serie Zoología* 66 (2): 205-231.
- KING, M. 1993. *Species Evolution: The role of chromosome change*. Cambridge University Press. 336 p.
- KOVACH, W. 1998. *Multi-Variate Statistical Package*. MVSP. Version 3.0.
- Leggatt, R. A. & G. K. Iwama. 2003. Occurrence of polyploidy in the fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 237-246.
- LEVAN, A., K. FREDGA & A. A. SANDBERG. 1964. Nomenclature for centromeric position on chromosomes. *Hereditas* 52: 201-220.
- LYONS J., G. GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, E. SOTO-GALERA & M. GUZMÁN-ARROYO. 1998. Decline of freshwater fishes and fisheries in selected drainages of west-central Mexico. *Fisheries Managements* 23 (4): 10-18.
- MACHORDOM, A. & I. DOADRIO. 2001. Evolutionary history and speciation modes in the cyprinid genus *Barbus*. *Proceedings of the Royal Society of London B* 268: 1297-1306.
- MANK, J. E. & J. C. AVISE. 2006. Phylogenetic conservation of chromosome numbers in Actinopterygian fishes. *Genetica* 127: 321-327.
- MARTINS, I. C., A. L. PORTELLA-CASTRO & H. F. JULIO. 1995. Chromosome analysis of five species of the Cichlidae family (Pisces: Perciformes) from Parana River. *Cytologia* 60: 223-231.
- MATTHEY, R. 1973. The chromosome formulae of eutherian mammals. In: Chiareli, A. B. & E. Capanna (Eds.). *Cytotaxonomy and vertebrate evolution*, Academic Press, New York, pp. 531-616.
- MERLO, M. A., I. CROSS, C. SARASQUETE, J. L. PALAZÓN-FERNÁNDEZ & L. REBORDINOS. 2005. Caracterización cromosómica del pez sapo *Halobatrachus didactylus* (Schneider, 1801) (Teleostei: Batrachoididae) mediante hibridación in situ de fluorescencia. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 21 (1-4): 239-246.
- MERCADO-SILVA, N., J. LYONS, E. DÍAZ-PARDO, A. GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, C. P. ORNELAS-GARCÍA, C. PEDRAZA-LARA & M. J. VANDER ZANDER. 2006. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 533-546.
- MUÑOZ, C., M. NIRCHIO, J. E. PÉREZ, E. RON, C. OLIVEIRA & I. A. FERREIRA. 2006. Cytogenetic characterization of the silverside fish *Odontesthes regia* (Humboldt, 1833) (Teleostei: Atheriniformes: Atherinopsidae) from Iquique, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41 (1): 57-62.
- NAYYAR, R. P. 1966. Karyotype studies in thirteen species of fishes. *Genetica* 37: 78-92.
- NELSON, J. S. 1994. *Fishes of the world*. 3rd ed. New York, John Wiley, Sons, Inc. 600 p.

- OCALEWICZ, K. & S. DOBOSZ. 2009. Karyotype variation in the albino rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)). *Genome* 52: 347-352.
- NOM-059-Semarnat-2010. Norma Oficial Mexicana. Diario Oficial de la Federación, México. Diciembre. 77 pp.
- RAB, P., P. LIEHMAN & M. PROKES. 1983. Karyotype of *Cichlasoma tetracanthum* (Pisces: Cichlidae) from Cuba. *Folia Zoologica* 32: 185-188.
- ROJAS, C. P. M. & Y. L. F. SASSO. 2005. El pescado blanco. *Revista Digital Universitaria* 6 (8): 2-18.
- SALAS, E. & J. BOZA. 1991. Citotaxonomía comparativa de tres especies de *Cichlasoma* (Pisces: Cichlidae) nativas de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 39: 219-224.
- SCHREIER, A. D., B. MAY & D. A. GILLE. 2013. Incidence of spontaneous autopolyploidy in cultured populations of white sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Aquaculture* (416-417): 141-145.
- SCHULTZ, R. J. 1980. Role of polyploidy in the evolution of fishes. In: Lewis, W. H. (Ed.). *Polyploidy: Biological Relevance*. Plenum Press, New York, pp. 313-340.
- SCZEPANSKI, T. S., R. B. NOLETO, D. L. Z. KANTEK, M. C. S. CORTINHAS & M. M. CESTARI. 2007. Classical and molecular cytogenetics of *Atherinella brasiliensis* (Teleostei: Atheriniformes) from South coast of Brazil. *Journal of Fish Biology* 71: 453-460.
- SOBTI, R. C., G. OBE & R. C. ATHWAL. 2002. *Some aspects of chromosome structure and function*. Kluwer Academic Publishers. New Delhi, India. 237 p.
- SOLA, L., G. L. NATILI & S. CATAUDELLA. 1988. Cytogenetical characterization of *Odontesthes bonariensis* (Pisces: Atherinidae), an Argentine species introduced in Italy. *Genetica* 77 (3): 217-224.
- SORIA-BARRETO, M., J. PAULO-MAYA, A. CHACÓN-TORRES & G. SEGURA. 1998. Peces dulceacuícolas mexicanos. *Chirostoma estor* (Pisces: Atherinidae). *Zoología Informa* 38: 33-46.
- SOTO-GALERA, E., E. DÍAZ-PARDO, E. LÓPEZ-LÓPEZ & J. LYONS. 1998. Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 267-276.
- STAT SOFT INC. 2011. *STATISTICA* Version 10.
- STEVEN, L. C. & C. SMITH. 2004. Polyploidy in fishes: patterns and processes. *Biological Journal of the Linnean Society* 82: 431-442.
- Strüssmann, C. A., B. C. Ng, T. Oshiro & F. Takashima. 1993. Triploidy induction in an Atherinid fish, the pejerrey (*Odontesthes bonarensis*). *The Progressive Fish-Culturist* 55 (2): 83-89.
- STRÜSSMANN, C. A., T. AKABA, K. IJIMA, K. YAMAGUCHI, G. YOSHIZAKI & F. TAKASHIMA. 1997. Spontaneous hybridization in the laboratory and genetic markers for the identification of hybrids between two atherinid species, *Odontesthes bonarensis* (Valenciennes, 1835) and *Patagonia hatcheri* (Eigenmann, 1909). *Aquaculture Research* 28: 291-300.
- THOMPSON, K. W. 1979. Cytotaxonomy of 41 species of neotropical Cichlidae. *Copeia* 4: 679-691.
- THIOT-QUIÉVREUX, C. 1994. Chromosomal genetics. In: Beaumont, A. R. (Ed.). *Genetics and Evolution of Aquatic Organisms*. Chapman & Hall, London, pp. 369-423.
- THORGAARD, G. H. 1983. Chromosomal differences among rainbow trout populations. *Copeia* 1983: 650-662.
- TRIPATHY, N. K. & C. C. DAS. 1988. Karyotypes of five Indian Perciform fishes. *Copeia* 1: 231-233.
- URIBE-ALCOCER, M. 1988. The karyotype of three arid catfishes from México. *Genome* 30 (Suppl. 1): 256.
- URIBE-ALCOCER, M., B. L. NÁDER-GARCÍA & N. VALDÉS-MORALES. 1992. The Chromosomes of two Cichlid fishes from México, *Cichlasoma ellioti* and *Cichlasoma trimaculatum*. *Japan Journal Ichthyology* 39 (2): 174-177.
- URIBE-ALCOCER, M., M. C. TÉLLEZ-VARGAS & P. DÍAZ-JAIMES. 1999. Chromosomes of *Cichlasoma istlanum* (Perciformes: Cichlidae) and karyotype comparison of two presumed subspecies. *Revista de Biología Tropical* 47: 1051-1059.
- URIBE-ALCOCER, M., H. OLVERA-GARCÍA & P. DÍAZ-JAIMES. 2002. Karyotype analysis in three species of the genus *Chirostoma* (Atheriniformes, Atherinidae). *Ichthyological Research* 49: 85-88.
- URIBE-ALCOCER, M. & P. DÍAZ-JAIMES. 2003. Análisis cariotípico de un pescado blanco y de dos charales del género *Chirostoma* (Pisces: Atherinopsidae): evolución cariotípica en el Orden Atheriniformes. In: Rojas-Carrillo, P. M. & D. Fuentes-Castellanos (Eds.). *Historia y avances del cultivo de pescado blanco*. Instituto Nacional de Pesca. México, pp. 79-105.
- UYENO, T. & R. R. MILLER. 1973. Chromosomes and the evolution of the Plagopterin fishes (Cyprinidae) of the Colorado River System. *Copeia* 4: 776-787.
- VASIL'EV, V. P. 2009. Mechanisms of polyploid evolution in fish: Polyploidy in Sturgeons. In: Carmona, R., A. Domezain, M. García-Gallego, J. A. Hernando, F. Rodríguez & M. Ruiz-Rejón. (Eds.). *Biology, Conservation and Sustainable Development of Sturgeons*. Springer Science + Business Media B.V., pp. 97-117.
- WARKENTINE, B. E., C. L. SMITH & J. W. RACHLIN. 1987. A reevaluation of the karyotype of the Atlantic silverside *Menidia menidia*. *Copeia* 1: 222-224.
- WHITE, M. J. 1973. *Animal Cytology and Evolution*. 3rd edition University Press, Cambridge, UK, 961 p.
- WHITE, M. J. 1978. Chain processes in chromosomal speciation. *Systematic Zoology* 27 (3): 285-298.
- WHITE, M. J. 1978a. Modes of speciation. Freeman. San Francisco, CA, USA. 455 p.

Recibido: 20 de noviembre de 2015.

Aceptado: 05 de febrero de 2016.

Potencial regenerativo de la estrella de mar *Linckia guildingui*Regenerative potential of the sea star *Linckia guildingui*Yuriria Cortés Rivera¹, Rosa Idalia Hernández², Pablo San Martín del Angel,² Eduardo Zarza Meza¹ y Rodrigo Cuervo González¹¹Laboratorio de Evolución y Embriología, Facultad de Ciencias Biológico y Agropecuarias Universidad Veracruzana. Carretera Tuxpan-Tampico Km 7.5 Tuxpan, Veracruz. 92860, México²Laboratorio de Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Biológico y Agropecuarias Universidad Veracruzana. Carretera Tuxpan-Tampico Km 7.5 Tuxpan, Veracruz. 92860, México
e-mail: rodcuervo@uv.mxCortés Rivera Y., R. I. Hernández, P. San Martín del Angel, E. Zarza Meza y R. Cuervo González. 2016. Potencial regenerativo de la estrella de mar *Linckia guildingui*. Hidrobiológica 26 (1): 103-108.

RESUMEN

Los Asteroideos son una clase del filo Echinodermata que presenta una amplia capacidad de regeneración corporal. Entre las especies con mayor capacidad de regeneración están las del género *Linckia*, que pueden reproducirse asexualmente a partir de fragmentos del brazo sin requerir de una porción del disco central, como ocurre con la mayoría de las estrellas de mar. En el presente trabajo caracterizamos a nivel morfológico e histológico el proceso de regeneración de los brazos de *Linckia guildingui* e hicimos experimentos con fragmentos de diferentes longitudes y geometrías. Determinamos que la formación de una nueva estrella tarda aproximadamente 32 días, que los pequeños brazos de estas estrellas a su vez son capaces de regenerar una nueva estrella y que la regeneración es de tipo morfoláctica. Por la facilidad para mantener a este organismo deuterostomado en cautiverio y por su amplio potencial regenerativo, consideramos que es un buen modelo para estudiar el fenómeno de la regeneración y entender procesos asociados al establecimiento de los ejes corporales.

Palabras claves: *Linckia guildingui*, morfolaxis, regeneración.

ABSTRACT

Asteroidea is a class of Phylum Echinodermata with great capacity for body regeneration. The genera *Linckia* are among the species with higher capacity to regenerate and, in contrast to most sea stars, can reproduce asexually from arm fragments without portions of the central disc. In this article, we characterized the regeneration of *Linckia guildingui* at a morphological and histological level and aimed to understand its regenerative potential. We performed experiments with arm fragments of different size and shape. A star will regenerate anew in 32 days by morphallactic regeneration. We note that sea stars regenerated *de novo* are again able to regenerate a new sea star. The ease with which this deuterostomatous organism can be maintained in a confined state made *L. guildingui* a suitable animal to study the regenerative phenomenon and the processes associated with the establishment of body axes.

Key words: *Linckia guildingui*, morphallaxis, regeneration.

INTRODUCCIÓN

La regeneración es la restitución de alguna estructura corporal dañada o perdida por otra igual que logra recuperar la forma y funcionalidad de la original. También es una estrategia de reproducción asexual en diversos grupos taxonómicos. La regeneración puede ocurrir por medio de dos mecanismos principales, epimorfosis y morfolaxis (Agata *et al.*, 2007). La epimorfosis se caracteriza por la formación de un tejido indiferenciado que forma una estructura transitoria llamada blastema de regeneración y ha sido descrita en platelmintos, moluscos, anfibios y

equinodermos (Ofiuroideos y Crinoideos). La morfolaxis se refiere al tipo de regeneración en que la parte perdida es remplazada por remodelación del tejido adyacente sin la formación de blastema. Esta regeneración ocurre en organismos como las hidras, tunicados y equinodermos (Asteroideos).

La autotomía es una estrategia de defensa común en muchos equinodermos y una forma de reproducción asexual (Candia-Carnevali, 2006). Por lo regular, en la clase Asteroidea la reproducción asexual ocurre mediante la fisión del organismo en dos partes que requieren

porciones del disco central. Pocos géneros como *Coscinasterias* y *Linkia* se reproducen regularmente por autotomía de los brazos sin necesitar alguna parte del disco central (Edmonson, 1935; González-Moran, 2001). *L. guildingii* (Gray, 1840) se distribuye en aguas tropicales poco profundas con excepción de la zona oriental del Pacífico y se caracteriza por tener un pequeño disco central con cinco brazos largos, cilíndricos y de punta roma. Esta especie se alimenta de partículas en suspensión y detritos y se reproduce asexualmente en etapa juvenil y sexual y asexualmente en etapa adulta (Stropes, 2003). Estas características hacen de *L. guildingii* un modelo interesante para estudiar la regeneración como forma de reproducción asexual. En este estudio se aprovecharon estas ventajas para determinar experimentalmente la capacidad regenerativa de esta especie al igual que se ha hecho en otros organismos modelo más conocidos como la planaria y la hidra, en los cuales los primeros experimentos que se hicieron determinaron el tamaño mínimo de un fragmento capaz de regenerar y la relación de los ejes corporales con la regeneración.

MATERIALES Y MÉTODOS

La recolecta de *L. guildingii* se realizó en el arrecife En Medio que forma parte del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (SALT), localizado a 13.5 kilómetros de la desembocadura del Río Tuxpan en el Oeste del Golfo de México (21.45707 N 97.151938 O). Se recolectaron 40 organismos de diferentes tamaños durante los meses de mayo, agosto y octubre del 2013 a una profundidad menor a un metro en la zona de pastos marinos o debajo de roca coralina. Estos organismos se mantuvieron en acuarios equipados con eliminador de proteínas, filtro biológico con piedra coralina y agua de la misma zona arrecifal, la cual se mantuvo a 35 ups pH 8.2 y 26 °C. Dado que las estrellas sobreviven en cautiverio por más de 6 meses y no es necesario administrarles algún alimento en específico toda vez que se mantienen con los detritos y partículas en suspensión que circulan en el acuario, sólo fue importante realizar cambios parciales de agua al acuario semanalmente y suplementarla con fórmulas comerciales de calcio y magnesio para invertebrados marinos.

Para realizar la amputación de los brazos, las estrellas fueron colocadas en una caja petri con agua de mar y con una navaja desechable

para micrótopo se cortaron los brazos transversalmente sujetando con firmeza el brazo a cortar. Los brazos y los discos centrales obtenidos fueron devueltos cuanto antes al acuario donde permanecieron libres. Los brazos en regeneración fueron fijados con formaldehído a diferentes tiempos post-amputación para hacer el análisis histológico. Otro tipo de cortes rectangulares se llevaron a cabo, removiendo la parte proximal y distal del brazo y tomando en cuenta la longitud respecto a su anchura para mantener una relación 1:1 (cuadrados), 2:1, 3:1 4:1 etc. (Tabla 1). Otros brazos fueron cortados en diagonal, en un ángulo de 45° respecto al surco ambulacral. A algunos brazos amputados se les dejó una porción del disco central en forma triangular como rebana-da de pastel. Finalmente otros cortes realizados fueron longitudinales, separando en dos mitades la parte distal de los brazos. Para cada tipo de corte se realizaron al menos cinco repeticiones. Para el análisis histológico las muestras se fijaron con formaldehído al 4% en agua de mar durante 24 hrs, posteriormente se descalcificaron con ácido acético al 10% durante 24 hrs y después se lavaron con agua destilada por 1 hr, para después impregnarlas con una solución de sacarosa al 15% y al 30%. A continuación se colocaron en gel para cortes en congelación durante 24 hrs a temperatura ambiente previo a la congelación para realizar los cortes. Estos se realizaron en un criostato (Microm HM 520) a -25 °C y fueron de 10 µm de grosor. Los cortes fueron colectados en porta objetos previamente cubiertos con poli-L-lisina y procesados para la tinción tricrómica de Masson (Kit H-T15, Sigma-Aldrich).

RESULTADOS

Se observó que estrellas de mar *L. guildingii* de diferentes tamaños, desde 0.5 cm hasta 6.5 cm, tienen la capacidad de regenerar correctamente: el disco central regeneró los brazos amputados y cualquiera de los brazos regeneró una nueva estrella. Por la forma que adquieren estos brazos en regeneración se les conoce como “cometas” (Fig. 1a, b) (Tabla 1). La capacidad para formar un nuevo organismo de forma asexual está presente en organismos muy pequeños aunque en este estudio, no determinamos lo que ocurre con organismos menores a 0.5 cm (ver Fig. 1i). A partir de fragmentos del brazo de diferentes longitudes también se regeneró una nueva estrella (Fig. 1c). Esta capacidad está presente a lo largo de todo el brazo, con excepción de la punta,

Tabla 1. Capacidad regenerativa de diferentes regiones corporales de la estrella de mar *Linkia guildingii*.

Estructura regenerante	Regeneración de una nueva estrella	Regeneración de la parte amputada	Regeneración de dos estrellas
Brazo sin disco central	100%		
Disco central		100%	
Fragmento cuadrado 1:1	0%		
Fragmento rectangular 2:1	84.7%		15.3%
Fragmento rectangular 3:1	100%		
Punta del brazo	0%		
Fragmento longitudinal unido al disco central	0%	100%	
Brazo pequeño regenerado <i>de novo</i>	100%		



Figuras 1a-m. Distintos tipos de cortes hechos para explorar el potencial regenerativo de *L. guildingii*. a) "Cometas" provenientes de brazos de diferentes tamaños. b) Discos centrales en regeneración. c) Cometas de fragmentos de diferente longitud. d) Fragmentos rectangulares. e) Fragmentos cuadrados, incapaces de regenerar. f) Cortes en forma triangular con un fragmento de disco central. g) Cortes diagonales regeneraron organismos orientados perpendicularmente. h) Cortes longitudinales que no formaron nuevos organismos. i) Estrella después de 40 días. j) Estrella separada del brazo original, la flecha señala un nuevo brazo. k) Puntas en regeneración indicadas por flechas. l) Pequeños brazos regenerados *de novo*. m) Nueva estrella después de 32 días, la flecha indica la boca. Barra de escala: 2 cm.

pues fragmentos de la parte más distal, donde se adelgaza el brazo, no lograron regenerar y murieron. Después de 32 días empezaron a notarse a simple vista los nuevos organismos en el extremo proximal de los brazos, aunque fueron más notorios después de 40 días post amputación (Fig. 1i).

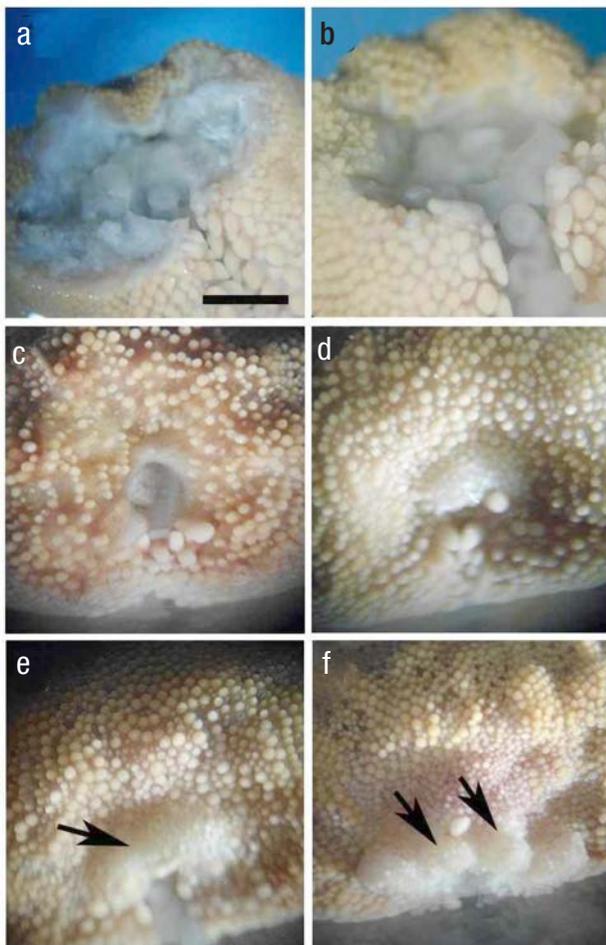
También se determinó lo que ocurría con fragmentos del brazo amputados distal y proximalmente. Se observó que a partir de fragmentos rectangulares de diferentes longitudes, se regenera la punta faltante en el lado distal y una nueva estrella en el lado proximal (Fig. 1d). En ocasiones se observó que fragmentos rectangulares de un poco menos del doble de largo que de ancho, regeneraron en dos estrellas, una en cada extremo (15.3%, n=20) (Fig. 1d) (Tabla 1), pero en ningún caso se observó que regeneraran puntas en ambos extremos. Sin embargo, los fragmentos cuadrados no lograron regenerar y aunque permanecieron vivos por algunos días, terminaron fragmentándose y muriendo (Fig. 1e). Estos resultados nos indican que hay un tamaño mínimo del brazo, que debe ser de al menos el doble de largo que de ancho, capaz de regenerar correctamente un nuevo individuo sin que existan errores para interpretar el eje proximal-distal correctamente.

Se realizaron otros tipos de cortes para explorar cómo se interpreta en la regeneración el eje proximal-distal, encontrándose que los brazos

amputados que incluían una porción del disco central en forma triangular y cuyo vértice era la boca original, logran regenerar una estrella en la parte distal faltante y la boca de la nueva estrella se posiciona justo tomando como referencia el inicio del surco ambulacral (Fig. 1f). En cambio los cortes en diagonal que no incluían parte del disco central, regeneraron en una nueva estrella perpendicular al eje proximal-distal, sin embargo la nueva boca también surge con referencia al surco ambulacral del brazo (Fig. 2g). Además se realizaron cortes longitudinales a lo largo del surco ambulacral separados del disco central, sin embargo estas mitades no sobrevivieron más de tres días. Por ello realizamos cortes longitudinales pero sin separarlos del disco, encontrando que estos casos no se formaron nuevas estrellas, sino que solamente ocurrió la regeneración de la mitad faltante (Fig. 1h). Con el estudio se determinó también que las nuevas estrellas que se forman en la parte distal de un brazo pueden sobrevivir si se les separa del mismo (Fig. 1i). En estos casos la pequeña estrella vuelve a regenerar un nuevo brazo en el sitio donde estaba el original (Fig. 1j). Estas estrellas a su vez mantiene la capacidad de regenerar los brazos que se le amputan (Fig. 1k), y los pequeños brazos (Fig. 1l) a su vez son capaces de regenerar una nueva estrella aún más pequeña (Fig. 1m) (Tabla 1). Sorprendentemente el proceso para formar una nueva estrella a partir tanto de brazos pequeños como grandes toma el mismo tiempo, alrededor de

32 días. Los experimentos realizados muestran que la regeneración de una nueva estrella ocurre siempre tomando como referencia el surco ambulacral y que la capacidad para generar un segundo nuevo individuo puede ocurrir a partir de los 32 días, cuando los nuevos brazos ya tienen un surco ambulacral bien definido.

Durante estos eventos de regeneración no se observó la formación de tejido indiferenciado o blastema de regeneración y para confirmarlo, hicimos un seguimiento más detallado del proceso de regeneración con cortes histológicos, observando lo siguiente: en el momento posterior a la amputación del brazo, se observa la cavidad celómica del mismo totalmente expuesta al agua de mar (Fig. 2a). Después de unas horas se aprecia la contracción de la epidermis y de la región alrededor de la herida (Fig. 2b). Internamente esta contracción genera que las placas ambulacrales más cercanas a la herida entren en contacto con el techo de la cavidad celómica, que se caracteriza por tener una abundante acumulación de tejido conectivo, justo debajo de las placas carinales



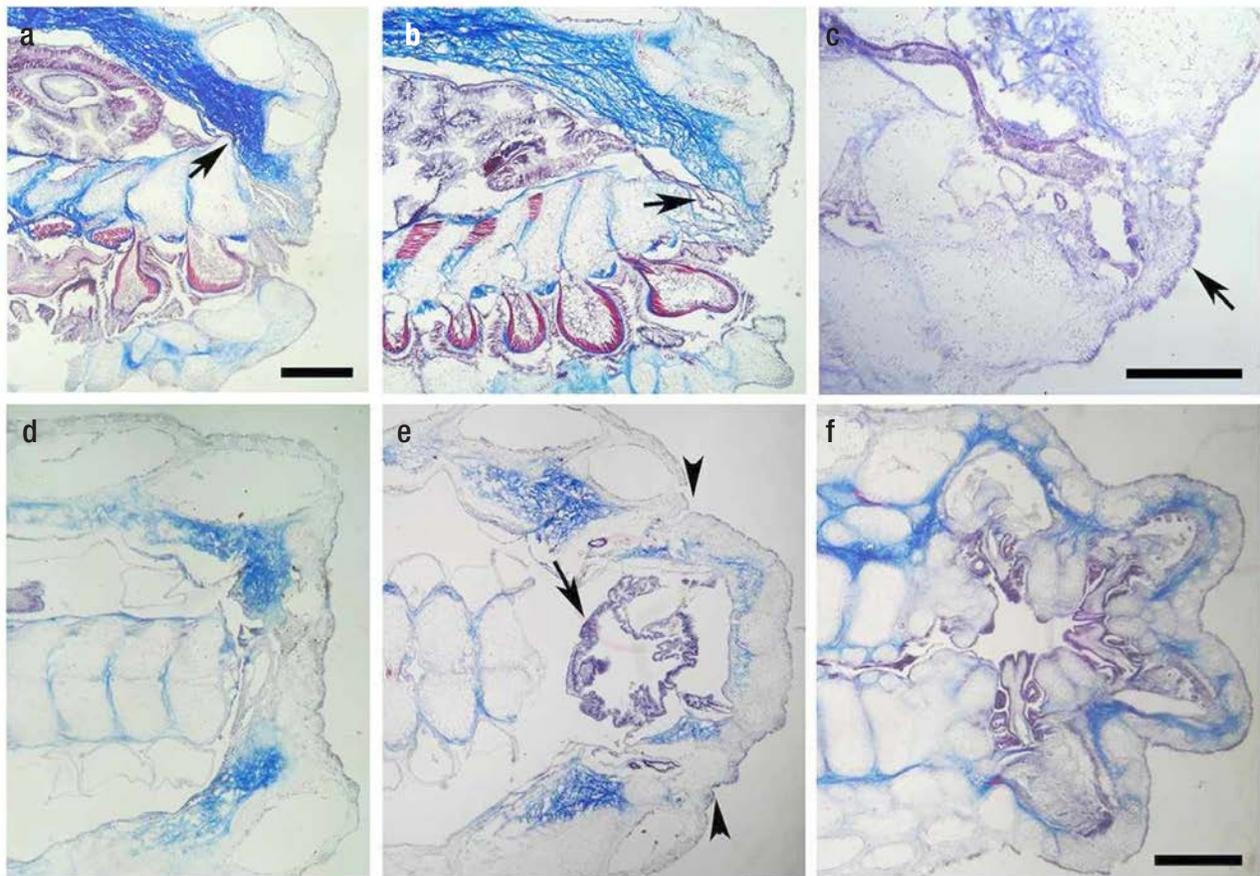
Figuras 2a-f. Apariencia externa del proceso de regeneración a lo largo de 32 días. a) Cavitad celómica expuesta. b) Contracción de la herida. c) Una semana después la contracción de la epidermis se ha recubierto la zona amputada. d) Hacia el día 14 se observa tejido nuevo de color claro arriba del surco ambulacral. e) Tejido nuevo en el día 20; la flecha señala el nuevo disco central. f) Nuevos brazos, señalados por flechas, son evidentes hacia el día 32. Barra de escala: 2.5 mm.

(Fig. 3a). Este contacto limita la entrada de agua al interior del brazo. El proceso de cerrado de la herida es lento (Fig. 2c, 3d) y hacia el día 14 el crecimiento de la epidermis sobre la herida es más notorio (Fig. 3d). Para el día 20 la nueva epidermis cubre totalmente la herida y se aprecia una protuberancia de tejido nuevo de color más claro por encima del surco ambulacral (Fig. 3e). Dentro del organismo ocurre la elongación y ramificación del ciego pilórico desde el sitio de angostamiento (donde las placas ambulacrales contactaron el techo del celoma) en dirección hacia donde se están formando los nuevos brazos (Fig. 3b-c). Hacia los días 22 a 26 este abultamiento de tejido nuevo adquiere un color marrón claro y aumenta de tamaño prefigurando el disco central de la nueva estrella (Fig. 3e). Alrededor del día 32 es que se observan las puntas de la nueva estrella proyectándose desde el nuevo disco central (Fig. 2f, 3f). Después del día 35 hay un aumento de tamaño del estómago cardíaco y los ciegos pilóricos aparecen bien delimitados dentro de la cavidad celómica de cada brazo. El análisis de los cortes histológicos mostró que este tipo de regeneración es de tipo morfoláctica, puesto que en ningún momento del proceso se apreciaron células de tipo mesenquimático indiferenciadas formando un blastema. Únicamente hay remodelación de los tejidos adyacentes, mismos que crecen lentamente formando el primordio del disco, a partir del cual en pocos días surgen los brazos de una nueva estrella.

