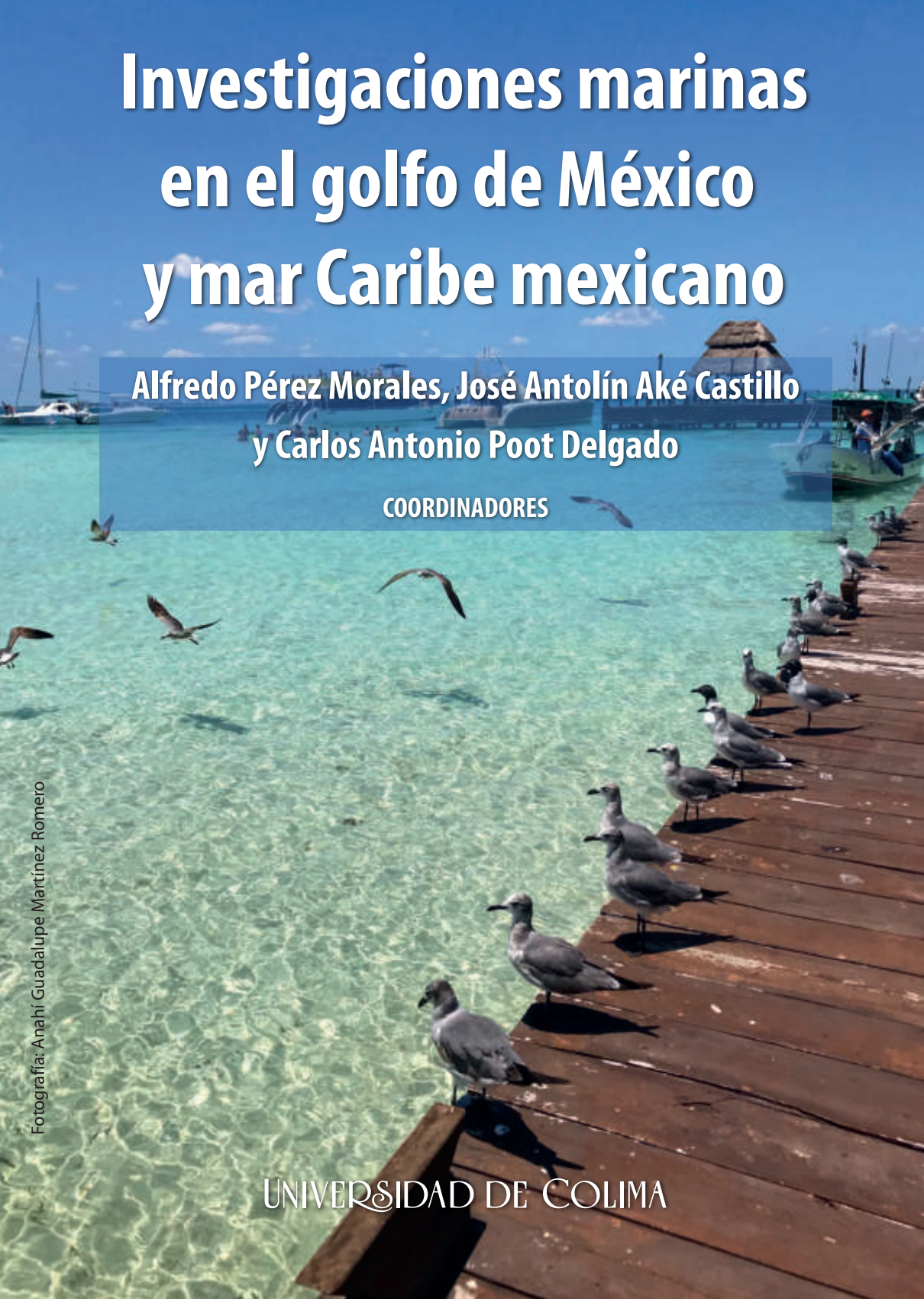
Investigaciones marinas en el golfo de México y mar Caribe mexicano

Alfredo Pérez Morales, José Antolín Aké Castillo
y Carlos Antonio Poot Delgado

COORDINADORES



Fotografía: Anahí Guadalupe Martínez Romero

UNIVERSIDAD DE COLIMA

Investigaciones marinas en el golfo de México y mar Caribe mexicano

enfoque académico

UNIVERSIDAD DE COLIMA
Mtro. José Eduardo Hernández Nava, Rector
CP. Juan Carlos Vargas Lepe, Secretario General
Mtra. Vianey Amezcua Barajas, Coordinadora General de Comunicación Social
Mtra. Gloria Guillermina Araiza Torres, Directora General de Publicaciones

Investigaciones marinas en el golfo de México y mar Caribe mexicano

Alfredo Pérez Morales
José Antolín Aké Castillo
Carlos Antonio Poot Delgado

Coordinadores

UNIVERSIDAD DE COLIMA

© UNIVERSIDAD DE COLIMA, 2020
Avenida Universidad 333
C.P. 28040, Colima, Colima, México
Dirección General de Publicaciones
Teléfonos: (312) 316 10 81 y 316 10 00, extensión 35004
Correo electrónico: publicaciones@ucol.mx
http://www.ucol.mx

ISBN: 978-607-8549-81-8

Derechos reservados conforme a la ley
Impreso en México / *Printed in Mexico*

Proceso editorial certificado con normas ISO desde 2005
Dictaminación y edición registradas en el Sistema Editorial Electrónico PRED
Registro: LI-014-19
Recibido: Septiembre de 2019
Publicado: Diciembre de 2020

Índice

Introducción 11

Efecto de los nortes en la circulación costera de la región noreste de la península de Yucatán 13
Effect of the Nortes on the Coastal Circulation along the Northeast Region of the Yucatan Peninsula
Gabriela Reséndiz-Colorado
Antonio Almazán-Becerril
David Rivas

Enriquecimiento de nutrientes en ecosistemas costeros del Caribe mexicano 33
Nutrient Enrichment in Coastal Ecosystems of Mexican Caribbean
Javier Alejandro Pérez-Gómez
Antonio Almazán-Becerril

Monitoreo de calidad del agua de mar en la región costera del municipio de Progreso, Yucatán 55
Seawater Quality Monitoring in the Coastal Region of the Municipality of Progreso, Yucatán
Germán Giácoman-Vallejos
Carmen Ponce-Caballero
Roger Méndez-Novelo
Gladys Vidal

Condiciones fisicoquímicas en la columna de agua durante los florecimientos algales del suroeste del golfo de México (2016-2017) 84
Physico-Chemical Conditions in Water Column During Algal Blooms from Southwestern Gulf of Mexico (2016-2017)
Carlos Francisco Rodríguez-Gómez
Gabriela Vázquez
José Antolín Aké-Castillo

Abundancia del género *Pseudo-nitzschia* en la zona costera de Tuxpan, Veracruz 110
Abundance of the Genus Pseudo-nitzschia *in the Coastal Area Tuxpan, Veracruz*
Jennifer Méndez-Torres
Rosa Idalia Hernández-Herrera
Antonio Almazán-Becerril
Pablo San Martín-Del Ángel
Benjamín Delgado-Pech

Abundancia del género *Gambierdiscus* en diferentes especies de macroalgas en el Caribe mexicano 133
Abundance of the Genus Gambierdiscus in Different Species of Macroalgae in the Mexican Caribbean
Elda Damaris Irola-Sansores
Benjamín Delgado-Pech
Antonio Almazán-Becerril

Riqueza fitoplanctónica (diatomeas y dinoflagelados) de la porción mexicana del golfo de México 153
Phytoplankton Richness (Diatoms and Dinoflagellates) of the Mexican Portion of Gulf of Mexico
María Esther Angélica Meave del Castillo
María Eugenia Zamudio-Reséndiz

La comunidad de corales escleractinios del sistema arrecifal Palo Seco, Veracruz, México 186
Scleractinian Coral Community on Palo Seco Reef System, Veracruz, Mexico
Carlos González-Gándara

Estructura y patrones de distribución de la comunidad de octocorales en el Sistema Arrecifal Veracruzano, suroeste del golfo de México.....205
Structure and Distribution Patterns of Octocoral Community on the Sistema Arrecifal Veracruzano, Southwest Gulf of Mexico
Miguel Ángel Lozano-Aburto
Horacio Pérez-España
Héctor Reyes-Bonilla
Eric Jordán-Dahlgren
Javier Bello-Pineda

Diferenciación de los calamares loligínidos (*Cephalopoda: Loliginidae*) del golfo de México y mar Caribe mexicano con morfometría geométrica de estatolitos 227
Differentiation of loliginid squids (Cephalopoda: Loliginidae) from the Gulf of Mexico and Mexican Caribbean Sea with statolith geometric morphometrics
Mariana Díaz-Santana-Iturrios
César Augusto Salinas-Zavala

Superposición espacial de los pulpos *Octopus vulgaris* tipo II y *Octopus maya* al noreste del banco de Campeche 242
Space Overlap of Octopuses Octopus vulgaris *Type II and Octopus maya at the Northeast of the Campeche Bank*
Paulina Valeria Guarneros-Narváez
Iván Velázquez-Abunader
Otilio Avendaño
Jorge Alberto López-Rocha

Ensamblajes de peces en estuarios hipersalinos de Veracruz y Yucatán 260
Fish Assemblages in Hyper-Saline Estuaries from Veracruz and Yucatan
Rafael Chávez-López
Ángel Morán-Silva
Sergio Cházaro-Olvera

Golfo de México y mar Caribe: Zona de tránsito para las aves migratorias neárticas-neotropicales 286
Gulf of Mexico and Caribbean Sea: Transit Zone for Nearctic-Neotropical Migratory Birds
Angélica María Hernández-Ramírez
Rosario Landgrave-Ramírez

Análisis comparativo de las comunidades de aves en la región marina costera del Sistema Arrecifal Veracruzano y Alvarado 310
Comparative Analysis of the Bird Communities of the Marine Coastal Region of the Veracruz Reef System and Alvarado
Enriqueta Velarde
Agni Martínez-Villacis

Relación del perfil de playa y la concentración de coliformes en tres playas de la región central de Veracruz, México 330
Relationship Between Beach Profile and Coliforms Concentration in Three Beaches of the Central Region of Veracruz State, Mexico
Luis Alberto Peralta-Peláez
Carolina Peña-Montes
Eduardo de Jesús Hernández-González
Omar Darío Cervantes-Rosas

Patógenos en organismos acuáticos de interés comercial
en el golfo de México y mar Caribe mexicano 354
Pathogens in Aquatic Organisms of Commercial Interest in the Gulf of Mexico and the Mexican Caribbean Sea
Amelia Paredes-Trujillo
Eduardo Garza-Gisholt
Linda Marmolejo-Guzmán
María Leopoldina Aguirre-Macedo
Ana Luisa May-Tec
Víctor Manuel Vidal-Martínez

Parasitofauna de organismos marinos del golfo de México:
Estado del conocimiento 392
Parasitofauna of Marine Organisms from the Gulf of Mexico: State of Knowledge
Ana Luisa May-Tec
Arturo Centeno-Chalé
Amelia Paredes-Trujillo
Víctor Manuel Vidal-Martínez
Leopoldina Aguirre-Macedo

Estado actual de la producción de camarón y presencia
de virus en el noreste del golfo de México 414
Current Status of Shrimp Production and Virus Presence on Northeast of Gulf of Mexico
Gabriel Aguirre-Guzmán
Ned Iván De la Cruz-Hernández

Indicadores ecosistémicos para la pesquería de arrastre de camarón.....436
Ecosystem Indicators for the Shrimp Trawl Fishery
Ángel Morán-Silva
María de Lourdes Jiménez-Badillo
Sergio Cházaro-Olvera
Rafael Chávez-López

Evaluación temporal de la pesquería de pequeña escala de la langosta
del Caribe *Panulirus argus* en Cozumel, Quintana Roo, México.....463
Temporary Assessment of the Small-Scale Fishery of the Caribbean Lobster Panulirus argus in Cozumel, Quintana Roo, Mexico
Ingrid Vanessa Tafoya-Gutiérrez
Martha Angélica Gutiérrez-Aguirre
Adrián Cervantes-Martínez
José Canto-Noh
Lizbeth Tamayo-Chan

La pesquería de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Latreille, 1804) en la bahía del Espíritu Santo: Un ejemplo de manejo sustentable.....483
The Spiny Lobster Fishery Panulirus argus (Latreille, 1804) in the Espiritu Santo Bay: An Example of Sustainable Management
Adrián Cervantes-Martínez
Brenda García-González
Martha Angélica Gutiérrez-Aguirre
Eduardo Pérez Catzin
José Canto-Noh
Lizbeth Tamayo-Chan

La pesquería de pepino de mar en Yucatán: Auge, declive y perspectivas a futuro.....508
The Sea Cucumber Fishery in Yucatan: Boom, Decline and Future Prospects
Jorge Alberto López-Rocha
Carmen Pedroza-Gutiérrez
Laura Elena Vidal-Hernández
Miguel Ángel Gamboa-Álvarez
Iván Velázquez-Abunader
Salvador Romero-Gallardo
Jessica Arteaga-Muñoz

Evidencia de colisiones de embarcaciones con manatíes (*Trichechus manatus manatus*) en la laguna de Términos, Campeche 536
Evidence of boat collision with manatees (Trichechus manatus manatus) at Terminos lagoon, Campeche
Alberto Delgado-Estrella
Gerardo Rivas-Hernández
Laura Elena Vázquez-Maldonado

Conclusiones generales.....550
Comité editorial

Reseñas curriculares 552

Introducción

México es un país que cuenta con zona costera compuesta por cinco mares y 14 regiones costeras, donde están asentados 226 municipios costeros que representan el 25% del territorio nacional, varios de estos son también importantes puertos comerciales y pesqueros de relevancia internacional. Desde tiempos prehispánicos, la población mexicana mantiene una estrecha relación con sus mares, ya que estos han permitido el desarrollo constante de su civilización y de actividades productivas generadoras de riqueza regional, que tienen impacto a nivel nacional e internacional, ejemplos de ello son las actividades recreativas, pesqueras y marítimo-portuarias, y la extracción petrolera. Es de suma importancia destacar la enorme riqueza que poseen los mares en términos ecológicos, pero sobre todo en diversidad biológica y servicios ecosistémicos. Las pesquerías en México son de vital importancia ya que son el gran proveedor de proteína de alta calidad dentro del rubro de la alimentación a los pueblos costeros y al país.

En una publicación anterior, la Universidad de Colima puso a disposición del público, el libro titulado *Estudios recientes en el Pacífico mexicano*, que enmarca un panorama general de la situación actual que guarda este gran ecosistema. Lo anterior sirvió de precedente para compilar una serie de estudios realizados en años recientes para el golfo de México y mar Caribe mexicano, presentados por investigadores, académicos y estudiantes universitarios y de posgrado que pertenecen a las diversas instituciones de educación superior del país.

En la presente edición, *Investigaciones marinas en el golfo de México y mar Caribe mexicano* se han recopilado investigaciones que

abarcan como objeto de estudio organismos microscópicos como el fitoplancton, hasta macroscópicos como aves y manatíes. Toda esta diversidad biológica analizada bajo diferentes enfoques de estudio, que van desde procesos ecológicos de micro a macroescala, temporales o espaciales, hasta los relacionados con producción pesquera o acuícola. Asimismo, investigaciones sobre las características físicas oceanográficas como circulación oceánica, calidad de agua y playas, se incluyen en este libro.

Es necesario mencionar que muchas otras lineas temáticas se están estudiando en el golfo de México y en el mar Caribe mexicano, pero han quedado fuera de esta edición; sin embargo, consideramos que las investigaciones aquí abordadas representan los temas primordiales que se están atendiendo en los estudios actuales y que marcan una tendencia a futuro. De esta manera, esperamos que los lectores encuentren aquí información valiosa para sus actividades académicas y de investigación.

Efecto de los nortes en la circulación costera de la región noreste de la península de Yucatán

Gabriela Reséndiz-Colorado,
Antonio Almazán-Becerril y David Rivas

Resumen

En las zonas internas de las plataformas del golfo de México, el viento es el principal forzante de la circulación, sin embargo, en la zona costera norte de la península de Yucatán ha sido poco estudiado el efecto que los eventos de nortes —típicos en la región durante el invierno— tienen sobre la circulación. Este trabajo investiga la influencia de los nortes en la circulación de la zona costera de la región en dos periodos de 2013 y su comparación con un periodo de circulación típico. Esto se realizó mediante el análisis de campos de viento provenientes del Reanálisis Regional de Norteamérica (NARR, por sus siglas en inglés) y campos de velocidad de corriente del Modelo Oceánico en Coordenadas Híbridas (HYCOM) para un área regional y de un modelo numérico local implementado mediante el Sistema de Modelación Oceánica Regional (ROMS). Los resultados muestran que los nortes tienen influencia en el patrón de circulación, provocando variaciones en la dirección de la corriente asociadas a la dirección del viento durante los periodos estudiados. Se obtuvieron coeficientes de

correlación de 0.84 y 0.91 entre el viento y la corriente para el segundo y tercer periodo, en los que se presentan un norte moderado e intenso respectivamente. Se observó una disminución en la velocidad de la corriente de Yucatán de 2.1 m/s en condiciones de vientos alisios y "norte" moderado a 1.5 m/s en presencia de un norte de mayor intensidad. Estos cambios pueden influir no solo en los procesos físicos, sino también en aspectos ecológicos a los que están sometidas las comunidades biológicas de la zona costera.

Palabras clave

Península de Yucatán, circulación costera, ROMS.

Effect of the Nortes on the Coastal Circulation along the Northeast Region of the Yucatan Peninsula

Abstract

Over the continental shelf of the Gulf of Mexico, wind is the main forcing on the coastal ocean circulation, however, over the northern shelf of the Yucatan Peninsula the effect of Nortes (typical in that region during winter) on the circulation has been poorly studied. This work investigates the influence of two events of Nortes on the regional coastal circulation during 2013 and compare them to that in a typical period. This task was accomplished by analyzing wind fields from the North American Regional Reanalysis (NARR) and ocean velocity fields from the Hybrid Coordinate Ocean Model (HYCOM) for a regional area and from a local numerical model based on the Regional Ocean Modeling System (ROMS). The results show that the Nortes events exert influence on the water circulation pattern, promoting variations in the currents' direction associated to the wind direction during the studied periods. Correlation coefficients obtained for second and third period were 0.84 y 0.91, respectively. A decrease in the velocity of the Yucatan Current from 2.1 m/s, during trade winds and moderate Nortes conditions to 1.5 m/s in intense Nortes condition was observed. These changes could influence not only the physical processes but also the ecological aspects to which biological communities are exposed.

Keywords
Yucatan Peninsula, coastal circulation, ROMS.

Introducción

Las zonas costeras, cuyo límite puede establecerse aproximadamente en la isóbata de los 25 m de profundidad, denominada profundidad de cierre (Silva *et al.*, 2014), se caracterizan por ser altamente productivas e incluir ecosistemas complejos como manglares, arrecifes de coral y praderas de pastos marinos (Bijlsma *et al.*, 1995) que proporcionan servicios ecosistémicos de regulación, culturales y de soporte (Beaumont *et al.*, 2007). Al estar asociados a diferentes masas de agua, resulta evidente que la estructura ecológica de estos sistemas está influenciada por la circulación oceánica (Jouon *et al.*, 2006), que en estas zonas es modulada principalmente por el esfuerzo que ejerce el viento sobre la superficie del mar (Csanady, 1982).

En la zona interna de la plataforma continental del golfo de México (GM) el principal forzante de la circulación marina es el viento, por lo que su variación establece un patrón estacional en la circulación, que también se ve influenciado por la ocurrencia de ciclones tropicales y frentes fríos (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2014). En la plataforma de la península de Yucatán, la influencia del viento ha sido estudiada de forma regional (Ruiz-Castillo *et al.,* 2016) y en la surgencia de Cabo Catoche (Enríquez y Mariño, 2014, Reyes-Mendoza *et al.,* 2016; Ruiz-Castillo *et al.,* 2016); sin embargo, estos estudios no resuelven los cambios en la zona más cercana a la costa, donde los efectos del viento aún no han sido analizados.

En particular, en el sureste de México existe una amplia plataforma continental de origen calcáreo, denominada Banco de Campeche, que rodea la península de Yucatán y se extiende hasta los 24° N; cuenta con una extensión aproximada 250 km (Weidie 1985; Contreras, 2003). La zona costera del noroeste de la península de Yucatán se encuentra influenciada por la corriente de Yucatán (Capurro, 2003). Esta fluye de forma paralela a la costa oriental, desde el sur de la isla de Cozumel y a través del canal de Yucatán, donde se intensifica y alcanza velocidades mayores a 2 m/s (Carrillo *et al.,* 2015). Esta corriente, además de influenciar la zona costera,

conecta al mar Caribe con el golfo de México (Enríquez *et al.,* 2010; Athié *et al.,* 2011). Uno de los procesos oceanográficos destacados en la región es la surgencia que se desarrolla en Cabo Catoche, que se presenta con mayor intensidad durante la primavera y el verano, y enriquece de nutrientes la zona costera (Merino, 1997; Enríquez *et al.,* 2010; Enríquez y Mariño-Tapia, 2014).

En esta región predominan los vientos alisios durante la mayor parte del año, con dirección este o sureste (Vidal-Zepeda, 2005). Durante los meses de noviembre a febrero en la región se presentan los nortes (Vidal-Zepeda, 2005; Hernández-Terrones, 2011), que son vientos sostenidos asociados a sistemas de alta presión y originados frecuentemente en las montañas rocosas de Estados Unidos (Appendini *et al.,* 2012). Estas masas de aire frío atraviesan el golfo de México donde ganan calor y humedad, a medida que fluyen hacia el sur, lo que ocasiona que al llegar a la península de Yucatán aumenten la precipitación en la región (Vidal-Zepeda, 2005). En la zona de estudio, estos vientos llegan a alcanzar velocidades de 25 m/s (Hernández-Terrones *et al.,* 2011).

Debido a la importancia ecológica de las zonas costeras y a las características climáticas y oceanográficas de la región, de la plataforma continental de la península de Yucatán, el objetivo de este trabajo es estudiar los efectos de dos eventos de *norte* de diferentes características, acontecidos durante los meses de octubre y diciembre de 2013, sobre la circulación en la plataforma de Yucatán y en la zona costera noreste de la península de Yucatán.

Metodología

Este trabajo considera dos áreas de estudio, una regional y una local, lo que permite analizar los efectos del viento en la circulación regional y en la circulación local en la zona costera. El área de estudio regional está comprendida entre las latitudes 20° N y 24° N y las longitudes 83° O y 90° O, ubicada al norte de la península de Yucatán (figura 1a), mientras que el área local se ubica en el noreste y comprende las coordenadas 21.24° N a 21.44° N y 86.80° O a 86.90° O (figura 1b).

Área regional

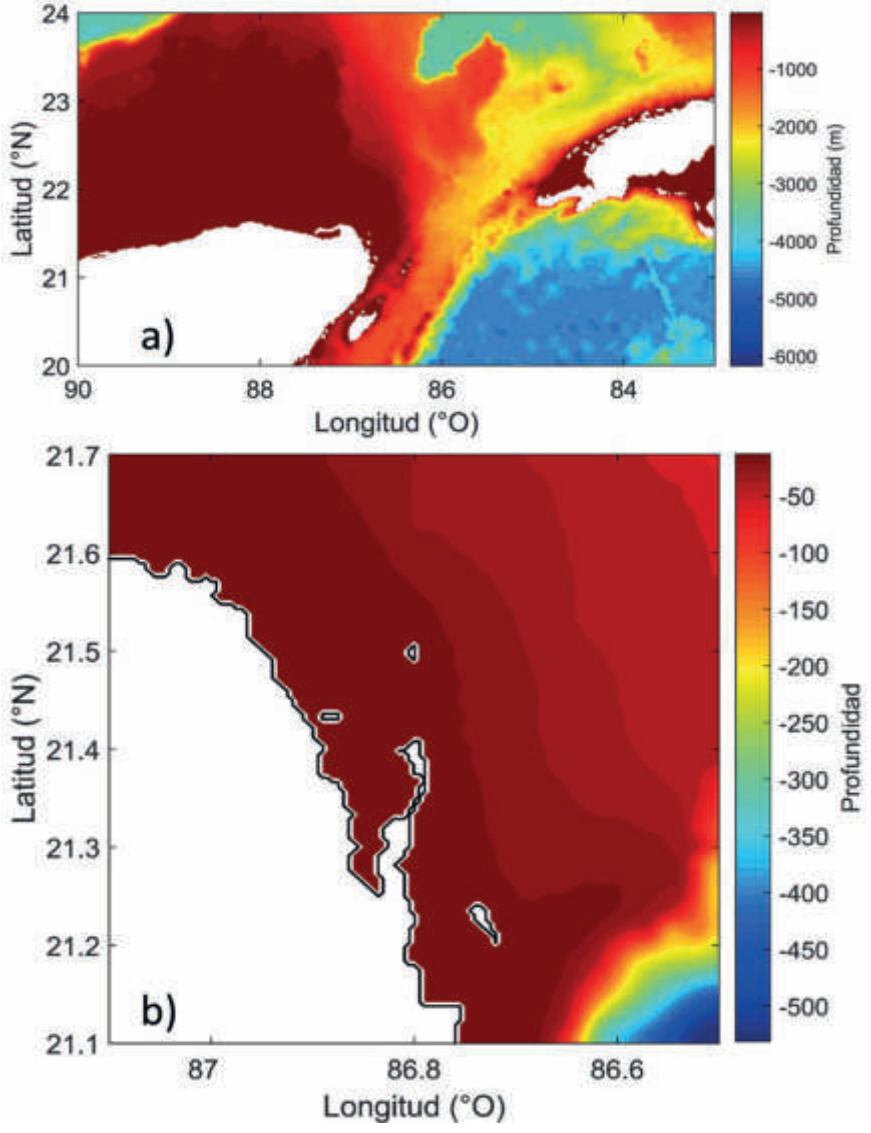
Los campos del viento, empleados para el área regional, se obtuvieron a partir de los promedios diarios de los componentes del vector del viento, provenientes del reanálisis regional de Norteamérica (NARR, por sus siglas en inglés), con una frecuencia de un dato cada tres horas para el año 2013.

Los datos para obtener los campos de velocidad de corriente del área de estudio regional provienen del Modelo Oceánico en Coordenadas Híbridas (HYCOM, por sus siglas en inglés), de la base de datos *Gulf of Mexico Analysis,* del experimento 31.0, el cual abarca el periodo del 1/04/2009 al 31/07/2014. Estos datos cuentan con una resolución de 1/25° (~4km) y 40 niveles de profundidad. Para mayores detalles, consulte la página del consorcio del HYCOM: https://www.hycom.org/. Se usaron datos con una frecuencia de un dato cada seis horas de las componentes de velocidad zonal y meridional, de los primeros cuatro niveles del modelo que corresponden a 15 m de profundidad. Estos datos fueron promediados para obtener las componentes de una sola capa superficial. Posteriormente se obtuvieron los promedios diarios de cada componente, estos promedios fueron usados para obtener los campos de la velocidad de corriente de los periodos analizados en este trabajo.

Modelo del área local

Los datos de los campos de velocidad de corrientes en el área local se obtuvieron mediante un modelo de circulación basado en el Sistema de Modelación Oceánica Regional (ROMS, por sus siglas en inglés), que es un modelo tridimensional de superficie libre (Shchepetkin y McWilliams, 2005) descendiente del modelo SCRUM (Song y Haidvogel, 1994). El ROMS considera las aproximaciones hidrostáticas y de Boussinesq para resolver las ecuaciones primitivas en un dominio de coordenadas rectangulares —o incluso curvilineas— en la horizontal y coordenadas sigma con estiramiento en la vertical (Shchepetkin y McWilliams, 2005).

Figura 1
(a) Batimetría del área de estudio regional
y (b) batimetría del área de estudio local



Fuente: Reséndiz-Colorado (2019).

El modelo local fue configurado con una resolución de ~ 0.5 km y 10 niveles sigma en la vertical, esta resolución aumenta hacia la superficie y el fondo, de acuerdo con los parámetros $\theta_S = 4$ y $\theta_B = 0.9$. La malla del modelo se generó mediante el software de Penven *et al*. (2008). La batimetría original de ETOPO2 usada por Penven *et al.* (2008) fue reemplazada por una batimetría de mayor resolución, de forma similar al método usado por Romero-Sierra *et al.* (2018). La batimetría se obtuvo con la interpolación de la batimetría ETOPO1 con resolución de ~ 2 km (Amante y Eakins, 2009) a la malla del modelo. En las fronteras abiertas del modelo se impusieron valores de temperatura, salinidad, velocidad de corriente y nivel del mar, provenientes del modelo HYCOM descrito en la sección anterior, con una frecuencia de un dato cada tres horas para los años 2013-2014. En la superficie del modelo se impuso el esfuerzo del viento cada tres horas, calculado a partir de datos de vector del viento provenientes del NARR (Mesinger *et al.,* 2006), considerando un coeficiente de arrastre obtenido mediante las parametrizaciones propuestas por Smith (1998). El flujo neto de calor y el flujo de agua dulce impuestos en la superficie del modelo provienen de promedios mensuales de estas variables del modelo HYCOM (para más detalles de la configuración y validación del modelo, vea Reséndiz-Colorado, 2019). Los campos del vector de corriente del área local corresponden al promedio ponderado de los primeros cuatro niveles de profundidad del modelo local, que se ha considerado como la capa superficial.

Análisis de datos

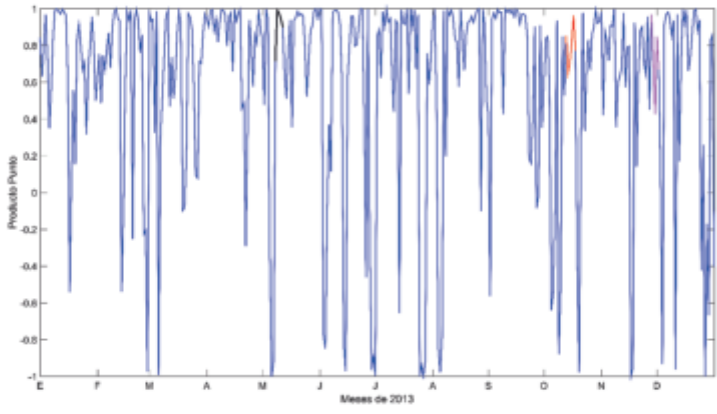
Con el objetivo de observar si la circulación del viento y de la corriente son paralelas o transversales entre ellas, se realizó una serie del producto interno (también llamado escalar o punto) entre los vectores unitarios del viento y de la corriente, en un punto al noreste de la península, ubicado en las coordenadas (21.78° N, 86.88° O). Note que el cálculo de este producto interno corresponde a la proyección de un vector (el viento) sobre otro (la corriente) y que al ser vectores unitarios el valor del producto interno provee información únicamente de la dirección (y no de la magnitud) entre ambos vectores: valor de 1 cuando los vectores son paralelos y en el mismo sentido, valor de -1 cuando son paralelos, pero en sentido contrario, y valor de 0 cuando son perpendiculares.

Para analizar de forma detallada el efecto del viento en la dirección de la corriente, se seleccionaron tres periodos de estudio: el primero del 8 al 12 de mayo de 2013, en el que se presentan condiciones típicas de viento y circulación; el segundo, del 12 al 17 de octubre, en el que se presenta viento del noreste; y el tercero, del 27 de noviembre al 1 de diciembre, que es un periodo con viento del norte. Para cada uno se calculó la correlación compleja entre los vectores del viento y la corriente, así como la fase entre ambos (Kundu, 1976) para determinar si la dirección de la corriente está asociada a la dirección del viento que se presenta en cada periodo. Una mayor correlación y menor fase indican una variación de dirección coincidente entre el viento y la corriente.

Resultados

La serie del producto interno entre los vectores de viento y de la corriente durante 2013 (figura 2), muestra que existen periodos en los que la corriente tiende a fluir de forma paralela al viento, ya sea en la misma dirección (indicado por un valor igual o cercano a 1) o en dirección opuesta (indicado por un valor igual o cercano a -1). Durante el primer periodo se tiene un producto interno promedio de 0.90, lo que indica que la corriente y el viento tienden a ser paralelos, con una correlación compleja de $r_1 = 0.45$ y una fase entre ambos de $f_1 = 132.0^\circ$. En el segundo periodo el producto interno es de 0.79, con una correlación de $r_2 = 0.84$ y una fase de $f_2 = 25$. Para el tercer periodo se tiene un producto interno de 0.72 con una correlación de $r_3 = 0.91$ y una fase de $f_3 = 0.1$. Como lo muestran estos indicadores, es en este último cuando el efecto del viento es mayor, por lo que se hará mayor énfasis en el análisis para este periodo en las siguientes secciones.

Figura 2
Serie de tiempo del producto interno entre los vectores unitarios del viento y de la corriente para 2013, interpolados en la posición (21.78° N, 86.88° O)



Nota: Los valores cercanos a 1 o -1 indican flujos paralelos entre sí, pero el signo indica si son en el mismo sentido (positivo) o en sentido opuesto (negativo); los valores cercanos a 0 indican flujos perpendiculares entre sí. En color se muestran los tres periodos de análisis: 08-12 de mayo (negro), 12-17 de octubre (rojo) y 27 de noviembre-01 de diciembre (lila).

Primer periodo

El primer periodo analizado (que comprende del 8 al 12 de mayo de 2013), se considera como de circulación típica, en el que la corriente de Yucatán presenta una velocidad máxima promedio de 2.1 m/s (figura 3a), dato congruente con los valores reportados por Carrillo *et al.* (2015). A nivel regional se observan algunas estructuras en el campo de la velocidad, como la presencia de un giro en la zona central-oeste de la corriente de Yucatán y un giro al sureste de esta, con velocidades menores a 1 m/s en ambos casos. En la costa se presenta una circulación de dirección este a oeste paralela a la costa, que ya es conocida en la zona (Enríquez *et al.,* 2010).

Durante este periodo se presentan los vientos alisios (figura 3b), que caracterizan la zona de estudio (Vidal-Zepeda, 2005), con un promedio de velocidad máxima de 8.7 m/s para este periodo.

Los resultados del modelo correspondiente al área local (figura 3c), muestran el mismo patrón de circulación obtenido con los datos del modelo HYCOM (figura 3b). La circulación sigue la costa este, fluyendo hacia el norte y hacia el oeste en el norte de la península de Yucatán. En el sur se observa que la corriente es más intensa, debido al flujo proveniente de la corriente de Yucatán, alcanzando una velocidad máxima de 0.70 m/s y un promedio de 0.17 m/s, ya que, como en la zona cercana a la costa, las velocidades son considerablemente menores que en la zona sur.

Segundo periodo

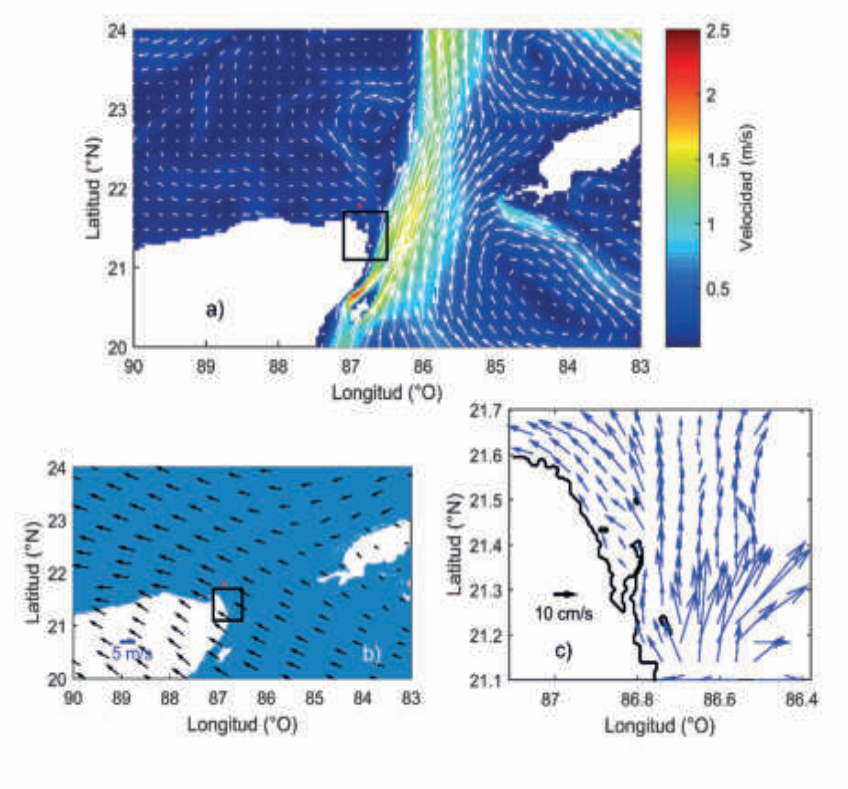
En el segundo periodo analizado (del 12 al 17 de octubre del 2013) se observa a una ligera disminución en la velocidad de la corriente de Yucatán (figura 4a) respecto al periodo anterior (figura 3a); sin embargo, la velocidad promedio máxima para este periodo se mantiene en 2.1 m/s. En el área oceánica, al norte de la península (recuadro rojo en la figura 4a), se observa un cambio en la dirección del flujo (respecto al periodo anterior) y la circulación es de norte a sur, asimismo deja de presentarse el giro del periodo anterior. Al sur de esta zona se observa un flujo paralelo a la costa con dirección este a oeste; esto es, con dirección y velocidades similares a las del periodo anterior.

En este periodo se presenta un evento de *norte*, con dirección noreste a sureste y velocidad promedio máxima de 4.9 m/s (figura 4b) en la zona oriental de la península de Yucatán. Este fenómeno influye en la circulación de la zona norte de la plataforma de Yucatán, pero no parece influenciar la dirección de la circulación de la zona cercana a la costa.

Los resultados del modelo local para este periodo (figura 4c), muestran que en la zona costera el efecto del *norte* no origina cambios en la dirección de la circulación, manteniéndose el flujo paralelo a la costa y hacia el oeste, pero sí presenta una disminución en la velocidad de la corriente en la costa. La velocidad máxima de 0.64 m/s se presenta en el sur y la velocidad promedio es de 0.10 m/s, lo que representa una disminución de 0.07 m/s en la velocidad promedio, respecto al periodo anterior.

Figura 3

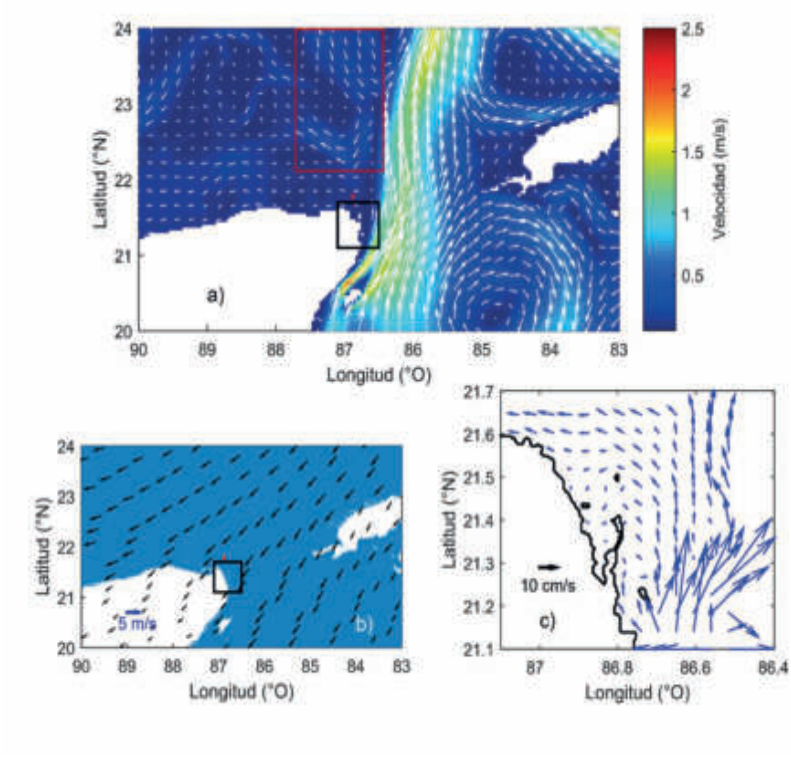
a) Campo promedio de velocidad de corriente del área regional, b) campo promedio del viento y c) campo promedio de velocidad de corriente del área local, periodo del 8 al 12 de mayo de 2013



Nota: El recuadro negro señala el área de estudio local y el punto rojo indica una localidad en la que se analizaron las series de tiempo del viento de la corriente.

Figura 4

a) Campo promedio de velocidad de corriente del área regional, b) campo promedio del viento y c) campo promedio de velocidad de corriente del área local, periodo del 12 al 17 de octubre de 2013



Nota: El recuadro negro señala el área de estudio local y el punto rojo indica una localidad en la que se analizaron las series de tiempo del viento de la corriente. El recuadro rojo corresponde a un área de interés en el comportamiento de la corriente durante el periodo analizado.

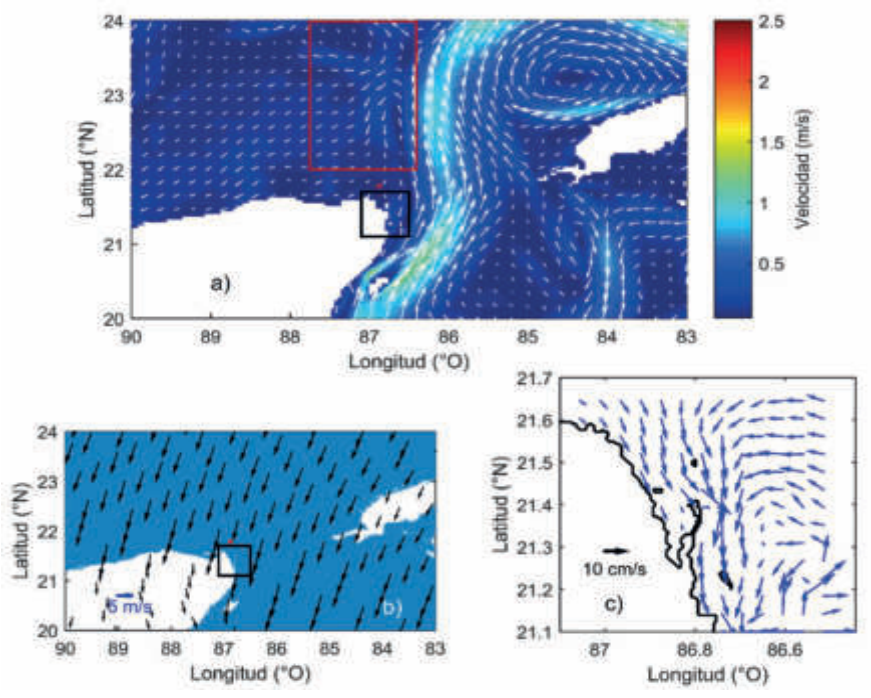
Tercer periodo

El tercer periodo analizado (del 27 de noviembre al 1 de diciembre del 2013), en el campo de velocidad de corriente (figura 5a) es evidente una disminución en la velocidad de la corriente de Yucatán, que se asocia al *norte* que se presenta (figura 5b). La velocidad máxima de corriente para este periodo es de 1.3 m/s, lo que representa una disminución de 0.8 m/s respecto a los periodos an-

teriores. En el área oceánica, al norte de la península (recuadro rojo en la figura 5a), se observa un cambio de dirección de flujo respecto al periodo anterior, lo que provoca una circulación de noreste a suroeste (hacia la costa). El viento en este periodo tiene una dirección de norte a sur, con una velocidad promedio máxima de 10.2 m/s, que es la mayor velocidad promedio del viento en los tres periodos, con un incremento de 1.5 y 5.3 m/s respecto al primero y segundo periodos, respectivamente.

Figura 5

a) Campo promedio de velocidad de corriente del área regional, b) campo promedio del viento y c) campo promedio de velocidad de corriente del área local, periodo del 27 de noviembre al 1 de diciembre de 2013



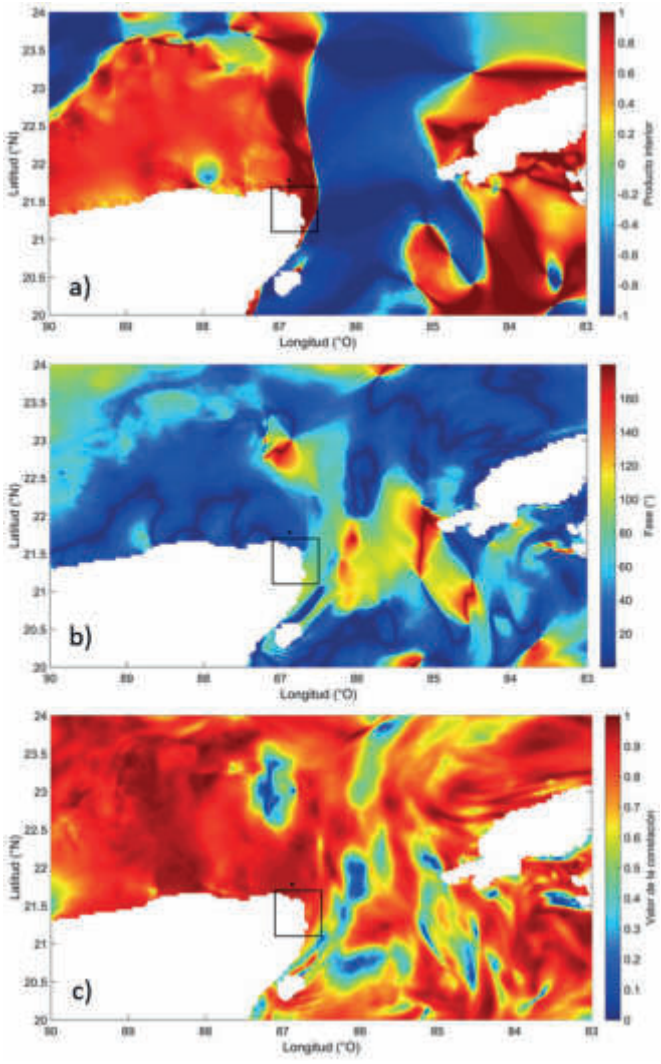
Nota: El recuadro negro señala el área de estudio local y el punto rojo indica una localidad en la que se analizaron las series de tiempo del viento de la corriente. El recuadro rojo corresponde a un área de interés en el comportamiento de la corriente durante el periodo analizado.

El modelo local muestra que para este tercer periodo de análisis, la circulación del agua se desarrolla de norte a sur, de forma paralela a la costa este de la península de Yucatán. En la zona cercana a la frontera del modelo, se forma un giro (figura 5c) que no se observa en los periodos anteriores. La velocidad máxima para este periodo en el área local es de 0.36 m/s, que se presenta en la zona cercana a Isla Blanca; la velocidad promedio es de 0.09 m/s, lo que representa una disminución de 0.08 y 0.01 m/s respecto al primero y segundo periodos, respectivamente.

Como se mencionó anteriormente, en este periodo el producto interno fue de 0.72, con una correlación entre la dirección del viento y de la corriente ($r_3 = 0.91$) y una fase casi nula ($f_3 = 0.1$). Este valor de correlación cercano a 1 y la fase prácticamente nula indican que el viento y la corriente variaron simultáneamente en la misma dirección, lo que sugiere que la corriente estuvo determinada completamente por el viento. Con el fin de analizar la influencia del viento en toda la región de análisis, la figura 6 muestra el producto interno, la correlación y la fase, evaluados en cada punto de la malla del dominio regional. En el producto interno (figura 6a) se observa claramente la localización de la corriente de Yucatán/Lazo, la cual fluye en sentido opuesto al viento (valores cercanos a -1); mientras que en la región norte de la plataforma, la corriente tiende a ser más en el sentido del viento (valores que tienden a 1). La región costera comprendida desde la punta de la península hasta los 23° N, adyacente a la corriente de Yucatán/Lazo, muestra valores cercanos a 1, cuya región abarca casi completamente el área de estudio local y se caracteriza por valores altos de correlación (>0.80), en especial al noreste de Cabo Catoche (donde se localiza el punto de análisis de las series de tiempo), donde la correlación excede el valor de 0.90 (figura 6b) y donde la fase es cercana a cero (figura 6c). De acuerdo con estos indicadores, esta es la región de mayor influencia directa del campo de viento.

Figura 6

Distribución espacial de a) producto interno entre los vectores unitarios del viento y de la corriente, b) correlación compleja y c) fase entre el viento y la corriente, periodo del 27 de noviembre al 1 de diciembre de 2013



Nota: El recuadro negro señala el área de estudio local.

Discusión

En el primer periodo analizado se observa el predominio de los vientos alisios y un patrón de circulación de este a oeste, paralelo a la costa norte de la península de Yucatán. Este patrón es dominado por la corriente de Yucatán que puede dividirse en la corriente que penetra el golfo de México, donde se le denomina corriente de Lazo (Capurro, 2003; Athié *et al.,* 2011; Carrillo *et al.,* 2015), y en la corriente que circula en el área del Banco de Campeche que es favorecida por los vientos alisios que se presentan la mayor parte del año (Capurro, 2003; Enríquez *et al.,* 2010); sin embargo, en la temporada de nortes la dirección y magnitud de la circulación del agua se modifica, ya que en esta región ejercen una fuerte influencia en la corriente, modificando la dirección este a oeste típica de la zona. De forma similar, Zavala-Hidalgo *et al.* (2014) han descrito la existencia de una estacionalidad en la circulación, relacionada con el esfuerzo del viento para la zona interna de la plataforma del golfo de México.

De los tres periodos analizados, resulta particularmente interesante el tercero, en el que se presenta viento con una magnitud mayor a la de los anteriores. Durante este periodo, el efecto sobre la circulación costera del área de estudio local es mayor, por lo que cambia considerablemente la circulación de la zona (figura 5c), en la que la corriente fluye hacia la costa y no de forma paralela a esta, como en los periodos de vientos alisios. En la región de estudio, en la zona de Cabo Catoche, existe una surgencia (Merino, 1997), por lo que el efecto del viento en la circulación de esta región toma mayor relevancia. De acuerdo con Enríquez y Mariño-Tapia (2014), los vientos provenientes del noroeste o del sureste influencian la dirección de flujo del agua de surgencia. Por otro lado, los vientos del norte provocan disminución en la velocidad de la corriente de Yucatán y la desaparición del agua fría relacionada con la surgencia (Reyes-Mendoza *et al.,* 2016). No obstante, es durante esta época cuando se aprecia un flujo importante de agua proveniente del norte, que fluye paralelo a la costa oriental de la península. Todos estos resultados muestran la compleja dinámica regional, lo que amerita una mayor investigación y en la que los modelos numéricos tridimensionales, como el del presente artículo, ayudarán a dilucidar los factores dinámicos de la región.

Estos cambios en la circulación costera provocados por los patrones de viento predominantes en cada época climática, deben influir no sólo en los procesos físicos de los sistemas acuáticos costeros de la región, sino que también pueden afectar profundamente los procesos ecológicos y la dinámica de las comunidades biológicas presentes en esta zona de alta biodiversidad.

Conclusión

En la región estudiada se presentan típicamente vientos alisios que favorecen la circulación dominada por la corriente de Yucatán; sin embargo, durante la temporada de nortes, estos ejercen una influencia en la circulación del agua que queda confirmada por la alta correlación (>0.90) entre el viento y la corriente. Dichos vientos ocasionan una disminución en la velocidad de la corriente de Yucatán y un cambio en la circulación de la zona costera, promoviendo la intrusión de un flujo del norte que corre paralelo a la costa este de la península de Yucatán.

Literatura citada

Amante, C. y Eakins, B.W. (2009). *ETOPO1 1 Arc-minute Global Relief Model: Procedures, Data Sources and Analysis*. NOAA Technical Memorandum NESDIS NGDC-24, 19 pp.

Appendini, C.M.; Torres-Freyermuth, A.; Oropeza, F.; Salles, P.; López, J. y Mendoza, T. (2012). Wave Modeling Performance in the Gulf of Mexico and Western Caribbean: Wind Reanalyzes Assessment. *Applied Ocean Research*, 39: 20-30.

Athié, G.; Candela, J.; Sheinbaum, J.; Badan, A. y Ochoa, J. (2011). Yucatan Current Variability through the Cozumel and Yucatan Channels. *Ciencias Marinas*, 37(4A): 471-492.

Beaumont, N.J.; Austen, M.C.; Atkins, J.P.; Burdon, D.; Degraer, S.; Dentinho, T.P.; Derous, S.; Holm, P.; Horton, T.; van Lerland, E.; Marboe, A.H.; Starkey, D.J.; Townsend, M. y Zarzycki, T. (2007). Identification, Definition and Quantification of Goods and Services Provided by Marine Biodiversity: Implications for the Ecosystem Approach. *Marine Pollution Bulletin*, 54(3): 253-265.

Bijlsma, L.; Ehler, C.N.; Kulshrestha, S.M.; Mclean, R.F.; Mimura, N.; Nicholls, R.J. y Warrick, R.A. (1996). *Coastal Zones and Small Islands. Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change*. Scientific-Technical Analyses, Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 289-324.

Capurro, L. (2003). Un gran ecosistema costero: La península de Yucatán. *Avance y perspectiva*, 22, 69-75.

Carrillo, L.; Johns, E.M.; Smith, R.H.; Lamkin, J.T. y Largier, J.L. (2015). Pathways and Hydrography in the Mesoamerican Barrier Reef System Part 1: Circulation. *Continental Shelf Research*, 109: 164-176.

Contreras, E.F. (1993). Ecosistemas costeros de México. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. México: Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.

Csandy, T.G. (1982). *Circulation in the Coastal Ocean*. Dordrecht: Springer.

Enríquez, C. y Mariño-Tapia, I. (2014). *Mechanisms Driving a Coastal Dynamic Upwelling*. Proceedings of the 17th Physics of Estuaries and Coastal Seas (PECS) conference, Porto de Galinhas, Pernambuco, Brazil, 19-24, October.

Enríquez, C.; Mariño-Tapia, I.J. y Herrera-Silveira, J.A. (2010). Dispersion in the Yucatan Coastal Zone: Implications for Red Tide Events. *Continental Shelf Research*, 30(2): 127-137.

Hernández-Terrones, L.; Rebolledo-Vieyra, M.; Merino-Ibarra, M.; Soto, M.; LeCossec, A. y Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE-Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 218(1-4): 517-528.

HYCOM (2018) HYCOM Gulf of Mexico 1/25 (GOMl0.04). Disponible en: https://hycom.org/dataserver/gom-analysis.

Jouon, A.; Douillet, P.; Ouillon S. y Fraunie, P. (2006). Calculations of Hydrodynamic Time Parameters in a Semi-Opened Coastal Zone Using a 3D Hydrodynamic Model. *Continental Shelf Research*, (26): 1395-1415.

Kundu, P.K. (1976). An Analysis of Inertial Oscillations Observed Near Oregon Coast. *Journal of Physical Oceanography,* 6: 879-893.

Mateos, E.; Marinone, S.G. y Lavín, M.F. (2013). Numerical Modeling of the Coastal Circulation off Northern Baja California and Southern California. *Continental Shelf Research*, 58: 50-66.

Merino, M. (1997). Upwelling on the Yucatan Shelf: Hydrographic Evidence. *Journal of Marine Systems*, 13: 101-121.

Mesinger, F.; DiMego, G.; Kalnay, E.; Mitchell, K.; Shafran, P.C.; Ebisuzaki, W.; Jovic, D.; Woollen, J.; Rogers, E.; Berbery, E.H.; Ek, M.B.; Fan, Y.; Grumbine, R.; Higgins, W.; Li, H.; Lin, Y.; Manikin, G.; Parrish, D. y Shi, W. (2006). North American Regional Reanalysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 87: 343-360.

North American Regional Reanalysis (2018). National Centers for Environmental Protection (NCEP). NARR.

Reséndiz-Colorado, G. (2019). *Análisis del transporte de agua en la laguna Chacmochuch, Quintana Roo, durante tres eventos contrastantes del periodo 2013-2014*. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán.

Penven, P.; Marchesiello, P.; Debreu, L. y Lefevre, J. (2008). Software Tools for Pre- and Post-Processing of Oceanic Regional Simulations. *Enviromental Modelling & Software*, 23: 660-662.

Reyes-Mendoza, O.; Mariño-Tapia, I.; Herrera-Silveira, J.; Ruiz-Martínez, G.; Enríquez, C. y Largier, J.L. (2016). The Effects of Wind on Upwelling off Cabo Catoche. *Journal of Coastal Research*, 32(3): 638-650.

Rivas, D. y Samelson, R.M. (2011). A Numerical Modeling Study of the Upwelling Source Waters Along the Oregon Coast During 2005. *Journal of Physical Oceanography*, 41(1): 88-112.

Romero-Sierra, P.; Rivas, D.; Almazán-Becerril, A. y Hernández-Terrones, L. (2018). Hydrochemistry and Hydrodynamics of a Mexican Caribbean Lagoon: Nichupté Lagoon System. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciencie*, 185-198.

Ruiz-Castillo, E.; Gómez-Valdés, J.; Sheinbaum, J. y Rioja-Nieto, R. (2016). Wind-Driven Coastal Upwelling and Westward Circulation in the Yucatan Shelf. *Continental Shelf Research*, 118: 63-76.

Shchepetkin, A.F. y McWilliams J.C. (2005). The Regional Ocean Modeling System: A Split-Explicit, Free-Surface, Topography Following Coordinates Ocean Model. *Ocean Modelling*, 9: 347-404.

Silva, R.; Villatoro, M.; Ramos, F.; Pedroza, D.; Ortiz, M.; Mendoza, E.; Delgadillo, M.; Escudero, M.; Félix, A. y Cid, A. (2014). *Caracterización de la zona costera y planteamiento de elementos técnicos para la elaboración de criterios de regulación y manejo sustentable*. México: Instituto de Ingeniería - UNAM.

Smith, S.M. (1988). Coefficients for Sea Surface Wind Stress, Heat Flux, and Wind Profiles as a Function of Wind Speed and Temperature. *Journal of Geophysical Research*, 93: 15467-15472.

Song, Y. y Haidvogel, D. (1994). A Semi-Implicit Ocean Circulation Model Using a Generalized Topography-Following Coordinate System. *Journal of Computational Physics*, (115): 228-244.

Vidal-Zepeda, R. (2005). Región 11. Península de Yucatán. En: *Las regiones climáticas de* México (pp. 189-204). México: Instituto de Geofísica - UNAM.

Weidie, A.E. (1985). Part I: Geology of Yucatan Platform. Geology and Hydrogeology of the Yucatan and Quaternary Geology of Northeastern Yucatan Peninsula, 1-19.

Zavala-Hidalgo, J.; Romero-Centeno, R.; Mateos-Jasso, A.; Morey, S.L. y Martínez-López, B. (2014). The Response of the Gulf of Mexico to Wind and Heat Flux Forcing: What has Been Learned in Recent Years? *Atmósfera*, 27(3): 317-334.

Enriquecimiento de nutrientes en ecosistemas costeros del Caribe mexicano

Javier Alejandro Pérez-Gómez
y Antonio Almazán-Becerril

Resumen

El aumento poblacional en las ciudades costeras del Caribe mexicano ha ocasionado un incremento en la concentración de nutrientes en el acuífero costero, que son posteriormente vertidos en los ecosistemas costeros de la zona mediante la descarga de agua subterránea que mantiene la conectividad entre los ecosistemas acuáticos continentales y marinos. El presente trabajo consiste en una revisión de los estudios realizados en la región, relacionados con la descarga de nutrientes y sus efectos en los sistemas costeros. Los estudios publicados para la región han reportado altas concentraciones de nutrientes, especialmente de NO_3^- y NH_4^+, en agua subterránea de playas y en afloramientos submarinos de agua subterránea. También se ha documentado el aumento significativo del contenido de N y de δ15N en hojas de *Thalassia testudinum* en la laguna Nichupté durante las últimas dos décadas. Asimismo, en Akumal y en Sian Ka'an se detectaron valores altos de δ15N en algas y corales. Esta información indica que la presencia de fuentes antropogénicas de nutrientes en diferentes puntos de la costa tiene

efectos sobre las comunidades acuáticas. Los resultados sugieren que la creciente descarga de nutrientes podría causar la eutrofización de los ecosistemas costeros del Caribe mexicano, por lo que es necesario disminuir la carga de nutrientes hacia estos ecosistemas clave para la permanencia del paisaje costero y, por tanto, de las actividades turísticas de las que depende la economía de la región.

Palabras clave

Desarrollo turístico, eutrofización, descargas de agua subterránea, carga de nutrientes.

Nutrient Enrichment in Coastal Ecosystems of Mexican Caribbean

Abstract

Population growth in the coastal cities of the Mexican Caribbean has caused an increase in nutrient concentration in the water of the coastal aquifer. These nutrients are discharged into the coastal ecosystems of the area as groundwater discharges. These fluxes maintain the connectivity between both marine and terrestrial aquatic ecosystems. This document is a review of the studies carried out in the region related to the discharge of nutrients and their effects on coastal systems. Published studies from the region have reported high nutrient concentrations, especially NO_3^- y NH_4^+, in beach groundwater and in submarine springs. Also, a significant increase of N content and δ15N has been documented in leaves of Thalassia testudinum in laguna Nichupté during the last two decades. In Akumal and Sian ka'an, high δ15N values were detected in algae and corals. This information indicates that the anthropogenic sources of nutrients in several points along the coast exert an effect on the aquatic communities. These results suggest that the increasing discharge of nutrients could become the cause of eutrophication in the coastal ecosystems of the Mexican Caribbean. Therefore, it is necessary to reduce the nutrient load in the inflowing water to these ecosystems which are fundamental for the conservation of the coastal landscape, as well the tourism industry which is the basis for the economy of the region.

Keywords
Tourist development, eutrophication, groundwater discharges, nutrients load.

Introducción

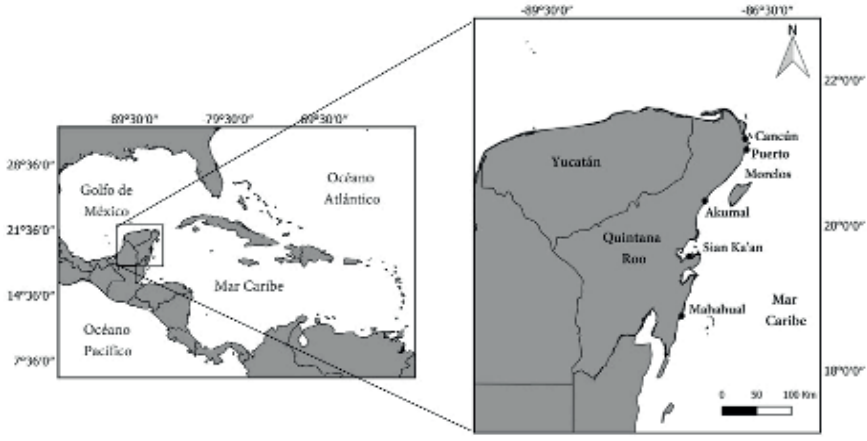
Caribe mexicano

El mar Caribe está constituido por una cuenca semicerrada, delimitado al norte y este por las Antillas Mayores y las Antillas Menores, que atenúan la entrada de masas de agua provenientes del océano Atlántico (Murphy *et al.*, 1999). El mar Caribe se conecta con el Golfo de México a través del canal de Yucatán, localizado en la parte norte de la plataforma continental de la península de Yucatán (Enríquez *et al.*, 2010). La costa del estado de Quintana Roo forma parte del Caribe mexicano y es al mismo tiempo el límite nororiental de la península de Yucatán (figura 1).

La península de Yucatán es una plataforma cárstica con un área aproximada de 165 000 km^2, que permite la rápida percolación del agua de lluvia hacia el manto freático y la erosión química de la roca, derivada de la disolución de los carbonatos que la constituyen. Este fenómeno permite la formación de sistemas subterráneos de cavernas y cavidades por las que fluye el agua subterránea, que constituye la única fuente de agua dulce en la zona noreste de la península, ya que no existen flujos de agua superficial (Perry y Marín, 1994; Capurro, 2003; Bauer-Gotwein *et al.*, 2011; Metcalfe *et al.*, 2011).

El aumento poblacional en Quintana Roo ha sido intenso y continuo a partir de 1970 y para 2010 alcanzó el tercer lugar en la media de crecimiento poblacional en México (INEGI, 2015), debido, en gran parte, al desarrollo turístico de la entidad. De acuerdo con Campos-Cámara (2011), el Caribe mexicano es el destino turístico más importante de México y América Latina; sólo en el año 2017 visitaron Quintana Roo 16 911 163 turistas, generando ingresos de aproximadamente 8 810.38 millones de dólares (SEDETUR, 2017).

Figura 1
Ubicación de los sitios en los que se han realizado los estudios revisados en este trabajo



No obstante la importancia de la derrama económica, la actividad turística en la entidad ha ocasionado impactos negativos en los ecosistemas costeros de Quintana Roo, como consecuencia de una planeación que no considera la sustentabilidad ambiental como parte fundamental de su desarrollo (Rubio *et al.*, 2010). Por ejemplo, la falta de infraestructura y la operación inadecuada de los sistemas de drenaje son una de las causas de contaminación de los mantos freáticos (Córdoba y García, 2003). De acuerdo con datos del INEGI (2017), Quintana Roo cuenta con 30 plantas de tratamiento de agua residual; sin embargo, 31% de la población desaloja sus aguas residuales en fosas sépticas y 0.84% lo hace directamente en cuerpos de agua, barrancas o grietas, lo que imposibilita el tratamiento adecuado de las aguas residuales y la prevención de la llegada de contaminantes al acuífero.