DISCUSIÓN

El potencial para regenerar en los metazoarios ha sido explicado a través de un modelo de “barras y estrellas” en el que se ordenan diversos organismos dependiendo de su mayor o menor capacidad regenerativa (Rinkevich y Rinkevich, 2013). Por el lado de las barras están los organismos que solamente pueden regenerar partes del soma y no la línea germinal y que además no tienen células adultas troncales totipotentes. Por el lado de las estrellas están los seres con capacidad para regenerar tanto el soma como la línea germinal, tienen la capacidad de restablecer los ejes corporales y presentan células troncales totipotentes adultas. Los datos mostrados indican que *L. guildinguii* pertenece a este último grupo de organismos. Aunque la temperatura puede influir la velocidad de regeneración, en general las estrellas de mar se regeneran más lentamente comparadas con las ofiuras. Por ejemplo, para el caso de la ofiura *Ophiothrix lineata* (Lyman, 1860), la regeneración del brazo ocurre en poco menos de 10 días (Alarcón *et al.*, 2013). A pesar de que en ambas clases el desprendimiento de los brazos ocurre por autotomía, una diferencia importante es que las ofiuras presentan regeneración epimórfica y forman rápidamente un blastema de regeneración, sin embargo hasta el momento no se conoce alguna especie que a partir del brazo perdido, regenere un nuevo organismo como ocurre en los Asteroideos.

A pesar de la sorprendente capacidad de regeneración del género *Linckia*, no se había explorado en detalle la capacidad de regeneración en este organismo deuterostomado de simetría radial secundaria. Organismos protostomados como las planarias (bilaterales) e hidras (radiales), han sido modelos importantes para estudiar la regeneración y reproducción asexual. Así, los primeros estudios hechos con estos organismos se enfocaron en entender cómo se restablecen los patrones corporales y en determinar cuál era el tamaño mínimo de un fragmento capaz de regenerar un organismo completo (Lenhoff & Lenhoff, 1986; Reddien & Sánchez-Alvarado, 2004). Uno de los fenotipos más interesantes que observamos fue la regeneración de dos estrellas a partir



Figuras 3a-f. Tinción tricrómica del proceso de regeneración en cortes longitudinales a lo largo del surco ambulacral, d, e, f. a) Contracción de la herida y contacto de las placas ambulacrales con el techo de la cavidad celómica abundante en colágeno (flecha). Barra de escala: 500 μm . b) Día 20, extensión de los nuevos ciegos pilóricos. c) Día 22, tejido nuevo que prefigura el disco central (flecha). Barra de escala: 250 μm . d) Día 14, herida epitelizada. e) Día 26, se aprecia el nuevo disco central indicado por las cabezas de flecha. La flecha señala al estómago cardiaco. f) Día 32, los nuevos brazos están completamente formados. Barra de escala: 500 μm . En todas las imágenes la parte proximal está hacia el lado derecho.

de fragmentos rectangulares cortos. Podríamos hacer una analogía de este tipo de regeneración con la conocida como “Janus heads” en planarias, en la que fragmentos cortos anteriores regeneran dos cabezas en ambos extremos (Morgan, 1898). Este tipo de alteración indica que se requiere de una longitud de al menos el doble de largo respecto a lo ancho para que se especifique correctamente la polaridad de las partes a regenerar. *L. guildinguii* tiene una menor capacidad para regenerar que la planaria, pues no es capaz de formar nuevos organismos a partir de segmentos longitudinales del brazo. Aún así, pocos organismos presentan una capacidad de regeneración tan notable y esta especie además puede producir nuevamente un organismo a partir de pequeños brazos apenas diferenciados.

Durante la regeneración es necesario que solamente se regenere la parte que se perdió y que se mantenga la correcta identidad y disposición espacial original. En el caso de la regeneración que da origen a un nuevo organismo, deben redefinirse todos los ejes corporales. La formación de los ejes corporales se ha estudiado principalmente durante el desarrollo embrionario pero poco se sabe de cómo ocurre post-embrionariamente (Cuervo & Chimal-Monroy, 2013). Un hallazgo

importante del presente trabajo es que poco después de la amputación del brazo y de la contracción de la herida, las placas ambulacrales se juntan con el techo de la cavidad celómica generando un angostamiento en dirección oral-aboral justo en medio, sobre el surco ambulacral. En este momento la simetría del brazo es bilateral con un eje proximal-distal (Ji *et al.*, 2012), sin embargo debe ocurrir en algún momento, previo a la regeneración, el restablecimiento de las señales moleculares y procesos que permitan redefinir un eje penta radial en ese sitio para poder dar inicio al nuevo organismo. Nuestros resultados sugieren que este sitio de angostamiento, es el sitio clave donde debe ocurrir la redefinición de ejes para establecer el punto a partir del cual se formará la boca como centro de la simetría radial del nuevo individuo (ver Fig. 3e).

Estudiar la formación de los ejes corporales a nivel molecular es factible con este modelo de regeneración comparando los extremos distal y proximal utilizando las nuevas tecnologías de secuenciación. Con estrategias como ésta se empezaría a entender cómo es que se establecen los ejes corporales en este organismo de simetría radial secundaria, que en un inicio proviene de una larva bilateral.

AGRADECIMIENTOS

RCG agradece el financiamiento obtenido mediante el programa "apoyo a profesores con perfil deseable 2014", PRODEP DSA/103.5/14/7021 ID. Solicitud: 144600. También agradece a la SAGARPA por el permiso de pesca de fomento No. PPF/DGOP-063/14.

REFERENCIAS

- AGATA, K., Y. SAITO & E. NAKAJIMA. 2007. Unifying principles of regeneration I: Epimorphosis versus morphallaxis. *Development Growth and Differentiation* 49: 73-78.
- ALARCÓN-REYES, Y. E., E. ZARZA-MEZA, P. SAN MARTÍN-DEL ÁNGEL, R. I. HERNÁNDEZ-HERRERA & R. CUERVO. 2013. Caracterización de la regeneración del brazo de la ofiura *Ophiothrix lineate* (Lyman, 1860). *Investigación en Discapacidad* 2 (3): 103-109.
- CANDIA-CARNEVALI, M. D. 2006. Regeneration in Echinoderms: repair, re-growth, cloning. *Invertebrate Survival Journal* 3 (1): 64-76.
- CUERVO, R. & J. CHIMAL-MONROY. 2013. Chemical activation of RAR β induces post-embryonically bilateral limb duplication during *Xenopus* limb regeneration. *Scientific Reports* 3 (1886): 1-5.
- EDMONSON, C. H. 1935. Autotomy and regeneration in Hawaiian starfishes. *Bernice P. Bishop Museum Occasional Papers* 11 (8): 3-20.
- GONZÁLEZ-MORÁN, M. G. 2001. Capacidad regenerativa en el reino animal. *ContactoS* 40: 37-46.
- Ji, C., Wu, L., Zhao, W., Wang, S. & J. Ly. 2012. Echinoderms have bilateral tendencies. *Plos ONE* 7(1): 1-6.
- LENHOFF, S. G. & H. M. LENHOFF. 1986. *Hydra and the Birth of Experimental Biology: Abraham Trembley's Memoirs Concerning the Natural History of a Type of Freshwater Polyp with Arms Shaped like Horns*. The Boxwood Press, Pacific Grove, CA. 192 p.
- MORGAN, T. H. 1898. Experimental studies of the regeneration of *Planaria maculata*. *Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen* 7: 364-39.
- REDDIEN, P. W. & S. SÁNCHEZ-ALVARADO. 2004. Fundamentals of planarian regeneration. *Annual Review of Cell and Developmental Biology* 20: 725-757.
- RINKEVICH, B. & Y. RINKEVICH. 2013. The "Star and Stripes" metaphor for animal regeneration-elucidating two fundamental strategies along a continuum. *Cells* 2: 1-18.
- STROPES, A. 2003. "*Linckia guildingii*" (On-line), Animal Diversity Web. Accessed November 04, 2015. Available online at: http://animaldiversity.org/accounts/Linckia_guildingii/

Recibido: 10 de octubre de 2015.

Aceptado: 18 de abril de 2016.

Variación espacial de la calidad del agua para uso agrícola del acuífero costero del Valle del Mayo, Sonora, México

Spatial variation of water quality for irrigation in the coastal Mayo Valley aquifer, Sonora, Mexico

Diego Armando Martínez Cruz¹, Jesús Chávez Morales¹, Angel Bustamante González², Óscar Luis Palacios Vélez¹,
Ma. De Lourdes de la Isla de Bauer¹ y Leonardo Tijerina Chávez¹

¹Postgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México- Texcoco, km 36.5, Montecillo, Edo. de México, 56230, México

²Colegio de Postgraduados, Campus Puebla. Boulevard Forjadores de Puebla No. 205, Santiago Momoxpam, Municipio San Pedro Cholula, Puebla. 72760, México
e-mail: ciambiental1@gmail.com

Martínez Cruz D. A., J. Chávez Morales, A. Bustamante González, O. L. Palacios Vélez, M. L. de la Isla de Bauer y L. Tijerina Chávez. 2016. Variación espacial de la calidad del agua para uso agrícola, del acuífero costero del Valle del Mayo, Sonora, México. *Hidrobiológica* 26 (1): 109-119.

RESUMEN

En este estudio se determinaron los patrones hidroquímicos presentes en el acuífero del Valle del Mayo, en el área del Distrito de Riego Río Mayo y se identificaron los factores que influyen en su distribución espacial a fin de identificar los procesos que afectan la calidad del agua en el acuífero para uso agrícola. Se clasificó la información físico-química de 54 pozos georeferenciados, para el periodo 2005 al 2007, en el diagrama de Piper y se realizó un análisis de componentes principales (PCA). La aplicación del método hidroquímico y el (PCA), permitieron identificar los patrones hidroquímicos presentes en el acuífero y los factores que los originan. En las cercanías del Río Mayo las aguas corresponden al tipo bicarbonatadas magnésicas-cálcicas, indicando aguas con poco tiempo de residencia. En la parte norte del acuífero predominaron las muestras sulfatadas, resultado de la circulación del agua por depósitos sedimentarios evaporíticos. En el centro-sur el agua es del tipo clorurada sódica principalmente.

Palabras clave: Acuífero, agua subterránea, calidad del agua, caracterización hidroquímica, Valle del Mayo.

ABSTRACT

In this study the hydrochemical patterns of the Mayo River aquifer, in the Mayo River Irrigation District, and the factors determining the spatial distribution of the water quality for irrigation were determined. Physicochemical information, from 2005 to 2007, of 54 georeference wells was classified in the Piper diagram and principal component analysis (PCA). The use of the hydrochemical method and PCA allowed to identify the existing hydrochemical patterns and the factors that influence them. Close to Mayo riverbed waters were classified as magnesium-calcium bicarbonate, indicating short term resident time of water. North of the aquifer sulfate samples dominated, as a result of water circulation on sedimentary evaporite deposits. In the southcentral area most waters were saline-sodic.

Key words: Aquifer, groundwater, hydro-chemical characterization, Mayo Valley, water quality.

INTRODUCCIÓN

En el noroeste de México, en la cuenca hidrológica del Río Mayo, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2009), estableció que el acuífero principal y de mayor interés práctico es el del Valle del Mayo. En el área que ocupa este acuífero se ha desarrollado intensivamente la agricultura de riego, mediante la operación del Distrito de Riego Río Mayo (DR 038). En esta zona se practica la mayor explotación de agua subterránea y actualmente ya se alcanzó el relleno aluvial con las perforaciones más profundas (450 m) (PLANIMEX, 1970).

Las características geológicas del subsuelo y el comportamiento de la variación de la carga hidráulica en el tiempo, en pozos de bombeo, al igual que observaciones realizadas durante diversas pruebas de bombeo, indican que el medio hidrogeológico del área de estudio corresponde a un sistema granular y fracturado, de comportamiento hidráulicamente libre, y con características heterogéneas y anisótropas (PLANIMEX, 1970). En esta región, el agua subterránea se mueve en general desde el norte y noroeste hacia el suroeste. La profundidad a la que se encuentra el nivel freático del acuífero varía de 5 a 30 m, mientras que su espesor saturado es del orden de los 100 a 140 m de agua no-salina (CONAGUA, 2009).

El acuífero del Valle del Mayo está ubicado en la región árida del estado de Sonora. Debido a los limitados escurrimientos superficiales, es la principal fuente de agua para uso urbano e industrial y es fundamental para la producción agrícola del DR 038. La calidad del agua en el acuífero ha disminuido por problemas de salinidad debido a la sobreexplotación y a la intrusión de agua marina, así como por la contaminación con metales pesados y agroquímicos derivado de actividades antropogénicas (CONAGUA, 2003). La calidad del agua en una región agrícola es un factor importante que repercute en la sustentabilidad de esa actividad, debido a que una baja calidad en este recurso, reduce los rendimientos y causa toxicidad en los cultivos.

Estudios sobre la calidad del agua subterránea establecen que en el acuífero Valle del Mayo predomina el agua de calidad tolerable, y puede hallarse agua del tipo dulce como salada. Los mayores contenidos de sólidos disueltos totales (STD) se ubican en el centro del valle y exceden los 3,000 mg/L (INEGI, 1993). Canales-Elorduy & Robles-Contreras (1997) encontraron 4,000 mg/L en pozos exploratorios profundos y 90,000 mg/L en pozos de la línea costera, cerca de Yávaros.

La calidad del agua está regida por sus características físicas, químicas y biológicas, las cuales sirven para evaluar su aceptabilidad de acuerdo al uso que se le da. Por lo tanto, la calidad del agua está en función del uso destinado y de los parámetros que se empleen para medir tales características (Chapman, 1996). En la evaluación de calidad del agua para uso agrícola se utilizan generalmente los criterios propuestos por la FAO (Ayers & Westcott 1985).

La hidroquímica de un acuífero está determinada por procesos naturales como la precipitación, la depositación atmosférica de sales, la evapotranspiración, las interacciones agua-roca/suelo y las actividades antropogénicas. Tanto los procesos naturales como los antropogénicos

varían en tiempo y en espacio, lo cual resulta en variaciones hidroquímicas espaciales y temporales en una región (Machiwal & Jha, 2015). El acuífero del Río Mayo es afectado por factores naturales y antropogénicos, principalmente por la agricultura de irrigación y dado que es un acuífero costero, tiene también un alto riesgo de intrusión salina (CONAGUA, 2003). Además es un acuífero aluvial con zonas permeables y con niveles estáticos someros, que lo hacen vulnerable a la contaminación (Martínez- Cruz, 2015).

Esta investigación tuvo como objetivo determinar los patrones hidroquímicos presentes en el acuífero del Valle del Mayo, así como los factores que influyen en su distribución espacial, con el propósito de identificar los procesos que afectan la calidad del agua en el acuífero para su uso agrícola utilizando el diagrama de Piper y la técnica estadística de análisis de componentes principales (PCA). La información obtenida contribuirá y dará soporte a la toma de decisiones para la protección y manejo adecuado del agua del acuífero.

MATERIALES Y MÉTODOS

Marco físico del área de estudio. El área de estudio fue el Distrito de Riego 038, Río Mayo, Sonora, localizado en la porción sureste del acuífero del Valle del Mayo. Dicho acuífero forma parte de la región administrativa número dos del Organismo de Cuenca del Noroeste (OCNO) de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Se ubica entre los paralelos 26°45' y 27°15' LN, y los meridianos 109°30' y 110°00' LO, y abarca los municipios de Navojoa, Etchojoa y Huatabampo (Fig. 1). Sus límites son, al norte con el Distrito de Riego 041 Río Yaqui, al este con la Sierra Madre Occidental, al sur con el Estado de Sinaloa y al oeste con el Golfo de California (INEGI, 1993; Canales-Elorduy & Robles-Contreras, 1997).



Figura 1. Localización del área de estudio (Valle del río Mayo, en el Distrito de Riego 038, Sonora, México) .

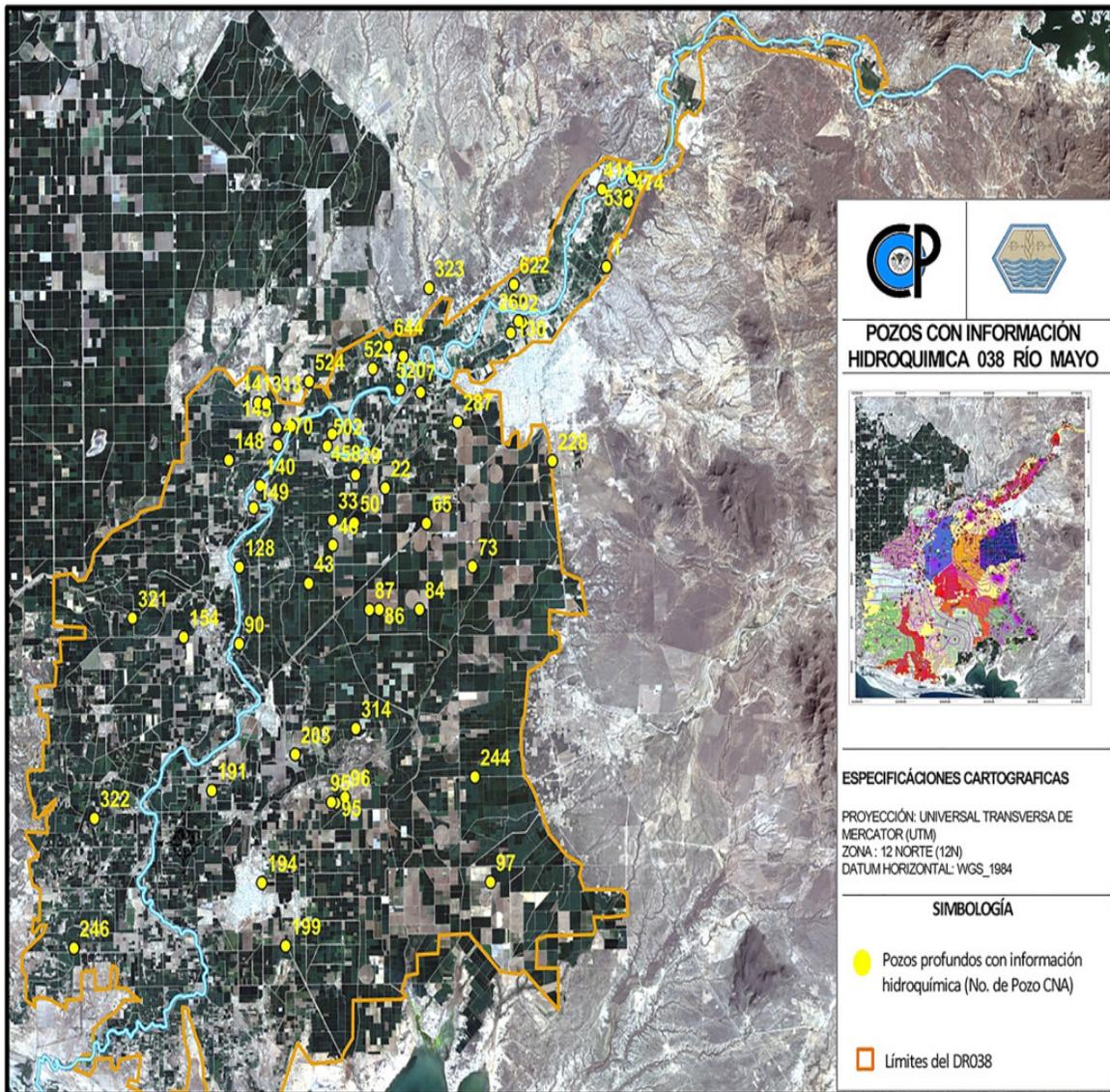


Figura 2. Pozos con información hidroquímica en la zona del Valle del Mayo, Sonora, México.

El clima predominante, por su grado de humedad, varía de muy seco a semiseco; y por su temperatura, de muy cálido a semicálido en la mayor parte del área. La temperatura media anual oscila entre 20 y 22°C, registrándose la más elevada en el oeste y en las cañadas del Río Mayo y la más baja en el este, donde el relieve es montañoso. La evaporación potencial es del orden de 2,400 mm. La precipitación media anual fluctúa de 200 a 400 mm en la parte baja de la cuenca y de 750 mm en la parte alta, localizada en la Sierra Madre Occidental (CONAGUA, 2009). Los aridosoles son los suelos predominantes en la región, aunque en el área del Distrito del Río Mayo, predominan los entisoles (fluevents). En la parte alta del Distrito se encuentran algunos inceptisoles. En general los suelos son profundos, con texturas que van de arcilla a franco arcillosa, aunque se encuentran texturas arenosas en los suelos ubicados a lo largo del cauce del río Mayo (CONAGUA, 2005).

En el área del Distrito 038 la mayor superficie se destina al uso agrícola, por lo que la vegetación nativa se ha reducido considerablemente. Los principales cultivos del ciclo otoño-invierno en el Distrito son trigo, maíz y cártamo y para el ciclo primavera-verano son algodón, maíz y cártamo. La vegetación nativa se compone de matorrales arbo-crasicualescentes, árboles bajos, arbustos medios y algunas cactáceas (CONAGUA, 2005).

Muestreo. Se obtuvo información hidroquímica de 54 pozos profundos a partir de información disponible en la Comisión Nacional del Agua y también del análisis de muestras tomadas en campo durante los años 2005 al 2007. La ubicación y distribución de los pozos utilizados con información hidrológica y de calidad del agua, se observan en la Figura 2. Para la recolección de las muestras, primero se bombeó el pozo durante unos minutos, para así obtener agua representativa

del acuífero. La muestra se almacenó en un recipiente de polietileno de 500 ml y se llevó al laboratorio siguiendo los procedimientos de muestreo establecidos (APHA, 1998 y Brown *et al.*, 1983).

Procedimientos analíticos. Los análisis fisicoquímicos fueron llevados a cabo en el laboratorio de la Dirección Técnica del Organismo de Cuenca Noroeste de la CONAGUA y en el laboratorio de Ciencias Ambientales del Posgrado en Hidrociencias del Colegio de Postgraduados. Se realizaron los procedimientos analíticos presentados en la Tabla 1. La determinación de la conductividad eléctrica y del pH se realizó en campo, con un equipo Hanna HI98130, el cual fue calibrado previamente. Después de determinar los iones principales, se realizó un balance

de cationes y aniones en términos de equivalentes químicos (Eq), para corroborar el grado de precisión de los análisis químicos (APHA, 1998), mediante la siguiente ecuación:

$$e = (\Sigma \text{ cationes} - \Sigma \text{ aniones}) / \Sigma \text{ cationes} + \Sigma \text{ aniones}) * 100.$$

Donde e= Porcentaje de error de balance iónico;

Σ cationes= Suma de cationes en (Eq), y

Σ aniones= Suma de aniones en (Eq).

Cincuenta muestras de las cincuenta y cuatro incluidas en el estudio, cumplieron con un error de balance iónico aceptable ($\leq 5\%$).

Tabla 1. Procedimientos analíticos y equipos utilizados en la determinación de parámetros de calidad de agua de pozos del acuífero del Valle del río Mayo, Sonora, México (2005-2007)

Variable	Procedimiento	Equipo(s) de análisis
pH	Método As-02, Electrométrico	Potenciómetro
CE (dS/m)	Método As-18, Electrométrico	Conductímetro
Cationes (meq L ⁻¹) [Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺]	Método AS-19	Espectrofotómetro de absorción. Atómica (ICP) y espectrofotómetro de flama
Aniones (meq L ⁻¹) [Cl ⁻ , CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ y SO ₄ ²⁻]	Método As-20, Titulación volumétrica y turbidimetría	Equipo básico de laboratorio y Automated ion analyzer (FIA)
N-NO ₃ ⁻	Método AS-08, Kjeldahl	Automated ion analyzer (FIA)

dS= Decisiemens.

Clasificación hidroquímica mediante el diagrama de Piper. Los diagramas de Piper (Piper, 1944) muestran la concentración relativa de los iones fundamentales en equivalentes químicos, cationes (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) y aniones (Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻). Previo a la proyección de las muestras en el diagrama de Piper, éstas se agruparon en tres zonas considerando los cambios en el nivel estático (Luque, 2013) y la variación en la geología (CONAGUA, 2009), factores que influyen en la hidroquímica del acuífero. Se observó que sobre el cauce del río y la porción del centro hacia la costa, se presentan los mayores niveles estáticos. Con respecto a la geología, se reconoció una estratigrafía diferente en el noreste del acuífero con respecto al sureste del mismo. El Grupo 1, denominado cercanías del Río Mayo, agrupó a las muestras provenientes de los pozos situados a una distancia de influencia de 400m hacia ambos lados del cauce del río; los pozos situados a partir de la cota 14 m hacia el noreste, se clasificaron como parte norte (Grupo 2), y los pozos de la cota 14 m hacia el sureste se clasificaron como zona centro sur (Grupo 3). El número de pozos que correspondió a los grupos 1, 2 y 3 fueron 12, 12 y 30, respectivamente. La Figura 3 muestra la distribución espacial de tales grupos.

Correlación estadística y análisis multivariado de parámetros. Se empleó la técnica de análisis de componentes principales (PCA) para el agrupamiento estadístico hidroquímico de las muestras. Dicha técnica ha sido utilizada en varios estudios para la clasificación efectiva de muestras de agua (Raiber *et al.*, 2012; Woocay & Walton, 2008). A partir

de las variables o parámetros de calidad de agua existentes, se forman nuevas variables o componentes principales (PC), siendo los más importantes los que explican la mayor parte de la varianza en el conjunto de datos; mientras que el número de PC formados, indica el número total de posibles fuentes de variación en la calidad del acuífero (Charfi *et al.*, 2013). En la selección de los componentes principales se empleó el valor eigen el cual debe ser mayor a uno, una vez rotada la matriz por el método varimax (Kim & Mueller, 1987). En la selección de las variables de cada componente se siguieron los criterios establecidos en Liu *et al.* (2003); de esta manera sólo se asociaron aquellas variables que estuvieran correlacionadas al componente de muy fuerte y moderadamente, considerando la clasificación de coeficientes de correlación de acuerdo a los siguientes valores: muy fuerte (>0.75), moderado (0.75-0.50) y débil (0.50-0.30).

Antes de iniciar el análisis multivariado, se determinó si la distribución de los parámetros se ajustaban a la log-normal por medio de la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov, debido a que las pruebas requieren una distribución log normal (Shrestha & Kazama, 2007). Este test indicó que los parámetros hidroquímicos de las muestras tuvieron una distribución log-normal (p -value <0.05).

Uno de los primeros pasos al efectuar el PCA fue realizar una matriz de correlaciones, ya que esta técnica requiere que las variables tengan fuertes correlaciones entre sí (Lawrence & Upchurch, 1982). Se utilizó la correlación de rangos de Spearman para caracterizar y cuantificar

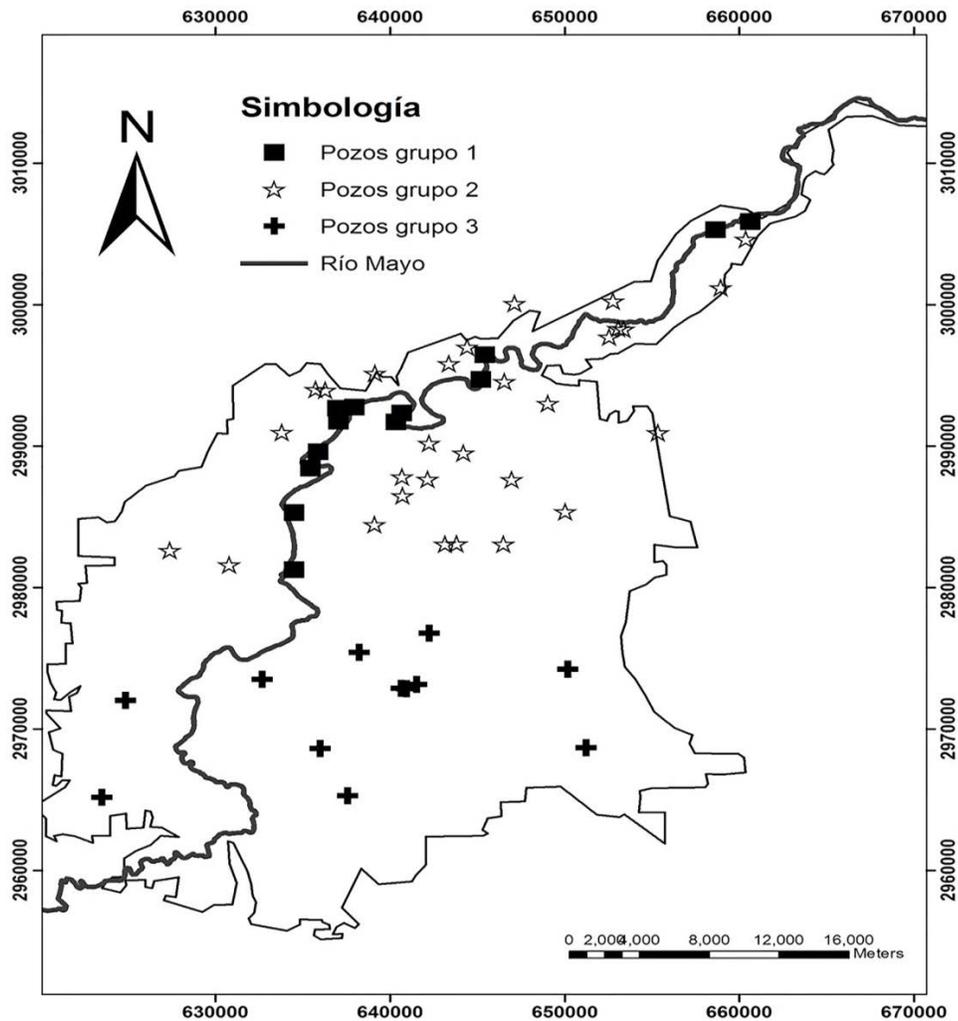


Figura 3. Distribución espacial de la clasificación por grupos de los pozos del acuífero del Valle del Mayo.

la relación entre los parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras del acuífero. Las rutinas para determinar los estadísticos descriptivos, la distribución de las variables, la matrices de correlación, el análisis multivariado y los gráficos de PCA se corrieron en el programa estadístico R package versión 2.15.2.

Índices de salinidad. De acuerdo con Palacios-Vélez y Aceves-Navarro (1970) en la evaluación de la salinidad para su uso agrícola, los criterios de salinidad determinan el riesgo de que el uso de agua ocasione altas concentraciones de sales, con el correspondiente efecto osmótico y disminución del rendimiento de los cultivos. Por otra parte, también establecen que los criterios de sodicidad indican el riesgo de que se induzca un elevado porcentaje de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de la estructura del suelo y una reducción severa en la tasa de infiltración del agua en el suelo. Por ello se evaluaron los niveles de salinidad mediante los sólidos disueltos totales (SDT), la relación de adsorción de sodio (RAS) y se consideraron los criterios para la interpretación de la calidad del agua para su uso agrícola de la FAO presentados por Ayers y Westcot (1985).

Variación espacial de la calidad del agua. La georeferenciación de los pozos permitió la localización espacial en el acuífero de los tipos hidroquímicos determinados en el acuífero. También permitió generar capas de isoconcentraciones para la representación de la distribución espacial de las variables. Se utilizaron métodos de interpolación determinísticos (IDW) y geoestadísticos (Krigin), mediante el software Arcmap 9.3.