La descarga de agua residual hacia los mantos freáticos en la península de Yucatán significa un alto riesgo para los ecosistemas costeros del Caribe mexicano, debido a que esta agua lleva disueltas sustancias contaminantes que ingresan a dichos ecosistemas a través de flujos subterráneos. Lo anterior implica la posible degradación del segundo arrecife de barrera más grande del mun-

do: la barrera arrecifal mesoamericana, de cuya presencia depende el atractivo turístico de la zona (Cetina *et al.*, 2006; Metcalfe *et al.*, 2011; Baker *et al.,* 2013).

Enriquecimiento de nutrientes y eutrofización de ecosistemas costeros

El flujo excesivo de nutrientes, principalmente de especies inorgánicas de nitrógeno reactivo —como nitrato y amonio disueltos— y fósforo —en forma de ortofosfatos— hacia los ecosistemas costeros, puede causar su eutrofización. Este proceso, que se define como el incremento en la tasa de suministro de nutrientes para la generación de biomasa —carbono orgánico—, ocasiona la acumulación de este material y produce un desbalance en los flujos de energía en un ecosistema acuático (Nixon, 1995, 2009; Lotze *et al.*, 2007; Rabalais *et al.,* 2009). La eutrofización es un proceso que ocurre de manera natural en los sistemas acuáticos continentales en escalas de tiempo geológico (Greeson, 1969). En sistemas marinos, la eutrofización también puede darse por causas naturales; por ejemplo, debido a la fertilización del agua por guano de aves (Lapointe *et al.*, 1993). Sin embargo, la eutrofización cultural, debida al impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas acuáticos, es un proceso más rápido que lleva al colapso de su funcionalidad (Smith *et al.*, 1999). La eutrofización de los ecosistemas costeros derivada de las actividades antropogénicas es una problemática creciente a nivel mundial (Cloern, 2001), ya que puede ocasionar diversos impactos que incluyen el aumento de la turbidez en la columna de agua, modificaciones taxonómicas en las comunidades autótrofas, afectaciones en el ciclo de nutrientes e incluso la disminución en la diversidad biológica. Estos efectos se magnifican en ecosistemas altamente vulnerables como los arrecifes coralinos y las praderas de pastos marinos (Lapointe, 1997; Andersen *et al.,* 2006*;* Haynes *et al.,* 2007*;* Teichberg *et al.,* 2010), que son dos de los ecosistemas más valiosos del planeta (Duarte *et al.*, 2008).

La determinación de las concentraciones de N y P disueltos en la columna de agua y la evaluación de la estructura taxonómica de las comunidades autótrofas bentónicas, pueden funcionar como indicadores del estado trófico y grado de estrés en el que se hallan

los ecosistemas costeros someros, ya que los organismos autótrofos asociados al bentos tienen un papel fundamental en la dinámica de los nutrientes debido a la baja biomasa fitoplanctónica en estos ecosistemas (McGlathery, 2001; Orfanidis *et al.*, 2001; Herrera-Silveira *et al.*, 2002).

Enriquecimiento de nutrientes en los ecosistemas costeros del Caribe mexicano

Los resultados de los estudios relacionados con el enriquecimiento de nutrientes en los ecosistemas costeros del Caribe mexicano, aportan evidencia de cambios en la química del agua y afectaciones en las comunidades bentónicas de los ecosistemas costeros de la región.

Nutrientes en columna de agua

En el Caribe mexicano se han realizado estudios sobre el impacto de la descarga de nutrientes en la calidad del agua de los ecosistemas costeros clave de la región (tabla 1). Por ejemplo, Hernández-Terrones *et al*. (2011) sugieren la existencia de descargas de agua subterránea en distintos puntos de Puerto Morelos, provenientes de dos tipos de acuíferos: uno confinado y otro no confinado. Los autores señalaron la conectividad entre los sistemas acuáticos continentales y costeros, que incluyen la zona de manglar, el agua subterránea en playa, el agua superficial en afloramientos submarinos de agua subterránea —localmente llamados ojos de agua— y el agua superficial en la laguna arrecifal y en mar abierto. La conectividad entre estos sistemas puede aumentar el riesgo de contaminación por agua residual, debido a la presencia de fosas sépticas que son susceptibles de causar derrames al acuífero, como lo muestran las altas concentraciones de nutrientes de hasta 268.6 (µM) de NO_3^- y la densidad de bacterias coliformes (81.8 CFU/100ml) encontradas en los pozos de Puerto Morelos, y en un menor grado en playas y manglares (tabla 1).

De manera similar, Null *et al.* (2014) analizaron la concentración de nutrientes en muestras de agua a lo largo de la costa de Quintana Roo, donde encontraron que, en general, el agua proveniente de los ojos de agua y la subterránea de la playa tuvieron mayor concentración de nutrientes (valor promedio máximo N–

NO_3 316 µM) que las superficiales de la zona costera y los puntos alejados de la costa en todos los sitios (el valor promedio máximo de N–NO_3 fue de 1.9 µM en puntos alejados de la costa); también señalaron que el agua subterránea de la playa podría provenir de un acuífero costero no confinado, mientras que el agua subterránea de los ojos podría provenir de un acuífero confinado que descarga a través de estos conductos submarinos. Asimismo, observaron que los sitios ubicados en la región sur de la costa de Quintana Roo presentaron mayor descarga de agua subterránea proveniente de ojos de agua (568 $m^3\ d^{-1}\ m^{-1}$), en comparación con los sitios ubicados al norte (48 $m^3\ d^{-1}\ m^{-1}$); por tanto, la contaminación del agua subterránea en la zona sur causaría efectos negativos de mayor magnitud que en los sitios localizados en la zona norte.

Tabla 1

Valores de nutrientes hallados en agua intersticial y superficial en distintos estudios en las costas de Quintana Roo

Sitio	NO_3^- (µM)	NH_4^+ (µM)	PO_4^{3-} (µM)	n	Referencia
Puerto Morelos (intersticial)	**0.92 ± 0.19	3.42 ± 0.61	1.52 ± 0.06	--	Carruthers *et al.* (2005)
Puerto Morelos (laguna arrecifal)	0.22 ± 0.03	0.02 ± 0	0.08 ± 0	7	Hernández-Terrones *et al.* (2011)
Puerto Morelos (intersticial playa)	8.3 ± 3.6	21.3 ± 3.84	0.42 ± 0.06	6	Hernández-Terrones *et al.* (2011)
Puerto Morelos (intersticial playa)	316.7 ± 181.3	3.8 ± 4.9	0.7 ± 0.3	5	Null *et al.* (2014)
Puerto Morelos (laguna arrecifal)	1.6 ± 6.2	2.7 ± 1.5	0.2 ± 0	23	Null *et al.* (2014)
Puerto Morelos (laguna arrecifal)	5.7*	0.3	0.9	68	Almazán-Becerril *et al.* (2014)
Akumal (Columna)	1.7 ± 2.2	0 ± 0	--	4	Mutchler *et al.* (2010)
Akumal (Columna)	3.3	16.6	0.4	--	Hernández-Terrones *et al.* (2015)
Akumal (ojos de agua)	51.4	19.3	0.9	--	Hernández-Terrones *et al.* (2015)

Valores promedio ± DE, n = número de muestras; *NOx = (NO_3^- + NO_2^-); ** = Promedio ± EE.

Por su parte, Almazán-Becerril *et al*. (2014) reportaron valores promedio de 5.7 µM, 0.3 µM y 0.9 µM, para NOx (NO_3^- + NO_2^-), NH_4^+ y PO_4^{3-}, respectivamente, en muestras de columna de agua de la laguna arrecifal de Puerto Morelos. En el caso del NOx, estos valores fueron mayores a los de estudios previamente realizados en la misma zona (tabla 1). Los autores sugieren que las concentraciones halladas en la laguna arrecifal no corresponden a los sistemas costeros oligotróficos, como los del Caribe mexicano.

Asimismo, Hernández-Terrones *et al*. (2015) resaltaron el aporte considerable de nutrientes en los ambientes costeros de Akumal, debido a las descargas de los ojos de agua. Los autores hallaron mayores concentraciones en los sitios influenciados por la entrada de agua subterránea proveniente de los ojos, con valores promedio de hasta 51.4 µM de NO_3^- y 19.3 µM de NH_4^+, concluyendo que los ecosistemas costeros de Akumal están siendo impactados por fuentes antropogénicas de nutrientes que pueden provenir de tanques sépticos, derrames de agua no tratada y de la inyección de agua residual en el área.

Tanto Hernández-Terrones *et al.* (2011; 2015) como Null *et al.* (2014), enfatizan que la contaminación del agua subterránea implica no sólo la disminución en la disponibilidad de los recursos hídricos para consumo humano, sino que también representa una amenaza para los ecosistemas costeros de Quintana Roo, los cuales son indispensables para el mantenimiento de las actividades turísticas que dependen de la permanencia del paisaje costero del Caribe mexicano.

Evaluación de isótopos estables y composición elemental en tejido de organismos bentónicos

Además de los estudios relacionados con la calidad del agua subterránea y de su flujo hacia los ecosistemas costeros, también se han efectuado estudios que evaluaron distintos parámetros en la columna de agua y en tejido de organismos bentónicos, con el fin de detectar el impacto de la descarga de nutrientes en estos ecosistemas. Por ejemplo, van Tussenbroek *et al*. (1996), evaluaron el impacto de la descarga de nutrientes en la tasa de crecimiento,

densidad, biomasa y concentración de C, N y P en tejido del pasto marino *Thalassia testudinum* en la laguna Nichupté, sitio que ha estado bajo la presión del elevado y continuo desarrollo turístico de las últimas décadas en Cancún. Los autores encontraron mayor biomasa subterránea con relación a la biomasa total en los sitios menos impactados, y, a su vez, mayor biomasa foliar con relación a la biomasa total en los sitios con mayor impacto antropogénico. De igual manera, el contenido de P en el tejido de *T. testudinum* presentó una correlación con el crecimiento de las hojas, encontrándose los valores más altos de ambas variables en los sitios donde existía descarga de nutrientes proveniente de los sitios urbanizados. De acuerdo con los autores, el desarrollo urbano en la laguna ha afectado tanto a la vegetación bentónica, como al régimen de nutrientes en el sistema. En este contexto, Carruthers *et al*. (2005) reportaron que las descargas de nutrientes provenientes de los ojos de agua en Puerto Morelos y Nichupté pueden influir en el porcentaje de P en tejido de *T. testudinum,* sobre todo después de eventos de lluvias. Los valores fueron de 0.18% para el periodo de secas y de 0.38% para la temporada de lluvias, aportando evidencia de que los flujos de agua subterránea, pueden influir en la dinámica de nutrientes en el sitio. Por otra parte, los autores reportaron un mayor %N en tejido de *T. testudinum* en la parte norte de Nichupté (2.93%) en comparación con la laguna arrecifal de Puerto Morelos (1.8%), y señalaron que esto pudo deberse a la mayor descarga de N derivada de actividades antropogénicas en Nichupté. Asimismo, detectaron un aumento en la concentración de N en el tejido de *T. testudinum* de 2.04 a 2.77%, con relación al estudio realizado por van Tussenbroek *et al.* (1996). Los valores de $\delta^{15}N$ (9.06 ‰) evidencian que *T. testudinum* podría utilizar agua residual como una fuente de nitrógeno en la parte norte de la laguna Nichupté, que provendría del complejo hotelero y residencial de Cancún.

Posteriormente, Mutchler *et al.* (2007) compararon la concentración de nitratos, amonio y $\delta^{15}N$ en la columna de agua y los porcentajes de C, P y N, así como el $\delta^{15}N$ en el tejido de productores primaros en distintos sitios de Akumal, con el fin de encontrar signos de fuentes antropogénicas de N. Los autores hallaron que

tanto la concentración de nitratos y amonio, como el $\delta^{15}N$ en nitratos, variaron significativamente entre los sitios. Sin embargo, la variación no estuvo relacionada con el nivel de desarrollo urbano, sino con la salinidad en el medio, los valores promedio de nitratos, amonio y $\delta^{15}N$ en nitratos fueron más altos en los sitios con mayor entrada de agua dulce o menor salinidad (51.4 ± 22.4. µM, 5.3 ± 1.2 µM y 7.0 ± 0.42‰, respectivamente), que en aquellos con mayor presencia de agua salada. Esta misma tendencia se observó en tejido de productores primarios; por ejemplo, el alga verde *Cladophora* sp. y *T. testudinum* tuvieron altos valores de $\delta^{15}N$ en su tejido (10 ± 1‰ y 7 ± 1‰, respectivamente), al igual que el nitrato (7.0 ± 0.42 ‰) del agua circundante. Estos valores indicarían la influencia de N antropogénico en los ecosistemas costeros de la región. En la tabla 2 se presentan los valores de los porcentajes de N, C, y P, además de los $\delta^{15}N$ en tejido de distintos productores primarios bentónicos estudiados en la zona.

Tabla 2

Valores de composición elemental y contenido de ^{15}N en tejido de distintos organismos bentónicos en ecosistemas costeros del Caribe mexicano

Sitio	Especie	$\delta^{15}N$ (‰)	%C	%N	%P	C:N:P	n	Referencia
Nichupté	*T. testudinum*	—	**36.87 ± 1.16	2.04 ± 0.14	0.14 ± 0.01	680:32:1	—	van Tussenbroek *et al.* (1996)
Nichupté	*T. testudinum*	—	**34.78 ± 0.12	2.77 ± 0.19	0.12 ± 0.02	749:51:1	—	Carruthers *et al.* (2005)
Puerto Morelos (ojos de agua)	*T. testudinum* (secas)	—	**35.6 ± 0.24	2.11 ± 0.16	0.18 ± 0.02	528:26:1	4	Carruthers *et al.* (2005)
Puerto Morelos (ojos de agua)	*T. testudinum* (lluvias)	—	**39.46 ± 0.4	1.85 ± 0.14	0.38 ± 0.06	275:11:1	3	Carruthers *et al.* (2005)
Nichupté (norte)	*T. testudinum*	9.06 ± 0.73	**33.49 ± 1.28	2.93 ± 0.12	0.17 ± 0.01	541:42:1	4	Carruthers *et al.* (2005)
Akumal	*Cladophora* sp.	10 ± 1	36 ± 3	4 ± 1	—	—	2	Mutchler *et al.* (2007)
Akumal	*Cladophora* sp.	12	24	2	0.1	500:35:01	1	Mutchler *et al.* (2010)
Akumal*	*Gorgonia ventalina*	2.1 - 7.7	22.4 - 26.4	2.5 - 3.9	—	—	5	Baker *et al.* (2010)
Sian Ka'an	*Batophora* sp.	12.5	—	—	—	—	—	Mutchler *et al.* (2010)
Nichupté*	*T. testudinum*	9.8 - 10.8	—	3.09 - 3.95	—	—	—	Sánchez *et al.* (2013)

Valor promedio ± SD, (n) número de muestras. *Rango. ** Valor promedio ± EE.

Mutchler *et al.* (2010) analizaron muestras tomadas en cenotes y bahías ubicados en Akumal y en la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an, con la finalidad de obtener la concentración de nitratos, amonio, clorofila *a* en columna de agua, los porcentajes de N, C y P, además de los $\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$ en tejido de distintos productores primarios bentónicos. De manera similar al estudio anterior, los autores observaron una disminución en la concentración de nitratos a medida que aumentaba la salinidad en el medio. Asimismo, hallaron una vez más, valores elevados de $\delta^{15}N$ en *Cladophora* sp. (12‰) en el mismo sitio analizado por Mutcheler *et al.* (2007). Aunado a ello, los valores de $\delta^{15}N$ reportados en la macroalga *Batophora* sp., tomadas dentro de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an resultaron inesperadamente altos (12.5‰). Al igual que los trabajos anteriores, los autores concluyeron que las altas concentraciones de nutrientes en el agua subterránea y los valores isotópicos detectados sugieren la presencia de fuentes antropogénicas de N.

Con el fin de comparar el comportamiento de los valores de %N, %C, C:N y los $\delta^{15}N$, $\delta^{13}C$ en tejido del coral *Gorgonia ventalina*, Baker *et al.* (2010) seleccionaron dos sitios a los que clasificaron con distinto grado de desarrollo. Seleccionaron a Akumal como el sitio desarrollado y a Mahahual como el sitio con menor desarrollo. En general, los valores de $\delta^{15}N$, %C y %N disminuyeron con la profundidad, mientras que los valores de $\delta^{13}C$ y C:N aumentaron con la profundidad. Los valores de $\delta^{15}N$ fueron mayores en los corales cercanos a fuentes de agua subterránea en ambos sitios, aunque en mayor grado en Akumal con valores de 2.1 hasta 7.7‰, mientras que en Mahahual las variaciones fueron de 1.5 hasta 3.6‰; es decir, valores aproximadamente de 3.5‰ mayores en Akumal. De igual modo, el $\delta^{15}N$ se correlacionó positivamente con la abundancia de bacterias entéricas, reafirmando la posibilidad de que los valores observados de $\delta^{15}N$ se debían a la entrada de agua residual y no a la desnitrificación microbiana de las fuentes naturales de N del agua subterránea. Asimismo, señalaron que las diferencias de $\delta^{15}N$ entre las dos zonas de estudio se deben a que el N que ingresa en cada sistema proviene de fuentes diferentes, y no como producto de la degradación de N derivada de las fuentes alóctonas de este nutriente.

Los resultados de los trabajos mencionados sugieren que las descargas de agua subterránea están influenciando los procesos ecológicos de manera directa en los ecosistemas costeros del Caribe Mexicano, y que esta influencia es mayor en los sitios con mayor desarrollo urbano. En general, Mutchler *et al.* (2007, 2010) y Baker *et al.* (2010) evidencian que las descargas de agua subterránea ejercen un efecto directo y medible en los ecosistemas costeros del Caribe mexicano, y que dicho efecto puede coincidir o no con el nivel de desarrollo urbano.

Estudios posteriores relacionaron la actividad turística con los impactos producidos en los ecosistemas costeros. Por ejemplo, Baker *et al.* (2013) compararon los valores de $\delta^{15}N$ en tejido de *Gorgonia ventalina*, con relación a los efectos producidos por las variaciones de la actividad turística en Akumal y Mahahual. Los autores señalaron que hasta 84% de las variaciones en $\delta^{15}N$ en tejido de *G. ventalina* pueden explicarse por el incremento en el flujo de turistas, debido a que, durante el periodo de 2006 a 2009, al disminuir la densidad de turistas en aproximadamente 37%, los valores de $\delta^{15}N$ en Akumal disminuyeron también en 1.6‰, adquiriendo valores similares a los observados en Mahahual, cuya variación no fue relevante durante el estudio. Asimismo, en sus resultados mostraron que las lluvias podrían explicar en menor grado las variaciones de $\delta^{15}N$, y que la actividad turística y las lluvias, en conjunto, explicarían el 93% de la variación de $\delta^{15}N$ durante el estudio (realizado entre 2005 y 2011).

De manera similar, Sánchez *et al*. (2013) analizaron muestras de *T. testudimun* para determinar la concentración de N y los valores de $\delta^{15}N$ en tejido durante la temporada de secas de los años 2010, 2011 y 2012 en distintos sitios en las costas de Quintana Roo, que clasificaron de acuerdo al grado de impacto de las actividades turísticas, considerando a Nichupté (Cancún) como de alta actividad turística, a Akumal y Tulum con un grado intermedio y Mahahual y Puerto Morelos como sitios con baja actividad turística. La concentración de N en tejido fue significativamente diferente entre los sitios con mayor actividad turística y aquellos con actividad menor e intermedia. Los autores señalaron un aumento de 58% de N en las hojas de *T. testudinum* en la laguna

de Nichupté durante las últimas dos décadas, y mencionaron que dicho aumento podría deberse al ingreso de N contenido en agua residual, en concordancia con los valores hallados de $\delta^{15}N$ (de 9.8 a 10.8‰). En los sitios clasificados con un desarrollo turístico intermedio, no existieron cambios significativos en la composición isotópica entre los estudios previos realizados en los sitios y este estudio. Los valores isotópicos en los sitios de menor desarrollo fueron significativamente menores que en los sitios de desarrollo intermedio; por esto, los autores concluyeron que el enriquecimiento de nutrientes en aguas oligotróficas por la influencia de agua residual hacia el océano puede ocasionar estrés ambiental en las lagunas arrecifales.

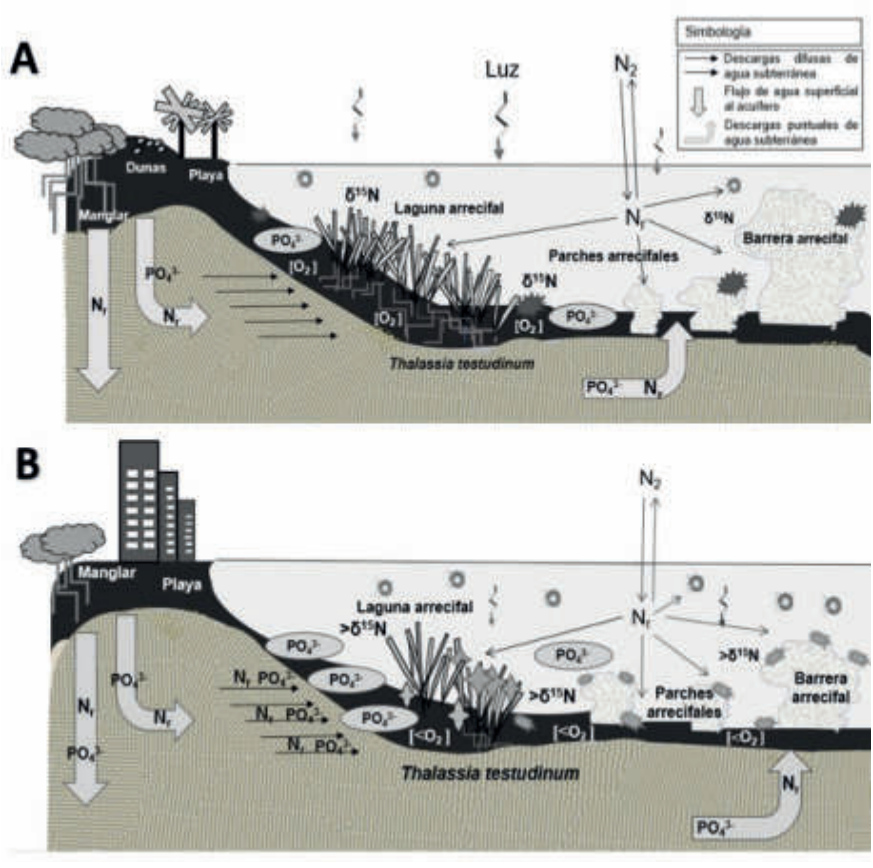
Efectos del enriquecimiento de nutrientes en ecosistemas de pastos marinos y arrecifes de coral del Caribe mexicano

Los estudios mencionados exponen claramente la problemática de degradación de los ecosistemas costeros de Quintana Roo, cuyo valor ecológico y económico es incalculable. El esquema de la figura 2 es una representación de las modificaciones derivadas de los efectos del enriquecimiento de nutrientes en ecosistemas costeros someros del Caribe mexicano, que integra las descripciones realizadas por los autores para la región, al igual que los efectos generales de la eutrofización descritos en otras regiones para ecosistemas acuáticos costeros (van Tussenbroeck *et al.,* 1996*;* Orfanidis*,* 2001*;* Carruthers *et al.,* 2005*;* Valdés-Lozano *et al*., 2006; Rabalais *et al.,* 2009*;* Mutchler *et al*., 2007, 2010; Baker *et al.,* 2010; Hernández-Terrones *et al.,* 2011, 2015*;* Null *et al.,* 2014; Martínez-Rendís *et al*., 2015). El esquema muestra un conjunto de comunidades típicas de los ecosistemas costeros de Quintana Roo, haciendo énfasis en las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral. La sección superior del esquema (A), representa el estado ideal del paisaje costero del Caribe mexicano, en el cual las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral subsisten bajo un régimen oligotrófico. Existe también conectividad entre los distintos ecosistemas costeros, como el manglar, las dunas costeras y la playa, a los que

les siguen las praderas de pastos marinos, que se desarrollan en el fondo de la laguna arrecifal con dominancia de la especie *T. testudinum*, con relación a otras especies de pastos marinos y macroalgas carnosas y filamentosas. Las praderas de pastos marinos se desarrollan hasta la zona en que se localiza la cresta arrecifal, que puede estar compuesta por pequeños parches o por un arrecife de barrera, que en la región forma parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano.

Figura 2

A) Representación del conjunto de ecosistemas costeros de Quintana Roo bajo condiciones ideales y B) bajo el impacto asociado al enriquecimiento por nutrientes.



Bajo estas condiciones idóneas, la cobertura del arrecife está dominada por distintas especies de corales y algas coralinas presentes en bajas coberturas.

En cuanto a los factores abióticos que influyen en la permanencia en el tiempo de las praderas de pastos marinos y arrecifes de coral, la figura 2A muestra que el ingreso de nutrientes puede provenir desde la atmósfera y el continente. El P (PO_4^{3-}) ingresa principalmente por descargas submarinas de agua subterránea, que pueden ser tanto difusas como puntuales (representadas por las flechas negras y grises, respectivamente). El PO_4^{3-} es en parte adsorbido por la superficie carbonatada de la arena característica de la región, mientras que el nitrógeno reactivo (es decir, todas las especies de nitrógeno que son biológicamente aprovechables por los productores primarios marinos como NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-) ingresa a los ecosistemas, tanto por las descargas submarinas de agua subterránea (difusas y puntuales) como por los procesos de fijación de nitrógeno atmosférico llevados a cabo por organismos fijadores de nitrógeno (Herbert *et al.*, 1999). En condiciones oligotróficas, los flujos de N y P son bajos y el crecimiento de las especies que constituyen la comunidad de autótrofos está permanentemente limitada. Esta situación les confiere una ventaja competitiva a las especies autótrofas bentónicas de lento crecimiento, con relación a especies oportunistas de rápido crecimiento como las macroalgas y el fitoplancton. Sin embargo, una vez que los ecosistemas costeros experimentan el aumento en el flujo de N y PO_4^{3-} (figura 2B), en este caso de origen antropogénico, la limitación por nutrientes se revierte y comienzan a ocurrir una serie de cambios que resultan en la alteración del paisaje costero. Al inicio se observan modificaciones en la concentración de %N y %P y de los valores de $\delta^{15}N$ en tejido de organismos autótrofos bentónicos, presentes tanto en arrecifes de coral como en praderas de pastos marinos, la disminución de la biomasa subterránea respecto a la biomasa foliar de *T. testudinum*, así como el aumento de la cobertura de organismos oportunistas que comienzan a dominar en las praderas de pastos marinos. El rápido crecimiento de estas especies implica la mayor producción de materia orgánica, la cual se acumula en el sedimento y tras su descomposición disminuye la concentración de oxígeno disuelto en el fondo, asimismo se incrementa la turbidez y disminuye la penetra-

ción de luz. En los arrecifes de coral existe una tendencia similar, ya que la cobertura de coral disminuye y se incrementa la cobertura de macroalgas carnosas y filamentosas que se desarrollan sobre la cresta arrecifal. Estas especies compiten por espacio y luz con los corales, que a su vez reducen su cobertura y en casos extremos podrían extinguirse localmente.

Esta serie de eventos desemboca eventualmente en la degradación de los ecosistemas costeros de la zona, como las praderas de pastos marinos y arrecifes de coral, pues no se encuentran ya bajo condiciones oligotróficas, sino en un estado de cambio de fase que amenaza su permanencia en el tiempo.

Otras fuentes de enriquecimiento de nutrientes en el Caribe mexicano

Aunado a las fuentes antropogénicas de nutrientes, los eventos recientes de arribo masivo de sargazo pelágico en las costas del Caribe mexicano, cómo el registrado entre el verano de 2014 y diciembre de 2015, cuyo volumen estimado fue de 71 353 m^3 de esta alga marina, pueden significar un aporte extraordinario de nutrientes a los ecosistemas costeros, pues en dicho evento ingresaron entre 9.3 y 27.8 x 10^3 kg de nitrógeno por km de costa (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016), con el potencial de ser utilizado por los productores primarios, ya que la huella isotópica de $\delta^{15}N$ en *T. testudinum* y *H. incrassata* fue similar al valor del *Sargassum*, que arribó a las costas de Quintana Roo (van Tussenbroek *et al.*, 2017). Además, la descomposición del sargazo ocasionó un incremento en la turbidez de la columna de agua, acumulación de materia orgánica, producción de ácido sulfhídrico y amoniaco, y eventos de hipoxia y anoxia. Dichos efectos causaron la mortandad de pastos marinos y animales, por lo tanto, los autores remarcan que si la afluencia masiva de *Sargassum* se vuelve recurrente durante los próximos años, podrían contribuir a la eutrofización de los ecosistemas costeros de la región y con ello a la desaparición de las praderas de pastos marinos cercanas a la costa, modificando el paisaje costero y con ello perjudicando la estabilidad costera y otros servicios ecosistémicos (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016; van Tussenbroek *et al.*, 2017).

En 2018, durante los meses de febrero a septiembre se reportó otra llegada masiva de sargazo al Caribe mexicano que ocasionó gran acumulación de esta alga marina en las playas. Su posterior descomposición generó altas concentraciones de amonio y ácido sulfhídrico, además de propiciar condiciones hipóxicas en las zonas más someras. Estos efectos pudieron propiciar los eventos de mortandad extendida por el litoral de Quintana Roo que afectó al menos a 78 especies de fauna, siendo los peces y crustáceos los más afectados (Rodríguez-Martínez *et al*., 2019).

Conclusiones

La problemática derivada del vertimiento de nutrientes en los ecosistemas costeros del Caribe mexicano, el arribo masivo de sargazo pelágico, la gran vulnerabilidad del acuífero costero de la península de Yucatán, el creciente desarrollo turístico, el continuo aumento poblacional y los consecuentes impactos del enriquecimiento de nutrientes en las praderas de pastos marinos y arrecifes de coral, requiere de la toma de acciones en el corto y mediano plazos, que permitan mitigar sus efectos perjudiciales. Es muy recomendable implementar un programa de monitoreo que incluya la determinación de las condiciones de salud de los ecosistemas costeros, así como de la calidad el agua que ingresa a estos, la identificación de los factores de estrés, la selección de los indicadores apropiados para el monitoreo y, por último, la determinación de la relación entre estresores e indicadores para mitigar y minimizar su efecto. A la fecha, se han realizado avances considerables en el reconocimiento de los efectos de la eutrofización en la región; sin embargo, es necesario identificar las zonas de mayor vulnerabilidad, ya sea relacionadas con el volumen de descarga de agua proveniente del continente, o con una creciente influencia en el cambio de uso de suelo debido al desarrollo urbano. Aun cuando las bajas concentraciones de fósforo en los organismos bentónicos y en la columna de agua en los estudios sugieren que los ecosistemas costeros del Caribe mexicano podrían estar limitados por ortofosfatos, de seguir aumentando las descargas de contaminantes en combinación con el arribo de sargazo a las costas de Quintana Roo, podrían desencadenarse condiciones irreversibles en dichos ecosistemas costeros,

como en el caso de las condiciones anóxicas registradas en la laguna Bojórquez (Valdés-Lozano *et al*., 2006). Por tanto, disminuir la carga de nutrientes al acuífero es fundamental, tanto para garantizar la calidad de la única fuente de agua potable para la población de la península, como para la permanencia de los ecosistemas costeros del Caribe mexicano que sustentan la economía local.

Literatura citada

Almazán-Becerril, A.; Abundes, M.; Francisco, V.; López, I.; Ramos, L.; Álvarez-Filip. L.; Delgado-Pech, B.; Escobar-Morales, S.; Gómez-Campo, K.; López-Lodoño, T.; Irola-Sansores, E.D. y Manzo, S. (2014). *Programa de monitoreo biológico (PROMOBI) 2014*. Informe Final. México: CONANP.

Andersen, J.; Schlüter, L. and Ærtebjerg, G. (2006). Coastal Eutrophication: Recent Developments in Definitions and Implications for Monitoring Strategies. *Journal of Plankton Research*, 28(7): 621-628.

Baker, D.M.; Jorda, E.; Maldonado, A. and Harvell, C.D. (2010). Sea Fan Corals Provide a Stable Isotope Baseline for Assessing Sewage Pollution in the Mexican Caribbean. *Limnology and Oceanography,* 55(5): 2139-2149.

Baker, D.M.; Rodríguez-Martínez, R. and Fogel, M. (2013). Tourism's Nitrogen Footprint on a Mesoamerican Coral Reef. *Coral Reefs*, 32(September): 691-699.

Bauer-Gottwein, P.; Gondwe, B.R.N.; Charvet, G.; Marín, L.E.; Rebolledo-Vieyra, M. and Merediz-Alonso, G. (2011). Review: The Yucatán Peninsula Karst Aquifer, Mexico. *Hidrogeology Journal*, 19: 507-524.

Campos Cámara, L.B. (2011). Presión turística y urbanística: Vulnerables al cambio climático en el Caribe mexicano. *Quivera Revista de Estudios Territoriales*, 13(2): 1-13.

Capurro, L. (2003). Un gran ecosistema costero: La península de Yucatán. *Avance y Perspectiva*, 22, 69-75.

Carruthers, T.J.B.; Tussenbroek, B.I. Van and Dennison, W.C. (2005). Influence of Submarine Springs and Wastewater on Nutrient Dynamics of Caribbean Seagrass Meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 191-199.

Cetina, P.; Candela, J.; Sheinbaum, J.; Ochoa, J. and Badan, A. (2006). Circulation Along the Mexican Caribbean Coast. *Journal of Geophysical Research*, 111: 1-19.

Cloern, J.E. (2001). Our Evolving Conceptual Model of the Coastal Eutrophication Problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253.

Córdoba y Ordóñez, J. y García de Fuentes, A. (2003). Turismo, globalización y medio ambiente en el Caribe mexicano. *Investigaciones Geográficas*, *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM,* 52: 117-136.

Duarte, C.M.; Dennison, W.C.; Orth, R.J.W. and Carruthers, T.J.B. (2008). The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuaries and Coasts*, 31, 233-238.

Enríquez, C.; Mariño-Tapia, I.J. and Herrera-Silveira, J.A. (2010). Dispersion in the Yucatan Coastal Zone: Implications for Red Tide Events. *Continental Shelf Research*, 30: 127-137.

Greeson, P.E. (1969). Lake Eutrophication –A Natural Process. *Water Resource Bulletin*, 5, 16-30.

Haynes, D.; Brodie, J.; Waterhouse, J.; Bainbridge, Z.; Bass, D. and Hart, B. (2007). Assessment of the Water Quality and Ecosystem Health of the Great Barrier Reef (Australia): Conceptual Models. *Environmental Management*, 40: 993-1003.

Herbert, R.A. (1999). Nitrogen Cycling in Coastal Marine Ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(5): 563-590.

Hernández-Terrones, L.M.; Null, K.A.; Ortega-Camacho, D. and Paytan, A. (2015). Water Quality Assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the Coastal Ecosystem. *Continental Shelf Research*, 102: 62-72.

Hernández-Terrones, L.; Rebolledo-Vieyra, M. and Merino-Ibarra, M. (2011). Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems. *Water Air Soil Pollution*, 218: 517-528.

Herrera-Silveira, J.A.; Medina-Gómez, I. and Colli, R. (2002). Trophic Status Based on Nutrient Concentration Scales and Primary Producers' Community of Tropical Coastal Lagoons Influenced by Groundwater Discharges. *Hydrobiologia*, 475: 91-98.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2015). Recuperado de: http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/qroo/poblacion/default.aspx?tema=me&e=23. México: INEGI.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2017). Anuario estadístico y geográfico de Quintana Roo 2017. México: INEGI. 408 pp.

Lapointe, B.E.; Littler, M.M. y Littler, D.S. (1993). Modification of Benthic Community Structure by Natural Eutrophication: The Belize Barrier Reef. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam,* 1: 323-334.

Lapointe, B.E. (1997). Nutrient Thresholds for Bottom-Up Control of Macroalgal Blooms on Coral Reefs in Jamaica and Southeast Florida. *Limnology and Oceanography*, 42(5, part 2): 1119-1131.

Lotze, H.K.; Lenihan, H.S.; Bourque, B.J.; H. Bradbury, R.; Cooke, R.G.; Kay, M.C.; Kidwell, S.M.; Kirby, M.X.; Peterson, C.H. and Jackson, J.B.C. (2006). Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science*, 312: 1806-1809.

Marín, L.E. and Perry, E.C. (1994). The Hydrogeology and Contamination Potential of Northwestern Yucatán, Mexico. *Geofísica Internacional*, 33(4): 619-623.

Martínez-Rendís, A.; Acosta-González, G.; Hernández-Stefanoni, J.L. and Arias-González, J.E. (2015). Quantifying the Reefscape Transformation of a Coastal Caribbean Coral Reef During a Phase Shift and the Associated Coastal Landscape Change. *Marine Ecology*, *37*(2016): 697-710.

McGlathery, K. (2001). Macroalgal Blooms Contribute to the Decline of Seagrass in Nutrient-Enriched Coastal Waters. *Phycology*, *37*: 453-456.

Metcalfe, C.D.; Beddows, P.A.; Gold-Bouchot, G. and Metcalfe, T. (2011). Contaminants in the Coastal Karst Aquifer System along the Caribbean Coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution*, 159(4): 991-997.

Murphy, S.J.; Hurlburt, H.E. and O'Brien, J.J. (1999). The Connectivity of Eddy Variability in the Caribbean Sea, the Gulf of Mexico, and the Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research*, 104: 1431-1453.

Mutchler, T.; Dunton, K.H.; Townsend-Small, A.; Fredriksen, S. and Rasser, M.K. (2007). Isotopic and Elemental Indicators of Nutrient Sources and Status of Coastal Habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 74: 449-457.

Mutchler, T.; Mooney, R.F.; Wallace, S.; Podsim, L.; Fredriksen, S. and Dunton, K. H. (2010). Origins and Fate of Inorganic-Nitrogen from Land to Coastal Ocean on the Yucatan Peninsula, Mexico. In: M.J.

Kennish, and H.W. Paerl (eds.), *Coastal Lagoons Critical Habitats of Environmental Change* (pp. 285-305). USA: CRC Press.

Nixon, S.W. (1995). Coastal Marine Eutrophication: A Definition, Social Causes, and Future Concerns. *Ophelia*, 41(1): 199-219.

Nixon, S.W. (2009). Eutrophication and the Macroscope. *Hydrobiology*, 629: 5-19.

Null, K.A.; Knee, K.L.; Crook, E.D., and de Sieyes, N.R. (2014). Composition and Fluxes of Submarine Groundwater along the Caribbean Coast of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research*, 77: 38-50.

Orfanidis, S.; Panayotidis, P., and Stamatis, N. (2001). Ecological Evaluation of Transitional and Coastal Waters: A Marine Benthic Macrophytes-Based Model. *Mediterranean Marine Science*, 2/2: 45-65.

Rabalais, N.N.; Turner, R.E.; Dı, R.J. and Justic, D. (2009). Global Change and Eutrophication of Coastal Waters. *ICES Journal of Marine Science*, 66(7): 1528-1537.

Rodríguez-Martínez, R.E.; Medina-Valmaseda, A.E.; Blanchon, P.; Monroy-Velázquez, L.V.; Almazán-Becerril, A.; Delgado-Pech, B.; Vásquez-Yeomans, L.; Francisco V., and García-Rivas M.C. (2019). Faunal Mortality Associated with *Sargassum*-Brown-Tides. *Marine Pollution Bulletin*, 146:201-205.

Rodríguez-Martínez, R.E.; van Tussenbroek, B. y Jordán-Dahlgren, E. (2016). Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe Mexicano (2014-2015). En: E. García-Mendoza, S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz y E. Núñez-Vázquez (eds.), *Florecimientos algales nocivos en México* (pp. 353-365). 1er. ed. México: CICESE.

Rubio-Maldonado, E., Murad-Robles, M. & Rovira-Sanroque, J. V. (2010). Crisis ambiental en la costa de Quintana Roo como consecuencia de una visión limitada de lo que representa el desarrollo sustentable. *Argumentos*, 23(63), 161-185.

Sánchez, A.; Ortiz-Hernández, M.C.; Talavera-Sáenz, A. and Aguíñiga-García, S. (2013). Stable Nitrogen Isotopes in the Turtle Grass *Thalassia Testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of Anthropogenic Development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135(20): 86-93.

Secretaría de Turismo (2017). Recuperado de: http://qroo.gob.mx/sedetur/reporte-anual-de-turismo-2017. México: SEDETUR.

Smith, V.H.; Tilman, G.D. & Nekola, J.C. (1999). Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179-196.

Teichberg, M.; Fox, S.; Olsen, Y.; Valiela, I.; Martinetto, P.; Iribarne, O.; Muto, E.; Petti, M.; Corbisier, T.; Soto-Jiménez, M.; Páez-Osuna, F.; Castro, P.; Freitas, H.; Zitelli, A.; Cardinaletti, M. and Tagliapietra, D. (2010). Eutrophication and Macroalgal Blooms in Temperate and Tropical Coastal Waters: Nutrient Enrichment Experiments with *Ulva* spp. *Goblal Change Biology*, *16*: 2624-2637.

Valdés-Lozano, D.S.; Chumacero, M. and Real, E. (2006). Sediment Oxygen Consumption in a Developed Coastal Lagoon of the Mexican Caribbean. *Indian Journal of Marine Sciences*, 35(3): 227-234.

van Tussenbroek, B.; Hermus, K., and Tahey, T. (1996). Biomass and Growth of the Turtle Grass *Thalassia testudinum* (Banks ex König) in a Shallow Tropical Lagoon System, in Relation to Tourist Development. *Caribbean Journal of Science*, 32(4): 357-364.

van Tussenbroek, B.I.; Hernández-Arana, H.; Rodríguez-Martínez, R.E.; Espinoza-Avalos, J.; Canizales-Flores, H.M.; González-Godoy, C.E.; Barba-Santos, M.G.; Vega-Zepeda, L. and Collado-Vides, L. (2017). Severe Impacts of Brown Tides Caused by *Sargassum* spp. on Near-Shore Caribbean Seagrass Communities. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2): 272-281.

Monitoreo de calidad del agua de mar en la región costera del municipio de Progreso, Yucatán

Germán Giácoman-Vallejos, Carmen Ponce-Caballero,
Roger Méndez-Novelo y Gladys Vidal

Resumen

La preservación de los ecosistemas acuáticos en zonas costeras y marinas determinan las pautas en el comportamiento de las poblaciones (migración, reproducción, reclutamiento, productividad, etcétera), por lo que es prioridad su atención a través de una adecuada campaña de monitoreo. Este trabajo de investigación permitió establecer una metodología útil para obtener la linea base como referente para estudios posteriores para evaluar la evolución de la calidad del agua, considerando que habrá un incremento en las actividades de los sectores productivos. De estudios realizados en los ecosistemas de la península de Yucatán, se conoce que éstos se encuentran sometidos a una serie de fenómenos recurrentes de la naturaleza. La caracterización hidrológica de los cuerpos de agua es un paso importante para conocer o entender su funcionamiento y, a su vez, con ello poder interpretar y aplicar estrategias para su manejo sustentable. Los resultados dejan ver que las tres estaciones climáticas (secas, lluvias y nortes) influyen en la variabilidad de los factores ambientales, entre ellos la calidad del agua

de mar. También se corrobora que la zona de estudio no está aún impactada por presencia de compuestos orgánicos volátiles o semivolátiles, presencia de metales pesados, ni plaguicidas. Lo que se evidencia es presencia de nutrientes como amonio y nitratos, por lo que debe darse seguimiento, ya que son sustancias que tienen su origen en actividades antropogénicas en el estado de Yucatán.

Palabras clave

Contaminación costera, infraestructura portuaria, asentamientos humanos, turismo, actividad pesquera, manejo portuario.

Seawater Quality Monitoring in the Coastal Region of the Municipality of Progreso, Yucatán

Abstract

The preservation of aquatic ecosystems in coastal and marine areas determines the patterns in the population's behavior (migration, reproduction, recruitment, productivity, etc.), therefore, their attention should be prioritized through an adequate monitoring campaign. This work served to establish a methodology that would serve to obtain the baseline that could be a reference for subsequent studies, which allow to evaluate the evolution of water quality, considering that there will be an increase in the activities of the productive sectors. The studies conducted in the Yucatan Peninsula ecosystems found that these ecosystems, were subject to a series of recurrent phenomena of nature. The hydrological characterization of water bodies is an important step to know or understand their functioning and, in turn, to be able to interpret and apply strategies for their sustainable management. The results of this study show that the three climatic seasons (dry, rain, and nortes) influence the variability of environmental factors, including the seawater quality. It is also corroborated that the study area is not yet impacted by the presence of volatile or semi-volatile organic compounds, the presence of heavy metals, or pesticides. What is evident is the presence of nutrients such as ammonium and nitrates, which is, why they should be followed up, since they

are substances that have their origin in developed anthropogenic activities inside the state of Yucatán.

Keywords

Coastal pollution, seaport infrastructure, human settlements, tourism, fishing activity, harbor management.

Introducción

La península de Yucatán está ubicada en la parte sureste de México, entre las latitudes 18 y 24°N y las longitudes 86 y 92°W, está influenciada por las condiciones medioambientales procedentes del mar Caribe y el golfo de México. La planicie de la península tiene muy poca elevación sobre el nivel del mar y está formada por una plataforma de sedimentos marinos calcáreos de alta permeabilidad, escaso suelo, afloramiento de piedra caliza y un acuífero cárstico.

Las costas de la península se caracterizan por tener una duna costera frágil, humedales, selva baja inundable, petenes, bosques de manglar en las ciénegas y rías. La zona costera de la península de Yucatán está influenciada primeramente por las condiciones geohidrológicas y morfológicas de la región, ya que ésta no cuenta con un flujo superficial de las aguas de lluvia, por lo que las mismas se infiltran en el subsuelo, generando así un flujo subterráneo, el cual tiene un desplazamiento en dirección norte y desemboca en diferentes puntos de la costa yucateca, por lo que no existe un punto específico de ingreso de agua dulce a la zona costera. El otro factor de influencia sobre la zona costera de la península está dado por la corriente del Golfo, cuya dirección es de sur a norte desde la zona sur del mar caribe, con velocidades de más de 1.5 nudos (Belousov *et al.*, 1966).

Del estudio realizado por Herrera-Silveira *et al.* (1998), se puede extraer que las corrientes que afectan la zona costera pueden provocar fuertes cambios en los gradientes de calidad del agua, así como alteraciones de sus características biológicas; siendo estas variaciones más o menos marcadas tanto en orden espacial y temporal, como resultado de factores externos (precipitación, temperatura, escorrentía, aportes fluviales, aguas residuales, etcétera), por lo que son especialmente heterogéneos. Esto repercute

en los sistemas marinos y costeros de la península de Yucatán, que cuentan con una gran riqueza biológica y escénica, debido a su dinamismo y diversidad ecológica, y son sitios propicios para la explotación pesquera y turística; algunos de estos sitios han sido destinados como reservas ecológicas, debido a la riqueza de flora y fauna que en ella habita (Medina, 2004).

Son diversas las causas que generan afectaciones a la calidad del agua de mar en la zona marina, algunas de ellas están relacionadas con la mala planificación en materia de asentamientos humanos, en la falta de un ordenado y coordinado desarrollo turístico, en actividades no reguladas de acuacultura, así como cambios en la infraestructura portuaria, sin una base adecuada de estudio de impacto ambiental, los cuales en ocasiones pueden dañar de manera irreversible al ecosistema. Este hecho ha llamado la atención de los encargados en mantener los ecosistemas no sólo en países con alto nivel de desarrollo, sino también en países en vías de desarrollo (Caraco, 1993). Los primeros han destinado gran cantidad de recursos para la implementación de estudios y tecnologías que conduzcan a su solución (Bock *et al.*, 1999), por lo que también es importante que en países en vías de desarrollo se deben realizar campañas de monitoreo (Lara *et al.*, 1980).

Dado que la calidad del agua de mar es el resultado de una serie de cualidades físicas, químicas, biológicas y sanitarias que están asociadas con sustancias de carácter contaminante, que se vierten tanto en territorio como en el mar; deben también establecerse indicadores para poder clasificarla, con la finalidad de determinar los valores máximos permisibles que no pongan en riesgo a la vida acuática y que permita al ser humano utilizar el agua para su uso y consumo, cualquiera que éste sea (uso recreativo, agrícola, industrial, consumo directo y otros) (Bock *et al.*, 1999; Herrera-Silveira *et al.*, 2002b).

En las aguas marinas y costeras los nutrimentos fosforados y nitrogenados controlan la abundancia de vegetación y la productividad primaria; por ello, las descargas residuales domésticas, municipales e industriales que llegan a la costa o que sean descargadas en las áreas portuarias sin control alguno, pueden causar el deterioro del ecosistema costero, con la consiguiente pérdida del

valor estético y económico. Otras obras que de igual forma pueden ocasionar deterioros a la zona marina son los desarrollos portuarios, debido a las diferentes actividades que en él se llevan a cabo y a la estructura física del mismo, que pueden ocasionar cambios en la abundancia, distribución y variabilidad de la calidad ambiental de los parámetros hidrológicos (Ahumada, 1998; Herrera-Silveira *et al.*, 1999, 2002a; Valdés *et al.*, 2011; Valdés y Castillo, 2014).

Medina (2004) realizó un monitoreo para evaluar el efecto de la construcción portuaria en el mar sobre el estado trófico, en la zona de Progreso, Yucatán, México, y comprendía a ambos lados del puerto de altura. Los resultados reportados en dicho estudio son datos promedio de 48 muestras y arrojaron que el pH en la zona varía entre 7.3 a 8.1, las concentraciones de nitratos varían entre 0.15 a 15.32 µM. En el caso del amonio reporta concentraciones entre 0.31 a 3.98 µM, el fósforo reportado como fósforo reactivo soluble (fosfato) se encontró en concentraciones de 0.46 a 17.08 µM y la clorofila-*a* desde 0.84 a 1.75 mg/m^3. El estudio realizado por Valdez *et al*. (1998) para la laguna costera de Chelem en la península de Yucatán y cercana a la zona del puerto, reporta concentraciones promedio de nitrato de 2.8 µM, amonio 7.8 µM, clorofila-*a* 4.61 µM, fosfatos 0.6 µM y oxígeno disuelto de 4.0 mg/l. Otros datos encontrados también para la laguna costera de Chelem (Tapia-González *et al.*, 2006), muestran que la concentración de nitratos se encontraba entre 7.6 a 12.2 µM para amonio de 8.7 a 21.2 µM, los fosfatos de 0.8 a 2.2 µM, la clorofila-*a* va de 2.8 a 5.0 µM y el oxígeno disuelto de 3.2 a 4.8 mg/l. También en el trabajo de Tapia-González *et al*. (2006) se reportan datos para la región de Celestún, lejana al puerto de Progreso, donde la concentración de nitratos fue de 8.2 a 15.3 µM, el amonio estaba entre 2.5 hasta 12.1 µM, el fosfato varió de 0.8 a 1.4 µM, la clorofila-*a* va de 5.5 a 7.4 mg/m^3 y el oxígeno disuelto medido entre 3.5 a 6.3 mg/l. Los estudios previos demuestran, a través de los datos presentados, que existe un efecto antropogénico que afecta la calidad del agua de mar por las aguas subterráneas que desembocan en la costa; además, la variabilidad en los datos hace ver que la investigación sobre la calidad del agua en la región costera es aún escasa, por lo cual hacer un análisis amplio sobre las condiciones en que se encuentra la calidad del agua en la zona no es posible si no se

establece una red de monitoreo continuo, mínimo una vez durante tres estaciones del año.

En virtud a que a nivel Latinoamérica no se encontraron reportes suficientes sobre el contenido de contaminantes en el agua de mar en zonas portuarias, a continuación se presentan resultados sobre la presencia de contaminantes (metales pesados, hidrocarburos, etcétera) en sedimentos en dichas zonas, ya que los contaminantes presentes en el sedimento llegaron transportados por el flujo de agua y por sedimentación; además, es importante conocer las concentraciones presentes, considerando el riesgo que representa su resuspensión a la columna de agua. Así, entre los estudios realizados en puertos de Chile, se destaca el estudio de Aguirre-Martínez *et al*. (2009) quienes mencionan concentraciones del contenido de materia orgánica (MOT), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), metales traza como cadmio (Cd), plomo (Pb), zinc (Zn) y cobre (Cu), entre otros, y la toxicidad no específica para los sedimentos. Los puertos de Iquique, San Vicente y Talcahuano en Chile, presentaron sedimentos fangosos con alta concentración de MOT (ca. 12%). El puerto de San Vicente presentó las mayores concentraciones de HAPs: 18 930 µg/kg de benzo(b)fluoranteno, 10 820 µg/kg de benzo(a)antraceno y 8 550 µg/kg de benzo(a)pireno; y en el puerto de Iquique las mayores concentraciones de metales fueron 20 µg/g Cd, 370 µg/g Pb y 514 µg/g Cu. Puerto Patache mostró sedimentos con arena fina, bajos contenidos de MOT, metales y HAPs.

El contenido de Pb en los sedimentos del puerto de Iquique fue de un orden de magnitud mayor (370 $\pm$ 109 µg/g) que lo medido en los demás puertos y otras áreas de Chile. La presencia de este metal se asocia con actividad metalúrgica y de producción de plástico y pinturas. Del mismo modo, Iquique presentó en sus sedimentos los mayores contenidos de Cd (20 $\pm$ 4.5 µg/g), pudiéndosele atribuir a la actividad de embarque de la minería a granel o a un componente natural (Ahumada, 2001), aunque el contenido de Cd fue menor al informado en los sedimentos de la bahía de Mejillones, en el sector norte de Chile (Valdés *et al.*, 2005; Valdés y Sifeddine, 2009; Valdés, 2012). Puerto Patache es utilizado principalmente para el embarque de concentrado de cobre; sin embargo, en sus sedimentos, el con-

tenido de cobre fue semejante a la linea base encontrada en caleta Coloso —puerto de embarque de Cu, ubicado al sur de Antofagasta— (Ahumada, 1998; Valdés *et al.,* 2011). El valor de concentración de Cu de Patache fue de 7.7 veces menor que el encontrado en Iquique y en Talcahuano. Calderón y Valdés (2012) reportan concentraciones de Cu de 79.8 mg/kg, Pb de 14.9 mg/kg y Zn de 361.03 mg/kg en sedimentos, y Cu y Zn en organismos bentónicos de 7.2 y 54.73 mg/kg respectivamente. Asimismo, Calderón y Valdés (2012) mencionan que la distribución y concentración de Cu, Zn y Pb dentro de la bahía de San Jorge en Antofagasta, Chile, está influenciada por las actividades antrópicas desarrolladas en la zona costeras, y que los puertos de embarque representan un riesgo para las comunidades de organismos bentónicos.

De acuerdo con Polanía (2010), en Colombia la información disponible sobre la calidad del agua de mar en los puertos es precaria. Según el mismo Polanía (2010), no parece haber una conciencia clara ni en los administradores de puertos ni en los funcionarios responsables del tema ambiental sobre el potencial de la información biótica como indicadora de condiciones ambientales en los puertos, ni sobre el impacto de las actividades portuarias. Tampoco tienen clara la posibilidad de que la información biótica permita tomar medidas frente al cambio climático, expresado como aumento del nivel del mar o en fenómenos como El Niño o La Niña.

El crecimiento de la infraestructura y de los servicios portuarios representa una fuerte fuente de ingreso económico para los sectores productivos como: pesqueros, turísticos, comercial, etcétera, pero también representan un fuerte impacto en la calidad del agua de mar. El ámbito de servicios portuarios abarca todas las medidas destinadas a efectuar, en condiciones seguras, el trasbordo, almacenaje y transporte de mercancías en estado sólido, líquido o gaseoso; desde medios terrestres a medios de transporte acuático y viceversa, así como el transporte de pasajeros (en puertos para transbordadores) y la descarga de alimentos de origen marino (puertos pesqueros) (Alber *et al*., 1994). El impacto ambiental de los desarrollos portuarios es considerable, por una parte, debido a la construcción de una barrera física en el mar que afecta las lineas de flujo de las corrientes marinas; por otro, a las reformas o ampliaciones de instalaciones, tanto en infraestructura (todas las ins-

talaciones acuáticas y terrestres), como en superestructuras (todas las instalaciones industriales no permanentes, terrestres y acuáticas) del puerto marítimo, así como en el funcionamiento de todas las instalaciones portuarias, industriales, de servicios y los sistemas de transporte (tanto acuáticos como terrestres) (Jickells, 1998). Este es el caso de la Administración Portuaria Integral (API) encargada de las actividades realizadas en la plataforma portuaria de Progreso.

Es importante mencionar que los recursos naturales, tanto renovables como no renovables, son tan diversos que, para lograr un desarrollo equilibrado del ecosistema costero, este estudio tuvo como objetivo generar la linea base de información sobre las características físicas, químicas y biológicas que determinan la calidad del agua de mar de la zona de influencia del puerto de Progreso. El objetivo de este trabajo es implementar una red de monitoreo ambiental para evaluar la calidad del agua de mar, y que sea la linea base o marco de referencia para la zona costera de Progreso, que es influenciada por actividades de los sectores productivos, turísticos y otros sectores económicos, así como el crecimiento urbano que se realiza en el territorio, y de las actividades que se realizan en el puerto de Progreso.

Metodología

Área de estudio

Progreso está ubicado en la parte central del litoral del estado de Yucatán, en una playa tendida y abierta a los 21°17´ de latitud norte y a los 89°42´ de longitud oeste, su profundidad promedio es de 3.5 m con fondo arenoso y menor cobertura de macrofitobentos, y no presenta manantiales evidentes.

Progreso cuenta con una población aproximada de 45 000 habitantes permanentes, alcanzando 100 000 en temporadas veraniegas o vacacionales (INEGI, 2000). Localizado a 32 km de la ciudad de Mérida, dispone de enlaces carreteros con las ciudades más importantes del país y constituye el principal punto de intercambio comercial marítimo de su zona de influencia, a la cual comprenden los otros municipios del estado de Yucatán y los estados de Campeche y Quintana Roo.

Monitoreo

Este programa de monitoreo correspondiente al año 2007, incluye tres campañas temporales (secas, lluvias y nortes), en 15 estaciones para toma de muestras, que se encuentran descritas en la figura 1 y en la tabla A1. Estas 15 estaciones se dividieron nuevamente en 4 zonas de manera a priori: Chelem zona costera (Ch Zc), Chelem zona marina (Ch Zm), Progreso zona costera (Pr Zc) y Progreso zona marina (Pr Zm), y están distribuidas hacia ambos lados del muelle.

Figura 1

Localización de las estaciones puntuales en el área de estudio



El criterio utilizado para la ubicación de las estaciones estuvo basado en abarcar 15 km aproximadamente de linea de costa (7.5 km del lado oeste y 7.5 km del lado este), en seis estaciones, y la misma relación para la zona marina a 6.5 km mar adentro haciendo un total de 12 puntos; los tres puntos restantes se posicionaron uno a cada lado, a mitad del viaducto, entre el puerto y la costa, y uno en el frente norte de la plataforma portuaria conocida como zona de contención o de rompeolas.

En cada campaña de muestreo se realizó un recorrido de un día, tomando en consideración terminar el muestreo antes del inicio del oleaje intenso, frecuente en las tardes según la temporada. En cada estación puntual se tomaron perfiles batimétricos

de los parámetros fisicoquímicos: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH, con un sensor multiparamétrico de la marca Hydrolab modelo Quanta G; además, se colectaron muestras de agua y sedimento en botellas de plástico y vidrio, que fueron refrigeradas a 4°C para su preservación y posterior análisis en laboratorio.

Las determinaciones químicas que se realizaron en cada estación de muestreo fueron: nitritos, nitratos, amoniaco, silicatos, fosfatos, demanda bioquímica de oxígeno, cloruros, sulfatos, coliformes totales, coliformes fecales, sólidos suspendidos totales y clorofila-*a*. Cada una de las técnicas utilizadas para la determinación de estos elementos fueron las avaladas en las normas oficiales mexicanas en el caso de que el parámetro analizado se encuentre legislado.

Los análisis de As, Hg y Se, fueron realizados por espectrometría de plasma acoplado (ICP-OES, marca PERKIN ELMER modelo OPTIMA 2000 DV y generador de hidruros MHS-15) y Ba, Cd, Cr, Pb por absorción atómica con horno de grafito (AA, marca PERKIN ELMER modelo Analyst 700, HGA 850) y digestión asistida por microondas (marca CEM Corporation, modelo Mars). Los compuestos orgánicos semivolátiles y los orgánicos volátiles enlistados en la NOM-052-SEMARNAT-2005, fueron determinados por cromatografía de gases con columnas capilares y detector de espectrometría de masas, los plaguicidas organoclorados se determinaron por cromatografía de gases con columnas capilares y detector de captura de electrones (cromatógrafo de gases marca Perkin Elmer modelo Autosystem XL, acoplado a espectrómetro de masas marca Perkin Elmer modelo Turbomass, y cromatógrafo de gases marca Perkin Elmer modelo Clarus 500 con detector de captura de electrones y cromatógrafo de líquidos de alta resolución modelo series 200 con detector de ultravioleta).

Otro de los procedimientos en el análisis de datos fue el determinar el índice de calidad del agua (ICA), de acuerdo con la metodología propuesta por la Comisión Nacional del Agua (CNA-México, 1998). El ICA se calcula a través de una variable compuesta que se denomina factor individual (Ii) y factores de peso (Wi) para nueve parámetros (T, DO, pH, Cond, DBO_5, CT, CF, NT, PT) por medio de la ecuación 1.

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^{n} I_i W_i}{\sum_{i=1}^{n} W_i} \qquad (1)$$

Los valores para Ii y Wi se presentan en la tabla 1A, y los de porcentaje del ICA varían desde cero (agua altamente contaminada) hasta 100 (calidad del agua excelente) y se muestran en la tabla 1B.

Se adicionó al procedimiento de análisis de datos el índice del estado trófico del agua en las estaciones del sitio de estudio (ecuación 2), utilizando la fórmula propuesta por Karydis *et al*. (1983), quien la basa en las concentraciones medias de cada nutriente medidos en cada estación. Este índice es de gran utilidad, ya que los resultados dependen de las condiciones propias del sitio y no de la comparación entre localidades o con la misma localidad a través del tiempo (Herrera-Silveira *et al.*, 2002b).

$$I = \frac{C}{C - \text{Log}x} + \text{Log}\,A \qquad (2)$$

Donde I es el índice trófico, C el logaritmo de la suma total, *x* la suma total de la concentración del nutriente y A el número de estaciones.

Tabla 1A
Lista de valores para Ii y Wi para calcular el índice de calidad del agua (ICA)

Parámetro	Ii	Wi
T	-	-
DO	$100DO(14.492-0.384T+0.066T^2)^{-1}$	5.0
pH	$pH<6.7:10^{(0.2335pH+0.44)}$ $6.7<pH<7.3:100$ $pH>7.3:10^{(4.22-0.293pH)}$	1.0
Cond	$540Cond^{(-0.379)}$	2.0
DBO_5	$120DBO_5^{(-0.673)}$	5.0
CT	$97.5CT^{(-0.27)}$	3.0
CF	$97.5CF^{(-0.27)}$	4.0
NT	$162.2NT^{(-0.343)}$	2.0
PT	$34.215PT^{(-0.46)}$	2.0

Tabla 1B
Clasificación del ICA para usos específicos
de acuerdo a la Comisión Nacional del Agua (CNA)

Valor %	Usos del agua			
	Criterio general	Abastecimiento publico	Uso recreacional	Vida marina y silvestre
100	Excelente	No requiere tratamiento	Aceptable para cualquier actividad	Aceptable para todos los organismos vivos
90	—	—	—	—
80	Aceptable	Ligera atención o tratamiento	—	—
70	—	—	—	—
60	Contaminado	Requiere tratamiento	Aceptable pero no recomendable	Aceptable, excepto para especies sensitivas, dudoso para especies sensitivas
50	—	—	—	—
40	Fuertemente contaminado	Dudoso	Dudoso	Solamente organismos resistentes
30	Inaceptable	Inaceptable	Evitar contacto	
20	—	—	Contaminada	Inaceptable
10	—	—	Inaceptable	—
0	—	—	—	—

Análisis estadísticos

Para el análisis estadístico de los datos, primeramente, se verificó el supuesto de normalidad utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov (K-S), como ésta no se cumplió para ninguna de las variables, se transformaron los datos; sin embargo, éstos de ninguna forma presentaron normalidad, pero si homogeneidad de varianza, por lo que se procedió a realizar análisis de varianza no paramétrico (Zar, 1996). Para establecer las diferencias estacionales entre las variables medidas de cada muestreo, se recurre nuevamente al análisis de varianza no paramétrico y a la representación gráfica.

Se determinó además la influencia de las diferentes variables hidrológicas en la variabilidad del sistema costero, aplicando métodos multivariados de análisis de componentes principales (ACP).

Posteriormente se utilizó el análisis de clasificación u ordenación con el método *Ward's*, con un índice de disimilitud City-Block, la selección de este método e índice de disimilitud fue debido a que representaron una mejor interpretación de los datos, tomando un nivel de corte entre 10 y 20 para identificar características similares en un grupo de observaciones que previamente fueron analizadas y tomadas del ACP. Los datos se analizaron transformándolos con Log (x + 1) y los análisis estadísticos se realizaron empleando el software *StatGraphics Centurion* versión 17.1.