RESULTADOS

La Tabla 2 presenta los estadísticos descriptivos determinados en las muestras de agua de los pozos del acuífero. Los sólidos disueltos totales y la conductividad eléctrica variaron en un rango de 164 mg/L a 5339 mg/L y 0.23 dS/m a 6.85 dS/m respectivamente. El orden de abundancia de los cationes en el acuífero fue el siguiente $Ca^{2+} > Na^{+} > Mg^{2+}$ y para aniones $SO_4^{2-} > HCO_3^{-} > Cl^{-} > CO_3^{2-} > NO_3^{-}$. Las grandes variaciones en estos parámetros son el resultado de la incorporación de sales por la irrigación y la intrusión de agua salina que afecta a ciertas áreas del acuífero.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos de muestras de agua del acuífero del Valle del Mayo, Sonora, México.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	D.E
pH	5.90	8.84	7.10	0.83
SDT (mg/L)	164	5339	1122.46	1142
C.E (dS/m)	0.23	6.85	2.02	2.88
Ca ²⁺ (meq/L)	0.52	29.05	6.69	5.50
Mg ²⁺ (meq/L)	0.10	18.90	4.84	4.54
Na ⁺ (meq/L)	0.75	23.51	7.20	6.78
CO ₃ ²⁻ (meq/L)	0.00**	6.25	0.65	0.90
HCO ₃ ⁻ (meq/L)	0.27	14.59	2.90	2.30
Cl ⁻ (meq/L)	0.52	52.45	11.87	9.24
SO ₄ ²⁻ (meq/L)	0.09	20.82	4.04	7.47
NO ₃ ⁻ (meq/L)	0.26	23.11	3.54	8.17

*dS= Decisiemens. ** = Debajo de límite de detección.

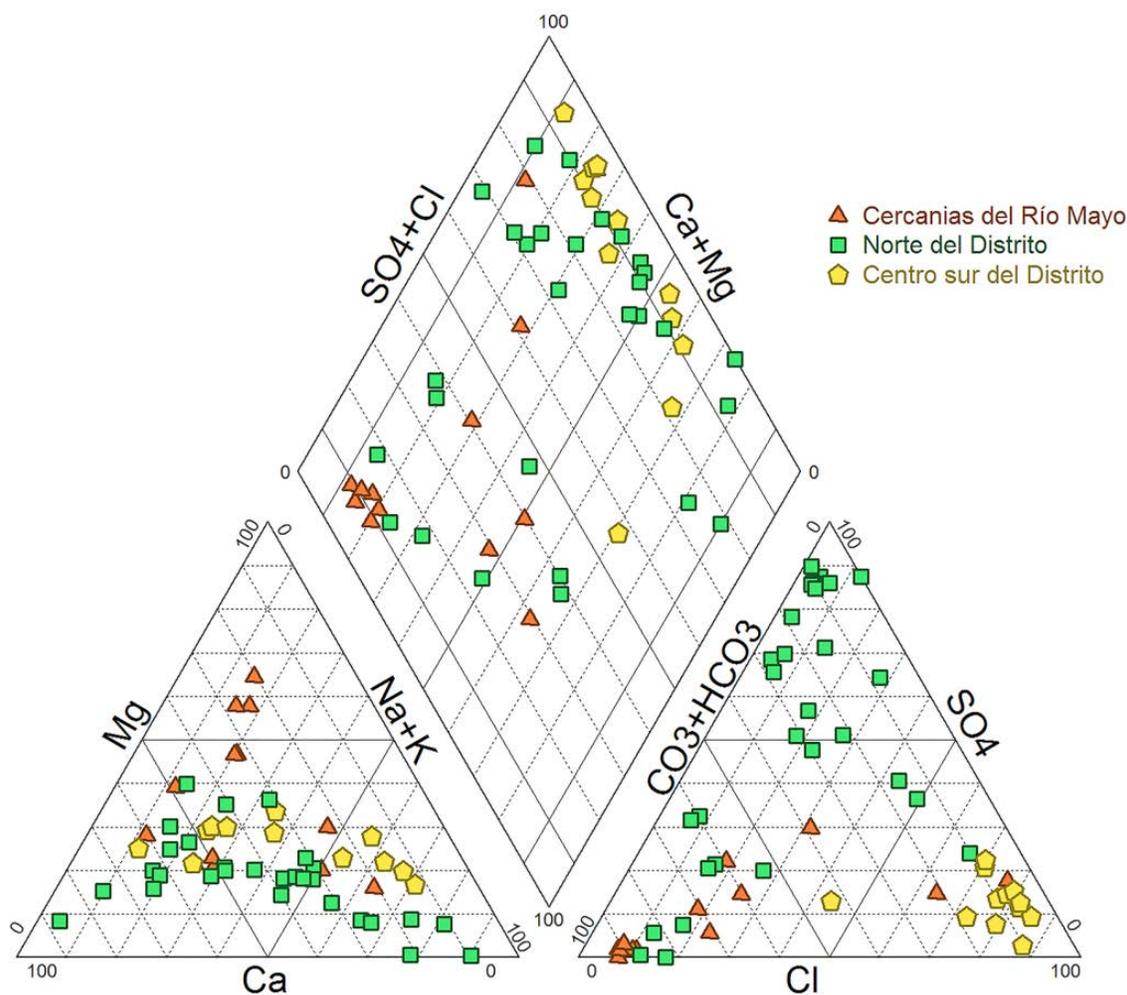


Figura 4. Clasificación hidroquímica en diagrama de Piper de los pozos del acuífero del Valle del Mayo, analizados por grupos.

Clasificación hidroquímica. De acuerdo al diagrama de Piper (Fig. 4), en los tres grupos se observó una composición iónica dominante. Las muestras cercanas al Río Mayo (Grupo 1) correspondieron en su gran mayoría a aguas bicarbonatadas magnésicas-cálcicas. En la parte norte del distrito (Grupo 2), 19 de 30 muestras se clasificaron como sulfatadas; de las cuales 7 muestras estaban asociadas al catión calcio, 4 al catión sodio y 7 a cationes mixtos. También se encontraron 9 muestras bicarbonatadas cálcicas-magnésica y dos con aniones y cationes del tipo mixto. En la parte centro-sur (Grupo 3), cinco de 12 muestras, fueron cloruradas-sódicas; las otras fueron asociaciones del anión clorurado con cationes cálcicos, magnésicos y mixtos. Aunque

hubo predominio de ciertos cationes en cada grupo encontramos otras asociaciones dentro de ellos, lo que refleja que los criterios en la formación de grupos no son exactos y que las características del acuífero, que determinan la hidroquímica del mismo, cambian aun dentro de los grupos establecidos.

Tratamiento estadístico multivariante de muestras del acuífero.

El análisis exploratorio indicó que varios parámetros están altamente correlacionados linealmente con coeficientes de Pearson de hasta 0.94 y estas relaciones son altamente significativas ($p < 0.01$) (Tabla 3). La corrección estadística entre especies iónicas de origen mineral Ca^{2+} y Mg^{2+} , indica la influencia de los procesos de interacción agua-roca.

Tabla 3. Coeficientes de correlación entre 10 parámetros determinados en el agua del acuífero Valle del Mayo, Sonora, México.

Parámetro	pH	**SDT	*Ca ²⁺	*Mg ²⁺	*Na ⁺	*CO ₃ ²⁻	*HCO ₃ ⁻	*Cl ⁻	*SO ₄ ²⁻	*NO ₃ ⁻
pH	1									
SDT	0.105	1								
Ca ²⁺	-0.132*	0.765**	1							
Mg ²⁺	0.030	0.943**	0.782**	1						
Na ⁺	0.240**	0.891**	0.477**	0.728**	1					
CO ₃ ²⁻	0.153**	0.511**	0.264**	0.528**	0.45**	1				
HCO ₃ ⁻	0.275**	0.606**	0.322**	0.651**	0.582**	0.911**	1			
Cl ⁻	0.082	0.721**	0.717**	0.631**	0.728**	0.292**	0.294	1		
SO ₄ ²⁻	0.015	0.69**	0.403**	0.726**	0.515**	0.315**	0.276**	0.081	1	
NO ₃ ⁻	-0.292**	0.123*	0.249**	0.164**	-0.034	-0.045	-0.078	-0.026	0.76**	1

*Correlación significativa a 0.05, **Correlación significativa a 0.01

Los coeficientes de correlación entre los componentes principales (PC) y las variables, el porcentaje de varianza explicada por cada componente y la comunalidad para cada parámetro, son presentados en la Tabla 4. Cinco componentes explicaron el 85.5% de la variabilidad de los datos, aunque sólo los tres primeros componentes tuvieron variables fuerte y moderadamente correlacionadas. Con base en los coeficientes de las variables incluidas en el PCA, se calcularon los coeficientes para los 54 pozos y se agruparon en los tres primeros componentes; con lo cual se obtuvo un clúster de cada conjunto de pozos relacionado con un PC (Fig. 5). También en esta figura puede verse la relación entre las variables incluidas en el (PCA) y los tres primeros componentes.

El PC1 explicó el 36% de la variabilidad de los datos y se encontró una fuerte asociación entre las variables SDT, Cl⁻, Na⁺ con coeficientes de correlación entre el componente y los parámetros de 0.774 a 0.891. En este componente se agruparon la mayoría de las muestras del Grupo 3, provenientes de pozos ubicados en el centro sur del Distrito. El componente principal 2 (PC2) contó con el 24.2 % de la varianza explicada y tuvo una fuerte asociación entre los iones NO₃⁻ y Ca²⁺+Mg²⁺. En el clúster del PC2 se agrupó gran parte de las muestras del Grupo 1. Estas muestras son las más cercanas al río Mayo, donde se presentaron los niveles más altos de NO₃⁻ (Fig. 7).

En el PC3, con el 10.8 % de la varianza explicada, se encontró una fuerte correlación entre el SO₄²⁻, CO₃²⁻, HCO₃⁻ y pH. Gran parte de las muestras del Grupo 2 que en su mayoría son sulfatas y con una proporción importante de muestras bicarbonatadas, se agrupó en este componente. La relación entre el pH y los carbonatos puede ser atribuida a la alcalinidad debido a la disolución de estos materiales (Sappa *et al.*, 2015). Los componentes principales PC4 y PC5 representan procesos mixtos o zonas de transición, pues no hubo parámetros fuertemente correlacionados a estos componentes.

Salinidad del agua. Los SDT es un parámetro que engloba en cierta medida la calidad del agua. Se encontró que el 45% de los pozos muestreados tienen una calidad aceptable para consumo humano, considerando la NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 1995). En el caso de la calidad para uso agrícola el 33 % de los pozos son aceptables, de acuerdo con los criterios para riego agrícola de la FAO presentados por Ayers & Westcot (1985). Interpolando los valores de SDT en el área del acuífero, para observar su comportamiento espacial, se encontró que a partir de la cota 13 m hacia el norte, la calidad mejoró, y que partir de este nivel hacia la costa las concentraciones sobrepasan los 1,500 mg/L, llegando incluso a concentraciones de 5,000 mg/L en las partes cercanas a la costa (Fig. 8).

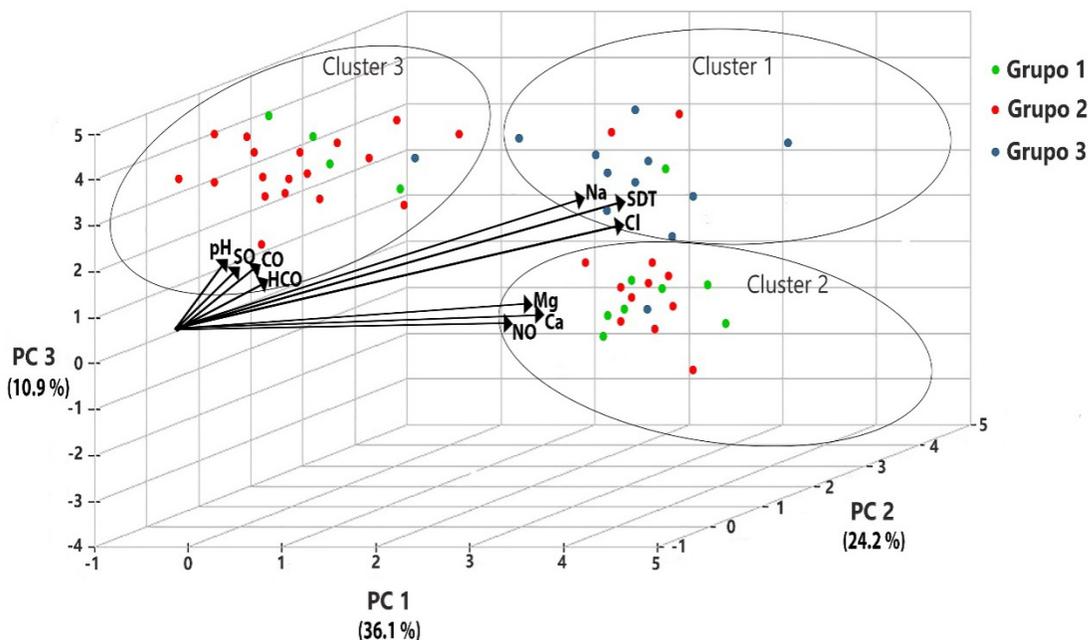


Figura 5. Relación entre los coeficientes de las variables y muestras del análisis PCA para los tres primeros componentes.

Tabla 4. Coeficientes de correlación del análisis de componentes principales para los parámetros determinado en el agua del acuífero Valle del Mayo, Sonora, México.

Parámetro	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	Comunalidades
pH	-0.029	0.014	0.845	0.054	0.119	0.959
SDT	0.891	0.498	0.382	0.353	-0.026	0.927
Ca ²⁺	3.810	0.683	-1.191	-0.079	-0.052	0.919
Mg ²⁺	1.751	0.971	0.025	0.011	0.046	0.612
Na ⁺	0.774	0.392	0.371	0.192	-0.003	0.859
CO ₃ ²⁻	0.482	0.090	0.782	-0.185	-0.079	0.815
HCO ₃ ⁻	0.409	0.184	0.594	-0.039	-0.036	0.799
Cl ⁻	0.854	-0.085	-0.028	0.286	-0.189	0.645
SO ₄ ²⁻	-0.064	0.411	0.659	0.027	0.137	0.974
NO ₃ ⁻	1.154	0.802	-0.474	-0.069	0.170	0.730
Valores eigen	4.962	3.847	1.539	1.825	1.096	
% de varianza explicada	36.071	24.196	10.894	7.827	6.46	
% de varianza acumulada	36.071	60.267	71.161	78.988	85.448	

Un coeficiente en negro y subrayado indica que el parámetro está muy fuertemente (>0.75) o moderadamente correlacionado (0.75-0.50) al componente.

En el Grupo 1, 10 de 12 muestras tuvieron un RAS menor a 3 y un rango de conductividad de 400 a 2,000 mg/L de SDT, que se corresponde con un grado de restricción ligero a moderado con respecto a la infiltración y salinidad. Las muestras en el norte del Distrito, al igual que el grupo anterior, tuvieron un grado de restricción ligero a moderado

con respecto a la infiltración, pero ningún riesgo en caso de la salinidad. Por el contrario, el caso de las muestras de agua del Grupo 2, 9 de 12 fueron clasificadas con fuerte restricción en su uso agrícola por problemas de infiltración y salinidad.

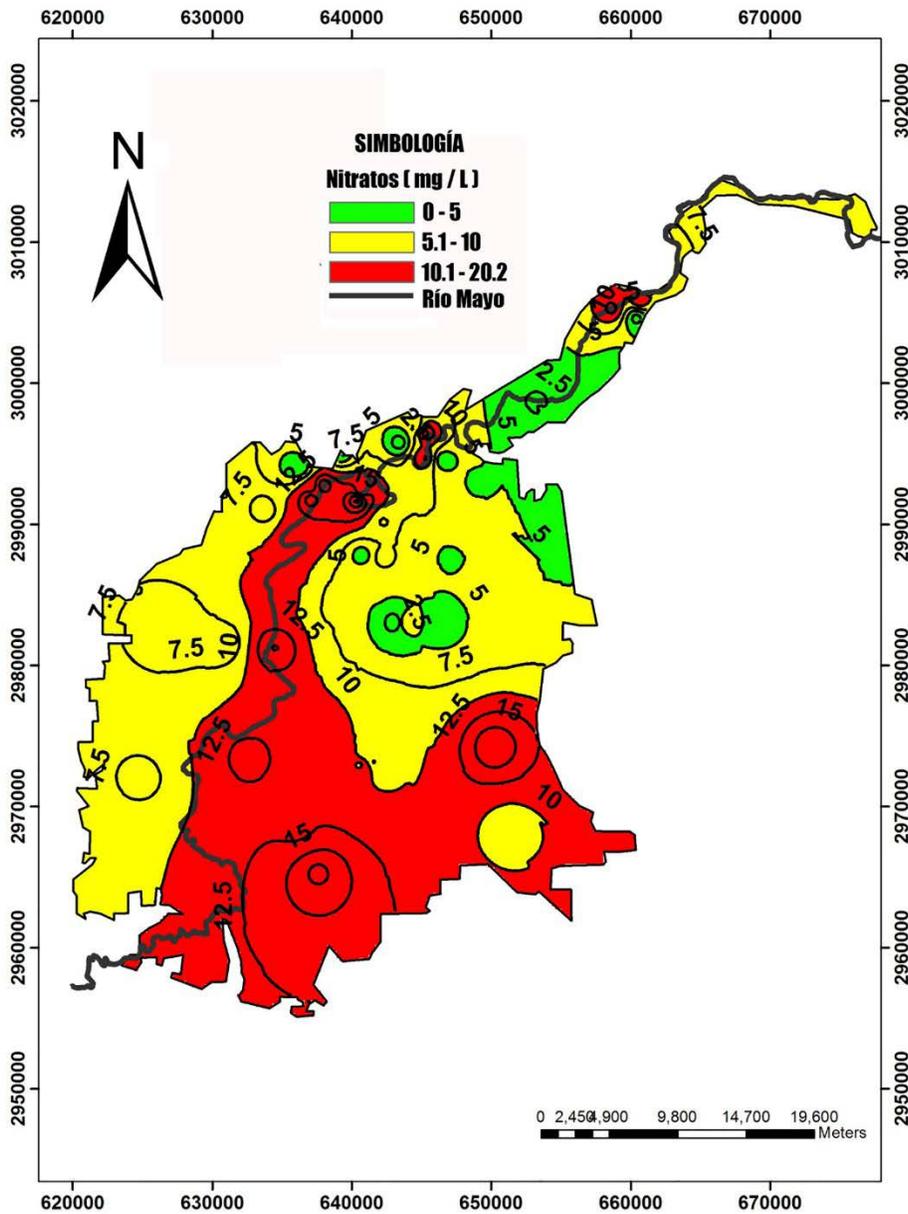


Figura 6. Isolinéas de concentración de nitrato en el acuífero Valle del Mayo.

DISCUSIÓN

La agrupación de muestras por medio de diagramas de Piper y el uso del PCA, permitió identificar las variaciones espaciales en la hidroquímica del acuífero del Valle del Mayo, las cuales obedecen en gran parte a la geología, la recarga natural en el acuífero, la actividad agrícola en la superficie y la intrusión de agua salina en el subsuelo. En la zona cercana al Río Mayo (Grupo 1), con los niveles estáticos más someros (Luque, 2013), se encontró en su mayoría aguas del tipo bicarbonatadas cálcicas - magnésicas y bicarbonatadas- sódicas, que indican un menor grado de mineralización, porque la infiltración marina es reciente (Suma *et al.*, 2015). En esta zona (Grupo 1) el poco tiempo de

residencia del agua y la presencia de niveles estáticos someros indican mayor vulnerabilidad a la contaminación. Esto facilita la incorporación de nitratos producto de la actividad agrícola en esta parte del acuífero. El PCA confirmó que la mayor parte de los pozos del Grupo 1 se caracterizan por tener niveles altos de nitratos. También se puede apreciar en el mapa de isoconcentraciones de NO_3^- , que las zonas del grupo 1 presentan mayores contenidos de NO_3^- .

La presencia de varias muestras sulfatadas en la parte norte del Distrito (Grupo 2), se debe a la circulación de esta agua por depósitos sedimentarios evaporíticos, los cuales ocurren en esta parte del acuífero (CONAGUA 2009). Aunque otra posible fuente podría ser la aplicación

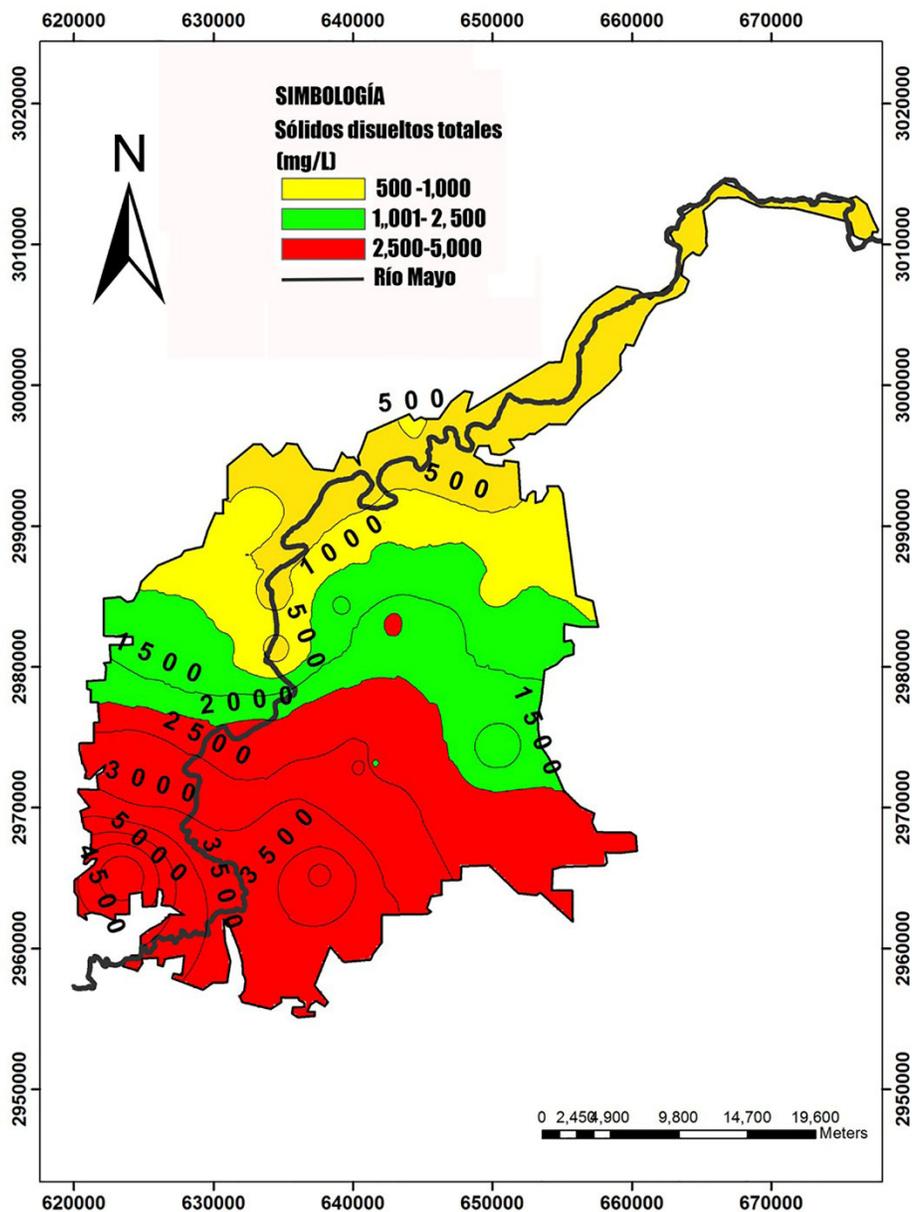


Figura 7. Isolinias de concentración de sólidos disueltos totales (SDT) en el acuífero Valle del Mayo.

de fertilizantes sulfatados en la región, esto último parece ser menos probable, porque se usan bajas dosis de fertilizantes sulfatados en el DR 038 (CONAGUA, 2005) y de acuerdo con Mudarra y Andreo (2011), el sulfato tiene fuerte absorción en la zona no saturada. Debido a esto, es poco común que ocurra una contaminación por este compuesto, salvo que existan fracturas o macroporos en el suelo. El caso de las 9 muestras bicarbonatadas de la zona norte (Grupo 2), provenientes de pozos cercanos a la zona del Grupo 1, refleja que en esta parte de la zona norte hay una región de transición entre distintos tipos hidroquímicos.

Las muestras del Grupo 3, las cuales provienen de pozos ubicados en la línea costera, que es la zona de descarga del acuífero, tuvieron composición cloruro sódica en 6 de 12 muestras y las restantes tuvieron asociaciones del ion cloruro con los cationes calcio, magnesio y mixtos. De acuerdo al PCA estas muestras se caracterizaron por estar correlacionados con mayores niveles de SDT. Este tipo de agua indicó que en esta zona existe salinización del acuífero generada por la intrusión de agua de mar al subsuelo y seguramente también por la incorporación de las sales de la irrigación.

AGRADECIMIENTOS

A la dirección técnica del Organismo de Cuenca Noreste de la Comisión Nacional del Agua por la información proporcionada. DAMC agradece al CONACyT por la beca otorgada para realizar sus estudios de doctorado.

REFERENCIAS

- APHA, A. 1998. WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th ed. American Public Health Association, Washington DC.
- AYERS, R. & D. WESTCOT. 1985. *Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage paper 29 Rev. 1*. Food and Agricultural Organization. Rome. 176 p.
- BROWN, E., SKOUGSTAD, M. & M. FISHMEN. 1983. *Method for collection and analyzing of water samples for dissolved minerals and gasses*. US Govt. Printing Office, Washington DC, USA, 75.
- CANALES-ELORDUY, A. G. & F. ROBLES-CONTRERAS. 1997. *Acuífero del valle del Mayo: Universidad de Sonora*, I Seminario de Acuíferos Costeros de Sonora, Hermosillo, p. 90–92 (resumen).
- CHAPMAN, D. V. (Ed.). 1996. *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. World Health Organization. London, England. 609 p.
- CHARFI, S., K. ZOUARI, S. FEKI & E. MAMI. 2013. Study of variation in groundwater quality in a coastal aquifer in north-eastern Tunisia using multivariate factor analysis. *Quaternary International* 302: 199–209.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2003. *Programa Nacional Hidráulico 2001–2006*.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2005. *Plan director para la modernización integral del Distrito de Riego 038 Río Mayo, Sonora*. Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola. Gerencia de Distritos y Unidades de Riego.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2009. *Actualización de la Disponibilidad Media Anual de Agua Subterránea. Acuífero (2642) Valle del Mayo, Estado de Sonora*. Gerencia de Aguas Subterráneas, Subdirección General Técnica.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1993. *Estudio hidrológico del Estado de Sonora: México, D.F.*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Secretaría de Programación y Presupuesto, 81 p.
- KIM, J.-O. & C. W. MUELLER. 1987. *Introduction to factor analysis: what it is and how to do it. Quantitative applications in the social sciences series*. Sage University Press, Newbury Park. 81 p.
- LAWRENCE, F. W. & S. B. UPCHURCH. 1982. Identification of recharge areas using geochemical factor analysis. *Groundwater* 20 (6): 680–687.
- LIU, C.-W., K.-H. LIN & Y.-M. KUO. 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment* 313 (1): 77–89.
- LUQUE, R. I. 2013. *Estudio de la evolución temporal y espacial del nivel estático del acuífero valle del Mayo para el periodo 1997–2011*. Tesis de Maestría Tecnológica en Hidrociencias. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Texcoco, Edo. de Méx. 108 p.
- MACHIWAL, D. & M. K. JHA. 2015. Identifying sources of groundwater contamination in a hard-rock aquifer system using multivariate statistical analyses and GIS-based geostatistical modeling techniques. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. doi:10.1016/j.ejrh.2014.11.005.
- MARTÍNEZ-CRUZ, D. A. 2015. *Impacto ambiental de la agricultura de riego en la calidad del suelo y los recursos hídricos en el Distrito de Riego 038 Río Mayo Navojoa, Sonora México*. Tesis de Doctorado en Ciencias en Hidrociencias. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Texcoco, Edo de Méx. 212 p.
- MUDARRA, M. & B. ANDREO. 2011. Relative importance of the saturated and the unsaturated zones in the hydrogeological functioning of karst aquifers: The case of Alta Cadena (Southern Spain). *Journal of hydrology* 397 (3): 263–280.
- PALACIOS-VÉLEZ, O. L. & E. ACEVES-NAVARRO. 1970. *Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola*. Colegio de Posgraduados, Chapingo, Estado de México. México.
- PIPER, A. M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions, American Geophysical Union* 25: 914–928.
- PLANIMEX (Ingenieros Consultores S. A. de C. V.). 1970. *Estudio Geohidrológico de los acuíferos en el Valle del Mayo Ingenieros Consultores S. A. Secretaría de Recursos Hidráulicos. México, D.F., México*.
- RAIBER, M., P. A. WHITE, C. J. DAUGHNEY, C. TSCHRITTER, P. DAVIDSON & S. E. BAINBRIDGE. 2012. Three-dimensional geological modelling and multivariate statistical analysis of water chemistry data to analyse and visualise aquifer structure and groundwater composition in the Wairau Plain, Marlborough District, New Zealand. *Journal of Hydrology* 436: 13–34.
- SAPPA, G., ERGUL, S., FERRANTI, F., SWEYA, L. N., & LUCIANI, G. 2015. Effects of seasonal change and seawater intrusion on water quality for drinking and irrigation purposes, in coastal aquifers of Dar es Salaam, Tanzania. *Journal of African Earth Sciences* 105: 64–84.
- SSA (Secretaría de Salud). 1995. *NOM–127–SSA1–1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. Diario Oficial de la Federación. Noviembre 30. 6 p.
- SHRESTHA, S. & F. KAZAMA. 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software* 22 (4): 464–475.
- SUMA, C. S., SRINIVASAMOORTHY, K., SARAVANAN, K., FAIZALKHAN, A., PRAKASH, R., & GOPINATH, S. 2015. Geochemical Modeling of Groundwater in Chinnar River Basin: A Source Identification Perspective. *Aquatic Procedia* 4: 986–992.
- WOOCAY, A. & J. WALTON. 2008. Multivariate analyses of water chemistry: surface and ground water interactions. *Groundwater* 46 (3): 437–449.

Recibido: 08 de octubre de 2014.

Aceptado: 06 de marzo de 2016.