Resultados

Descripción de variables hidrológicas:

El análisis de los parámetros fisicoquímicos como la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH determinados *in situ* durante los muestreos, no se describen a detalle, ya que no presentaron diferencia significativa ($p > 0.05$) y sus valores promedio no difieren entre sí, sino que muestran homogeneidad (tabla A2). Para el caso de las variables de Cl, SiO_4, SO_4 y clo-*a*, también no se hace una descripción a detalle, ya que los valores encontrados son los normales en aguas de mar (Cl del orden de los 19300 mg/l, SO_4 de 2700 mg/l (Bustos-Serrano, 2017) ni tampoco se registraron diferencias estadísticas significativas ($p > 0.05$) entre las zonas del estudio.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La DBO registró valores mínimos de 1.62 mg/l en secas (Pr Zc) y 3.52 mg/l en lluvias (Pr Zc), con una media anual máxima 3.77 mg/l y media anual mínima de 2.23 mg/l. Espacialmente se observó mayor intervalo de variación en la zona Pr Zm. El análisis de varianza anual no mostró diferencia significativa ($p = 0.18$) entre zonas (figura A1).

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales registraron valores de 89.3 mg/l en nortes (Pr Zc) y 233.0 mg/l en lluvias (Ch Zc), con una media anual máxima 161 mg/l y mínima de 145 mg/l. Espacialmente se observó mayor intervalo de variación en la zona Ch Zc. El análisis de varianza anual no mostró diferencia significativa ($p = 0.91$) entre zonas (figura A1).

Coliformes Totales (CT)

Los coliformes totales registraron valores de 1 UFC/100 ml en lluvias (Pr Zm) a 13 UFC/100 ml en lluvias (Ch Zc), con una media anual máxima 8 UFC/100 ml y mínima de 2 UFC/100 ml. Espacialmente se observó mayor intervalo de variación en la zona Pr Zc. El análisis de varianza anual mostró diferencia significativa ($p = 0.03$) entre zonas Ch Zc - Ch Zm, Ch Zc - Pr Zm y Pr Zc - Pr Zm (figura A1).

Coliformes Fecales (CF)

Los coliformes fecales registraron valores de 1 UFC/100 ml en nortes y lluvias (Ch Zm) y 5 UFC/100 ml en lluvias (Ch Zc), con una media anual máxima 3 UFC/100 ml y mínima de 1 UFC/100 ml. Espacialmente se observó mayor intervalo de variación en la zona Ch Zc. El análisis de varianza anual no mostró diferencia significativa ($p = 0.26$) entre zonas (figura A1).

Amonio (NH_4)

El amonio registró valores de 0 μM en lluvias (en todas las zonas) y 15.77 μM en secas (Ch Zm), con una media anual máxima 6.33 μM y mínima de 5.44 μM. Espacialmente se observó mayor intervalo de variación en la zona Pr Zm. El análisis de varianza anual no mostró diferencia significativa ($p = 0.98$) entre zonas (figura A2).

Nitritos (NO_2)

Los nitritos registraron valores de 0 μM en lluvias (todas las zonas) y 0.46 μM en nortes (Ch Zc), con una media anual máxima 0.22 μM y mínima de 0.15 μM. Espacialmente se observó mayor intervalo de variación en la zona Ch Zc. El análisis de varianza anual no mostró diferencia significativa ($p = 0.78$) entre zonas.

Nitratos (NO_3)

Los nitratos registraron valores de 0.18 μM en lluvias (Pr Zc) y 12.93 μM en nortes (Pr Zc), con una media anual máxima 4.55 μM y mínima de 3.40 μM. Espacialmente se observó mayor intervalo de variación en la zona Ch Zm. El análisis de varianza anual no mostró diferencia significativa ($p = 0.93$) entre zonas (figura A2).

Fosfatos (PO_4)

Los fosfatos registraron valores de 0.06 μM en secas (Ch Zc) y 1.58 μM en nortes (Ch Zm), con una media anual máxima 1.20 μM y mínima de 0.64 μM. Espacialmente se observó mayor intervalo de variación en la zona Pr Zc. El análisis de varianza anual no mostró diferencia significativa ($p = 0.30$) entre zonas (figura A2).

Análisis de metales pesados, compuestos orgánicos semivolátiles, compuestos orgánicos volátiles y plaguicidas en sedimento

Los resultados de metales pesados (As, Ba, Cd, Cr, Hg, Pb, Se) en sedimentos registraron valores por debajo del límite de cuantificación del método (LCM, tabla 2).

En lo que respecta a la prueba de compuestos orgánicos semivolátiles, los orgánicos volátiles y los plaguicidas, también se encontraban por debajo del LCM (tabla 2) y, por lo tanto, menores a los límites máximos permitidos en la norma respectiva (NOM-052-SEMARNAT-2005). Dado que no se detectó presencia de estos compuestos en el sedimento de la zona de estudio, se desistió del análisis de dichos parámetros en la columna de agua de mar.

Tabla 2

Límite de cuantificación del método (LCM) empleado en la determinación de metales pesados, compuestos orgánicos semivolátiles, plaguicidas y compuestos orgánicos volátiles

Metal pesado analizado mg/L								
	As	Ba	Cd	Cr	Hg	Ag	Pb	Se
LCM	0.001	1.25	0.075	0.25	0.002	0.15	0.2	0.003
Compuestos orgánicos semivolátiles (COSVs), plaguicidas mg/L								
Ácido 2,4 (diclorofenoxiacetico) 2,4d	0.001	Hexacloro -etano		0.01	Ácido 2,4,5 tricloro fenoxipropionico (silvex)			0.001
Clordano	0.0001	Metoxicloro		0.0001	Heptacloro (y su epoxido)			0.0001
Cresol	0.01	Pentaclorofenol		0.01	Lindano			0.0001
Endrin	0.0001	4,5 Triclorofenol		0.017	Toxafeno			0.003
2,4,6 Triclorofenol	0.01							

Compuestos orgánicos volátiles (COVs) mg/L					
Benceno	0.02	Hexacloro butadieno	0.011	1,2 Dicloroetano	0.02
Cloroformo	0.02	Piridina	0.01	Hexaclorobenceno	0.012
1,4 Diclorobenceno	0.01	Clorobenceno	0.02	Metiletilcetona	0.07
1,1 Dicloroetileno	0.022	Cloruro de vinilo	0.022	Tetrecloroetileno	0.02
Tetracloruro de carbono	0.02	Tricloroetileno	0.02		

Índice de calidad del agua (ICA)

El mayor valor del ICA durante el ciclo 2007 (tabla 3) se presentó en la época de secas con 94%, que corresponde a la estación 7 que se encuentra ubicada en la zona denominada Marina, del lado este del muelle de progreso; el menor valor del índice se registró en la época de nortes con 64%, correspondiente a la estación 9, ubicada en la zona costera del lado oeste del viaducto que conduce a muelle portuario de Progreso (figura 1).

Tabla 3

Índice de calidad del agua (ICA) por estaciones representado en porcentaje, 2007

Estación	Punto de muestreo														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Secas	82	82	84	80	80	82	94	92	90	82	87	85	84	88	89
Lluvias	74	75	73	74	78	77	77	75	64	72	71	72	74	76	74
Nortes	75	76	81	93	92	71	76	71	79	82	72	66	83	71	75

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales hace ver que el primer componente está formado por cuatro variables: fosfatos (PO_4), nitratos (NO_3), pH y amonio (NH_4), los primeros dos parámetros hidrológicos, ubicados en la región positiva y los dos restantes en la región negativa del componente I (figura 2). El segundo grupo de variables se presentaron en la región positiva y fueron la salinidad (Sal) y el oxígeno disuelto (O.D) en el eje del componente II (figura 2). Por último, los coliformes totales se registraron en la región negativa en el eje del componente III. Los tres compo-

nentes acumulan un total de 67% de varianza explicada, por lo tanto, es necesario adicionar los tres componentes con el objetivo incrementar el porcentaje de varianza explicada, superior a 60%, y describir una mayor variabilidad del sistema (tabla 4).

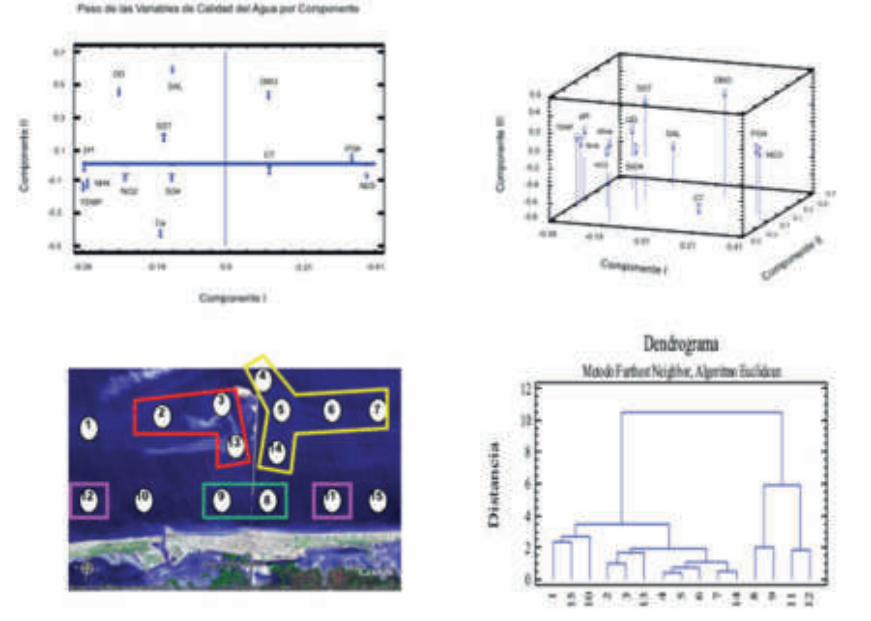
Tabla 4

Variables hidrológicas que explican el comportamiento del sistema durante el ciclo anual en el sitio de estudio

Época	Componentes	Eigen-valor	Varianza (%)	Acumulado (%)	Variables claves
Anual	I	5.98	46.05	46.06	PO_4, pH, NO_3 y NH_4
2007	II	1.43	11.00	57.07	Sal y O.D
	III	1.26	9.75	66.82	CT

Figura 2

Representación espacial de los resultados del análisis de componentes principales en dos y tres dimensiones, y análisis de clasificación del ciclo anual 2007



Índice trófico

De este análisis los nitritos presentaron condiciones oligotróficas, en la totalidad de las estaciones de muestreo. El menor valor del índice fue 1.70 (estación 8) y corresponde a condiciones oligotróficas, el mayor valor del índice fue 2.11 (estación 12) y nuevamente corresponde a condiciones oligotróficas. En general, este elemento se comportó homogéneo espacialmente (figura 3).

Los nitratos presentaron condiciones desde oligotróficas hasta mesotróficas en el ciclo 2007. El menor valor del índice fue 2.98 (estación 6), correspondiendo este a condiciones oligotróficas, el mayor valor del índice fue 3.55 (estación 1) y corresponde a condiciones mesotróficas. En general, este elemento presenta condiciones mesotróficas con excepción de tres estaciones con condiciones oligotróficas (4, 5 y 6) (figura 3).

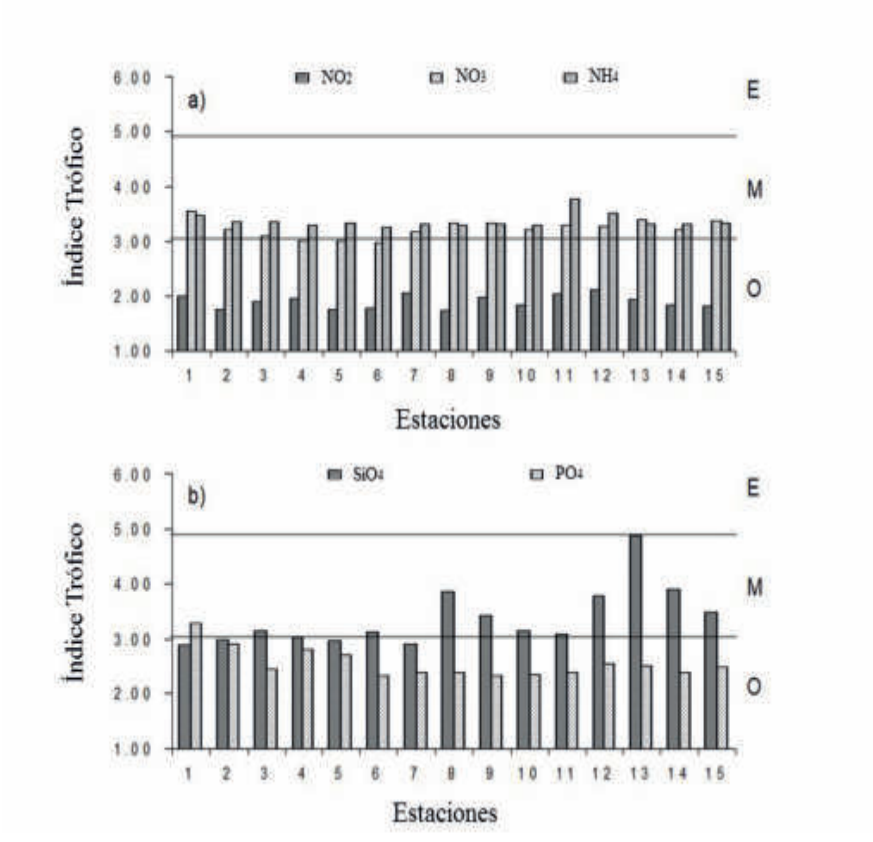
El amonio presentó en general condiciones mesotróficas en las estaciones del área de estudio durante el ciclo 2007. El menor valor del índice fue 3.26 (estación 6) y corresponde a condiciones mesotróficas, el mayor valor del índice fue 3.78 (estación 11) correspondiendo este a condiciones mesotróficas. Este elemento se comportó homogéneo espacialmente con condiciones mesotróficas (figura 3).

Los silicatos presentaron condiciones desde oligotróficas hasta mesotróficas. El menor valor del índice fue 2.88 (estación 1) y corresponde a condiciones oligotróficas, el mayor valor del índice fue 4.89 (estación 13) y corresponde a condiciones mesotróficas. Este elemento tuvo un comportamiento general heterogéneo entre estaciones y un especial dato se presenta en la estación 13 con el mayor índice trófico registrado cerca de condiciones eutróficas (figura 3).

Finalmente, los fosfatos presentaron las mismas condiciones oligotróficas con excepción de la estación 1. El menor valor fue 2.33 (estación 6 y 9) y corresponde a condiciones oligotróficas, el mayor valor fue 3.29 (estación 1) y corresponde a condiciones mesotróficas. Este parámetro se comportó de forma homogénea espacialmente (figura 3).

Figura 3

Valores espaciales del índice trófico en el área de estudio durante el ciclo 2007: a) nitritos (NO_2), nitratos (NO_3) y amonio (NH_4); b) silicatos (SiO_4) y fosfatos (PO_4); oligotrófico (O), mesotrófico (M) y eutrófico (E)



Discusión

En cuanto a las diferencias en las variables de calidad del agua individuales entre zonas, únicamente, la concentración de coliformes totales presentó diferencias significativas que pueden ser relacionadas con el tipo de intensidad antrópica que se desarrolla en la zona costera de ambos lados de la terminal marítima de Progreso. En las figuras de la descripción hidrológica, de forma temporal, se pueden observar mayores concentraciones de NO_2 y NH_4 durante

la época de secas, el incremento de estos elementos y otros nutrientes en las zonas costeras ha sido relacionados con el ingreso de descargas provenientes de las actividades humanas.

Estas diferencias en la calidad del agua entre estaciones y zonas, indican que existen características químicas propias y que son influidas por los procesos físicos, los cambios en la circulación de corrientes, el efecto que genera la plataforma marítima y las descargas de agua subterráneas. Éstos son factores que tienen una función importante, ya que promueven cambios en el estado trófico de la zona de estudio. Impactos antropogénicos y descargas de agua subterránea en los ecosistemas costero-marinos han sido reconocidos como fuentes de nutrientes (Gobler y Boneillo, 2003), y ocasionan variaciones en la calidad del agua espacio-temporal.

En Chelem y Progreso, los aportes de nutrientes, debido a las actividades antrópicas y por descargas de aguas subterráneas son los importantes controladores de la dinámica hidrológica, induciendo una calidad del agua dependiente de ambos factores. Las descargas de agua subterránea son una fuente de nitrato, y este elemento es de vital importancia para la salud de los ecosistemas marino-costeros (Tapia-González *et al.*, 2006). El fósforo es un indicativo de actividad antrópica, que sugiere que las actividades costeras, portuarias y grandes poblaciones podrían estar contaminando el acuífero y zonas costeras, al manifestarse altas concentraciones de organismos patógenos. Varios estudios sobre el tema han mencionado que la construcción de fosas sépticas sin impermeabilización está filtrando lixiviados que provocan la contaminación del agua subterránea y a su vez un debilitamiento de la calidad del agua marino-costera (Corbett *et al.*, 2002).

Temporalmente, cambios en las zonas de la calidad del agua están relacionados a entrada de nutrientes que estimulan la productividad, descomposición orgánica y sedimentación, resultante de una mezcla de condiciones que promueven cambios en la temperatura, lluvias y vientos que prevalecen en las distintas temporadas climáticas.

Durante la temporada de secas, altas temperaturas del agua y aire, baja precipitación y reducidas velocidades del viento promueven una estabilidad del medioambiente que estimula la

descomposición de materia orgánica y se refleja en altas concentraciones de fosfatos y amonio. Durante la temporada de lluvias, la entrada de agua dulce vía manantiales, escurrimientos de agua superficiales y actividades portuarias incrementan un estrés al ecosistema, reduce la salinidad y aumenta desordenadamente la concentración de nutrientes, principalmente de nitratos, fosfatos, amonio y silicatos, que estimulan la biomasa fitoplanctónica. Durante la temporada de nortes existe una continua descarga de agua subterránea. También, durante esta temporada se presentan bajas temperaturas en el aire y agua, acompañadas de fuertes vientos que provocan la resuspensión de sedimentos en las zonas más someras del área de estudio.

En cuanto a la presencia de metales pesados, plaguicidas y compuestos orgánico-volátiles o semivolátiles en las muestras de sedimento de la zona de estudio, éstos se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método, y considerando que generalmente la presencia en sedimento de estos compuestos es mayor que en agua, se toma como un hecho el que no se les detectaría en la columna de agua.

Conclusiones

De los análisis a los datos, obtenidos en el ciclo anual 2007, se concluye que la calidad del agua de mar aún conserva características entre aceptable y contaminado por materia orgánica y nutrientes, principalmente, según los valores calculados para el ICA, que van de 64 y 94%, pudiendo además observarse que las zonas costeras muestran valores más bajos en comparación a la marina, y que esto también es más frecuente en la época de lluvias y nortes, evidenciando así el impacto de las actividades antropogénicas que se desarrollan al interior del Estado, y es probable que estén relacionadas con las descargas de aguas residuales al suelo sin tratamiento adecuado; estas descargas son transportadas en el flujo de agua subterránea que llega y descarga en ojos de agua de la costa, en la zona de las rías y lagunas costeras. No se logró cuantificar metales pesados, plaguicidas ni compuestos orgánicos volátiles, así como ni semivolátiles en sedimento de mar y, por ende, en la columna de agua, como es en caso de algunos puertos de Latinoamérica.

Agradecimientos

Este proyecto se llevó a cabo a través del convenio entre la Universidad Autónoma de Yucatán, la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Administración Portuaria Integral (API). G. Giácoman-Vallejos agradece a CONICYT/FONDAP/15130015.

Literatura citada

Alber, M. and Chan, A. (1994). *Source of Contaminants to Boston Harbor: Revised Loading Estimates*. No 94-1. Boston: Massachusetts Water Rresources Authority.

Aguirre-Martínez, G.; Rudolph, A.; Ahumada, R.; Loyola, R. y Medina, V. (2009). Toxicidad no específica en sedimentos portuarios, una aproximación al contenido de contaminantes críticos. *Revista Biología Marina y Oceanografía*, 44(3): 725-735.

Ahumada, R. (1998). Metales traza en sedimentos: Una herramienta de gestión ambiental para la zona costera. En: D. Arcos (ed.), *Minería del cobre, ecología y ambiente costero* (pp. 297-315). Chile: Aníbal Pinto.

Ahumada, R. (2001). Concepcion Bay —a tectonic embayment— on the Southeastern Pacific Coastline: A Case Study. En: J.C Castilla and J.L. Largier (eds.), *The Oceanography and Ecology of the Nearshore and Bays in Chile* (pp. 67-93). Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile.

Ahumada, R.; González, E.; Medina, V. and Rudolph, A. (2007). Analysis of Mayor Zinc Sources in Marine Sediments of the Estuarine Zone in Aysén Fjord, Chile. *Investigaciones Marinas*, 35(2): 5-14.

Belousov, I.M.; Ivanov, Y.A.; Pasternak, S.A.; Rass, T.S. and Rossov, V.V. (1966). Oceanographic Research by the Soviet-Cuban Marine Expedition. *Oceanology*, 6: 312-320.

Bock, M.T.; Miller, B.S. and Bowman, A.W. (1999). Assessment of Eutrophication in the Firth of Clyde: Analysis of Coastal Water Data from 1982 to 1996. *Marine Pollution Bulletin*, 38(3): 222-231.

Boyer, J.N.; Fourqurean, J.W. and Jones, R.D. (1997). Spatial Characterization of Water Quality in Florida Bay and Whitewater y Multivariate Analyses: Zones of Similar Influence. *Estuaries*, 20(4): 743-758.

Bustos-Serrano, H. (2017). *Manual de prácticas de laboratorio y campo de oceanografía química*. BC, México: Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad Autónoma de Baja California.

Calderón, C. y Valdés, J. (2012). Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 47(1): 121-133.

CNA-México (1998). *Indicadores de calidad de agua. Compendio de estadísticas ambientales*. México: Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Recuperado de http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/Pages/sniarn.aspx.

Caraco, N. (1993). Disturbance of the Marine Phosphorus Cycle: A Case of Direct Effects of Human Activity. *Trends Ecology Evolution*, 8(2): 51-54.

Corbett, D.R.; Dillon, K.; Burnett, W. and Schaefer, G. (2002). The Spatial Variability of Nitrogen and Phosphorus Concentration in a Sand Aquifer Influenced by Onsite Sewage Treatment and Disposal Systems: A Case Study on St. George Island, Florida. *Environmental Pollution*, 117(2): 337-345.

Gobler, C. and Boneillo, G. (2003). Impacts of Anthropogenically Influenced Groundwater Seepage on Water Chemistry and Phytoplankton Dynamics within a Coastal Marine System. *Marine Ecology Progress Series*, 255: 101-114.

Herrera-Silveira, J.; Ramírez, J. and Zaldívar, A. (1998). Overview and Characterization of the Hydrology and Primary Producer Communities of Selected Coastal Lagoons of Yucatan, México, Aquatic Ecosystem. *Health and Management*, 1: 353-372.

Herrera-Silveira, J.A.; Troccoli, G.; Trejo, J.; Novelo, L.; Zaldívar, A. y Álvarez, C. (1999). *Evaluación de la calidad ambiental de la zona costera de progreso: Hidrología y clorofilas*. Reporte Técnico No. 2. Lab. Producción Primaria. México: CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.

Herrera-Silveira, J.A.; Zaldívar, A.; Aguayo, M.; Trejo, J.; Medina, I.; Tapia, F.; Medina, I. y Vázquez, O. (2002a). Calidad del agua de la bahía de Chetumal a través de indicadores de su estado trófico. En: F. Rosado-May, R. Romero-Mayo y A. de Jesús-Navarrete (eds.), *Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la bahía de Chetumal y su área de influencia* (pp. 185-196). Chetumal: Universidad de Quintana Roo.

Herrera-Silveira, J.A.; Medina, I. y Colli, R. (2002b). Trophic Status Based on Nutrient Concentration Scales and Primary Producer Community of Tropical Coastal Lagoons Influenced by Groundwater Discharges. *Hidrobiología,* 475: 91-98.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2000). *XII Censo general de población y vivienda, 1999. Anuario Estadístico Nacional.* México: INEGI.

Jickells, T. (1998). Nutrient Biogeochemistry of the Coastal Zone. *Science,* 281: 217-222.

Karydis, M.; Ignatiades, L. and Moschopolou, N. (1983). An Index Associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuaries Coastal Shelf Science,* 16: 339-344.

Lara, J.; Navarro, F.; Bustamante, L. y Barud, M. (1980). *Estudio sobre los pigmentos fotosintéticos en la bahía de Acapulco, Guerrero*. Informe. México: Dirección General de Oceanografía, Secretaría de Marina.

Medina, I. (2004). Efectos de una construcción en el mar sobre el estado trófico de la zona marina adyacente: El puerto de altura de Progreso, Yucatán. Tesis de maestría. México: CINVESTAV - IPN, unidad Mérida.

Polonia, J. (2010). Indicadores biológicos para el monitoreo de puertos en Colombia. *Revista Gestión y Ambiente,* 13(3): 75-86.

Tapia-González, F.; Herrera-Silveira, J.A. and Aguirre-Macedo, M.L. (2006). Water Quality Variability and Eutrophic Trends in Karstic Tropical Coastal Lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(2008): 418-430.

Valdez, D.S. y Real, E. (1998). Variaciones y relaciones de salinidad, nutrientes y sólidos suspendidos en la laguna costera de Chelém, Yucatán, México. *Indian Journal of Marine Science*, 27(2): 149-156.

Valdés, J.; Vargas, G.; Sifeddine, A.; Ortlieb, L. and Guiñez, M. (2005). Distribution and Enrichment Evaluation of Heavy Metals in Mejillones Bay (23°S), Northern Chile: Geochemical and Statistical Approach. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1558-1568.

Valdés, J. y Sifeddine. A. (2009). Composición elemental y contenido de metales en sedimentos marinos de la bahía Mejillones del Sur, Chile: Evaluación ambiental de la zona costera. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 37(2): 131-141.

Valdés, J.; Román, D.; Rivera, L.; Ávila, J. and Cortés, P. (2011). Metal Contents in Coastal Waters of San Jorge Bay, Antofagasta, Northern

Chile: A Base Line for Establishing Seawater Quality Guidelines. *Environmental Monitoring Assessment*, 183: 231-242.

Valdés, J. (2012). Heavy Metal Distribution and Enrichment in Sediments of Mejillones Bay (23°S), Chile: A Spatial and Temporal Approach. *Environmental Monitoring Assessment*, 184: 5283-5294.

Valdés, J. y Castillo, A. (2014). Evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos en el sistema de bahías de caldera (27ºS), Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(3): 1-18.

Zar, J.H. (1996). *Biostatistical Analyses*. EU: Prentice Hall. 662 pp.

Anexos

Tabla A1

Coordenadas geográficas de las estaciones puntuales

Estación	Latitud norte	Latitud oeste
1	21°18.560	89°48.315
2	21°19.164	89°43.464
3	21°20.607	89°40.801
4	21°20.766	89°40.210
5	21°20.357	89°40.112
6	21°19.778	89°37.882
7	21°19.645	89°32.573
8	21°17.658	89°39.395

Estación	Latitud norte	Latitud oeste
9	21°17.400	89°40.500
10	21°17.256	89°42.436
11	21°18.000	89°37.882
12	21°17.256	89°48.315
13	21°18.926	89°40.500
14	21°18.926	89°39.902
15	21°18.564	89°32.573

Tabla A2

Valores promedio anual 2007 de las variables de calidad del agua calculadas por zonas de Chelem y Progreso

Sitio	Zona	Temp (°C)	Sal	OD (mg/l)	pH (mg/l)	Cl (mg/l)	DBO (mg/l)	CT (UFC/ 100 ml)	CF (UFC/ 100 ml)
Chelem	Ch Zc	27.85	36.22	6.11	7.96	21 364	2.47	7.8	2.7
	Ch Zm	27.13	36.16	6.08	7.90	21 257	2.22	2.25	1.33
Progreso	Pr Zc	28.08	35.68	6.23	7.98	21 055	2.38	6.6	1.7
	Pr Zm	27.66	36.35	6.34	7.96	20 794	3.77	1.7	1.4
Sitio	Zona	SiO_4 (µM)	PO_4 (µM)	NO_2 (µM)	NO_3 (µM)	NH_4 (µM)	clo-a mg/m^3	SST (mg/l)	SO_4 (mg/l)
Chelem	Ch Zc	4.75	0.63	0.21	4.28	5.91	3.63	161	3 231.11
	Ch Zm	4.78	1.20	0.17	4.46	5.89	2.77	145.70	2 935.80
Progreso	Pr Zc	4.85	0.65	0.15	0.55	6.53	3.40	145.60	2 909.18
	Pr Zm	3.81	0.81	0.16	3.40	5.44	2.86	153.26	2 800.04

Temperatura (Temp), salinidad (Sal), oxígeno disuelto (OD), potencial de hidrógeno (pH), sulfatos (SO_4), cloruros (CL), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF), silicatos (SiO_4), fosfatos (PO_4), nitritos (NO_2), nitratos (NO_3), amonio (NH_4), clorofila-*a* (clo-*a*), sólidos suspendidos totales (SST), Chelem zona costera (Ch Zc), Chelem zona marina (Ch Zm), Progreso zona costera (Pr Zc), Progreso zona marina (Pr Zm).

Figura A1
Valor promedio espacio-temporal de DBO5, SST, CT, CF
durante el ciclo 2007

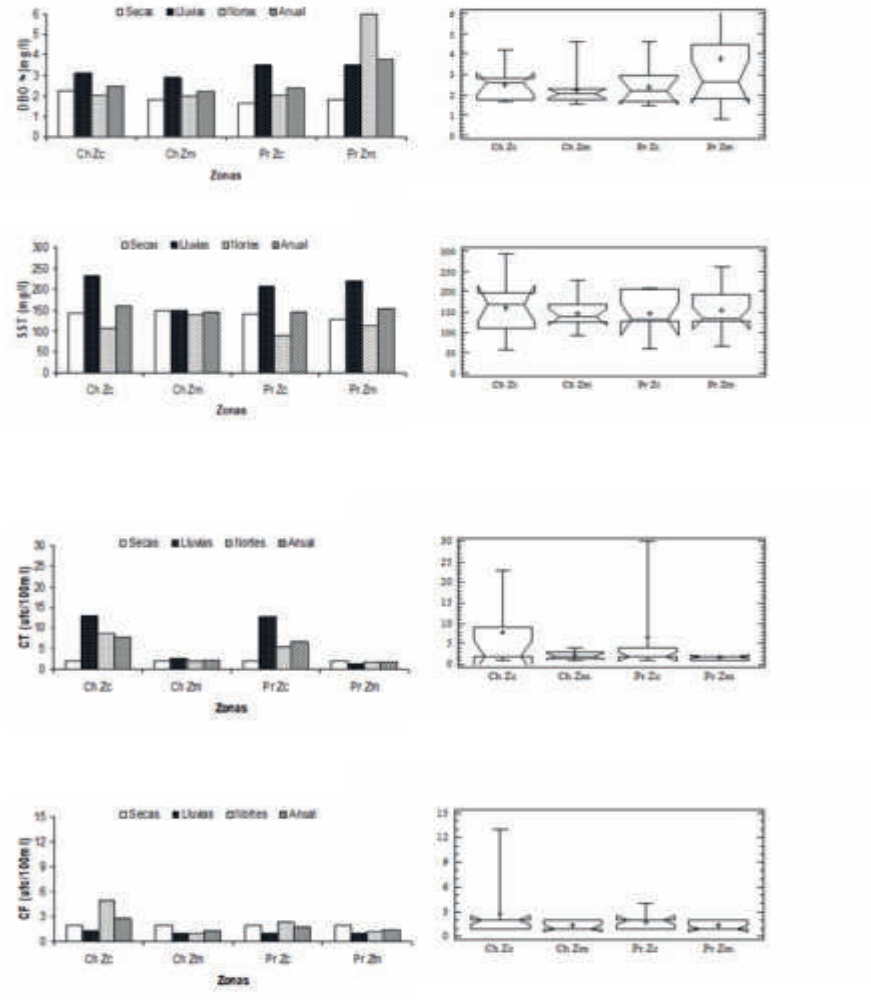


Figura A2
Valor promedio espacio-temporal de nutrientes (NH_4, NO_2, NO_3, PO_4) durante el ciclo 2007

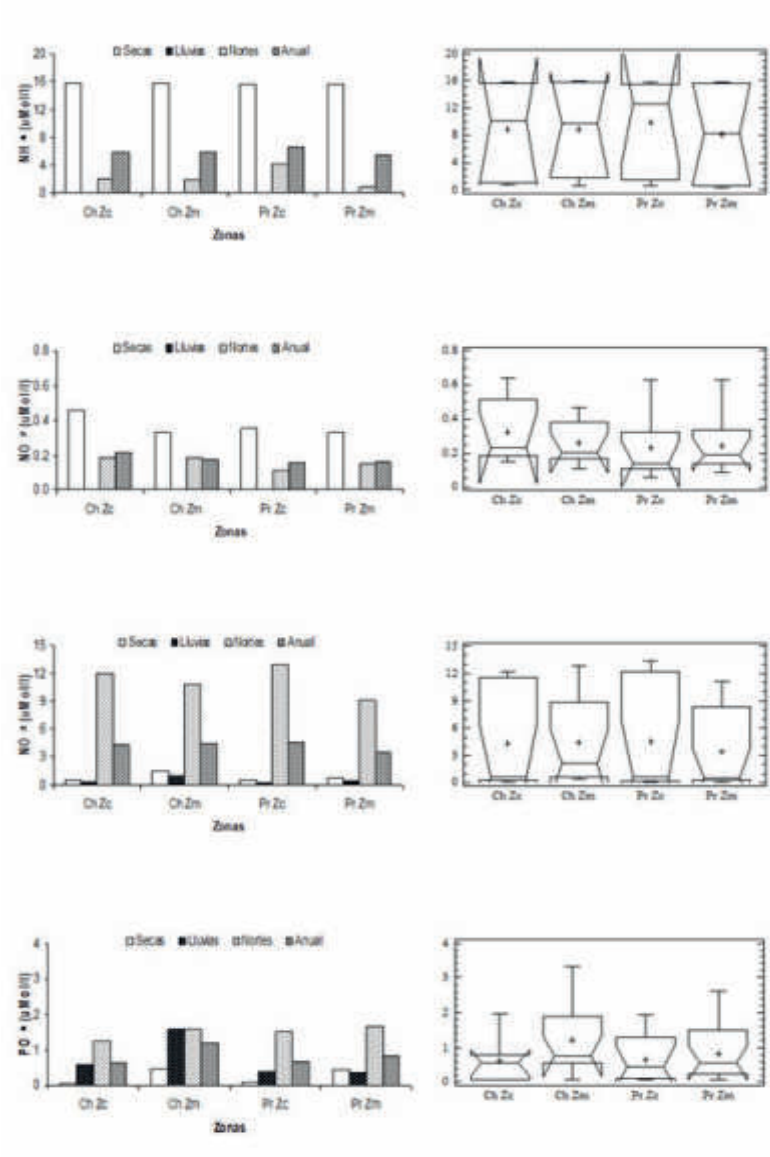
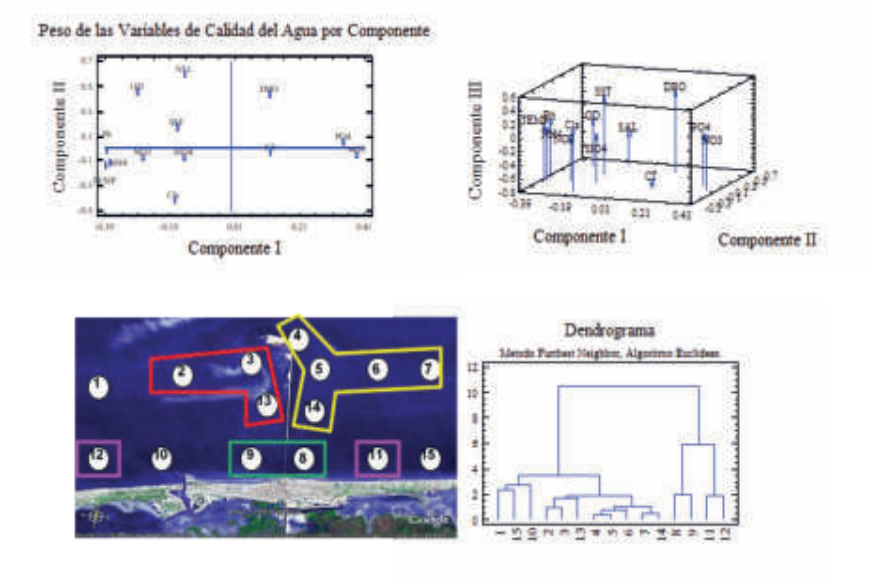


Figura A3

Representación espacial de los resultados del análisis de componentes principales en dos y tres dimensiones y análisis de clasificación del ciclo anual 2007



Condiciones fisicoquímicas en la columna de agua durante los florecimientos algales del suroeste del golfo de México (2016-2017)

Carlos Francisco Rodríguez-Gómez, Gabriela Vázquez
y José Antolín Aké-Castillo

Resumen

Con el objetivo de identificar las condiciones físicas y químicas en la columna de agua que favorecen los florecimientos algales en el suroeste del golfo de México, se realizaron muestreos de agua y toma de datos entre marzo de 2016 y febrero de 2017 en la zona conurbada Veracruz–Boca del Río–Alvarado. Los resultados indican que las especies formadoras de florecimientos se ven favorecidas por diferentes condiciones ambientales que les permiten aumentar sus densidades celulares tanto en la superficie como en el fondo de la columna de agua. Las especies que proliferaron en la temporada de lluvias (*Cerataulina pelagica*, *Dinophysis caudata*, *Peridinium quadridentatum*, *Pseudo-nitzschia* spp. complejo *delicatissima* y *Skeletonema costatum*) se presentaron en altas temperaturas (>30 °C), bajas salinidades (29-32 UPS) y elevadas concentraciones de nutrientes en el agua. Las especies que formaron florecimientos en la época de nortes (*Chaetoceros curvisetus*, *Chaetoceros* cf.

lauderi, *Thalassiosira* sp.) se presentaron cuando las temperaturas descendieron (29-30 °C) y la salinidad se incrementó (>33 UPS). Por último, únicamente la cianobacteria *Trichodesmium* sp. formó florecimientos en la temporada de secas y de nortes, cuando la temperatura descendió drásticamente (25 °C). Se identificó un riesgo potencial por intoxicación amnésica por consumo de mariscos (ASP) e intoxicación diarreica por consumo de mariscos (DSP), principalmente en la temporada de lluvias de la región, debido a la presencia de altas densidades de *Pseudo-nitzschia* spp. y *Dinophysis caudata*, respectivamente. Al parecer, no hay una sucesión de especies que forman florecimientos a través del tiempo (años), sino más bien un incremento en el número de éstas en la región.

Palabras clave

Diatomeas, dinoflagelados, ecología marina, fitoplancton, marea roja, Veracruz.

Physico-Chemical Conditions in Water Column During Algal Blooms from Southwestern Gulf of Mexico (2016-2017)

Abstract

In order to identify the physical and chemical conditions in the water column that favor algal blooms in the southwest of the Gulf of Mexico, water sampling and data collection were performed between March 2016 and February 2017 in the metropolitan area of Veracruz–Boca del Rio–Alvarado. The results indicate that blooming algal species are favored by different environmental conditions that allow them to increase their cell densities on both the surface and the bottom of the water column. The species that formed algal blooms in the rainy season (*Cerataulina pelagica, Dinophysis caudata, Peridinium quadridentatum, Pseudo-nitzschia* spp. *delicatissima* complex and *Skeletonema costatum*) occurred in high temperatures (>30 °C), low salinities (29-32 UPS) and high concentrations of nutrients in the water. The species that formed algal blooms in the Nortes season (*Chaetoceros curvisetus, Chaetoceros*

cf. *lauderi, Thalassiosira* sp.) occurred when temperatures dropped (29-30 °C), and salinity increased (>33 UPS). Only the cyanobacteria *Trichodesmium* sp. formed blooms in the dry and Nortes season, when the temperature dropped drastically (25 °C). A potential risk of Amnesic Shellfish Poisoning (ASP) and Diarrhetic Shellfish Poison (DSP) was identified, mainly in the rainy season of the region due to the presence of high densities of *Pseudo-nitzschia* spp. and *Dinophysis caudata*, respectively. Apparently, there is no succession in the species that form blooms over time (years), but an increase in the number of these species in the region.

Keywords

Diatoms, dinoflagellates, marine ecology, phytoplankton, red tide, Veracruz.

Introducción

El golfo de México está catalogado como uno de los grandes ecosistemas marinos del mundo, debido a que presenta características propias que lo diferencian de otros sistemas, como sus masas de agua, batimetría, hidrografía y productividad (Kumpf *et al.*, 1999). A nivel de linea costera, la productividad primaria está influenciada por una serie de procesos como la circulación de las corrientes y la dirección e intensidad del viento (Lohrenz *et al.*, 1999). La comunidad del fitoplancton es uno de los principales productores primarios y, por tanto, es la base de la transferencia de energía a través de las redes tróficas (Reynolds, 2006).

Una de las principales características del suroeste del golfo de México es la elevada concentración de clorofila-a (Clo-*a*) (Avendaño-Álvarez, 2013; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015), por la elevada abundancia de fitoplancton favorecida por la alta descarga de nutrientes provenientes del escurrimiento de la porción continental y de los afloramientos de agua, enriquecida desde capas profundas (Aké-Castillo *et al.*, 2014).

Cuando una o varias especies del fitoplancton incrementan su tasa de crecimiento se refleja en una elevada densidad celular, provocando un florecimiento algal, lo que puede cambiar el color al agua —*p.e.* marrón, café o rojo— (Glibert y Burkholder,

2018). En ocasiones, estos florecimientos promueven un abatimiento del oxígeno disuelto (OD), un incremento de la turbidez y el bloqueo de la luz hacia capas profundas en la columna de agua; además de estos efectos nocivos en el medio, existen especies del fitoplancton que producen compuestos químicos como algunas toxinas o las especies reactivas del oxígeno que en concentraciones elevadas son tóxicas e incluso en bajas concentraciones pueden provocar la muerte de peces o la intoxicación en las personas que los consumen (Glibert y Burford, 2017). Independientemente de su toxicidad, estos eventos son denominados como florecimientos algales nocivos (FAN) y en México se consideran como asuntos de seguridad sanitaria y salud pública (COFEPRIS, 2016).

Aunque los cambios de color en el agua son indicio de un florecimiento, estos son evidentes sólo en la superficie de la columna de agua, en capas más profundas también se pueden presentar florecimientos que son visualmente desapercibidos. La mayoría de los registros de FAN reportan la densidad celular (en cél/l o cél/ml) de las especies, y en algunos casos las condiciones ambientales en las que se presentaron, debido a que la definición de un FAN normalmente se asocia a la alta densidad celular o acumulación de biomasa de las especies (Smayda, 1997; Glibert y Burford, 2017).

En el suroeste del golfo de México, en la costa central del estado de Veracruz, se ha registrado la presencia de FAN al menos desde el siglo XVIII (Aké-Castillo *et al.*, 2014; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015). En 1900, los registros indican que la principal especie responsable de FAN fue el dinoflagelado *Karenia brevis* (C.C. Davis) Gert Hansen y Moestrup, asociada con la muerte de millones de peces y la producción de aerosoles con un efecto dañino sobre la salud humana (Aké-Castillo *et al.*, 2014). En los últimos años, los florecimientos más reincidentes se deben a *Peridinium quadridentatum* (F. Stein) G. Hansen, un dinoflagelado no tóxico asociado a grandes concentraciones de biomasa, cambios en la concentración de oxígeno disuelto y elevada turbidez (Aké-Castillo *et al.*, 2014; Barón-Campis *et al.*, 2005; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015). Otros taxa formadores de florecimientos que se han reportado en la zona son *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round, *Chaetoceros curvisetus* Cleve, *Chaetoceros* spp., *Cerataulina pelagica* (Cleve) Hendey, *Karenia* sp. (mexican hat), *Pseudo-nitzschia* spp., *Skeletonema costatum*

(Greville) Cleve, y *Trichodesmium* spp. (Aké-Castillo *et al.*, 2014; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015, 2019).

Aunque existe información general sobre las especies que producen florecimientos en el suroeste del golfo de México, se desconocen los parámetros ambientales asociados a estos eventos en la mayoría de las especies. El objetivo de este estudio fue identificar las condiciones físicas y químicas en la columna de agua que favorecen los florecimientos algales de varias especies en la zona mencionada entre los años 2016 y 2017.

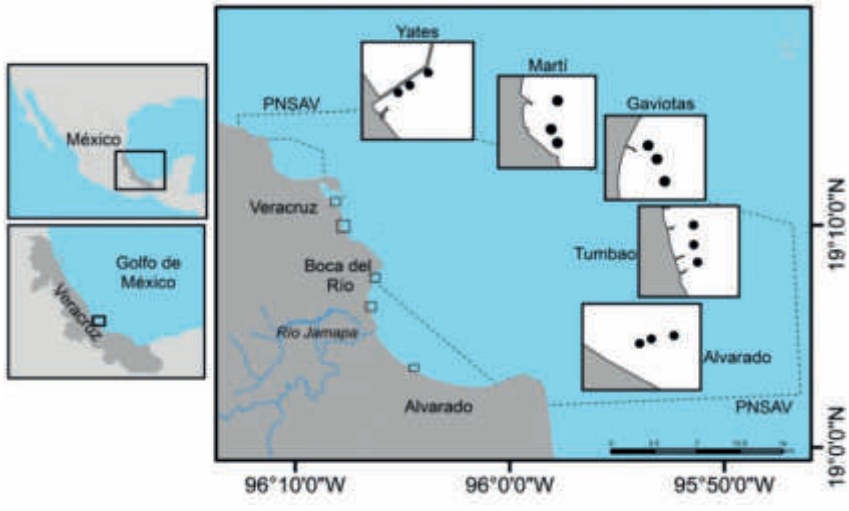
Metodología

Área de estudio

El área de estudio se encuentra al suroeste del golfo de México, ubicado en la costa central del estado de Veracruz, y abarca los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado, cerca de la poligonal que limita al Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) (figura 1).

Figura 1

Localización del área de estudio indicando los sitios de muestreo (puntos negros) en las aguas costeras del estado de Veracruz, suroeste del golfo de México



Presenta un clima subtropical con tres temporadas climáticas: nortes (octubre a marzo), secas (abril y mayo) y lluvias (julio a septiembre) (Salas-Pérez y Granados-Barba, 2008). La desembocadura del río Jamapa divide a los arrecifes del PNSAV en los subsistemas Veracruz (norte), Jamapa (centro) y Antón Lizardo (sur) (Ortíz-Lozano *et al*., 2009), y descarga agua proveniente de la cuenca alta y media con un alto aporte de nutrientes principalmente nitrogenados y de sílice (Salas-Pérez y Granados-Barba, 2008; Aké-Castillo *et al*., 2014).

Muestreo y toma de datos

El presente trabajo forma parte de un proyecto de investigación enfocado a la autoecología de *Peridinium quadridentatum,* en el cual se realizaron muestreos mensuales de marzo de 2016 a febrero de 2017 en las aguas costeras de Veracruz. Los resultados aquí presentados se enfocan en los florecimientos de las diferentes especies, considerando un florecimiento como una densidad superior a $1x10^6$ cél/l (Smayda, 1997), o en el caso de *Dinophysis caudata* W.S. Kent superior a $2x10^3$ cél/l (Reguera *et al.*, 2014).

El área de estudio fue dividida en cinco sitios: club de Yates, playa Martí, playa Gaviotas, playa Tumbao y Alvarado; los dos primeros en el subsistema Veracruz y los restantes en el subsistema Jamapa. En cada sitio se ubicaron tres estaciones de muestreo en la porción litoral (< 10 m de profundidad) perpendiculares a la linea de costa y separadas entre sí por aproximadamente 100 m.

En cada estación se tomaron muestras de agua en la superficie y en el fondo de la columna de agua con una botella Van Dorn de 2.5 l. La profundidad del muestreo fue variable según la batimetría: club de Yates: 2.9-6.4 m, playa Martí: 3.1-6 m, playa Gaviotas: 2.9-3.8 m, playa Tumbao: 2.8-4.9 m y Alvarado: 2.6-5.3 m; se tomó una submuestra de 100 ml que fue fijada con acetato Lugol para el análisis cuantitativo de fitoplancton (Throndsen, 1978), y una submuestra de 500 ml que fue colocada en refrigeración para el análisis de nutrientes inorgánicos disueltos y Clo-*a*. Para el análisis cualitativo de fitoplancton se tomaron muestras mediante arrastres verticales con una red de 20 µm, las cuales fueron fijadas con formol a 4% volumen final (Throndsen, 1978).

En cada estación se registraron perfiles verticales de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto (OD) con un multiparamétrico (YSI 6600). La transparencia se midió con un disco de Sechii.

Análisis de laboratorio

Las muestras de agua se filtraron con una membrana tipo HA Millipore de 0.45 µm de apertura. El agua filtrada se utilizó para determinar la concentración de amonio (fenol, límite de detección (LD) = 0.13 µM), nitratos (columna de cadmio, LD = 0.05 µM), fosfatos (ácido ascórbico, LD = 0.002 µM) (Strickland y Parsons, 1972) y silicatos (molibdosilicato, LD = 1.43 µM) (A.P.H.A., 1998), utilizando un espectrofotómetro Genesys UV. Las membranas se utilizaron para estimar la concentración de Clo-*a* siguiendo la técnica tricromática (Aminot y Rey, 2000).

Análisis de fitoplancton

El análisis cuantitativo de fitoplancton se realizó colocando las muestras fijadas en cámaras de sedimentación de 20 ml durante 24 h y se contaron las células en dos transectos diametralmente opuestos en un microscopio invertido Leica DM IL, según la técnica descrita por Hasle (1978). El análisis cualitativo de fitoplancton se realizó a partir de alícuotas de las muestras de red, que se observaron en un microscopio óptico Nikon eclipse 80i con cámara integrada.

Análisis de datos

Para buscar la relación entre las especies y los parámetros ambientales se realizaron pruebas de correlación de Spearman (ρ), entre las densidades de las especies que formaron FAN y las variables fisicoquímicas (temperatura, salinidad, OD, amonio, nitratos, fosfatos y silicatos) registradas durante todos los muestreos.

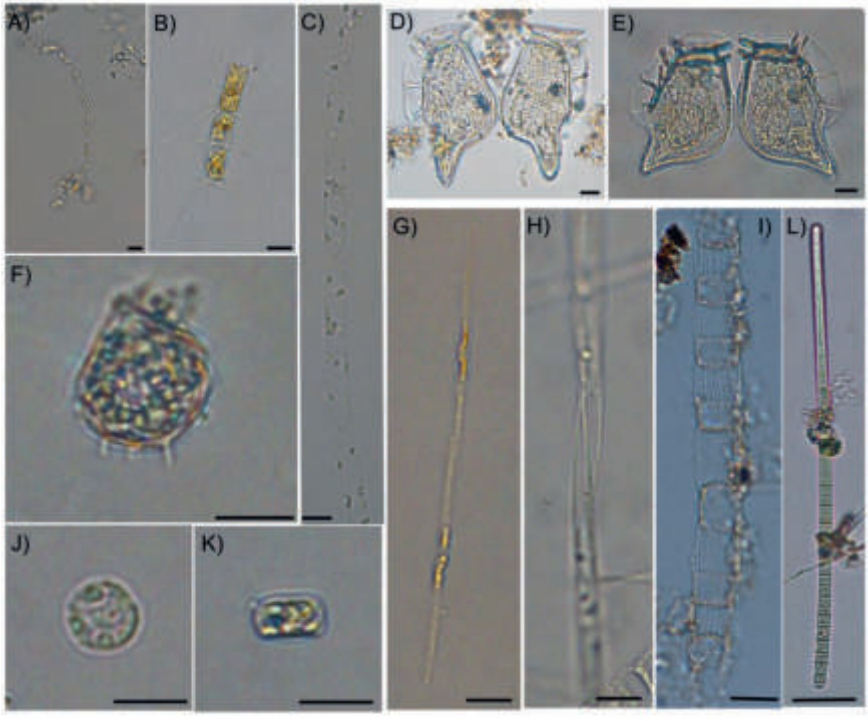
Resultados

Durante el periodo de estudio se registraron florecimientos algales de nueve especies de fitoplancton, seis de ellas fueron diatomeas, dos fueron dinoflagelados y una cianobacteria (figura 2). Entre las diatomeas

se registraron los florecimientos de *Chaetoceros curvisetus*, *Chaetoceros* cf. *lauderi* Ralfs *ex* Lauder, *Cerataulina pelagica*, *Pseudo-nitzschia* spp., *Skeletonema costatum* y *Thalassiosira* sp. Los dinoflagelados formadores de florecimientos fueron *Dinophysis caudata* (la más común var. *abbreviata* y en menor medida var. *pedunculata*) y *Peridinium quadridentatum* var. *quadridentatum*. También se registró un florecimiento de la cianobacteria *Trichodesmium* sp.

Figura 2

Especies formadoras de florecimientos algales en las aguas costeras de Veracruz entre marzo de 2016 y febrero de 2017



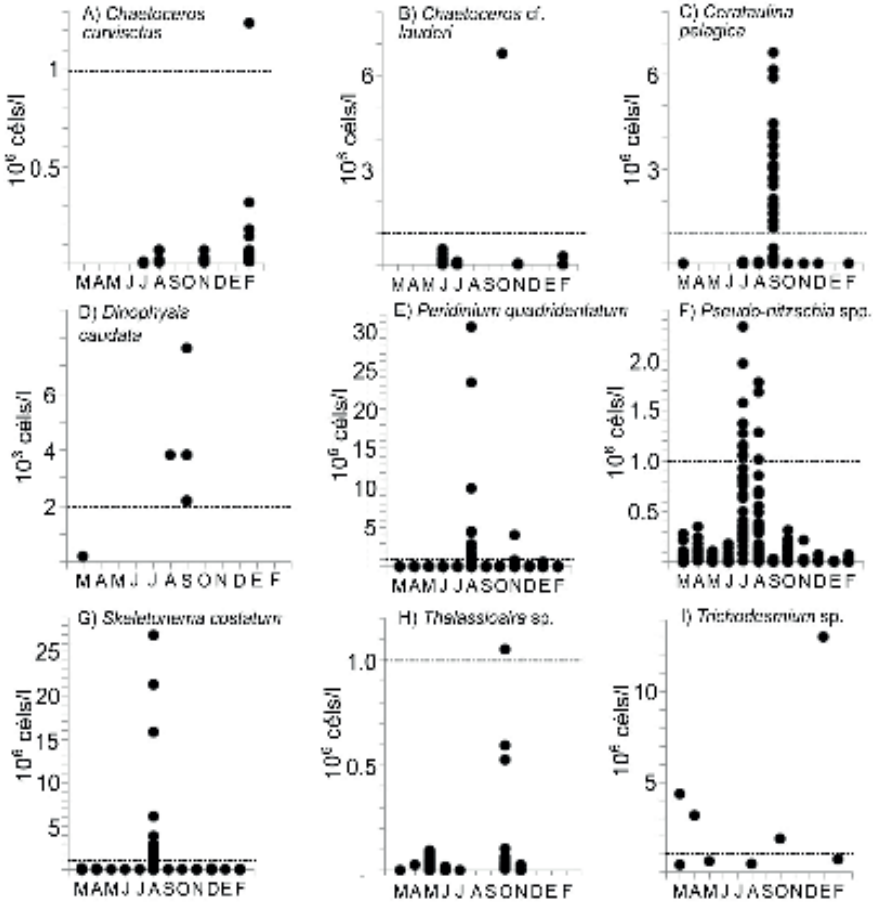
A) *Chaetoceros curvisetus*, B) *Chaetoceros* cf. *lauderi*, C) *Cerataulina pelagica*, D) *Dinophysis caudata* var. *pedunculata*, E) *Dinophysis caudata* var. *abbreviata*, F) *Peridinium quadridentatum*, G) *Pseudo-nitzschia* complejo *delicatissima*, H) *Pseudo-nitzschia* complejo *delicatissima*, detalle de traslape I) *Thalassiosira* sp., vista valvar, J) *Thalassiosira* sp., vista conectiva, K) *Skeletonema costatum* y L) *Trichodesmium* sp., en A-K, la escala es de 10µm, en L es de 50 µm.

La densidad de las especies formadoras de FAN fue diferente a lo largo del año en el área de estudio (figura 3, tabla 1). En febrero de 2017 se registró un florecimiento superficial de la diatomea *Chaetoceros curvisetus* en el sitio Yates, de 1.23x10^6 cél/l (figura 3A). La diatomea *Chaetoceros* cf. *lauderi* formó un florecimiento superficial en octubre de 2016 de 6.69 x10^6 cél/l en el sitio Gaviotas (figura 3B). *Cerataulina pelagica* presentó densidades celulares >1x10^6 cél/l en 23 de las 30 muestras de septiembre de 2016, tanto en la superficie como en el fondo de la columna de agua en todos los sitios de estudio, su máxima densidad (6.68 x10^6 cél/l) se registró en la superficie de las estaciones del sitio Gaviotas (figura 3C). Entre agosto y septiembre de 2016 se registraron seis muestras en las que el dinoflagelado tóxico *Dinophysis caudata* presentó densidades >2x10^3 cél/l, en agosto formó un florecimiento superficial en el sitio Alvarado, mientras que en septiembre se registraron sus florecimientos en los sitios Martí, Gaviotas, Tumbao y Alvarado, con una máxima densidad (7.6x10^3 cél/l) en el fondo de la columna de agua del sitio Gaviotas (figura 3D).

El dinoflagelado *Peridinium quadridentatum* registró florecimientos en los sitios Martí y Tumbao de agosto de 2016 en la superficie de la columna de agua, con una densidad máxima (30.33 x10^6 cél/l) en el sitio Martí (figura 3E). *Pseudo-nitzschia* spp., registró un aumento de su densidad celular en julio y agosto de 2016, en julio formó florecimientos mayormente en la superficie en los sitios Yates, Martí, Tumbao y Alvarado; mientras que en agosto formó florecimientos en Yates y Martí. Su máxima densidad (2.33 x10^6 cél/l) se registró en el fondo de la columna de agua del sitio Yates en julio de 2016 (figura 3F). *Skeletonema costatum* formó florecimientos tanto en superficie como en el fondo de los sitios Yates, Martí, Tumbao y Alvarado, en agosto de 2016, con una densidad máxima (26.95 x10^6 cél/l) en la superficie del sitio Alvarado (figura 3G). Se registró un florecimiento superficial de la diatomea *Thalassiosira* sp. en el sitio Yates, en octubre de 2016, con una densidad de 1.05 x10^6 cél/l (figura 3H). La cianobacteria *Trichodesmium* sp. provocó florecimientos en el sitio Gaviotas en marzo y abril de 2016, y en el sitio Martí en octubre de 2016 y enero de 2017; en este último se registró la densidad máxima (13.02 x10^6 cél/l) en el fondo de la columna de agua (figura 3I).

Figura 3

Densidad celular de las especies formadoras de florecimientos algales en las aguas costeras de Veracruz entre marzo de 2016 y febrero de 2017



La linea punteada indica la densidad celular mínima considerada como un florecimiento algal. En el eje x aparecen las iniciales de los meses del año. Nótese que en D la escala del eje y es diferente a los demás.

Tabla 1

Número de muestras consideradas como florecimientos algales por sitio de las diferentes especies de fitoplancton registrado entre marzo de 2016 y febrero de 2017 en las aguas costeras de Veracruz

Especie	Yates	Martí	Gaviotas	Tumbao	Alvarado
Chaetoceros curvisetus	1	0	0	0	0
Chaetoceros cf. *lauderi*	0	0	1	0	0
Cerataulina pelagica	4	3	6	5	5
Dinophysis caudata	0	1	2	1	2
Peridinium quadridentatum	0	7	0	2	0
Pseudo-nitzschia spp.	7	3	0	2	2
Skeletonema costatum	3	4	0	2	3
Thalassiosira sp.	1	0	0	0	0
Trichodesmium sp.	0	2	2	0	0

Considerando los promedios de las variables ambientales durante los florecimientos de las especies, se observó que existen diferentes condiciones ambientales idóneas para que cada una prolifere en altas densidades (tabla 2). La mayoría de las especies formaron florecimientos con temperaturas promedio cercanas o superiores a 30 °C, excepto en el caso de *Trichodesmium* sp. (25.91 °C). La salinidad propicia para la formación de florecimientos se registró entre 29.63 UPS (*S. costatum*) y 33.56 UPS (*C.* cf. *lauderi* y *Trichodesmium* spp.). El OD fue muy variable entre los florecimientos de las especies con un rango entre 1.18 mg/l (*P. quadridentatum*) y 16.20 mg/l (*Dinophysis caudata*). La menor transparencia en el agua se registró durante el florecimiento de *Dinophysis caudata* (1.34 m, disco de Sechii), mientras que los mayores valores se registraron en el florecimiento de *Thalassiosira* sp. (3.6 m). La mayor concentración promedio de Clo-*a* se registró durante los florecimientos de *P. quadridentatum* (32.57 mg/m^3), mientras que los valores mínimos se observaron con *C. curvisetus* (0.78 mg/m^3). La concentración de nutrientes promedio presentó una alta variación en los florecimientos de las diferentes especies. Las mayores concentraciones de amonio (>6 µM) se registraron durante los florecimientos de *C.* cf. *lauderi* y *Thalassiosira* sp., mientras que el

pico máximo de nitratos (1.55 µM) se registró durante el florecimiento de *P. quadridentatum*. Los fosfatos en la zona durante el periodo estudiado fueron muy bajos, a diferencia de los silicatos que se registraron con valores máximos de 99.84 µM (tabla 2).

Tabla 2

Valores promedio de las variables fisicoquímicas durante los florecimientos de las diferentes especies de fitoplancton registrado entre marzo de 2016 y febrero de 2017 en las aguas costeras de Veracruz

Especie	Temp. (°C)	Sal. (UPS)	OD (mg/l)	Sechii (m)	Clo-*a* (mg/m³)	NH_4^+ (µM)	NO_3^- (µM)	PO_4^{3-} (µM)	SiO_4^{4-} (µM)
Chaetoceros curvisetus (1)	30.75	33.37	5.01	2.5	1.57	1.37	0.34	ND	8.32
Chaetoceros cf. *lauderi* (1)	30.34	33.56	8.82	1.5	6.75	6.18	1.04	ND	ND
Cerataulina pelagica (23)	31.11 (29.9 -32.4)	32.41 (27.2-34.1)	13.56 (3.6-22.3)	1.7 (1-2.8)	6.22 (0.77- 19.88)	2.12 (0.4-6.7)	0.42 (0-1.9)	0.014 (0-0.2)	19.35 (0-99.84)
Dinophysis caudata (6)	31.21 (30.4-32.4)	30.38 (19.9-34)	16.2 (10.2-22.3)	1.34 (0.7-1.8)	14.41 (1.26-33.31)	1.54 (0-4.6)	0.24 (0-0.67)	0.004 (0-0.006)	30.49 (1.72-90.72)
Peridinium quadridentatum (9)	30.58 (29.9-31)	31.14 (29.6-32.6)	1.18 (0-4.1)	1.38 (0.9-2.1)	32.57 (4.30-85.58)	1.96 (0-8.8)	1.55 (0-3)	0.003 (0-0.009)	21.88 (0-43.33)
Pseudo-nitzschia spp. (14)	30.06 (28.9-30.9)	31.72 (29.4-33.7)	5.2 (0-12.1)	1.94 (1.3-3)	5.11 (0.44-14.72)	0.13 (0-0.75)	1.03 (0.15-2.7)	0.003 (0-0.007)	7.71 (0-24)
Skeletonema costatum (12)	30.04 (28.8-31.4)	29.63 (19.7-34.1)	3.42 (0-11.7)	1.38 (0.7-2.2)	16.69 (2.94-47.48)	0.92 (0-3.6)	0.31 (ND-0.7)	0.003 (0-0.007)	29.66 (0-91.9)
Thalassiosira sp. (1)	29.4	33.42	5.95	3.6	2.86	6.7	0.62	ND	ND
Trichodesmium sp. (4)	25.91 (22.9-29.2)	33.56 (33.4-34)	6.89 (5-9)	2.49 (1.25-3.6)	1.94 (0.57-3.80)	0.35 (0-1.4)	1.37 (0.34-4)	0.01 (0-0.17)	6.25 (0-15.2)

El paréntesis en las especies indica el número de muestras consideradas como florecimientos. Las cifras entre paréntesis indican mínimos-máximos.
ND = No detectado.

Considerando el ciclo anual de muestreo se encontraron correlaciones positivas significativas entre la temperatura y la densidad celular de *C. lauderi*, *C. pelagica*, *D. caudata*, *P. quadridentatum* y *Pseudo-Nitzschia* spp. La salinidad se relacionó positivamente con la densidad de *C. curvisetus* y negativamente con *C. pelagica*, *P. quadridentatum*, *Pseudo-Nitzschia* spp. y *Thalassiosira* sp. El OD presentó una correlación positiva con *C. pelagica* y *D. caudata* y negativa con *P. quadridentatum* y *Skeletonema costatum*. Se encontró que la concentración de nutrientes estuvo correlacionada con la densidad de varias especies; el amonio se relacionó con *C. lauderi*, *C. pelagica* y *P. quadridentatum*, los nitratos con todas las especies, excepto *C. curvisetus*, *C. lauderi* y *Trichodesmium* sp., los fosfatos

con *C. lauderi*, *Pseudo-Nitzschia* spp., *S. costatum* y *Thalassiosira* sp. y, por último, los silicatos se correlacionaron con *C. pelagica*, *P. quadridentatum* y *Thalassiosira* sp. (tabla 3).