The impact of cyclonic activity during 1981-1985 and 2004-2009 on taxonomic diversity of mollusks in the Gulf of Batabanó, Cuba

Actividad ciclónica en los periodos de 1981-1985 y 2004-2009 y su impacto sobre la diversidad taxonómica de los moluscos del Golfo de Batabanó, Cuba

Norberto Capetillo-Piñar¹, José Espinosa Sáez², Arturo Tripp Valdez¹ and Arturo Tripp Quezada¹

¹Instituto Politécnico Nacional, unidad académica Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), IPN, s/n, Col. Palo de Santa Rita, Apd. 592, La Paz, B.C.S., 23096, México

²Instituto de Oceanología (IdO), 1ra, No. 18406, e/ 184 y 186, Rpto. Flores, Playa, C. Habana, 11600, Cuba
e-mail: atripp@ipn.mx

Capetillo-Piñar N., J. Espinosa Sáez, A. Tripp Valdez and A. Tripp Quezada. 2016. The Impact of Cyclonic Activity during 1981-1985 and 2004-2009 on Taxonomic Diversity of Mollusks in the Gulf of Batabanó, Cuba. *Hidrobiológica* 26 (1): 121-131.

ABSTRACT

The cyclonic activity within the Gulf of Batabanó has been historically documented and, in the past two decades, it has been possible to observe signals of environmental degradation in its physical and biological state. Yet a study aimed at evaluating the effects of cyclonic activity on the taxonomic diversity of mollusks has not been made. The objective of this study was to evaluate the effects of cyclonic activity during 1981-1985 and 2004-2009 on the taxonomic diversity of soft-bottom mollusks of this region. To measure the cyclonic activity, the Power of Dissipation Index for hurricanes (PDI) was used. The average taxonomic distinctness index (Delta⁺) and the variation in the taxonomic distinctness (Lambda⁺) of the inventory of the mollusks species for both periods were used as a measure of taxonomic diversity. We detected high cyclonic activity (HCA) during 2004-2009 and low cyclonic activity (LCA) during 1981-1985. The taxonomic composition during both periods was made up of 3 classes, 20 orders, 68 families, 155 genus, and 208 species. Significant differences in the taxonomic composition between the two periods were detected, due principally to the loss of genus and species. The taxonomic distinctness index reveals significant changes of the taxonomic structure of mollusks during 2004-2009, which is related to a rise in cyclonic activity. These results suggest that the taxonomic diversity of mollusks was less complex during 2004-2009 than during 1981-1985.

Key words: Gulf of Batabanó, hurricanes, mollusks, soft bottoms, taxonomic distinctness.

RESUMEN

La actividad ciclónica en el golfo de Batabanó ha sido históricamente documentada y en las últimas dos décadas ha permitido observar señales de deterioro ambiental en su medio físico y biológico. Sin embargo un estudio dirigido a evaluar los efectos de dicha actividad sobre las comunidades de moluscos de fondos blandos no se ha realizado. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de la actividad ciclónica registrada en los periodos de 1981-1985 y 2004-2009 sobre la diversidad taxonómica de la malacofauna de fondos blandos de esta región. Para medir la actividad ciclónica se utilizó el Índice de Disipación de Energía de los Huracanes (PDI). Los índices de distintividad taxonómica promedio (Delta⁺) y la variación en la distintividad taxonómica (Lambda⁺) de los inventarios de especies de moluscos de ambos periodos fueron utilizados como medida de diversidad taxonómica. Se detectó una actividad ciclónica alta (AaC) para el periodo de 2004-2009 y baja (BaC) para el de 1981-1985. La composición taxonómica entre ambos periodos se conformó de tres clases, 20 órdenes, 68 familias, 155 géneros y 208 especies. Se detectaron diferencias significativas en la composición taxonómica entre ambos periodos, debido fundamentalmente a la pérdida de géneros y especies. Los índices de distintividad taxonómica revelaron cambios significativos en la estructura taxonómica de los moluscos en el periodo 2004-2009 la que se relacionó con el aumento de la actividad ciclónica. Estos resultados indican que la diversidad taxonómica de los moluscos fue menos compleja en el periodo 2004-2009 que la del periodo 1981-1985.

Palabras claves: Distintividad taxonómica, fondos blandos, huracanes, Golfo de Batabanó, moluscos.

INTRODUCTION

Hurricanes are natural phenomena that induce mortality, displacement, changes in the community structure of species (Boesch *et al.*, 1976; Dauer, 1984; Knott & Martore, 1971; Álvarez-Filip *et al.*, 2009; Rodríguez & Claro, 2009), and severe changes in the physical and chemical conditions of ecosystems (Lowery, 1992; Tilmant *et al.*, 1994; Valiela *et al.*, 1996; Hua *et al.*, 2010).

Three hurricanes hit the Gulf of Batabanó during the first decade of this century. Hurricane Charley hit the region in August 2004, while Hurricanes Gustav and Ike struck in August and September of 2008, respectively. When they blew over the region, the strength of these three events measured 3, 4, and 2, respectively, on the Saffir Simpson hurricane scale.

Historically the Gulf of Batabanó has been affected by hurricanes, and researchers have begun to see signs of environmental degradation in several areas (Guerra *et al.*, 2005; Cerdeira-Estrada *et al.*, 2008). However, to date no study has determined the effects that these events have on mollusks of this region.

The Margalef and Shannon-Wiener species diversity indices and the Pielou evenness index (Shannon & Weaver, 1949; Margalef, 1951; Pielou, 1966) have been the most utilized biological indicators for monitoring purposes and/or for detecting ecosystem changes (Magurran, 2004; Hong *et al.*, 2010). This is because a reduction of species diversity to temporal or spatial scale is one of the main signs of a loss of biodiversity and habitats (Gaston & Spicer, 2004). However, their usefulness as a good environmental indicator is greatly limited when sampling is not adequately controlled because these indices are highly dependent on effort and sample size as well as on the inherent characteristics of the habitat.

To eliminate this disadvantage, the Average Taxonomic Distinctness index (AVTD) (Warwick & Clarke, 1995) and the Variation in the Taxonomic Distinctness index (VTD) (Clarke & Warwick, 2001) were created. The AVTD is the average taxonomic distance between branches of the taxonomic tree to which all pairs of species recorded in a sample are connected. The AVTD can be interpreted as the average taxonomic width for the sample, while the VTD is the variance of taxonomic distances between each pair of species and is a reflection of how equitable the taxonomic tree of a community is. Both indices surpass traditional measures because they are independent of effort, sampling size, and habitat characteristics, and thus they can be used for comparisons between historical data of species communities with different sampling efforts and in different localities or regions (Clarke & Warwick, 1998; Leonard *et al.*, 2006).

Historically, the Gulf of Batabanó is subject to severe meteorological events and, given the evidence of environmental degradation in the area, our objective in this study was to evaluate the effects of cyclonic activity recorded during 1981-1985 and 2004-2009 on taxonomic diversity of the soft-bottom mollusks from this region, by using the AVTD and VTD indices.

MATERIAL AND METHODS

Study zone and databases. The Gulf of Batabanó (GB) is on the southwestern continental shell of Cuba (N 21° 25' y 22° 41' and W 80° 52' y 84° 00'), covering 21,305 square kilometers (km²) with an

average depth of 6 m (Cerdeira-Estrada *et al.* 2008). On the north and west coasts of the Isle of Youth and in the hundreds of cays that exists in the area, there are stretches of mangrove forests. The south portion is limited by cays, banks, and a continual reef crest interrupted by various inflow channels, which at times have good communication with the open sea (Fig. 1).

We use mollusk information available from records of several varieties of benthonic soft bottoms habitats from GB. This study covered two environmental periods with different cyclonic activity: 1981-1985 and 2004-2009. For the 1981-1985 period, information was obtained from literature (Alcolado, 1990), comprising a species list with presence/absence data obtained at 20 sampling sites distributed throughout the GB (Fig. 1). The 2004-2009 period covers five years: 2004, 2005, 2007, 2008, and 2009. This data refer to a species list and the number of individuals recorded in each year. That information was obtained in 44 sampling sites distributed throughout the gulf.

In 2008, Hurricanes Gustav and Ike hit the gulf. Mollusk samples were taken 15 days before the passage of Hurricane Gustav (August 2008) and 25 days before the arrival of Hurricane Ike (September 2008). After the passage of these two hurricanes, we took samples at 36 days (October 2008), seven months (April 2009), and one year (August 2009).

We obtained this information from the databases of Cuba's Institute of Oceanology and Fisheries Research Center. The periods analyzed cover a total of 29 years.

The scientific names of the recorded species in each period were standardized according to current taxonomic nomenclature, using nomenclature checklists (Espinosa y Ortea, 1998, 2001, 2003, 2010; Ortea & Espinosa, 2001; Mikkelsen & Bieler, 2008; Rosenberg *et al.*, 2009; Turgeon *et al.*, 2009). The taxonomic ordination was also updated (Bouchet *et al.* (2005) and Espinosa *et al.* (2005)).

Taxonomic diversity measure and cyclonic activity. We calculated the average taxonomic distinctness index and the variation in the taxonomic distinctness of the samples by using equations proposed by Warwick & Clarke (1995) and Clarke & Warwick (1998, 2001).

1. Average Taxonomic Distinctness Index (Delta⁺)

$$\Delta^+ = [\sum_{i<j} w_{ij}] / [S(S-1)/2]$$

2. Variation in the taxonomic distinctness (Lambda⁺)

$$\Delta^+ = [\sum_{i<j} (w_{ij} - \Delta^+)^2] / [S(S-1)/2],$$

where w_{ij} is the distinctness weight given to the path length linking species i and j in the hierarchical taxonomic tree and S is the number of species (Clarke & Warwick, 1998).

Cyclonic Activity. The annual cyclonic activity that affected the GB in the two study periods was estimated by the Power Dissipation Index (PDI) using the equation $PDI = \sum V^3$ (Emanuel, 2005), where V is the maximum sustained wind speed, measured every 6 hours while the hurricanes were in the area ([http:// weather.unisys.com/hurricane/atlantic/index.php](http://weather.unisys.com/hurricane/atlantic/index.php)).

Taxonomic composition. We analyzed the observed taxonomic composition of each period of study to the levels of class, order, family, genus, and species, using a variance analysis (ANOVA), by comparing the species lists to detect the existence of differences between the two periods.

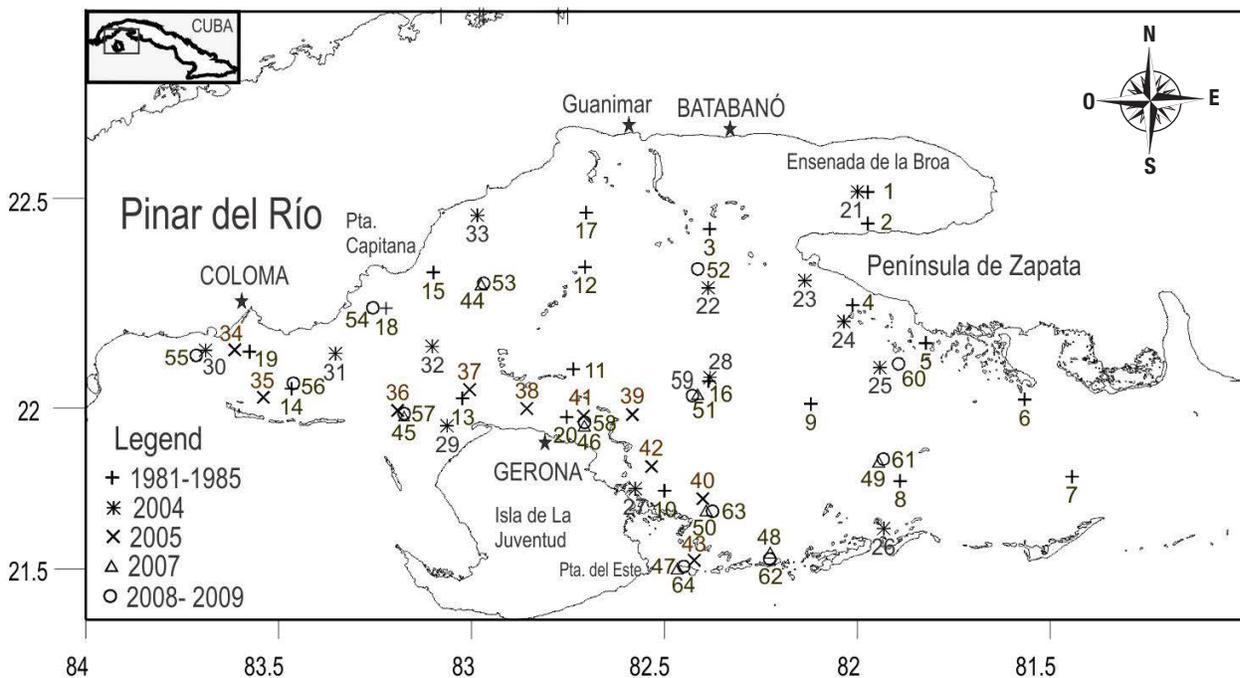


Figure 1. Sampling sites of the soft-bottom mollusks of the Gulf of Batabanó for two periods of cyclonic activity: 1981-1985 (Low cyclonic activity: LCA) and 2004-2009 (High cyclonic activity: HCA).

Delta⁺ and Lambda⁺ calculation. To simulate Delta⁺ and Lambda⁺, a hierarchical Linnaean classification of five taxonomic levels (class, order, family, genus, and species), was used as a proxy for cladograms representing the relatedness among species and a presence/absence data matrix was made.

For this study, the taxonomic weights used were those proposed by Clarke & Warwick (1998) in the context of mollusk classes: $w=1$ (species in the same genus), 2 (different genus in one family), 3 (different families in one order), and 4 (different orders in one class). The distinctness of two species linked to the higher level was fixed at a value of 100 (Clarke & Warwick, 1998; Warwick & Clarke, 2001). We obtained the values of Delta⁺ y Lambda⁺ by using the DIVERSE routine of the PRIMER-E v6 software (Clarke & Gorley, 2006).

Delta⁺ and Lambda⁺ simulation test. Using a randomized method without replacement, we derived the expected values of Delta⁺ and Lambda⁺ from the master species list. Once the number of species is plotted, the list gives a tunnel-shaped distribution in which the confidence intervals are at 95% (Clarke & Warwick, 1998). With this method, we made a bivariate representation of the values of Delta⁺ and Lambda⁺ from the expected values of both indices, whose distributions were represented in the shape of ellipses with confidence levels of 95% for a range of sub-lists of species of different sizes (Warwick & Clarke, 2001). Through these two simulated distributions, it is possible to measure the magnitude of the deviations between the observed and the expected values for both indices. We made these analyses using the TAXTES routine of PRIMER-E (Clarke & Gorley, 2006).

Impact of cyclonic activity on taxonomic diversity. This analysis was performed in two ways: 1- graphically comparing the standardized anomalies of taxonomic indices (Delta⁺ and Lambda⁺) with cyclonic

activity (PDI) in each year and/or period; and 2- comparing the observed variation in the values of taxonomic indexes before and after the passage of hurricanes in the gulf. The latter was performed using a comparative table.

Community structure. The temporal variation of the mollusk community structure at GB was analyzed using a multivariate ordination test (MDS), and the Sorensen index to compute the similarity matrix. The ANOSIM test checked for the existence of significant differences between groups formed by the ordination. The two analyses were run using the PRIMER-E software (Clarke & Gorley, 2006).

RESULTS

Cyclonic activity. Cyclonic activity during 1981-1985 was lower (LCA) than during 2004-2009 (HCA). In the latter period, 2004 and 2008 experienced the most cyclonic activity, given that hurricane Charley in 2004 and hurricanes Gustav and Ike in 2008 directly hit the GB. There was no cyclonic activity in 2005, 2007, and 2009 (Fig. 2).

Taxonomic Composition. The taxonomic composition of the soft-bottom mollusks of the GB was 208 species in 155 genus, 68 families, 20 orders, and 3 classes.

The most remarkable differences found in these categories were at the families, genus, and species levels, being most significant ($F=24.36$, $p=0.041$) for the LCA period with respect to the HCA (Fig. 3).

Temporal and spatial variation of the taxonomic distinctness indices. The expected results from delta⁺ and lambda⁺ indices for the 29 years of this study were 87.20 and 240 respectively. In Table 1 the observed values of the delta⁺ and lambda⁺ indices are shown for each period.

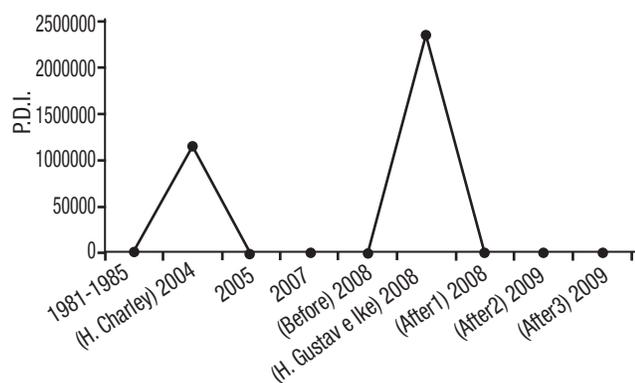


Figure 2. Annual variation of the Power Dissipation Index (PDI) of the hurricanes that affected the Golfo de Batabanó in the 1985-1981 and 2004-2009 periods.

The lowest value of Δ^+ (81.60) and the higher value of λ^+ (346.20) corresponded to 2008 of the HCA period, while for the remaining years of this period the Δ^+ values varied between 86.21–86.88 and the λ^+ values between the 255.95 - 279.93. The average values for Δ^+ and λ^+ for this period were 85.46 and 285.67 respectively (Table 1).

Figure 4 represents the probabilistic funnels for the simulated values of Δ^+ and λ^+ with its probabilistic contours at 95%. In this figure, we observe an evident separation of the LCA with respect to the HCA. In this last period, the values of Δ^+ (81.60) and λ^+ (346.20) for 2008 and λ^+ (290.54) for 2009 were located out of the probabilistic contour of their respective funnels (Fig. 4a and b respectively). The values of both indices for the remaining years (2004, 2005, and 2007) of the HCA and LCA periods fell inside the probabilistic contours. For 2009, Δ^+ fell within the contours of the probabilistic funnel.

The spatial analysis of taxonomic diversity patterns of mollusks assemblages at GB showed that all sampling sites during the LCA period (1981-1985) were located within the limits of probabilistic funnels for both indices (Fig. 4c and d). However, 37% of the sampling sites in the HCA period (2004-2009) were outliers, either below or above the limits of probabilistic funnels for both indices (Fig.4c and d). Most sampling sites that fell outside the contours of probabilistic funnels of Δ^+ and λ^+ belonged to 2004, 2008, and 2009.

The lowest values of Δ^+ were recorded at sites 24, 27, and 33 (2004) and 54, and 55 for 2008. Hurricanes were reported in both years. Regarding λ^+ sites, 33 and 24 had the lowest values, while site 54 had the highest value (Fig. 5a and b).

For 2005, sampling site 34 fell outside the lower limit of the probability funnel for Δ^+ (Fig. 5a). For 2007, site 48 was located outside and above the limit of the probability funnel for λ^+ (Fig. 5b).

Relation of Δ^+ y λ^+ indices with cyclonic activity. Δ^+ showed positive anomalies associated with negative anomalies for λ^+ in 1981-1985 and in 2004, 2005, and 2007 (Fig. 6). Except for 2004, during 1981-1985 and the remaining years (2005 and 2007), there was no cyclonic activity. In 2008, however, this pattern was reversed. Δ^+ and λ^+ showed positive anomalies before the impact of Hurricanes Gustav e Ike (2008B), and once they affected the region

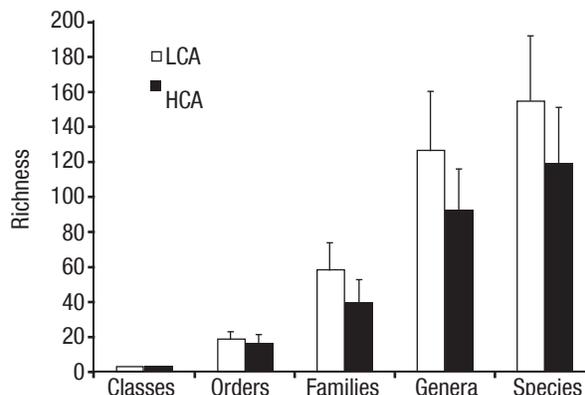


Figure 3. Number of classes, orders, families, genera, and species of the soft bottoms mollusks of the Gulf of Batabanó, for each period under study.

Table 1. Δ^+ and λ^+ index values of the soft bottom mollusks of the Gulf of Batabanó in the periods of low cyclonic activity (LCA) and high cyclonic activity (HCA).

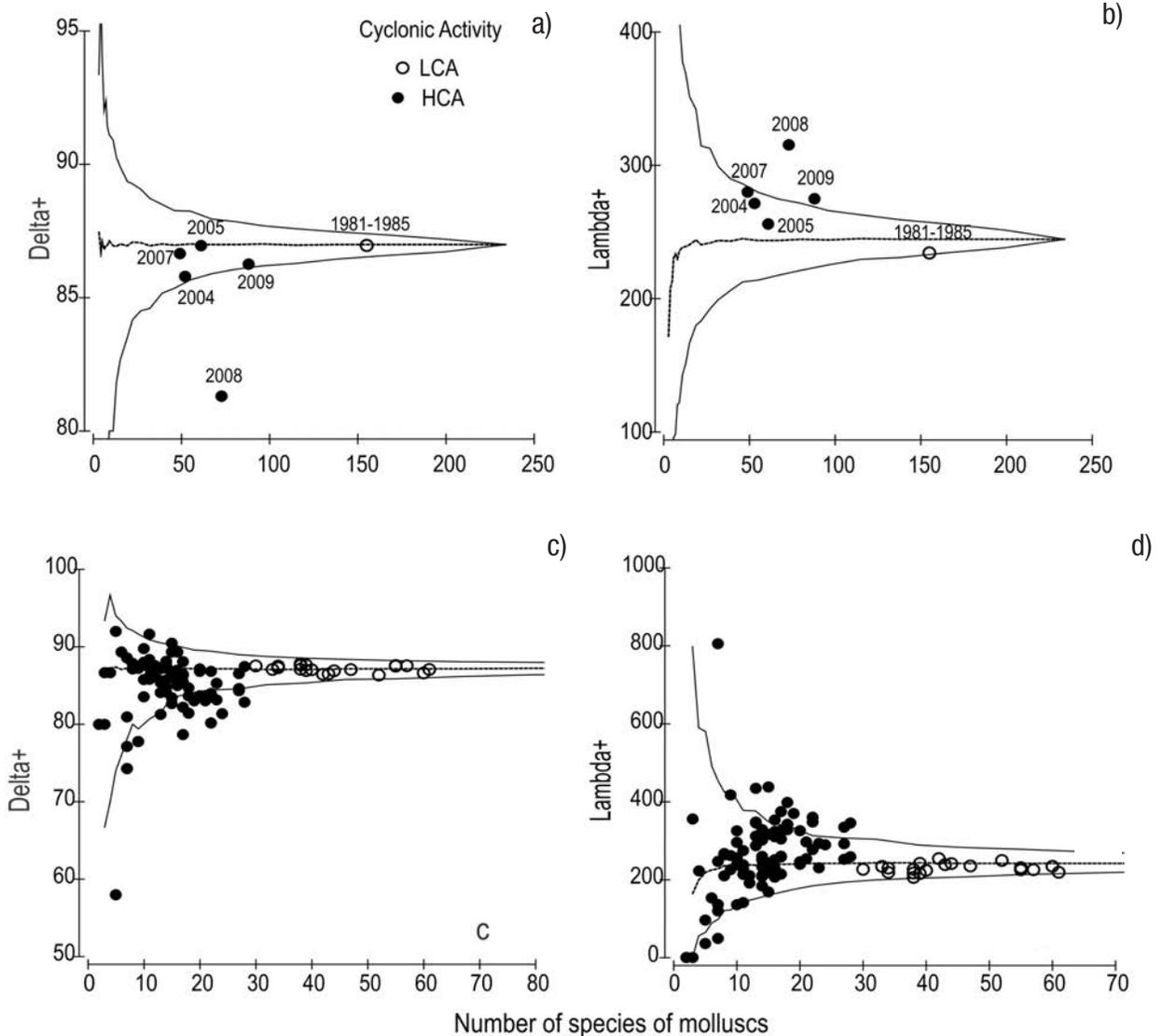
Cyclonic activity	Period/Years	Δ^+	λ^+
LCA	1981-1985	86.96	234.24
HCA	2004	86.21	271.42
	2005	86.88	255.95
	2007	86.40	279.93
	2008	81.60	346.20
	2009	86.25	274.89
	Mn	85.4ea6	285.67

(33 days of hurricane passage (2008A1), Δ^+ posted the lowest negative anomaly (- 2.4) and λ^+ the highest positive anomaly (+ 1.91) for the entire period (Fig. 6).

In 2009, a change was observed in the response pattern of these indices to cyclonic activity. Positive anomalies occurred in Δ^+ and λ^+ seven months after the hurricanes had passed, reestablishing the original pattern (positive anomalies of Δ^+ and negative anomalies λ^+), a year after the hurricanes passed. (Fig. 6).

A Pearson correlation analysis of the PDI, Δ^+ , and λ^+ indices reveals a very high correlation between the two indices and cyclonic activity (Δ^+ : $r = -0.72$, $p = 0.042$ y λ^+ : $r = 0.83$, $p = 0.031$). This correlation showed that the lowest Δ^+ and highest λ^+ values were due to high cyclonic activity. (Fig. 6)

Δ^+ and λ^+ showed significant changes in their values between, before, and after the passage of hurricanes (Table 2). The value of Δ^+ decreased in October 2008 (36 days after the passage of hurricanes), increased in April 2009 (seven months after the passage of hurricanes), and August 2009 (one year after the hurricanes). λ^+ increased its value in October 2008, decreasing in April and August 2009 (Table 2).



Figures 4a-d. Relation between values of the average taxonomic distinctness index (Δ^+) and variations of taxonomic distinctness (Λ^+) in mollusk species richness in the Gulf of Batabanó, calculated for the LCA and HCA periods. The mean (thick line) and the contour of confidence of 95% (thin line) were obtained by a randomized process (999 iterations) of the subsamples of the number of species of a master list throughout the period. a and b: temporal analysis and c and d: spatial analysis.

Mollusk community structure. The MDS test of temporal and spatial scale shows two clearly separated groups with significant differences ($\text{ANOSIM}_{\text{temporal}} R=1, p=0.01$ and $\text{ANOSIM}_{\text{spatial}} R=0.424, p=0.01$), which corresponded to each of the periods analyzed (Fig. 7a y b). In the group that belongs to the HCA, we observed a certain dispersion of the sampled years, with 2005 being the most isolated and 2008 and 2009 the

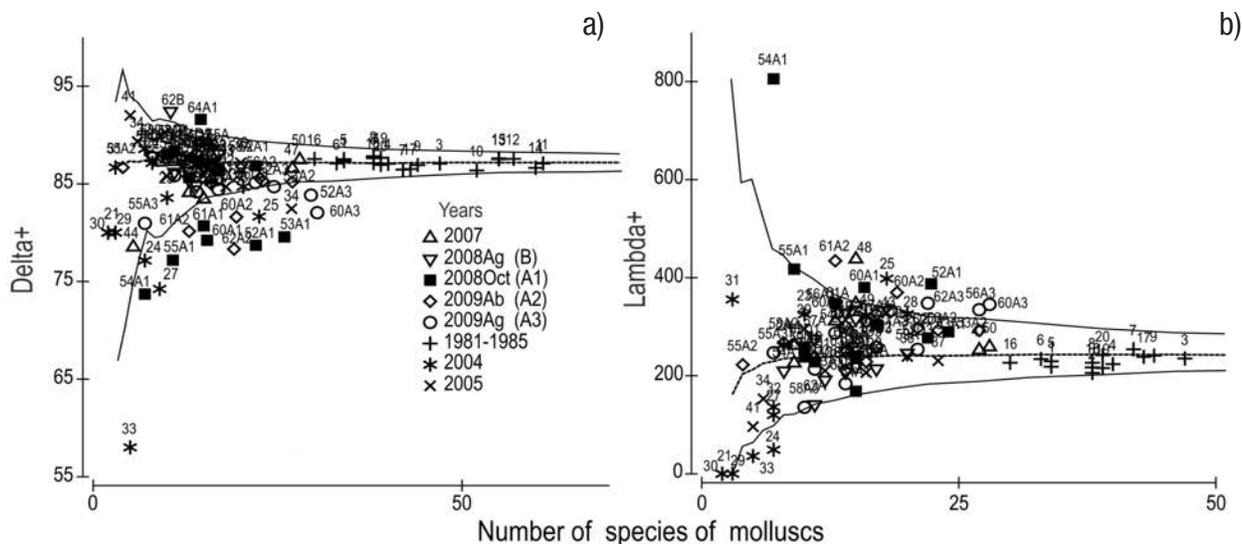
closest (Fig. 7a). This situation was similar to the spatial scale where sites sampled during the HCA period were observed with some dispersion with respect to the LAC (Fig. 7b).

The MDS test before and after the passage of hurricanes in 2008 showed a clear separation between sites sampled before (B) and 36

Table 2. Average values of Δ^+ and Λ^+ mollusks in the Gulf of Batabanó measured before and after the passage of Hurricanes Gustav and Ike in 2008.

Indices	2008B	2008A1	2009A2	2009A3	K-W	<i>p</i>
Δ^+	86.7±0.9	68.5±4.8	83.9±3.2	84.6±2.2	8.64	0.040
Λ^+	299.6±23.2	368.2±16.41	319.7±93.9	285.7±64.2	9.83	0.031

Note: 2008B: August 2008 (before p/h), 2008A1: October 2008 (36 days after p/h), 2009A2: April 2009 (seven months after p/h), 2009A3: August 2009 (one year after p/h), p/h: passage of hurricanes, K-W: Non parametric ANOVA Kruskal Wallis.



Figures 5a-b. Relation of the values of the average taxonomic distinctness index (a) and the variation of the taxonomic distinctness (b) with mollusk species richness in the Gulf of Batabanó before (B) and After (A1: 36 days, A2 (seven months) and A3 (one year) after of passage of hurricanes Gustav and Ike in 2008. The mean (thick line) and the contour of confidence of 95% (thin line) were obtained by a randomized process (999 iterations) of the subsamples of the number of species of a master list throughout the period.

days after the passage of hurricanes (A1). Seven months (A2) and one year (A3) after hurricanes had passed, a good separation of sampling sites was not observed (Fig 7c). Applying the ANOSIM test before and after the passage of hurricanes showed significant differences in mollusk community structure (Table 3).

DISCUSSION

The decrease in variety of orders, families, genus, and species in the HCA period (Fig. 3) is a result of the increase in cyclonic activity in the GB, characterized by the increase in the frequency and intensity of the hurricanes (Fig. 2). Puga *et al.* (2013) and Alzugaray (2015) have also documented this trend in the entire Caribbean region over the past 30 years (IPCC, 2007).

Cyclonic activity (PDI) is controlled by inter-annual variability, decadal, and multi-decadal processes (for example, ENSO events (Chu,

2004), and multi-decadal Atlantic Oscillation (AMO) (Vimont & Kossin, 2007)). The fact that cyclonic activity was observed in 2004 and 2008, but not in 2005, 2007, and 2009, can be justified by the dynamics of these processes.

Significant changes in mollusk taxonomic structure were detected through the delta+ and lambda+ indices and through probabilistic funnels before and after the passage of hurricanes (Fig. 5).

The probabilistic funnels of the two indices indicated a clear separation between the mollusk taxonomic patterns in both periods. These patterns were significant due to the observed variations in the HCA period. This period was affected by three hurricanes with different frequencies and intensities, causing the variations in the values of delta+ and lambda+ (Table 2) and in mollusk taxonomic patterns (Fig. 2). Mollusk taxonomic patterns in 2004, 2005, 2007, and 2009A3, were similar to those of the LCA period. In 2005, 2007, and 2009A3, this was

Table 3. ANOSIM test results between before and after the passage of Hurricanes Gustav and Ike in the Gulf of Batabanó. Analyses were based on the similarity coefficient of Bray -Curtis. (R (global) = 0.195, p = 0.1 %).

Groups	Statistic R	Significance Level (%)	Permutations		No. >= Observed
			Possible	Actual	
Before, After1	0.397	0.1	5200300	999	0
Before, After2	0.227	0.1	5200300	999	0
Before, After3	0.228	0.1	5200300	999	0
After1, After2	0.254	0.1	5200312	999	0
After1, After3	0.103	1.8	5600200	999	17
After2, After3	-0.001	44.3	5400210	999	442

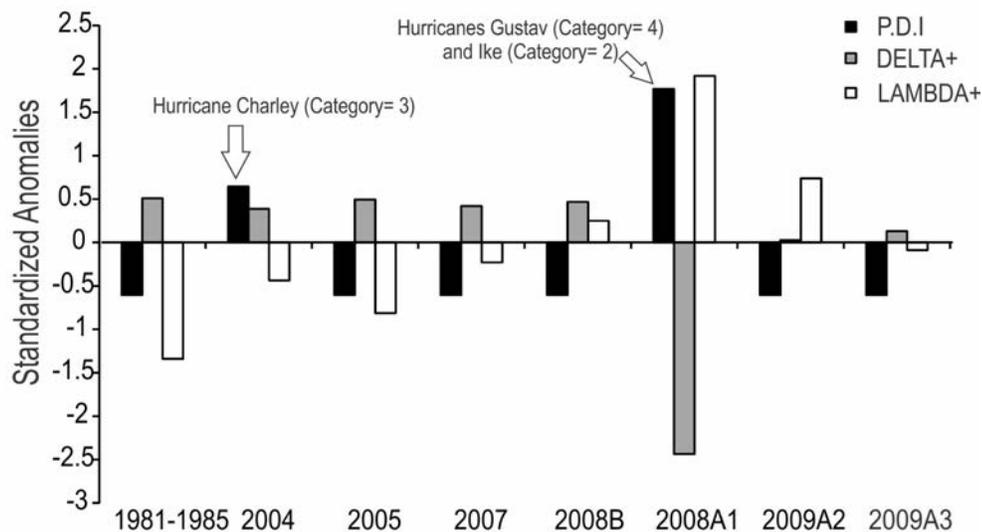


Figure 6. Standardized anomalies Delta⁺ and Lambda⁺ mollusks in the Gulf of Batabanó with cyclonic activity (PDI). Before (B) and after (A1: 36 days, A2: seven months and A3: one year) of passage of hurricanes Gustav and Ike.

due to the absence of cyclonic activity. In 2004, when Hurricane Charley struck, this result was due to the delay in sampling after the hurricane passed, some three months after the event. It is possible that by the time samples were taken, mollusk assemblages had recovered from the effects of the hurricane.

Taxonomic patterns for 2009A2 and 2008B (Table 2, Fig. 2) were due to environmental conditions that prevailed before and seven months after Hurricanes Gustav and Ike. These conditions might include the differences and/or similarities in temperature (2008B : 31.7°C vs 2009A2 : 27.4°C), salinity (2008B : 38.73‰ vs 2009A2 : 38.23‰), and turbidity (2008B : 1.23 FTU vs 2009A2 : 2.41 FTU) recorded before and seven months after the hurricanes (Capetillo *et al.*, 2011). These variables of turbidity had significant changes before and after the hurricanes, as well as the spatial scale, whose recovery occurred about one year after the hurricanes in some zones of GB (Capetillo *et al.*, 2011). This situation may have affected seagrass beds in the region.

In 2008A1, the taxonomic pattern was very different from those observed previously (Table 2, Fig. 2). This was due to two causes: 1- the sum of the effects caused by Hurricanes Gustav and Ike, spaced just 11 days apart; and 2- the samples taken just 36 days after their passage in GB. This gives tests to detect the effects caused by hurricanes influences, besides the intensity and frequency of these, time in sampling after the passage of these natural events.

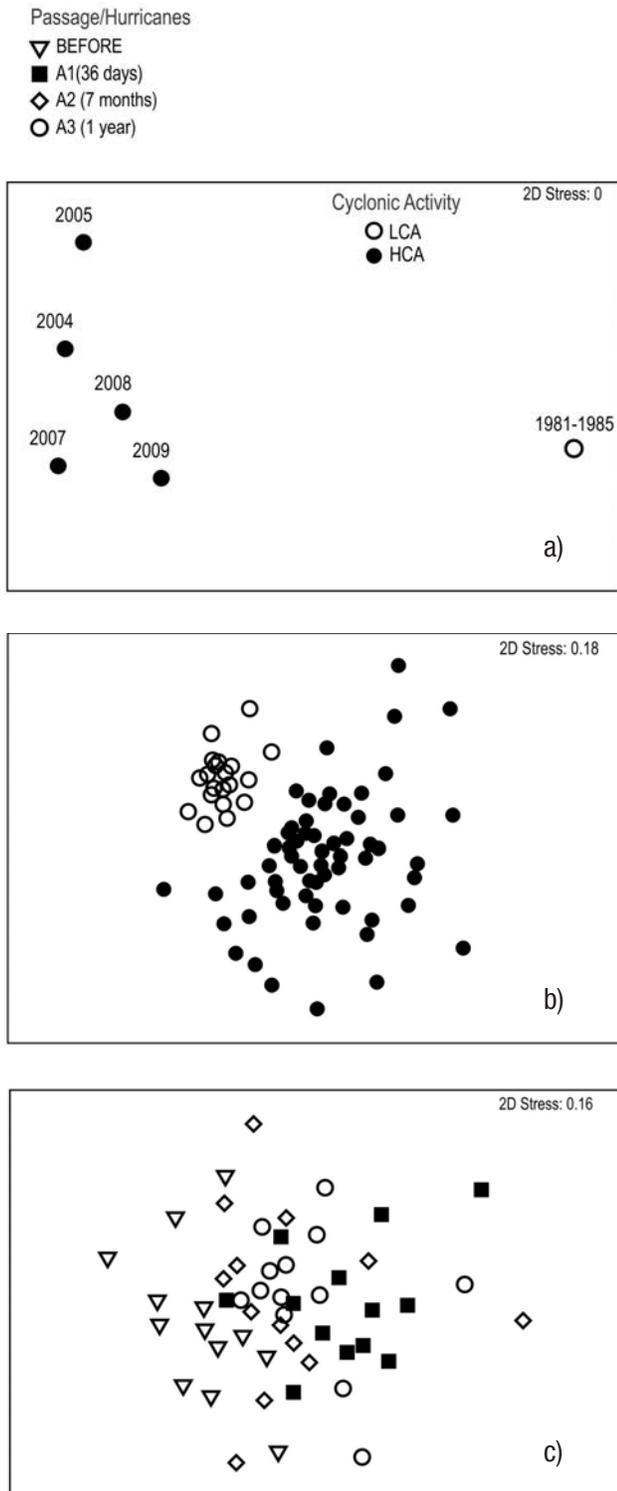
During the LCA period, the values from delta⁺ and lambda⁺ fell inside the contours of probabilistic funnels (Fig. 4a and b) showing that the mollusk taxonomic pattern in this period did not change over the 29 years covered by both periods. The closeness of the delta⁺ value (86.96) and lambda⁺ value (234.2) to their expected values, i.e., (87.20) and (240), respectively, demonstrates the high stability of the mollusk communities' taxonomic pattern during this period. This was due to the low cyclonic activity that prevailed in this period (Fig. 2), although we could not dismiss the incidence of other environmental variables. An-

thropogenic activity in the region in those years was low. In this regard, several authors have suggested that the 1980s were characterized by low cyclonic activity, and anthropogenic effects did not cause any significant changes in ecosystem quality in the GB, due to low human activity in this period (Puga *et al.*, 2013).

The lowest significant value of delta⁺ (81.60; $p < 0.05$) and the highest significant value of lambda⁺ (346.20; $p < 0.05$) in 2008 indicate that the mollusk taxonomic tree (taxonomic structure) was the most separated (least complex) and least balanced (less equitable) of all trees compared in the remaining years (2005, 2007, 2009) of the HCA and the LCA. This situation was due to the loss of some taxonomic categories and to the existence of a very irregular distribution of species on the taxonomic tree that occurred after the hurricanes struck. A detailed analysis of mollusk taxonomic composition during both periods indicated that the Class Gasteropoda was the most affected during HCA, due to the loss of 20 genera (LCA 62 vs HCA 42) and 28 species (LCA:81 vs HCA:53) compared to the LCA period. However, since this period was characterized by an increase in human activity (Puga *et al.*, 2013), which was confined in areas located in or near the coast of the northern of GB (Pérgo *et al.*, 2005; Alonso-Hernández *et al.*, 2011), changes observed in gastropods cannot be attributed solely to hurricanes.

The effects caused by these natural events and by human activity (or the combination of these) can be identified by using these indices (Fig. 5a).

Except for site 27, the lower values of delta⁺ were located in the northern gulf coast (sites 24, 33, 54, 55), (Fig. 5a). In this region and neighboring areas, contamination by organic matter (sites 33 and 55) and heavy metals (site 54) have been recorded (Pérgo *et al.*, 2005; Alonso-Hernández *et al.*, 2011). At these sites researchers have observed muddy or sandy mud bottoms with little coverage or absence of seagrass (Arias-Schreiber *et al.*, 2008; Cerdeira-Estrada *et al.*, 2008). This situation could have intensified with the passage of hurricanes,



Figures 7a-c. Non metric Multi Dimensional scaling (MDS) of periods of LCA and HCA for the analysis of the community structure of molluscs soft bottom of the Golfo de Batanó. a) Temporal scale. b) Spatial scale. c) Before and after the passage of hurricanes Gustav and Ike in the year 2008. A1, A2 an A3, refer to the samples taken after the passage of the hurricanes.

given the increased land-to-gulf transport of sediment and pollutants. This demonstrates that the low values recorded in those sites could be due to the combined effect of hurricanes with anthropic activity.

The changes in the mollusk taxonomic structure in sites 24 and 33 were similar to the results reported by Arias-Schreiber *et al.* (2008) and Hidalgo & Areces (2009). They found significant differences in community structure, biomass, and densities in the macrozoobenthos when compared to the results obtained by Alcolado (1990) and Ibarzábal (1990).

Sites 52, 53, 60, 61, and 64, had higher Δ^+ values and were located in remote areas of the north gulf coast. At these sites, however, mollusk taxonomic structure was affected because the trajectories of Gustav and Ike passed directly or close to them (Fig 8b). This showed that only hurricanes had an impact.

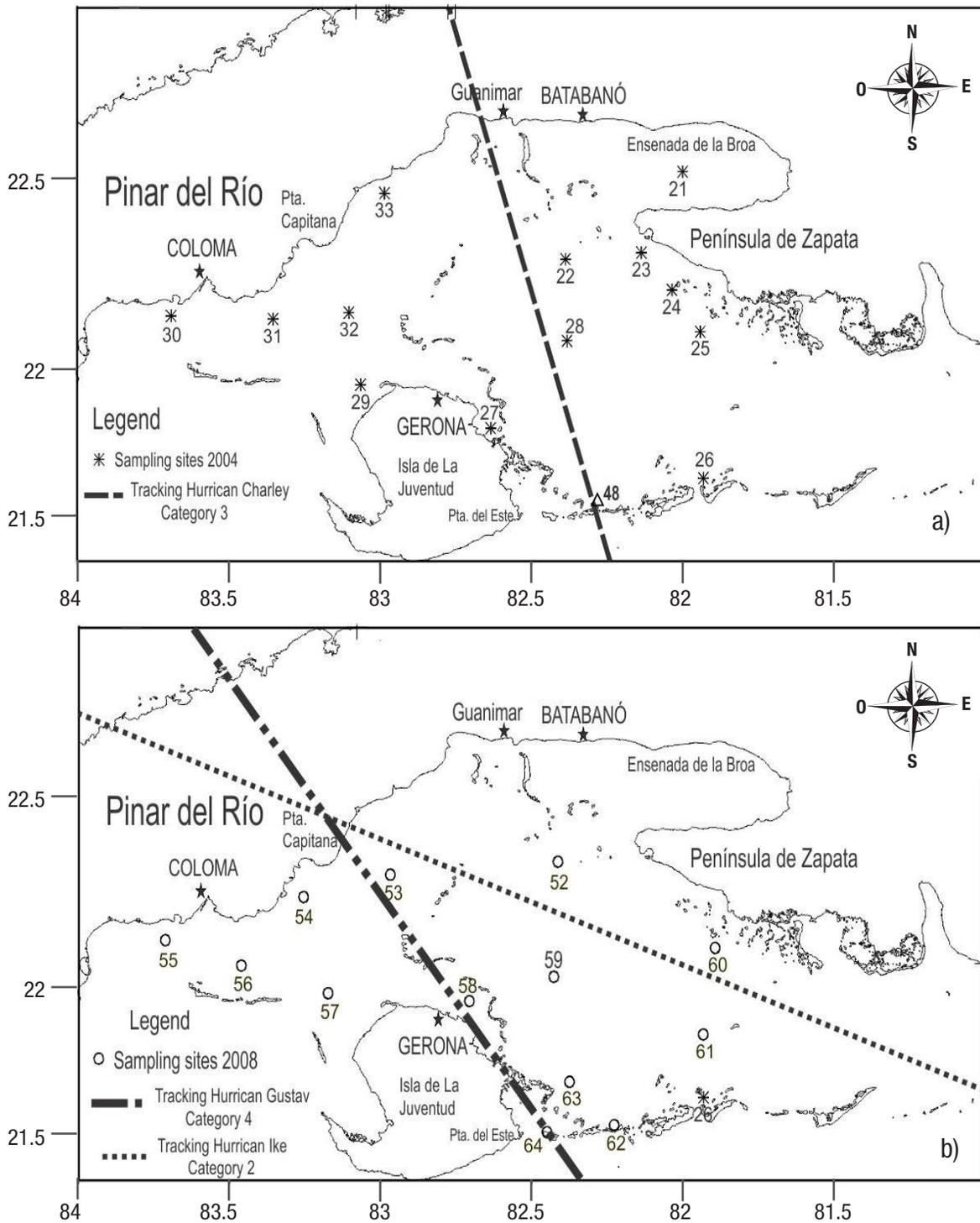
The low value of Δ^+ at site 34 (in 2005), the high value of λ^+ at site 48 (2007), and high value of Δ^+ at site 61B (2008B) can be explained by environmental conditions prevailing in those years. Further, high temperatures ($27.7^\circ\text{C} - 31.7^\circ\text{C}$) and salinities (38.2‰ – 38.7‰) were recorded in those years (Capetillo *et al.*, 2011). Hoskins (1964), Martínez - Estalella & Alcolado (1990), and Espinosa (1992) stated that salinity, presence of vegetation, among other factors, can control mollusk distribution.

Several authors, in addition to testing the usefulness of Δ^+ and λ^+ to measure human impact, proved that Δ^+ was an effective index to detect the impacts of natural disturbances, by recording changes in salinity at estuaries and coastal lagoons, and showed that λ^+ is a better indicator of eutrophication (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 2001; Mouillot *et al.* (2005). This suggests that these indices are capable of detecting the effects induced by natural events, a point demonstrated with this study.

The high negative correlation of Δ^+ ($r = -0.72$) and positive correlation of λ^+ ($r = 0.83$), both of which are significant, with the PDI (Fig. 6a and b), as well as their sensitivity in detecting the effects of hurricanes (Table 2), demonstrate that both can detect the effects caused by hurricanes due to the clear trend in the temporal and spatial variation of the width (Δ^+) and balance (λ^+) of the soft-bottom mollusk taxonomic tree in the region. The taxonomic structure becomes narrower and less balanced in the 2004 and 2008, being both properties (width and balance) of the taxonomic tree that were significant in 2008 but not in 2004 (Fig. 4a and b). During 2009, the value of λ^+ was higher and more significant than 2004 (Fig. 4b), which showed low evenness in the distribution of species in the taxonomic tree.

However, the fact that no hurricane hit this region that year seems to indicate that the situation found in 2009 could be due to the effect caused by the hurricanes in 2008.

The MDS tests regarding the temporal and spatial scale of the mollusk community structure demonstrated the existence of two different structures in each of the scales analyzed. One of the structures was made up of the mollusks communities in the LCA period and the other in the HCA (Fig. 7a and b). The separation observed between the sampled years in the HCA period could be due to the different inter-annual environmental conditions, characterized by the hurricanes of 2004 and



Figures 8a-b. Map of the path of hurricanes Charley (a), Gustav and Ike (b) in the Gulf of Batabanó.

2008. This was not the case in 2005, 2007, and 2009. The spatial scale differences, however, may be due to: 1. the spatial difference in the effects of human activity in the gulf; and, 2- the severity of the hurricanes at each particular site, according to its trajectory.

The existence of significantly different mollusk community structures before and after the passage of hurricanes Gustav and Ike in 2008 (Fig. 7c) confirmed previous observations, as do the results obtained by Δ^+ and λ^+ .

A question we find interesting is why differences exist in the community structure and taxonomic patterns in the years when the effects of hurricanes were felt, when supposedly their effects on mollusk communities should have been the same. However, this result suggests the existence of a temporal variation in the community structure of these organisms, confirming the taxonomic patterns detected by the δ and λ indices described in this study.

Hurricanes cause changes in reef biota, mangroves, sea grasses, and the sedimentary dynamics, while the frequency of occurrence, intensity, and duration of these events on a particular zone will determine if the affected ecosystems can recover (Salazar-Vallejo, 2002). From this statement, we can hypothesize that one of the elements that affect the difference of the effects in mollusk community and taxonomic structure during 2004 and 2008 was the frequency and intensity of the hurricanes during the HCA period. In order to confirm this statement, future studies should be made after hurricanes strike the GB with different intensities and duration.

In synthesis, the effect caused by cyclonic activity on the taxonomic diversity of the soft-bottom mollusks of GB was to reduce complexity and evenness of the taxonomic structure of these organisms. Given this condition, mollusks species were more closely related in the period of HCA, compared to the LCA. The loss of complexity in the taxonomic structure was due to: 1. the reduction of higher taxonomic categories; and 2. low evenness of species in these taxonomic categories.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the support received by the Project SIP-IPN (20150821). As well as the Instituto Politécnico Nacional de México through the programs, COFFA and BEIFI. We thank CONACyT de México for the support granted with a Doctorate scholarship. Special gratitude to the Centro de Investigaciones Pesqueras and the Instituto de Oceanología de Cuba for the assistance provide

REFERENCES

- ALCOLADO, P. M. 1990. *El Bentos de la Macrolaguna del Golfo de Batabanó*. Editorial Academia, La Habana, 161p., 75 figs, 50 tablas.
- ALONSO-HERNÁNDEZ, C. M., F. CONTE, C. MISIC, M. BARSANTI, M. GÓMEZ-BATISTA, M. DÍAZ-ASENCIO, A. COVAZZI-HARRIAGUE & F. G. PANNACCIULLI. 2011. An overview of the Gulf of Batabanó (Cuba): Environmental features as revealed by surface sediment characterization. *Continental Shelf Research* 31: 749-757.
- ÁLVAREZ-FILIP, L., M. MILLET-ENCALADA & H. REYES-BONILLA. 2009. Impact of Hurricanes Emily and Wilma on the coral community of Cozumel Island, México. *Bulletin of Marine Sciences* 84 (3): 295-306.
- ALZUGARAY, R. M. 2015. Efecto de los ciclones tropicales sobre el reclutamiento de la langosta *Panulirus argus* (Latreille, 1804) en el Golfo de Batabanó, Cuba. Tesis presentada en opción al título académico Master en Biología Marina y Acuicultura con Mención en Biología Marina. Centro de Investigaciones Marinas, UH, Cuba, 64 p.
- ARIAS-SCHREIBER, M., M. WOLF, M. CANO, B. MARTÍNEZ-DARANAS, Z. MARCOS, G. HIDALGO, S. CASTELLANOS, R. DEL VALLE, M. ABREU, J.C. MARTÍNEZ, J. DÍAZ & A. ARECES. 2008. Changes in benthic assemblages of the Gulf of Batabanó (Cuba) - results from cruises undertaken during 1981-85 and 2003-04. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3(1): 49-60.
- BOUCHET, P., J. FREDA, B. HAUSDORF, W. PONDER, A. VÁLDES & A. WARÉN. 2005. Working Classification of the Gastropoda. En Classification and Nomenclator of Gastropoda Families. P. Bouchet and J.P. Rocroi (eds.) *Malacología* 47 (1-2): 241-266.
- BROWN, B. E., K. R. CLARKE & R.M. WARWICK. 2002. Serial patterns of biodiversity change in coral across shallow reef flats in Ko Phuket, Thailand, due to the effects of local (sedimentation) and regional (climatic) perturbations. *Marine Biology* 141 : 21-129.
- CAPETILLO, N., A. LOPEZTEGUI, A. BETANZOS & R. HERNÁNDEZ. 2011. Variabilidad espacial y temporal de la abundancia del erizo de mar *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816) en el Golfo de Batabanó, Cuba. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras* 28(2): 52-58.
- CERDEIRA-ESTRADA, S. LORENZO-SÁNCHEZ, S. A. ARECES-MALLEA & C. MARTÍNEZ-BAYÓN. 2008. Mapping of the spatial distribution of benthic habitats in the Gulf of Batabanó using Landsat-7 images. *Ciencias Marinas* 34 (2): 213-222.
- CHU, P. S. 2004. ENSO and tropical cyclone activity. In: Hurricanes and typhoons: past, present and future. Murnane, R.J., Liu, K.B. (Eds). Columbia University Press, New York, pp. 297-332.
- CLARKE, K. R & R. N. GORLEY. 2006. PRIMERv6: User manual/ tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- CLARKE, K. R & R. M. WARWICK. 1998. A taxonomic distinctness and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35: 523-531.
- CLARKE, K. R & R. M. WARWICK. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216: 265-278.
- EMANUEL, K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature* 436: 686-688.
- ESPINOSA, J. & J. ORTEA. 1998. Nuevas especies de la Familia Marginellidae (Mollusca: Neogastropoda) de Cuba y los cayos de la Florida. *Avicennia* 8/9: 117-134.
- ESPINOSA, J & J. ORTEA. 2001. Moluscos del Mar Caribe de Costa Rica: desde Cahuita hasta Gandoca. *Avicennia*, Suplemento 4: 1-77.
- ESPINOSA, J & J. ORTEA. 2003. Nuevas especies de moluscos marinos (Mollusca: Gastropoda) del Parque Nacional Guanahacabibes, Pinar del Río, Cuba. *Avicennia* 16: 143-156.
- ESPINOSA, J., J. ORTEA, M. CABALLERO & L. MORO. 2005. Moluscos marinos de la península de Guanahacabibes, Pinar del Río, Cuba, con la descripción de nuevos taxones. *Avicennia* 18: 1- 84.
- GUERRA GARCÍA, R., M. E CHÁVEZ, K. HERNÁNDEZ & E. TRISTÁ. 2005. Cambios sedimentarios en la cuenca marina sur de la provincia Habana. *Revista Ciencias de la Tierra y el Espacio* 1 8: 35-44.
- HALUN, Z., T. J. BORUM, J. KAMP-NIELSEN, L. DUARTE, C. M. & M. D. FORTES. 2002. Experimental evaluation of the effects of siltation-derived changes in sediment conditions on the Philippine seagrass *Cymo-*

- docea rotundata. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 279: 73 - 87.
- HERBECK, L. S., D. UNGER, U. KRUMME, S. MEI LU, T. C. JENNERJAHN. 2011. Typhoon-induced precipitation impact on nutrient and suspended matter dynamics of a tropical estuary affected by human activities in Hainan, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93: 375-388.
- HIDALGO-RODRÍGUEZ, G & A. ARECES-MALLEA. 2009. Estimación cualitativa y cuantitativa del macrozoobentos en la macrolaguna del Golfo de Batabanó, Cuba. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras* 26 (1): 73-79.
- HONG, Z., H. ER & Z. ZHINAN. 2010. Taxonomic Distinctness of Macrofauna as an Ecological Indicator in Laizhou Bay and Adjacent Waters. *Journal of Ocean University of China* 9: 350-358.
- HOSKINS, C. W. 1964. Molluscan biofacies in calcareous sediments, Gulf of Batabanó, Cuba. *Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists* 48(10), 1680-1704.
- HUA, E., Z. N. ZHANG, Z. S. YU & Y. ZHANG. 2010. Preliminary study on the immediate response of the nematode community to Typhoon Soudelor. *Deep-Sea Research II* 57: 1064-1070.
- IBARZÁBAL, D. 1990. Características de la macroinfauna de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. In: El bentos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. Alcolado, P.M. (Ed.), Ediciones Academia, pp. 113-128.
- IPCC. 2007. Climate Change 2007: IPCC fourth Assessment Report. Working Group I Report The Physical Science Basis IPCC, Geneva, Switzerland, 996 p.
- LEONARD, D. R. P., K. R. CLARKE, P. J. SOMERFIELD & R. M. WARWICK. 2006. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. *Journal Environmental Management* 78: 52-62.
- MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford. 70 p.
- MALLIN, M. A. & C. A. CORBETT. 2006. How hurricane attributes determine the extent of environmental effects: multiple hurricanes and different coastal systems. *Estuaries Coasts* 29:1046-1061.
- MARTÍNEZ-DARANAS, B., M. CANO-MALLO & L. CLERO-ALONSO. 2009. Los pastos marinos de Cuba: estado de conservación y manejo. *Serie Oceanológica* 5: 24-44.
- MARTÍNEZ-ESTALELLA, N & P. M. ALCOLADO. 1990. Características generales de las comunidades de moluscos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. In: P.M Alcolado (Ed.) El bentos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. La Habana. Editorial Academia. pp. 53-74.
- MIKKELSEN, P. M & R. BIELER. 2008. *Seashells of Southern Florida. Living marine mollusks of the Florida Keys and adjacent regions. Bivalves*. Princeton, University Press, 503 p.
- MOUILLOT, D., S. GAILLARD, C. ALIAUME, M. VERLAQUE, T. BELSHER & M. TROUSSELLIER. 2005. Ability of taxonomic diversity indices to discriminate coastal lagoon environments based on macrophyte communities. *Ecological Indicators* 5: 1-17.
- ORTEA, J & J. ESPINOSA. 2001. *Intelcysticus e Inbiocysticus* (Mollusca: Neogastropoda: Cysticidea) dos nuevos géneros del Atlántico occidental tropical. *Avicennia*, 14: 107-114.
- PEIERLS, B. L., R. R. CHRISTIAN & H. W. PAERL. 2003. Water quality and phytoplankton as indicators of hurricane impacts on a large estuarine ecosystem. *Estuaries* 26(5): 1329-1343.
- PERIGÓ, A. E., J. F. MONTALVO, M. MARTÍNEZ – CANALS, O. RAMÍREZ, G. SUÁREZ, J. SIMANCA, A. PERIGÓ, C. MARTÍNEZ, D.M. PÉREZ. 2005. Presiones Antropogénicas y su relación con la Calidad Ambiental de la Ecoregión del Golfo de Batabanó. Impactos y Respuestas. [http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181220525073] Fecha de consulta: 29 de agosto de 2015.
- PUGA, R., R. PIÑEIRO, R. ALZUGARAY, L. S. COBAS, M. E DE LEÓN & O. MORALES. 2013. Integrating Anthropogenic and Climatic Factors in the Assessment of the Caribbean Spiny Lobster (*Panulirus argus*) in Cuba: Implications for Fishery Management. *International Journal of Marine Science* 3 (6): 36-45.
- RODRÍGUEZ, D. A & R. M. CLARO. 2009. Impacts of hurricane Ike on coral reef fishes in Santa Lucia tourist area, Camagüey, Cuba. *Serie Oceanológica* 5: 111-127.
- ROSENBERG, G., F. MORETZOHN & E. F. GARCÍA. 2009. Gastropoda (Mollusca) of the Gulf of Mexico. In: Tunnell, J. W. y Felder, D. L., (Eds.) *Gulf of Mexico origin, waters and biota. Volume 1, Biodiversity* pp. 579 - 699.
- SALAZAR-VALLEJO, S. 2002. Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Revista Biología Tropical* 50 (2): 415-428.
- TURGEON, D. D., W. G. LYONS, P. MIKKELSEN, G. ROSENBERG & F. MORETZOHN. 2009. Bivalvia (Mollusca) of the Gulf of Mexico. In: Tunnell, J. W. y Felder, D. L., (Eds.) *Gulf of Mexico origin, waters and biota. Volume 1, Biodiversity* pp. 711-744.
- VALIELA, I., P. PECKOL, C. D'AVANZO, K. LAJTHA, J. KREMER, W. R. GEYER, K. FORMAN, D. HERSH, B. SULLY, T. ISAJI & R. CRAWFORD. 1996. Hurricane Bob on Cape Cod. *American Scientist* 84: 154-165.
- VIMONT, D. J. & J. P. KOSSIN. 2007. The Atlantic meridional mode and hurricane activity. *Geophysical Research Letters* 34, L07709, doi: 10.1029/2007GL029683.
- WARWICK, R. M & K. R. CLARKE. 1995. New biodiversity measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* 129: 301-305.
- WARWICK, R. M & K. R. CLARKE. 2001. Practical measures of marine biodiversity base on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 39: 207-231.

Recibido: 16 de Julio de 2015.

Aceptado: 22 marzo de 2016.