Tabla 3

Coeficientes de correlación de rangos de Spearman (ρ) mostrando las relaciones entre las especies formadoras de FAN y los factores fisicoquímicos

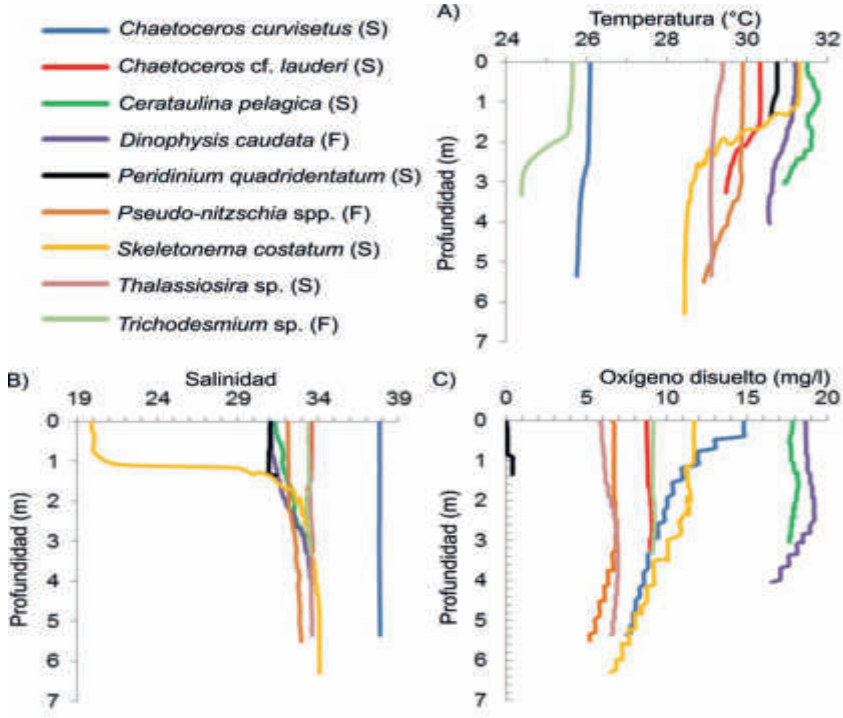
	Temp.	Salinidad	OD	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	SiO_2^{4-}
Chaetoceros curvisetus	-0.08	0.25**	-0.04	-0.01	-0.02	-0.05	0.02
Chaetoceros cf. *lauderi*	0.19**	0.01	0.02	-0.13*	0.01	-0.24**	0.02
Cerataulina pelagica	0.47**	-0.18**	0.26**	0.21**	-0.19**	-0.01	0.14*
Dinophysis caudata	0.17**	-0.05	0.22**	0.06	-0.17**	0.03	0.05
Peridinium quadridentatum	0.14*	-0.28**	-0.14*	0.12*	0.21**	0.06	0.16**
Pseudo-nitzschia spp.	0.38**	-0.20**	-0.01	-0.08	-0.15*	-0.29**	-0.08
Skeletonema costatum	-0.04	-0.08	-0.21**	0.06	-0.13*	0.11*	0.04
Thalassiosira sp.	0.07	-0.13*	-0.03	0.03	-0.14*	-0.37**	-0.20**
Trichodesmium spp.	-0.06	0.01	-0.01	-0.02	-0.02	0.02	-0.03

*$p < 0.05$, **$p < 0.001$. $n = 372$ para cada prueba.

Considerando únicamente los florecimientos de mayor densidad celular de las especies, se observó que se presentaron en diferentes condiciones de la columna de agua (figura 4); por ejemplo, el florecimiento superficial de *Chaetoceros curvisetus* se presentó en la superficie de la columna de agua con 26 °C, una elevada salinidad cercana a 38 UPS y una concentración superficial de OD de ~15 mg/l, que fue menor que la del fondo de la columna (~7.5 mg/l) donde no se presentaron altas densidades de esta especie. La proliferación de *C. lauderi* se registró en la superficie de la columna de agua que registró elevadas temperaturas (>30 °C), a diferencia del fondo que registró un descenso de temperatura y en donde no se registró una alta densidad de esta diatomea; además, en la superficie se registró una salinidad de 33.5 UPS y una

concentración de OD que no rebasó los 9 mg/l. La mayor densidad de *Cerataulina pelagica* se registró superficialmente cuando la columna de agua fue relativamente homogénea, con las mayores temperaturas registradas del periodo estudiado (~31.5 °C), una salinidad superior a 31 UPS y una concentración de OD de 18 mg/l. La mayor densidad del dinoflagelado *Dinophysis caudata* se registró en el fondo de la columna de agua donde la temperatura (29.5 °C) y el OD (17 mg/l) fue menor que el registrado en la superficie, asociado con una mayor salinidad en el fondo (34 UPS) comparado con la superficie (31 UPS). El dinoflagelado *P. quadridentatum* presentó su máxima densidad celular en la capa superficial con una temperatura cercana a 31 °C, una menor salinidad (31 UPS) que la registrada en el fondo y la menor concentración de OD registrada en el periodo estudiado cercano al límite de detección. La máxima densidad de *Pseudo-nitzschia* spp. se registró en el fondo de la columna de agua, que presentó una temperatura (29 °C) y concentración de OD (5 mg/l), menor que en la superficie. *Skeletonema costatum* formó su florecimiento más denso en la superficie de la columna de agua, que presentó una marcada diferencia termohalina apenas a 1 m de profundidad; la temperatura (31.5 °C) y OD (12 mg/l) superficial fueron mayores en la superficie que en el fondo de la columna de agua (28 °C y 7 mg/l, respectivamente), mientras que la salinidad (20 UPS) fue la menor registrada para la capa superficial y muy diferente del fondo (34 UPS). En el caso del florecimiento de *Thalassiosira* sp., la columna de agua se registró como homogénea, aunque un poco más cálida en la superficie. Por último, la cianobacteria *Trichodesmium* sp. registró su máxima densidad en el fondo de la columna de agua, que presentó una temperatura 1 °C menos que la capa superficial, con una termoclina identificada a los 2 m de profundidad, sin una diferencia evidente de la salinidad y el OD (figura 4).

Figura 4
Perfiles verticales



A) temperatura, B) salinidad y C) oxígeno disuelto durante los florecimientos con mayor densidad celular de *Chaetoceros curvisetus* (Yates, febrero), *Chaetoceros lauderi* (Gaviotas, octubre), *Ceratoulina pelagica* (Gaviotas, septiembre), *Dinophysis caudata* (Gaviotas, septiembre), *Peridinium quadridentatum* (Martí, agosto), *Pseudo-nitzschia* spp. (Yates, julio), *Skeletonema costatum* (Alvarado, agosto), *Thalassiosira* sp. (Yates, octubre) y *Trichodesmium* sp. (Martí, enero) en las aguas costeras de Veracruz entre marzo de 2016 y febrero de 2017.
Entre paréntesis se indica si el florecimiento fue en la superficie (S) o fondo (F).

Discusión

En general, existe un aparente incremento en el número de especies que forman FAN en las aguas costeras de Veracruz (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015). Hasta 2001, había una especie dominante y formadora de florecimientos: *Karenia brevis* (Ramírez Granados, 1963; Cortés-Altamirano *et al.*, 1995; Sierra-Beltrán et al., 1998). En los años 2000 inician los reportes de *P. quadridentatum* (Barón-Campis *et al.*, 2005),

las especies de *Pseudo-nitzschia* y algunos dinoflagelados bentónicos (Okolodkov *et al.*, 2007). En este trabajo se añaden *Cerataulina pelagica*, *Skeletonema costatum*, *Chatoceros* cf. *lauderi* y *Chaetoceros* spp. Además, los FAN antes eran más localizados, ahora están prácticamente en toda la zona conurbada Veracruz-Boca del Río-Alvarado, en una aparente expansión observada al menos con *P. quadridentatum* desde 2011 (Aké-Castillo *et al.*, 2013). En este sentido, desde hace al menos 25 años se tiene la hipótesis de un aparente incremento en la frecuencia, intensidad y distribución geográfica de los florecimientos algales nocivos (Glibert y Burford, 2017; Hallegraeff, 1993), una sospecha que se ha ido fortaleciendo con la generación de resultados como los presentados en este estudio en las diferentes especies formadoras de florecimientos.

En el caso de *C. curvisetus*, sus florecimientos en la temporada de nortes sugieren que esas condiciones favorecen sus altas abundancias, incluso en años previos se ha reportado su florecimiento en el mes de octubre; es decir, al inicio de esta temporada. En esta época el agua presenta los valores más altos de salinidad debido a la disminución de las precipitaciones, mientras que, a una escala anual, la densidad celular de esta especie en la zona de estudio se relacionó positivamente con la salinidad, lo que sugiere un efecto de esta variable sobre *C. curvisetus*.

En el periodo de estudio se registró en octubre un florecimiento de *Chaetoceros* cf. *lauderi*, esto es, al final de la temporada de lluvias y el inicio de la temporada de nortes, cuando la temperatura aún no descendía marcadamente en la superficie de la columna de agua y aun se mantenía alta, mayor a 30 °C. En fechas recientes se han reportado florecimientos de esta especie en la región en la temporada de lluvias, relacionados positivamente con la concentración de silicatos y negativamente con la temperatura (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2019), mientras que en el presente estudio se encontró una correlación positiva con la temperatura y negativa con nutrientes nitrogenados. Esto pone en evidencia que ambos resultados son muy diferentes, lo que no permite ser más concluyente con respecto a la autoecología de esta especie, debido, en parte, a que es una especie que apenas se ha detectado como formadora de florecimientos algales en la zona.

Otra especie de reciente ingreso al catálogo de especies formadoras de florecimientos en la región es *C. pelagica*, cuya especie fue la más común formadora de florecimientos en las muestras analizadas, aunque muy limitada al mes de septiembre. Los resultados indican que las altas temperaturas y el descenso de la salinidad favorecen sus florecimientos, como también se observó en las altas densidades registradas durante 2017 en la zona de estudio (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2019), o en 2003 al norte del mar Adriático (Ianora *et al.*, 2008). *Cerataulina pelagica* tiene el potencial de convertirse en una especie formadora de florecimientos algales recurrentes en la región, ya que a nivel mundial es una de las diatomeas que más comúnmente está presente en las zonas costeras y estuarinas del hemisferio norte, formando florecimientos en un amplio rango de salinidades y temperaturas (Carstensen *et al.*, 2015).

Entre las especies identificadas en este estudio, una de las más importantes es el dinoflagelado *D. caudata*, que es considerada en la zona como potencialmente tóxica con abundancia baja (Aké-Castillo *et al.*, 2014). Esto se debe a que produce toxinas (como ácido okadaico y pectenotoxinas) que, si bien no han sido evaluadas en la región, en otras partes han reportado que una baja densidad celular en el orden de 10^3 cél/l generan problemas de intoxicación diarreica por consumo de mariscos (DSP, por sus siglas en inglés) en humanos y mortandad de peces con afectaciones en la industria de acuacultura (Reguera *et al.*, 2014). De manera general, la presencia de *D. caudata* a lo largo del año fue escasa, con florecimientos registrados entre agosto y septiembre en la época de lluvias asociado con el incremento de la temperatura y la concentración de OD. Su presencia en el PNSAV ya había sido reportada por Okolodkov (2014) como la especie más común del género, incluyendo las variedades *abbreviata* (más comúnmente en julio) y *pedunculata* (a lo largo del año). Ante la falta de perfiles de toxinas, pero la confirmación de presencia de la especie, se considera que existe un riesgo por DSP en la temporada de lluvias.

En el caso de *P. quadridentatum*, a una escala anual se ha registrado que se favorece por las condiciones climáticas y ambientales de la temporada de lluvias (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2017),

mientras que dentro de la misma temporada, sus florecimientos están correlacionados negativamente con la concentración de nutrientes y positivamente con la temperatura (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2019). En este estudio, en la temporada de lluvias, en altas temperaturas, sus florecimientos se registraron ante un descenso de la salinidad y OD, y el incremento de nutrientes. Esta es la especie que incrementa en mayor grado la biomasa fitoplanctónica del sistema, lo que provoca un cambio de color en el agua hacia una tonalidad rojizo/marrón. El establecimiento de un ambiente hipóxico, debido a la elevada biomasa que produce (Alkawri *et al.*, 2016; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2019), permite catalogar a *P. quadridentatum* como una especie nociva en la región, aunque sin una toxicidad aparente. Su permanencia a lo largo del año en la columna de agua, y los FAN que ha producido en varios años consecutivos, desde 2005 a la fecha, hacen de esta especie una de las más importantes por su recurrencia en el suroeste del golfo de México (Aké-Castillo *et al.*, 2014; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015, 2019; Okolodkov *et al.*, 2016).

Otro taxón de interés, por su potencial toxicidad, es *Pseudo-nitzschia* spp. (complejo *delicatissima*). Varias de las especies reportadas dentro de este complejo han sido reportadas como productoras de ácido domoico (Bates *et al.*, 2018), el compuesto que promueve la intoxicación amnésica por consumo de mariscos (ASP, por sus siglas en inglés). Las altas densidades de *Pseudo-nitzschia* spp., registradas en 2005 y 2006, indican que hay un riesgo de ASP desde mayo hasta noviembre en el subsistema Veracruz, al norte del PNSAV (Okolodkov *et al.*, 2015). Los resultados aquí mostrados extienden espacialmente este riesgo hacia el subsistema Jamapa, y muy probablemente también se presente en el subsistema ubicado más al sur, Antón Lizardo; además de que julio y septiembre se consideran como los meses con mayor riesgo por este tipo de intoxicación, debido a las altas densidades registradas en prácticamente toda la franja litoral y a diferentes profundidades del área de estudio.

A escala anual, en la zona, la densidad celular de *Pseudo-nitzschia* spp. se ha correlacionado con la temperatura, pH y OD (Okolodkov *et al.*, 2015), mientras que, considerando únicamente la variabilidad dentro de la época de lluvias, se ha relacionado po-

sitivamente con la concentración de nutrientes (Rodríguez-Gómez *et al*., 2019). En el presente estudio, un conjunto de factores fisicoquímicos, principalmente en la época de lluvias promovieron las altas densidades de *Pseudo-nitzschia* spp., como el aumento de la temperatura, el descenso de la salinidad y el decremento en la concentración de nutrientes.

Skeletonema costatum formó florecimientos únicamente en agosto, ante la máxima concentración promedio de silicatos. Además de verse favorecida por las condiciones de la temporada de lluvias, *S. costatum* presentó el mayor intervalo de salinidad de todas las especies, y sus FAN se presentaron durante las máximas concentraciones de fosfatos en la zona. Sus máximas densidades en el sitio Alvarado están asociadas a que la pluma del río Jamapa genera una disminución de la salinidad y una alta descarga de nutrientes (Rosales-Hoz *et al*., 2009). Esta especie también es capaz de cambiar el color al agua hacia una tonalidad café, como se observó en el sitio Alvarado; además de que, de acuerdo con los patrones globales descritos por Carstensen *et al.* (2015), es la diatomea más dominante durante los florecimientos que ocurren en salinidades entre 14 y 28.

El florecimiento de la diatomea *Thalassiosira* sp. se presentó en octubre, en un ambiente con altas salinidades y concentraciones de amonio superiores a 6 µM. De acuerdo con Rosales-Hoz *et al.* (2009), las concentraciones promedio de nitrógeno total varían entre 4.4 y 7.9 µM en la zona de estudio, por lo que se puede considerar que este nutriente inorgánico no está limitado en la zona de estudio, y ello permite el crecimiento de esta diatomea; sin embargo, a una escala anual, la densidad de *Thalassiosira* sp. se correlacionó negativamente con la salinidad y la concentración de nutrientes, excepto el amonio, por lo que al igual que con *C.* cf. *lauderi*, se considera que los factores que promueven su crecimiento deberán ser explorados en futuras investigaciones. Las especies del género *Thalassiosira* son de las más comunes en el sur del golfo de México (Licea *et al.*, 2011) y, aunque no son tóxicas, se han reportado como nocivas por las altas densidades que llegan a registrar.

En el caso de los florecimientos de *Trichodesmium* sp. (muy probablemente *T. erythraeum*) que se registraron en la época de secas y nortes, la temperatura parece ser un factor determinante para el

incremento de su densidad celular. A diferencia de lo que se observó con las demás especies, esta cianobacteria formó sus florecimientos cuando el agua presentó una temperatura promedio de 25 °C, casi cinco grados menos que cualquiera de las demás especies. El ciclo anual descrito por Aké-Castillo (2011) indica que *T. erythraeum* presenta su máxima abundancia al inicio de la temporada de nortes, coincidiendo con un descenso de la temperatura del agua.

Los estudios sistemáticos y a largo plazo que han buscado la relación entre parámetros ambientales y la comunidad del fitoplancton, han permitido la identificación de patrones en la dinámica de las especies nocivas y sus florecimientos, como se ha identificado en Norteamérica y Europa (Carstensen *et al.*, 2015) o en las costas australianas (Thompson *et al.*, 2009). Debido a que los FAN ejercen un impacto sobre el medio a través del establecimiento de ambientes hipóxicos y la disminución de la transparencia del agua, sobre la salud humana a través del desarrollo de diferentes tipos de intoxicaciones por consumo de mariscos o contacto con aerosoles, o sobre otros organismos como la muerte de peces y mamíferos marinos (Glibert y Burford, 2017; Bates *et al.*, 2018), su estudio resulta de gran importancia. El incremento en el registro de nuevas especies formadoras de FAN en la zona costera del suroeste del golfo de México deja en evidencia la necesidad de monitoreos continuos y de larga duración para atender esta problemática ambiental y de salud pública, principalmente en una región sujeta a conservación, como lo es el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano.

Conclusiones

Las diferentes especies que forman florecimientos en las aguas costeras de Veracruz se presentan ante condiciones ambientales diferentes. Los cambios en la temperatura y salinidad favorecen el aumento de los FAN de la mayoría de las especies identificadas, mientras que la variación en la concentración de nutrientes tiene diferentes efectos sobre la densidad de estas. Más que un recambio de especies formadoras de florecimientos a través de los años, parece haber un aumento en el número de especies formadoras de florecimientos en la región. Se identifica que existe un

riesgo de ASP producido por diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* y de DSP, debido a *D. caudata*, principalmente en la época de lluvias en los subsistemas Veracruz y Jamapa del PNSAV. Aunque este estudio sienta información básica para el entendimiento de la dinámica de los florecimientos algales en las aguas costeras de Veracruz, se limitó a la zona litoral menor a 10 m de profundidad en un solo año, por lo que las futuras investigaciones podrán enfocarse en áreas más alejadas de la costa y en periodos largos de tiempo para conocer la dinámica de las especies que puedan formar florecimientos algales inocuos, nocivos o incluso tóxicos. Los resultados aquí mostrados dejan en evidencia que la problemática de los florecimientos algales requiere de un monitoreo a largo plazo para conocer la dinámica de las especies actuales y futuras que tengan la capacidad de formar florecimientos, con posibles efectos adversos sobre el ecosistema, la salud humana y los organismos de la zona.

Agradecimientos

J. Tolome, N. Carbajal, M.A. Lozano-Aburto, G. Espinosa, E. Robles Jiménez, R. Sánchez, Y. Agüeros y L. Raygoza ayudaron con el trabajo de campo a bordo de la embarcación "Cepia" del ICIMAP-UV, a cargo del capitán C. Anaya Cruz. G. Campos-Bautista y J. Lucho (del Acuario de Veracruz, A.C.) brindaron las facilidades en uno de los muestreos en agosto de 2016. D. Cela Cadena y A. Martínez Virués ayudaron con los análisis de nutrientes. Esta investigación fue financiada por el Instituto de Ecología, A.C. (proyecto 902-11-280). El primer autor es estudiante de doctorado del posgrado del Instituto de Ecología, A.C. y agradece la beca CONACYT para estudios de posgrado (CVU 391238).

Literatura citada

Alkawri, A.; Al Areeki, M. and Alsharaby, K. (2016). The First Recorded Bloom of *Protoperidinium quinquecorne* and its Link to a Massive Fish Kill in Yemeni Coastal Waters, Southern Red Sea. *Plankton and Benthos Research*, 11(2): 75-78.

Aké-Castillo, J.A. (2011). Temporal Dynamics of *Trichodesmium erythraeum* (Cyanophyta) in the National Park "Sistema Arrecifal Veracruzano" in the Gulf of Mexico. *Journal of Environmental Biology*, 32: 395-399.

Aké-Castillo, J.A.; Okolodkov, Y.; Rodríguez-Gómez, C.F. y Campos-Bautista, G. (2014). Florecimientos algales nocivos en Veracruz: Especies y posibles causas (2002-2012). En: A.V. Botello, J. Rendón-Von Osten, J.A. Benítez y G. Gold-Bouchot (eds.), *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias* (pp. 133-146). México: UAC, UNAM-ICMyL, CINVESTAV-Unidad Mérida.

Aké-Castillo, J.A.; Rodríguez-Gómez, C.F. y Campos-Bautista, G. (2013). Expansión de florecimientos algales nocivos de *Peridinium quinquecorne* Abé en el litoral costero de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río. México. p. 23. *II Congreso de la Sociedad Mexicana para el estudio de los florecimientos algales nocivos*, 30-31 de octubre de 2013, Manzanillo, Colima, México.

Aminot, A. and Rey, F. (2000). Standard Procedure for the Determination of Chlorophyll a by Spectroscopic Methods. *International Council for the Exploration of the Sea,* 17: 1-17.

A.P.H.A. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 20th Ed. Washington, D.C.: American Public Health Association.

Avendaño-Álvarez, J.O. (2013). Variación hidrológica intermensual del sistema arrecifal veracruzano. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías.

Barón-Campis, S.A.; Hernández-Becerril, D.U.; Juárez-Ruíz, N.O. y Ramírez-Camarena, C. (2005). Marea roja producida por el dinoflagelado *Peridinium quinquecorne* en Veracruz, México (oct-nov, 2002): Morfología del agente causal. *Hidrobiológica*, 15: 73-78.

Bates, S.S.; Hubbard, K.A.; Lundholm, N.; Montresor, M. and Leaw, C.P. (2018). *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia*, and Domoic Acid: New Research Since 2011. *Harmful Algae*, 79: 3-43.

Carstensen, J.; Klais, R., and Cloern, J.E. (2015). Phytoplankton Blooms in Estuarine and Coastal Waters: Seasonal Patterns and Key Species. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 162: 98-109.

COFEPRIS (2016). Lineamiento de trabajo para el muestreo de fitoplancton y detección de biotoxinas marinas. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/194573/Lineamiento_de_Trabajo_Muestreo_y_Deteccion_Fitoplancton_Biotoxinas.pdf.

Cortés-Altamirano, R.; Hernández-Becerril, D.U. and Luna-Soria, R. (1995). Red Tides in México: A Review. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 37: 343-352.

Glibert, P.M. and Burford, M.A. (2017). Globally Changing Nutrient Loads and Harmful Algal Blooms: Recent Advances, New Paradigms, and Continuing Challenges. *Oceanography*, 30: 58-69.

Glibert, P.M. and Burkholder, J.M. (2018). Causes of Harmful Algal Blooms. In: S.E. Shumway, J.M. Burkholder, and S.L. Morton (eds.), *Harmful Algal Blooms: A Compendium Desk Reference* (pp. 1-38). Hoboken, NJ: Wiley Blackwell.

Hallegraeff, G.M. (1993). A Review of Harmful Algal Blooms and their Apparent Global Increase. *Phycologia*, 32: 79-99.

Hasle, G.R. (1978). The Inverted Microscope Method. In: A. Sournia (ed.), *Phytoplankton Manual* (pp. 88-96). Paris, Francia: UNESCO.

Ianora, A.; Casotti, R.; Bastianini, M.; Brunet, C.; d´Ippolito, G.; Acri, F.; Fontana, A.; Cutignano, A.; Turner, J.T., and Miralto, A. (2008). Low Reproductive Success for Copepods during a Bloom of the Non-Aldehyde-Producing Diatom *Cerataulina pelagica* in the North Adriatic Sea. *Marine Ecology*, 29: 399-410.

Kumpf, H.; Steidinger, K., and Sherman, K. (1999). *The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem: Assessment, Sustainability, and Management*. Malden, MA, USA: Blackwell Science Inc.

Licea, S.; Zamudio, M.E.; Moreno, J.L., and Luna Soria, R. (2011). A Suggested Local Regions in the Southern Gulf of Mexico Using a Diatom Database (1979-2002) and Oceanic Hydrographic Features. *Journal of Environmental Biology*, 32: 443-453.

Lohrenz, S.E.; Wisenburg, D.A.; Arnone, R.A. and Chen, X. (1999). What Controls Primary Production in the Gulf o Mexico? In: H. Kumpf, K. Steidinger, and K. Sherman (eds.), *The Gulf of Mexico, Large Marine Ecosystem. Assessment, Sustainability and Management* (pp. 151-169). Malden, MA, USA: Blackwell Sci.

Okolodkov, Y. (2014). Dinophysiales (Dinophyceae) del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, Golfo de México, con clave para identificación. *Acta Botánica Mexicana*, 106: 9-71.

Okolodkov, Y.; Campos-Bautista, G.; Gárate-Lizárraga, I.; González-González, J.A.G.; Hoppenrath, M., and Arenas-Fuentes, V. (2007). Seasonal Changes of Benthic and Epiphytic Dinoflagellates in the Veracruz Reef Zone, Gulf of Mexico. *Aquatic Microbial Ecology*, 47: 223-237.

Okolodkov, Y.; Gárate-Lizárraga, I., and Campos-Bautista, G. (2016). Circadian Rhythm of a Red-Tide Dinoflagellate *Peridinium quadridentatum* in the Port of Veracruz, Gulf of Mexico, its Thecal Morphology, Nomenclature and Geographical Distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 108: 289-296.

Okolodkov, Y.B.; Aké-Castillo, J.A.; Campos-Bautista, G.; Lara-Martínez, R. y Jiménez-García, L.F. (2015). Dinámica anual del género *Pseudonitzschia* (Bacillariophyceae) en el sistema arrecifal veracruzano. En: A. Granados-Barba, L.D. Ortíz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. González-Gándara (eds.), *Aportes al conocimiento del sistema arrecifal veracruzano: Hacia el corredor arrecifal del suroeste del golfo de México* (pp. 249-266). México: Universidad Autónoma de Campeche.

Ortíz-Lozano, L.D.; Granados-Barba, A., and Espejel, I. (2009). Ecosystemic Zonification as a Management Tool for Marine Protected Areas in the Coastal Zone: Applications for the Sistema Arrecifal Veracruzano National Park, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 52: 317-323.

Ramírez-Granados, R. (1963). Marea roja, datos para su conocimiento y pronóstico. Serie: Trabajos de divulgación No. 35. Dirección General de Pesca e Industrias Conexas, Departamento de Estudios Biológicos Pesqueros.

Reguera, B.; Riobó, P.; Rodríguez, F.; Díaz, P.A.; Pizarro, G.; Paz, B.; Franco, J.M. y Blanco, J. (2014). *Dinophysis* Toxins: Causative Organisms, Distribution and Fate in Shellfish. *Marine Drugs*, 12(1): 394-461.

Reynolds, C.S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton, Ecology, Biodiversity and Conservation*. UK: Cambridge University Press.

Rodríguez-Gómez, C.F.; Aké-Castillo, J.A.; Campos-Bautista, G. y Okolodkov, Y. (2015). Revisión del estudio del fitoplancton en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *E-Bios*, 2: 178-191.

Rodríguez-Gómez, C.F.; Vázquez, G.; Aké-Castillo, J.A.; Band-Schmidt, C.J. y Moreno-Casasola, P. (2017). Factores físico-químicos relacionados con los florecimientos de *Peridinium quadridentatum* (Dinophyceae) y su efecto sobre la composición del fitoplancton en la zona costera

central de Veracruz, México. p. 47. *IV Congreso de la SOMEFAN y II Reunión ALEAN*, Cancún, Quintana Roo, México.

Rodríguez-Gómez, C.F.; Aké-Castillo, J.A., and Vázquez, G. (2019). Short-Term Responses of the Bloom-Forming Dinoflagellate *Peridinium quadridentatum* in Tropical Coastal Waters: Environmental Variables and Phytoplankton Community. *Journal of Coastal Research*, 92, 22-32.

Rosales-Hoz, L.; Carranza-Edwards, A.; Sanvicente-Añorve, L.; Alatorre-Mendieta, M.A., and Rivera-Ramírez, F. (2009). Distribution of Dissolved Trace Metals around the Sacrificos Coral Reef Island, in the Southwestern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83: 713-719.

Salas-Pérez, J.J., and Granados-Barba, A. (2008). Oceanographic Characterization of the Veracruz Reefs System. *Atmosfera*, 21: 281-301.

Sierra-Beltrán, A.; Cruz, A.; Núñez, E.; Del Villar, L.M.; Cerecero, J. and Ochoa, J.L. (1998). An Overview of the Marine Food Poisoning in Mexico. *Toxicon,* 36: 1493-1502.

Smayda, T.J. (1997). What is a Bloom? A Commentary. *Limnology and Oceanography*, 42: 1132-1136.

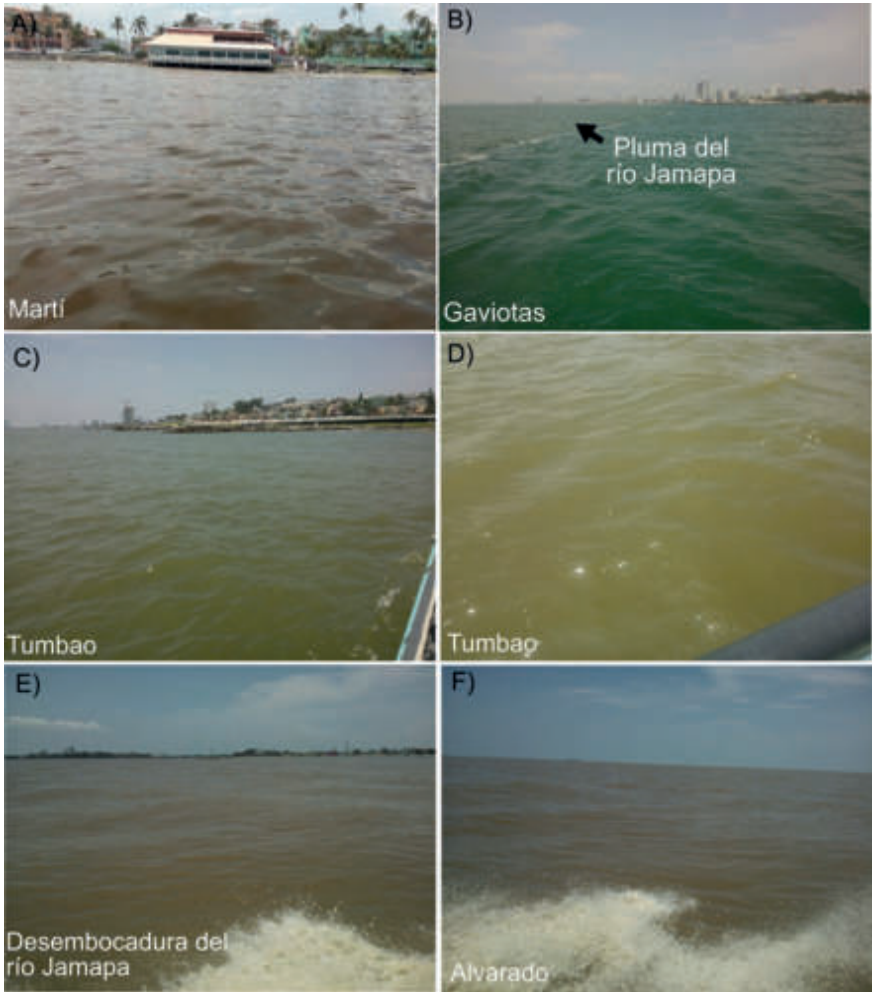
Strickland, J.D., and Parsons, T.R. (1972). *A Practical Handbook of Seawater Analysis* 2nd. edition. Ottawa, Canada: Fisheries Research Board of Canada.

Thompson, P.A.; Baird, M.E.; Ingleton, T., and Doblin, M.A. (2009). Long-Term Changes in Temperate Australian Coastal Waters: Implications for Phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 394: 1-19.

Throndsen, J. (1978). Preservation and Storage. In: A. Sournia (ed.), *Phytoplankton Manual* (pp. 69-74). París, Francia: UNESCO.

Anexo

Fotografías tomadas durante algunos de los florecimientos en las aguas costeras de Veracruz



A) Florecimiento de *P. quadridentatum* en Playa Martí, B) Avance de la pluma del río Jamapa hacia Playa Gaviotas, C-D) Florecimiento de *P. quadridentatum* en Playa Tumbao, E) Cambio de color del agua en la desembocadura del río Jamapa y F) Florecimiento de *S. costatum* en el sitio Alvarado. A) 19 de agosto de 2017, B-F) 09 de agosto de 2017.

Abundancia del género *Pseudo-nitzschia* en la zona costera de Tuxpan, Veracruz

Jennifer Méndez-Torres, Rosa Idalia Hernández-Herrera, Antonio Almazán-Becerril, Pablo San Martín-Del Ángel y Benjamín Delgado-Pech

Resumen

El objetivo de este trabajo fue identificar a las especies del género *Pseudo-nitzschia* presentes en la zona costera de Tuxpan, Veracruz, así como estimar su abundancia. Algunas diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* producen ácido domoico, una poderosa neurotoxina que provoca el envenenamiento amnésico por consumo de mariscos (ASP, Amnesic Shellfish Poisoning). Los muestreos se realizaron durante el periodo de noviembre 2015-abril 2016 en nueve puntos georreferenciados, contemplados en el programa federal de Marea Roja de la COFEPRIS. Estas colectas se efectuaron a tres diferentes profundidades: superficie, 3 y 5 m, obteniendo un total de 60 muestras de botella y 26 muestras de superficie. Se encontró evidencia de la presencia de ocho morfotipos del género *Pseudo-nitzschia: P* cf. *calliantha, P* cf. *caciantha, P* cf. *fraudulenta, P* cf. *multistriata, P* cf. *pseudodelicatissima, P* cf. *pungens, P* cf. *cuspidata y P* cf. *sabit.* La abundancia fue mayor en abril (temporada de secas) con 19 520 cel/l, y las menores abundancias se detecta-

ron en noviembre y diciembre (temporada de nortes) con 20 cél/l, donde se observó un gradiente de abundancia, siendo mayor en la costa y menor a mar adentro. *Pseudo-nitzschia* estuvo presente en todos los meses en los diferentes puntos de muestreo, aunque su abundancia fue variable.

Palabras clave

FAN, microscopia de luz, diatomea, ASP, ácido domoico.

Abundance of the Genus *Pseudo-nitzschia* in the Coastal Area Tuxpan, Veracruz

Abstract

The objective of this work was to identify the species of the genus *Pseudo-nitzschia* present in the coastal zone of Tuxpan, Veracruz, as well as to estimate their abundance. Some diatoms of the genus *Pseudo-nitzschia* produce domoic acid, a powerful neurotoxin that causes Amnesic Shellfish Poisoning (ASP). The samplings were conducted during the period of November 2015-April 2016 in nine geo-referenced points contemplated in the Federal Red Tide program of COFEPRIS. These collections were made at three different depths: surface, 3 m, and 5 m obtaining a total of 60 bottle samples and 26 surface samples. Evidence was found of the presence of eight morphotypes of the genus *Pseudo-nitzschia*: P cf. *calliantha*, P cf. *caciantha*, P cf. *fraudulenta*, P cf. *multistriata*, P cf. *pseudodelicatissima*, P cf. pungens, P cf. *cuspidata*, and P cf. *sabit*. The abundance was higher in April (dry) with 19520 cell/l, and the lowest abundances were detected in November and December (nortes season) with 20 cell/l where a gradient of abundance was observed, being higher on the coast and lower offshore. *Pseudo-nitzschia* was present in all the months at the different sampling points, although its abundance was not homogeneous.

Keywords

Light microscopy, HABs, diatoms, ASP, domoic acid.

Introducción

Los florecimientos algales nocivos (FAN) son proliferaciones de microalgas, tanto planctónicas como bentónicas, que tienen la característica de producir efectos negativos en el medio acuático y en los organismos silvestres y cultivados (Bates *et al.*, 1998). Los FAN se han incrementado en cuanto a intensidad, frecuencia y distribución geográfica a nivel mundial (Hallegraeff, 1993; Van Dolah, 2000). Aunque los dinoflagelados son el principal taxón responsable de los FAN, otros grupos de microalgas también tienen representantes con características nocivas; por ejemplo, dentro de las diatomeas que son el grupo de fitoplancton más diverso en el ambiente marino se encuentra el género *Pseudo-nitzschia*, que tiene especies tóxicas. La toxina producida es el ácido domoico (AD), una poderosa neurotoxina que provoca la intoxicación amnésica por consumo de mariscos (Amnesic Shellfish Poisoning) (Helle, 1995). Esta toxina ha sido responsable de intoxicaciones y muertes en humanos, mamíferos y aves marinas (Bates *et al.*, 2002). *Pseudo-nitzschia* es un género ampliamente distribuido (Hasle *et al.*, 1996; Hasle, 2002), con variaciones estacionales de su abundancia relacionadas con cambios oceanográficos asociados al incremento de nutrientes y el aumento de irradiancia en la columna de agua (Dortch *et al.*, 1997). Actualmente hay 52 especies descritas, la mitad de éstas, productoras de ácido domoico (Lelong *et al.*, 2012; Bates *et al.*, 2018). En aguas mexicanas se han registrado 26 especies (tabla 1). El presente trabajo tiene como objetivo determinar taxonómicamente las especies del género *Pseudo-nitzschia,* así como su abundancia en la zona costera de Tuxpan, Veracruz, ya que el programa federal de Marea Roja, que establece los criterios para el monitoreo en agua de mar, no cuenta con registros a nivel local de la abundancia de este género. Esto permitirá evaluar el riesgo para el ecosistema marino y en los seres humanos, así como el potencial impacto en las actividades económicas, turísticas y recreativas del lugar por eventuales florecimientos algales de estas especies.

Tabla 1

Especies de *Pseudo-nitzschia* en mares mexicanos

Especie	Pacifico mexicano	Golfo de California	Golfo de México	Referencia
P. linea	—	+	+	(Hernández-Becerril, 1998; Lundholm *et al.*, 2002)
P. brasiliana	+	+	+	(Quijano-Sheggia *et al.*, 2011; Parsons *et al.*, 2012; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2013; Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. cuspidata	—	—	+	(Lundholm *et al.*, 2003; Parsons *et al.*, 2012)
P. caciantha	—	—	+	(Lundholm *et al.*, 2003)
P. galaxiae			+	(Lundholm *et al.*, 2003)
P. pungens	+	+	+	(Hernández-Becerril, 1998; Parsons *et al.*, 1999; Gómez-Aguirre *et al.*, 2004; Parsons *et al.*, 2012; Nava-Ruiz, 2018)
P. calliantha	—	—	+	(Lundholm *et al.*, 2003; Parsons *et al.*, 2012)
P. delicatissima	+		+	(Parsons *et al.*, 1999; Quijano-Sheggia *et al.*, 2011; Parsons *et al.*, 2012; Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. decipiens	—	—	+	(Lundholm *et al.*, 2006)
P. pseudodelicattisima	+	+	+	(Parsons *et al.*, 1999; Gómez-Aguirre *et al.*, 2004; Parsons *et al.*, 2012; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2013)
P. sabit	—	—	+	(Parsons *et al.*, 2012)
P. arenysensis	—	—	+	(Okolodkov *et al.*, 2015)
P. multiseries	—	—	+	(Parsons *et al.*, 1999)
P. fraudulenta	+	+		(Hernández-Becerril, 1998; Gómez-Aguirre *et al.*, 2004; Moreno Gutiérrez, 2008)

Continúa en página siguiente.

Viene de página anterior.

Especie	Pacifico mexicano	Golfo de California	Golfo de México	Referencia
P. subfraudulenta	+	—	—	(Gómez-Aguirre *et al.*, 2004; Moreno Gutiérrez, 2008; Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. australis	+	+	—	(Hernández-Becerril, 1998; Parsons *et al.*, 1999; Gómez-Aguirre *et al.*, 2004; García-Mendoza *et al.*,2009; Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. micropora	+	—	—	(Quijano-Sheggia *et al.*, 2011; Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. multistriata	—	+	—	(Nava-Ruiz 2008)
P. dolorosa	+		—	(Moreno Gutiérrez, 2008; Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. heimii	+	—	—	(Moreno Gutiérrez, 2008)
P. inflatula	+	—	—	(Moreno Gutiérrez, 2008)
P. americana	+	+	—	(Hernández-Becerril, 1998; Nava-Ruiz 2008; Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. roundii	+	—	—	(Moreno Gutiérrez, 2008)
P. cf. fryxelliana	+	—	—	(Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. multistriata	+	—	—	(Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)
P. pungens var. aveirensis	+	—	—	(Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013)

(+) Presente en el sitio.
Nota: Las especies que aparecen en el recuadro sombreado fueron encontradas en este trabajo.

Materiales y métodos

El área de estudio abarca cuatro de las nueve playas que conforman los 40 km de playa en la zona costera de Tuxpan, que son: Palma Sola, San Antonio, Playa Azul y Cocoteros (Santiago Bravo, 2010). Las muestras perpendiculares se tomaron una vez al mes, de noviembre de 2015 a enero de 2016, en los puntos de muestreo del programa Marea Roja de la COFEPRIS (figura 1). Se tomaron cuatro puntos de manera paralela a la costa, desde la bocana hasta un km al norte de la termoeléctrica. Entre las estaciones 2 y 3

se realizaron colectas en cinco puntos, a largo de un transecto perpendicular a la costa a distancias de 100, 250, 500, 1 000 y 2 000 m para determinar la probable existencia de algún gradiente costa-océano en la distribución del género en los meses de marzo y abril. En cada punto se colectaron muestras directamente de la superficie (< 0.5 m), y con una botella de Van Dorn de 2 l de capacidad se tomaron muestras a 3 y 5 m de profundidad, y en los puntos del transecto perpendicular se tomaron muestras de agua superficial (< 0.5 m) y 5 m de profundidad. Cada muestra fue fijada con Lugol-ácido, aplicando una gota por cada 100 ml. En todos los puntos se llevó a cabo un arrastre con una red para fitoplancton de 64 µm de apertura de malla. Estas últimas muestras se utilizaron para las determinaciones taxonómicas. El concentrado fue fijado con una solución de formaldehido a 4%. Para las estimaciones de abundancia se examinaron y cuantificaron 60 muestras mediante la técnica de Utermöhl (1958), sedimentando 100 ml durante 24 h. Se contabilizaron las células solitarias y en cadena, en un microscopio invertido marca Zeiss modelo Axiovert 40 CFL.

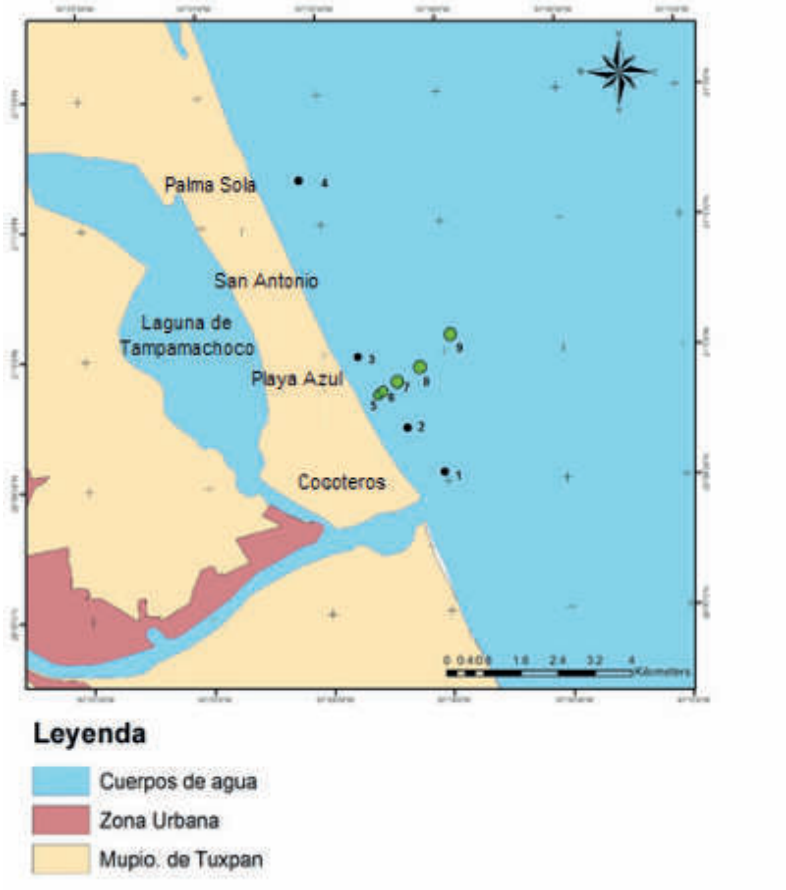
La abundancia se obtuvo bajo la siguiente ecuación:

$$A = (\mathrm{NO}/\mathrm{VS})*1000 \text{ cél}/l$$

A = Abundancia
NO = Número de organismos cuantificados
VS = Volumen sedimentado

Para la observación de las muestras se realizó una serie de lavados con agua Milli-Q en tubos cónicos, se agregaron 3 ml de HNO_3 a 50 °C en una campana de extracción, al enfriar se agregó uno solución de H_2O_2 en una proporción 3:1 y se calentó la muestra a 50 °C. Por último, se realizaron cinco enjuagues con agua Milli-Q (Hohn y Hellerman, 1963) para eliminar cualquier residuo de sales. Se elaboraron laminillas permanentes en las que la muestra fue montada en un medio acuoso de glicerol-gelatina y observadas con el objetivo de 100X, utilizando aceite de inmersión en un microscopio Zeiss modelo Axiolmager A.2 con contraste de fases. Se obtuvieron imágenes de especímenes seleccionados con la cámara AxioCam ICc, así como sus medidas con el software AxioVision 40 V 4.8.2.0. (Carl Zeiss AG, Oberkochen, Alemania).

Figura 1
Localización de las estaciones de muestreo en la zona costera de Tuxpan, Veracruz



Resultados

Determinación morfológica

De las muestras analizadas se obtuvo evidencia de la presencia de ocho morfotipos del género *Pseudo-nitzschia*: *P.* cf. *calliantha*, *P.* cf. *caciantha*, *P.* cf. *cuspidata*, *P.* cf. *fraudulenta*, *P.* cf. *multistriata*, *P.* cf. *pseudodelicatissima*, *P.* cf. *pungens* y *P.* cf. *sabit*.

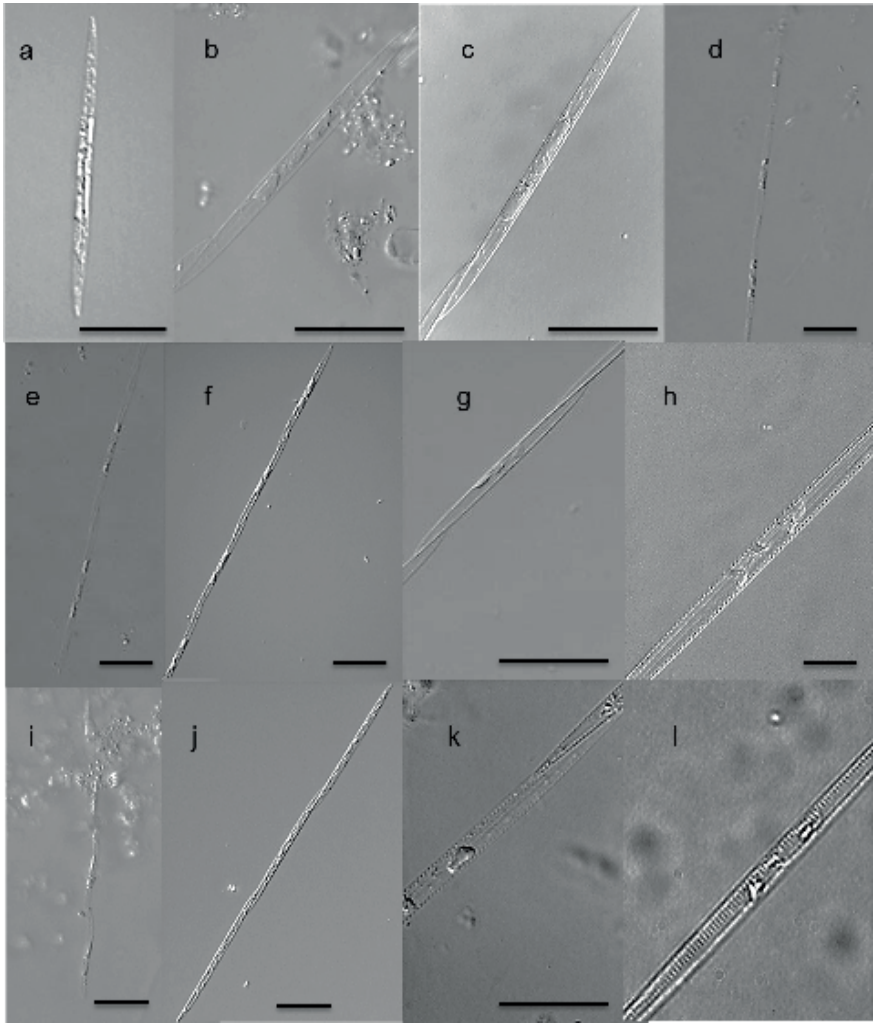
Clasificación de las especies presentes en Tuxpan, Veracruz.

- Clase: Bacillariophyceae (Haeckel, E., 1878)
- Orden: Bacillariales (D.G. Mann *et al.*, 1990)
- Familia: Bacillariaceae (Ehrenberg, 1831)
- Género: *Pseudo-nitzschia* (H. Peragallo, 1900).

1. *Pseudo-nitzschia calliantha* (Lundholm, Moestrup y Hasle, 2003)
   - Referencias: Fernandes *et al.*, 2010 (figura 15-36), lámina 2. Lundholm *et al.*, 2003 (figura 2 a-g), lámina 2. Parsons *et al.*, 2012 (figura 2), lámina 1.
   - Descripción: Células en forma acicular en vista valvar y cingular (figura 2 a-b). El eje apical mide 67.8-77.4 µm y el eje transapical es de 2.86-4.56 µm. El traslape entre células 1/6 o 1/7 del tamaño de la célula (figura 2b). Esta especie pertenece al complejo *pseudodelicatissima/cuspidata* (Lundholm *et al.*, 2003) y es considerada productora de AD (Lundholm *et al.*, 2003).
2. *Pseudo-nitzschia caciantha* (Lundholm, Moestrup y Hasle, 2003)
   - Referencias: Ludholm *et al.*, 2003 (figura 5 a-f), lámina 2. Quijano-Scheggia *et al.*, 2010 (figura 2 c-d), lámina 4.
   - Descripción: Las células son lanceoladas y pueden verse estrechando de la mitad de la célula hacía los ápices (figura 2c). El eje apical mide entre 50.5-71.0 µm y el eje transapical 2.6-3.5 µm. El traslape de las células es de 1/5 a una 1/6 parte de su tamaño (figura 2d). Esta especie pertenece al complejo *pseudodelicatissima/cuspidata* (Lundholm *et al.*, 2003). No es productora de ácido domoico.

Figura 2

(a-b) *Pseudo-nitzschia calliantha*, (c-d) *Pseudo-nitzschia caciantha*, (e-f) *Pseudo-nitzschia cuspidata*, (g-h) *Pseudo-nitzschia fraudulenta*, (i) *Pseudo-nitzschia multistriata*, (j) *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*, (k-l) *Pseudo-nitzschia pungens*. Escala de la barra de 20 µm.



3. *Pseudo-nitzschia cuspidata* (Lundholm, Moestrup y Hasle, 2003)
   - Referencias: Parsons *et al.*, 2012 (figura 3), lámina 1. Priisholm *et al.*, 2002 (figura 36-39), lámina 1. Lundholm *et al.*, 2003 (figura 3 a-g), lámina 2.
   - Descripción: Células lanceoladas o aciculares con terminaciones agudas. El eje apical mide 59.0-70.5 µm y su eje transapical entre 2.3-3.2 µm (figura 2e). Las células se encuentran superpuestas en 1/6 de su longitud (figura 2f). Esta especie es perteneciente al complejo *pseudelicatissima/cuspidata* (Lundholm *et al.*, 2003). Estudios recientes confirman su toxicidad (Lundholm *et al.*, 2003 y Ajani *et al.*, 2013).
4. *Pseudo-nitzschia fraudulenta (Cleve)* (Hasle, 1965)
   - Referencias: Moreno Gutiérrez, 2008 (figura a-i), lámina 2 y 3. Hasle *et al.*, 1997, lámina 71. Hernández-Becerril, 1998 (figura 8-11), lámina 1.
   - Descripción: Forma celular acicular y fusiforme con ápices agudos. El eje apical mide 64.0-111.0 µm y su eje transapical de 4.9-6.3 µm, el traslape de las células es de 1/7 parte de éstas (figura 2g). Cuenta con 18-23 fíbulas en 10 µm (figura 2h). Pertenece al complejo *seriata* (Hasle y Syvertsen, 1997). Se ha confirmado su toxicidad (Rhodes, 1998 y Fryxell y Hasle, 2003).
5. *Pseudo-nitzschia multistriata* (Takano, 1993)
   - Referencia: Orsini *et al.*, 2002 (figura 1-9). Rhodes *et al.*, 2000 (figura 1 a-f), lámina 1.
   - Descripción: Los extremos de la valva son sigmoides dando la apariencia de ondulaciones en la cadena (figura 2i). El eje apical de las células mide 36.0-43.0 µm y el transapical es de 2.9-3.6 µm. El traslape es de 1/8 de la longitud de la célula. En estudios previos se ha detectado toxicidad (Moreira-González, 1991 y Orsini *et al.*, 2002).

6. Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima (Hasle, 1964)

- Referencias: Hasle *et al.*, 1997 (figura 72), lámina 74. Parsons *et al.*, 2012 (figura 5). Lundholm *et al.*, 2003 (figura 1 a-g), lámina 1. Kaczmarska *et al.*, 2005 (figura 35-47), lámina 2.
- Descripción: Las células en vista valvar son rectas, con los ápices marcadamente redondeados. Eje apical 69-71 µm, eje transapical de 2.0-2.5 µm, el traslape de las células es cerca de 1/7 parte de su tamaño (figura 2j).
- Esta especie pertenece al complejo *delicatissima* (Hasle y Syversten, 1996). Esta especie en estudios anteriores demuestra su toxicidad (Rhodes, 1998 y Ludholm *et al.*, 2003).

7. Pseudo-nitzschia pungens (Cleve) (Hasle, 1965)

- Referencias: Fernandes *et al.*, 2010 (figura 59-73), lámina 2. Hasle y Syversten, 1997. (figura 69), lámina 74. Hernández-Becerril, 1997 (figura 17-20), lámina 1.
- Descripción: Células de forma acicular a lanceolada con ápices agudos. El eje apical mide 74-142 µm y el eje transapical de 4.5-5 µm, células superpuestas entre una 1/3 o 1/4 parte (figura 2k). Se observan estrías de 11-14 en 10 µm (figura 2l). Carece de nódulo central y el sistema del rafe es continuo. Esta especie pertenece al complejo *seriata* (Hasle y Syvertsen, 1996). Esta especie en análisis anteriores demostró ser productora de AD (Quijano-Scheggia *et al.*, 2010).

8. Pseudo-nitzschia sabit (Teng et al., 2015)

- Referencias: Teng *et al.*, 2015 (figura 1 a-m).
- Descripción: Células con ápices agudos, curvadas en el eje apical y midiendo 50-59 µm, eje transapical 1.7-2 µm, su traslape es de 1/8 parte del tamaño de la célula. Esta especie pertenece al complejo *delicatissima*. No es productora de ácido domoico.

Abundancia

Durante la temporada de nortes en la que se trabajó con las muestras del transecto paralelo a la costa, se detectaron las abundancias más bajas en todo el periodo de muestreo, y los especímenes del género *Pseudo-nitzschia* no se encontraron en todas las estaciones, como se observa en la tabla 2.

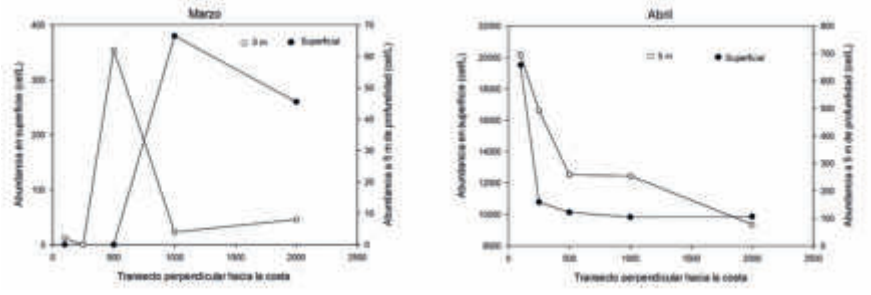
Tabla 2

Abundancias en cada estación de muestreo con respecto a la profundidad en cél/l

Estación	E1			E2			E3			E4		
Profundidad	Sup	3m	5m	Sup	3m	5m	Sup	3m	5m	Sup	3m	5m
Noviembre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Diciembre	20	60	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Enero	20	0	0	40	40	0	80	20	0	120	280	200

En los transectos perpendiculares realizados en la época de secas (en marzo), la máxima abundancia se observó en superficie a 1 000 m de distancia de la linea de costa, con 380 cél/l, mientras que en los primeros 500 m no se observó la presencia de este género. En abril se detectaron las máximas abundancias de todo el periodo de muestreo a 100 m de distancia con 19 520 cél/l en superficie. La abundancia decreció hasta 11 000 cél/l a 250 m y, a partir de ahí hasta los 2 000 m, la abundancia se mantuvo en 9 000 cél/l aproximadamente. A 5 m se presentó el mismo patrón, pero la máxima abundancia presente a 100 m fue mucho menor que la de superficie (~700 cél/l). En la figura 3 se observan los cambios entre las abundancias, con respecto a cada una de las estaciones para marzo y abril.

Figura 3
Gráficas de las abundancias de marzo y abril
con respecto a la distancia de la costa



Nota: Círculos negros (superficial), Círculos blancos (-5 m).

Discusión

Actualmente hay 52 especies descritas del género *Pseudo-nitzschia* a nivel mundial (Lelong *et al*., 2012; Bates *et al*., 2018) de las cuales siete especies con potencial tóxico están registradas para el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV): *P. brasiliana, P. calliantha, P. caciantha, P. cuspidata*, *P. pungens, P. delicatissima, P. pseudodelicatissima* y la no tóxica *P. sabit* (Parsons *et al*., 2012; Okolodkov *et al*., 2015); considerando los morfotipos registrados en este estudio, existiría la posibilidad de que a la riqueza del género en Veracruz se adicionaran *P. multistriata y P. fraudulenta*, no reportadas previamente para la zona.

En el presente estudio se observó que las dimensiones del eje apical del morfotipo de *P. calliantha* (40-105 µm) están en el intervalo reportado en la literatura por Lundholm *et al*. (2003) y Parsons *et al*. (2012), mientras que las dimensiones en el eje transapical, observadas en este trabajo (2.86-4.56 µm), son semejantes a las reportados por Fernandes y Brandini (2010) de 4.0-5.0 µm y Lundholm *et al*. (2003) de 1.6-2.2 µm. En ninguno de estos trabajos hay una referencia en cuanto a la medida del traslape de las células.

En el caso de *P. caciantha,* las dimensiones de eje apical reportadas por Lundholm *et al*. (2003) y Quijano-Scheggia *et al*. (2010) son de 53-75 y 60-104 µm respectivamente, por lo que los

valores de este estudio (50.5-71.0 µm) están entre los ya mencionados, aunque más cercanos a los de Lundholm *et al*. (2003). En cuanto al eje transapical, las dimensiones de este estudio para este morfotipo fueron de 2.6-3.5 µm, que coinciden con las reportadas con Lundholm *et al*. (2003), quienes, por otra parte, ya habían reportado la presencia de esta especie en la zona de estudio.

Otro morfotipo encontrado en las muestras correspondería a *P. cuspidata*, cuya longitud del eje apical fue de 59-70.5 y de 2.3-3.2 µm, en el eje transapical con un traslape entre células igual a 1/6 de su longitud. El eje apical posee las dimensiones que reportan Lundholm *et al*. (2003) de 30-70 µm, mientras que Priisholm *et al*. (2002) reportaron valores de 34-87 de largo y 1.3-4.0 µm de ancho. El valor del traslape entre células para este morfo es igual al señalado por Parsons *et al*. (2012), quienes también mencionan su presencia en el Sistema Arrecifal Veracruzano, muy cerca de la zona de este estudio.

El morfotipo correspondiente a *P. fraudulenta* presenta medidas de su eje apical de 64-111 y de 4.9-6.3 µm en su eje transapical. El número de fíbulas en 10 µm (18-23) coincide con los reportados por Hasle y Syvertsen (1997), Hernández-Becerril (1998) y Moreno-Gutiérrez (2008). Este podría considerarse como el primer reporte de la presencia de ésta, ya que no ha sido mencionada por ninguno de los trabajos realizados previamente en la zona.

P. multistriata no es mencionada por Parsons *et al*. (2012) ni por Okolodkov *et al*. (2015), aunque sí refieren su presencia al norte del golfo de México. Una de las características únicas de esta especie es la forma de la cadena y las terminaciones sigmoideas de las células. Los organismos medidos en este trabajo presentan las dimensiones reportadas por Rhodes y Adamson (2000) y Orsini *et al*. (2002): 38-50 µm en el eje apical y de 2.5-4.0 µm del eje transapical, y la misma forma de la cadena.

Adicionalmente se registró un morfotipo correspondiente a *P. pseudodelicatissima*, cuyas dimensiones en el eje apical fueron de 69-71 y de 2.0-2.5 µm en el eje transapical, medidas que coinciden con el rango establecido por otros autores (Hasle y Syvertsen, 1997; Kaczmarska *et al*., 2005; Parsons *et al*., 2012), quienes también coinciden con la magnitud del traslape de las células entre un 10-30%. Esta es-

pecie ya había sido registrada para el Sistema Arrecifal Veracruzano (Parsons *et al.*, 2012), por lo que se confirma su presencia en la zona.

En el caso del morfotipo correspondiente a *P. pungens*, se logró observar el número de estrías, el traslape entre las células y el ancho de estas en ML. Se determinó la identidad de esta especie tomando como referencia las características reportadas por Hasle y Syvertsen (1997), Hernández-Becerril (1998) y Parsons *et al*. (2012). Actualmente se sabe que esta especie es cosmopolita (Hasle, 2002); sin embargo, debido a la estructura de la valva y las bandas cingulares, así como a diferencias observadas en análisis moleculares, se han descrito nuevas variedades de *P. pungens* (Villac y Fryxel, 1998; Casteleyn *et al*., 2008).

Parsons *et al*. (2012) identificaron por primera vez a *P.* cf. *subcurvata* en el Sistema Arrecifal Veracruzano; sin embargo, Teng *et al*. (2015) describieron a *Pseudo-nitzschia sabit* que, si bien es muy similar morfológicamente a *P. subcurvata*, esta última es mayor en su eje apical, además de presentar espacio inter-central. No obstante, a falta de otros datos morfológicos, el morfotipo observado podría corresponder a cualquiera de estas especies.

Los tres tipos de complejos de especies de *Pseudo-nitzschia* estarían incluidos en los morfotipos observados: el "complejo *pseudodelicatissima/cuspidata*" (Lundholm *et al*., 2003), representado por especies de valvas largas y esbeltas, espacio inter-central más grande y su estructura del hymen de la valva; el "complejo *seriata*" (Hasle y Syvertsen, 1997), consta de las especies donde el eje transapical debe ser mayor a 3 µm y las cadenas aparecen escalonadas; por último, el "complejo *delicatissima*" (Hasle y Syvertsen, 1997), donde el eje transapical debe ser menor a 3 µm, dos estructuras en la estría, poroides circulares bien definidos y con formas delicadas.

Actualmente, para la identificación de las especies de *Pseudo-nitzschia* se considera obligado el análisis de los especímenes mediante microscopia electrónica y, si es posible, también el uso de métodos moleculares, pues el género presenta una sistemática complicada con gran cantidad de especies crípticas y pseudocrípticas, y probablemente aun haya muchas especies por describir (Amato *et al*., 2019).