Estimation of growth parameters in a wild population of lion-paw scallop (*Nodipecten subnodosus*) in Bahía de Los Angeles, Baja California, Mexico

Estimación de parámetros de crecimiento en una población de almeja mano de león (*Nodipecten subnodosus*) en Bahía de Los Angeles Baja California, México

Iván Velázquez-Abunader¹, Jorge Alberto López-Rocha², Marcial Arellano-Martínez³, Bertha Patricia Ceballos-Vázquez³ and Miguel A. Cabrera¹

¹Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua carretera a Progreso km 6. Mérida, Yucatán, 97310. México

²Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Sisal, Yucatán, 97130, México

³Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. A.P. 592, La Paz, Baja California Sur. 23000, México
e-mail: jvelazquez@cinvestav.mx

Velázquez-Abunader I., J. A. López-Rocha, M. Arellano-Martínez, B. P. Ceballos-Vázquez and M. A. Cabrera. 2016. Estimation of growth parameters in a wild population of lion-paw scallop (*Nodipecten subnodosus*) in Bahía de Los Angeles, Baja California, Mexico. *Hidrobiológica* 26 (1): 133-142.

ABSTRACT

The lion-paw scallop *Nodipecten subnodosus* is a commercially important resource in the northwest of Mexico; however few studies evaluate its growth. Length of shell was used to estimate individual growth parameters of the lion-paw scallop from a wild population. Monthly samplings were performed from January to December 2006 in Bahía de Los Angeles on the western coast of the Gulf of California, Mexico. Morphometric relationships between total length, height, total weight, and mass weight were estimated. The number of cohorts was determined monthly using the multinomial technique based on a likelihood function. The cohort that was best represented over time was used to fit the stationary growth model of von Bertalanffy. The results indicated that this species presents negative allometric growth and showed high correlation among different morphometric measures ($R^2 > 0.88$). Length frequency distributions showed two cohorts in each sample, except from August to November when there were up to three cohorts, with greater variance in those of intermediate sizes. The growth parameters were: $L_{\infty} = 19.06$ cm, $k = 0.47$ year⁻¹, $t_0 = -0.19$ years, $C = 0.38$, $t_s = 0.37$. Due to fluctuations in the growth of the species, assessments should be performed based on age-structured models to support fishery management measures for this species.

Key words: Bivalve, likelihood, seasonal von Bertalanffy model, size, wild population.

RESUMEN

La almeja mano de león *Nodipecten subnodosus* es un importante recurso comercial en el noroeste de México; sin embargo, son escasos los estudios que evalúan su crecimiento. Se utilizó la longitud de la concha para estimar los parámetros de crecimiento individual de una población silvestre de la almeja mano de león. Se realizaron muestreos mensuales de enero a diciembre de 2006 en Bahía de Los Angeles en la costa oeste del Golfo de California, México. Se estimaron diferentes relaciones morfométricas entre ellas la longitud total, altura, peso total y peso sin concha. Se determinó el número de cohortes utilizando la técnica estadística multinomial basada en una función de verosimilitud. Se usó la cohorte que estuvo mejor representada en el tiempo para realizar las estimaciones de los parámetros de crecimiento a través del modelo estacionalizado de von Bertalanffy. Los resultados señalan que esta especie presenta un crecimiento de tipo alométrico negativo y mostró una alta relación entre las diferentes medidas morfométricas ($R^2 > 0.88$). Las longitudes mostraron dos cohortes en cada muestra, excepto desde agosto hasta noviembre donde se obtuvieron tres cohortes con una elevada varianza en las cohortes de longitudes intermedias. Los parámetros de crecimiento fueron: $L_{\infty} = 19.06$ cm, $k = 0.47$ año⁻¹, $t_0 = -0.19$ años, $C = 0.38$, $t_s = 0.37$. Debido a las oscilaciones en el crecimiento de la especie, se recomienda realizar evaluaciones basadas en modelos estructurados por edades para sustentar las medidas de manejo pesquero de esta especie.

Palabras clave: Bivalvo, longitud, modelo estacionalizado de von Bertalanffy, población silvestre, verosimilitud.

INTRODUCTION

Growth estimations are important for assessing the population's dynamics and for analyzing fisheries through age structured models in order to obtain accurate models, natural and fishing mortality, exploitation rates and catchability. (Velázquez-Abunader *et al.*, 2013). The growth parameters need to be calculated from the data obtained from the same populations as those where the organisms are being caught (Sparre & Venema, 1997). However, the increase in exploitation of fishery resources and the need to establish management schemes for the different fisheries requires the use of simple and practical methods which in the short-term allow growth parameters to be estimated (Chuenpagdee *et al.*, 2011).

In bivalves age can be determined through of: a) direct counting of growth lines in the shell (Calderón-Aguilera *et al.*, 2010); and b) modal progression analysis (Herrmann *et al.*, 2009). In order to use the first method, it is necessary to validate the periodicity of the growth increments using organisms of a known age, bred in captivity, whereas the second technique provides a quick estimate of the growth parameters but requires progressive monitoring of size structure over time (Sparre & Venema, 1997). For selected species, age validation has been possible when the organisms have been cultured in several environments, thus providing a basis for the validation of growth parameters. The lion-paw scallop *Nodipecten subnodosus* (Sowerby, 1835), is a good example, since it has been extensively cultivated across its geographical distribution range.

The lion-paw scallop is a pectinid distributed from Ojo de Liebre lagoon in Baja California Sur, Mexico, including the Gulf of California, to the northeastern coast of Peru (Keen, 1971). In the northeast of Mexico this scallop is considered an important resource due to its attractive flavor, size of the abductor muscle, and the fact that it can reach large sizes in comparison with other bivalves (up to 21.8 cm in length) (Racotta *et al.*, 2003). According to Chávez-Villalba and Cáceres-Martínez (1992), during the 1970s an important decrease in catch led Mexican authorities to close the fishery for 20 years, reopening once the stock size apparently reached levels suitable for exploitation. Although levels of catch have varied, the volume of production of "scallop" has shown a tendency to increase since 1994, from ~25 t to a maximum of 321 t in 2008 (DOF, 2012).

Despite the fact that the lion-paw scallop is an economically important resource for fishermen of northwestern Mexico, there are virtually no studies that estimate growth parameters for wild populations of this species. In contrast, several studies have been carried out along this region to evaluate their growth under farming (Barrios-Ruiz *et al.*, 2003; Racotta *et al.*, 2003; Villalejo-Fuerte *et al.*, 2004; Cerón-Ortiz *et al.*, 2006; Taylor *et al.*, 2006; Osuna-García *et al.*, 2008; Arellano-Martínez *et al.*, 2011; Koch *et al.*, 2015). Authors such as Gutiérrez-Villaseñor and Chi-Barragán (1997), Villalejo-Fuerte *et al.* (2004) and Arellano-Martínez *et al.* (2011) have found that this species presents accelerated growth during its first year of life (reaching a size of up to 4.5 cm in length). As expected, growth rates change with study sites, as well as with density, temperature and food availability (Arellano-Martínez *et al.*, 2011). This species shows allometric growth ($\beta < 3$) and spawns at 2 years of age (Villalejo-Fuerte *et al.*, 2004).

The use of length frequencies to estimate growth parameters is appropriate when there is no information available on age using direct methods or when growth patterns in cultured organisms have not pre-

viously been studied. Hence the objective of this study was to determine the growth parameters based on size frequency distribution analysis and estimate the length-height and length-total weight ratios of the lion-paw scallop along the western coast of Baja California to provide useful elements for fishery management.

MATERIAL AND METHODS

Field work. The organisms were collected in a subtropical region of the Gulf of California, Mexico (28°53'07" – 29°03'03" N and 113°31'46" – 113°31'18" W) where there is no established fishery. From January to December 2006, specimens of lion-paw scallop were caught monthly by semi-autonomous Hooka diving at depths of between 5 and 10 m. The total weight (*TW*) and mass weight (*MW*) were measured for each specimen using one electronic scale (precision ± 0.1 g), and the length (*L*) and height (*H*) of the shell were measured with a Vernier (precision ± 0.1 cm).

Morphometric relationships. The morphometric relationships *L-H* and *TW-MW* were estimated by linear regression, whereas the *L-TW* relationship was fitted to the power model, $TW = \alpha L^\beta$ using a non-linear least squares, where α is the mean condition of the scallop and β is the allometric coefficient (Esmaili & Ebrahimi, 2006). The estimated value of β was analyzed using a Student's *t* test in order to determine whether growth is isometric (Ho: $\beta = 3$) or allometric (Ha: $\beta \neq 3$) (Zar, 1999) using the following equation:

$$\hat{t} = \frac{s.d._{(L)}}{s.d._{(TW)}} \cdot \frac{|\beta - 3|}{\sqrt{1 - R^2}} \cdot \sqrt{n - 2} \quad (1)$$

where \hat{t} is the Student's *t* value, $s.d._{(L)}$ is the standard deviation of length, $s.d._{(TW)}$ is the standard deviation of total weight, R^2 is the determination coefficient and *n* is the number of observations (Pauly, 1984).

Modal progression analysis. The distribution of the lion-paw scallop shell lengths (*L*) was represented graphically by histograms of monthly frequencies; initially the data were grouped into different size-intervals (1, 2 and 3 cm *L*). We present the analysis using a size-interval of 1 cm *L*, since it allows the modes to be followed over time better. Thus, the observed modal groups were fitted to a multinomial model defined by:

$$P\{x_i, n, p_1, p_2, \dots, p_k\} = n! \prod_{i=1}^k \frac{p_i^{x_i}}{x_i!} \quad (2)$$

where x_i is the number of times that a *i* event occurs in *n* samples, *n* is the sample size and p_i are the separate probabilities of each possible event *k* (Haddon, 2001). In order to estimate the parameters of the model, it was necessary to transform equation (2) into an expression of likelihood, resulting in the following equation:

$$-1nL = \{x_i, n, p_1, p_2, \dots, p_k\} = \sum_{i=1}^n [x_i \ln(p_i)] \quad (3)$$

The main assumption for estimating the parameters of the model is that the size distribution for each mean or modal length is described by a Gaussian distribution, where each mode corresponds to a different size group or cohort of the scallop population (Haddon, 2001). Under

this condition, estimates of the relative proportions expected for each length interval were described using the following density function:

$$p_L = \frac{1}{\sigma_n \sqrt{2\pi}} x e^{\frac{-(l-\mu_n)^2}{2\sigma^2}} \quad (4)$$

where μ_n and σ_n are the mean and standard deviation of the length of each modal group. The expected frequencies were estimated using the logarithmic function of the multinomial distribution (equation 3) and the final values of the model parameters were assigned by comparing the observed and expected frequencies (Haddon, 2001; García-Lizárraga *et al.*, 2011). The objective function for estimating the parameters was defined as:

$$-\ln L \{L | \mu_i, \sigma_i\} = -\sum_{i=1}^n L_i \ln(\hat{p}_i) = -\sum_{i=1}^k L_i \ln \left(\frac{\hat{L}_i}{\sum \hat{L}_i} \right) \quad (5)$$

The seed values for estimating the parameters of equation 5 were assigned using criteria from a previous visual inspection of the length frequency distribution (Montgomery *et al.*, 2010). The model parameters

were estimated when the negative log-likelihood function was minimized (equation 5), using a non-linear Newton algorithm (Neter *et al.*, 1996).

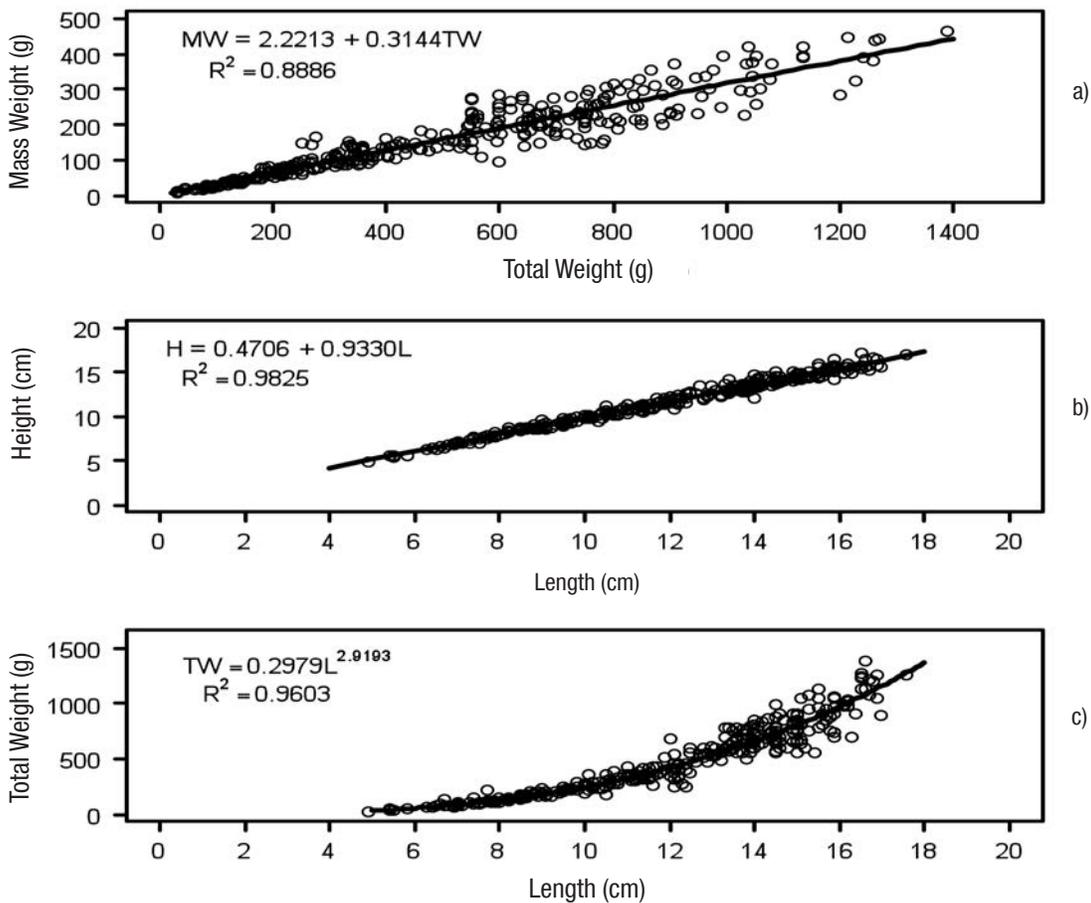
When the sample had more than one modal group, the Separation Index (SI) was used (Sparre & Venema, 1997):

$$SI = \frac{L_j - L_i}{\left(\frac{S_j^2 + S_i^2}{2} \right)} \geq 2 \quad (6)$$

where L_j and L_i are the average lengths of the modal groups j and i , S_j^2 and S_i^2 are the standard deviations for the modal groups j and i . When SI was < 2 it was not feasible to separate the normal components from the observed frequencies (Sparre & Venema, 1997).

Growth function. Once the monthly modes had been obtained, the best represented was followed throughout time, fitting it to the seasonal von Bertalanffy growth equation (Pitcher & McDonald, 1973) defined by:

$$L_t = L_\infty \left[1 - e^{\left[-k(t-t_0) + \left(\frac{kC}{2\pi} \right) \sin 2\pi(t-t_s) - \left(\frac{kC}{2\pi} \right) \sin 2\pi(t_0-t_s) \right]} \right] \quad (7)$$



Figures 1a-c. Morphometric relationships of the lion-paw scallop (*Nodipecten subnodosus*) in Bahía de Los Angeles, Mexico. a) is the total weight – weight without shell relationship, b) is the shell length – height relationship and c) is the shell length – total weight relationship

where L_t is the length at time t , L_∞ is the maximum allowable asymptotic length, k is the growth coefficient, t_0 is the theoretical age when the length is equal to zero, C is the constant that defines the degree of seasonal oscillation (varies between 0 and 1), and t_s is the starting point of the oscillation.

Studies carried out for the culture of the lion-paw scallop in the Gulf of California indicated that this species reaches up to 4.5 cm L in the first year of its life with a growth rate of 0.017 cm day⁻¹ (Ramírez-Arce, 2009). Based on this, the relative age of 12 months was assigned to the first mode (4.5 cm L) located within the lower interval of sizes from the August distribution because individuals shorter than 4.5 L were not found.

A multiplicative error was assumed in the estimation of L_t according to the expression $L_t = \hat{L}_t e^{\varepsilon_i}$, where $\varepsilon \sim (0, \sigma^2)$ (Cerdenares-Ladrón de Guevara et al., 2011). In order to estimate the parameters of the model (θ), the negative log-likelihood value was minimized using the Newton algorithm:

$$-\ln L(\theta | data) = \sum_i \left[-\frac{1}{2} \ln(2\pi) \right] - \left[\frac{1}{2} \ln(\sigma^2) - \left(\frac{\ln L_t - \ln \hat{L}_t}{2\sigma^2} \right)^2 \right] \quad (8)$$

The standard deviation value was obtained by:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\ln L_t - \ln \hat{L}_t)^2} \quad (9)$$

where n is the number of observations (Hilborn & Walters, 1992).

Confidence intervals. The confidence intervals were estimated at 95% (CI) for the growth model parameters t_0 , C and t_s (equation 7) using the profile likelihood method (Hilborn & Mangel, 1997; Cerdenares-Ladrón de Guevara et al., 2011). This is based on a χ^2 distribution with m degrees of freedom (Zar, 1999), accepting all the values that satisfy the following condition:

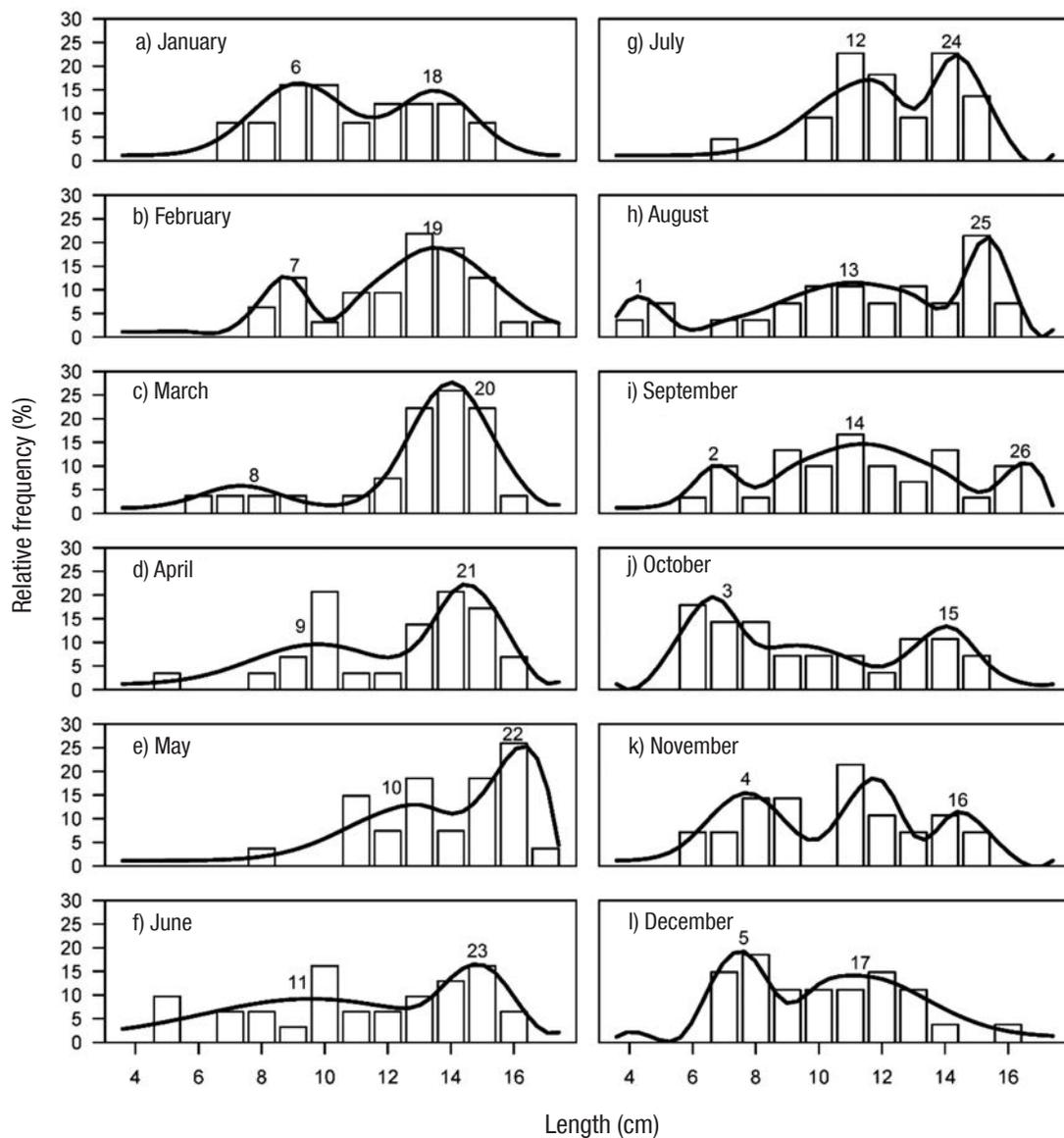
$$2 \left[L(\chi Y | \theta) - L(Y | \theta_{best}) \right] < \chi^2_{1,1-\alpha} \quad (10)$$

where $L(Y|\theta)$ is the log - likelihood value of the parameters and $L(Y|\theta_{best})$ is the likelihood value of the adjusted parameter, $\chi^2_{1,1-\alpha}$ is the value of the χ^2 distribution at a confidence level of $1 - \alpha$ and one degree of freedom ($\chi^2_{1,1-\alpha} = 3.84$) (Haddon, 2001).

Table 1. Number of cohorts estimated based on length frequency distributions for Bahía de Los Angeles, Gulf of California, Mexico.

Month	Number of modal group	n	Mean (cm)	Confidence Interval (cm)	Separation Index (SI)
January	1	14	9.26	8.69 – 9.84	3.21
	2	11	13.35	12.88 – 13.83	
February	1	14	8.59	8.45 – 8.73	4.48
	2	32	13.30	12.70 – 13.94	
March	1	10	7.52	7.06 – 7.98	5.35
	2	32	13.78	13.32 – 14.25	
April	1	27	9.80	9.06 – 10.54	3.09
	2	32	14.33	13.95 – 14.70	
May	1	26	12.77	11.97 – 13.57	2.27
	2	25	15.72	15.50 – 15.95	
June	1	17	9.61	8.45 – 10.78	2.45
	2	14	14.61	14.28 – 14.94	
July	1	14	11.45	10.71 – 12.19	2.93
	2	8	14.44	14.28 – 14.61	
	3	13	4.57	4.28 – 5.69	
August	2	17	11.09	10.23 – 11.94	(1,2) = 5.16 (2,3) = 2.94
	3	8	15.14	14.93 – 15.35	
	1	5	6.69	6.17 – 6.84	
September	2	21	11.32	10.49 – 12.15	(1,2) = 3.51 (2,3) = 3.94
	3	4	15.89	15.86 – 15.92	
October	1	13	6.70	5.70 – 6.99	(1,2) = 2.27 (2,3) = 3.47
	2	7	9.43	8.79 – 10.07	
	3	8	13.80	13.46 – 14.14	
November	1	9	7.86	6.12 – 8.29	(1,2) = 3.94 (2,3) = 4.89
	2	11	11.65	11.33 – 11.96	
	3	5	14.45	14.32 – 14.58	
December	1	12	7.51	6.98 – 7.65	3.04
	2	15	11.19	10.37 – 12.00	

n is the number of organism corresponding to each cohort, mean is the average length each cohort. The Separation Index (SI) is shown when more than one cohort was estimated.



Figures 2a-l. Size frequency distribution (bars) and modal groups (lines) estimated monthly for the lion-paw scallop *Nodipecten subnodosus* in Bahía de Los Angeles, Mexico. Numbers indicate the modal progression used for growth analysis.

RESULTS

Often, when more than two parameters are considered in the likelihood profile, the confidence interval tends to be broader (Cerdaneres-Ladrón de Guevara *et al.*, 2011) and this occurs when there is a correlation between the model parameters. For the case of the von Bertalanffy model, it is known that the parameters k and L_{∞} present a high correlation (Welch & McFarlane, 1990). To solve this problem, the confidence intervals of these parameters were estimated using a contour plot, accepting all the values that satisfy equation (10) but with two degrees of freedom, which corresponded to 5.99 (Zar, 1999).

Population features. A total of 424 organisms were collected during the sampling period. The smallest scallop was caught in August (4.9 cm L), whereas the largest was caught in May (17.6 cm L). The total weight varied from 29 g (August) to 1 392 g corresponding to a specimen caught in April.

Morphometric relationships. The $TW - MW$ and $L - H$ relationships were linear, with elevated coefficients of determination ($R^2 = 0.89$ and $R^2 = 0.98$, respectively). The relationship $TW - MW$ presented the greatest variability, however despite this the fit of the linear model was sig-

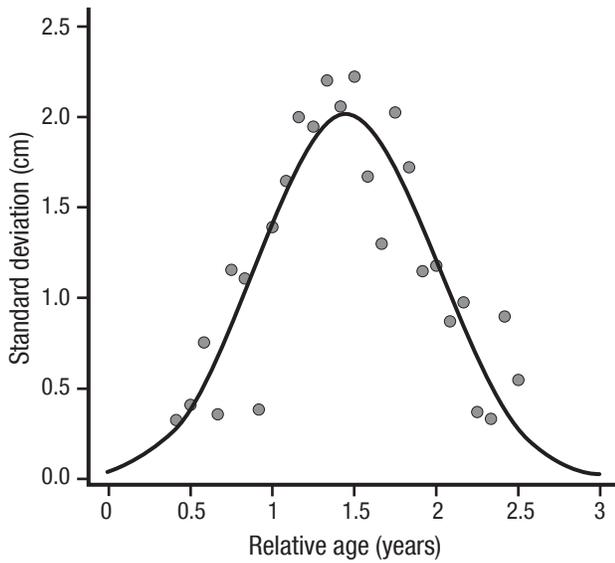


Figure 3. Relationship between the relative age and standard deviation of the modal groups, estimated monthly for the lion-paw scallop *Nodipecten subnodosus* in Bahía de Los Angeles, Mexico.

nificant ($F_{1,332} = 2\,649$, $p < 0.0001$) (Fig. 1a). The value of the slope in the $L - H$ relationship was significantly different from 1 and suggested a greater proportional gain in length than height ($b = 0.93$, $t = 9.79$, $p < 0.05$) (Fig. 1b). The potential model that explained the $L - TW$ relationship was significant ($R^2 = 0.96$, $F_{1,332} = 8034$, $p < 0.0001$). The value estimated for β was 2.91 and was significantly different from the theoretical value of 3 ($t = 2.47$, $p < 0.05$) (Fig. 1c).

Modal progression analysis. The multinomial technique detected distributions with two and three modal groups. The distributions with

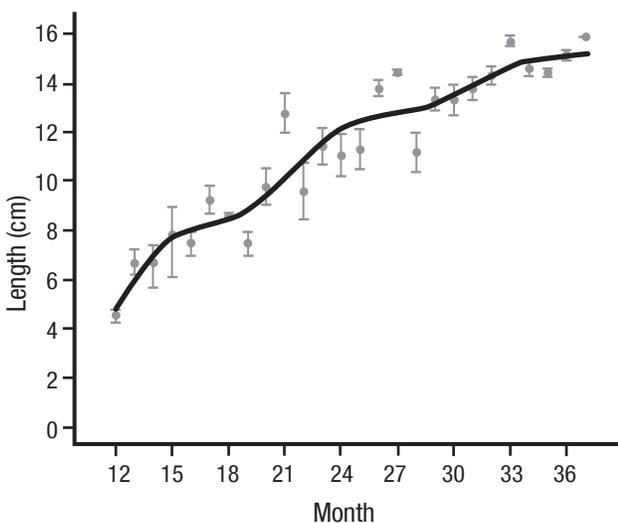


Figure 4. Growth pattern of the lion-paw scallop *Nodipecten subnodosus* in Bahía de Los Angeles, Mexico. The black line represents the fitted model to the observed data (grey) \pm confidence intervals.

three modes were presented from August to November. The mode corresponding to the smallest size was found in August (4.5 cm L ; CI = 4.28 – 4.69 cm L), whereas the largest was detected in September (15.89 cm de L ; CI = 15.96 – 15.92 cm de L). The mode that could be tracked through time corresponded to the month of August (4.5 cm L), providing continuity for three age groups or modal groups to finish the modal progression in September (15.89 cm L) (Table 1 and Fig. 2). The values of the relative ages estimated for the mean lengths of the calculated modes and their respective standard deviations were fitted to a Gaussian curve ($R^2 = 0.74$), with the model:

$$LSD = 2.01e^{\frac{-(1.45 - \text{relative age})^2}{-2(0.52^2)}} \quad (11)$$

where LSD is the standard deviation of the estimated modes (in cm); the greatest variability was presented around 1.46 years old ($LSD = 0.52$ years) (Fig. 3).

Growth function: Comparing the fitted model with the observed data, the greatest variability occurred between 20 and 25 months, which is possibly due to the high variability in the modal groups estimated in the intermediate sizes as mentioned in Figure 4. For 12 to 18 as well as for 30 to 37 months of age, the model fitted reasonably well to the observed data. The growth parameters were: $L_\infty = 19.06$ cm L , $k = 0.47$ years $^{-1}$, $t_0 = -0.19$ years, $C = 0.38$, $t_s = 0.37$ (Fig. 4).

The confidence intervals obtained from the log-likelihood values for L_∞, k, t_0, C and t_s were: $L_\infty = 17.8 - 20.4$ cm; $k = 0.44 - 0.55$ years $^{-1}$; $t_0 = -0.26$ to -0.13 years; $C = 0.27 - 0.51$; and $t_s = 0.21 - 0.53$ (Figs. 5, 6). As expected, the confidence intervals calculated suggest low variability in growth of the youngest individuals and high variability in growth for the oldest.