Con respecto a los resultados de abundancias obtenidos durante el periodo de noviembre de 2015 a abril de 2016, se observó que en el mes de abril el género *Pseudo-nitzschia* fue más abundante en la parte superficial con registros de 1.95 x10^4 cél/l, comparado con las 70 cél/l a 5 m de profundidad. Además, en todos los puntos se registraron individuos; sin embargo, en los meses anteriores únicamente se observaron en algunos puntos de muestreo y a ciertos niveles de profundidad. Con respecto a los resultados obtenidos Okolodkov *et al*. (2015), quienes siguieron la dinámica anual de *Pseudo-nitzschia* en el Sistema Arrecifal Veracruzano, encontraron las mayores abundancias en los meses de lluvia (agosto-septiembre), abundancias moderadas de hasta 1.86x10^5 cél/l en temporada de secas (abril-mayo) y las menores abundancias las detectaron en la época de nortes (diciembre-enero) con 1.91x10^4 cél/l. Estos resultados coinciden con los obtenidos en este trabajo con la estacionalidad, pues en el presente estudio se observó menor abundancia en la temporada de nortes e incremento en la temporada de secas, aunque no se tienen datos para comparar en la temporada de lluvias, pues no se completó un ciclo anual. Asimismo, Poot-Delgado (2016), en temporadas de secas (marzo-mayo), registró en la bahía de Campeche altas abundancias de *Pseudo-nitzschia* (6.4x10^4 cél/l), un valor similar a los observados en la misma temporada para el golfo de México (Okolodkov *et al*., 2015). Las diatomeas, en particular, son organismos que dependen mucho de la entrada de nutrientes al sistema para mantener niveles altos de biomasa. En la zona existen por lo menos tres fuentes de nutrientes importantes. La primera es el agua del río Tuxpan, que desemboca directamente en la zona de estudio; la segunda es la temporada de nortes, que resuspenden los nutrientes de los sedimentos; y la última es la representada en las surgencias en el golfo de México, particularmente las que se presentan durante los meses de verano (mayo-agosto) en las plataformas de Tamaulipas y Veracruz, cuando dominan los vientos del sur-sureste (CONABIO, 2005).

Aún con alta disponibilidad de nutrientes, la biomasa de *Pseudo-nitzschia* no se observa durante la época de nortes o durante el máximo de surgencia, sino posteriormente, cuando disminuye

también la turbulencia en el sistema costero. Las altas abundancias en abril pueden ser efecto de la influencia de la temporada de nortes sobre el sistema costero. Ocaña-Valencia (2014) y Salas Pérez *et al*. (2015) explican que las concentraciones de clorofila *a* en la desembocadura del río Tuxpan están asociadas en la época de lluvias y las mínimas en secas, ya que la descarga de los ríos está influenciada por las precipitaciones.

Tabla 3

Variación de la abundancia del género *Pseudo-nitzschia* en la columna de agua en los diferentes meses de muestreo en comparación con otros estudios

Sitio	Fecha	Año	Profundidad (m)	Abundancia	Referencia
Tuxpan, Veracruz	Noviembre-abril	2015-2016	0 a-5	0 a $19.5x10^3$ cél/l	Presente estudio
Bahía y puerto de Mazatlán	Diciembre	1998-1999	-1 a -10	$7.3x10^5$ cél/l	Gómez-Aguirre *et al*., 2014
Bahía de Todos Santos	Abril	2007		$3.02x10^5$ cél/l	García-Mendoza *et al*., 2009
Laguna Cuyutlán	Diciembre	2009	-0.3 a -1.9	$5.4x10^5$ cél/l	Quijano-Scheggia *et al*., 2011
Estero Santa Cruz	Agosto	2012	0 a -3	$50x10^3$-$92x10^3$ cél/l	Gárate-Lizárraga *et al*., 2013)
Sistema Arrecifal Veracruzano	Agosto-septiembre	2005-2006		$2.40x10^5$ a $1.64x10^6$ cél/l	Okolodkov *et al*., 2015
Bahía de Campeche	Marzo-mayo	2005-2013		$2.8x10^2$ a $6.4x10^4$ cél/l	Poot Delgado *et al*., 2015; Poot-Delgado *et al*., 2016

De acuerdo con los resultados de este trabajo, es evidente que la zona costera de Tuxpan tiene alta diversidad de especies del género *Pseudo-nitzschia,* y que los trabajos oceanográficos, taxonómicos y ecológicos, relacionados con el género, son fundamentales para generar la información necesaria para mitigar o adaptarse a los efectos que pudiera tener un potencial florecimiento de estas microalgas.

Conclusiones

En el presente trabajo se registraron ocho morfotipos de *Pseudo-nitzschia* en la zona costera de Tuxpan, Veracruz. Se estimó que abril fue el mes con mayor abundancia, densidades de hasta 19 520 cél/l en la zona superficial a 100 m de la linea de costa. En contraste, las menores abundancias se presentaron en el mes de noviembre a los 5 m de profundidad en el punto 4, y en diciembre en el punto 1 en la zona superficial, con 20 cél/l para ambos meses.

Literatura citada

Ajaní, P.; Murray, S.; Hallegraeff, G.; Lundholm, N.; Gilling, M.; Brett, S. y Armand, L. (2013). The Diatom Genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in New South Wales, Australia: Morphotaxonomy, Molecular Phylogeny, Toxicity, and Distribution. *Journal of Phycology*, 49: 765-785.

Amato, A.; Kooistra, W.H.C.F. and Montresor, M. (2019). Cryptic Diversity: A Long-Lasting Issue for Diatomologists. *Protist*, 170: 1-7.

Aurélie, L.; Helene, H.; Soudant, P. and Bates, S.S. (2012). *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) Species, Domoic Acid and Amnesic Shellfish Poisoning: Revisiting Previous Paradigms. *Phycologia*, 51: 168-216.

Bates, S.S.; Garrison, D.L. and Horner, R.A. (1998). Bloom Dynamics and Physiology of Domoic-Acid-Producing *Pseudo-nitzschia* Species. In: D.M. Anderson, A.D. Cembella and G.M. Hallegraeff (eds.), *Physiological Ecology of Harmful Algal Bloom* (pp. 267-292). Heidelberg: Springer-Verlag.

Bates, S.S.; Hunbbard, K.A.; Lundholm, N. and Montresor, M. (2018). *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia*, and Domoic Acid: New Research Since 2011. *Harmful Algae*, 79: 3-43.

Bates, S.S.; Léger, C.; White, J.M.; MacNair, N.; Ehrman, J.M.; Levasseur, M.; Jean-Yves, C.; Gagnon, R.; Bonneau, E.; Michaud, S.; Sauvé, G.; Pauley, K. and Chassé, J. (2002). Domoic Acid Production by the Diatom *Pseudo-nitzschia seriata* Causes Spring Closures of Shellfish Harvesting for the First Time in the Gulf of St Laurence, Eastern Canada. *Xth International Conference on Harmful Algae*, Octubre 2002, Florida.

Cateleyn, G.; Chepurnov, V.A.; Leliaert, F.; Mann, D.G.; Bates, S.S.; Lundholm, N.; Rhodes, L.; Sabbe, K. and Vyverman, W. (2008). *Pseudo-nizschia pungens* (Bacillariophyceae): A Cosmopolitan Diatom Species? *Harmful Algae*, 7(2): 241-257.

Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2005). Material de difusión. Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/gap/index.php/Procesos_oceanogr%C3%A1ficos.

Dortch, Q.; Robichaux, R.; Pool, S.; Milsted, D.; Mire, G.; Rabalais, N.N.; Soniat, T.M.; Fryxell, G.A.; Turner, R.E. y Parsons, M.L. (1997). Abundance and Vertical Flux of *Pseudo-nitzschia* in the Northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 147: 249-264.

Fernandes, F.L. and Brandini, F.P. (2010). The Potentially Toxic Diatom *Pseudo-nitzschia* H. Peragallo in the Paraná and Santa Catarina States, Southern Brazil. *IHERINGIA Serie Botanica*, 65(1): 47-62.

Fryxell, G.A. and Hasle, G.R. (2003). Taxonomy of Harmful Diatoms. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson, and A.D. Cembella (eds.), Manual on Harmful Marine Microalgae (pp. 465-509). UNESCO Publishing, Paris.

Gárate-Lizárraga, I.; Poot-Delgado, C.A.; Ramírez-Castillo, E.R. and Páez-Hernández, M.H. (2013). Proliferation of *Pseudo-nitzschia Brasiliana* and *P.* cf. *pseudodelicatissima* (Bacillariophyceae) in the Estero Santa Cruz, Northern Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48(2): 393-399.

García-Mendoza, E.; Rivas, D.; Olivos-Ortiz, A.; Almazán-Becerril, A.; Castañeda-Vega, C. and Peña-Manjarrez, J. (2009). A Toxic *Pseudo-nitzschia* Bloom in Todo Santos Bay, Northwestern Baja California. *Harmful Algae*, 8: 493-503.

Gómez-Aguirre, S.; Licea, S. y Gómez, S. (2004). Proliferaciones de *Pseudo-nitzschia* spp. (Bacillariophyceae) y otras especies del microplancton en la bahía de Mazatlán, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1): 69-76.

Hallegraef, G.M. (1993). A Review of Harmful Algal Blooms and their Apparent Global Increase. *Phycologia*, 32(2): 79-99.

Hasle, G.R. (1965). *Nitzschia* and *Fragilariopsis* Species Studied in the Light and Electron Microscopes. II. The Group Pseudonitzschia. Srrifter Utgitt av Det Norske Videnskaps-Akademi i Oslo. *Matematisk-Naturvidenskapeling Klasse, Ny Serie*, 18: 45.

Hasle, G.R. (2002). Are Most of the Domoic Acid-Producing Species of the Diatom Genus *Pseudo-nitzschia* Cosmopolites? *Harmful Algae*, 1: 137-146.

Hasle, G.R.; Lange, C.B. and Syvertsen, E.E. (1996). A Review of *Pseudo-Nitzschia*, with Special Reference to the Skagerrak, North Atlantic, and Adjacent Waters. *Helgoländer Meeresunters*, 50: 131-175.

Hasle, G.R. and Syvertsen, E.E. (1997). Marine Diatoms. In: C.R. Tomas (eds.), *Identifying Marine Phytoplankton* (pp. 5-386). Academic Press, San Diego.

Helle, R. (1995). Amnesic Shellfish Poisoning (ASP). *IOC Manuals and Guides*, 31(1): 15. District Maritimes Voisins.

Hernández-Becerril, D.U. (1998). Species of the Planktonic Diatom Genus *Pseudo-Nitzschia* of the Pacific Coast of Mexico. *Hydrobiologia*, 379: 77-84.

Hohn, M.H. and Hellerman. J. (1963). The Taxonomy and Structure of Diatom Populations from Three Eastern North American Rivers Using Three Sampling Methods. *Transactions of the American Microscopical Society,* 82(3): 250-329.

Kaczmarska, I.; LeGresley, M.M.; Marin, J.L. and Ehrman, J. (2005). Diversity of the Diatom Genus *Pseudo-nitzschia* Peragallo in the Quoddy Region of the Bay of Fundy Canada. *Harmful Algae*, 4: 1-19.

Lelong, A.; Hëraget, H.; Soudant, P. and Bates, S.S. (2012). *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) Species, Domoic Acid and Amnesic Shellfish Poisoning: Revisiting Previous Paradigms. *Phycologia*, 51: 168-216.

Lundholm, N.; Hasle, G.R.; Fryxell, G.A. and Hargraves, P.E. (2002). Morphology, Phylogeny and Taxonomy of Species within the *Pseudo-nitzschia Americana* Complex (Bacillariophyceae) with Descriptions of Two New Species*, Pseudo-nitzschia Brasiliana* and *Pseudo-Nitzschia Linea*. *Phycologia*, 41(5): 480-497.

Lundholm, N.; Moestrup, O.; Hasle, G.R. and Hoef-Emden, K. (2003). A Study of the *Pseudo-nitzschia Pseudodelicatissima/Cuspidata* Complex (Bacillariophyceae): What is *P. pseudodelicatissima? Journal of Phycology*, 39: 797-813.

Lundholm, N.; Moestrup, O.; Kotaki, Y.; Hoef-Emden, K.; Scholin, C. and Miller, P. (2006). Inter-and Intraespecific Variation of the *Pseu-*

do-nitzschia Delicatissima Complex (Bacillariophyceae) Illustrated by rRNA Probes, Morphological Data and Phylogenetic Analyses. *Journal of Phycology*, 42: 464-481.

Moreira-González, A. (2013). Florecimiento de la diatomea potencialmente tóxica *Pseudo-nitzschia* cf. *multistriata* en aguas cubanas. *Revista de Investigaciones Marinas*, 33(1): 27-30.

Moreno-Gutiérrez, S. (2008). Estudio morfológico y taxonómico de diatomeas planctónicas del género *Pseudo-nitzschia* Peragallo (Bacillariophyceae) en el golfo de Tehuantepec, México. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.

Nava, V. (2018). Estacionalidad, morfología y potencial tóxico de *Pseudo-nitzschia* spp. de la zona de las grandes islas y alto golfo de California. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.

Okolodkov, Y.B.; Aké-Castillo, J.A.; Campos-Bautista, G.; Lara-Martínez, R. y Jiménez-García, L.F. (2015). Dinámica anual del género *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) en el Sistema Arrecifal Veracruzano. En: A. Granados-Barba, L. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. González-Gándara (eds.), *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: Hacia el corredor arrecifal del suroeste del golfo de México* (pp. 249-265). Universidad Autónoma de Campeche.

Ocaña, A. (2014). Temperatura superficial del mar y concentración de Clorofila-a en zonas arrecifales y desembocadura de sus ríos en el golfo de México occidental. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana, México.

Orsini, l.; Sarno, D.; Procaccini, G.; Poletti, R.; Dahlmann, J. and Montresor, M. (2002). Toxic *Pseudo-nitzschia Multistriata* (Bacillariophyceae) from the Gulf of Naples: Morphology, Toxin Analysis and Phylogenetic Relationships with Other *Pseudo-nitzschia* Species. *Journal of Phycology*, 37: 247-257.

Parsons, M.L.; Okolodkov, Y.B. and Aké-Castillo, J. (2012). Diversity and Morphology of the Species of *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, SW Gulf of Mexico. *Acta Botánica Mexicana*, 98: 51-72.

Parsons, M.L.; Scholin, C.A.; Miller, P.E.; Doucette, G.J.; Powell, C.L.; Fryxell, G.A.; Dortch, Q. and Soniat, T.M. (1999). *Pseudo-nitzschia* Species (Bacillariophyceae) in Louisiana Coastal Waters: Mo-

lecular Probe Field Trials, Genetic Variability, and Domoic Acid Analyses. *Journal of Phycology*, 35: 1368-1378.

Peragallo, M. (1900). Diatomées marines de France. In: M.J. Tempére (eds.), *Grez-sur-Loing (S-et-M.)* (pp. 262-298). District Maritimes Voisins.

Poot-Delgado, C.A. (2016). Florecimientos algales nocivos en las costas de Campeche, golfo de México. *Investigación y Ciencia*, 24(68): 91-96.

Poot-Delgado, C.A.; Okolodkov, Y.B.; Aké-Castillo, J.A. y Rendón-von Osten, J. (2015). Fitoplancton potencialmente nocivo en el muelle La puntilla, Laguna de Términos, sureste del golfo de México. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología*, 8(32): 570-582.

Priisholm, K.; Moestrup, O. and Lundholm, N. (2002). Taxonomic Notes on the Marine Diatom Genus *Pseudo-nitzschia* in the Andaman Sea near the Island of Phuket, Thailand, with a Description of *Pseudo-nitzschia micropora* sp. nov. *Diatom Research*, 17: 153-175.

Quijano-Scheggia, S.; Garcés, E.; Andree, K.B.; De la Iglesia, P.; Diogéne, J.; Fortuño, J.M. and Camp, J. (2010). *Pseudo-nitzschia* Species on the Catalan Coast: Characterization and Contribution to the Current Knowledge of the Distribution of this Genus in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 74(2): 395-410.

Quijano-Scheggia, S.; Olivos-Ortiz, A.; Gaviño-Rodríguez, J.H.; Castro-Ochoa, F.; Rivera-Vilarelle, M.; Pérez-Galicia, M. and Patiño-Barragán, M. (2011). First Report of *Pseudo-nitzschia Brasiliana* and *P. micropora* (Bacillariophycea) Found in Cuyutlan Lagoon, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46(2): 189-197.

Rivera-Vilarelle, M.; Quijano-Scheggia, S.; Olivos-Ortiz, A.; Gaviño-Rodríguez, J.H.; Castro-Ochoa, F. and Reyes-Herrera, A. (2013). The Genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in Manzanillo and Santiago Bays, Colima, Mexico. *Botánica Marina,* 56(4): 357-373.

Rhodes, L. (1998). Identification of Potentially Toxic *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in New Zealand Coastal Waters, Using Lectins. *New Zealand Journal of Marine Freshwater Research*, 32: 537-544.

Rhodes, L.L. and Adamson, J. (2000). *Pseuso-nitzschia Multistriata* (Bacillariophyceae) in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine Freshwater Research*, 34: 463-467.

Salas-Pérez, J.J.; Ocaña-Valencia, A.N. y González-Gándara C. (2015). Temperatura superficial del mar y concentración de clorofila-a

en zonas arrecifales y desembocadura de sus ríos en el golfo de México occidental. En: A. Granados-Barba, L. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. Gonzáles-Gándara (eds.), *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: Hacia el corredor arrecifal veracruzano: hacia el corredor arrecifal del suroeste del golfo de México* (pp. 315-332). Universidad Autónoma de Campeche.

Santiago-Bravo, R. (2010). Caracterización de las playas de Tuxpan, Veracruz, mediante criterios de certificación. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana, México.

Takano, H. (1993). Marine Diatom *Nitzschia Multistriata* sp. Nov. Common at Inlets of Southern Japan. *Diatom*, 8: 39-41.

Teng, S.T.; Lim, P.T.; Lim, H.C.; Rivera-Vilarelle, M.; Quijano-Scheggia, S.; Takata, Y.; Quilliam, M.A.; Wolf, M.; Bates, S.S. and Leaw, C.P. (2015). A Non-Toxigenic but morphologically and Phylogenetically Distinct New Species of *Pseudo-nitzschia*, *P. sabit*. nov. (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology*, 51, 706-725.

Van Dolah, F.M. (2000). Marine Algal Toxins: Origins, Health Effects, and Their Increased Occurrence. *Environmental Health Perspective*, 108: 133-141.

Villac, M.C. and Fryxell G.A. (1998). *Pseudo-nitzschia pungens* var. *cingulate* var. nov. (Bacillariophyceae) Based on Field and Culture Observations. *Phycologia*, 37: 269-274.

Abundancia del género *Gambierdiscus* en diferentes especies de macroalgas en el Caribe mexicano

Elda Damaris Irola-Sansores, Benjamín Delgado-Pech
y Antonio Almazán-Becerril

Resumen

Algunas especies del género *Gambierdiscus* Adachi *et* Fukuyo 1979 son productores de la gambiertoxinas, que a su vez son precursoras de las ciguatoxinas (CTX's), responsables del síndrome ciguatérico por consumo de pescado (CFP). En el Caribe mexicano no hay información sobre cómo el crecimiento y la toxicidad de las especies de *Gambierdiscus* de esta región responden a factores ambientales. En este trabajo se determinó la abundancia de las poblaciones epífitas de *Gambierdiscus* spp. en diferentes especies de macroalgas en cuatro sitios de dos zonas arrecifales en el Caribe mexicano. Se registraron tres especies de las cuatro reportadas para la zona: *G. caribaeus*, *G. carolinianus* y *G. carpenteri*. La cobertura mediana de las macroalgas utilizadas como sustrato para las poblaciones de *Gambierdiscus* en los sitios de muestreo varió de 40-85%. El grupo funcional más importante fueron las algas carnosas, que abarcan un rango de 35-50%, del cual, *Dictyota* sp. aportó entre 27-43%. Las abundancias del género *Gambierdiscus* variaron de 7 a 784 cél/g de macroalga en los sitios muestreados. En el arrecife Ixlaché

del Parque Nacional Isla Contoy se observó una menor densidad de *Gambierdiscus* que en los arrecifes de Puerto Morelos. Entre los diferentes sitios arrecifales de Puerto Morelos no hubo diferencias entre las abundancias de este género en diferentes fechas de muestreo. Las bajas abundancias de *Gambierdiscus* no parecen apoyar que haya un gran flujo de toxinas de estas poblaciones hacia la cadena trófica, al menos en los sitios analizados.

Palabras clave

Arrecife de coral, ciguatera, *Dictyota*, Puerto Morelos, Ixlaché.

Abundance of the Genus *Gambierdiscus* in Different Species of Macroalgae in the Mexican Caribbean

Abstract

Some species of the genus *Gambierdiscus* Adachi and Fukuyo 1979 are producers of gambiertoxins, which, in turn are promoters of ciguatoxins (CTX's), toxins responsible for the ciguatera fish poisoning. In the Mexican Caribbean, there is no information on how abundance and toxicity of *Gambierdiscus* species respond to environmental factors. This work estimates the abundance of epiphytic populations of *Gambierdiscus* in different species of macroalgae in four sites of two reef zones in the Mexican Caribbean. Three species were recorded: G. *caribaeus*, G. *carolinianus* and, G. *carpenteri*. The average cover of macroalgae in the sampling sites varied from 50-70%. Fleshy algae made up the most important functional group covering a range of 35-50%. *Dictyota* spp. contributed between 27-43%. The abundance of the *Gambierdiscus* genus varied from 7-784 cells/g of macroalga in the sampled sites. Density of *Gambierdiscus* at Ixlaché reef in Isla Contoy was lower than that in the reefs of Puerto Morelos. There were no significant differences of *Gambierdiscus* abundances on *Dictyota* between the different reef sites of Puerto Morelos. The low abundance of *Gambierdiscus* does not support a large flow of toxins from these populations to the trophic chain, at least, in the analyzed sites.

Keywords
Coral reef, ciguatera, *Dictyota,* Puerto Morelos, Ixlaché.

Introducción

La ciguatera es una intoxicación producida por el consumo de peces contaminados con toxinas del tipo ciguatoxinas (CTX), un fenómeno distribuido en las latitudes tropicales y subtropicales en todo el planeta, y es la principal enfermedad producida por alimentos marinos de tipo no microbiano. En muchos países causa sustanciales impactos económicos, sociales y de salud. En México se presenta en la costa del Caribe y las aguas que rodean a Baja California Sur (Núñez-Vázquez *et al*., 2019). Randall (1958) hipotetizó que la causa de la ciguatera podría ser una alga verde-azul bentónica; sin embargo, fue a partir de una colaboración entre grupos de investigación de Francia y Japón que se demostró que el organismo implicado era un dinoflagelado, entonces desconocido, para el cual se creó un nuevo género: *Gambierdiscus*. Etimológicamente el nombre hace referencia a la forma discoidal de los organismos y al sitio donde fue colectado (Yasumoto *et al.,* 1977). Adachi y Fukuyo (1979) describieron la especie en muestras del alga parda *Turbinaria ornata* de los arrecifes coralinos de las Islas Gambier de la Polinesia Francesa. Desde entonces y hasta 2014, habían sido descritas 13 especies de este género (Faust, 1995; Holmes, 1998; Chinain, *et al.,* 1999; Litaker *et al*., 2009; Fraga *et al*., 2010; Fraga y Rodríguez, 2014); sin embargo, recientemente Gómez *et al.* (2015) separaron de *Gambierdiscus* a las especies de forma globular y las agruparon en el nuevo género *Fukuyoa* (*F. yasumotoi*, *F. reutzleri* y *F. paulensis*). Posteriormente, los trabajos de Nishimura *et al.* (2014), Fraga *et al.* (2016), Smith *et al.* (2016) y Kretzschmar *et al*. (2017) describieron nuevas especies (*G. scabrosus, G. belechii, G. cheloniae* y *G. lapillus*).

Como organismo bentónico, *Gambierdiscus* puede estar presente en diferentes sustratos. Ha sido encontrado en fragmentos de coral muerto (Yasumoto *et al.,* 1979) en el sedimento (Faust, 1995) y sobre macroalgas (Adachi y Fukuyo, 1979). El comportamiento epifítico de *Gambierdiscus* ha promovido estudios dirigidos a de-

terminar preferencias de sustrato (Lobel *et al.,* 1988; Bomber *et al.,* 1989; Nakahara *et al.,* 1996; Cruz-Rivera y Villareal, 2006; Parsons y Preskitt, 2011; Parsons *et al.,* 2011; Rains y Parsons, 2015). El monitoreo de las poblaciones de dinoflagelados epífitos, incluyendo a *Gambierdiscus*, también ha se ha realizado en diferentes partes del mundo para conocer los cambios en abundancia y tratar de relacionarlos con la variabilidad ambiental (Morton y Faust, 1997; Vila *et al.,* 2001; Okolodkov *et al.,* 2007, 2014; Moreira *et al.,* 2012; Cohu *et al.,* 2013). Otras características del medio como la profundidad, el movimiento del agua y la estructura del hábitat también han sido investigados (Richlen y Lobel, 2011; Cohu *et al.,* 2013; Boisnoir *et al.,* 2018; Yong *et al.,* 2018). La relación entre la tasa de crecimiento de *Gambierdiscus* y la variabilidad de la temperatura a nivel regional parecen tener una correlación (Tester *et al.,* 2010; Kibler *et al.,* 2015), lo que implica que el incremento de temperatura podría favorecer la abundancia de algunas especies. Con base en la variabilidad de la temperatura se han construido modelos que predicen la abundancia de *Gambierdiscus* y los posibles eventos de ciguatera (Chinain *et al.,* 1999; Tosteson, 2004; Chateau-Degat *et al.,* 2005; Gingold *et al.,* 2014).

La presencia del género *Gambierdiscus* en el Caribe mexicano ya ha sido descrita en diversos estudios (Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, 2004; Almazán-Becerril *et al.,* 2015; 2016). Aunque en un principio se supuso que la especie era *Gambierdiscus toxicus*, estudios posteriores demostraron que en la zona del Caribe se encontraban las especies *G. belizeanus*, *G. coralinianus*, *G. carpenteri* y *G. caribeaus* (Faust, 1995; Litaker *et al.,* 2009). Estas especies han coexistido en el arrecife coralino y han formado parte de su estructura y función. Desafortunadamente, en la actualidad los arrecifes sufren un proceso irreversible de degradación en la que los corales duros —formadores de arrecifes— están muriendo por procesos locales y globales como la eutrofización, el aumento de la temperatura, la acidificación del mar y las enfermedades (Hoegh-Guldberg *et al.,* 2007). Esta nueva situación en la que los corales mueren es aprovechada por las macroalgas como sustrato para proliferar. En estos nuevos sistemas arrecifales los organismos dominantes son las macroalgas (Bellwood *et al.,* 2004; Bozec *et al.,* 2008). Si estas

macroalgas son un sustrato adecuado para *Gambierdiscus,* entonces el incremento de este género podría traer como consecuencia un incremento también en la concentración de toxinas. Por tal razón, el objetivo de este trabajo es determinar el papel de *Gambierdiscus* como epífito en arrecifes dominados por algas.

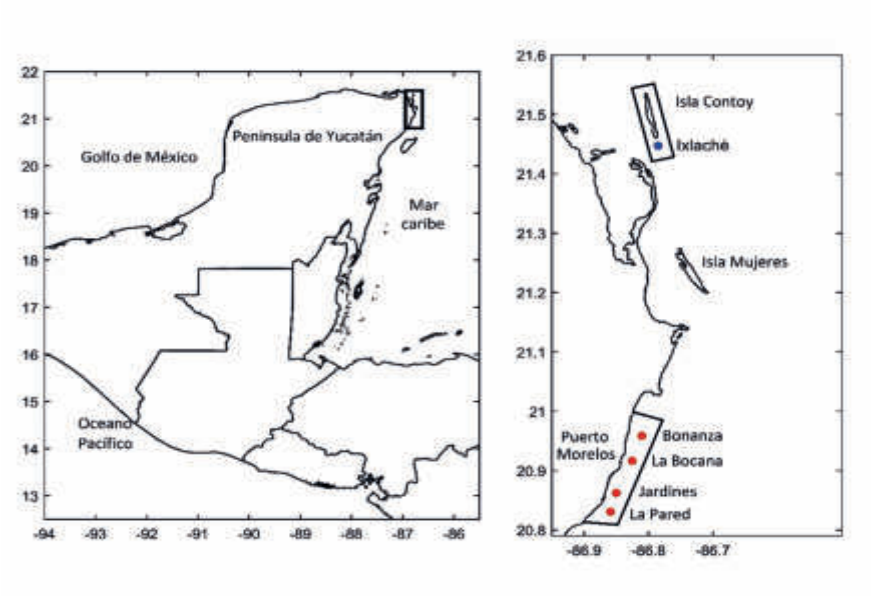
Metodología

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en sistemas arrecifales localizados dentro de los polígonos del Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos (PNAPM) y el Parque Nacional de Isla Contoy (PNIC), los cuales se ubican al norte del estado de Quintana Roo y son parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano. En la primera zona fueron seleccionados los sitios Bonanza, Jardines, La Pared y La Bocana —al norte y sur del polígono—; mientras que para el segundo fue Ixlaché en el Parque Nacional de Isla Contoy (figura 1).

Figura 1

Zonas de muestreos en el norte de Quintana Roo



Muestreo y colecta de muestras

Se realizaron cinco muestreos aleatorios en los meses de julio, septiembre, octubre y noviembre de 2017 y mayo de 2018. La cobertura de macroalgas se estimó mediante el análisis de 30 cuadrantes de 50 x 50 cm ubicados a lo largo de tres transectos de 30 m de longitud, es decir, 10 cuadrantes por transecto. Esto se realizó en cada uno de los sitios del PNAPM y del PNIC, donde además se colectaron los especímenes de macroalgas dominantes (tabla 1).

Las macroalgas se almacenaron en bolsas selladas y se mantuvieron a temperatura ambiente hasta su procesamiento y fijación. Cada espécimen de macroalga se agitó vigorosamente para el desprendimiento de las células, el remanente se almacenó en botellas de 100 ml fijadas con formol a 4% y, por último, se pesaron las macroalgas. Se determinó la densidad de los dinoflagelados bentónicos epífitos (cél/g de macroalga) con la ayuda de una cámara Sedgewick-Rafter. Dependiendo de la abundancia de los individuos se leyó toda la cámara o sólo algunos transectos. Este procedimiento se hizo por triplicado. Para la determinación de las especies de *Gambierdiscus* se utilizó un microscopio de epifluorescencia modelo AxioImager A.2 con DIC y CC.

Análisis estadísticos

Las densidades de *Gambierdiscus* spp., se compararon entre sitios y usando análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$).

Tabla 1

Fechas de muestreo y número de muestras de macroalgas colectadas en los sitios arrecifales del Parque Nacional Isla Contoy (PNIC) y del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM)

PNIC		PNAPM		
IXTLACHÉ	BONANZA	JARDINES	LA PARED	LA BOCANA
17-07-2018	31-10-2018	21-09-2017	21-09-2017	18-07-2017
Halimeda 3(0)	*Dichotomaria* 1(1)	*Dictyota* 4(4)	*Dictyota* 4(3)	*Dictyota* 5(3)
Asparagopsis 1(0)	*Halimeda* 1(1)	*Laurencia* 2(2)	*Rhipocephalus* 2(1)	*Halimeda* 4(4)
Dictyota 3(3)	*Laurencia* 1(1)	*Ventricaria* 1(1)	*Udotea* 4(4)	*Laurencia* 2(1)
Dictyopteris 1(0)	*Dictyota* 2(1)	*Chondria* 1(1)	*Gracilaria* 1(1)	*Cáulerpa* 1(1)
Udotea 1(1)	*Bryopsis* 1(1)	*Rhipocephalus* 4(3)	*Dichotomaria* 3(3)	*Penicillus* 1(1)
Rhipocephalus 2(1)	*Bryothamnion* 1(1)	*Halimeda* 2(2)	*Halimeda* 1(1)	*Padina* 1(1)
Padina 2(0)	*Antithamnion* 1(1)	*Udotea* 2(1)	*Caulerpa* 2(2)	*Cryptonemia* 1(1)
Stypopodium 1(0)	*Galacaura* 2(2)	*Gelidiopsis* 1(1)		*Udotea* 2(1)
Aglaothamnion 1(1)	*Ochtodes* 1(1)	*Amphiroa* 2(0)		*Cladocephalus* 1(1)
Chondria 1(1)	*Acantophora* 1(1)	*Bryopsis* 1(0)		*Amphiroa* 2
	Gelidiella 1(1)			
09-11-2017	*Sargassum* 1(1)			
Dictyota 2(1)	*Palizada* 1(1)			
Galaxaura 1(0)	*Lobophora* 1(1)			
Sargassum 4(0)	*Turbinaria* 1			
Liagora 1(0)	*Udotea* 1			
Stypopodium 2(0)				
Turbinaria 2(0)	18-05-2018			
Heterosiphonia 1(0)	*Dichotomaria* 1(1)			
Wrangelia 1(0)	*Amphiroa* 2(0)			
Rhipocephalus 3(1)	*Lobophora* 1(0)			
Dictyopteris 2(1)	*Halimeda* 1(1)			

En cada sitio se colectaron los géneros más dominantes (*Dictyota*, *Rhipocephalus*, *Halimeda*, *Udotea*). Los valores fuera del paréntesis representan el número de ejemplares colectados de cada taxón. El número dentro del paréntesis representa la cantidad de ejemplares en los que se encontró *Gambierdiscus*.

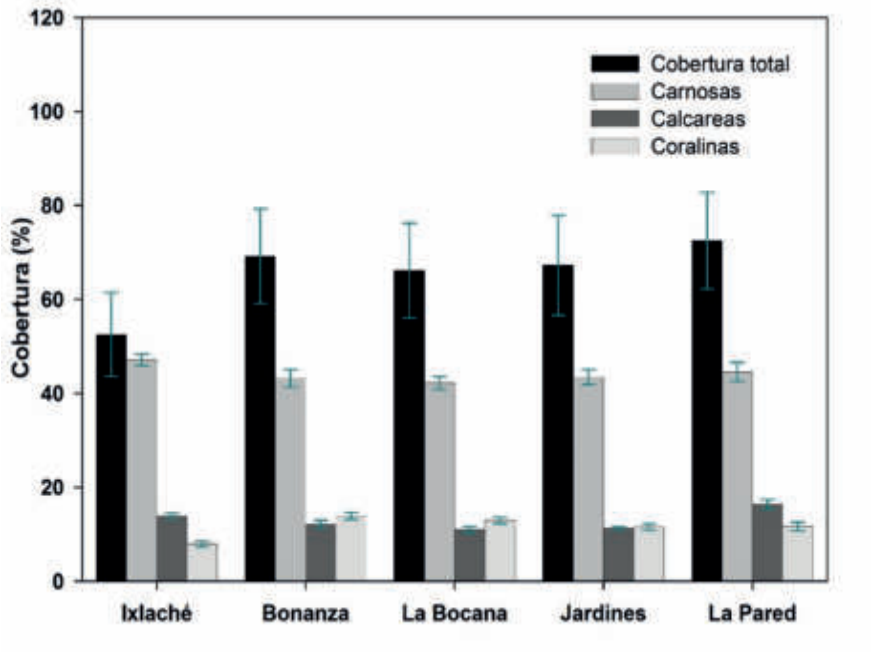
Resultados

Cobertura de macroalgas

La cobertura total de macroalgas en los sitios seleccionados presentó una variabilidad de entre 53-85%, lo cual representa valores muy altos para arrecifes coralinos. El grupo funcional más importante lo constituyeron las macroalgas carnosas, que representaron 35-50% de la cobertura total. Un solo género de macroalgas, *Dictyota*, se encontró entre 27-43% de la cobertura total de los arrecifes monitoreados. En términos de su contribución a la cobertura total, las algas calcáreas y coralinas contribuyeron en menos de 20%, independientemente del sitio (figura 2).

Figura 2

Cobertura de las macroalgas en los sistemas arrecifales, los bigotes representan el error estándar de las coberturas analizadas en ambos parques nacionales: PNAPM y PNIC



El arrecife Ixlaché presentó la mayor cobertura de macroalgas carnosas (47.16 ± 1.22%), seguido de La Pared (44.56 ± 1.99%), Jardines (43.45 ± 1.6), Bonanza (43.21 ± 1.9%) y La Bocana (42.22 ± 1.34%). Asimismo, la mayor cobertura de algas calcáreas se observó en La Pared 13.88 ± 0.7%, mientras que las coralinas tuvieron su mayor cobertura en La Bonanza con 16.36 ± 1.02%.

Abundancia y especificidad de sustrato de *Gambierdiscus*

Las abundancias del género *Gambierdiscus* variaron de 7-784 cél/g de macroalga en los sitios muestreados (figuras 3 y 4). En Isla Contoy la máxima abundancia fue de 83 cél/g de la macroalga carnosa *Padina pavonica* durante el mes de noviembre. Mientras que, en julio, en la macroalga calcárea *Rhipocephalus oblongus* presentó su mayor abundancia con un valor de 60 cél/g de macroalga. En Puerto Morelos, en el sitio Jardines, la máxima abundancia detectada fue de 760 cél/g sobre la macroalga calcárea *Rhipocephalus oblongus* en septiembre. En la Pared, la mayor densidad fue de 214 cél/g en la macroalga calcárea *Udotea occidentalis*; mientras que en La Bocana, la mayor abundancia fue en julio, con 315 cél/g en el alga carnosa *Dictyota* sp. En el sitio La Bonanza se presentó la mayor abundancia del género, en un consorcio de macroalgas conformado por las macroalgas carnosas *Ochtodes* sp. y *Dictyota* sp., con un valor de 784 cél/g.

Las comparaciones entre las abundancias observadas de *Gambierdiscus* sólo se pudieron hacer para las algas del género *Dictyota*, pues fue el único taxón en el que se detectó este dinoflagelado en al menos tres especímenes en cada sitio. Los resultados indicaron que la abundancia de *Gambierdiscus* fue significativamente menor en Ixlaché ($H = 3.28$; $p < 0.05$), respecto a cualquier sitio de Puerto Morelos. Entre los sitios de Puerto Morelos no se detectaron diferencias significativas ($H = 8.13$; $p = 0.19$). En la tabla 2 se presenta esta información.

Las especies de dinoflagelados dominantes pertenecieron al género *Ostreopsis*, otro género de dinoflagelados epífitos con representantes tóxicos. La abundancia de *O.* cf. *marina*, tuvo valores máximos de 33 950 cél/g de macroalga y *O. heptagona* con 26 083 cél/g de macroalga.

Tabla 2

Resumen de las abundancias promedio de *Gambierdiscus* spp., sobre *Dictyota* y las abundancias máximas detectadas en otros géneros de macroalgas

Sitio	ANP	Abundancias sobre *Dictyota* sp. (cél/g)	Abundancia máxima en cualquier otra alga (cél/g)
Ixlaché 17-07-2018	PNIC	n = 3, 9 ± 2.65 (7 - 12)	*Padina pavonica* (83)
Ixlaché 09-11-17	PNIC	-	*Rhipocephalus oblongus* (60)
Jardines 21-09-2017	PNAPM	n = 3, 187.5 ± 132 (80 - 380)	*Rhipocephalus oblongus* (760)
La Bocana 18-07-2017	PNAPM	n = 3, 201.7 ± 132 (52 - 305)	*Dictyota* sp. (315) *Penicillus capitatus* (185)
La Bonanza 31-10-2018	PNAPM	—	*Dichotomaria* + *Amphiroa* + *Lobophora* (25)
La Bonanza 18-05-18	PNAPM	—	*Ochtodes* sp. y *Dictyota* sp. con un valor de (784)
La Pared 21-09-2017	PNAPM	n = 3, 43 ± 22.5 (18 - 60)	*Udotea occidentalis* (214)

Nota: Las abundancias sobre *Dictyota* se citan como media ± SD y entre paréntesis se escriben los valores máximo y mínimo *Gambierdiscus*.

Figura 3

Variación de las abundancias de *Gambierdiscus* spp. en diferentes macroalgas en el arrecife Ixlaché de Isla Contoy (A) y en el arrecife la Bonanza de Puerto Morelos (B)

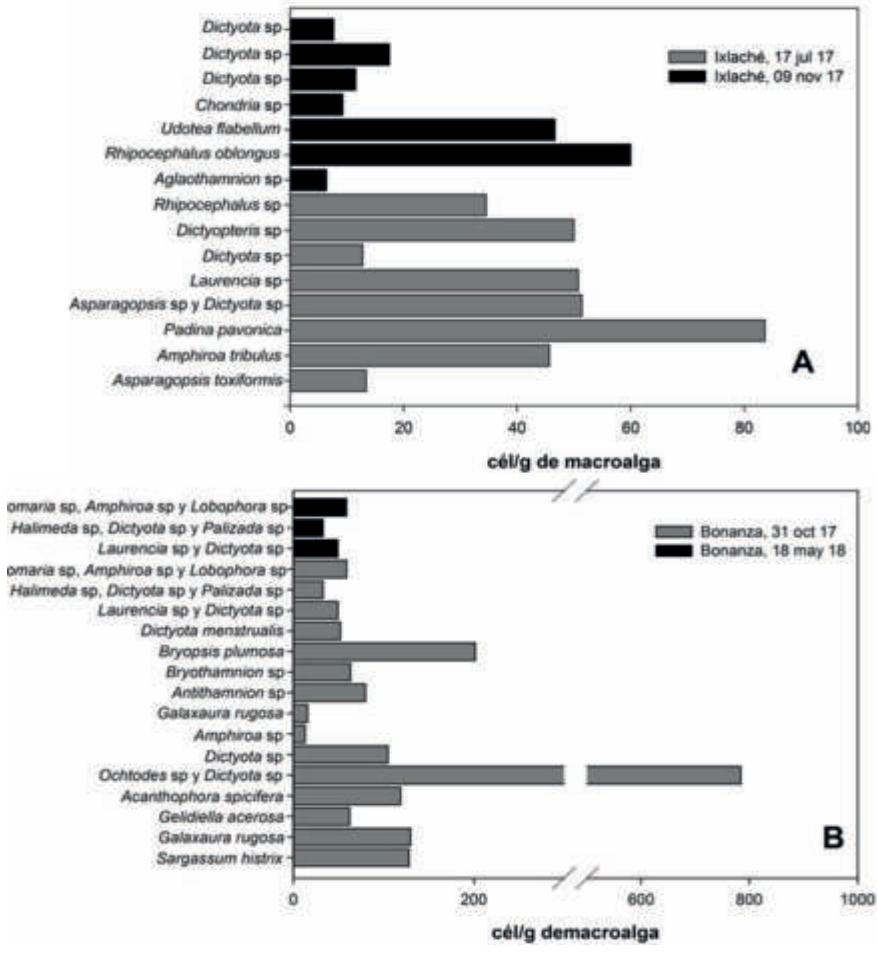
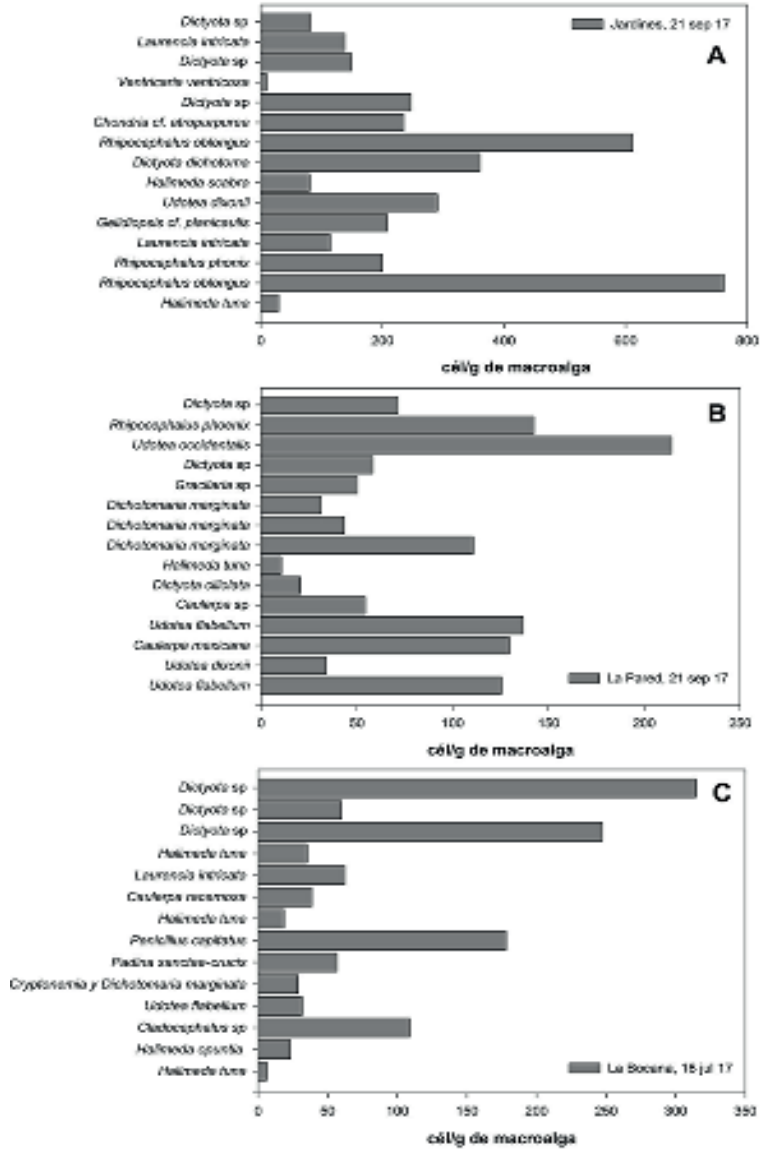


Figura 4

Variación de las abundancias de *Gambierdiscus* spp. en diferentes macroalgas en los sitios arrecifales Jardines (A), la Pared (B) y la Bocana (C), en Puerto Morelos



Discusión

En la tabla 3 se presentan las máximas abundancias en el Caribe y Atlántico norte reportadas para *Gambierdiscus* spp. En Belice, Morton y Faust (1997) contabilizaron 4 000 cél/g de la macroalga *Acanthophora spicifera*. En Puerto Rico, Ballantine *et al.* (1988) detectaron un máximo de 2 000 cél/g sobre *Dictyota*, aunque esa fue la mayor abundancia registrada en tres años de muestreo. Por otra parte, Bomber *et al*. (1989) encontraron altas densidades de *Gambierdiscus* en la macroalga *Heterosiphonia gibbessi* 2 279 $\pm$ 200 cél/g en un periodo de un año, y concluyeron que esta alga sería un sustrato específico para este dinoflagelado, aunque también reportó densidades altas sobre *Dictyota dichotoma*, especie en la que cuantificó 8 191 $\pm$ 300 cél/g y 5 131 $\pm$ 250 cél/g en *Penicillus capitatus*. En el Caribe mexicano, Irola-Sansores *et al*. (2018) reportó hasta 180 $\pm$ 59 cél/g en el arrecife de La Bonanza, en Puerto Morelos, de *Gambierdiscus* sobre *Dictyota.* En Isla Guadalupe, en la Antillas Francesas, Boisnor *et al*. (2018) reportaron sólo 113 $\pm$ 104 cél/g sobre la macrofita *Halophila stipulacea*. La variación entre las máximas abundancias reportadas para la zona del Caribe es de un orden de magnitud, y distan mucho de los máximos reportes de abundancia reportados en otras zonas del mundo. Por ejemplo, en la revisión realizada por Cruz-Rivera y Villareal (2006), se presentan abundancias de hasta 75 793 cél/g en *Chaetomorpha*, o de más de 45 532 cél/g en *Dictyota*. Aun mayor es la cifra de Yasumoto *et al.* (1980), quienes reportaron 318 000 cél/g en las Islas Gambier sobre *Jania* sp., el sitio de donde se aisló *Gambierdiscus* por primera vez y una zona eminentemente ciguatoxigénica. La abundancia es un parámetro importante porque puede estar relacionado con la potencial intoxicación en humanos, aunque también depende de la toxicidad de las especies presentes en una zona determinada.

Por ejemplo, algunas cepas obtenidas en el Caribe mexicano de *G. carolinianus, G. caribaeus* y *G. carpenteri* han mostrado tener actividad ciguatoxigénica y actividad hemolítica (Holland *et al.,* 2013; Litaker *et al.,* 2017). La información disponible señala que *G. carpenteri* y *G. caribaeus* pueden producir 1.14 $\pm$ 0.18 y 1.29 $\pm$ 0.4 fg CTX eq./cél, respectivamente (Litaker *et al.,* 2017); lo cual, no se compara en potencial tóxico con el que presenta *G. excentricus*, cuyas

poblaciones en los cayos de Florida, las Islas Canarias entre otras, alcanzan hasta 469 ± 10 fg CTX eq./cél, esto es más de 400 veces la concentración de las dos primeras especies. Lo anterior sugiere que, si las poblaciones locales de *Gambierdiscus* son las responsables de los eventos de intoxicación en el Caribe mexicano, deben de existir en altas abundancias en al menos una época del año; sin embargo, hasta el momento no se han localizado esas poblaciones. Otra posibilidad, es que los sustratos en donde preferencialmente podrían incrementarse las poblaciones de *Gambierdiscus*, hayan cambiado debido a la dominancia actual que tienen otras algas en estos sistemas arrecifales, en particular, las algas carnosas.

Tabla 3

Abundancias máximas de *Gambierdiscus* reportadas en la cuenca del Caribe

Sitio/Pais	Macroalga	Máx. abundancia (cél/g)	Referencia
Cayo Caracoles, Puerto Rico	*Dictyota* sp.	2 000	Ballantine *et al.,* 1988
Cayos de Florida, EU	*Heterosiphonia gibbessi*	2 279 ± 200	Bomber *et al.*, 1989
Tobacco Cay, Belice	*Acanthophora spicifera*	4 000	Morton y Faust, 1997
Gosiere, Guadalupe	*Halophila stipulacea*	113 ± 104	Boisnar *et al.*, 2018
Puerto Morelos, México	*Dictyota* sp.	180 ± 59	Irola-Sansores *et al.,* 2018.
Puerto Morelos, México	*Dictyota* + *Ochtodes*	784	Este trabajo

El periodo en el que se realizó este estudio parece no ser suficiente para detectar la posible estacionalidad de la abundancia poblacional, de hecho, no todos los sitios se muestrearon en todas las fechas, por lo que las comparaciones de las abundancias pueden tener un sesgo relacionado con la posible estacionalidad de *Gambierdiscus*. Al respecto, Ballantine *et al*. (1988) encontraron evidencias de patrones estacionales en Puerto Rico tras tres años de estudio; y Chinain *et al*. (1999), utilizaron series de tiempo

de cinco años para describir la estacionalidad de este género en Tahití. Por su parte, Chateu-Degat *et al.* (2005) usaron ocho años de datos para establecer los patrones estacionales de *Gambierdiscus* en la Polinesia Francesa.

El grado de avance sobre las comunidades de dinoflagelados ciguatoxigénicas en el Caribe mexicano es aún escaso. Se conoce la identidad y la abundancia de algunas especies, pero es importante seguir investigando aspectos fundamentales como las preferencias de hábitat, la estacionalidad y, sobre todo, los patrones de herbivoría, que constituye el paso más importante de la transferencia de toxinas a la red trófica. Por lo mismo, es necesario contar con un programa permanente de monitoreo en la zona.

Conclusiones

En este trabajo se encontraron tres especies de *Gambierdiscus* de las cuatro reportadas para la zona del Caribe mexicano. Las abundancias del género *Gambierdiscus* variaron de 7-784 cél/g de macroalga en los sitios muestreados. En el arrecife Ixlaché de Isla Contoy se observó una menor densidad de *Gambierdiscus* que en los arrecifes de Puerto Morelos. Entre los diferentes sitios arrecifales de Puerto Morelos no hubo diferencias significativas entre las abundancias de este género en diferentes fechas de muestreo.

Esta información no parece apoyar que exista gran flujo de toxinas, desde las poblaciones de *Gambierdiscus* hacia la red trófica, al menos desde los sitios analizados. No se descarta que otras poblaciones de *Gambierdiscus* estén presentes en otros sitios o a más profundidad, o que haya picos de abundancia episódicos no detectados en este estudio.

Consideramos que se deben investigar aspectos fundamentales como las preferencias de hábitat, la estacionalidad y, sobre todo, los patrones de herbivoría en la zona, sobre todo, de las especies que se alimentan de *Dictyota*, el género más importante en términos en abundancia en los arrecifes estudiados.

Literatura citada

Almazán-Becerril, A.; Escobar-Morales, S.; Irola-Sansores, E.D. y Delgado-Pech, B. (2016). Morfología y taxonomía de los géneros *Ostreopsis* y *Coolia* en el Caribe mexicano. En: E. García-Mendoza, S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz, E.J. Núñez-Vázquez (eds.), *Florecimientos algales nocivos en México* (pp. 378-393). México: CICESE.

Almazán-Becerril, A.; Escobar-Morales, S.; Rosiles-González, G. and Valadez, F. (2015). Benthic-Epiphytic Dinoflagellates from the Northern Portion of the Mesoamerican Reef System. *Botánica Marina*, 58(2): 115-128.

Adachi, R. and Fukuyo, Y. (1979). The Thecal Plate Structure of a Marine Toxic Dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* gen. et sp. nov. Collected in a Ciguatera Endemic Area. *Bulletin of the Japanese Society for Scientific Ficheries,* 45: 67-71.

Ballantine, D.L.; Tosteson, T.R. and Bardales, A.T. (1988). Population Dynamics and Toxicity of Natural Populations of Benthic Dinoflagellates in Southwestern Puerto Rico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 119(3): 201-212.

Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Folke, C. and Nyström, M. (2004). Confronting the Coral Reef Crisis. *Nature,* 429(6994): 827-833.

Boisnoir, A.; Pascal, P.Y.; Cordonnier, S. and Lemée, R. (2018). Depth Distribution of Benthic Dinoflagellates in the Caribbean Sea. *Journal of Sea Research*, 135: 74-83.

Bomber, J.W.; Rubio, M.G. and Norris, D.R. (1989). Epiphytism of Dinoflagellates Associated with the Disease Ciguatera: Substrate Specificity and Nutrition. *Phycologia*, 28(3): 360-368.

Bozec, Y.M.; Acosta-González, G.; Núñez-Lara, E. and Arias-González, J.E. (2008). Impacts of Coastal Development on Ecosystem Structure and Function of Yucatán Coral Reefs, México. In: *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium* (pp. 691-695).

Chateau-Degat, M.L.; Chinain, M.; Cerf, N.; Gingras, S.; Hubert, B. and Dewailly, E. (2005). Seawater Temperature, *Gambierdiscus* spp. Variability and Incidence of Ciguatera Poisoning in French Polynesia. *Harmful Algae*. 4(6): 1053-1062.

Chinain, M.; Faust, M.A. and Pauillac, S. (1999). Morphology and Molecular Analyses of Three Toxic Species of *Gambierdiscus* (Di-

nophyceae): *G. pacificus*, sp. nov., *G. australes*, sp. nov., and *G. polynesiensis*, sp. nov. *Journal of Phycology*, 35(6): 1282-1296.

Cohu, S.; Mangialajo, L.; Thibaut, T.; Blanfuné, A.; Marro, S. and Lemée, R. (2013). Proliferation of the Toxic Dinoflagellate *Ostreopsis* cf. *ovata* in Relation to Depth, Biotic Substrate and Environmental Factors in the North West Mediterranean Sea. *Harmful Algae*, 24: 32-44.

Cruz-Rivera, E. and Villareal, T.A. (2006). Macroalgal Palatibility and the Flux of Ciguatera Toxins through Marine Food Webs. *Harmful Algae*, 5: 497-525.

Faust, M.A. (1995). Observation of Sand Dwelling Toxic Dinoflagellates (Dinophyceae) from Widely Different Sites, Including Two New Species. *Journal of Phycology,* 31(6): 996-1003.

Fraga, S. and Rodríguez, F. (2014). Genus *Gambierdiscus* in the Canary Islands (NE Atlantic Ocean) with Description of *Gambierdiscus silvae* sp. nov., A New Potentially Toxic Epiphytic Benthic Dinoflagellate. *Protist,* 165(6): 839-853.

Fraga, S.; Rodríguez, F.; Caillau, A.; Diogène, J.; Raho, N. and Zapata, M. (2010). *Gambierdiscus excentricus* sp. nov (Dinpophyceae), A Benthic Toxic Dinoflagellate from Canary Islands (NE Atlantic Ocean). *Harmful Algae*, 11: 10-22: 16.

Fraga, S.; Rodríguez, F.; Riobó, P. and Bravo, I. (2016). *Gambierdiscus balechii* sp. nov (Dinophyceae), A New Benthic Toxic Dinoflagellate from the Celebes Sea (SW Pacific Ocean). *Harmful Algae*, 58: 93-105.

Gingold, B.D.; Strickland, M.J. and Hess, J.J. (2014). Ciguatera Fish Poisoning and Climate Change: Analysis of National Poison Data in the United States, 2001-2011. *Environmental Health Perspectives,* 122(6): 580-586.

Gómez, F.; Qiu, D.; Lopes, R.M. and Lin, S. (2015). *Fukuyoa paulensis* gen. et sp. nov., A New Genus for the Globular Species of the Dinoflagellate *Gambierdiscus* (Dinophyceae). *PLoS One*, *10*(4): e0119676.

Hernández-Becerril, D.U. y Almazán-Becerril, A. (2004). Especies de dinoflagelados del género *Gambierdiscus* (Dinophyceae) del Mar Caribe mexicano. *Revista de biología tropical*, 77-87.

Hoegh-Guldberg, O.; Mumby, P.J.; Hooten, A.J.; Steneck, R.S.; Greenfield, P.; Gómez, E.; Harvell, C.D.; Sale, P.F.; Edwards, A.J.; Caldeira, K.; Knowlton, N.; Eakin, C.M.; Iglesias-Prieto, R.; Muthiga, N.;

Bradbury, R.H.; Dubi, A. and Hatziolos, M.E. (2007). Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science,* 318(5857): 1737-1742.

Holmes, M.J. (1998). *Gambierdiscus yasumotoi*, sp. nov. (Dinophyceae), A Toxic Benthic Dinoflagellate from Southeastern Asia. *Journal of Phycology*, 34: 661-668.

Irola-Sansores, E.D.; Delgado-Pech, B.; García-Mendoza, E.; Núñez-Vázquez, E.J.; Olivos-Ortiz, A. and Almazán-Becerril, A. (2018). Population Dynamics of Benthic-Epiphytic Dinoflagellates on Two Macroalgae. From Coral Reef Systems of the Northern Mexican Caribbean. *Frontiers in Marine Science*, 5: 487.

Kibler, S.R.; Tester, P.A.; Kunkel, K.E.; Moore, S.K. and Litaker, R.W. (2015). Effects of Ocean Warming on Growth and Distribution of Dinoflagellates Associated with Ciguatera Fish Poisoning in the Caribbean. *Ecological Modelling*, 316: 194-210.

Kretzschmar, A.L.; Verma, A.; Harwood, T.; Hoppenrath, M. and Murray, S. (2017). Characterization of *Gambierdiscus lapillus* sp. nov. (Gonyaulacales, Dinophyceae): A New Toxic Dinoflagellate from the Great Barrier Reef (Australia). *Journal of Phycology*, 53(2): 283-297.

Litaker, R.W.; Holland, W.C.; Hardison, D.R.; Pisapia, F.; Hess, P.; Kibler, S.R. and Tester, P.A. (2017). Ciguatoxicity of *Gambierdiscus* and *Fukuyoa* Species from the Caribbean and Gulf of Mexico. *PloS one*, 12(10): e0185776.

Litaker, R.W.; Vandersea, M.W.; Faust, M.A.; Kibler, S.R.; Chinain, M.; Holmes, M.J.; Holland, W.C. and Tester, P. (2009). Taxonomy of *Gambierdiscus*: Including Four New Species, *Gambierdiscus caribaeus* sp. nov., *Gambierdiscus carolinianus* sp. nov., *Gambierdiscus carpentei* sp. nov. and *Gambierdiscus ruetzleri* sp. nov. (Gonyaulacales Dinophyceae). *Phycology*, 48: 344-390.

Lobel, P.S.; Anderson, D.M. and Durand-Clement, M. (1988). Assessment of Ciguatera Dinoflagellate Populations: Sample Variability and Algal Substrate Selection. *Biological Bulletin*, 175(1): 94-101.

Morton, S.L. and Faust, M.A. (1997). Survey of Toxic Epiphytic Dinoflagellates from the Belizean Barrier Reef Ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 61(3): 899-906.

Nakahara, H.; Sakami, T.; Chinain, M. and Ishida, Y. (1996). The Role of Macroalgae in Epiphytism of the Toxic Dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* (Dinophyceae). *Phycological Research*, *44*(2): 113-117.

Nishimura, T.; Sato, S.; Tawong, W.; Sakanari, H.; Yamaguchi, H. and Adachi, M. (2014). Morphology of *Gambierdiscus scabrosus* sp. nov. (Gonyaulacales): A New Epiphitic Dinoflagellate from Coastal Areas of Japan. *Journal of Phycology*, 50: 506-514.

Núñez-Vázquez, E.J.; Almazán-Becerril, A.; López-Cortés, D.J.; Heredia-Tapia, A.; Hernández-Sandoval, F.E.; Band-Schmidt, C.J.; Bustillos-Guzmán, J.J.; Gárate-Lizárraga, I.; García-Mendoza, E.; Salinas-Zavala, C.A. and Cordero-Tapia, A. (2019). Ciguatera in Mexico (1984-2013). *Marine Drugs*, *17*: 13.

Okolodkov, Y.B.; Campos-Bautista, G.; Gárate-Lizárraga, I.; González-González, J.A.G.; Hoppenrath, M. and Arenas, V. (2007). Seasonal Changes of Benthic and Epiphytic Dinoflagellates in the Veracruz Reef Zone, Gulf of Mexico. *Aquatic Microbial Ecology*, 47(3): 223-237.

Okolodkov, Y.B.; Del Carmen Merino-Virgilio, F.; Aké-Castillo, J.A.; Aguilar-Trujillo, A.C.; Espinosa-Matías, S. and Herrera-Silveira, A. (2014). Seasonal Changes in Epiphytic Dinoflagellate Assemblages near the Northern Coast of the Yucatan Peninsula, Gulf of Mexico. *Acta Botánica Mexicana*, 107: 121-151.

Parsons, M.L. and Preskitt, L.B. (2007). A Survey of Epiphytic Dinoflagellates from the Coastal Waters of the Island of Hawaii. *Harmful Algae*, 6(5): 658-669.

Parsons, M.L.; Settlemier, C.J. and Ballauer, J.M. (2011). An Examination of the Epiphytic Nature of *Gambierdiscus toxicus*, A Dinoflagellate Involved in Ciguatera Fish Poisoning. *Harmful Algae*, 10(6): 598-605.

Rains, L.K. and Parsons, M.L. (2015). *Gambierdiscus* Species Exhibit Different Epiphytic Behaviors toward a Variety of Macroalgal Hosts. *Harmful Algae*, 49: 29-39.

Randall, J.E. (1958). A Review of Ciguatera, Tropical Fish Poisoning, with a Tentative Explanation of Its Cause. *Bulletin of Marine Science*, 8(3): 236-267.

Richlen, M.L. and Lobel, P.S. (2011). Effects of Depth, Habitat, and Water Motion on the Abundance and Distribution of Ciguatera Dinoflagellates at Johnston Atoll, Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 421: 51-66.

Smith, K.F.; Rhodes, L.; Verma, A.; Curley, B.G.; Harwood, D.; Kohli, G.S.; Solomona, D.; Rongo, T.; Munday, R. and Murray, S.A. (2016). New *Gambierdiscus* species (Dinophyceae) from Rarotonga, Cook Islands: *Gambierdiscus cheloniae* sp. nov. *Harmful Algae*, 60: 45-56.

Tester, P.A.; Feldman, R.L.; Nau, A.W.; Kibler, S.R. and Litaker, W.R. (2010). Ciguatera Fish Poisoning and Sea Surface Temperatures in the Caribbean Sea and the West Indies. *Toxicon*, 56(5): 698-710.

Tosteson, T.R. (2004). Caribbean Ciguatera: A Changing Paradigm. *Revista Biologia Tropical*, 52(Suppl.1): 109-113.

Vila, M.; Garcés, E. and Masó, M. (2001). Potentially Toxic Epiphytic Dinoflagellate Assemblages on Macroalgae in the NW Mediterranean. *Aquatic Microbial Ecology*, 26(1): 51-60.

Yasumoto, T.; Inoue, A.; Tadashi, O.; Fujimoto, K.; Oshima, Y.; Fukuyo, Y.; Adachi, R. and Bagnis, R. (1980). Environmental Studies on a Toxic Dinoflagellate Responsible for Ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish*, 46: 1397-1404.

Yasumoto, T.; Nakajima, I.; Bagnis, R. and Adachi, R. (1977). Finding of a Dinoflagellate as a Likely Culprit of Ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish*, 43(102): 1-26.

Yasumoto, T.; Nakajima, I.; Oshima, Y. and Bagnis, R. (1979). A New Toxic Dinoflagellate (Algae, Gambier Islands) Found in Association with Ciguatera (Ciguatoxin, maitotoxin, French Polynesia). *Developments in Marine Biology*.

Yong, H.L.; Mustapa, N.I.; Lee, L.K.; Lim, Z.F.; Tan, T.H. and Usup, G. (2018). Habitat Complexity Affects Benthic Harmful Algae Assemblages in the Reef of Raka Island, Malasya. *Harmful Algae*, 78: 56-68.