DISCUSSION

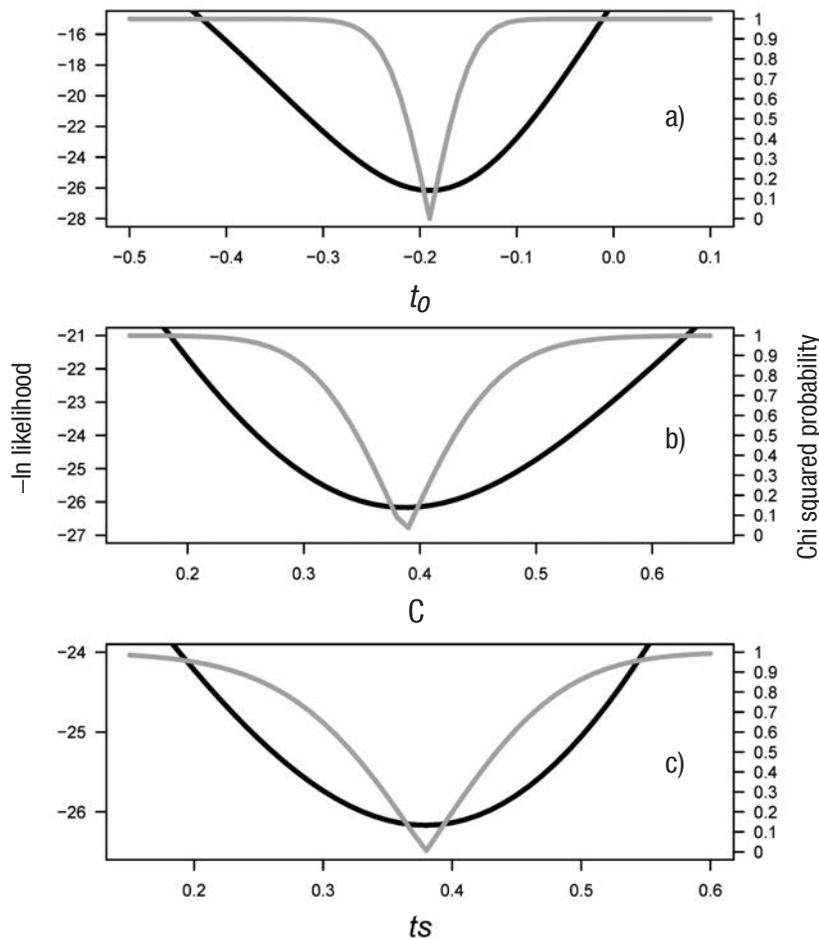
The results shown here are considered important for estimating the population parameters of the lion-paw scallop using information obtained from a wild population in a subtropical due to its high economic and commercial importance (DOF, 2012). The advantage of estimating growth using wild organisms is that larger and older organisms can be collected. This is not the case in culture where their life cycle is shortened by the harvest periods and high densities in cultures might alter the growth rate. This advantage can be seen when the sample represents a wide range of lengths and is representative of the length structure of the population (Gosling, 2015). In our study this advantage was observed, a wide length interval was obtained however individuals under 4.5 cm L were not caught. Thus, the growth model is representative from 4.5 cm L .

In the present study, this scallop exhibited disproportionate growth between different parts of its body (greater proportional increase in size than weight, but with a smaller proportional gain in length than height) which suggests a negative allometric growth ($\beta < 3$). The $TW - L$ relationship showed higher variability in the sizes greater than 13 cm L , where the organisms with the same length have different weights. Several authors have indicated that this allometry in growth can be equally influenced by environmental factors including, temperature, (Lodeiros & Himmelman, 2000; Villalejo-Fuerte *et al.*, 2004; Sumer *et al.*, 2013), quantity and quality of food, density and physiological condition of the

species (Acosta *et al.*, 2000; Herrmann *et al.*, 2009), high intraspecific competition for space and food (Acosta *et al.*, 2000), as well as the maintenance of physiological favorable surface area-to-volume ratio for pectinid species (Gosling, 2015). Authors as Moragat *et al.* (2001) and Peña (2001) also found a disproportionality in growth of height and width for pectinid species and they suggest this effect can be due to genetic differences among populations because to low flux genetic among them. The irregular shape of the shell for pectinids also facilitate their movement and swim (Gosling, 2015). The relationship between the disproportionality in growth among populations and environmental factors should be analyzed in future studie. The results suggest that the lion-paw scallop from Bahía de Los Angeles consists of two cohorts, except for August to November when there are three, which implies that there is a recruitment period of young organisms in the study area during summer and autumn. On the other hand, the modal groups of intermediate sizes presented the greatest variability, probably due to differences in the growth rate of organisms of the same age. This high variability is characteristic of this species and is particularly noticeable when records are obtained for cultured organisms. Barrios-Ruiz *et al.*

(2003) found that after the third month of culture there is high variability in sizes for organisms of the same age. This suggests that an overlap of organisms of different ages at intermediate sizes is unlikely, or may be a side effect of the analysis of the information in the present study.

The importance to determining the number of modal groups or cohorts through analysis of length-frequencies, is to understand the population dynamics of the species studied (Velázquez-Abunader *et al.*, 2012). The multinomial method used here, helped to achieve this objective, in addition, this technique allows to detect a modal progression for determining growth rate and recruitment periods through time (Monsreal-Vela *et al.*, 2016). In fisheries, recruitment is usually defined as first age which specimens are caught (Hilborn & Walters, 1992; Quinn & Derisso, 1999; Haddon, 2001; Velázquez-Abunader *et al.*, 2012), therefore, the youngest age was assigned to smallest cohort (August) (Fig. 2). In the present study, each cohort was determinate taking into account the following criteria: 1) a visual inspection of the length frequency distribution, 2) growth rate registered in previous studies and 3) knowledge of the biology this species (Velázquez-Abunader *et al.*, 2012).



Figures 5a-c. Likelihood profiles to estimate the confidence intervals at 95% for the parameters t_0 (a), C (b) and ts (c) of the seasonalized von Bertalanffy model. Black line represents Chi squared probability. Grey line represents $-\ln$ likelihood.

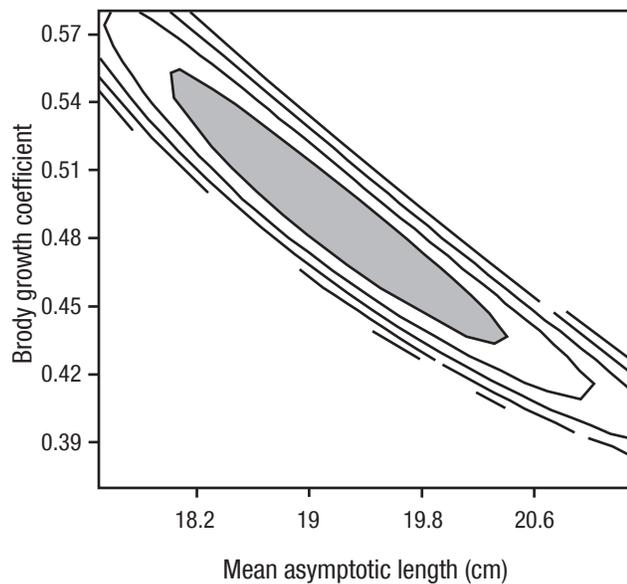


Figure 6. Contour plot for estimating the confidence intervals at 95% for the parameters L_{∞} and k . The gray area indicates the values that satisfy the condition: $\chi^2 < 5.99$.

The high size variability at intermediate ages coincides with reproductive periods detected for this species in different locations of the peninsula of Baja California (September to November) (Reinecke-Reyes, 1996; Racotta *et al.*, 2003; Arellano-Martínez *et al.*, 2004; Villalejo-Fuerte *et al.*, 2004). This may be due to a greater investment of energy into reproduction than growth during this period. These possible changes in energy investment for reproductive processes may be responsible for the seasonality found in the growth of this species, where the first oscillation was estimated at 1.5 years old and the second at 2.25 years.

At present, the management measures recommended by the Mexican authorities for the exploitation of the lion-paw scallop are the establishment of a closed season (September to December) and a daily catch limit of 300 to 400 specimens per boat (DOF, 2012). The use of shell length (i.e. minimum size restriction) as a management measure could present problems. This is due to the oscillations in the growth of this species, since individuals of the same size could be different ages.

Since Bahía de Los Angeles is a Natural Protected Area within the Biosphere Reserve category (DOF, 2007), and is considered a Center of Biological Activity (Lluch-Cota & Arias-Aréchiga, 2000), it is of utmost importance that scientifically validated information to give support to management of fisheries resources in the region. Historically, the target species of the scallop fishery in Bahía de Los Angeles was *Argopecten ventricosus*, however the catch of this species has decreased drastically (Valdez-Ornelas *et al.*, 2007) to the point that it can be considered a collapsed fishery. Similarly, the lion-paw scallop has been considered overexploited in several zones of the peninsula of Baja California (Taylor *et al.*, 2006). Age-structured models must be considered in future stock assessment for the lion-paw scallop in order to facilitate the management of the fishery.

ACKNOWLEDGEMENTS

IVA, JALR, MAM and BPCV thank the National System of Researchers (SNI) of the National Council of Science and Technology (CONACYT) for their support.

REFERENCES

- ACOSTA, V., L. FREITES & C. LODEIROS. 2000. Densidad, crecimiento y supervivencia de juveniles de *Lyropecten* (*Nodipecten*) *nodosus* (Pteroida: Pectinidae) en cultivo suspendido en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 48: 799-806.
- ARELLANO-MARTÍNEZ, M., B.P. CEBALLOS-VÁZQUEZ, C. RUIZ-VERDUGO, E. PÉREZ-DE-LEÓN, R. CERVANTES-DUARTE, & P.M. DOMÍNGUEZ-VALDEZ. 2011. Growth and reproduction of the lion's paw scallop *Nodipecten subnodosus* in a suspended culture system at Guerrero Negro lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Aquaculture Research* 42: 571-582.
- ARELLANO-MARTÍNEZ, M., I.S. RACCOTTA, B.P. CEBALLOS-VÁZQUEZ & J.F. ELORDUY-GARAY. 2004. Energy cycle, reproductive activity, and food availability of the lion's paw scallop *Nodipecten subnodosus* in the Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., Mexico. *Journal of Shellfish Research* 23: 15-23.
- BARRIOS-RUIZ, D., J. CHÁVEZ-VILLALBA & C. CÁCERES-MARTÍNEZ. 2003. Growth of *Nodipecten subnodosus* (Bivalvia: Pectinidae) in La Paz Bay, Mexico. *Aquaculture Research* 34: 633-639.
- 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, México. *Journal of Shellfish Research* 29: 319-326.
- CHÁVEZ-VILLALBA, J. & C. CÁCERES-MARTÍNEZ. 1992. Scallop culture in the northwest of Mexico. *World Aquaculture* 23: 20-25.
- CHUENPAGDEE, R., S. SALAS, A. CHARLES & J.C. SEIJO. 2011. Assessing and managing coastal fisheries of Latin America and the Caribbean: underlying patterns and trends. p. 385-401 In Salas, S., R. Chuenpagdee, A. Charles & Seijo, J.C. (eds.). *Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 544. Rome, FAO.
- CERDENARES-LADRÓN DE GUEVARA, G., E. MORALES-BOJÓRQUEZ & R. RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ. 2011. Age and growth of the sailfish *Istiophorus platypterus* (Istiophoridae) in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Marine Biology Research* 7: 488-499.
- CERÓN-ORTIZ, A.N., B. CORDERO, B.O. ARREDONDO-VEGA & M. ROBLES. 2006. Growth of *Lyropecten Nodipecten subnodosus* Sowerby, 1835 spat fed with three microalgae mixtures diets. *Journal of Fisheries International* 1: 1-7.
- DOF. 2007. *Decreto por el que se declara área natural protegida, con la categoría de reserva de la biosfera, la zona marina conocida como Bahía de los Ángeles, canales de Ballenas y de Salsipuedes, comprendiendo la zona federal marítimo terrestre correspondiente a la porción de la costa oriental de la península de Baja California, ubicada frente al Municipio de Ensenada, en el Estado de Baja California*. Diario Oficial de la Federación. 5 de junio 2007.

- DOF, 2012. *Carta Nacional Pesquera*. Diario Oficial de la Federación. México. August 24, 2012.
- Esmaeili, H.R. & M. Ebrahimi. 2006. Length–weight relationships of some freshwater fishes of Iran. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 328–329.
- GARCÍA-LIZÁRRAGA, M. A., F. E. SOTO-FRANCO, J. M. J. RUIZ-VELAZCO, J. I. VELÁZQUEZ-ABUNADER, J. S. RAMÍREZ-PÉREZ & E. PEÑA-MESSINA. 2011. Population structure and reproductive behavior of Sinaloa Cichlid *Cichlasoma beanii* (Jordan, 1889) in a tropical reservoir. *Neotropical Ichthyology* 9: 593-599.
- GOSLING, E. 2015. *Marine bivalve molluscs*. Wiley Blackwell, West Sussex, UK.
- GUTIÉRREZ-VILLASEÑOR, C. E & G. CHI-BARRAGÁN. 1997. Effect of temperature and feeding ratio on the conditioning of *Lyropecten subnodosus* Sowerby, 1835. p. 73-75. In Felix-Pico, E.F. (ed.). *Book of Abstracts 11th International Pectinid Workshop*, CICIMAR, La Paz, B.C.S., Mexico.
- HADDON, M. 2001. *Modelling and quantitative methods in fisheries*. CRC Press, Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton, FL.
- HERRMANN, M., D. CARSTENSEN, S. FISCHER, J. LAUDIEN, P. E. PENCHASZADEH & W. E. ARNTZ. 2009. Population structure, growth, and reproduction of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) from northern Argentinean beaches. *Journal of Shellfish Research* 28: 511-526.
- HILBORN, R. & M. MANGEL. 1997. *The ecological detective. Confronting models with data*. Monographs in population biology. Princeton Academic Press, New Jersey.
- HILBORN, R. & C. WALTERS. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty*. Chapman-Hall, New York.
- KEEN, A. M. 1971. *Sea Shells of Tropical West America*. Stanford University Press, Stanford CA.
- KOCH V., A. RENGSTORF, M. TAYLOR, J. MAZÓN-SUÁSTEGUI, F. SINSEL & M. WOLFF. 2015. Comparative growth and mortality of cultured Lion's Paw scallops (*Nodipecten subnodosus*) from Gulf of California and Pacific populations and their reciprocal transplants. *Aquaculture Research* 46: 185-201.
- LLUCH-COTA, S. & J. P. ARIAS-ARÉCHIGA. 2000. Sobre la importancia de considerar la existencia de centros de actividad biológica para la regionalización del océano: el caso del Golfo de California. p. 255-263. In: Lluch-Belda, D., J.F. Elorduy-Garay, S.E. Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz (eds.). *BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. México.
- LODEIROS, C. J. & J. H. HIMMELMAN. 2000. Identification of factors affecting growth and survival of the tropical scallop *Euvola* (Pecten) *ziczac* in the Golfo de Cariaco, Venezuela. *Aquaculture* 182: 91-114.
- MONSREAL-VELA, K., I. VELÁZQUEZ-ABUNADER & G. R. POOT-LÓPEZ. 2016. Model selection for determining the growth of juveniles and sub-adults of two species of shrimp (Decapoda, Penaeidae) in a tropical coastal lagoon. *Crustaceana* 89: 29-45.
- 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 a metapenaeid waters off Australian. *Marine and Freshwater Research* 61: 1435–1445.
- MORAGAT, D., AVENDAÑO, M., PEÑA, J., LE PENNET, M., TANGUYT, A., & BARON, J. 2001. Genetic and morphological differentiation between two pectinid populations of *Argopecten purpuratus* from the northern Chilean coast. *Estudios Oceanológicos* 20: 51-60.
- NETER, J., M. H. KUTNER, W. WASSERMAN & J. NACHTSCHEN. 1996. *Applied linear statistical models*. McGraw-Hill/Irwin, Chicago, IL.
- OSUNA-GARCÍA M., A. HERNÁNDEZ-LLAMAS & J. M. MAZÓN-SUÁSTEGUI. 2008. Production dynamics of the giant lions-paw scallop *Nodipecten subnodosus* cultivated off-bottom. *Aquaculture* 274: 260-267.
- PAULY, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. ICLARM Stud. Rev. 8, 325 p.
- PEÑA, J. B. 2001. *Taxonomía, morfología, distribución y hábitat de los pectínidos Iberoamericanos*. In Maeda-Martínez, A. N. (ed.). *Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: Ciencia y Acuicultura*. Cap. 1: 1-25.
- PITCHER, T. J. & P. D. M. McDONALD. 1973. Two models for seasonal growth in fishes. *Journal of Applied Ecology* 10: 599-606.
- QUINN, T. J. & R. B. DERISO. 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York.
- RACOTTA, I. S., J. L. RAMÍREZ, A. M. IBARRA, M. C. RODRÍGUEZ-JARAMILLO, D. CARREÑO & E. PALACIOS. 2003. Growth and gametogenesis in the lion-paw scallop *Nodipecten* (*Lyropecten*) *subnodosus*. *Aquaculture* 217: 335-349.
- RAMÍREZ-ARCE, J. L. 2009. *Evaluación de la ventaja productiva y grado de esterilidad en triploides de almeja mano de león Nodipecten subnodosus (Sowerby 1835) como una alternativa para el cultivo en el Parque Nacional Bahía de Loreto, Golfo de California*. MSc thesis, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, BCS, México.
- REINECKE-REYES, M. A. 1996. Madurez y desove de la almeja mano de león *Lyropecten subnodosus* Sowerby, 1835 (Bivalvia: Pectinidae) en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., México. *Boletín Pesquero CRIP La Paz* 3: 17-20.
- SPARRE, P. & S. C. VENEMA. 1997. *Introduction to tropical fish stock assessment. Part I. Manual*. FAO Fisheries Technical Papers 360(1). Rome, FAO.
- SUMER, C., I. TEKSAM, H. KARATAS, T. BEYHAN & C. M. AYDIN. 2013. Growth and Reproduction Biology of the Blue Crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, in the Beymelek Lagoon (Southwestern Coast of Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 13: 675-684.

- TAYLOR, M., V. KOCH, M. WOLFF, & F. SINSEL. 2006. Evaluation of different shallow water culture methods for the scallop *Nodipecten subnodosus* using biologic and economic modeling. *Aquaculture* 254: 301-316.
- VALDEZ-ORNELAS V., O. ABURTO-OROPEZA, E. TORREBLANCA-RAMÍREZ, G. DANEMANN & R. VIDAL-TALAMANTES. 2007. Recursos pesqueros. In Danemann, G. & E. Ezcurra. (eds.). *Bahía de Los Ángeles: recursos naturales y comunidad Línea base 2007*. Pronatura Noroeste AC. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. San Diego Natural History Museum. México. p. 429-456.
- VELÁZQUEZ-ABUNADER, J. I., A. HERNÁNDEZ-HERRERA, S. MARTÍNEZ-AGUILAR, J. G. DÍAZ-URIBE & E. MORALES-BOJÓRQUEZ. 2012. Interannual variability in mantle length structure, recruitment, and sex ratio of jumbo squid, *Dosidicus gigas*, in the Central Gulf of California, México. *Journal of Shellfish Research* 31: 125-134.
- VELÁZQUEZ-ABUNADER, I., S. SALAS & M. A. CABRERA. 2013. Differential catchability by zone, fleet, and size: the case of the red octopus (*Octopus maya*) and common octopus (*Octopus vulgaris*) fishery in Yucatan, Mexico. *Journal of Shellfish Research* 32: 845-854.
- VILLALEJO-FUERTE, M., M. ARELLANO-MARTÍNEZ, M. ROBLES-MUNGARAY & B. P. CEBALLOS-VÁZQUEZ. 2004. Notes on the growth, survival, and reproduction of the lion's paw scallop *Nodipecten subnodosus* maintained in a suspended culture. *Hidrobiológica* 14: 161-165.
- WELCH, D. W. & G. A. McFARLANE. 1990. Quantifying growth of female Pacific hake (*Merluccius productus*): an example of measuring uncertainty and bias in non-linear parameter estimation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 672-681.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4a ed. Prentice-Hall, Nueva Jersey.
- Recibido:** 25 de junio de 2014.
- Aceptado:** 24 de febrero de 2016.

New records of Ophiuroidea (Echinodermata) from the coast of Chiapas, Mexico

Nuevos registros de Ophiuroidea (Echinodermata) de la costa de Chiapas, México

Rebeca Granja-Fernández¹, Pedro Diego Rangel-Solís², María Dinorah Herrero-Pérez³ and Andrés López-Pérez⁴¹Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina. 09340. CDMX. México²Maestría en Biología, División de CBS, UAM-Iztapalapa. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina. 09340. CDMX. México³Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Depto. de Pesquerías y Biología Marina. Avenida Instituto Politécnico Nacional s. n., Col. Playa Palo de Santa Rita. 23096. La Paz, Baja California Sur, México⁴Departamento de Hidrobiología, División de CBS, UAM-Iztapalapa. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina. 09340. CDMX. México
e-mail: beckygranja@gmail.comGranja-Fernández R., P. D. Rangel-Solís, M. D. Herrero-Pérez and A. López-Pérez. 2016. New records of Ophiuroidea (Echinodermata) from the coast of Chiapas, Mexico. *Hidrobiológica* 26 (1): 143-146.

ABSTRACT

Knowledge about ophiuroids from Chiapas, Mexico, is still limited; only *Diopederma daninana* was previously recorded in the state. In order to contribute to the knowledge of their diversity in the region, ophiuroids were collected in four localities of Puerto Chiapas, in different substrata and at different depths. Three species were identified: *Ophiothrix (Ophiothrix) spiculata*, *Ophiactis savignyi*, and *Ophiactis simplex*. *O. simplex* was the most abundant and well distributed. With these additions, we updated the checklist of ophiuroids from Chiapas to five species.

Key words: *Ophiactis*, *Ophiothrix*, Puerto Chiapas, southern Mexican Pacific.

RESUMEN

El conocimiento de los ofiuroides de Chiapas, México es aún limitado; sólo *Diopederma daniana* estaba reportada para la zona. Con el objetivo de contribuir al conocimiento de la diversidad de ofiuroides de la región, se llevaron a cabo recolectas en cuatro localidades de Puerto Chiapas, en diferentes sustratos y profundidades. Se identificaron en total tres especies: *Ophiothrix (Ophiothrix) spiculata*, *Ophiactis savignyi* y *Ophiactis simplex*. *Ophiactis simplex* fue la especie más ampliamente distribuida y más abundante. Con esta contribución, se amplía a cinco la lista de especies de ofiuroides de Chiapas.

Palabras clave: *Ophiactis*, *Ophiothrix*, Puerto Chiapas, Pacífico sur mexicano

Chiapas is one of the states with the highest terrestrial biodiversity in Mexico (Llorente-Bousquets and Ocegueda, 2008), but still little is known about its marine biodiversity. There is consensus, however, that the marine biodiversity of Chiapas is underestimated due to its long, unexplored coast and because entire taxonomic groups remain unstudied (Aguilar-Sierra, 2011). Being the least studied state on Mexico's Pacific coast, there are few reports of marine taxa from Chiapas, most of which were published during the last decade (algae, Godínez-Ortega, 2013; crustaceans, García-Madriral *et al.*, 2012; polychaetes, Bastida-Zavala and Guevara-Cruz, 2012; mollusks, Sevilla-Hernández, 1995; fish, Penagos-García *et al.*, 2011).

The study of echinoderms from Chiapas began in 1938 with the recording of the echinoid *Clypeaster europacificus* H.L. Clark, 1914 (Grant and Hertlein, 1938). During the 1940s, the number of studies in the area increased and, for the first time, the species *Luidia latiradiata* (Gray, 1871) (Caso, 1944) and *Mellita longifissa* (Michelin, 1858) were reported in the region (Rioja, 1944; Caso, 1946). Later, Caso (1978) recorded the presence of *Eucidaris thouarsii* (L. Agassiz and Desor, 1846) and *Mellita notabilis* H.L. Clark, 1947 (Caso, 1980) along the coast of Chiapas, and then Luke (1982) discussed the echinoid *Clypeaster rotundus* (A. Agassiz, 1863) in the area. Several years later, Honey-Escandón *et al.* (2008) published the most important work on echinoderms in Chiapas in terms of the recorded species. They reported the presence of *Astropyga pulvinata* (Lamarck, 1816), *Encope micropora* L. Agassiz, 1841, *Luidia tessellata* Lütken, 1859, *Astropecten armatus* Gray, 1840, *Astropecten regalis* Gray, 1840, *Diopederma daninana* (Verrill, 1867), *Heliaster microbrachius* Xantus, 1860, and *Trachythone peruana* (Semper,

1868). Recently, Solís-Marín and Laguarda-Figueras (2013) provided a new recording of *Holothuria (Halodeima) kefersteini* (Selenka, 1867).

Thus, there are 15 species of echinoderms in Chiapas; the class Ophiuroidea is the least studied. To date, there are just two ophiuroid records from Chiapas: *D. daniana* collected at Puerto Madero (Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández and López-Pérez, 2012; Solís-Marín and Laguarda-Figueras, 2013; Granja-Fernández *et al.*, 2015a, 2015b), and a fossil record of the family Ophiuridae, recovered from the San Juan Formation (Martín-Medrano and García-Barrera, 2006). In this article, we provide three new records of ophiuroids from the coast of Chiapas, contributing to the knowledge of the marine fauna of the region.

During May 2014, as part of a larger project regarding ophiuroid biodiversity along the Pacific coast of Mexico, we took samples at four localities in the vicinity of Puerto Chiapas, Chiapas, Mexico: Muelle Fiscal (14°42'22.12"N; 92°24' 7.32"W), el Espigón Norte (14°42'6.12"N; 92°24' 31.03"W), el Espigón Sur (14°42'2.85"N; 92°24' 33.96"W), and Punta del Espigón (14°41'56.56"N; 92°24' 41.24"W). Chiapas is located on the southern Mexican Pacific coast. Specifically, the area of Puerto Chiapas is bounded by the Suchiate River on the east and by Puerto Arista on the west. The region is part of the Gulf of Tehuantepec, characterized by a continental shelf with soft bottoms (Lara-Lara *et al.*, 2008). The Gulf of Tehuantepec is affected by important meteorological phenomena, known locally as the "tehuanos", i.e., northern winds that occur during the dry season in the Gulf of Mexico (Tapia-García *et al.*, 2007; Lara-Lara *et al.*, 2008). These winds decrease the sea surface temperature, increase salinity, and change water circulation, bringing an upwelling that increases nutrients and primary production (González-Silvera *et al.*, 2004; Tapia-García *et al.*, 2007; Lara-Lara *et al.*, 2008).

We carried out collections in different substrata (rock, sediment, sponges, algae, mollusks) at depths of 1.9 m to 5 m. We hand collected samples while scuba diving. The collected ophiuroids were anesthetized using cold temperatures (>10°C) in order to prevent autotomy. The specimens were fixed and preserved in 70 % ethanol. The specimens were identified using the works of Müller and Troschel (1842), Le Conte (1851), and Granja-Fernández *et al.* (2014). The valid names follow and were arranged systematically according to Smith *et al.* (1995) and Granja-Fernández *et al.* (2015a, 2015b).

A total of three species of ophiuroids were found: *Ophiothrix (Ophiothrix) spiculata* (Le Conte, 1851), *Ophiactis savignyi* (Müller and Troschel, 1842), and *Ophiactis simplex* (Le Conte, 1851), belonging to one order (Ophiurida), two families (Ophiactidae, Ophiothrichidae) and two genera (*Ophiactis*, *Ophiothrix*). Note that *O. simplex* was collected at all localities (except Muelle Fiscal) and was the most abundant, and was also found in a larger number of substrata (algae, sponge, rock, oyster reef). The localities el Espigón Norte and el Espigón Sur showed the highest number of species, but the former possessed the highest abundance of ophiuroids in the area under study. Rocks were the habitat with the highest number of ophiuroids, but the oyster reef showed the highest abundance of species.

Systematics:

Phylum Echinodermata Brugiére, 1791

Class Ophiuroidea Gray, 1840

Order Ophiurida Müller and Troschel, 1840

Family Ophiothrichidae Ljungman, 1867

***Ophiothrix (Ophiothrix) spiculata* (Le Conte, 1851)**

Muelle Fiscal (11 specimens, 5 m, sediment, 05/May/2014, 30 °C); el Espigón Sur (1 specimen, 3 m, rock, 05/May/2014, 30 °C).

Family Ophiactidae Matsumoto, 1915

***Ophiactis savignyi* (Müller and Troschel, 1842)**

El Espigón Norte (1 specimen, 1.9 m, rock, 06/May/2014, 29 °C).

***Ophiactis simplex* (Le Conte, 1851)**

El Espigón Sur (2 specimens, 2 m, sponge, 05/May/2014, 30 °C; 1 specimen, 3 m, sponge, 05/May/2014, 30 °C); el Espigón Norte (5 specimens, 2 m, sponge, 06/May/2014, 29 °C; 9 specimens, 1.9 m, sponge, 06/May/2014, 29 °C; 10 specimens, 2 m, algae, 06/May/2014, 29 °C; 29 specimens, 1.9 m, rock, 06/May/2014, 29 °C); Punta del Espigón (43 specimens, 3 m, oyster reef, 06/May/2014, 29 °C).

Previous studies along the coast of Chiapas discussed the presence of *D. daniana* (Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández and López-Pérez, 2012; Solís-Marín and Laguarda-Figueras, 2013; Granja-Fernández *et al.*, 2015a, 2015b). Recently, Penagos-García *et al.* (2012) reported the presence of *O. (Ophiothrix) spiculata* in the Soconusco Region, Chiapas. The authors provided an illustration of the collected ophiuroid, but it turns out that the image does not correspond to the species *O. (Ophiothrix) spiculata*; instead, the specimen is a member of the family Ophiocomidae and the genus *Ophiocoma*, since its disk is covered by granulation and the arms and arm spines are stout (Granja-Fernández *et al.*, 2014). The figure shows only the dorsal side of the specimen. However, there are some morphological characteristics suggesting that it corresponds to the species *Ophiocoma alexandri* Lyman, 1860: dorsal arm plates are oval hearth-shaped and wider than long; long arm spines (1.5-2 times the length of a dorsal arm plate), blunt, and more than four in number; dorsal arm plates with some plates banded (Lyman, 1860; Granja-Fernández *et al.*, 2014).

Previously, only one report of a living ophiuroid was recorded in Chiapas (Granja-Fernández *et al.*, 2015a, 2015b); nevertheless, considering the previous record of *D. daniana* (Honey-Escandón *et al.*, 2008; Granja-Fernández and López-Pérez, 2012; Solís-Marín and Laguarda-Figueras, 2013; Granja-Fernández *et al.*, 2015a, 2015b), the correct assignment of the species reported in Penagos-García *et al.* (2012), and the three new records of this study, the total number of ophiuroid species from Chiapas is five (*D. daniana*, *O. alexandri*, *O. savignyi*, *O. simplex*, *O. (Ophiothrix) spiculata*). According to these results, Chiapas is still considered along with Michoacán and Colima (nine and 14 species, respectively) (Granja-Fernández *et al.* 2016), among the least biodiverse on the Pacific coast of Mexico.

Notwithstanding the increase in the number of ophiuroid species recorded in Chiapas, Granja-Fernández and López-Pérez (2012) predicted that potentially 12 species of ophiuroids inhabit the area. According to the high water dynamic and turbidity (pers. obs., Granja-Fernández, 2014), as well as the extensive sandy coast of the studied area, we

expect to find suspension feeder species (i.e., Amphiuroidae) in future studies. Moreover, once the numerous unsurveyed aquatic ecosystems in Chiapas (coastal lagoons, estuaries, mangroves, rocky shores, and sandy bottoms) are studied, it may turn out that the state has a high potential to contribute to ophiuroid diversity along the Mexican Pacific coast.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Virgilio Pérez-Antonio, David Guendulain-García, and Omar Valencia-Méndez for collecting specimens. Special thanks go to Romario Jiménez and his family for collecting specimens and their kind hospitality during fieldwork. We are especially grateful to the Laboratorio de Pastos Marinos y Bentos at UAM-Iztapalapa for the facilities provided. The study was funded by CONABIO (JF047) and Hidrobiología UAM-Iztapalapa. We thank the referees for commenting upon and improving the manuscript.

REFERENCES

- AGUILAR-SIERRA, V. 2011. Recuento de la diversidad de especies de Chiapas registrada en el SNIB. En: Álvarez-Noguera, F. (Comp.). *Chiapas: estudios sobre su diversidad biológica*, UNAM, México. pp. 29-34.
- BASTIDA-ZAVALA, R. & C. GUEVARA-CRUZ. 2012. Estado del conocimiento de los poliquetos (Annelida: Polychaeta) del Pacífico sur de México. In: Sánchez, A.J., X. Chiappa-Carrara & R. Brito-Pérez (Eds.). *Recursos Costeros del Sureste: tendencias actuales en investigación y estado del arte*, CONCITEY, FOMIX, SIIDETAY, UNAM, CONACYT, ECOSUR, PROMEP, RECORECOS, UNACAR, UJAT, México. pp. 335-355.
- CASO, M. E. 1944. Estudio sobre astéridos de México. Algunas especies interesantes de astéridos litorales. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México* 15 (1): 237-257.
- CASO, M. E. 1946. Contribución al conocimiento de los equinodermos de México. I. Distribución y morfología de *Mellita quinquesperforata* (Leske), *M. lata* Clark y *M. longifissa* Michelin. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México* 17 (1-2): 247-259.
- CASO, M. E. 1978. Los Equinoideos del Pacífico de México. Parte 1. Órdenes Cidaroida y Aulodontia. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, Publicación especial 1: 1-244.
- CASO, M. E. 1980. Los equinoideos del Pacífico de México. Parte Tercera. Orden Clypeasteroida. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, Publicación Especial 4: 1-252.
- GARCÍA-MADRIGAL, M.S., J. JARQUÍN-GONZÁLEZ & E. MORALES-DOMÍNGUEZ. 2012. Panorama del estado del conocimiento de los crustáceos del Pacífico Sur de México. En: Sánchez, A.J., X., Chiappa-Carrara & R. Brito-Pérez. (Eds.). *Recursos Costeros del Sureste: tendencias actuales en investigación y estado del arte*, CONCITEY, FOMIX, SIIDETAY, UNAM, CONACYT, ECOSUR, PROMEP, RECORECOS, UNACAR, UJAT, México. pp. 396-414.
- GODÍNEZ-ORTEGA, J. L. 2013. Biodiversidad de algas marinas bénticas. In: Cruz-Angón A., E. D. Melgarejo, F. Camacho-Rico & K. C. Nájera-Cordero (Eds.). *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. CONABIO, Gobierno del Estado de Chiapas, México. pp. 89-95.
- GONZÁLEZ-SILVERA, A., E. SANTAMARÍA-DEL-ÁNGEL, R. MILLÁN-NUÑEZ & H. MANZO-MONROY. 2004. Satellite observations of mesoscale eddies in the Gulfs of Tehuantepec and Papagayo (Eastern Tropical Pacific). *Deep-Sea Research II* 51: 587-600.
- GRANJA-FERNÁNDEZ, M. R. & R. A. LÓPEZ-PÉREZ. 2012. Biodiversidad de ofiuroides (Echinodermata: Ophiuroidea) de Oaxaca y Chiapas. En: Sánchez, A. J., X. Chiappa-Carrara & R. Brito-Pérez (Eds.). *Recursos Costeros del Sureste: tendencias actuales en investigación y estado del arte*, CONCITEY, FOMIX, SIIDETAY, UNAM, CONACYT, ECOSUR, PROMEP, RECORECOS, UNACAR, UJAT, México. pp. 357-370.
- GRANJA-FERNÁNDEZ, R., M. D. HERRERO-PÉREZ, R. A. LÓPEZ-PÉREZ, L. HERNÁNDEZ, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, R. W. JONES & R. PINEDA-LÓPEZ. 2014. Ophiuroidea (Echinodermata) from coral reefs in the Mexican Pacific. *ZooKeys* 406: 101-145.
- GRANJA-FERNÁNDEZ R., F. A. SOLIS-MARÍN, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS, M. D. HERRERO-PÉREZ & A. LÓPEZ-PÉREZ. 2015a. Checklist of echinoderms (Echinodermata) from the Southern Mexican Pacific: a historical review. *Revista de Biología Tropical* 63 (2): 87-114.
- GRANJA-FERNÁNDEZ R., M. D. HERRERO-PÉREZ, R. A. LÓPEZ-PÉREZ, A. HERNÁNDEZ-MORALES & P. D. RANGEL-SOLÍS. 2015b. A literature review of the Ophiuroidea (Echinodermata) from the Pacific coast of Mexico. *Revista de Biología Tropical* 63 (2): 37-47.
- GRANJA-FERNÁNDEZ R., A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, M. D. HERRERO-PÉREZ, R. C. SOTELLO-CASAS, J. R. FLORES-ORTEGA, E. GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ, P. SALAZAR-SILVA, L. C. ALARCÓN-ORTEGA, A. CAZARES-SALAZAR & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2016. Ophiuroidea (Echinodermata) from the Central Mexican Pacific: an updated checklist including new distribution records. *Marine Biodiversity*. DOI 10.1007/s12526-016-0459-4
- GRANT, U. S. & L. G. HERTLEIN. 1938. The West American Cenozoic Echinoidea. Publications of the University at Los Angeles in Mathematical and Physical Sciences 2 (6): 1-225.
- HONEY-ESCAÑÓN, M., F. A. SOLIS-MARÍN & A. LAGUARDA-FIGUERAS. 2008. Equinodermos (Echinodermata) del Pacífico Mexicano. *Revista de Biología Tropical* 56 (3): 57-73.
- LARA-LARA, J. R., V. ARENAS-FUENTES, M. D. C. BAZÁN-GUZMÁN, M. C. GARCÍA-ABAD, V. M. DÍAZ-CASTAÑEDA, E. ESCOBAR-BRIONES, G. GAXIOLA-CASTRO, E. G. ROBLES-JARERO, R. SOSA-ÁVALOS, L. A. SOTO-GONZÁLEZ, M. TAPIA-GARCÍA & J. E. VALDEZ-HOLGUÍN. 2008. Los ecosistemas marinos. In: Sarukhán J. (Coord.). *Capital Natural de México. Vol I. Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México. pp. 135-159.
- LE CONTE, J. L. 1851. Zoological Notes. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 5: 316-319.

- LLORENTE-BOUSQUETS, J. & S. OCEGUEDA. 2008. Estado del conocimiento de la biota. En: Soberón, J., G. Halfter, & J. Llorente-Bousquets (Comps.). *Capital Natural de México. Vol. I: Conocimiento actual de la Biodiversidad*. CONABIO, México. pp. 282-322.
- LUKE, S. R. 1982. Catalog of benthic invertebrate collections, Echinodermata. Scripps Institution of Oceanography References Series, no. 82-5, University of California, California. 71 p.
- LYMAN, T. 1860. Descriptions of new Ophiuridae, belonging to the Smithsonian Institution and to the Museum of Comparative Zoology at Cambridge. *Proceedings of the Boston Society of Natural History* 7: 193-204, 252-262.
- MARTÍN-MEDRANO, L. & P. GARCÍA-BARRERA. 2006. Fossil ophiuroids of Mexico. In: Vega F., T. G. Nyborg, M. C. Prilliat, M. Montellano-Ballesteros, S. R. S. Cevallos-Ferriz & S. A. Quiroz-Barroso (Eds.). *Studies on Mexican Paleontology*. Springer, Netherlands. pp. 115-131.
- MÜLLER, J. & F. H. TROSCHER. 1842. System der Asteriden. Friedrich Vieweg und Sohn, Braunschweig, Germany. 134 p.
- PENAGOS-GARCÍA, F. E., M. TAPIA-GARCÍA, E. ESPINOZA-MEDINILLA & C. U. DEL CARPIO-PENAGOS. 2011. Ictiofauna de la plataforma continental de la Región Soconusco, Chiapas, México. *Lacandonia* 5 (2): 103-126.
- PENAGOS-GARCÍA, F. E., O. LAM-GORDILLO, G. RIVERA-VELÁZQUEZ, M. TAPIA-GARCÍA & G. JUÁREZ-HERNÁNDEZ. 2012. Equinodermos (Echinodermata) de la línea de costa y de la plataforma continental de la Región Soconusco, Chiapas, México. *Lacandonia* 6 (1): 55-63.
- RIOJA, E. 1944. Estudios carcinológicos XVI. Observaciones sobre algunas especies de cangrejos del género *Dissodactylus* Smith (*Brachyrops pinnoteridos*) de las costas mexicanas del Pacífico. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México* 15: 147-160.
- SEVILLA-HERNÁNDEZ, M. L. 1995. *Moluscos de la franja costera de Chiapas*. IPN, México. 152 p.
- SMITH, A. B., G. L. J. PATERSON & B. LAFAY. 1995. Ophiuroid phylogeny and higher taxonomy: morphological, molecular and palaeontological perspectives. *Zoological Journal of the Linnean Society* 114: 213-243.
- SOLÍS-MARÍN, F. A. & A. LAGUARDA-FIGUERAS. 2013. Equinodermos (Echinodermata). In: Cruz-Angón, A., E. D. Melgarejo, F. Camacho-Rico & K. C. Nájera-Cordero (Eds.). *La Biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. CONABIO, Gobierno del Estado de Chiapas, México. pp. 181-185.
- TAPIA-GARCÍA, M., M. C. GARCÍA-ABAD, A. CARRANZA-EDWARDS & F. VÁSQUEZ-GUTIÉRREZ. 2007. Environmental characterization of the continental shelf of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Geofísica Internacional* 46 (4): 249-260.

Recibido: 14 octubre de 2014.

Aceptado: 07 julio de 2015.

El robalo prieto (*Centropomus poeyi*), nuevo depredador del pez diablo (*Pterygoplichthys pardalis*)

Mexican snook (*Centropomus poeyi*), a new predator of devil fish (*Pterygoplichthys pardalis*)

Armando T. Wakida-Kusunoki y Alejandra Toro-Ramírez

Instituto Nacional de Pesca, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera de Yucalpetén. Boulevard del Pescador s/n Esq. Antigua Carretera a Chelem. Yucalpetén, Yucatán, 97320. México
e-mail: armandowakida@yahoo.com.mx

Wakida-Kusunoki A. T. y A. Toro-Ramírez. 2016. El robalo prieto (*Centropomus poeyi*), nuevo depredador del pez diablo (*Pterygoplichthys pardalis*). *Hidrobiológica* 26 (1): 147-159.

RESUMEN

Se reporta por primera vez al robalo prieto (*Centropomus poeyi*) como depredador del pez diablo (*Pterygoplichthys pardalis*). Las observaciones fueron hechas a partir de la disección de estómagos de seis ejemplares de robalo prieto, colectados los días 13 y 14 de abril del 2014, durante la realización del torneo de pesca deportiva en Palizada, Campeche, México. Es necesario realizar un trabajo de campo sistemático para documentar la importancia relativa de *P. pardalis* en la dieta del robalo prieto así como el efecto de otros organismos que también lo depredan en el sureste del Golfo de México.

Palabras clave: *Centropomus poeyi*, depredación, pez diablo, *Pterygoplichthys pardalis*, robalo prieto.

ABSTRACT

This is the first report of predation of devil fish *Pterygoplichthys pardalis* by Mexican snook *Centropomus poeyi*. The observations were made after dissecting the stomachs of six specimens of Mexican snook, collected on 13 and 14 April, 2014, during a sport fishing tournament in Palizada, Campeche, Mexico. Additional fieldwork is necessary to document the relative importance of *P. pardalis* in the diet of Mexican snook as well as the effect of other organisms that also prey on devil fish in the southeastern Gulf of Mexico.

Key words: *Centropomus poeyi*, devil fish, Mexican snook, predation, *Pterygoplichthys pardalis*.

INTRODUCCIÓN

Los bagres armados del género *Pterygoplichthys* mejor conocidos como peces diablo, se consideran una de las principales amenazas para los ecosistemas acuáticos de México (Mendoza *et al.*, 2007). Las

principales causas por las que se considera que estas especies han tenido una rápida expansión son: a) El cuidado parental que realizan y su alta fecundidad (Liang *et al.*, 2005), b) su resistencia a distintas condiciones ambientales (Capps *et al.*, 2011), y c) su morfología, ya que presentan una fuerte coraza compuesta por placas óseas (Mendoza *et al.*, 2007).

Uno de los principales parámetros que controla el número de individuos de una población en un área determinada, es la mortalidad. Esta puede ser debida a enfermedades, competencia, canibalismo, vejez, contaminación, depredación o cualquier otro factor natural que cause la muerte de los peces (Sparre *et al.*, 1989). Algunos autores mencionan que los depredadores nativos podrían aumentar la mortalidad de las especies invasoras y ser una herramienta para manejar este tipo de especies problema (Louette, 2012; Diller *et al.*, 2014). Pudiéndoseles considerar en un futuro como factor importante en el control biológico que ayude a disminuir la diseminación de especies invasoras (Mount *et al.*, 2011).

La depredación de ejemplares del género *Pterygoplichthys*, en zonas donde son consideradas especies invasoras, se da principalmente en los juveniles, ya que por su tamaño, posiblemente son más susceptibles (Nico, 2010). En Florida, E. U. A. se han reportado depredadores nativos del género *Pterygoplichthys* como son: el cormorán (*Phalacrocorax auritus* Lesson, 1831), la garza morena (*Ardea herodias* Linnaeus, 1758), la Anhinga americana (*Anhinga anhinga* Linnaeus, 1766), además de la nutria de río (*Lutra canadensis* Schreber, 1777) (Nico, 2010) y el lagarto americano (*Alligator mississippiensis* Daudin, 1802) (Rice *et al.*, 2007). En Sri Lanka también se reporta al varano acuático (*Varanus salvator* Laurenti, 1768) como depredador del pez diablo (Karunarathna *et al.*, 2008). Para el río Palizada en el Sureste de México, se ha reportado el consumo de esta especie por el cocodrilo (*Crocodylus moreletii* Duméril & Bibron, 1851), el cormorán (*Phalacrocorax brasilianus* Gmelin, 1789), el águila pescadora (*Pandion haliaetus*

Linnaeus, 1758) y la nutria (*Lutra Lontra longicaudis annectens* Major, 1897) (Amador del Ángel *et al.*, 2014), el robalo blanco (*Centropomus undecimalis* Bloch, 1792), el sábalo (*Megalops atlanticus* Cuvier y Valenciennes, 1846) (Toro-Ramírez *et al.*, 2014) y el cormorán *P. brasiliensis* (Ríos-Muñoz, 2015). El presente trabajo reporta por primera vez observaciones de la depredación del robalo prieto (*Centropomus poeyi* Chávez, 1961), sobre el pez diablo (*Pterygoplichthys pardalis* Calstenau, 1885) en el sureste de México.

Los estómagos de robalo prieto fueron colectados a través de la disección de los ejemplares capturados durante el torneo de pesca deportiva celebrado los días 13 y 14 de abril del 2014, en el río Palizada, Campeche, México (18° 15' 10.56" N y 92° 05' 17.49" O), los cuales fueron previamente identificados tomando en cuenta los criterios de McEachran & Fechhelm (1998). Los estómagos extraídos se fijaron en formol al 10% para su posterior análisis en el laboratorio. Cada una de las presas fue identificada al nivel taxonómico más bajo posible con ayuda de un microscopio estereoscópico y utilizando claves especializadas (Miller, 2009). Posteriormente las presas se cuantificaron, midieron y pesaron para conocer su importancia con respecto a todo el contenido encontrado en el estómago de cada ejemplar.

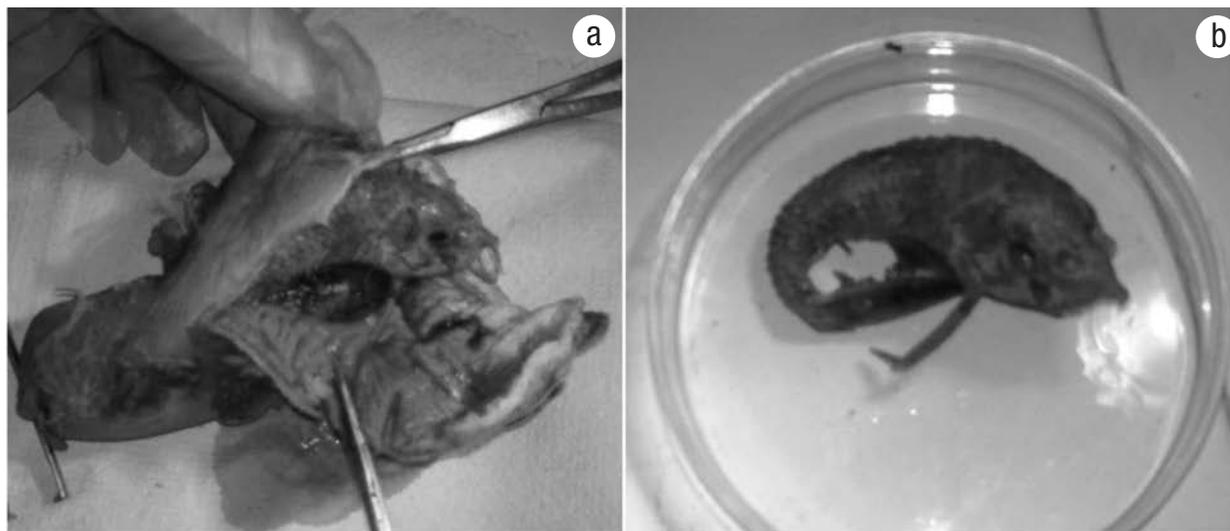
En el torneo de pesca muestreado sólo se capturaron seis ejemplares de robalo prieto, lo cual contrasta con los 37 organismos de robalo blanco (*C. undecimalis*) capturados. Los robalos prietos midieron entre 720 a 900 mm de longitud total (LT) y tuvieron un peso de 4,002 a 7,245 gr. Dentro del contenido estomacal observado destacó la presencia de peces y vegetación (Tabla 1). Los resultados muestran que el pez diablo parece ser un componente importante en la dieta de los robalos prietos analizados, situación que podría estar relacionada con observaciones recientes de las densidades de pez diablo, las cuales se han incrementado sustancialmente a lo largo del río Palizada (Toro-Ramírez *et al.*, 2014).

Los peces diablo encontrados en los estómagos de los robalos prietos midieron de 10.6 a 15.9 cm de LT y pesaron de 12.1 a 21.6 gr, el peso más bajo de los pez diablo encontrado en los estómagos de robalo es de 10.1 gr. (Tabla 1). El nivel de digestibilidad de las presas fue de 2 a 3, similar a lo encontrado para el robalo blanco (*C. undecimalis*) (Toro-Ramírez *et al.*, 2014), lo cual puede estar relacionado con la estructura morfológica del pez diablo (Fig. 1).

El robalo blanco y el robalo prieto están sometidos a una fuerte presión pesquera en la zona de estudio (Chávez-Caballero, 2012),

Tabla 1. Presas encontradas en estómagos de robalo prieto (*Centropomus poeyi*) obtenidos durante el Torneo de Pesca de 2014 en Palizada, Campeche, México.

No. Estómago	Peso (gr)	Longitud Estándar (cm)	Longitud Total (cm)	% Presa en el estómago	Presa
1	0.3	-	-	3	Restos de peces
2	21.6	11.5	15.9	72	<i>Pterygoplichthys pardalis</i> Castelnau, 1855
3	10.1	8.3	12.1	47.2	<i>Pterygoplichthys pardalis</i> Castelnau, 1855
4	191.6	25.6	-	70.7	<i>Rhamdia guatemalensis</i> Günther, 1864
5	2.1	-	-	2.1	Restos de vegetación
6	12.1	8	10.6	81.2	<i>Pterygoplichthys pardalis</i> Castelnau, 1855



Figuras 1a-b. a) Análisis del contenido del estómago de robalo prieto *Centropomus poeyi*. b) Pez diablo encontrado en el estómago de un ejemplar de robalo prieto *C. poeyi* en el río Palizada, Campeche, México.

adicional a este aspecto, por su ciclo de vida, los robalos adultos y subadultos migran hacia las lagunas costeras y/o al mar (Hoese & Moore, 1977), saliendo del área de distribución del pez diablo, por lo que se supondría que el efecto de la depredación por estas especies hacia los peces diablo podría ser limitado. Por lo tanto, es necesario conocer si robalos de tallas más pequeñas depredan también a organismos de esta especie.

Carlsson *et al.* (2009) menciona que los depredadores nativos podrían ser importantes en la regulación en la dinámica de largo plazo de las especies invasoras y que consecuentemente su sobreexplotación podrían facilitar las invasiones biológicas. En la zona del río Palizada, pescadores de la región han reportado que otro pez nativo, el pejelagarto (*Atractosteus tropicus* Gill, 1863), también depreda al pez diablo.

Es necesario realizar un trabajo de campo más sistemático así como estudios tróficos en la zona durante diferentes temporadas del año, para documentar la importancia relativa del pez diablo en la dieta del robalo prieto, así como el efecto de otros organismos que también lo depredan en el sureste del Golfo de México.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los jueces de los torneos de pesca Luis Ramiro Arroyo Sainz, Eduardo Perusquía y José Ramírez Zavaleta, por su ayuda para obtener las muestras, también al INAPESCA por su apoyo financiero para el proyecto Pesca Ribereña.

REFERENCIAS

- AMADOR DEL ÁNGEL, L. E., E. DEL C. GUEVARA-CARRIÓ, R. BRITO-PÉREZ & E. ENDAÑÚ-HUERTA. 2014. Aspectos biológicos e impacto socio-económico de los plecos del género *Pterygoplichthys* y dos ciclidos no nativos en el sistema fluvio lagunar deltaico Río Palizada, en el Área Natural Protegida Laguna de Términos, Campeche. Universidad Autónoma del Carmen. Centro de Investigación de Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias Naturales. Informe final SNIB-CONABIO Ficha técnica pez diablo *Pterygoplichthys pardalis*, proyecto No. GN004 México D. F. Disponible en línea en: http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/GN004_Ficha_Pez_Diablo.pdf (consultado el 20 de septiembre 2014)
- CAPPS, K. A., L. G. NICO, M. MENDOZA-CARRANZA, W. ARÉVALO-FRÍAS, A. J. ROPICKI, S. A. HEILPERN & R. RODILES-HERNÁNDEZ. 2011. Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) in south-eastern Mexico: implications for invasion and dispersal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 528–540.
- CARLSSON, N. O., O. SARNELLE & D. L. STRAYER. 2009. Native predators and exotic prey –an acquired taste?. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 525–532.
- CHÁVEZ-CABALLERO, V. 2012. Evaluación de la pesquería de robalo blanco *Centropomus undecimalis* en Ciudad del Carmen, Campeche. *Ciencias Pesqueras* 20 (2): 35-42.
- DILLER, J. L., T. K. FRAZER & C. A. JACOBY. 2014. Coping with the lionfish invasion: Evidence that naïve, native predators can learn to help. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 455: 45-49.
- HOESE, H. D. & R. H. MOORE. 1977. *Fishes of the Gulf of México, Texas, Louisiana, and adjacent waters*. Texas, A & M, 346 p.
- KARUNARATHNA, D. M. S. S., A. A. T. AMARASINGHE & E. M. K. B. EKANAYAKE. 2008. Observed predation on a suckermouth catfish (*Hypostomus plecostomus*) by water monitor (*Varanus salvator*) in Bellanwila-Attidiya Sanctuary. *Biawak* 2 (1): 37-39.
- LIANG, S. H., H. P. WU & B. S. SHIEH. 2005. Size structure, reproductive phenology, and sex ratio of an exotic armored catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in the Kaoping River of Southern Taiwan. *Zoological Studies* 44 (2): 252-259.
- LOUETTE, G. 2012. Use of a native predator for the control of an invasive amphibian. *Wildlife Research* 39 (3): 271-278.
- MCEachran, J. D. & J. D. FECHHELM. 1998. *Fishes of the Gulf of Mexico, vol. 1, Myxiniiformes to Gasterosteiformes*. Austin: University of Texas Press. 1120 p.
- MENDOZA, R., S. CONTRERAS, C. RAMÍREZ, P. KOLEFF, P. ÁLVAREZ & V. AGUILAR. 2007. Los peces Diablo: Especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas* 70: 1- 5.
- MILLER, R. R. 2009. *Peces dulceacuícolas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sociedad Ictiológica Mexicana A. C., El Colegio de la Frontera Sur y Consejo de los Peces del Desierto México-Estados Unidos, México, 652 p.
- MOUNT, S. J., C. M. O'REILLY & D. L. STRAYER. 2011. A Native Species, the American Eel (*Anguilla rostrata*), as a Biological Control for an Invasive Crayfish (*Orconectes rusticus*) in Tributaries to the Hudson River, NY. Section VII. In: D.J. Yozzo, S.H. Fernald, and H. Andreyko (Eds.). *Final Reports of the Tibor*. T. Polgar Fellowship Program, 2009. Hudson River Foundation. pp. 1-22.
- NICO, L. G. 2010. Nocturnal and diurnal activity of armored suckermouth catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) associated with wintering Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Neotropical Ichthyology* 8 (4): 893-898.
- RICE, A. N., J. P. ROSS, A. R. WOODWARD, D. A. CARBONNEAU & H. F. PERCIVAL. 2007. Alligator diet in relation to alligator mortality on Lake Griffin, FL. *Southeastern Naturalist* 6 (1): 97-110.
- RÍOS-MUÑOZ, C. 2015. Depredación de pez diablo (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) por el cormorán oliváceo (*Phalacrocorax brasilianus*) en Villahermosa, Tabasco, México. Huitzil, *Revista Mexicana de Ornitología* 16 (2): 62-65.
- SPARRE, P., E. URSIN & S. C. VENEMA. 1989. *Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1- Manual*. FAO Fisheries Technical Paper No. 3061. Rome, FAO. 337 p.
- TORO-RAMÍREZ, A., A. T. WAKIDA-KUSUNOKI, L. E. AMADOR-DEL ÁNGEL & J. L. CRUZ-SÁNCHEZ. 2014. Common snook [*Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792)] preys on the invasive Amazon sailfin catfish [*Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855)] in the Palizada River, Campeche, southeastern Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 30 (3): 532-534.

Recibido: 29 de diciembre de 2014.

Aceptado: 30 de marzo de 2016.

HIDROBIOLOGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 26

Número 1

2016

Bojorge-García M. G. y E. A. Cantoral Uriza La importancia ecológica de las algas en los ríos	1-8
Morales-Ueno K., C. G. Paniagua-Chávez, A. Martínez-Ortega, H. Castillo-Juárez and J. Alfaro-Montoya A simple method for short-term storage and transportation of spermatophores of Pacific white shrimp (<i>Litopenaeus vannamei</i>)	9-14
Villafuerte Mojica A., L. H. Hernández Hernández, M. A. Fernández Araiza y O. Ángeles López Contribución al conocimiento de los requerimientos nutricionales del langostino nativo (<i>Macrobrachium acanthurus</i>)	15-22
Cervantes-Hernández, P., M. A. Gómez-Ponce, A. Puentes-Salazar, U. Castrejón-Rodríguez y M. I. Gallardo-Berumen Variabilidad espacial de la captura ribereña de camarón en el Sistema Lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México	23-34
Rodríguez-Téllez E., D. García-De-Jalón, M. E. Pérez-López, S. I. Torres-Herrera, R. Ortiz-Carrasco, M. Pompa-García, M. Morales-Montes, D. A. García-García, E. Zamudio-Castillo y L. Vázquez Vázquez Caracterización de la calidad ecológica del bosque de galería del río La Saucedá, Durango, México	35-40
May Ku M. A., D. Valdés-Lozano y P. L. Ardisson Variación espacial y temporal de las características fisicoquímicas del agua y sedimento en la laguna costera Yalahau, Quintana Roo	41-51
Bautista-Regil J., V. Ruiz-Carrera, A. J. Sánchez, M. A. Salcedo-Meza y R. Florido Estrés a microescala de <i>Vallisneria americana</i> por enriquecimiento de nutrientes con estequiometría N:P	53-6
Siqueiros Beltrones D. A., U. Argumedo Hernández and C. Landa Cancigno Uncommon species diversity values in epiphytic diatom assemblages of the kelp <i>Eisenia arborea</i>	61-76
Ruiz-Pérez N. E., G. Cerdaneres-Ladrón de Guevara, D. L. López-Herrera y I. R. Altamirano-Ramírez Relaciones tróficas entre cinco especies de peces pelágicos que cohabitan en las costas de Oaxaca, México	77-85
Garduño Dionate M., M. Hernández Martínez, F. Soto Aguirre y A. Sánchez-Zamora Evaluación de tres alimentos balanceados en la engorda de juveniles de pargo lunarejo <i>Lutjanus guttatus</i> (Pisces: Lutjanidae) en Nayarit, México	87-92
Urbina-Sánchez I., C. G. Paniagua-Chávez, R. Fierro, G. Figueroa-Lucero and I. A. Barriga-Sosa Intraspecific karyotypic variation in the silverside fish <i>Chirostoma humboldtianum</i> (Atheriniformes: Atherinopsidae)	93-101
Cortés Rivera Y., R. I. Hernández, P. San Martín del Ángel, E. Zarza Meza y R. Cuervo González Potencial regenerativo de la estrella de mar <i>Linckia guildingii</i>	103-108
Martínez Cruz D. A., J. Chávez Morales, A. Bustamante González, O. L. Palacios Vélez, M. L. de la Isla de Bauer y L. Tijerina Chávez Variación espacial de la calidad del agua para uso agrícola del acuífero costero del Valle del Mayo, Sonora, México	109-119
Capetillo-Piñan N., J. Espinosa Sáez, A. Tripp Valdez and A. Tripp Quezada The Impact of Cyclonic Activity during 1981-1985 and 2004-2009 on Taxonomic Diversity of Mollusks in the Gulf of Batabanó, Cuba	121-131
Velázquez-Abunader I., J. A. López-Rocha, M. Arellano-Martínez, B. P. Ceballos-Vázquez and M. A. Cabrera Estimation of growth parameters in a wild population of lion-paw scallop (<i>Nodipecten subnodosus</i>) in Bahía de Los Angeles, Baja California, Mexico	133-142
NOTAS CIENTÍFICAS	
Granja-Fernández R., P. D. Rangel-Solís, M. D. Herrero-Pérezrul and A. López-Pérez New records of Ophiuroidea (Echinodermata) from the coast of Chiapas, Mexico	143-146
Wakida-Kusunoki A. T. y A. Toro-Ramírez El robalo prieto (<i>Centropomus poeyi</i>), nuevo depredador del pez diablo (<i>Pterygoplichthys pardalis</i>)	147-149

Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA-IZTAPALAPA

PUBLICADA EN ABRIL DE 2016