Riqueza fitoplanctónica (diatomeas y dinoflagelados) de la porción mexicana del golfo de México

María Esther Angélica Meave del Castillo
y María Eugenia Zamudio-Reséndiz

Resumen

Las diatomeas y los dinoflagelados son dos grupos importantes del fitoplancton marino con función de productores primarios y consumidores primarios y secundarios en las tramas tróficas. El golfo de México (GM) con 829 540 km^2, incluyendo la zona económica exclusiva, representa un recurso natural importante económica y ecológicamente para México, siendo fundamental su riqueza fitoplanctónica. El objetivo del estudio fue determinar el número de taxa planctónicos y ticoplanctónicos marinos de diatomeas y dinoflagelados en la porción mexicana del GM. A partir de una base de datos con 34 157 registros geo-referenciados, alimentada con proyectos de investigación del Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y de registros de literatura (1960-2018), se determinó la riqueza, los taxa típicos y los particulares del GM. Se obtuvo un total de 21 506 (63%) registros de diatomeas, con 796 taxa repartidos en 184 géneros, siendo *Chaetoceros* el más diverso (64 taxa) y 12 651 (37%) registros de dinoflagelados con 575 taxa

en 94 géneros, siendo *Tripos* el más diverso (91 taxa). Con base en el número de registros, se reconocieron 24 diatomeas y 19 dinoflagelados como la flora típica, dominada por *Thalassionema nitzschioides* y *Tripos furca* var. *eugrammus*. *Tripos dens* corresponde a una especie exótica, y para *Skeletonema costatum* y *Prorocentrum micans* urge una revisión, pues se ha evidenciado que tales nombres contienen especies pseudocrípticas. 35% de taxa de cada grupo son particulares del GM (ausentes en el Pacífico mexicano), lo cual cuestiona la idea del cosmopolitismo de los taxa fitoplanctónicos, guiando al desarrollo de un análisis biogeográfico para delimitar regiones naturales en mares de México.

Palabras clave

Biodiversidad, especies exóticas, flora típica, registros georreferenciados.

Phytoplankton Richness (Diatoms and Dinoflagellates) of the Mexican Portion of Gulf of Mexico

Abstract

Diatoms and dinoflagellates are two important groups of marine phytoplankton with the function of being the primary producers and primary and secondary consumers in food web. The Gulf of Mexico (GM) with 829 540 km^2, including the exclusive economic zone, represents an important economic and ecological resource for Mexico, and its phytoplankton richness is fundamental. The objective of the study was to find out the number of planktonic and marine phytoplankton taxa of diatoms and dinoflagellates in the Mexican portion of GM. From a database with 34 157 geo-referenced records, fed with CONABIO research projects and literature records (years 60's-2018), the richness, typical taxa, and the particular ones for GM were known. A total of 21 506 (63%) records of diatoms were obtained, with 796 taxa distributed in 184 genera, *Chaetoceros* being the most diverse (64 taxa) and 12 651 (37%)

records of dinoflagellates with 575 taxa in 94 genera, being Tripos the more diverse (91 taxa). Based on the number of records, 24 diatoms and 19 dinoflagellates were recognized as the typical flora, dominated by *Thalassionema nitzschioides* and *Tripos furca* var. *eugrammus*. Tripos dens corresponds to an exotic species and for *Skeletonema costatum* and *Prorocentrum micans* a revision is urgently needed, since it has been shown that these names contain pseudo-cryptic species. 35% taxa of each group are specific to the GM (absent in the Mexican Pacific), which questions the idea of the cosmopolitanism of the phytoplankton taxa, guiding the development of a biogeographical analysis to delimit natural regions in the seas of Mexico.

Keywords

Biodiversity, exotic species, georeferenced records, typical flora.

Introducción

Empezaremos por definir al fitoplancton y señalar su importancia en el ecosistema. Se conoce como fitoplancton a la comunidad de microalgas que habitan suspendidas en el ambiente pelágico, a expensas de las corrientes de agua y que en su mayoría tienen capacidad fotosintética; es decir, son autótrofas. Muchos organismos fitoplactónicos, principalmente dinoflagelados, son meroplanctónicos y pasan un estadio de su vida en los fondos marinos, como quistes temporales o hipnocigotos (resultado de reproducción sexual) en una condición de latencia, esperando que ocurran condiciones ambientales favorables para su crecimiento vegetativo (Bravo y Figueroa, 2014); por esa razón, su presencia en la columna de agua puede no ser permanente. Así, la flora fitoplanctónica de una región se construye con el estudio de varios momentos muestreados en diversos sitios, tanto horizontal como verticalmente (distintas profundidades en la columna de agua). También es habitual que en el ambiente pelágico se encuentren organismos denominados ticoplancton, cuya forma de vida principal es bentónica; es decir, viven adheridos a algún tipo de sustrato. Debido a la turbulencia de la columna de agua, los organismos ticoplanctónicos son acarreados al ambiente pelágico donde coexisten con las

especies planctónicas, que presentan adaptaciones especiales para retrasar su hundimiento y permanecer el mayor tiempo posible en la zona fótica (Margalef, 1978a); de esta manera, aunque temporalmente, el ticoplancton compite por los recursos del ambiente con el fitoplancton, desempeñando el mismo papel en el ecosistema. Este estudio contendrá entonces información de especies planctónicas, pero también de especies ticoplanctónicas, colectadas en la columna de agua iluminada de la porción mexicana del golfo de México.

Por su capacidad autótrofa, el fitoplancton corresponde a los productores primarios más importantes en el ambiente marino, principalmente en el océano abierto (zona de aguas profundas alejadas de las costas), siendo las diatomeas las causantes de más de 45% de la producción primaria del planeta (Simon *et al.*, 2009). Por otra parte, debido a sus requerimientos particulares para su crecimiento, varias especies de diatomeas han resultado útiles como indicadoras de contaminación o de masas de agua y corrientes en los ambientes marinos. Especialmente en el grupo de los dinoflagelados, además de la autotrofía, los organismos presentan otros tipos de nutrición (Taylor, 1982): auxotrofía (con necesidad de asimilar vitaminas y otros compuestos producidos por vegetales), mixotrofía (combinando una nutrición autótrofa y heterótrofa), osmotrofía (consumiendo materia orgánica disuelta), fagotrofía (atrapando y consumiendo a otros organismos, tales como bacterias, microalgas planctónicas e incluso zooplancton) y parasitismo (alimentándose de su hospedero por un largo tiempo y utilizado su materia y energía para crecer y reproducirse). Por esa razón, las especies del fitoplancton, además de participar en la producción primaria de los ecosistemas, también tienen un papel importante como consumidores primarios y secundarios, pudiendo incluso llegar a funcionar como control biológico de especies formadoras de florecimientos algales nocivos (Meave del Castillo *et al.*, 2020). Además, varias especies son productoras de potentes toxinas y de sustancias alelopáticas, que pueden afectar e incluso matar a otros organismos del fitoplancton, pero también de otros niveles tróficos, como zooplancton, moluscos filtradores, larvas de macroinvertebrados, peces, mamíferos marinos, aves e incluso al

hombre, constituyendo intrincadas redres tróficas y complejas relaciones ecológicas con múltiples componentes de la biota marina (Granéli y Turner, 2006). Por esa razón, un aspecto negativo del fitoplancton es la producción de florecimientos algales nocivos que afectan los ecosistemas acuáticos y causan cuantiosas pérdidas a la salud humana y las pesquerías.

Desde el punto de vista sistemático, el fitoplancton marino está integrado por varios miles de especies pertenecientes a diferentes grupos taxonómicos (divisiones); *Bacillariophyta* (diatomeas), *Dinophyta* (dinoflagelados), *Prymnesiophyta* (principalmente cocolitofóridos), *Cryptophyta* (criptomonas), *Rhaphidophyta* (rafidofitas), *Chlorophyta Prasinophyceae* (prasinoficeas), *Euglenophyta* (euglenoficeas), *Cyanophyta* o *Cyanoprocariota* (algas verde-azules), *Dictyochophyceae* (silicoflagelados), *Crysophyceae* (crisomonas), *Eustigmatophyceae*, *Chorarachniophyta*, *Parmophyceae*, *Bolidophyceae* y *Pinguiophyceae* (Hernández-Becerril, 2014). Dichos grupos presentan una diversidad filogenética que se refleja en la presencia de varios tipos de cloroplastos, flagelos, paredes celulares y diversos pigmentos fotosintéticos y accesorios; además de distintas capacidades de nutrición, velocidades de crecimiento y estrategias de vida (Margalef, 1978a; Taylor, 1982; Graham y Wilcox, 2000; Tozzi *et al.*, 2004, Glibert, 2016).

Actualmente se reconocen entre 3 444 - 5 000 taxa de fitoplancton marino (Sournia *et al.* 1991; Sournia, 1995; Tett y Braton, 1995; Katz *et al.*, 2004), de los cuales 40% corresponden a diatomeas, otro 40% a dinoflagelados, 10% a *Prymnesiophyta* (principalmente cocolitofóridos), 6% a *Prasinophyceae* y *Cryptophyta* y el último 4% al resto de los grupos de algas (Simon *et al.*, 2009), lo que hace un total aproximado de 1 400 taxa de diatomeas planctónicas marinas y otros 1 400 taxa de dinoflagelados planctónicos marinos a nivel mundial. Aunque no todas las especies fitoplanctónicas registradas en una determinada región se presentan al mismo tiempo, esta comunidad —sobre todo las que habitan ambientes oligotróficos, como el océano abierto— es rica y compleja, con valores de diversidad ecológica (H′) altos, que pueden llegar a 5, lo que significa que más de una treintena de especies tengan una abundancia similar y, por ende, una importancia semejante en el ecosistema (Marga-

lef, 1978b). Por esa razón, para evaluar los ambientes marinos es fundamental conocer su riqueza fitoplanctónica.

Aspectos biogeográficos del golfo de México (GM)

México es considerado como un país megadiverso en fauna y flora, tanto terrestre como acuática, debido en parte a su ubicación geográfica neártica-neotropical (Littler y Littler, 2000). Un análisis panbiogeográfico, con el que se delinean los límites biogeográficos en zonas de convergencia de biotas con distinto origen espacial, permitió ubicar un nodo en América Central, que constituye una zona de transición entre las biotas neárticas y neotropicales (Humphries y Parenti, 1999).

México tiene una extensión oceánica de ~65% del territorio total, una extensión litoral de 11 122 km y una zona económica exclusiva de más de $2x10^6$ km^2, que incluyen varias regiones marinas naturales en el océano Pacífico y golfo de México (incluyendo el mar Caribe). El GM junto con el mar Caribe constituyen uno de los sistemas con mayor diversidad biológica del planeta y es una importante región pesquera fuertemente amenazada por las actividades petroleras, ya que en él existen miles de plataformas petroleras y refinerías, siendo prácticamente inevitable que se viertan accidentalmente derrames de petróleo en sus aguas (En: Clima del golfo de México: https://www.elclima-enelmundo.com/2013/11/golfo-de-mexico-clima.html). Varios autores diferencian la porción del mar Caribe como una región distinta, debido a que su plataforma continental es mucho más estrecha, su historia geológica más accidentada (con fenómenos sísmicos y erupciones volcánicas), sus aguas más claras y menos salinas y por la presencia frecuente de huracanes provenientes del Atlántico, pero sobre todo porque la comunicación entre sus masas de agua es limitada, ocurriendo únicamente a través del canal de Yucatán (https://www.elclima-enelmundo.com/2013/11/golfo-de-mexico-clima.html).

Por esa razón y por la menor cantidad de estudios de fitoplancton en la porción del Caribe mexicano, este trabajo únicamente incluye al fitoplancton del GM y sólo una pequeña porción del norte del Caribe mexicano, en donde ambas regiones se conectan, resultado del proyecto de investigación CONABIO KT020,

Catálogos de autoridades taxonómicas de diatomeas planctónicas y ticoplanctónicas (*Bacillariophyta*) y dinoflagelados (*Dinophyta*) de mares mexicanos, realizado en el Lab. de Fitoplancton Marino y Salobre de la UAM-Iztapalapa.

Antecedentes de estudios fitoplanctónicos en el GM

En lo que respecta a estudios de taxonomía y florística de fitoplancton marino, la porción mexicana del GM ha recibido menos atención en comparación con el Pacifico mexicano. Las primeras investigaciones de fitoplancton en el GM se realizaron en la costa norte, perteneciente a Estados Unidos (EU), siendo los siguientes estudios los más importantes para conocer la riqueza de diatomeas: Conger (1954), Conger *et al.* (1972), Curl (1959), Ivanov (1966), Lehman y Wood (1996), Saunders y Glenn (1969), Simmons y Thomas (1962) y Wood (1963); todos citados en Krayevsky *et al*. (2009). Los primeros trabajos que contribuyeron a conocer las especies de dinoflagelados presentes en esta región fueron los de: Graham (1954), Curl (1959), Balech (1967), Norris y Berner (1970), Steidinger (1971), Steidinger *et al.* (1967), Steidinger y Williams (1970), Williams e Ingl (1972) y Roberts (1979); todos citados en Licea *et al.* (2004). En la porción mexicana del GM, los primeros estudios de fitoplancton fueron realizados en la porción sur, incluyendo la región del Caribe, por expediciones soviéticas y soviético-cubanas de 1960 a 1980 (Khromov, 1965a,b,c, 1967; Bogdanov *et al.*, 1968; Roujiyaynen *et al.*, 1968; Zernova, 1969, 1970a,b, 1974a,b, 1975, 1976, 1982; Bessonov *et al.*, 1971; Bisoño y González, 1974; Krylov, 1974; Vinogradova, 1974, 1976; Zernova y Zhitina, 1985; todos citados en Okolodkov, 2003). Sin embargo, la mayoría de estos estudios abordaron aspectos ecológicos relacionados con la distribución de la densidad fitoplanctónica y de pigmentos fotosintéticos (clorofila-*a*), sin detallar la composición de especies, con excepción del estudio de De la Cruz (1971). A partir de 1973 se empezaron a realizar investigaciones sobre fitoplancton en la plataforma continental del GM por investigadores mexicanos: Santoyo y Signoret (1973, 1975) y Licea (1977), citados en Licea *et al.* (2004), y a partir de 1990 con mayor intensidad por Figueroa-Torres (1990), Licea y Santoyo (1991), Balderas-Palacios (1994) y Zamudio

Reséndiz (1998). Más recientemente Licea *et al.* (2004) realizaron un estudio sobre sistemática y distribución de dinoflagelados, y registraron un total de 252 especies a partir del estudio de muestras de 10 cruceros oceanográficos realizados de 1979 a 2010; Licea *et al.* (2016) publicaron un listado taxonómico de diatomeas con 430 taxa con material de más de 20 cruceros oceanográficos realizados en el mismo periodo. Hernández-Becerril *et al.* (2008) analizaron el nanofitoplancton y su relación con las condiciones hidrográficas, encontrando 180 taxa, de los cuales 114 fueron diatomeas y 32 dinoflagelados, además de una heterogeneidad espacial tanto en la densidad celular como en el índice de diversidad de la comunidad. Las especies más abundantes fueron las *Nitzschia* (*N. bicapitata* Cleve, *N. bifurcata* Kaczmarska y Licea, y *N. leehyi* Fryxell) y *Thalassiosira* spp. Con respecto al Sistema Arrecifal Veracruzano, Okolodkov (2010) registró 38 taxa del género *Tripos*, Parra-Toriz *et al.* (2011) reportaron la composición específica de dinoflagelados planctónicos Prorocentrales y Dinophysiales, señalando una baja riqueza de especies, en comparación con la zona sur del GM, donde se han listado 38 especies de Dinophysiales (Okolodkov, 2014) y 14 de Prorocentrales (Licea *et al.*, 2004). Un trabajo más detallado concerniente al género *Dinophysis* (Esqueda-Lara *et al.*, 2013), reporta una nueva especie para la ciencia (*D. conjuncta* Parra-Toriz, Esqueda-Lara y Hernández-Becerril). Por otra parte, Aké-Castillo y Vázquez (2011) detectaron la presencia de *Peridinium quinquecorne* T.H. Abé (actualmente transferida al género Blixea) en la laguna de Sontecomapan y en la zona costera de Veracruz, reconociendo una nueva variedad (Blixea *quinquecorne* var. *trispiniferum*). Con respecto a estudios del género *Protoperidinium*, se encuentran los realizados por Okolodkov (2008), quien reporta 46 especies en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Para la plataforma de Yucatán, Merino-Virgilio *et al*. (2013) publicaron un listado taxonómico de 306 especies fitoplanctónicas pertenecientes a diversos grupos, de las cuales 152 corresponden a diatomeas y 124 a dinoflagelados. Poot-Delgado *et al*. (2015) reconocen 52 diatomeas y 34 dinoflagelados en la laguna de Términos; mientras que en la porción del Caribe, Hernández-Becerril y Almazán-Becerril (2004), Almazán-Becerril (2016) y Almazán-Becerril *et al*. (2016a, b), reportan dinoflagelados potencialmente tóxicos (*Pyrodinium bahamense*) y otros en su

mayoría ticoplanctónicos, pertenecientes a los géneros *Gambierdiscus, Coolia*, *Prorocentrum* y *Amphidinium*.

Existen dos importantes listados taxonómicos de los taxa de diatomeas y dinoflagelados del golfo de México (incluyendo la parte de EU y México): uno realizado por Krayevsky *et al*. (2009), quienes reconocen 948 taxa de diatomeas, y el otro por Steidinger *et al*. (2009), quienes reconocen 644 taxa de dinoflagelados. Con esos trabajos comparamos la flora de diatomeas y dinoflagelados, reconocida en la porción mexicana del GM para saber cuál es el porcentaje de taxa reconocidos en este mar mexicano, así como las diferencias en la composición de estos dos grupos fitoplanctónicos con respecto a la porción norte del GM (porción templada perteneciente a EU).

Dada la información anterior, los objetivos planteados en el presente estudio son: a) determinar la riqueza de diatomeas y dinoflagelados planctónicos y ticoplanctónicos marinos de la porción mexicana del GM; b) reconocer, con base en el número de registros, los taxa fitoplanctónicos típicos o representativos en esta región; c) señalar los taxa particulares o específicos de este mar mexicano, es decir, que no se han registrado en el Pacifico mexicano.

Metodología

Área de estudio

La porción mexicana del golfo de México está ubicada entre las 18°04'18'' a 25°57'4.16'' LN y -85°55'25.3'' a -97°08'57.8'' LO, y tiene una longitud de 3 458 km, correspondiente a las costas de los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán, y la porción diferenciada como Caribe mexicano en el estado de Quintana Roo. Presenta una superficie de 829 540 km^2, incluyendo la porción territorial y la zona económica exclusiva (CONABIO, 2018); por lo que representa un recurso natural de enorme importancia económica, ecológica y estratégica para el país. Su clima, de la porción central hacia el sur (en la región costera de los estados Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán) es tropical; mientras que en la parte norte (zona costera de Tamaulipas) es subtropical.

Según García (1981), la mayor parte del GM corresponde a un clima cálido, subhúmedo con lluvias en verano; considerando la precipitación y la temperatura ambiental, presenta tres épocas climáticas marcadas: temporada de secas (marzo a mayo), temporada de lluvias (mayo a octubre) y temporada de nortes (de noviembre a febrero).

La sonda de Campeche, ubicado en la porción SE del GM, constituye una región con alta productividad biológica, en comparación con el resto del litoral adyacente, en gran parte sustentada por la comunidad planctónica del ecosistema (Vidal *et al.,* 1994; Soto y Escobar-Briones, 1995). Esta región tiene una circulación predominantemente ciclónica, asociada con las corrientes provenientes del canal de Yucatán (Merrel y Morrison, 1981). Monreal-Gómez y Salas de León (1990) han confirmado la presencia de un giro ciclónico en dirección oeste, que permanece en la región durante febrero y marzo. En mayo o julio la circulación se invierte hacia el este y nuevamente el giro ciclónico se establece en agosto o septiembre y permanece hasta diciembre.

Las condiciones hidrográficas en el oeste del GM están influenciadas por los llamados giros de la corriente de Lazo, así como por la ocurrencia de los nortes entre octubre y febrero, correspondientes a vientos fríos que propician la mezcla de la capa superficial de la columna de agua en la región (Hurlburt y Thompson, 1980). Además, la circulación ciclónica dominante y los frentes fluviales, crean un sistema con gran dinamismo y alta productividad que sustenta pesquerías comerciales importantes (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986; Soto y Escobar-Briones, 1995). La afluencia de los estuarios y las descargas de ríos que desembocan en el GM representan un importante aporte de nutrientes disueltos para las zonas costeras adyacentes. Entre estos, son particularmente importantes los ríos Coatzacoalcos y Grijalva-Usumacinta, que juntos aportan aproximadamente la tercera parte de la descarga fluvial total en la porción sur (Tamayo, 1990). En esta zona, algunas lagunas costeras se destacan por su influencia estuarina, principalmente la de Términos (Campeche) y la de Tamiahua (Veracruz).

La Plataforma de Yucatán está influenciada por surgencias que ocurren en la porción norte de Cabo Catoche (Merino, 1997), y en esta zona la anchura de la plataforma marina (de más de 260

km), provoca que el agua que fluye hacia la plataforma permanezca durante largos períodos en la zona eufótica; aumentando con ello el potencial de fertilización del área (Furnas y Smayda, 1987). Una parte de las corrientes ascendentes del mar Caribe que fluyen hacia el oeste, cerca del Arrecife Alacranes, se aleja de la plataforma, mientras que otra parte se dirige hacia la costa, formando una circulación ciclónica hacia el norte de Cabo Catoche. Esta región de Yucatán se caracteriza también por la ausencia de ríos a lo largo de la costa y, aunque existen descargas de agua subterránea en el mar, no provocan variaciones importantes de salinidad (Merino *et al.*, 1990).

Análisis de datos

Para desarrollar este proyecto de investigación se solicitó a la CONABIO una base de datos unificada con los registros georeferenciados de los taxa de diatomeas y dinoflagelados generados por tres proyectos: H315: *Diatomeas (*Bacillariophyceae*) más abundantes y frecuentes de la plataforma y talud continental del sur del golfo de México*, S088: *Dinoflageladas de la región sur del golfo de México* y AA012: *Diatomeas (*Bacillariophyceae*) y Dinoflageladas (*Dinophyceae*) planctónicas más frecuentes en la región sur del golfo de México*, desarrollados de 1996 a enero de 2004. A esta base se le adicionaron 8 019 registros de taxa de diatomeas y dinoflagelados derivados del proyecto *Evaluación de los efectos de las actividades petroleras costa afuera e instalaciones costeras asociadas en el ambiente marino de la sonda de Campeche*, producto de un convenio PEMEX-IMP-BATELLE-UNAM-UAM, que incluyó el análisis de trabajos de fitoplancton de 1963 a 1998 (Gallegos *et al.*, 2009). Además, a la base de datos se le incorporaron registros más actuales (1966-2018), obtenidos de la revisión de literatura concerniente con información de taxa de diatomeas y dinoflagelados, registrados en la porción costera y oceánica del GM mexicano, haciendo un total de 34 157 registros georeferenciados (figura 1), de los cuales 21 506 (63%) corresponden a diatomeas y 12 651 (37%) a dinoflagelados.

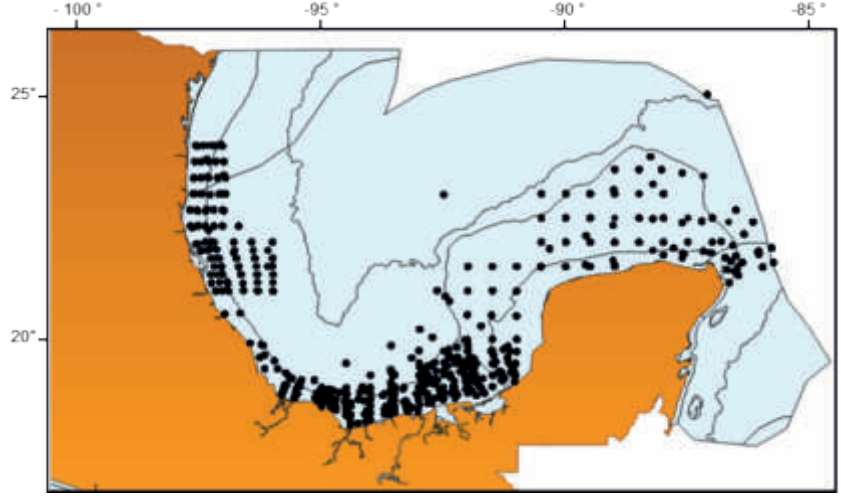
Para las diatomeas se usó el sistema de clasificación de Medlin y Karczmarska (2004) y Medlin (2016), mientras que para los dinoflagelados el de Gómez (2012); ambos sistemas de clasificación definen las categorías taxonómicas con base en información de secuencias moleculares, complementada con datos morfológicos.

De esta manera, para las diatomeas se consideran las siguientes clases: *Coscinodiscophyceae* (diatomeas céntricas radiales), *Mediophyceae* (diatomeas céntricas polares o Thalassiosirales radiales) y *Bacillariophyceae* (diatomeas pennadas), A diferencia de la clase *Bacillariophyceae*, propuesta por Round *et al*. (1990), que incluye únicamente diatomeas con rafe, en la clasificación usada, *Bacillariophyceae* contiene diatomeas pennadas que presentan tanto rafe, como pseudorafe. Los dinoflagelados están clasificados en las siguientes clases: *Dinophyceae*, *Noctiluciphyceae* y *Oxyrrhea*, y dos clases *incertae sedis*, correspondientes a *Pronoctiluca* y *Ceratoperidinium*.

Para validar los taxa se hizo una revisión de la nomenclatura, actualizando los nombres conforme a los criterios más recientes, utilizando AlgaeBase e *Index Nominum Algarum*, así como literatura taxonómica especializada reciente.

Figura 1

Ubicación de los 34 157 registros georeferenciados de diatomeas y dinoflagelados en el golfo de México, considerados en la base de datos del presente estudio

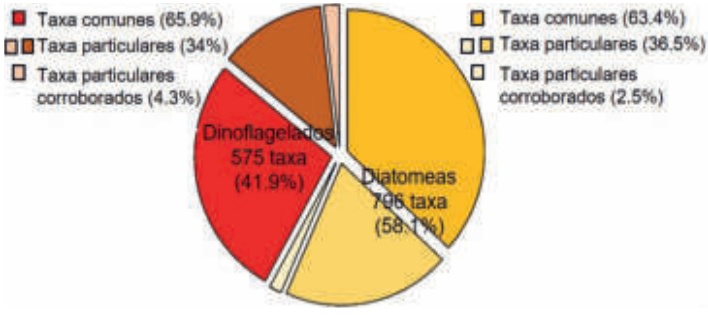


Resultados

En total se encontró que para la porción mexicana del GM se han registrado 1 371 taxa (incluyendo especies, variedades y formas) de diatomeas (*Bacillariophyta*) y dinoflagelados (*Dinophyta*) planctónicos y ticoplanctónicos. De éstos, 796 son diatomeas y 575 dinoflagelados (figura 2).[1] Estas cifras corresponden a 83.9% de todas las diatomeas y a 89.3% de todos los dinoflagelados registrados, según los listados taxonómicos previos de diatomeas de Krayevsky *et al*. (2009) y dinoflagelados de Steidinger *et al*. (2009) respectivamente.

Figura 2

Número de taxa por grupo fitoplanctónico (diatomeas y dinoflagelados), registrados en la poción mexicana del golfo de México



Nota: En cada grupo se indica además, los porcentajes, los taxa comunes en el Pacífico mexicano (es decir que se presentan en ambos océanos) y los taxa particulares en el golfo de México, así como el porcentaje de taxa particulares verificados, a través del análisis de fotografías del material mexicano.
Fuente: Anexo 1 de https://drive.google.com/file/d/1TZN6Bt1_QmAFHpdNWpNjb2kzKm7fiJRv/view?usp=sharing.

Las diatomeas se agruparon en tres clases y 184 géneros (tabla 1), siendo los siguientes nueve, los más diversos en orden descendente: *Chaetoceros* (64 taxa), *Nitzschia* (44), *Amphora* (42), *Thalassiosira* (31), *Navicula* (29), *Triceratium* (29), *Coscinodiscus* (28), *Diploneis* (21) y *Mastogloia* (20). De los 184 géneros, 80 (43.5%) tuvieron una sola especie en la base de datos.[2]

[1] Fuente: Anexo 1 de https://drive.google.com/file/d/1TZN6Bt1_QmAFHpdNWpNjb2kzKm7fiJRv/view?usp=sharing

[2] *Ibidem*.

Por su parte, los dinoflagelados se clasificaron en cinco clases y 94 géneros (tabla 1), siendo los más diversos los siguientes ocho: *Tripos* (91 taxa), *Protoperidinium* (79), *Dinophysis* (26), *Gymnodinium* (25), *Phalacroma* (23), *Prorocentrum* (22), *Gyrodinium* (21) e *Histioneis* (20).[3] De los 94 géneros de dinoflagelados, 49 (52.1%) tienen una sola especie en la base de datos.[4]

Tabla 1

Número de taxa en categorías supra e infraespecíficas por grupo fitoplanctónico

Categoría	*Bacillariophyta*	*Dinophyta*
Clase	3	5
Orden	38	21
Familia	71	56
Género	184	94
Especie	766	536
Variedad	26	29
Forma	4	10

Discusión

Nuevos registros para el golfo de México

La mayoría de los taxa registrados en la porción mexicana del golfo están contenidos en los listados taxonómicos de Krayevsky *et al*. (2009) y Steidinger *et al*. (2009); sin embargo, recientemente en la porción mexicana del GM, se describieron tres nuevos taxa de dinoflagelados: *Blixea quinquecornis* var. *trispiniferum* (Aké-Castillo y Vázquez, 2011), *Dinophysis conjuncta* (Esqueda-Lara *et al*., 2013) y *D. siankanensis* (Almazán-Becerril y Herández-Becerril, 2002). En el caso de las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* se adicionan 10 registros nuevos al listado de Krayevsky *et al*. (2009) —*P. arenysensis* Quijano-Scheggia, Garcés y Lundholm, *P. brasiliana* Lundholm, Hasle y Fryxell, *P. caciantha* Lundholm, Moestrup y Hasle, *P. calliantha* Lundholm, Moestrup y Hasle, *P. cuspidata* (Hasle) Hasle, *P. decipiens*

[3] *Ídem*.
[4] *Íbidem*.

Lundholm y Moestrup, *P. delicatissima* (Cleve) Heiden, *P. galaxiae* Lundholm y Moestrup, *P. prolongatoides* (Hasle) Hasle y *P. subcurvata*—, dos de los cuales están verificados al contar con fotografías publicadas que muestran sus caracteres diagnósticos.[5] De las 10 especies señaladas, nueve tienen potencial para producir FAN tóxicos por ser productoras de ácido domoico, una toxina que produce el envenenamiento amnésico en mamíferos (incluyendo al humano), al actuar sobre el sistema nervioso central produciendo la destrucción de las células neuronales (Sar y Ferrario, 1994). Tales especies se reportan en Meave del Castillo y Zamudio-Reséndiz (2018), con excepción de *Pseudo-nitzschia caciantha* Lundholm, Moestrup y Hasle, especie que se ha reportado formando un FAN en el parque nacional del Sistema Arrecifal Veracruzano por Okolodkov *et al*. (2015). Otros nuevos registros de diatomeas son *Triceratium favus* f. *quadrata* (Grunow) Hust., con 20 registros y *Chaetoceros lorenzianus* f. *singularis* Takano, con 10 registros en la base de datos. Al respecto, es necesario verificar estos dos últimos taxa, porque al momento no existe ninguna fotografía del material mexicano que confirme su identificación. De igual manera se incluyen 21 taxa de diatomeas exclusivos del GM y que además están verificados por contar con fotografías del material mexicano que muestra sus caracteres diagnósticos, de los cuales 12 (marcados con asterisco) corresponden a nuevos registros para el GM.[6]

Con respecto a los dinoflagelados, se reconocieron como nuevos registros varias especies del género *Tripos* —*T. arietinus* var. *gracillentus* (Jørg.), F. Gómez y *T. dens* (Ostenf. y A.W.F. Schmidt) F. Gómez, y otro exclusivo del GM (anexo 3), todos reportados por Okolodkov (2010); y seis taxa más exclusivos del GM reportados por Estrada-Martínez (2018).[7] Del género *Protoperidinium* son nuevos registros *P. compressum* (T.H. Abé) Balech, *P. cristatum* Balech, *P. denticulatum* (Gran y Braarud) Balech, *P. norpacense* (Balech) Balech, *P. pacificum* (Kof y Michener) F.J.R. Taylor y Balech, *P. thorianum* (Paulsen) Balech y *P. thulesense* (Balech) Balech— y otros

[5] *Ídem*.
[6] *Ídem*.
[7] Fuente: Anexo 2 de https://drive.google.com/file/d/1ZJfX7qn_3ebfmA37W9qFxzhGLbCzjvR6/view?usp=sharing.

cuatro exclusivos del GM;[8] todos registrados por Okolodkov (2008). También son nuevos registros *P. bipes* (Paulsen) Balech*, P. corniculum* (Kof y Michener) F.J.R. Taylor y Balech y P. *acutum* exclusivo del GM,[9] reportados por González-Fernández (2018). Varios taxa del orden Dinophysiales, entre ellos: *Dinophysis uracanthoides* (Jørg.) Gómez, López-García y Moreira en Esqueda-Lara *et al*. (2013), *Parahistioneis kastenii* (Kof y Michener) Kof y Skogsb, *H. isseli* Forti, *Ornithocercus skogsbergii* T.H. Abé y *Sinophysis microcephala* Nie y Wang (Okolodkov, 2014) son nuevos registros para el GM. Del total de dinoflagelados registados en el GM (575), 26 sonnuevos registros verificados, exclusivos del golfo —es decir están ausentes en el Pacífico mexicano— de los cuales 19 (marcados con asterisco) corresponden a nuevos registros para el GM.[10]

Taxa típicos o representativos del GM

Las diatomeas tuvieron un intervalo de registros de 1 a 449 en la base de datos, mientras que los dinoflagelados de 1 a 326 registros. La diatomea con más registros fue *Thalassionema nitzschioides*, mientras que *Tripos furca* var. *eugrammus* fue el dinoflagelado con más registros. Para decidir cuáles eran los taxa fitoplanctónicos más comunes y que por tanto tipifican al GM en la porción mexicana, consideramos aquellos que tuvieran registros correspondientes a más de 50% del intervalo de registros de cada grupo; es decir, con más de 224 registros para diatomeas y más de 166 registros para dinoflagelados; resultando 24 diatomeas y 19 dinoflagelados típicos (tabla 2).

[8] *Íbidem*.
[9] *Ídem*.
[10] *Ídem*.

Tabla 2

Listado de taxa típicos de diatomeas y dinoflagelados de la porción mexicana del golfo de México, en orden descendente de acuerdo con el número de registros (NR) georreferenciados en la base de datos elaborada para el presente estudio

Bacillariophyta (diatomes)	NR	Dinophyta (dinoflagelados)	NR
1. *Thalassionema nitzschioides* (Grunow) Mereschk.	449	1. *Tripos furca* var. *eugrammus* (Ehrenb.) F.Gómez	332
2. *Chaetoceros lorenzianus* Grunow	435	2. *Tripos trichoceros* (Ehrenb.) F. Gómez	269
3. *Hemiaulus membranaceus* Cleve	420	3. *Tripos fusus* (Ehrenb.) F. Gómez	267
4. *Pseudosolenia calcar-avis* (M. Schultze) Sundström	398	4. *Tripos fusus* var. *seta* (Ehrenb.) F. Gómez	266
5. *Hemiaulus hauckii* Grunow	397	5. *Tripos teres* (Kof.) F. Gómez	259
6. *Chaetoceros peruvianus* Brightw	369	6. *Tripos brevis* (Ostenf. & E.J. Schmidt) F. Gómez	238
7. *Nitzschia bicapitata* Cleve	364	7. *Pyrophacus steinii* (J. Schill.) D. Wall & B. Dale	234
8. *Guinardia flaccida* (Castrac.) H. Perag.	357	8. *Tripos pentagonus* (Gourret) F. Gómez	225
9. *Chaetoceros diversus* Cleve	353	9. *Tripos macroceros* (Ehrenb.) F. Gómez	223
10. *Chaetoceros decipiens* Cleve	336	10. *Tripos massiliensis* (Gourret) F. Gómez	217
11. *Leptocylindrus danicus* Cleve	333	11. *Dinophysis caudata* Kent	207
12. *Hemiaulus chinensis* Grev.	332	12. *Protoperidinium divergens* (Ehrenb.) Balech	206
13. *Chaetoceros coarctatus* Lauder	307	13. *Podolampas palmipes* F. Stein	203
14. *Proboscia alata* (Brightw.) Sundström	282	14. *Tripos muelleri* Bory	197
15. *Thalassiosira eccentrica* (Ehrenb.) Cleve	280	15. *Prorocentrum compressum* (Bailey) T.H. Abé ex J.D. Dodge	189
16. *Chaetoceros curvisetus* Cleve	275	16. *Tripos furca* (Ehrenb.) F. Gómez	189
17. *Thalassionema frauenfeldii* (Grunow) Hallegr.	261	17. *Ornithocercus magnificus* F. Stein	188
18. *Skeletonema costatum* (Grev.) Cleve*	260	18. *Prorocentrum gracile* F. Schütt	185
19. *Thalassionema bacillare* (Heiden) Kolbe	258	19. *Prorocentrum micans* Ehrenb.*	170

Continúa en la página siguiente.

Viene de página anterior.

Bacillariophyta (diatomes)	NR
20. *Pseudo-nitzschia pungens* (Grunow ex Cleve) Hasle	248
21. *Bacteriastrum hyalinum* Lauder	243
22. *Pleurosigma diverse-striatum* Meister	236
23. *Chaetoceros pelagicus* Cleve	234
24. *Chaetoceros compressus* Lauder	228

* = Taxa con discusión taxonómica reciente, cuyos registros es necesario verificar.

Taxa exóticos

Entre los dinoflagelados registrado en el GM se encuentra la especie *Tripos dens*. Este taxón es también referido por Steidinger *et al*. (2009) en el listado taxonómico de dinoflagelados de todo el GM, incluyendo la porción de Estados Unidos (EU), como su basiónimo: *Ceratium dens* Ostenf y Schmidt. Sin embargo, la referencia de la cual se tomó el registro (Steidinger *et al*., 1966) no corresponde en realidad a la especie. *T. dens* es una especie que hasta el año 2007 tenía una distribución confinada a la zona costera del océano Índico. En 2007 fue observada por primera vez en la porción sur (sonda de Campeche) del GM (Zamudio-Reséndiz, datos no publicados). Gárate-Lizárraga (2009) registró a la especie en muestras colectadas en 2007 en Fortdale (costas de Florida, EU). Okolodkov (2010) en su publicación del género *Ceratium* (actualmente sinónimo de *Tripos*), realizado en el Parque Nacional Arrecifal Veracruzano reportó a *T. dens* en muestras colectadas durante 2005 y 2008; sin embargo, dado que no señala con precisión la fecha en la que encontró a esta especie, podemos suponer que se presentó en 2008. Recientemente, Estrada-Martínez (2018) la reportó para la región norteña de la porción mexicana (entre la desembocadura del Río Pánuco hasta la frontera con EU) en muestras del crucero UEYATL-I, efectuadas en octubre de 2013, lo que indica que actualmente ya es una especie frecuente dentro de la flora fitoplanctónica de esta región. Por otra parte, Vidal y Lozano-Duque (2011) también reportan a *T. dens* en la zona costera del Caribe colombiano, en muestras colectadas durante mayo y junio de 2008.

Tomando en cuenta la dirección de las corrientes desde el mar Caribe hasta el GM y considerando la naturaleza costera de *Tripos dens*, podemos suponer que la especie llegó primero al Caribe, mucho antes de 2007, probablemente transportada en agua de lastre; considerando el tiempo que debió tardar la especie en establecerse en esta nueva región, para de ahí esparcirse a todo el GM, incluyendo las porciones costeras de México y EU.

Otro aspecto interesante relacionado con esta especie exótica es que también en el Pacífico mexicano, *T. dens* fue detectada a partir del año 2009 (septiembre a noviembre) en el golfo de California (Gárate-Lizárraga, 2009), y desde mayo de 2010 en la bahía de Acapulco, con una abundancia de hasta $1.46x10^3$ céls/l (Meave del Castillo *et al.*, 2012).

Taxa que requieren verificación

Recientemente, algunos taxa comunes en el fitoplancton marino y que se consideraban especies cosmopolitas presentan dificultades taxonómicas, toda vez que estudios con cultivos y análisis de secuencias moleculares evidenciaron que varias de ellas se trataban de taxa cesta; es decir, que bajo un determinado nombre estaban incluidas varias especies crípticas (idénticas morfológicamente pero con diferencias fisiológicas y genéticas constantes) o pseudocrípticas (con diferencias genéticas constantes y sutiles diferencias morfológicas, que sólo se evidencian con una observación cuidadosa).

Para el caso de *Skeletonema costatum* (con 260 registros), los estudios de Zingone *et al.* (2005) y Sarno *et al.* (2005) revelaron que al menos cinco taxa podían ser nombrados de esa manera: *S. grevillei* Sarno y Zingone, *S. dohrnii* Sarno y Kooistra, *S. grethae* Zingone y Sarno, *S. japonicum* Zingone y Sarno, *S. marinoi* Sarno y Zingone y la verdadera *S. costatum* (Greville) Cleve, y que las diferencias se evidencian únicamente a través de una observación detallada del patrón de areolas, fultopórtulas y la rimopórtula, al microscopio electrónico de barrido y transmisión, de preferencia usando la técnica de secado al punto crítico, para evitar alterar la morfología de las frústulas.

Por otra parte, el dinoflagelado *Prorocentrum micans* (con 170 registros) fue descrito originalmente por Ehrenberg en 1832, en Kiel, Alemania. Un estudio reciente de Han *et al.* (2016) mostró

que el típico morfotipo con forma de lágrima y antápice puntiagudo, nombrado por los autores como *P. micans*, en realidad correspondía a un nuevo taxón (por ser distintos al iconotipo de *P. micans*) que denominaron *P. koreanum* Han, Cho y Wang, cuyo patrón de poros de tricocistos y poroides particular es bastante distinguible, sobre todo al observarse en microscopía electrónica de barrido, y que el verdadero *P. micans* es mucho más escaso en las costas de Corea. Las fotografías del material mexicano del GM nombrado *P. micans* demuestran que realmente se trata de *P. korianum*. Para dificultar aún más la verificación de estos registros, actualmente se sabe que otro taxón puede estar incluido en este complejo. Henrichs *et al*. (2013) describieron una nueva especie de *Prorocentrum* para el GM, en las vecindades de Ship Channel, Port Arasas, Texas (EU), a la cual denominaron *P. texanum* Henrichs, Steidinger, Scott y Campbell, diferenciando dos variedades por su forma: la var. nominal con forma redondeada y la var. *cuspidatum* Henrichs, Steidinger, Scott y Campbell, más acorazonada. Esta última con bastante similitud con el verdadero *P. micans*, diferenciándose de él por tener un patrón de poros de tricocistos ordenados y las zonas central y antapical, desprovista de poroides.

Taxa particulares del GM

Utilizando la información del proyecto en desarrollo que incluye una base de datos con 142 053 registros, 1 230 taxa de diatomeas y 819 de dinoflagelados registrados en el Pacífico mexicano (PM) y GM (datos de los autores, no publicados), obtuvimos información de los taxa particulares de diatomeas y dinoflagelados del GM (es decir, ausentes en el PM), resultando en 291 (36.5%) taxa de diatomeas (figura 2) y 196 (34%) de dinoflagelados (figura 2). Para las diatomeas se tienen 21 registros verificados exclusivos del GM, de los cuales 13 presentan más de un registro en la base de datos (2-33 registros) y el resto corresponden a taxa raros, con sólo un registro en la base de datos, pero que sin embargo, han podido verificarse.[11] Doce de estos taxa de diatomeas exclusivos del GM y verificados corresponden a nuevos registros para el GM (mismo

[11] *Ídem*.

anexo 2, marcados con asterisco). Otros dos taxa con más de un registro: *Thalassiosira partheneia* H.-J. Schrad (23 registros) y *Triceratium favus* f. *quadrata* (20), que también corresponden a nuevos registros para el GM, no han podido verificarse por no contar con alguna fotografía o esquema original del material mexicano. Con respecto a los dinoflagelados, se encontraron 196 taxa exclusivos del GM (figura 2), de los cuales sólo cinco —que están verificados— presentan más de un registro (3-99 registros) en la base de datos. De los 26 taxa de dinoflagelados exclusivos del GM y verificados (anexo 3, antes citado), 19 corresponden a nuevos registros para el GM (marcados con asterisco en el mismo anexo 3).

Sobre la nutrición de las especies fitoplanctónicas del GM

A pesar de ser fotosintéticas, la mayoría de las algas fitoplanctónicas también son capaces de asimilar compuestos orgánicos (disueltos o particulados) para la obtención de carbono, aminoácidos, oligoelementos y fosfolípidos, sobre todo cuando se agotan los compuestos inorgánicos en el ambiente (Granéli *et al.*, 1999). Esta facultad se debe a que poseen las enzimas necesarias en el metabolismo del ciclo de Krebs (Glibert y Legrand, 2006); sin embargo, esta capacidad está limitada en las diatomeas, seguramente debido a su frústula de sílice (Stoecker *et al.*, 2006). Por el contrario, varias especies de dinoflagelados, tales como *Tripos* spp., de los cuales se registraron 91 taxa en este estudio, son mixótrofos facultativos, por lo que además de realizar la fotosíntesis, son capaces de consumir materia orgánica, principalmente a través de osmotrofía (Naik *et al.*, 2011) o fagotrofía, atrapando presas, como es el caso de *Tripos* (= *Ceratium*) *furca* (Ehrenb.) F. Gómez (Smalley *et al.*, 2003). Se ha señalado que el costo energético de la osmotrofía es alto y similar al mantenimiento del aparato fostosintético (Stoecker, 1999). Definitivamente la capacidad de mantener y usar ambos mecanismos de nutrición proporciona a estos organismos facultativos mayores posibilidades de sobrevivir a condiciones oligotróficas o con poca luz (Glibert y Legrand, 2006). Lo mismo sucede con los dinoflagelados del género *Dinophysis*, del cual se contabilizaron 34 especies

en el GM. Se ha observado que frecuentemente los *Dinophysis* se ubican en capas delgadas cerca de la termoclina, donde la luz es escasa (Gentien *et al.,* 2005), y utilizan el carbono orgánico disuelto (DOC) para su crecimiento y mantenimiento de los florecimientos; lo que sugiere que estas especies compensan la radiación luminosa reducida con alimentación heterotrófica (Glibert y Legrand, 2006).

Dada la enorme cantidad de compuestos orgánicos existentes en el océano y la amplitud de vías metabólicas de las microalgas para asimilarlos, estudios recientes han demostrado que varias especies de dinoflagelados, que por tener cloroplastos se había asumido fueran autótrofos obligados, pueden asimilar estos compuestos, sobre todo cuando los nutrientes inorgánicos son limitantes o se han agotado (Stoecker *et al*., 2006). Estos mecanismos involucran el transporte de moléculas grandes a través de su membrana celular, enzimas en la superficie celular para descomponer tales moléculas orgánicas grandes en compuestos menores, o bien enzimas que oxidan o hidrolizan aminoácidos o proteínas (Mulholland *et al*., 1998, 2002; Glibert y Legrand, 2006). La actividad de la ureasa es bastante alta en *Prorocentrum cordatum* (Ostenfeld) J.D. Dodge (= *P. minimum* (Pavillard) J. Schiller), cuando el nitrógeno inorgánico es insuficiente para su crecimiento (Fan *et al*., 2003) y la leucina amino peptidasa, una proteasa que hidroliza enlaces peptídicos, tiene una actividad importante en *Akashiwo sanguinea*, *Protoceratium reticulatum* (Clap. y Lachm.) Buetschli y *P. cordatum* (Stoecker y Gustafson, 2003), todos presentes en el GM.

Es importante mencionar que no necesariamente los compuestos orgánicos tienen un origen antropogénico. Los florecimientos de *Karenia brevis* (C.C. Davis) G. Hansen and Moestrup en el GM, generalmente se originan en alta mar —en aguas oligotróficas—, y pueden ser estimulados por la materia orgánica producida por florecimientos de cianobacterias del género *Trichodesmium.* Estas cianobacterias fijan activamente N_2 y liberan amonio y nitrógeno orgánico disuelto (DON) en forma de compuestos de bajo peso molecular, que son asimilados por *Karenia* (LaRoche y Breitbarth, 2005).

Por otra parte, la fagotrofía es una nutrición bastante extendida entre los dinoflagelados. Las especies de *Protoperidinium*, de la cuales se registran 79 en este estudio, son heterótrofos estrictos y

varios de ellos fagótrofos. Este metabolismo representa una ventaja importante sobre la autotrofía y la mixotrofía, pues su costo de mantenimiento es mucho menor, permitiendo derivar la mayor parte de la energía al crecimiento y reproducción del organismo (Raven, 1997; Stoecker, 1999). Además, la captura de presas puede eliminar a los competidores y reducir sus consumidores, de forma que permite que los dinoflagelados fagótrofos formen frecuentemente florecimientos monoespecíficos. Stoecker *et al*. (2006) mencionan que otros dinoflagelados planctónicos en los que se ha demostrado fagotrofía son los siguientes: *Akashiwo sanguinea, Tripos furca*, *Margalefidinium* (= *Cochlodinium*) *polykrikoides*, *Dinophysis acuminata* Clap. y Lachm., *D. norvegica* Clap. y Lachm., *Gonyaulax polygramma* F. Stein, *Gymnodinium catenatum* Graham, *Heterocapsa triquetra* (Ehrenb.) F. Stein, *Lingulodinium polyedra* (F. Stein) Dodge, *Prorocentrum triestinum* J. Schill., *P. micans, P. cordatum*, *Protoceratium reticulatum* (Clap. y Lachm.) Buetschli y *Scrippsiella acuminata* (Ehrenb.) Kretschmann, Elbr., Zinssmeister, Soehner, Kirsch, Kusber y Gottschling (= *S. trochoidea* (F. Stein) A.R. Loeblich III), todos presentes en el GM.

Consideraciones finales

El hecho de que entre los taxa típicos o representativos del GM se encuentren varias diatomeas y algunos dinoflagelados que son fotótrofos o auxótrofos, pero también varias especies de *Tripos* que son principalmente mixótrofos, e incluso *Protoperidinium divergens* que es una especie totalmente heterótrofa, indica que seguramente los factores que afectan el desarrollo de las especies de fitoplancton en el GM son muy diversos. Tomando en cuenta lo que señala Glibert (2016), para los autótrofos, podríamos señalar además de la necesidad de luz adecuada, las concentraciones de macro y micronutrientes inorgánicos, tales como fósforo, nitrógeno en su formas reducidas u oxidadas, Fe y Se, entre otros. Para las especies mixótrofas y heterótrofas osmótrofas, podrán ser importantes los compuestos orgánicos que forman parte del DON y el DOC, causados por contaminación con aguas negras o por crecimiento algales, así como las densidades bacterianas y de nanoplancton. Para las heterótrofas fagótrofas serían las densidades

bacterianas, y de fito y zooplancton. Además, para estas microalgas será importante evaluar su capacidad para formar cadenas, tener movilidad y soportar la turbulencia o preferencia por aguas estratificadas. Todo esto será necesario para explicar el por qué, dentro de esta rica flora fitoplanctónica presente en este ecosistema, algunas especies en ciertas circunstancias dominan la comunidad.

El resultado de que únicamente 42.7% de los 1 230 taxa de diatomeas registrados en ambientes marinos de México sean comunes en ambos litorales; es decir, estén presentes tanto en el PM como en el GM, y que lo mismo suceda para el caso de los 819 taxa de dinoflagelados registrados, pues sólo 48.3% se presenta en ambos litorales (datos los autores, no publicados), cuestiona la idea general concebida de que los taxa de fitoplancton sean cosmopolitas, ni siquiera en la misma latitud. Lo que guía a la necesidad de desarrollar estudios de biogeografía para reconocer y delimitar regiones biogeográficas marinas naturales en los mares de México. Al momento, hablar de taxa con un solo registro es engañoso, puesto que al menos se refiere a la existencia de una población en determinado sitio; sin embargo, hay casos como *Craspedotella pileolus* Kofoid, en que el único registro de la base de datos corresponde realmente al único ejemplar observado en el GM (Zamudio *et al*., 2013).

Para que los estudios de biogeografía sean más efectivos, será necesario que los investigadores que publiquen estudios florísticos, como resultado de la revisión de muestras de cruceros con largos derroteros o de una extensa red de estaciones, señalen con precisión los sitios georeferenciados donde encuentren cada taxón, ya sea en forma de anexos o materiales adicionales para la publicación, pues sólo así podrán ser delimitadas las regiones biogeográficas naturales marinas, con base en la información de presencia-ausencia de las especies en cuadrantes determinados para ello.

Literatura citada

Aké-Castillo, J.A. and Okolodkov, Y. (2009). *Pseudo-nitzschia subcurvata* (Bacillariophyceae) in the Gulf of Mexico? *Harmful Algae News*, 40: 6-7.

Aké-Castillo, J.A. y Vázquez G. (2011). *Peridinium quinquecorne* var. *trispiniferum* var. nov. (Dinophyceae) from a brackish environment. *Acta Botánica Mexicana,* 94: 125-140.

Almazán-Becerril, A. (2016). Introducción. En: E. García-Mendoza, S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz y E.J. Núñez-Vázquez (eds.), *Florecimientos algales nocivos en México* (pp. 349-351). México: CICESE, Ensenada.

Almazán-Becerril, A. and Hernández-Becerril, D.U. (2002). *Dinophysis siankanensis*, A New Species of Planktonic Dinoflagellate (Dinophyceae) from the Mexican Caribbean Sea. *Phycologia*, 41(4): 374-381.

Almazán-Becerril, A.; Irola-Sansores, E.D. y Escobar-Morales, S. (2016a). El género *Gambierdiscus* de Quintana Roo, México. En: E. García-Mendoza, S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz y E.J. Núñez-Vázquez (eds.), *Florecimientos algales nocivos en México* (pp. 366-377). México: CICESE, Ensenada.

Almazán-Becerril, A.; Escobar-Morales, S.; Irola-Sansores, E.D. y Delgado-Pech, B. (2016b). Morfología y taxonomía de los géneros *Ostreopsis* y *Coolia* en el Caribe mexicano. En: E. García-Mendoza, S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz y E.J. Núñez-Vázquez (eds.), *Florecimientos algales nocivos en México* (pp. 378-393). México: CICESE, Ensenada.

Balderas Palacios, B.M. (1994). Distribución superficial del fitoplancton en el golfo de México y su relación con algunos parámetros físicoquímicos durante el otoño de 1986. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Bravo, I. and Figueroa R.I. (2014). Toward an ecological undestanding of Dinoflagellate cyst functions. *Microorganisms* 2: 11-32.

De la Cruz, A. (1971). Estudios de plancton en el Banco de Campeche. En: *Coloquio sobre Investigaciones y Recursos del Mar Caribe y Regiones Adyacentes* (pp. 375-383), UNESCO, París.

Escobar Morales, S. (2015). Riqueza específica de dinoflagelados atecados planctónicos de algunas localidades del golfo de México y del Pacífico mexicano. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del Mar, UNAM. México.

Esqueda-Lara, K.; Parra-Toriz, D. and Hernández-Becerril, D.U. (2013). Morphology and Taxonomy of *Dinophysis* species of the Section Hastata (Dinoflagellata), Including the Description of *Dinophysis conjuncta*

sp. nov., from the Mexican Marine Waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(5): 1187-1202.

Estrada Martínez, M.I. (2018). Especies del género *Tripos* (Bory) Gómez, 2013 (Dinophyceae) en la región central del golfo de México: Composición, abundancia, distribución y su relación con algunas variables físicoquímicas. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del Mar, UNAM, México.

Fan, C.; Glibert, P.M.; Alexander, J. and Lomas, M.W. (2003). Characterization of Urease Activity in three Marine Phytoplankton Species. *Marine Biology*, 142: 949-958.

Figueroa Torres, M.G. (1990). Sistemática y distribución del género *Ceratium* Schrank 1973, en el sur del golfo de México (feb-dic, 1987). Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Furnas, M.J. and Smayda, T.J. (1987). Inputs of Subtermocline Waters and Nitrate onto the Campeche Bank. *Continental Shelf Research*, 7: 161-175.

Gallegos-Martínez, M.; Meave del Castillo, M.E.; Álvarez, C.S.; Sentíes-Granados, A.; Roldán, R.R.; Dreckmann, K.S.; Zamudio-Reséndiz, M.E. y Chacón-Alvarado, R. (2009). Biodiversidad costera en la sonda de Campeche. En: A.L. Soto y M.C. González-Macías (eds.), *PEMEX y la salud ambiental en la sonda de Campeche* (pp. 169-264). México: IMP-Batelle Memorial Institute-UNAM-UAM.

García, E. (1981). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen: Para adaptarlo a las condiciones de la República mexicana.* 3er ed. México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.

Gárate-Lizárraga, I. (2009). First Record of *Ceratium dens* (Dinophyceae) in the Gulf of California. *CICIMAR Oceánides*, 24(2): 167-173.

Gentien, P.; Donoghay, P.; Yamazaki, H.; Raine, R.; Reguera, B. and Osborn, T. (2005). Harmful Algal Blooms in Stratified Environments. *Oceanography*, 18: 72-183.

Glibert, P.M. (2016). Margalef Revisited: A New Phytoplankton Mandala Incorporating Twelve Dimensions, Including Nutritional Physiology. *Harmful Algae*, 25: 25-30.

Glibert, P.M. and Legrand, G. (2006). The Diverse Nutrient Strategies of Harmful Algae: Focus on Osmotrophy. In: E. Granéli and J.T. Turner (eds.), *Ecology of Harmful Algae* (pp. 163-175). 1st ed. USA: Springer.

Gómez, F. (2012). A Checklist and Classification of Living Dinoflagellates (dinoflagellata, Alveolata). *CICIMAR Oceánides*, 27(1): 65-140.

González-Fernández, J.M. (2018). Análisis de la composición, abundancia y distribución de *Protoperidinium* Bergh (Dinophyceae) en la región central del golfo de México. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.

Graham, L.E. and Wilcox, L.W. (2000). *Algae*. Upper Saddle River: Prentice Hall.

Granéli, E. and Turner, J.T. (eds.) (2006). *Ecology of Harmful Algae*. 1st ed. USA: Springer.

Granéli, E.; Carlsson, P. and Legrand, C. (1999). The Role of C, N and P in Dissolved and Particulate Matter as a Nutritional Source for Phytoplankton Growth, Including Toxic Species. *Aquatic Ecology*, 33: 17-27.

Han, M.S.; Wang, P.; Kin, J.H.; Cho, S.Y.; Park, B.S.; Kim, J.H.; Kalano, T. and Kim, B.H. (2016). Morphological and Molecular Phylogenetic Position of *Prorocentrum micans sensu stricto* and Description of *Prorocentrum koreanum* sp. nov. From Southern Coastal Waters in Korea and Japan. *Protist*, 167: 32-50.

Henrichs, D.W.; Scott, P.S.; Steidinger, K.A.; Errera, R.M.; Abraham, A. and Campbell, L. (2013). Morphology and Phylogeny of *Prorocentrum texanum* sp. nov. (Dinophyceae): A New Toxic Dinoflagellate from the Gulf of Mexico Coastal Waters Exhibiting Two Distinct Morphologies. *Journal of Phycology*, 49: 143-155.

Hernández-Becerril, D.U. (2014). Biodiversidad de algas planctónicas marinas (Cyanobacteria, Prasinophceae, Euglenophyta, Chrisophyceae, Dictyochophyceae, Eustigmatophyceae, Parmophyceae, Raphidophyceae, Bacillariophyta, Cryptophyta, Haptophyta, Dinoflagellata) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 44-53.

Hernández-Becerril, D.U. y Almazán-Becerril, A. (2004). Especies de dinoflagelados del género *Gambierdiscus* (Dinophyceae) del mar Caribe mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 52 (1): 77-87.

Hernández-Becerril, D.U.; García-Reséndiz, J.A.; Salas-de León, D.A.; Monreal-Gómez, M.A.; Signoret-Poillon, M. and Aldeco-Ramírez, J. (2008). Nanoplankton Fraction in the Phytoplankton Structure in the Southern Gulf of Mexico (April 2000). *Ciencias Marinas,* 34(1): 77-90.

Hurlburt, H.E. and Thompson, J.D. (1980). A Numerical Study of Loop Current Intrusions and Eddy Shedding. *Journal of Physical Oceanography,* 10: 1611-1651.

Humphries, C.J. and Parenti, L.R. (1999). *Cladistic Biogeography: Interpreting Patterns of Plant and Animal Distributions*. Oxford: Oxford University Press.

Katz, M.E.; Finkel, Z.V.; Grzebyk, D.; Knoll, A.H. and Falkowski, P.G. (2004). Evolutionary Trajectories and Biogeochemical Impacts of Marine Eukaryotic Phytoplankton. *Annual Review of Ecology and Systematics,* 35: 523-556.

Krayesky, D.M.; Meave del Castillo, E.; Zamudio, E.; Norris, J.N. and Fredericq, S. (2009). C. 8. Diatoms (*Bacillariophyta*) of the Gulf of Mexico. In: D . L . Felder and D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico: Its Origins, Waters, and Biota, III: Biota* (pp. 379- 453). College Station: Texas A&M University Press.

LaRoche, J. and Breitbarth, E. (2005). Importance of the Diazotrophs as a Source of New Nitrogen in the Ocean. *Journal of Sea Research*, 53: 67-91.

Licea, S. (1999). Diatomea (*Bacillariophyceae*) más abundantes y frecuentes de la plataforma continental del sur del golfo de México. Proyecto CONABIO H315. Disponible en: http://www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos.cgi?Letras = h&Numero = 315.

Licea, S. and Santoyo, H. (1991). Algunas características ecológicas del fitoplancton de la región central de la bahía de Campeche. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM*, 18(2): 157-167.

Licea, S.; Zamudio, M.E.; Luna, R. and Soto, J. (2004). Free-Living Dinoflagellates in the Southern Gulf of Mexico: Report of Data (1979-2002). *Phycological Research*, 52: 419-428.

Licea, S.; Moreno-Ruíz, J.L. and Luna, R. (2016). Checklist of Diatoms (*Bacillariphyceae*) from the Southern Gulf of Mexico: Data-Base (1979-2010) and New Records. *Journal of Biodiversity & Endangered Species,* 4(3). 174.

Littler, D.S. and Littler, M.M. (2000). *Caribbean Reef Plants: An Identification Guide to the Reef Plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico*. Washington: OffShore Graphics, Inc.

Margalef, R. (1978a). Life-Forms of Phytoplankton as Survival Alternatives in an Unstable Environment. Acta *Oceanológica,* 1(4): 493-509.

Margalef, R. (1978b). Diversity. In: A. Sournia, A. (ed.), *Phytoplankton Manual* (pp. 251-260). Paris: UNESCO.

Meave del Castillo, M.E.; Zamudio-Resendiz, M.E. and Castillo Rivera, M.A. (2012). Riqueza fitoplanctónica de la bahía de Acapulco y zona costera aledaña, Guerrero, México. *Acta Botánica Mexicana,* 100: 405-487.

Meave del Castillo, M.E. and Zamudio-Resendiz, M.E. (2018). Cap. 2. Toxic and Potentially Harmful Diatoms in the Gulf of Mexico. In: K.A. Steidinger and M.E. Meave del Castillo (eds.), *Guide to the Identification of Harmful Microalgae in the Gulf of Mexico, Vol. I Taxonomy*. USA: Florida Fish and Wildlife Research Institute. Retrieved from http://myfwc.com/research/redtide/research/scientific-products/.

Meave del Castillo, M.E., Zamudio-Resendiz, M.E., Castillo-Rivera, M.A., Gutiérrez-Mendieta, F., Varona-Cordero, F. and Hernández-Cárdenas G. (2020). *Co-ocurrence of two dinoflagellates in Acapuilco Bay, Guerrero, Mexico: an opportunity to quantify their biology and ecology. Acta Botánica Mexicana 127: e1559. ful Algae* (pp. 112-115). October 29-November 2, 2012. Changwon, Gyeongnam, Korea: CECO, ISSHA, NFRDI-KORHAB.

Medlin, L.K. (2016). Evolution of the Diatoms: Major Steps in their Evolution and a Review of the Supporting Molecular and Morphological Evidence. *Phycologia*, 55(1): 79-103.

Medlin, K.L. and Karczmarska, I. (2004). Evolution of the Diatoms: V. Morphological and Cytological Support for the Major Clades and Taxonomic Revision. *Phycologia*, 43(3): 245-270.

Merino, M. (1997). Upwelling on the Yucatan Shelf: Hydrographic Evidence. *Journal of Marine Systems*, 13: 101-121.

Merino, M.; Czitrom, S.; Jordán, E.; Martín, E.; Thomé, P. and Moreno, O. (1990). Hydrology and Rain Flushing of the Nichupté Lagoon System, Cancun, Mexico. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 30: 223-237.

Merino-Virgilio, F.C.; Okolodkov, Y.B.; Aguilar-Trujillo A.C. and Herrera-Silveira, J.A. (2013). Phytoplankton of the Northern Coastal and Shelf Waters of the Yucatan Peninsula, Southeastern Gulf of Mexico, Mexico. *Check List,* 9(4): 771-779.

Merrel, W.J.Jr and Morrison, J.M. (1981). On the Circulation of the Western Gulf of Mexico with Observations from 1978. *Journal of Geophysical Research*, 86: 4181-4185.

Monreal-Gómez, M.A. y Salas de León, D.A. (1990). Simulación de la circulación en la bahía de Campeche. *Geofisica Internacional*, 29: 101-111.

Muciño-Márquez, R.E.; Figueroa-Torres, M.G. y Esquivel-Herrera, A. (2011). Variación nictimeral de la comunidad fitoplanctonica y su relación con las especies formadoras de florecimientos algales nocivos en la boca de la laguna costera de Sontecomapan, Veracruz, México. *CICIMAR Oceanides,* 26(1): 19-31.

Mulholland, M.R.; Glibert, P.M.; Berg, G.M.; Van Heukelem, L.; Pantoja, S. and Lee, C. (1998). Extracellular Amino Acid Oxidation by Microplankton: A Cross-Ecosystem Comparison. *Aquatic Microbiology Ecology*, 15: 141-152.

Mulholland, M.R.; Gobler, C.J. and Lee, C. (2002). Peptide Hydrolysis, Amino Acid Oxidation and N Uptake in Communities Seasonally Dominated by *Aureococcus anophagefferens*. *Limnology and Oceanography*, 47: 1094-1108.

Nava-Ruiz, V. y Valadez, F. (2012). Flora Planctónica de Laguna Lagartos, Quintana Roo. *Revista Mexicana de Biodiversidad,* 83: 561-582.

Naik, R.K.; Hedge, S. and Anil, A.C. (2011). Dinoflagellate Community Structure from the Stratified Environment of the Bay of Bengal, with Special Emphasis on Harmful Algal Bloom Species. *Environmental Monitoring and Assessment,* 182: 15-30.

Okolodkov, Y.B. (2003). A Review of Russian Plankton Research in the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea in the 1960-1980s. *Hidrobiológica,* 13(3): 207-221.

Okolodkov, Y.B. (2008). *Protoperidinium* Bergh (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a Key for Identification. *Acta Botánica Mexicana*, 84: 93-149.

Okolodkov, Y.B. (2010). *Ceratium* Schrank (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a Key for Identification. *Acta Botánica Mexicana,* 93: 41-101.

Okolodkov, Y.B. (2014). Dinophysiales (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a Key for Identification. *Acta Botánica Mexicana*, 106: 9-71.

Okolodkov, Y.B.; Aké-Castillo, J.A.; Campos-Bautista, G.; Lara-Martínez, R. y Jiménez-García, L.F. (2015). Dinámica anual del género *Pseudonitzschia* (Bacillariophyceae) en el Sistema Arrecifal Veracruzano. En: A. Granados-Barba, I. Ortíz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. Gon-

zález-Gándara (eds.), *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: Hacia el corredor arrecifal del suroeste del golfo de México* (pp. 249-265). México: Universidad Autónoma de Campeche.

Orduña-Mendrano, R.E. (2012). Patrones de distribución y abundancia del fitoplancton nocivo en la zona costera de Tuxpan, Veracruz, México. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana. México.

Parra-Toriz, D.; Ramírez-Rodríguez, M.L. y Hernández-Becerril, D.U. (2011). Dinoflagelados (Dinophyta) de los órdenes Prorocentrales y Dinophysiales del Sistema Arrecifal Veracruzano, México. *Revista de Biología Tropical*, 59(1): 501-514.

Poot-Delgado, C.A.; Okolodkov, Y.B.; Aké-Castillo, J.A. and Osten, J.R. (2015). Annual Cycle of Phytoplankton with Emphasis on Potentially Harmful Species in Oyster Beds of Terminos Lagoon, Southeastern Gulf of Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 50(3): 465-477.

Raven, J.A. (1997). Phagotrophy in Phototrophs. *Limnology and Oceanography*, 42: 198-205.

Round, F.E.; Crawford, R.M. and Mann, D.G. (1990). *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge: Cambridge University Press.

Sar, E.A. y Ferrario, M.E. (1994). Fitoplancteres y su relación con la salud humana. *Rev. Museo, Fundación Museo de La Plata "P. Moreno"*, 1 (2): 58-60.

Sarno, D.; Kooistra, H.C.F.; Medlin, L.K.; Percopo, I. and Zingone, A. (2005). Diversity in the Genus *Skeletonema* (Bacillariophyceae). II. An Assessment of the Taxonomy of *S. costatum*-like Species with the Description of Four New Species. *Journal of Phycology*, 41: 151-176.

Smalley, G.W.; Coats, D.W. and Stoecker, D.K. (2003). Feeding in the Mixotrophic Dinoflagellate *Ceratium furca* is influenced by Intracellular Nutrient Concentrations. *Marine Ecology Progress Series*, 262: 137-151.

Simon, N.; Cras, A.L.; Foulon, E. and Lemée, R. (2009). Diversity and Evolution of Marine Phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies,* 332 (2-3): 159-170.

Soto, L. and Escobar-Briones, E. (1995). Coupling Mechanisms Related to Benthic Production in the SW Gulf of Mexico. In: A. Eleftheriou,

A.D. Ansell and C.J. Smith (eds.), *Biology and Ecology of Shallow Coastal Water, Proceedings of the 28th European Marine Biology Symposium* (pp. 233-242). Iraklio, Crete, Grecia. EUA: Olsen & Olsen.

Sournia, A. (1995). Red Tide and Toxic Marine Phytoplankton of the World Ocean: An Inquiry into Diversity. In: P. Lassus, G. Arzul, E. Erand, P. Gentien and C. Marcaillou (eds.), *Harmful Marine Algal Blooms* (pp. 103-112). Lavoisier, Intercept Ltd.

Sournia, A.; Chrétiennot-Dinet, M.J. and Ricard, M. (1991). Marine Phytoplankton: How Many Species in the World Ocean? *Journal of Plankton Research*, 13: 1093-1099.

Steidinger, K A.; Davis, T.J. and Williams, J. (1966). Observations of *Gymnodinium breve* Davis and other Dinoflagellates. In: *Observations of an unusual red tide. A Symposium* (pp. 8-15). St. Petersburg, Fl. USA: Board and Conservation Marine Laboratory Professional Paper Series.

Steidinger, K.A., Faust, M.A. and Hernández-Becerril, D.U. (2009). Dinoflagellates (Dinoflagellata) of the Gulf of Mexico. In: D.L. Felder and D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota* (pp. 131-154). Texas A&M University Press, College Station, Texas.

Stoecker, D.K. (1999). Mixotrophy Among Dinoflagellates. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 46: 97-401.

Stoecker, D.K. and Gustafson, D. (2003). Cell-Surface Proteolytic Activity of Photosynthetic Dinoflagellates. *Aquatic Microbial Ecology*, 30: 175-183.

Stoecker, D.; Tillman, U. and Granéli, E. (2006). Phagotrophy in Harmful Algae. In: E. Granéli and J.T. Turner (eds.), *Ecology of Harmful Algae* (pp. 177-188). 1st ed. USA: Springer.

Tamayo, J.L. (1990). *Geografía moderna de México*. México: Trillas.

Taylor, F.J.R. (1982). *The Biology of Dinoflagelates. Botanical Mongraphs*. Volume 21. London: Blackwel Scientific publications.

Tett, P. and Barton, E.D. (1995). Why are there About 5000 Species of Phytoplankton in the Sea? *Journal of Plankton Research*, 17: 1693-1704.

Tozzi, S.; Schofield, O. and Falkowski, P.G. (2004). Historical Climate Change and Ocean Turbulence as Selective Agents for two Key Phytoplankton Functional Groups. *Marine Ecology Progres Series*, 274: 123-132.

Vidal, L.A. y Lozano-Duque, Y. (2011). Revisión de los taxones de género *Neoceratium* F. Gómez, D. Moreira et P. López-García

(Dinophyceae) y primer registro de *N. dens* en el Mar Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 40(2): 143-183.

Vidal, V.M.V.; Vidal, F.V.; Hernández, A.B.; Meza, E. and Zambrano, L. (1994). Winter Water Mass Distributions in the Western Gulf of Mexico Affected by a Colliding Anticyclonic Ring. *Journal of Oceanography*, 50(5): 559-588.

Yáñez-Arancibia, A. y Sánchez-Gil, P. (1986). Los peces demersales de la plataforma continental del sur del Golfo de México. Vol. 1. Caracterización del ecosistema y ecología de las especies, poblaciones y comunidades. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnologia, UNAM,* 9 (Publ. esp.): 1-229.

Zamudio Reséndiz, M.E. (1998). Hidrología y fitoplancton en una región costera al oeste del golfo de México. Tesis de maestría. UACPP-CCH, UNAM. México.

Zamudio Reséndiz, M.E.; Licea, S. and Luna, R. (2013). Relative Abundance and Distribution of Unarmored Dinoflagellates Species in the Southern Gulf of Mexico (2005-2010). In: J.M. Lewis, F. Marret and L. Bradley (eds.), *Biological and Geological Perspectives of Dinoflagellates* (pp. 233-238). London: The Micropaleontological Society, Special Publications.

Zingone, A.; Percopo, I.; Sims, P.A. and Sarno, D. (2005). Diversity in the Genus *Skeletonema* (Bacillariophyceae). I. A Reexamination of the Type Material of *S. costatum* with the Description of *S. grevillei* sp. nov. *Journal of Phycology*, 41: 140-150.

La comunidad de corales escleractinios del sistema arrecifal Palo Seco, Veracruz, México

Carlos González-Gándara

Resumen

En la presente investigación se evaluó la comunidad de corales escleractinios y el sustrato bentónico del arrecife Palo Seco, localizado en el sur del estado de Veracruz. Se realizaron 63 censos visuales aleatorios y 54 fototransectos en los veranos de 2013 y 2016, respectivamente. Los transectos fotográficos se distribuyeron en dos estratos de profundidad (menor a 15 m y mayor a 15 m) y se analizaron con el programa Coral Point Count, con 25 puntos al azar. La comunidad de corales escleractinios está formada por 21 especies, 12 géneros y 11 familias, además de *Millepora alcicornis* y *Stylaster roseus.* El sustrato arrecifal de Palo Seco está cubierto principalmente por algas turf (46.35%), esponjas (19.56%) y roca (18.1%), grupos que mostraron contrastes en función de la profundidad. La cobertura coralina representada fundamentalmente por *Siderastrea siderea* y *Agaricia agaricites* fue mayor en las zonas someras (8.39%) con respecto a las profundas (3.6%), corroborado con el análisis de similitud (ANOSIM) que muestra diferencias significativas en los componentes del bentos ($R = 0.46$; $p < 0.0001$). La cobertura coralina del arrecife Palo Seco es limitada por las

condiciones ambientales debido al drenaje continental del río Coatzacoalcos, que incrementa la turbidez y reduce la calidad del agua para los corales.

Palabras clave

Suroeste del golfo de México, bancos sumergidos, corales, turbidez.

Scleractinian Coral Community on Palo Seco Reef System, Veracruz, Mexico

Abstract

In this research, scleractinian coral community and benthic substrate of Palo Seco reef located in the south of Veracruz state respectively. 63 random censuses and 54 photos transect at two depth ranges (< 15 m and > 15 m) during the summer of 2013 and 2016 were made and evaluated. Photo transects were analyzed with the Coral Point Count program using 25 random points. The scleractinian coral community was composed by 21 species, 12 genera and 11 families, as well as: *Millepora alcicornis* and *Stylaster roseus*. The reef substrate of Palo Seco was mainly covered by algae turf (46.35%), sponges (19.56%), and rock (18.1%). The reef benthos groups showed significant differences between depths. Coral cover represented by *Siderastrea siderea* and *Agaricia agaricites*, was higher in shallow zones (8.39%) than in deep areas (3.6%). Similarity analysis (ANOSIM) confirmed the differences for benthic components ($R = 0.46$; $p < 0.0001$). Coral cover at Palo Seco reef is limited by environmental conditions due to the Coatzacoalcos river runoff which increases turbidity and reduces the water quality for corals.

Keywords

Southwestern Gulf of Mexico, submerged banks, corals, turbidity.

Introducción

Los arrecifes coralinos, al igual que la mayoría de los ecosistemas marinos, están expuestos a múltiples estresores (Halpern *et al.*, 2015) que operan a nivel global, como: la acidificación del océano (Comeau *et al.*, 2014), el incremento en la temperatura superficial del mar (Frieler *et al.*, 2013) y el aumento en la concentración de nutrientes (Fabricious *et al.*, 2014). Asimismo, existen factores locales que limitan el desarrollo coralino; en el Caribe, en los últimos 30 años, la diezma de las poblaciones de acroporidos y *Diadema*, así como el incremento en la población turística y la sobrepesca han causado el declive de la cobertura de corales (Jackson *et al.*, 2014). Por otra parte, los nutrientes aportados por los escurrimientos continentales (Ballantine *et al.*, 2008) favorecen el cambio de fase, que implica una mayor cobertura de algas (Done, 1992).

Las descargas de los ríos determinan la calidad del agua en los arrecifes costeros (Fabricious *et al.*, 2014), la cual se puede estimar a partir de diferentes parámetros como: la turbidez, la concentración de nutrientes y de clorofila *a*, entre otros. En general, la baja calidad del agua causa disminución de la riqueza y de cobertura coralina (Fabricious *et al.*, 2012; Wenger *et al.*, 2015), aunque en algunos casos, las aguas turbias protegen a los corales de los rayos ultravioleta que causan el blanqueamiento (Cacciapaglia y van Woesik, 2016).

Los arrecifes veracruzanos, especialmente los del centro del estado, han sido calificados como sistemas que se desarrollan bajo condiciones subóptimas (Tunnell, 1988; 1992), debido a que están expuestos a aguas de baja calidad generada por las descargas de los ríos. En este sentido, se ha documentado que el incremento en la turbidez y la concentración de clorofila *a*, en las formaciones arrecifales de Veracruz, produce un gradiente de diversidad que se refleja en una menor riqueza coralina en los arrecifes más turbios (Jordán-Garza *et al.*, 2017). Uno de los bancos sumergidos de Veracruz es el arrecife Palo Seco, ubicado cerca de la desembocadura del río Coatzacoalcos, cuya turbidez se explica por la gran cantidad de sedimentos suspendidos y asociados al volumen de descarga, que es de 661.44 m^3/s en verano y 462.37 m^3/s en otoño (Salas-Pérez *et al.*, 2015).

La comunidad de corales escleractinios de los arrecifes de Veracruz se ha estudiado desde el siglo XIX (Heilprin, 1890), y el esfuerzo de investigación ha sido mayor en los arrecifes que forman el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) (Tunnell, 1988; 1992; Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet, 1999; Horta-Puga, 2003; Jordán-Dahlgren, 2004; Jones *et al*., 2008; Horta-Puga *et al*., 2015; Pérez-España *et al*., 2015) y en el Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan (SALT) (Moore, 1958; Rigby y McIntire, 1966; Chávez *et al*., 1970; Chávez, 1973; Escobar-Vázquez y Chávez, 2012). Para los sistemas del sur de Veracruz, las publicaciones que abordan a la comunidad de corales se restringen a dos: el documento técnico justificativo de los arrecifes de los Tuxtlas (CONANP, 2018) para proponer al sistema como Área Natural Protegida, donde se listan las especies, y el de Jordán-Garza *et al*. (2017), que describe los patrones de diversidad coralina en función de la turbidez. En general, las comunidades de los bancos sumergidos veracruzanos son poco conocidas, y en esta investigación se presenta una caracterización general del sustrato bentónico del arrecife Palo Seco, así como información de su comunidad de corales escleractinios, considerando dos estratos de profundidad.

Metodología

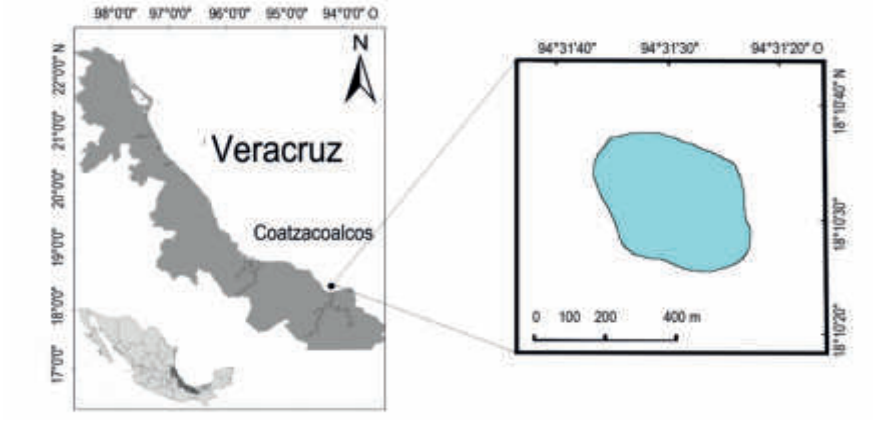
El arrecife Palo Seco se localiza a 12.1 km de la desembocadura del río Coatzacoalcos, es una formación de aproximadamente 400 m de largo y 300 m de ancho. La profundidad del arrecife oscila entre 12 y 22 m, y geográficamente se ubica a los 18°10 30 N y 94°31 30 O (figura 1).

Para cumplir con los objetivos de este trabajo se realizaron 63 censos visuales aleatorios de 30 minutos, efectuados en el verano de 2013, y 54 fototransectos de 25 m de longitud realizados en el verano de 2016, estos últimos se distribuyeron sistemáticamente en dos estratos de profundidad (menor a 15 m y mayor a 15 m). Las fotografías fueron tomadas a 0.5 m de distancia del sustrato. La identificación de los corales se realizó *in situ* a partir de los rasgos morfológicos que los distinguen, usando la guía de Humann y Deloach (2013); cuando no fue posible identificarlos en el campo, se tomaron muestras para determinarlos en el laboratorio con

base en las publicaciones de: Zibrowius (1974), Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet (1999), Veron (2000) y Budd *et al.* (2012). Para los nombres científicos se siguió a Cairns *et al*. (2009) y se corroboraron en la WORMS (2018). Para determinar la cobertura de los grupos morfofuncionales se analizaron 1 470 fotografías con el programa *Coral Point Count With Excel Extensions* (Koeler y Gill, 2006). Para detectar diferencias en la cobertura coralina se realizó una prueba de Mann Withney, dado que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad, para esto se usó el programa Statgraphics Plus 5.1. Para revelar diferencias en la cobertura de grupos morfofuncionales entre los dos estratos de profundidad, se efectuó un análisis de similitud (ANOSIM) con distancia de Bray-Curtis (Clarke, 1993). Posteriormente se realizó un análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), utilizando el programa PAST (Hammer *et al*., 2001).

Figura 1

Localización geográfica del arrecife Palo Seco, Veracruz



Resultados

La comunidad de corales escleractinios en el arrecife Palo Seco está constituida por 21 especies que corresponden a 12 géneros y 11 familias, además de un milleporino (*Millepora alcicornis*) y un estilasterino (*Stylaster roseus*). Las familias de corales con mayor riqueza fueron Agariciidae (cuatro especies), Favidae (tres especies) y

Oculinidae (tres especies) (véase tabla 1). En la lista destaca el registro de cuatro colonias incrustantes de *Oculina patagonica* (figura 2), cuyos coralitos miden de 2.52 a 3.48 mm de longitud. Esta especie exótica fue observada en asociación con esponjas y algas turf.

Tabla 1

Lista sistemática de las especies de milleporinos, estilasterinos y corales escleractinios, del arrecife Palo Seco, Coatzacoalcos, Veracruz

Familia	Especie
Milleporidae	*Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758)
Stylasterinidae	*Stylaster roseus* (Pallas, 1766)
Astroceniidae	*Stephanocoenia intersepta* (Lamarck, 1816)
Pocilloporidae	*Madracis decactis* (Lyman, 1859)
	Madracis pharensis pharensis (Heller, 1868)
Acroporidae	*Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816)
Agariciidae	*Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758)
	Agaricia fragilis (Dana, 1846)
	Agaricia humilis (Verril, 1901)
	Agaricia lamarcki (Milne Edwards y Haime, 1846)
Siderastreidae	*Siderastrea radians* (Pallas, 1766)
	Siderastrea siderea (Ellis y Solander, 1786)
Poritidae	*Porites astreoides* (Lamarck, 1816)
Faviidae	*Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1772)
	Pseudodiploria clivosa (Ellis y Solander, 1786)
	Pseudodiploria strigosa (Dana, 1846)
Montastreidae	*Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1758)
Rhizangiidae	*Astrangia solitaria* (Lesueur, 1817)
Oculinidae	*Oculina diffusa* (Lamarck, 1816)
	Oculina patagonica (De Angelis, 1908)
	Oculina varicosa (Lesueur, 1821)
Mussidae	*Scolymia cubensis* (Milne Edwards y Haime, 1849)
Caryophylliidae	*Paracyathus pulchellus* (Philippi, 1842)

El ordenamiento sigue a Cairns *et al*. (2009).

Figura 2
Fotografía de *Oculina patagonica* del arrecife Palo Seco, Veracruz



El sustrato arrecifal del arrecife Palo Seco está cubierto principalmente por algas turf (46.35%), esponjas (19.56%) y roca (18.1%), los cuales en conjunto representan más de 80%. Los grupos morfofuncionales con menor proporción fueron: materia orgánica (excretas de holotúridos) y arena, que representaron en conjunto 0.11%. La cobertura bentónica en los dos estratos de profundidad está dominada por tres grupos: algas turf, roca y esponjas, pero las proporciones son diferentes en las zonas con menos de 15 m de profundidad, el porcentaje de algas turf y macroalgas (principalmente del género *Dyctiota*) es menor; mientras que, en el estrato mayor a 15 m, los grupos de menor abundancia relativa fueron: corales, roca, filamentos de cianobacterias y algas costrosas (tabla 2).

La cobertura coralina en el arrecife Palo Seco osciló entre 0 y 17.5%, el promedio fue de 6.48%. Las especies que más contribuyen fueron *S. siderea* (54.56%) y *A. agaricites* (18.9%), que en conjunto representaron más de 70%. En contraste, *Porites astreoides* (1.97%) y *Stephanocoenia intersepta* (0.99%) representaron menos de 3% del total (figura 3).

Tabla 2

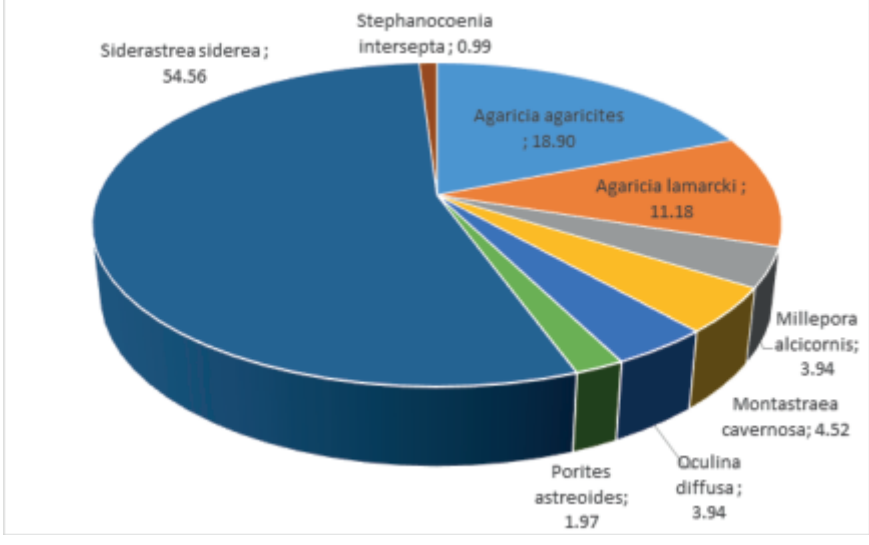
Cobertura de los grupos morfofuncionales en general y por capa de profundidad en el arrecife Palo Seco, Veracruz

Grupo morfofuncional	General	Profundidad	
		<15m	>15m
Esponjas	19.56	17.75 ± 7.54	22.40 ± 6.78
Macroalgas	1.49	1.33 ± 0.93	1.73 ± 2.59
Algas costrosas	2.39	2.91 ± 2.22	1.57 ± 1.28
Algas turf	46.35	38.17 ± 12.2	59.19 ± 9.34
Arena	0.03	0.03 ± 0.11	0.02 ± 0.06
Roca	18.10	23.83 ± 8.04	9.10 ± 4.58
Cianobacterias	5.53	7.67 ± 5.08	2.16 ± 2.62
Materia orgánica	0.08	0.07 ± 0.11	0.12 ± 0.20
Corales	6.48	8.24 ± 3.10	3.72 ± 1.94

Nota: En sombreado se refieren los grupos dominantes.

Figura 3

Cobertura coralina por especie en el arrecife Palo Seco, Veracruz



Al tomar como referencia los dos niveles de profundidad del arrecife Palo Seco, primeramente se encontraron diferencias en la cobertura coralina, la cual fue mayor en zonas someras (8.39%), con respecto a las profundas (3.6%). Las especies dominantes son las mismas (*S. siderea* y *A. agaricites*) en ambos estratos, pero con menor cobertura en las zonas profundas, al igual que el resto de las especies (tabla 3).

El análisis de similitud (ANOSIM) entre estratos de profundidad muestra diferencias significativas en los componentes del bento ($R = 0.46$; $p < 0.0001$), donde las algas turf, roca y esponjas contribuyen con más de 70% de disimilitud.

Tabla 3

Cobertura de las especies más importantes de corales escleractinios con base a la profundidad

Especies	Estratos de profundidad	
	< 15 m	> 15 m
Agaricia agaricites	1.57	0.73
Agaricia lamarcki	0.7	0.
Millepora alcicornis	0.39	0.09
Montastraea cavernosa	0.49	0.06
Oculina diffusa	0.37	0.11
Orbicella faveolata	0.01	—
Porites astreoides	0.11	—
Siderastrea siderea	4.63	2.01
Stephanocoenia intersepta	0.06	—
Cobertura total	8.39	3.6

Nota: En sombreado la especie dominante.

Discusión

Los arrecifes costeros se caracterizan por aguas de baja calidad, particularmente cuando están ligados a descargas de ríos (Fabricious *et al.*, 2014), mismos que son determinantes en los componentes del sustrato arrecifal, porque la turbidez disminuye la cobertura de corales y octocorales, e incrementa la de macroalgas (Fabri-

cious *et al.*, 2012), entre otros. El flujo de agua continental del río Coatzacoalcos arrastra partículas que se suspenden sobre el arrecife Palo Seco, formando una capa de hasta 10 m de profundidad debido a las diferencias de salinidad. Esto limita la penetración de luz y la visibilidad es menor a 1 m en el verano, debido a la turbidez (*obs. per.*), factor considerado como indicador de la calidad del agua en arrecifes coralinos costeros (Wenger *et al.*, 2015).

En el banco sumergido de Palo Seco, el sustrato bentónico es dominando por algas turf, esponjas y roca (>80%), lo cual sugiere que existe gran disponibilidad de nutrientes y partículas que son acarreadas por el río Coatzacoalcos (Salas-Pérez *et al.*, 2015). La alta cobertura de algas turf es parecida a la que ocurre en el arrecife Oro Verde, ubicado al norte de Veracruz (De la Cruz-Francisco y Bandala-Pérez, 2016).

Las algas difieren en su respuesta al suministro de nutrientes, algunas pueden ser estimuladas por éstos y otras no (Thacker *et al.*, 2001). Bajo condiciones normales, las algas turf dominan sobre los corales debido a su gran capacidad para ocupar rápidamente los espacios disponibles (Díaz-Pulido y McCook, 2002), generando una interacción competitiva, donde la forma y el tamaño de las colonias coralinas parece ser determinante (Barott *et al.*, 2012).

Las colonias coralinas incrustantes, así como las de mayor talla, compiten exitosamente con las algas turf (Swierts y Vermeij, 2016). Por su parte, las algas costrosas en el arrecife Palo Seco presentan valores bajos (2%) y existen evidencias de que la abundancia de este grupo favorece el asentamiento y la sobrevivencia de los corales, lo cual es más común en aguas transparentes y, por tanto, podría ser un indicador de la calidad del agua (Fabricious *et al.*, 2012).

Uno de los grupos taxonómicos que ocurren en áreas con mayor turbidez son las esponjas (Wenger *et al.*, 2015). En el arrecife Palo Seco, este grupo presentó una cobertura de 19.65% en promedio, que es un valor alto y puede explicarse en función de la conducta alimenticia de las esponjas, las cuales son depredadores pasivos (Speight y Henderson, 2010) que requieren de materia orgánica, misma que, de acuerdo con el volumen de descarga del río Coatzacoalcos y la alta concentración de clorofila *a* (Salas-Pérez

et al., 2015), en Palo Seco sugiere esa abundancia, algo parecido reportan Johnston *et al*. (2016) en bancos sumergidos de Texas, donde las esponjas cubren entre 27 y 39%.

La composición de la comunidad de corales escleractinios en el arrecife Palo Seco está definida por 21 especies, riqueza similar a la registrada en otros bancos sumergidos en Veracruz, como Oro Verde (20 especies) (Maruri, 2012; De la Cruz-Francisco y Bandala-Pérez, 2016) y Pantepec, (21 especies) (González, 2010; Cortés, 2014) pero menor a las 32 especies del arrecife Blake (Martos, 2010; González-Gándara *et al*., 2015). Esto puede ser un indicador de la importancia de la transparencia para el desarrollo de los corales escleractinios, ya que —en el Blake— la visibilidad es de hasta 25 m y en el resto de los sistemas —Oro Verde, Palo Seco y Pantepec— está reducida a 6 m aproximadamente (*obs. per.*). Entre los componentes de Palo Seco, destaca la presencia de *O. patagonica*, especie exótica que actualmente está distribuida por todo el mar Mediterráneo, tanto en aguas prístinas como contaminadas (Zibrowius, 1974; Fine *et al*., 2001; Sartoretto *et al*., 2008). Su presencia en el golfo de México puede reflejar el impacto de la actividad industrial y portuaria, dado que las plataformas petroleras y las aguas de lastre de los barcos pueden transportan larvas de otras latitudes (Zenetos *et al*., 2005).

En general, el número de especies de corales escleractinios en los bancos sumergidos es menor a la riqueza de los arrecifes emergentes, como Lobos (Escobar-Vázquez y Chávez, 2012; Ortiz-Lozano *et al*., 2013; Jordán-Garza *et al*., 2017), Tuxpan (Morales, 2015) en el SALT donde se citan 37 especies e Isla Verde y De Enmedio en el SAV (Ortiz-Lozano *et al*., 2013; Horta-Puga *et al*., 2015; Pérez-España *et al*., 2015), donde se registran 44 especies, debido a que algunas especies de coral (p.e. *Porites porites*), restringen su distribución a las zonas someras o profundas, en cambio otras son de amplia distribución (p.e. *C. natans*) (Thomas *et al*., 2015).

Los sedimentos suspendidos limitan el paso de la luz, la cual es fundamental para el crecimiento y desarrollo de los corales, dada su asociación simbiótica con las zooxantellas (Sheppard *et al*., 2009). Por esto, las colonias coralinas que ocurren en Palo Seco tienen forma de plato y las especies con mayor cobertura son aquellas que tienen capacidad para establecerse en regiones bajo

condiciones subóptimas, como: *Oculina*, *Agaricia* y *Monstastraea*, que pueden rechazar materiales particulados como limos y arcillas o soportar cambios de salinidad (Muthiga y Szmant, 1987; Horta-Puga y Carriquiry, 2008).

La profundidad está relacionada con la penetración de luz, los corales que habitan los bancos sumergidos deben estar adaptados, aunque el mayor desarrollo coralino en arrecifes veracruzanos ocurre entre los 10 y 15 m de profundidad (Horta-Puga *et al*., 2015), en sistemas como Palo Seco, la profundidad define diferencias significativas en la cobertura, siendo mayor en las zonas menores a 15 m (8.39%) con respecto a las profundas (3.6%). Esto se debe a la limitación al paso de la luz debido a los materiales suspendidos (Fabricious *et al*., 2014) y al estrés ambiental debido al drenaje continental generado por el río Coatzacoalcos.

Las comunidades coralinas del arrecife Palo Seco, al igual que las de otros sistemas arrecifales del estado de Veracruz, deben ser investigadas integralmente para definir las estrategias de manejo y conservación más adecuadas (Ortiz-Lozano *et al*., 2018). Asimismo, dada la importancia de los bancos sumergidos como reservorio de germoplasma, que nutre a otros sistemas vecinos y favorece la diversidad biológica regional, es urgente fomentar las actividades de investigación en estos ecosistemas para valorar su relación con los demás sistemas arrecifales.

Conclusiones

El sustrato arrecifal de Palo Seco está representado por ocho grupos morfofuncionales, donde: algas turf, esponjas y roca, presentan los valores más altos de cobertura. La comunidad de corales escleractinios está constituida por 21 especies de corales, un milleporino y un estilasterino, destacando por su riqueza las familias: *Agariciidae*, *Faviidae* y *Oculinidae*. La cobertura coralina en el arrecife Palo Seco representada principalmente por: *S. siderea* y *A. agaricites* es baja (6.48%) y muestra una relación inversa con la profundidad.

Agradecimientos

Esta investigación forma parte del proyecto *Bases para el análisis y s*íntesis de los *sistemas costeros de Veracruz*, realizado en el marco de la Red para el Análisis y Síntesis de la Zona Costera Veracruzana, Golfo de México (RASZCOV); así como del proyecto *Esponjas, corales escleractinios, equinodermos y peces de los arrecifes coralinos del norte y sur de Veracruz*, financiado por la CONABIO (Convenio: FB1628/JF124/12).

Literatura citada

Ballantine, D.L.; Appeldoorn, R.S.; Yoshioka, P.; Weil, E.; Armstrong, R.; García, J.R.; Otero, E.; Pagan, F.; Sherman, C.; Hernández-Delgado, E.A.; Bruckner, E. and Lilyestrom, C. (2008). Biology and Ecology of Puerto Rican Coral Reefs. En: B.M. Riegl and R.E. Dodge (eds.), *Coral Reefs of the World. Vol. I. Coral Reefs of the USA* (pp 375-406). 1a ed. Estados Unidos de América: Springer-Science + Business Media B.V.

Barott, K.L.; Williams, G.J.; Vermeij, M.J.; Harris, J.; Smith, J.E.; Rohwer, F.L. and Sandin S.A. (2012). Natural History of Coral-Algae Competition across a Gradient of Human Activity in the Line Islands. *Marine Ecology Progress Series,* 460: 1-12.

Beltrán-Torres, A. y Carricart-Ganivet, J.P. (1999). Lista revisada y clave para los corales pétreos zooxantelados (Hidrozoa: Millepora; Anthozoa: Scleractinia) del Atlántico Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 47(4): 813-829.

Budd, A.F.; Fukami, H.; Smith, N.D. and Knowlton, N. (2012). Taxonomic Classification of the Reef Coral Family Mussidae (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia). *Zoological Journal of the Linnean Society*, (166): 465-529.

Cacciapaglia, C. and van Woesik, R. (2016). Climate Change Refugia: Shading Reef Corals by Turbidity. *Global Change Biology*, 22: 1145-1154.

Cairns, S.D.; Jaap, W. and Lang, J. (2009). Scleractinia (Cnidaria) of the Gulf of Mexico. En: D.L. Felder and D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota Biodiversity* (pp. 334-347). 1st ed. USA: Texas A & M. University.

Carricart-Gavinet, J.P. y Horta-Puga, G. (1993). Arrecifes de coral en México. En: S.I. Salazar-Vallejo, y N.E. González (eds.), *Biodiversidad marina y costera de México* (pp. 80-90). 1ra ed. México: Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo.

Chávez, E.A. (1973). Observaciones generales sobre las comunidades del arrecife de Lobos, Veracruz. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. México*, 20: 13-21.

Chávez, E.A.; Hidalgo, E. y Sevilla, M.L. (1970). Datos acerca de las comunidades bentónicas del arrecife Lobos, Veracruz. *Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 31: 211-281.

Clarke, K.R. (1993). Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.

Comeau, S.; Edmunds, P.J.; Spindel, N.B. and Carpenter, R.C. (2014). Fast Coral Reef Calcifiers are more sensitive to Ocean Acidification in Short-Term Laboratory Incubations. *Limnology and Oceanography*, 59(3): 1081-1091.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2018). *Estudio previo justificativo para la declaratoria del área de protección de flora y fauna, Arrecifes de Los Tuxtlas. México*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Cortés, U.C. (2014). Herramientas para incluir tres arrecifes no emergentes en el área de protección de fauna y flora. Sistema arrecifal Lobos Tuxpan. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México.

De la Cruz-Francisco, V. y Bandala-Pérez, A.E. (2016). Esponjas y cnidarios (Hydrozoa y Anthozoa) del arrecife Oro Verde; cobertura bentónica y afinidad faunística con sistemas arrecifales de Veracruz, México. *CICIMAR Oceánides*, 31(2): 45-64.

Diaz-Pulido, G. and McCook, L.J. (2002). The Fate of Bleached Corals: Patterns and Dynamics of Algal Recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 232: 115-128.

Done, T.J. (1992). Phase Shifts in Coral Reef Communities and their Ecological Significance. *Hydrobiologia*, 247: 121-132.

Escobar-Vázquez, C. and Chávez, E. (2012). Coral Community Structure at Isla Lobos Reef, Gulf of México. Biodiversity and Systematic.

Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 1-4.

Fabricious, K.E.; Logan, M.; Weeks, S. and Brodie, J. (2014). The Effects of River Run-Off on Water Clarity Across the Central Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 84: 191-200.

Fabricius, K.E.; Cooper, T.F.; Humphrey, C.; Uthicke, S.; De'ath, G.; Davidson, J.; LeGrand, H.; Thompson, A. and Schaffelke, B. (2012). A Bioindicator System for Water Quality on Inshore Coral Reefs of the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 65: 320-332.

Fine, M.; Zibrowius, H. and Loya, Y. (2001). *Oculina patagonica*: A Non-Lessepsian Scleractinian Coral Invading the Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 138: 1195-1203.

Frieler, K.; Meinshausen, M.; Golly, A.; Mengel, M.; Lebek, K. and Donner, S.D. (2013). Limiting Global Warming to 2° C is Unlikely to Save Most Coral Reefs. *Nature Climate Change*, 3: 165-170.

Gobierno del Estado de Veracruz. (2008). *Veracruz y su turismo submarino*. 1ª ed. México: Gobierno de Veracruz y Secretaría de Turismo.

González-Gándara, C.; Domínguez-Barradas, C.; De la Cruz-Francisco, V.; Solís-Marín, F.A. y Carricart-Ganivet, J.P. (2015). *Esponjas, corales escleractinios, equinodermos y peces de arrecifes coralinos del norte y sur de Veracruz*. Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. JF124. México D.F.

González, C.J.M. (2010). Localización y caracterización de los arrecifes no emergentes en la costa de Tuxpan, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México.

Halpern, B.S.; Longo, C.; Lowndes, J.S.S.; Best, B.D.; Frazier, M.; Katona, S.K.; Kleisner, K.M.; Rosenberg, A.A.; Scarborough, C. and Slin, E.R. (2015). Patterns and Emerging Trends in Global Ocean Health. *PLoSONE*, 10(3): 1-21.

Hammer, O.; Harper, D.A.T. and Ryan, P.D. (2001). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología Electrónica*, 4 (1): 4-9.

Heilprin, A. (1890). The Corals and Coral Reef of the Western Waters of the Gulf of Mexico. *Proceedings of Natural Sciences of Philadelphia,* 42: 303-316.

Horta-Puga, G. (2003). Condition of Selected Reef Sites in the Veracruz Reef System (Stony Corals and Algae). *Atoll Research Bulletin*, 496: 360-369.

Horta-Puga, G. y Carriquiry, J.D. (2008). Crecimiento del coral hermatípico *Montastraea cavernosa* en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Ciencias Marinas*, 34 (1): 107-112.

Horta-Puga, G.; Tello-Musi, J.L.; Beltrán-Torres, A.; Carricart-Ganivet, J.P.; Carriquiry, J.D. y Villaescusa-Celaya, J. (2015). Veracruz Reef System: A Hermatypic Coral Community Thriving in a Sedimentary Terrigenous Environment. En: A. Granados-Barba, L.D. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. González-Gándara (eds.), *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano. Hacia el corredor arrecifal del suroeste del Golfo de México* (pp. 181-207). México: Universidad Autónoma de Campeche.

Humman, P. and Deloach, N. (2013). *Reef Coral Identification Florida Caribbean Bahamas*. 3rd ed. Florida: New Word Publications.

Jackson, J.B.C.; Donovan, M.K.; Cramer, K.L. and Lam, V.V. (2014). *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*. Gland: Global Coral Reef Monitoring Network-IUCN.

Johnston, M.A.; Embesi, J.A.; Eckert, R.J.; Nuttall, M.F.; Hickerson, E.L. and Schmahl, G.P. (2016). Persistence of Coral Assemblages at East and West Flower Garden Banks, Gulf of Mexico. *Coral Reefs*, 35: 821-826.

Jones, J.; Withers, K. and Tunnell, Jr. J.W. (2008). Comparison of Benthic Communities of Six Coral Reefs in the Veracruz Reef System (Mexico). *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, 2: 763-766.

Jordan-Dahlgren, E. (2004). Arrecifes coralinos del Golfo de México: Caracterización y diagnóstico. En: M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (eds.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México* (pp. 555-572). México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología, A.C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies.

Jordán-Garza, A.G.; González-Gándara, C.; Salas-Pérez, J.J. and Morales-Barragán, A.M. (2017). Coral Assemblages are Structured along a Turbidity Gradient on the Southwestern Gulf of Mexico, Veracruz. *Continental Shelf Research*, 138: 32-40.

Kleypas, J. and Yates, K. (2009). Coral Reefs and Ocean Acidification. *Oceanography*, 22, 108-117.

Kohler, K.E. and Gill, S.M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic Program for the Determination of Coral and Substrate Coverage Using Random Point Count Methodology. *Computers and GeoSciences*, 32(9): 1259-1269.

Martos, F.J. (2010). Evaluación de la salud de los corales del arrecife Blake, Cazones, Veracruz, México. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana, Facultad de Ingeniería Química. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.

Maruri, C.M. (2012). Evaluación de la comunidad de los corales pétreos del arrecife no emergente Oro Verde, Tuxpan, Veracruz. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México.

McCook, L.J.; Jompa, J. and Diaz-Pulido, G. (2001). Competition Between Corals and Algae on Coral Reefs: Are View of Evidence and Mechanisms. *Coral Reefs*, 19: 400-417.

Moore, D.R. (1958). Notes on Blanquilla Reef, the Most Northerly Coral Formation in the Western Gulf of Mexico. *Publications of the Institute of Marine Sciences Texas University*, 5: 151-155.

Morales, B.A.M. (2015). Diversidad alfa, beta y gama de corales pétreos (*Hidrozoa*: *Millepora-Stylasteridae*; *Anthozoa*: *Scleractinia* de los sistemas arrecifales de Veracruz, México. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México.

Muthiga, N.A. and Szmant, A.M. (1987). The Effects of Salinity Stress on the Rates of Aerobic Respiration and Photosynthesis in the Hermatypic Coral *Siderastrea siderea*. *The Biological Bulletin*, 173(3): 539-551.

Ortiz-Lozano, L.D.; Colmenares-Campos, C. and Gutiérrez-Velázquez, A. (2018). Submerged Coral Reefs in the Veracruz Reef System, Mexico, and its Implications for Marine Protected Area Management. *Ocean and Coastal Management*, 158: 11-23.

Ortiz-Lozano, L.D.; Pérez-España, H.; Granados-Barba, A.; González-Gándara, C.; Gutiérrez-Velázquez, A. and Martos, J. (2013). The Reef Corridor of the Southwest Gulf of Mexico: Challenges for its Management and Conservation. *Ocean and Coastal Management*, 86: 22-32.

Pérez-España, H.; Ávila-Gutiérrez, P.S.; Melo-Merino, S.M.; Berumen-Solórzano, P. y Flores-Arévalo, R.R. (2015). Patrones interanuales e interarrecifales de las comunidades de peces, corales y equinodermos en el Sistema Arrecifal Veracruzano. En: A. Granados-Barba, L.D. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y D. González-Gándara (eds.), *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano. Hacia el corredor arrecifal del suroeste del Golfo de México* (pp. 159-178). México: Universidad Autónoma de Campeche.

Rigby, J.K. and McIntire, W. (1966). The Isla Lobos and Associated Reefs, Veracruz, Mexico. *Geology Studies. Brigham Young University*, 3: 3-46.

Salas-Pérez, J.J.; Ocaña-Valencia, A.N. y González-Gándara, C. (2015). Temperatura superficial del mar y concentración de clorofila-a en zonas arrecifales y desembocadura de sus ríos en el golfo de México Occidental. En: A. Granados-Barba, L.D. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y D. González-Gándara (eds.), *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano. Hacia el corredor arrecifal del suroeste del Golfo de México* (pp. 315-332). México: Universidad Autónoma de Campeche.

Sartoretto, S.; Harmelin, J.G.; Bachet, F.; Bejaoui, N.; Lebrun, O. and Zibrowius, H. (2008). The Alien Coral *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinia) in Algeria and Tunisia. *Aquatic Invasions*, 3(2): 173-180.

Sheppard, C.R.C.; Davy, S.K. and Pilling, G.M. (2009). *The Biology of Coral Reefs*. Reino Unido: Oxford University Press.

Speight, M. and Henderson, P. (2010). *Marine Ecology Concepts and Applications*. Reino Unido: Wiley-Blackwell.

Swierts, T. and Vermeij, M.J.A. (2016). Competitive Interactions between Corals and Turf Algae Depend on Coral Colony Form. *PeerJ*, 4.

Thacker, R.W.; Ginsburg, D.W. and Paul, V.J. (2001). Effects of Herbivore Exclusion and Nutrient Enrichment on Coral Reef and Macroalgae and Cyanobacteria. *Coral Reefs*, 19: 318-329.

Thomas, C.J.; Bridge, T.; Figueiredo, J.; Deleersnijder, E. and Hanert, E. (2015). Connectivity between Submerged and Near-Sea-Surface Coral Reefs: Can Submerged Reef Populations Act as Refuges? *Diversity and Distributions*, 21(10): 1254-1266.

Tunnell, Jr. J.W. (1988). Regional Comparison of Southwestern Gulf of Mexico to Caribbean Sea Coral Reefs. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, 3: 303-308.

Tunnell, Jr. J.W. (1992). Natural versus Human Impacts to Southern Gulf of Mexico Coral Reef Resources. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium*, 1, 300-305.

Veron, J. (2000). *Corals of the World.* Vol. I. Melbourne: Australian Institute of Marine Sciences.

Wenger, A.S.; Williamson, D.H.; da Silva, E.T.; Ceccarelli, D.M.; Browne, N.K.; Petus, C. and Devlin, M.J. (2015). Effects of Reduced Water Quality on Coral Reefs in and Out of No-Take Marine Reserves. *Conservation Biology*, 30(1): 142-153.

WoRMS (2018). *World Register of Marine Species*. Recuperado de: http://www.marinespecies.org at VLIZ. Accessed 2018-09-04.

Zenetos, A.; Cinar, M.E.; Pancucci-Papadopoulou, M.A.; Harmelin, J.G.; Furnari, G.; Andaloro, F.; Bellou, N.; Streftaris, N. and Zibrowius, H. (2005). Annotated List of Marine Alien Species in the Mediterranean with Records of the Worst Invasive Species. *Mediterranean Marine Science,* 6/2: 63-118.

Zibrowius, H. (1974). *Oculina patagonica*, Scléractiniaire hermatypic introduit en Méditerranée. *Helgölander Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 26:153-173.

Estructura y patrones de distribución de la comunidad de octocorales en el Sistema Arrecifal Veracruzano, suroeste del golfo de México

Miguel Ángel Lozano-Aburto, Horacio Pérez-España,
Héctor Reyes-Bonilla, Eric Jordán-Dahlgren
y Javier Bello-Pineda

Resumen

En este estudio se analizó la estructura y los patrones de distribución de la comunidad de octocorales en cuatro arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV). Se encontraron 17 parches de gorgonias en los que se registraron 13 especies: 12 de las cuales forman colonias arbustivas y uno encostrante. Las densidades promedio por parches fluctuaron entre 1-10 colonias/m^2, aunque se registraron cuadrantes con hasta 24 colonias/m^2. Las especies con una mayor frecuencia de aparición fueron: *Pseudoplexaura porosa*, *Plexaura flexuosa*, y *Erythropodium caribaeorum*; todas ellas fueron registradas en los arrecifes. La mayor altura registrada fue para una colonia de *Pseudoplexaura porosa*, la cual alcanzó un máximo de 2 m. La pedacería de coral muerto de la especie *Acropora cervicornis* fue el sustrato donde los parches de octocorales fueron registrados con mayor frecuencia. Para identificar la distribución espacial de los parches, se georeferenciaron en campo y se desplegaron sobre mapas batimétricos tridimensionales de los arrecifes estudiados, se ubicaron en sitios protegidos de las corrientes provenientes del

norte. Esta distribución podría ayudar a que la reproducción por fragmentación se logre con éxito, contribuyendo a su asentamiento y proliferación posterior hacia otras zonas.

Palabras clave

Octocorales, arrecifes, ecología, riqueza, cnidarios

Structure and Distribution Patterns of Octocoral Community on the Sistema Arrecifal Veracruzano, Southwest Gulf of Mexico

Abstract

In this study, the distribution patterns and community structure of octocorals in four coral reefs of the Veracruz Reef System aka were analyzed. Seventeen octocoral patches were identified, within which a total of thirteen species were registered. Twelve of those species showed arborescent colony growth forms and one showed an encrusting growth form. The average density of those patches fluctuated between 1 and 10 colonies/m^2, but up to 24 colonies/m^2 maximum densities were registered for some quadrants. The most common species were: *Pseudoplexaura porosa*, *Plexaura flexuosa*, and *Erythropodium caribaeorum*; since they were registered for the four reefs. The maximum colony height registered was 2 m for the specie *Pseudoplexaura porosa*. The most common type of substrata where octocoral patches were registered was dead coral debris from *Acropora cervicornis*. In order to analyze the spatial distribution patterns of octocoral patches, they were geo referenced in field and their positions were displayed on top of tridimensional bathymetric maps generated for the four studied reefs. It is evident that patches are preferentially distributed in areas sheltered from the North currents. Such distribution may contribute to successful octocoral reproduction by fragmentation and posterior settlement and propagation to other reef areas.

Keywords

Octocoral, reef, ecology, richness, cnidaria.

Introducción

Los arrecifes coralinos soportan una variedad de vida marina, particularmente a niveles taxonómicos altos; por ejemplo, existen 43 phyla marinos contra 28 terrestres (Reaka-Kudla, 1997). Entre los phyla marinos se encuentran los cnidarios y entre ellos los corales duros (hexacorales), principales constructores de los arrecifes. Estos suelen ir acompañados por corales blandos (octocorales) que, usualmente, se presentan en agregaciones densas de colonias llamadas *parches* (Kinzie, 1973). Aunque los octocorales no contribuyen directamente en el proceso de formación de la estructura arrecifal, proporcionan gran cantidad de carbonato de calcio en forma de espículas calcáreas que luego son incorporadas al arrecife (Guzmán y Cortés 1985). También son importantes ya que incrementan la heterogeneidad espacial y ecológica (Jordán-Dahlgren, 2002). Los octocorales muestran diferentes formas de crecimiento y aspecto, entre las que destacan las gorgonias, que incluyen los abanicos de mar, colonias arborescentes y las plumas de mar. Aun cuando los corales hermatípicos son los constructores principales, existen arrecifes donde el conjunto dominante son los gorgonáceos, incluso esponjas o algas (Jordán-Dahlgren, 1993).

En el golfo de México se han reportado 41 especies de octocorales en arrecifes coralinos (Cairns y Fautin, 2009), y en el SAV se han reportado solo 15 (Jordán-Dahlgren, 2002). La estructura de la comunidad de octocorales es muy variable en sentido espacial, ya que es sensible a infinidad de pequeños gradientes en su entorno fisicoquímico. Estos gradientes determinan la composición general y el patrón de zonación básico, mientras que, a escalas espaciales pequeñas, son interacciones biológicas las que determinan la estructura fina de la comunidad (Jordán-Dahlgren, 1993). Los arrecifes coralinos emergentes que existen al interior del golfo de México, sólo se encuentran sobre la plataforma continental mexicana y su grado de desarrollo es considerablemente elevado, análogo al de arrecifes del mismo tipo en el mar Caribe. Estos sistemas arrecifales se encuentran localizados principalmente en dos regiones de la plataforma: en el banco de Campeche y sobre la plataforma frente a Veracruz (Jordán-Dahlgren, 2004).

De acuerdo con habitantes de la región, hace 40-50 años en la zona había abanicos (género *Gorgonia*); actualmente no hay colonias con este tipo de crecimiento. Se considera importante desarrollar trabajos descriptivos que coadyuven a comprender el estado y condición de estas especies, que son escasas en el suroeste del golfo. También es relevante conocer su ubicación en la zonación de los arrecifes, y la manera en que se relacionan con la geomorfología del arrecife; este conocimiento ayudará a establecer criterios de manejo y conservación de estas especies, así como de las especies asociadas.

Metodología

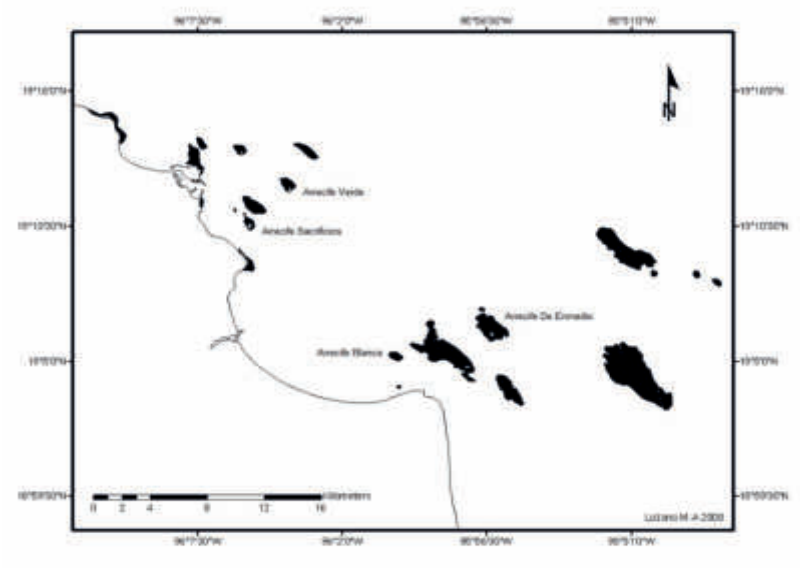
Mediante buceo autónomo y con ayuda de un cuadrante de PVC de 2x1 m se realizaron censos visuales durante 2006 y 2007 en cuatro arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano: Verde, Sacrificios, Blanca y De Enmedio (figura 1), localizado en el suroeste del golfo de México.

De los censos se obtuvieron datos de especie, tipo de sustrato, altura de las colonias y profundidad del parche, así como su localización geográfica. Para la identificación de las especies se utilizaron las claves diseñadas por Bayer (1961). Para el tipo de sustrato se realizó una clasificación del mismo en 10 categorías: 1) rocoso coralino: formado por el crecimiento coralino muerto pero erosionado, con aspecto rocoso; 2) rocoso-arena: presenta una combinación entre rocoso coralino con arena coralina; 3) rocoso-pedacería: está conformado por zonas de rocas y fragmentos de coral muerto, principalmente de *Acropora cervicornis*; 4) coral muerto: compuesto por coral muerto no erosionado; 5) rocoso-coral muerto: hay roca coralina erosionada y coral muerto en el que todavía es notorio algunas marcas que permiten identificar la especie; 6) pedacería: está formado por restos de coral pequeños < 20 cm; 7) escombro: conformado trozos de corales grandes > 20 cm; 8) Rocoso-tapete algal: está formado por roca coralina y algas filamentosas que forman una capa o tapete algal; 9) sustrato con alga coralinacea: está conformado por algas coralinas de la división rodofita, son de naturaleza incrustante que cubren el fondo; 10) sustrato con alga calcárea: formado por Chlorophytas, principal-

mente del género *Halimeda* llamadas algas calcáreas. Finalmente, la altura de las colonias se determinó utilizando un bastón graduado de PVC de acuerdo con Jordán-Dahlgren y Nugent (1978).

Figura 1

Ubicación de los arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano donde se realizó el estudio



Para elaborar los modelos 3D se utilizó un GPS marca Garmin modelo GPSmap 178c con ecosonda integrada (transductor con frecuencia de 200/50 kHz, 10/40°), el cual permitió registrar la latitud, longitud y profundidad. Con estos datos se elaboró el modelo 3D, utilizando el paquete informático ArcMap 9.5. El contorno de los parches se delimitó mediante un GPS en una caja hermética, la cual flotaba en la superficie mientras era arrastrado por un buzo que recorría los bordes del parche.

Las variables ambientales estimadas fueron: pendiente del fondo, velocidad de corrientes y tasa de sedimentación. La pendiente fue calculada mediante la profundidad de cada parche desde la parte somera hasta la más profunda y la distancia lineal entre estos dos puntos, estimando así los grados de inclinación. Los datos

de corrientes por la temporada de nortes fueron obtenidos mediante un análisis vectorial sacado de mapas de (Caballero-Rosas, 1990) cercanos al área de estudio.

Finalmente, para los datos de sedimentación se colocaron trampas de sedimentos de PVC, a 5 y 9 m de profundidad en cada zona de sotavento de los arrecifes estudiados. Las trampas fueron construidas siguiendo las recomendaciones de Almada-Villeda, *et al*. (2003). El diámetro del tubo colector es de 5 cm y la longitud de 60 cm. En el laboratorio cada muestra se filtró por decantación y cada filtro se secó en un horno a 70º C. La tasa de sedimentación (TS) se calculó como los gramos de sedimento por m^2 por día ($g/m^2/día^1$). Los datos obtenidos fueron de una campaña anual de julio de 2006 a junio de 2007.

Se calculó la matriz de similitud utilizando el índice de similaridad de Bray-Curtis y se calculó la similitud entre los cuadrantes utilizando la densidad por especie. Los datos fueron estandarizados y transformados usando raíz cuadrada para disminuir la influencia de las especies dominantes. Los datos de la matriz obtenida se graficaron empleando gráficos de escalamiento multidimensional no métrico. También con el mismo programa se validaron las agrupaciones obtenidas mediante el procedimiento ANOSIM (Análisis de Similitudes).

Para buscar alguna relación de esta agrupación en función de las variables ambientales se aplicó la rutina BIO-ENV del programa PRIMER 5.0 que relaciona las variables biológicas con las ambientales.

Resultados

Parches de gorgonias

Se encontraron 17 parches de gorgonias en cuatro arrecifes, con un total 5 756 colonias censadas. La ubicación de los parches se muestra en la figura 2.

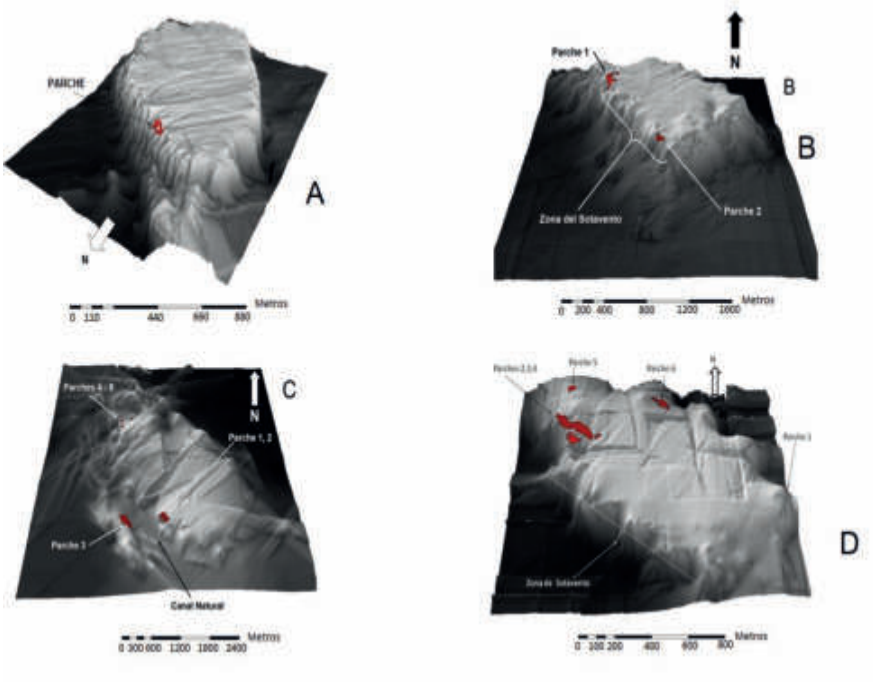
Ubicación de los parches en los modelos tridimensionales

Los modelos tridimensionales y la proyección de los parches en los mapas muestran un patrón de distribución muy similar de las

gorgonias en los cuatro arrecifes; casi siempre en la zona del sotavento (figura 2).

Figura 2

Mapa tridimensional mostrando la ubicación los parches de gorgonias en cada arrecife. A: Sacrificio, B: Verde, C: De Enmedio, D: Blanca



Riqueza

El número total de especies registradas de octocorales en los cuatro arrecifes fue de 13 (tabla 1). Las especies más frecuentes fueron *Erythropodium caribaeorum Pseudoplexaura porosa* y *Plexaura flexuosa*. Es importante resaltar que se registró por primera vez en el arrecife Verde *Pseudoplexaura flagellosa*. Se le considera nuevo registro para el Sistema Arrecifal Veracruzano, aunque su densidad no es muy alta. Por otro lado, *Plexaura homomalla* solo se presentó en los parches De Enmedio; esta especie se encuentra conformando pequeños parches aislados de entre 8 a 10 colonias, a una profundidad promedio de entre 5 y 8 m.

Tabla 1

Presencia de las especies de octocorales y frecuencia de especies (por arrecife), y en cuantos arrecifes se presentó cada especie

Especies	Sacrificios	Verde	Blanca	De Enmedio	Total
Familia: Anthothelidae					
Erythropodium caribaeorum	X	X	X	X	4
Familia:Plexauridae					
Plexaura homomalla				X	1
Plexaura flexuosa	X	X	X	X	4
Pseudoplexaura porosa	X	X	X	X	4
Pseudoplexaura flagellosa		X			1
Eunicea fusca	X				1
Eunicea laciniata	X		X	X	3
Eunicea touneforti: forma atra	X	X			2
Eunicea calyculata	X			X	2
Plexaurella dichotoma	X		X	X	3
Plexaurella fusifera		X	X	X	3
Muricea muricata	X		X	X	3
Familia: Gorgoniidae					
Pseudopterogorgia americana	X		X		2
Total = 13	10	6	8	9	

El valor más alto de riqueza de especies por parche se registró en el arrecife Sacrificios, seguido de algunos parches del arrecife De Enmedio. En contraste, los valores más bajos, con solo dos especies, se encontraron en parches de los arrecifes Blanca y Verde.

Altura de las colonias

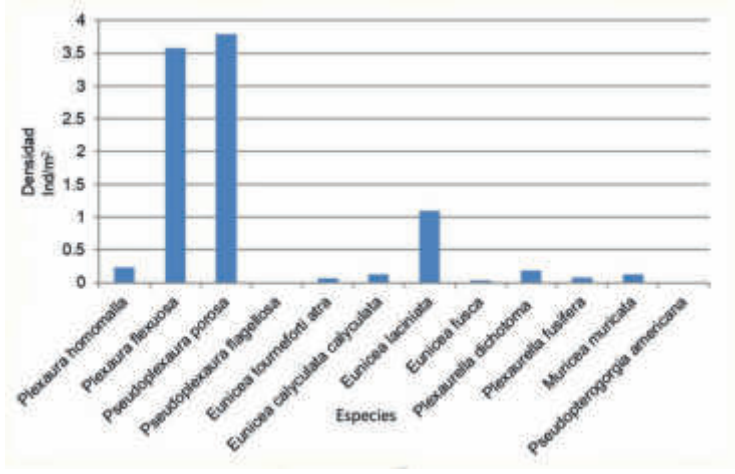
Algunas colonias de *Pseudoplexaura porosa* alcanzaron dos metros de altura a 10 m de profundidad en el parche 3 del arrecife De Enmedio. Existen reportes de colonias de 1-2 m de altura entre profundidades de 20-35 m en arrecifes al sureste de la península de Florida (Wheaton, 1987). La presencia de tormentas, así como los vientos en temporadas de norte pueden determinar el tamaño (Cary, 1918).

Densidad

El valor promedio de densidad de este trabajo fue de 8.6 ind/m^2 considerando todas las especies (figura 3). La densidad promedio de los parches fue más alta en aquellos que se ubican en las zonas de sotavento (excepto el parche B5 del arrecife Blanca). En cuanto a la densidad por especie, fue más alta en aquellas colonias de mayor tamaño como *Pseudoplexaura porosa* (3.7 ind/m^2) y *Plexaura flexuosa* (3.5 ind/m^2) (figura 5). Las densidades de *P. flagellosa*, *E. fusca* y *P. americana* fueron de < 0.03 ind/m^2 por lo que no se presentan en la figura 5.

Figura 3

Densidad por especie de octocoral en el Sistema Arrecifal Veracruzano



Sustrato

Entre los distintos sustratos en los parches de los diferentes arrecifes, destaca el sustrato rocoso-coralino, acompañado por rocoso-arena con pedacería. En el sustrato rocoso-coralino crecen pequeñas colonias de gorgonias con tallas menores a 15 cm. Los arrecifes del sur presentaron mayor variedad de sustratos y son también arrecifes con mayor cantidad de parches. Sin embargo, al realizar una correlación no paramétrica entre el número de parches y el número de sustratos, esta no fue significativa; aunque se obtuvo un coeficiente de Spearman con un valor de R^2 de 0.6 ($p > 0.05$).

El sustrato de pedacería coralina corresponde a los bancos de coral muerto de *A. cervicornis*. El asentamiento de colonias de octocorales sobre acropóridos en el golfo de México están documentados (Kinzie, 1973; Muscatin y Porter 1977; Jordán-Dahlgren, 2002). Este tipo de sustrato fue el que presentó el mayor número de colonias de octocorales en el arrecife Verde y el segundo en el arrecife Blanca. En los otros dos arrecifes, por el contrario, apenas presentó algunas colonias creciendo sobre él. Esta pedacería coralina muerta beneficia el asentamiento y desarrollo de nuevas colonias de las especies *P. porosa* y *P. flexuosa*.

Profundidad

La mayoría de los parches se ubicaron a una profundidad de entre 4 y 5 m, con un límite máximo de 10 m.

Datos ambientales

Corrientes

De acuerdo con los datos obtenidos, las corrientes son más intensas en la zona de los arrecifes Sacrificios y Verde, ya que son los primeros arrecifes que reciben la influencia de las corrientes que provienen del norte y disminuyen su velocidad hasta los arrecifes del sur.

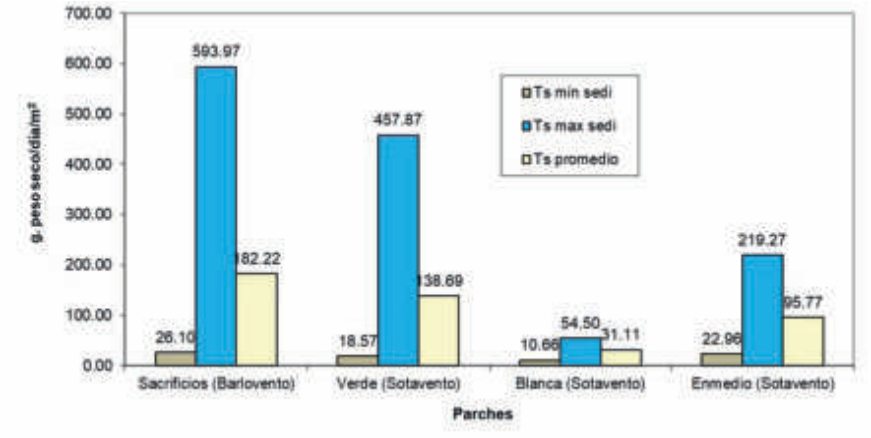
Pendiente

Los grados de inclinación mayor la presentan los parches V1, B1 y B3 seguido de la pendiente del parche E4. El resto de los parches presentan un grado de inclinación menor a los 8°.

Tasa de sedimentación

Las tasas de sedimentación más altas se encuentran en los parches que colindan con el puerto de Veracruz y que se encuentran en la zona de sotavento (figura 4).

Figura 4
Tasa de sedimentación en los arrecifes estudiados



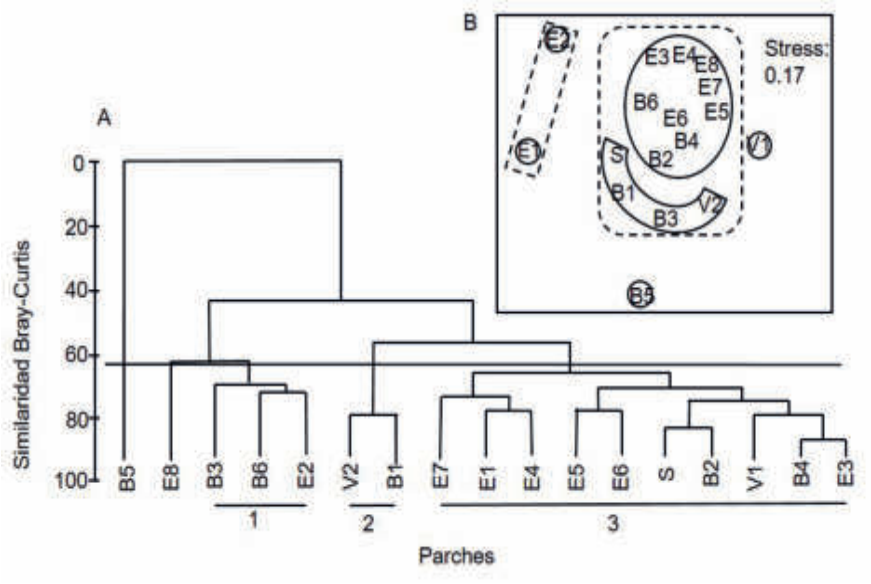
Análisis numérico

Densidad

El análisis de conglomerados mostró dos grupos muy homogéneo en cuanto a valores de densidad: 1) los parches E2, B3 y B6 se caracterizan por sus valores bajos de densidad de *Plexaurella dichotoma*, 2) los parches B1 y V2 que se caracterizan por una dominancia de la especie *Pseudoplexaura porosa*. Por otro lado, existen parches como E8 dominados por colonias de *Plexaura flexuosa* y B5 con altas densidades de *Eunicea laciniata* que no se unen a ningún grupo. El grupo más grande está formado por parches de todos los arrecifes (figura 5A).

Figura 5

A) Análisis de conglomerados considerando la densidad por especie en los parches de octocorales del Sistema Arrecifal Veracruzano. B) Análisis de escalamiento multidimensional entre los parches considerando las variables ambientales



Nota: B = arrecife Blanca, E = arrecife De Enmedio, S = arrecife Sacrificios, V = arrecife Verde.

Esta clasificación en tres grupos obedece a ciertas características, tales como la heterogeneidad del sustrato que se encuentran entre los parches E2, B3 y B6, con cinco tipos de sustratos y se encuentran a una profundidad promedio entre los 4 y 5 m, su pendiente es menor a 8° excepto por B3 que es mayor y los valores mínimos de corrientes en temporada de nortes. En resumen, puede decirse que no existe un patrón horizontal en los parches, ya sea por arrecife o por zonas arrecifales (arrecifes del sur *versus* arrecifes del norte); por lo que la conformación de los parches debe obedecer más a procesos de microescala.

Ambientales

Mediante un MDS (figura 5B) de los datos ambientales se separaron dos grupos, los cuales poseen características muy diversas. Se puede ver que los parches del arrecife De Enmedio E1 y E2 se separan del resto, aunque son dos parches muy cercanos en el arrecife. Quizás la variable que los separa sea la pendiente, ya que ambos se encuentran sobre el frente arrecifal.

Relación entre variables biológicas y ambientales

El análisis de las variables ambientales (BIO-ENV) no mostró, un patrón de distribución, como tampoco lo mostró el análisis de las variables biológicas. Esto quizás se deba a que se necesitan medir otras variables como la complejidad topográfica y estudios de intensidad de oleaje en cada sitio, así como los flujos e intensidad de la corriente en cada ambiente donde se encuentren estos parches o bien realizar las mediciones a una escala temporal y espacial menor, para explicar las características de microhábitats. Se debe considerar también un estudio sobre la intensidad de luz que recibe cada parche, así como salinidad o temperatura.

Discusión

Ubicación de los parches en los modelos tridimensionales

El patrón de la distribución que encontramos es parecido al de Lara *et al.* (1992), quienes habían reportado un hallazgo similar y en su propuesta de zonación para los arrecifes del SAV incluyen una *zona de gorgonias* en la parte somera de la pendiente arrecifal de sotavento. Esto nos indica que prefieren zonas con baja intensidad de oleaje. Aunque, en el presente trabajo encontramos algunos parches en barlovento, los modelos 3D muestran que estos parches se ubican protegidos en cordilleras, canales y protegidos por elevaciones del arrecife. Los modelos nos ayudaron a tener esta apreciación; además, todos los parches están situados sobre una pendiente que permite su sobrevivencia y abundancia, gracias a la textura de sedimentos y a la turbulencia (Goreau y Goreau, 1973; Jordán-Dahlgren, 1989).

La existencia de parches en las zonas de barlovento sobre los arrecifes de Sacrificios y Blanca, quizás se deba a la presencia de arrecifes vecinos que los protegen de los oleajes intensos provocados por los vientos del norte, como es el caso del arrecife Pájaros y Chopas, respectivamente. Para el arrecife De Enmedio, la topografía que muestran el modelo 3D indica que existe una barrera que disipa la energía del oleaje y la intensidad de la corriente.

Riqueza

Los valores de riqueza encontrados son superiores a los reportados por Nelson *et al*. (1988), quienes en el arrecife De Enmedio encontraron seis especies en sus transectos y tres especies más fuera de ellos. La riqueza, sin embargo, no es muy alta en comparación con los arrecifes del banco de Campeche y del Caribe (Jordán-Dahlgren 2002), aunque es mayor que la de los arrecifes de Tuxpan (Jordán-Dahlgren, 2002; De la Cruz-Francisco *et al*., 2016). De las especies reportadas por Nelson *et al*. (1988), tres no fueron vistas en nuestro estudio: *Eunicea asperula, Muricea atlantica* y *Pseudopterogorgia acerosa*. Con ellas, el número de especies para el SAV se incrementaría a 16.

Es importante destacar que la especie *Pseudoplexaura flagellosa* se ubica entre las especies raras de encontrar en el golfo de México. Su distribución es muy específica y se ha reportado en arrecifes de Bermuda (Bayer, 1961), Panamá (Kim, 1994), Banco de Campeche (Jordán-Dahlgren, 2002) y Quintana Roo, México (Jordán-Dahlgren, 1979a, Jordán-Dahlgren y Martín, 1987). *Eunicea laciniata* es una especie común, pero con densidad baja en casi todos los parches; sin embargo, se le encontró con altas densidades en el parche 5 del arrecife Blanca. Este parche se encuentra rodeado por corales escleractineos y expuesto a corrientes dominantes y oleaje que se originan por los vientos del norte; estas colonias son robustas y sus ejes flexibles, lo cual las hace más capaces de resistir dichas condiciones ambientales.

Altura de las colonias

Se sabe que parches de colonias con mayor altura pueden proporcionar refugio para otras especies —como peces juveniles— que pueden ocultarse entre ellas, ya que aumentan el nivel de com-

plejidad e incrementan el nivel de protección (e.g. Almany, 2004; Hesterberg *et al.*, 2017). De las colonias, 80% presentó tallas entre los 30 y 80 cm.

El tener colonias de gran tamaño formando parches de la misma especie puede favorecer la dispersión, debido al mecanismo de fragmentación de la zona apical de sus ramas más altas. Factores como la velocidad de las corrientes les permiten llegar más lejos y que las larvas y fragmentos de octocoral se fijen sobre la pedacería o roca coralina, para así colonizar nuevos sitios donde la intensidad de la corriente genere cierta turbulencia y la acumulación de sedimentos sea mínima (Jordán-Dahlgren, 1979b; Sánchez, 2004). El oleaje y la corriente ocasionan esta fragmentación, al igual por el coral hermatipico *Acropora cervicornis* que también forman parches (Tunnicliffe, 1982).

Densidad

Si se comparan los datos de densidad obtenidos en este trabajo con los de otros arrecifes de la región, nuestros valores se encuentran dentro del rango. Por ejemplo, los arrecifes de Miami presentan una gama de densidades que van de entre 0.1 a 6.0 ind/m^2 (Opresko, 1973) y en Dry Tortuga 7.7 ind/m^2. En otros sitios de la península de Florida se alcanzan densidades de hasta 25.1 ind/m^2 (Goldberg, 1973). Para las costas del caribe mexicano se han registrado de 0.1 ind/m^2 a 2.14 ind/m^2 (Jordán-Dahlgren, 1989) y en Jamaica 1.9 ind/m^2 (Kinzie, 1973).

Como se observa en la figura 3, los valores de densidad varían entre especies. Es probable que la relación entre densidad y tamaño de las colonias se deba a que es en esos parches donde existen las mejores condiciones para el desarrollo de estos organismos, lo cual les permite alcanzar mayores tallas así como mayor densidad. La densidad también fue alta para *E. caribaeorum* (3.6 ind/m^2); sin embargo, dado que esta es una especie encostrante no puede compararse con las otras especies.

Nuestros resultados coinciden parcialmente con lo encontrado en el arrecife De Enmedio por Nelson *et al.* (1988); donde *P. flexuosa* y *E. caribaeorum* son las especies más abundantes; sin embargo, *P. porosa,* que en nuestro caso fue la que presentó la mayor

densidad, ni siquiera fue reportada por ellos. Es importante mencionar una alta densidad de *P. porosa* en este trabajo, en el parche 3 del arrecife De Enmedio, donde Nelson *et al*. (1988), describe a la especie *P. flexuosa* como la de mayor dominancia, así como la presencia de *Eunicea asperula*, la cual no fue observada en este estudio. Fue notable observar colonias de *P. flexuosa* fijadas en alguna rama de otras colonias de su misma especie, esto se debe a las altas densidades y rapidez con la que crecen (Lara *et al.,* 1992) aglomerándose unas con otras (Goreau y Goreau, 1973).

Sustrato

Nelson *et al*. (1988) describió el sustrato del arrecife De Enmedio como homogéneo, pero en este trabajo resultó ser el más heterogéneo. Esta alta heterogeneidad quizás sea explicada por los procesos de acarreo de material sedimentario proveniente de los ríos, llevados por las diferentes corrientes, provocando la modificación de estos ambientes (Jordán-Dahlgren, 1994). Los procesos marcan la disponibilidad de sustratos adecuados y para el asentamiento de especies con características como las de la especie *Eunicea laciniata* y *Pseudoplexaura porosa* que presentan densidades altas.

La presencia de especies sobre sustrato, conformado por arenas esqueléticas, se ha documentado en cayos y bajos de los arrecifes de Costa Rica, en el Atlántico (Guzmán y Cortés, 1985). En nuestro estudio, sobre el sustrato rocoso-arena se encontraron pequeños reclutas que fijan su base sobre pedacería que existía sobre el sustrato arenoso; pareciera que algunas pequeñas colonias crecen desde la arena, pero sus bases se encuentran adheridas sobre pequeños escombros de coral por debajo de esta capa arenosa. Este fenómeno ha sido observado en arrecifes de la Gran Barrera Coralina (Dinesen, 1983).

Si bien los octocorales no contribuyen con la elaboración de estructuras carbonatadas para la construcción arrecifal, la colonización de algunas especies como *E. caribaeorum* y la base de las demás especies hacen que los sustratos sean más estables y que sean colonizados por nuevas colonias de gorgonias (Yoshioka y Yoshioka, 1987). Esta especie aprovecha todos los sustratos disponibles, mantiene firme el sustrato conformado por pedacería de

corales, conforma una red más firme y estable para el asentamiento de larvas o pequeños fragmentos que se adaptan a estos hábitats y forman, a lo largo del tiempo, grandes extensiones de parches (Kinzie, 1973; Yoshioka y Yoshioka, 1987). Estas armazones o redes rígidas capturan detritos finos depositados dentro de éstos (Goreau y Goreau, 1973).

Por otro lado, *Erythropodium caribaeorum,* con sus tentáculos largos y formas de barredoras que se asemejan a tentáculos de corales escleractineos, compiten con numerosas especies de coral, anémonas, esponjas y macroalgas, e invaden la parte basal de *P. porosa* y *P. flexuosa* (Samarco, *et al.*, 1983; West, 1997). Se sabe que *E. caribaeorum* produce diterpenoides con fuerte actividad antimicótica y de defensa contra los depredadores (Fenical y Pawlik, 1991), pero se desconoce el efecto que esto podría tener en la competencia con otras especies.

Profundidad

Los límites de profundidad encontrados en este trabajo podrían estar en función de su capacidad para competir con otras especies y que les permita a las colonias poder desarrollar sus funciones simbióticas con sus zooxantelas (Gateño, *et al*. 1998; Goulet y Coffroth, 2004; Goulet, 2006). Este límite, para el caso específico de los parches y para el SAV, puede deberse a las descargas fluviales que acarrean grandes cantidades de sedimentos suspendidos, mismos que reducen la transparencia del agua y ocasionan periodos cortos de luz que afecta a la simbiosis de los octocorales y disminuyen la capacidad fisiológica del simbionte (Nelson *et al*., 1988; Jordán-Dahlgren, 2004). Dicha explicación aplica solamente para los octorales que dependen de la luz, ya que los octocorales es un grupo que tiene gran diversidad en zonas profundas y habitan zonas de hasta >3000 m de profundidad (Quattrini *et al*., 2015).

Datos ambientales

Corrientes. De acuerdo con los resultados obtenidos, las corrientes podrían explicar el número reducido de parches en algunos arrecifes, así como su ubicación entre zonas someras y profundas y su asentamiento entre canales y zonas de menor exposición al oleaje. También nos ayudaría a comprender los procesos erosivos sobre el

arrecife y el proceso de colonización de las colonias que van modificando las aéreas de estos parches de gorgonias. La intensidad de las corrientes y el oleaje hacen posible que el proceso de fragmentación tenga éxito en *Acropora cervicornis* (Tunnicliffe 1982); este mismo proceso podría operar entre las colonias de gorgonias que adoptaron muy bien estos ambientes debido a alta flexibilidad de sus ramas.

Pendiente. Es probable que los parches habiten en zonas de baja pendiente debido a la ausencia de corales, ya que estos incrementan la complejidad estructural. De acuerdo con Álvarez-Filip *et al*. (2009), los arrecifes del Caribe han presentado un fenómeno de *aplanamiento* (flattenning) desde la década de 1980, lo cual es un síntoma de la pérdida de cobertura coralina. Si los octocorales prefieren zonas de baja pendiente, es probable que este fenómeno les permita incrementar sus áreas de distribución.

Conclusiones

A pesar de que se incrementó el número de especies reportadas para el Sistema Arrecifal Veracruzano a 16 especies, la riqueza de ellas es baja si se compara con otros arrecifes del golfo de México y el Caribe. Esta riqueza no mostró una tendencia con respecto a la distancia hacia la costa. Lo mismo ocurrió con respecto a la densidad, cuyos valores más altos se presentaron en los arrecifes Blanca y De Enmedio. La densidad se correlacionó con el sustrato rocoso con pedacería, ya que en él se asientan muy bien fragmentos y colonias muy altas. Además, la pendiente de fondo también fue importante, ya que los parches se encuentran en la zona superior del antearrecife y en la zona de gorgonias, de acuerdo con el modelo de zonación para los arrecifes de Veracruz de Lara *et al.* (1992), y que pudieron ser identificados en los mapas tridimensionales. Estos mapas permitieron explicar la presencia de parches en zonas de barlovento, aparentemente más expuestas al oleaje y corrientes.

El sustrato explica el asentamiento de especies como *Eunicea laciniata* y las colonias con mayor densidad, altura y riqueza, pero hace falta explicar los mecanismos por los cuales la dinámica de las corrientes y oleaje modifican las condiciones a microescala.

La ubicación de los parches entre canales y sitios de resguardo mostraron ser sitios con una heterogeneidad de sustratos que

ciertas especies prefieren, la misma fisiografía que está conformado por sustrato, que es compacto pero también frágil, es influenciado por factores físicos como las corrientes, donde la capacidad de flexibilidad de las colonias y sus hábitats a profundidades someras ayudan a su estabilidad y así alcanzar altas densidades y riqueza de especies adaptadas a ciertas condiciones dentro de estos ambientes.

Literatura citada

Almada-Villela, P.C.; Sale, P.F.; Gold-Bouchot, G. y Kjerfve, B. (2003). *Manual de métodos para el programa de monitoreo sinóptico del SAM*. Documento Técnico del SAM No. 4. Belize: Unidad Coordinadora del Proyecto Coastal Resources.

Almany, G.R. (2004). Does Increased Habitat Complexity Reduce Predation and Competition in Coral Reef Fish Assemblages? *Oikos*, 106: 275-284.

Alvarez-Filip, L.; Dulvy, N.K.; Gill, J.A.; Cotê I.M. and Watkinson, A.R. (2009). Flattening of Caribbean Coral Reefs: Region-Wide Declines in Architectural Complexity. *Proceedings of the Real Society B,* 276: 3019-3025.

Bayer, F.M. (1961). The Shallow-Water Octocorals of the West Indian Region. *Studies on the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands*, 12(1): 1-373.

Caballero-Rosas, A. (1990). Modelación hidrodinámica numérica de la circulación por viento en la zona costera del Puerto de Veracruz y sus proximidades. Tesis de maestría. Instituto de Ingeniería, Universidad Veracruzana, México.

Cairns, S.D. and Fautin, D.G. (2009). Octocorallia (Cnidaria) of the Gulf of Mexico. In: D.L. Felder y D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota* (pp. 321-331). Vol. 1. Biodiversity. EU: Texas A&M UniversityPress.

Cary, L.R. (1918). The Gorgonacea as a Factor in the Formation of Coral Reef. *Carnegie Inst. Washington Pub.* 213: 341-362.

De La Cruz-Francisco, V.; González-González, M. y Morales-Quijano, I. (2016). Inventario taxonómico de hydrozoa (Orden: Anthoathecata) y Anthozoa (Subclases: Hexacorallia y Octocorallia) del arrecife De Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan. *CICIMAR Oceánides,* 31(1): 23-34.

Dinesen, Z.D. (1983). Patterns in the Distribution of Soft Corals across the Central Great Barrier Reef. *Coral reef,* 1: 229-236.

Fenical, W. and Pawlik, J.R. (1991). Defensive Properties of Secondary Metabolites from the Caribbean Gorgonian Coral *Erythropodium caribaeorum*. *Marine Ecology Progress Series,* 75: 1-8.

Gateño, D.; Alvaro, I.; Barki Y. and Rinkevich, B. (1998). Gastrovascular Circulation in an Octocoral: Evidence of Significant Transport of Coral and Symbiont cells. *Biological Bulletin,* 194: 178-186.

Goldberg, W.M. (1973). The Ecology of the Coral-Octocoral Communities off the Southeast Florida Coast: Geomorphology, Species Composition and Zonation. *Bulletin of Marine Science,* 23: 465-488.

Goreau, T.F. and Goreau, N.I. (1973). The Ecology of Jamaica Coral Reef, II Geomorphology, Zonation, and Sedimentary Phases. *Bulletin of Marine Science,* 23 (2): 399-462.

Goulet, T.L. (2006). Most Corals May not Change their Symbionts. *Marine Ecology Progress Series*, 321: 1-7.

Goulet, T.L. and Coffroth, M.A. (2004). The Genetic Identity of Dinoflagellate Symbionts in Caribbean Octocorals. *Coral Reef,* 23: 465-472.

Guzmán, H.E. y Cortés J. (1985). Organismos de los arrecifes de Costa Rica. IV. Descripción y distribución geográfica de Octocoralarios (Cnidaria: Anthozoa) de la costa caribe. *Brenesia*, 24: 125-173.

Hesterberg, S.G.; Duckett, C.C.; Salewski, E.A. and Bell, S.S. (2017). Three Dimensional Interstitial Space Mediates Predator Foraging Success in Different Spatial Arrangements. *Ecology,* 98(4): 1153-1162.

Jordán-Dahlgren, E. y Nugent, R.S. (1978). Evaluación poblacional de *Plexaura homomalla* (esper) en la costa noroeste de la península de Yucatán. (Octocorallia). México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Naconal Autónoma de México,* 5(1): 189-200.

Jordán-Dahlgren, E. and Martín, E. (1987). Chinchorro: Morphology and Composition of a Caribbean Atoll. *Atoll Research Bulletin*, 310: 27.

Jordán-Dahlgren, E. (1979a). Estructura y composición de arrecifes coralinos en la región noreste de la península de Yucatan, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México,* 6(1): 69-86.

Jordán-Dahlgren, E. (1979b). An Analysis of a Gorgonian Community in a Reef Calcareous Platform on the Caribbean Coast of México.

Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, 6(1): 87-96.

Jordán-Dahlgren, E. (1989). Gorgonian Community Structure and Reef Zonation Patterns on Yucatan Coral Reef. *Bulletin of Marine Science*, 45(3): 678-689.

Jordán-Dahlgren, E. (1993). *Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe mexicano. Parte I. El sistema continental.* México: Centro de Investigaciones de Quintana Roo. México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

Jordán-Dahlgren, E. (2002). Gorgonian Distribution Patterns in Coral Reef Environments of the Gulf of México: Evidence of Sporadic Ecological Connectivity? *Coral Reefs,* 21: 205-215.

Jordán-Dahlgren, E. (2004). Los arrecifes coralinos del Golfo de México: Caracterización y diagnóstico. En: M. Caso, E. Pisanty y Ezcurra (comp.), *Diagnóstico ambiental del golfo de México* (pp. 555-570). Vol. 1. México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Ecología A.C., Harte Research Institute.

Kim, K. (1994), Antimicrobial Activity in Gorgonian Corals (Coelenterata, Octocorallia). *Coral Reefs*, 13(2): 75-80.

Kinzie, R.A. (1973). The Zonation of West Indian Gorgonians. *Bulletin of Marine Science*, 23: 95-153.

Lara, M.; Padilla, C.; García, C. y Espejel, J.J. (1992). Coral Reef of Veracruz Mexico I. Zonation and Community. In: R.H. Richmond (ed.), *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium* (pp. 535-544). Vol 1. Guam: International Coral Reef Society.

Muscatin, L. and Porter, J.W. (1977). Reef Corals: Mutualistic Symbioses Adapted to Nutrient-Poor Environments. *BioScience*, 27(7): 456-460.

Nelson, T.J.; Stinnet, T.L. and Tunnell, J.W. (1988). Quantitative Assessment of an Unusually Dense Octocoral Community in the Southwester Gulf of México. In: H. Choat (ed.), *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* (pp. 791-796). Vol. 2, Australia: International Coral Reef Society.

Opresko, D.M. (1973). Abundance and Distribution of Shallow-Water Gorgonians in the Area of Miami, Florida. *Bulletin of Marine Science,* 23(3): 535-558.

Quattrini, A.M.; Baums, I.B.; Shank, T.M.; Morrison, C.L. and Cordes, E.E. (2015). Testing the Depth-Differentiation Hypothesis in a Deep-water Octocoral. *Proceedings of the Real Society B,* 282: 20150008.

Reaka-Kudla, M.L. (1997). The Global Biodiversity of Coral Reefs: A Comparison with Rain Forests. In: M.L. Reaka-Kuddla, D.E. Wilson, E.O. Wilson (eds.), *Biodiversity II, Understanding and Protecting our Biological Resources* (pp: 83-108). Washington DC: Joseph Henry Press.

Samarco, P.W.; Coll, J.C.; La Barre, S. and Willis, B. (1983). Competitive Strategies of Soft Corals (Coelenterata: Octocorallia): Allelopathic Effects on Selected Allelopathic Effects on Selected Scleractinian Corals Scleractinian Corals. *Coral reef*, 1: 173-178.

Sanchez, J.A. (2004). Do Multi-Breached Colonial Organism Exceed Normal Growth After Partial Mortality? *Proceedings of the Real Society B: Biological Sciences*, 271 (suppl): S117-S120.

Tunnicliffe, V. (1982). The Effects of Wafe-Induce Flow on a Reef Coral. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 64: 1-10.

West, J.M. (1997). Plasticity in the Sclerites of a Gorgonian Coral: Tests of Water Motion, Light Level, and Damage Cues. *Biological Bulletin*, 19: 279-289.

Wheaton, J.L. (1987). Observations on the Octocoral Fauna of Southeast Florida´s Outer Slope and Fore Reef Zones. *Caribbean Journal of Science*, 23(2): 306-312.

Yoshioka, P.M. and Yoshioka, B.B. (1987). Variable Effects of Hurricane David on the Shallow Water Gorgonians of Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science,* 40(1): 132-144.

Diferenciación de los calamares loligínidos (*Cephalopoda: Loliginidae*) del golfo de México y mar Caribe mexicano con morfometría geométrica de estatolitos

Mariana Díaz-Santana-Iturrios
y César Augusto Salinas-Zavala

Resumen

Los calamares de la familia Loliginidae del golfo de México y mar Caribe mexicano, al igual que muchos otros loligínidos, presentan incertidumbre taxonómica y, por lo tanto, la identificación de especies es difícil. El estatolito de los loligínidos es una estructura calcárea dura con valor taxonómico. En este estudio se analizaron 110 calamares loligínidos recolectados en la costa de Tamaulipas para evaluar el poder discriminante de los estatolitos y proveer una descripción práctica de las diferencias en la forma promedio de cada grupo identificado a través del análisis de morfometría geométrica. El análisis multivariado indicó diferencias significativas en las variables canónicas que explicaron 100% de la varianza total (VC1 lambda de Wilks = 0.000973, $p < 0.05$; VC2 lambda de Wilks = 0.001112, $p < 0.05$), soportando la existencia de tres grupos

correspondientes a las especies *Lolliguncula brevis*, *Doryteuthis pealeii* y *D. plei*, identificadas previamente con base en su morfología corporal. La variabilidad de los estatolitos de *L. brevis* se encuentra representada en el lóbulo superior, el domo dorsal, el ala y el lóbulo rostral anterior. En los estatolitos de *D. pealeii*, la variabilidad se encuentra principalmente en el domo dorsal y el ala, y en menor grado en el domo lateral. La variabilidad morfológica de los estatolitos de *D. plei* se presenta en el domo dorsal y el lateral. La forma de los estatolitos de todas las especies coincide en presentar alta magnitud de variación en el domo dorsal; sin embargo, difieren en sentido y dirección.

Palabras clave

Taxonomía, cefalópodos, discriminación de especies e identificación.

Differentiation of Loliginid Squids (*Cephalopoda: Loliginidae*) from the Gulf of Mexico and Mexican Caribbean Sea with Statolith Geometric Morphometrics

Abstract

Squids of the family Loliginidae from the Gulf of Mexico and the Mexican Caribbean Sea, like many other loliginids, present taxonomic uncertainties, thus, species identification is difficult. The loliginid statolith is a calcareous-hard structure with taxonomic value. In this study, we analyzed 110 loliginid squids collected in the coast of Tamaulipas to assess the discriminant power of statoliths and provide a practical description of the average shape of each group identified by geometric morphometrics. The multivariate analysis indicated significant differences in the canonical variables that explained 100% of total variance (CV1 Wilks' lambda = 0.000973, $p < 0.05$; CV2 Wilks' lambda = 0.001112, $p < 0.05$), supporting the existence of three groups corresponding to *Lolliguncula brevis*, *Doryteuthis pealeii*, and *D. plei*, previously identified on the basis of body morphology. The variability in L. brevis statolith is

shown in the superior lobe, dorsal dome, wing, and anterior rostral lobe. In *D. pealeii*, statolith variability is found mainly in the dorsal dome and wing, and at a lesser degree in the lateral dome. The morphological variability in statoliths of *D. plei* is present in the dorsal dome and the lateral dome. For all the species, the overall statolith shape presents a high magnitude of variability in the dorsal dome, however, the orientation and sense are different for each taxon.

Keywords

Taxonomy, Cephalopods, species discrimination, and identification.

Introducción

Los téutidos son moluscos de la clase Cephalopoda conocidos como calamares, habitan ambientes marinos (algunas especies estuarinas) y presentan diez apéndices, generalmente circumorales, consistentes de ocho brazos y un par de tentáculos (Young *et al.*, 2018). Los calamares de la familia Loliginidae se caracterizan principalmente por tener una córnea transparente que cubre los lentes de cada ojo y muchas especies cuentan con pliegues bucales que presentan ventosas (Jereb *et al.*, 2010). La taxonomía de la familia ha sido precedida por inestabilidades que prevalecen hasta la actualidad, pues se encuentra sobre la base de características morfológicas corporales que a menudo se traslapan entre los taxones, resultando confuso su identificación (Vecchione *et al.*, 1998; 2005). Por este motivo, se requieren criterios taxonómicos eficaces que permitan corroborar la identidad de los calamares loligínidos.

Uno de los métodos más útiles para la identificación de taxones en los distintos niveles taxonómicos es la morfometría geométrica (*e.g.*, Lombarte *et al.*, 2006), esta herramienta analiza formas biológicas (por lo regular de estructuras duras) con base en un sistema de coordenadas (Zelditch *et al.*, 2004). En los calamares, los estatolitos son estructuras calcáreas duras que tienen valor taxonómico y se encuentran contenidos en un par de cámaras cefálicas llamadas estatocistos (Clarke, 1978). Los estudios de morfometría geométrica de estatolitos en calamares son escasos, pero cada vez más frecuentes, debido a que han revelado el alto po-

der discriminante de estas estructuras (*e.g.*, Neige y Dommergues, 2002; Lombarte *et al.*, 2006; Jin *et al.*, 2017).

En el golfo de México y mar Caribe mexicano se distribuyen cuatro especies —tomando en cuenta que *Doryteuthis roperi* (Cohen, 1976) es una sinonimia de *D. plei* (Díaz-Santana-Iturrios *et al.*, comunicación personal)— de calamares loligínidos: *Doryteuthis pealeii* (LeSueur, 1821), *Doryteuthis plei* (Blainville, 1823), *Lolliguncula brevis* (Blainville, 1823) y *Sepioteuthis sepioidea* (Blainville, 1823) (Salcedo-Vargas, 1991; Jereb *et al.,* 2010). En esta zona, muchos aspectos de la historia de vida y características estructurales de los calamares son poco conocidos; sin embargo, se sabe que al menos los taxones del género *Doryteuthis* comparten características morfológicas corporales muy similares entre sí y, por lo tanto, su identificación incluye imprecisiones (Sánchez *et al.*, 1996; Jereb *et al.*, 2010).

En México, los loligínidos son considerados especies con potencial pesquero, debido a captura incidental en las pesquerías de camarón y peces demersales, además de venta su en el mercado (Judkins *et al.*, 2009; CONAPESCA, 2018). La inestabilidad taxonómica intrínseca de la familia limita estudios sobre la evaluación de sus existencias y establecimiento de regulación pesquera para los loligínidos, también limita el entendimiento de su biología específica para la generación de lineamientos básicos (CONAPESCA, 2018). Asimismo, estos calamares son presas importantes de diversos depredadores y la problemática taxonómica podría estar influyendo en la determinación de especies en estudios de contenidos digestivos (Weidner *et al.*, 2017; Cremer *et al.*, 2017).

Es por ello que el propósito de este trabajo de investigación fue evaluar la identidad de calamares loligínidos con distribución en el golfo de México y mar Caribe mexicano a través del análisis de morfometría geométrica de estatolitos a partir de muestreos realizados en la costa de Tamaulipas, así como de describir la forma promedio de los estatolitos para cada grupo detectado en el análisis.

Metodología

Durante 2012 a 2014 se desarrolló el proyecto Fondo Mixto Tamaulipas-CONACyT (177615), con la finalidad de explorar las existencias de calamares comerciales en el litoral tamaulipeco como alternativa para el sector pesquero de la entidad. Derivado de este proyecto, en el presente estudio se evaluó un total de 110 calamares que fueron recolectados empleando redes de arrastre camaroneras en 16 estaciones de la costa de Tamaulipas (22°12″31″ y 27°40″42″ N y 97°08″38″ y 100°08″51″ O) (tabla 1). Todos los individuos fueron identificados hasta el nivel especie con base en las características morfológicas corporales detalladas en las descripciones originales realizadas por LeSueur (1821) y Blainville (1823). La detección de especies fue confirmada con la guía especializada de Jereb *et al.* (2010).

Tabla 1

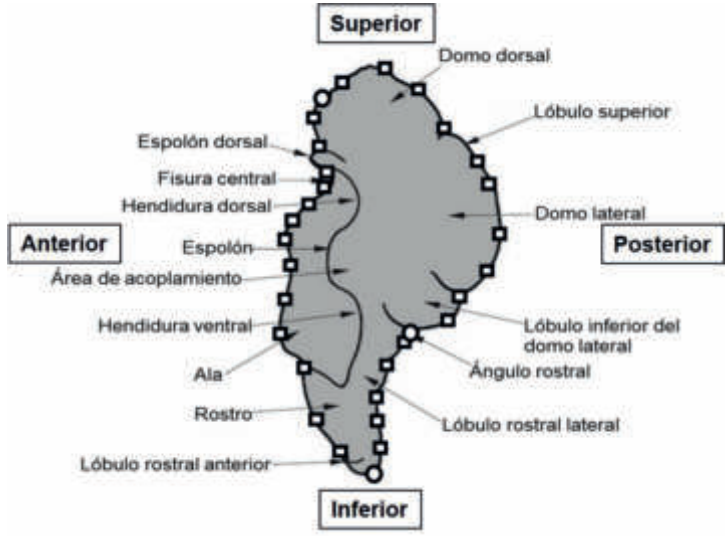
Estaciones de muestreo de calamares loligínidos en la costa de Tamaulipas: golfo de México

Estación	Coordenadas	
	Latitud (°N)	Longitud (°O)
1A	25°14′59.88″	-97°12′38.401″
1B	25°14′59.819″	-97°2′54.959″
1C	25°14′59.697″	-96°51′48.898″
2A	25°0′0′	-97°18′30.121″
2B	24°59′59.58″	-97°7′15.599″
2C	24°59′59.819″	-96°59′11.4″
3A	24°44′59.819″	-97°26′16.918″
3B	24°44′59.88″	-97°18′59.878″
3C	24°45′0.18″	-97°11′53.638″
4A	24°30′0.119″	-97°31′35.158″
4B	24°29′59.759″	-97°23′3.958″
4C	24°30′0.24″	-97°15′11.581″
5A	24°15′0″	-97°33′12.841″
5C	24°15′0.24″	-97°20′34.501″
6C	23°59′59.759″	-97°26′18.959″
7C	22°59′51.54″	-97°26′1.571″

Para abordar el análisis de morfometría geométrica se extrajeron los estatolitos de cada individuo, empleando un equipo de disección y un microscopio estereoscópico. Cada par de estatolitos fue limpiado con jabón neutro y se etiquetó y preservó en frascos con alcohol a 96%; posteriormente se seleccionaron los estatolitos izquierdos de cada individuo y se obtuvieron registros fotográficos de la vista anterior (figura 1), empleando un microscopio digital con cámara. Las imágenes se catalogaron de acuerdo con la clave asignada para cada espécimen.

Figura 1

Diagrama generalizado de un estatolito de calamares (vista anterior) y sus términos básicos (modificado de Clarke, 1978), incluyendo la ubicación de las marcas (O) y semimarcas (□) asignadas para las comparaciones morfométricas



Las imágenes fueron digitalizadas con el programa TPSDig, y se utilizaron tres marcas naturales o puntos de referencia (*landmarks*) que se pudieron reconocer en todos los estatolitos (figura 1). Éstas corresponden a la parte media del domo dorsal, al ángulo rostral y a la punta del lóbulo rostral anterior. Las marcas naturales fueron empleadas para generar una rejilla de referencia y ubicar

mayor cantidad de marcas (*semilandmarks* o semimarcas) para representar de mejor manera la forma del estatolito y describirla de acuerdo con los términos básicos (figura 1). Las coordenadas (X, Y) obtenidas a partir de la digitalización de todas las marcas (3) y semimarcas (28) fueron transformadas a nuevas coordenadas mediante el método de Procrustes, que se utilizó para eliminar el efecto de la escala, posición y rotación de las configuraciones; de tal manera que las diferencias remanentes que se fueran a analizar correspondieran exclusivamente a las diferencias en la forma de los estatolitos.

Se obtuvo un nuevo conjunto de coordenadas, correspondientes a los valores de las deformaciones parciales, las cuales representan la interpolación entre los puntos de referencia. Con estos valores se llevó a cabo un análisis de variables canónicas (AVC) para observar la magnitud de las diferencias en la forma de los estatolitos entre los grupos. Las diferencias estadísticas de los grupos fueron comparadas mediante el valor de Lambda de Wilks (λ), cuyo valor cercano o igual a 0 es indicativo de un buen modelo de discriminación, y cercano a 1.0 representa un modelo no predecible.

Se utilizaron gradillas finas de deformación para solucionar la interpolación de superficie y poder representar gráficamente las deformaciones morfométricas generadas a partir de las variaciones entre los estatolitos de las especies. La forma de los estatolitos se describió considerando las gradillas promedio para cada especie respecto a la forma promedio global.

Resultados

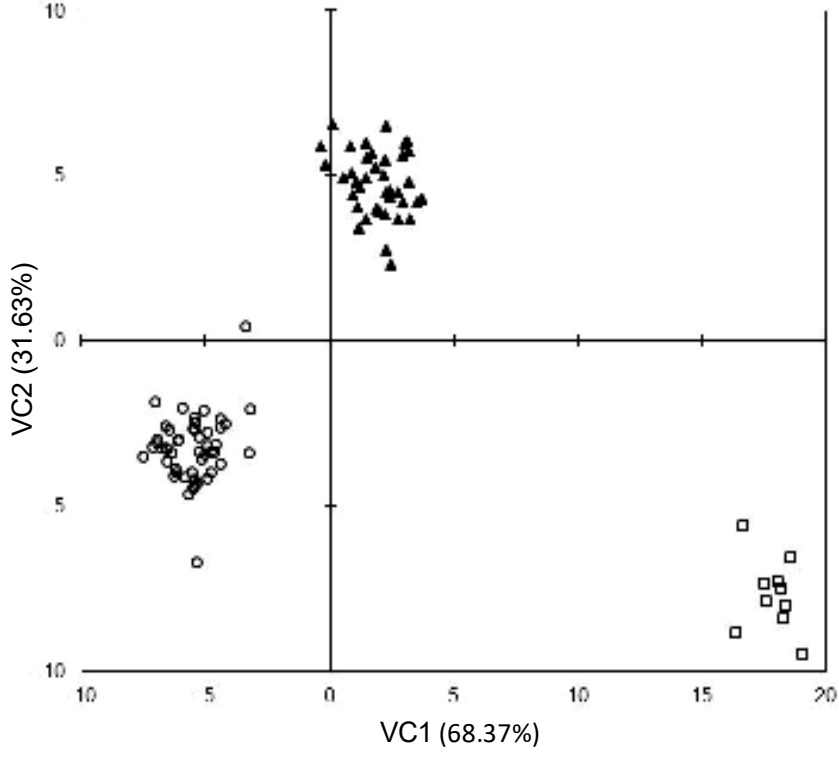
Los individuos analizados en este estudio (N = 110) y recolectados en la costa de Tamaulipas pertenecieron a tres especies, de acuerdo con sus atributos morfológicos corporales: *Doryteuthis pealeii* (n = 50), *D. plei* (n = 50) y *Lolliguncula brevis* (n = 10).

Con respecto al análisis de morfometría geométrica de estatolitos, los resultados obtenidos del AVC soportaron la existencia de tres grupos (figura 2). Los valores obtenidos en este análisis no mostraron sobreposición sobre la variable canónica 1 (VC1) y la 2 (VC2), las cuales representaron 68.37 y 31.63% de la varianza total,

respectivamente. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las especies identificadas (VC1 lambda de Wilks = 0.000973, $p < 0.05$; VC2 lambda de Wilks = 0.001112, $p < 0.05$). Las diferencias entre los estatolitos de los tres grupos fueron corroboradas de acuerdo con la matriz de clasificación, en donde la asignación correcta fue de 100% para todas las especies identificadas *a priori*.

Figura 2

Distribución de los puntajes de las deformaciones parciales obtenidas del AVC para calamares loligínidos empleando morfometría geométrica de estatolitos: *Lolliguncula brevis* (□); *Doryteuthis pealeii* (O); *Doryteuthis plei* (▲)

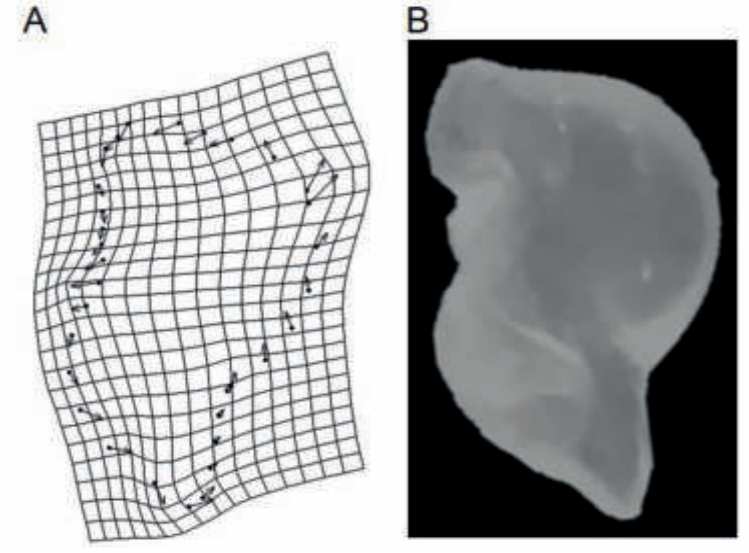


Las gradillas de deformación evidenciaron que los estatolitos de las tres especies presentaron alta variabilidad en el domo dorsal; sin embargo, difieren en sentido y dirección, dependiendo de la especie.

La variabilidad de los estatolitos de *Lolliguncula brevis* fue la más pronunciada de entre las tres especies, y se encuentra representada por una extensión moderada del domo lateral en dirección posterior superior, una curvatura marcada del lóbulo superior con extensión superior posterior, el domo dorsal comprimido en dirección anterior inferior, la zona del espolón dorsal, fisura central y el contorno externo de la hendidura dorsal ligeramente comprimidos en dirección inferior posterior, mientras que la curvatura del espolón y el contorno externo del área de acoplamiento y la hendidura ventral se extiende anteriormente para comprimirse en dirección posterior inferior en el ala y rostro. El lóbulo rostral anterior se extiende en dirección inferior, la punta del lóbulo rostral en dirección posterior decreciendo en magnitud hacia el contorno externo del lóbulo rostral lateral. El ángulo rostral y el contorno del lóbulo inferior del domo lateral se comprimen en dirección superior anterior (figura 3).

Figura 3

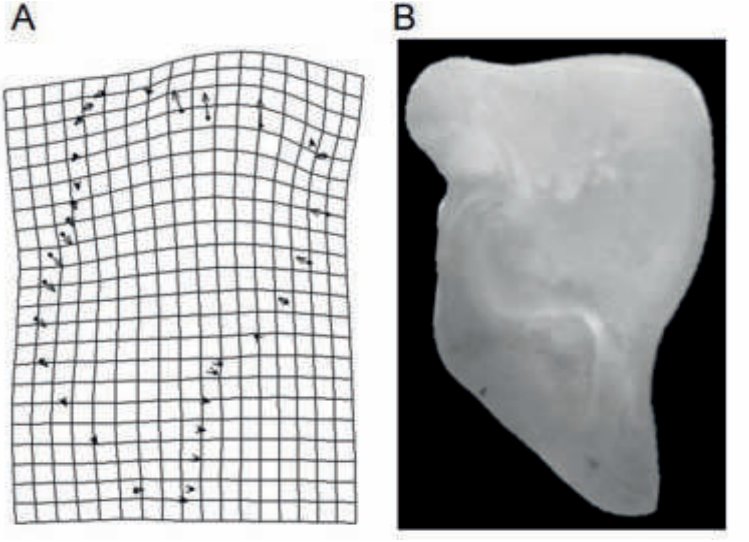
A) Gradilla de deformación que expresa los cambios morfológicos del estatolito de *Lolliguncula brevis* con respecto a la morfología global del promedio de las especies. B) Ejemplar de estatolito izquierdo de *Lolliguncullа brevis*.



El estatolito de *Doryteuthis pealeii* fue el que menos varió con respecto al promedio global de las especies, presentando el lóbulo inferior del domo lateral, el domo lateral y el lóbulo superior ligeramente comprimidos en dirección anterior superior, el domo dorsal con una extensión pronunciada en dirección superior. El espolón dorsal, fisura central y el contorno externo de la hendidura dorsal ligeramente comprimidos en dirección inferior, aumentando en la curvatura el espolón y el contorno externo del área de acoplamiento y la hendidura ventral, decreciendo la magnitud en el ala y rostro. Mientras que, en la punta del rostro, el lóbulo rostral lateral y el ángulo rostral están ligeramente extendidos en dirección posterior (figura 4).

Figura 4

A) Gradilla de deformación que expresa los cambios morfológicos del estatolito de *Doryteuthis pealeii* con respecto a la morfología global del promedio de las especies. B) Ejemplar de estatolito izquierdo de *Doryteuthis pealeii*

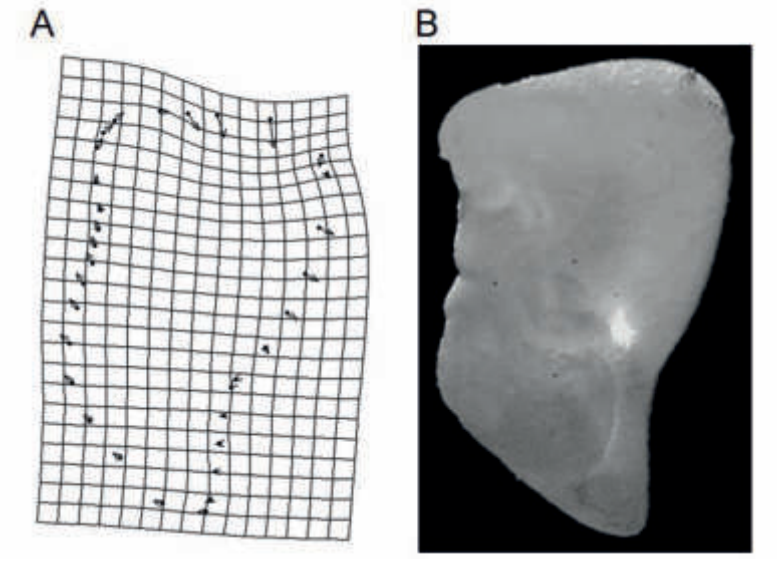


El estatolito de *Doryteuthis plei* presentó el lóbulo inferior del domo lateral, el domo lateral y el lóbulo superior extendidos en dirección posterior inferior, el domo dorsal comprimido pronuncia-

damente en dirección inferior posterior. El espolón dorsal, fisura central y el contorno externo de la hendidura dorsal ligeramente extendidos en dirección superior anterior, aumentando en la curvatura el espolón y el contorno externo del área de acoplamiento y la hendidura ventral, decreciendo la magnitud de extensión en el ala y rostro. La punta del rostro, el lóbulo rostral lateral y el ángulo rostral están ligeramente comprimidos en dirección anterior (figura 5).

Figura 5

A) Gradilla de deformación que expresa los cambios morfológicos del estatolito de *Doryteuthis plei* con respecto a la morfología global del promedio de las especies. B) Ejemplar de estatolito izquierdo de *Doryteuthis plei*



Discusión

Las especies analizadas en esta investigación e identificadas pueden encontrarse en el golfo de México y el mar Caribe mexicano (Jereb *et al*., 2010). En la costa de Tamaulipas, estas especies fueron fácilmente diferenciables de acuerdo con los atributos analizados. La ausencia de *Sepioteuthis sepioidea* en el material biológico eva-

luado es debido a que el área en donde se realizaron las recolectas no forma parte del intervalo de distribución de esta especie, que en México comienza más al sur, en el estado de Tabasco (Jereb *et al*., 2010).

En este estudio no se abordó el análisis de morfometría tradicional de estatolitos debido a que, si bien la anatomía general del estatolito propuesta por Clarke (1978) puede ser detectada en los especímenes aquí analizados, las curvaturas intrínsecas del estatolito no permiten detectar aristas para medir la longitud del domo dorsal, longitud ventrolateral y longitud dorsolateral.

Para cumplir los propósitos del análisis de morfometría geométrica se tomaron en cuenta solamente tres puntos de referencia o *landmarks*, pues fueron los puntos homólogos que se encontraron en todos los estatolitos de todos los individuos evaluados, contrastando con Dommergues *et al.* (2000), quienes emplearon 18 marcas anatómicas. Por consecuencia, en esta investigación el análisis fue más práctico y se alcanzó 100% de asignación correcta. El alto porcentaje de asignación correcta de los estatolitos en cada una de las tres especies tratadas en este estudio apoya el importante valor taxonómico de estas estructuras (Clarke, 1978), al igual que lo encontrado por Lombarte *et al.* (2006), quienes lograron la identificación específica de los individuos mediante la morfología del estatolito a partir del análisis de morfometría geométrica.

Las principales variaciones morfológicas en el estatolito, con base en los diagramas formulados en las gradillas de deformación, indicaron que los estatolitos de especies del mismo género son más similares que aquellos de géneros distintos. Esto es soportado con el AVC, que evidenció tanto en VC1 como en VC2 que el conjunto de valores de las dos especies del mismo género se encuentra distribuido en un espacio canónico más cercano que el que presentan los valores de especies pertenecientes a géneros distintos. Si bien, pudiera anotarse que esta observación está influenciada por el bajo número de representantes de *L. brevis* (n = 10), a diferencia de *D. pealeii* y *D. plei* (n = 50), respectivamente. Cardini *et al*. (2015), a través de comparaciones exhaustivas de tamaños de muestra en análisis de morfometría geométrica, determinaron que el error

generado por un bajo número de especímenes es prácticamente nulo, destacando la precisión y practicidad de este tipo de análisis.

La variación en la forma de una determinada estructura podría representar localidades geográficas y efectos ambientales (Rohlf y Marcus, 1993). En este sentido, *Lolliguncula brevis*, a diferencia de los calamares *Doryteuthis*, es una especie que tolera un amplio intervalo de variaciones ambientales en cuanto a salinidad y temperatura (Vecchione, 1991), lo que explica las diferencias encontradas en los estatolitos, desde un punto de vista ambiental y no directamente filogenético.

Conclusiones

La forma de los estatolitos de calamares loligínidos del golfo de México y mar Caribe mexicano es diferente entre especies y, por lo tanto, puede ser empleada para discriminar entre los taxones evaluados en esta investigación. Los estatolitos de calamares loligínidos de un mismo género son más similares morfológicamente que estatolitos de géneros distintos. Las principales variaciones morfológicas entre los estatolitos de *Lolliguncula brevis*, *Doryteuthis pealeii* y *D. plei* se presentan en el domo dorsal.

Literatura citada

Blainville, H.D. (1823). Memoire sur les especes du genre Calmar (Loligo, Lamarck). *Journal de Physique, de Chimie, d'Histoire Naturelle et des Arts*, 96: 116-135.

Cardini, A.; Seetah, K. and Barker, G. (2015). How Many Specimens Do I Need? Sampling Error in Geometric Morphometrics: Testing the Sensitivity of Means and Variances in Simple Randomized Selection Experiments. *Zoomorphology*, 134(2): 149-163.

Clarke, M.R. (1978). The Cephalopod Statolith – An Introduction to its Form. *Journal of the Marine Biological Association U.K.*, 58: 701-712.

Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) (2018). *Estadísticas de producción pesquera*. México: CONAPESCA. Recuperado de https://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/estadisticas_de_produccion_pesquera.

Cremer, M.J.; Holz, A.C.; Sartori, C.M.; Schulze, B.; Paitach, R.L. and Simões-Lopes, P.C. (2017). Behavior and Ecology of Endangered Species Living Together: Long-Term Monitoring of Resident Sympatric Dolphin Populations. En: M.R. Rossi-Santos, and C.W. Finkl (eds.), *Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America* (pp. 477-508). Coastal Research Library 22.

Dommergues, J.L.; Neige, P. and von Boletzky, S. (2000). Exploration of Morphospace Using Procrustes Analysis in Statoliths of Cuttlefish and Squid (Cephalopoda: Dechabrachia) – A Discussion of Evolutionary Aspects of form Disparity. *The Veliger*, 43(3): 265-276.

Jereb, P.; Vecchione, M. and Roper, C.F.E. (2010). Family Loliginidae. En: P. Jereb, and C.F.E. Roper (eds.), *Cephalopods of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Species Known to Date. Myopsid and Oegopsid Squids* (pp. 38-117). Roma: FAO Species Catalog for Fishery Purposes, Vol. 2, No. 4.

Jin, Y.; Liu, B.; Li, J. and Chen, X. (2017). Identification of Three Common Loliginidae Squid Species in the South China Sea by Analyzing Hard Tissues with Geometric Outline Method. *Journal of Ocean University of China*, 16(5): 840-846.

Judkins, H.L.; Vecchione, M. and Roper, C.F.E. (2009). Cephalopoda (Mollusca) of the Gulf of Mexico. En: D.L. Felder, and D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico, Origin, Waters, and Biota* (pp. 701-709). USA: Texas A & M University Press.

LeSueur, C.A. (1821). Descriptions of Several New Species of Cuttlefish. *Journal of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 2: 86-101.

Lombarte, P.; Rufino, M.M. and Sánchez P. (2006). Statolith Identification of Mediterranean Octopodidae, Sepiidae, Loliginidae, Ommastrephidae and Enoploteuthidae based on Warp Analyses. *Journal of the Marine Biological Association U. K.*, 86: 767-771.

Neige, P. and Dommergues, J.L. (2002) Disparity of Beaks and Statoliths of Some Coleoids: A Morphometric Approach to Depict Shape Differentiation. *Abhandlungen der Geologischen Bundesansalt*, 57: 393-399.

Rohlf, F.J. and Marcus, L.F. (1993). A Revolution in Morphometrics. *Trends in Ecology & Evolution,* 8(4): 129-132.

Salcedo-Vargas, M.A. (1991). Checklist of the Cephalopods from the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 49(1-2): 216-220.

Sánchez, G.; Perry, H.M.; Trigg, C.B.; Vecchione, M.; Roper, C. and Biesiot, P.M. (1996). Morphometry of Juvenile and Subadult Loligo Pealei and L. Plei from the Northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, 94: 535-550.

Vecchione, M. (1991). Dissolved Oxygen and the Distribution of Euryhaline Squid Lolliguncula Brevis. *Bulletin of Marine Science*, 49: 668-669.

Vecchione, M.; Brakoniecki, T.F.; Natsukari, Y. and Hanlon, R.T. (1998). A Provisional Generic Classification of the Family Loliginidae. En: N.A. Voss, M. Vecchione, R.B. Toll, and M.J. Sweeney (eds.), *Systematic and Biogeography of Cephalopods, Vol. II* (pp. 215-222). USA: Smithsonian Contributions to Zoology.

Vecchione, M.; Shea, E.; Bussarawit, S.; Anderson, F.; Alexeyev, D.; Lu, C.C.; Okutani, T.; Roeleveld, M.; Chotiyaputta, C.; Roper, C.; Jorgensen, E. and Sukramongkol, N. (2005). Systematics of Indo-West Pacific Loliginids. *Phuket Marine Biological Center Research Bulletin*, 66: 23-26.

Weidner, T.A.; Hirons, A.C.; Leavitt, A. and Kerstetter, D.W. (2017). Combined Gut-Content and Stable Isotope Trophic Analysis of the Pelagic Stingray *Pteroplatytrygon violacea* (Bonaparte, 1832) Diet from the Western North Atlantic Ocean. *Journal of Applied Ichthyology*, 33(3): 386-394.

Young, R.E.; Vecchione, M. and Mangold, K.M. (2018). Cephalopoda Cuvier 1797. Octopods, Squids, Nautiluses, etc. Versión 31 de octubre de 2018 (bajo construcción). Recuperado de http://tolweb.org/Cephalopoda/19386/2018.10.31

Zelditch, M.L.; Swiderski, D.L.; Sheets, H.D. and Fink, W.L. (2004). *Geometric Morphometrics for Biologists: A Primer*. USA: Elsevier.

Superposición espacial de los pulpos *Octopus vulgaris* tipo II y *Octopus maya* al noreste del banco de Campeche

Paulina Valeria Guarneros-Narváez,
Iván Velázquez-Abunader, Otilio Avendaño
y Jorge Alberto López-Rocha

Resumen

El pulpo es el principal recurso pesquero en las costas de la península de Yucatán, debido al volumen de captura y el nivel de precios. La captura se compone de pulpo rojo *Octopus maya* y pulpo común *Octopus vulgaris* tipo II, donde Yucatán y Campeche son los principales productores. Del total, *O. maya* aporta alrededor de 74% y *O. vulgaris* tipo II un 26%, con algunos años de incremento (> 50%). El entendimiento del uso del hábitat es información de vital importancia si se quiere conocer la ecología de la especie, lo cual puede dar un sentido al momento de usar esta información en esquemas de manejo pesquero. Por tal motivo se realizaron cuatro cruceros de investigación sistematizados para la captura de pulpo utilizando el método local de pesca (gareteo). Lo anterior para analizar la superposición (*D*) entre estas dos especies por estratos de profundidad. Se recolectaron 324 pulpos de *O. vulgaris* tipo II (66.83%) y 161 de *O. maya* (33.16%). Debido a que se encontraron

valores de *D* bajos (< 0.30), a excepción de los meses de mezcla (*D* = 0.47) se especula que la distribución de las especies podría ser explicada por los factores ambientales, especialmente las preferencias térmicas. Además, se observó un gradiente positivo entre la profundidad y la superposición (conforme incrementaba la profundidad también lo hizo la métrica de superposición). *Octopus vulgaris* tipo II fue dominante en aguas profundas (>30 m) pero fue notable la presencia de *O. maya* en aguas profundas donde generalmente son inaccesibles a las flotas pesqueras de pequeña escala y mediana altura.

Palabras clave

Traslape espacial, plataforma continental, profundidad, variación temporal, pulpo rojo, pulpo común.

Spatial Overlap of *Octopus vulgaris* Type II and *Octopus maya* Octopuses Northeast of the Campeche Bank

Abstract

The octopus is the main fishing resource caught on the coasts of the Yucatan Peninsula due to catch volume and price. The catches are composed of the red octopus *Octopus maya* and common octopus *Octopus vulgaris* type II, of which Yucatán and Campeche are the main producers. Of the total number, *O. maya* contributes around 74% and *O. vulgaris* type II 26%, with years on the rise (<50%). The knowledge of habitat use is of vital importance, which may give a certain sense of the ecology of the species upon using this information in the fisheries management schemes. For this reason, four systematized research cruises were carried out in order to capture octopus using the local fishing method. The spatial overlap (*D*) between these two species by depth strata was analyzed. 324 octopus were collected from *O. vulgaris* type II (66.83%) and 161 from *O. maya* (33.16%). Because low *D* values were found (<0.30), with exception of the mixing months (*D* =

0.47), we speculate that species distribution could be explained by environmental factors, especially thermal preferences, rather than by bathymetry. In addition, a positive gradient between depth and overlap could be observed. *Octopus vulgaris* type II was dominant in deep waters (>30 m) but the presence of *O. maya* was noticeable in deep waters where they are generally inaccessible to small-scale and medium-height fishing fleets.

Keywords

Spatial overlap, continental shelf, depth, temporal variation, red octopus, common octopus.

Introducción

Conocer la forma en la cual están distribuidas las especies es esencial para la adecuada comprensión de la dinámica de los ecosistemas marinos, entendiendo así, aspectos ecológicos y biogeográficos, los cuales pueden ser aplicados en gestiones pesqueras, planes de conservación, predicción y evaluación de impacto por cambio climático (Albouy *et al.,* 2014). Generalmente, las interacciones entre especies son ignoradas debido a su complejidad, a pesar de su importancia para dictar patrones espaciales de las diferentes poblaciones (Johnson *et al.,* 2013; Puerta *et al*., 2016). De esta manera, los estudios sobre distribución y traslape espacial cobran mayor relevancia cuando en una misma área cohabitan dos especies importantes, tanto a nivel ecológico como comercial (Johnson *et al.,* 2013). Un claro ejemplo es la pesquería de pulpo en el sur del golfo de México, la cual se compone de dos especies que son extraídas por el mismo arte de pesca (gareteo) pero por diferentes flotas de barcos, las cuales definen sus áreas de operación con base en la distribución diferenciada entre ambas especies (Díaz de León y Seijo, 1994; Salas *et al.,* 2008; DOF, 2014).

En el golfo de México, la pesquería del pulpo tuvo su origen en 1949 con pequeñas embarcaciones que capturaban en aguas adyacentes al puerto de Campeche, extendiéndose en el corto plazo a puertos cercanos como Seybaplaya y Champotón (Salas *et al.,* 2008; DOF, 2014). Posteriormente, durante la década de los setenta, la pesquería de pulpo se expandió hacia las costas de Yucatán,

debido al incremento de su demanda y a la necesidad de generar ingresos económicos en las comunidades costeras (Solís-Ramírez *et al.*, 1997; DOF, 2014). Derivado de ello, surgió el interés por conocer la biología y ecología de los pulpos con la finalidad de delinear un mejor esquema de explotación y conservación.

Actualmente, en el litoral del golfo de México y mar Caribe, la pesquería de pulpo aporta cerca de 99.6% de la producción nacional de este recurso, constituyendo la tercera pesquería en importancia debido a su valor comercial (CONAPESCA, 2017) de la cual *O. maya* aporta aproximadamente 74% y *O. vulgaris* tipo II (Van-Nieuwenhove *et al.*, 2019) alrededor de 26%, pero esta última especie ha llegado a incrementar su contribución para algunos años hasta casi 50% (INAPESCA, 2018). Por tal motivo, *O. maya* ha sido la especie que soporta mayormente la pesquería nacional de pulpo, además de que es un recurso endémico de la plataforma continental de la península de Yucatán. Por consiguiente, la generación de conocimiento sobre esta especie ha sido considerablemente mayor que la de *O. vulgaris* tipo II.

Diversos autores han determinado de manera general la distribución de *O. maya* (Voss y Solís- Ramírez, 1966; Solís-Ramírez, 1988; Gamboa-Álvarez *et al.,* 2015) que abarca desde aguas adyacentes a Sabancuy (Campeche), incluyendo toda la costa de Yucatán hasta Isla Mujeres (Quintana Roo), ocurriendo desde aguas someras de la plataforma continental hasta aproximadamente 60 m de profundidad (Solís-Ramírez y Chávez, 1986). Sin embargo, su distribución espacial en aguas profundas, así como su abundancia son componentes de su estructura poblacional aún desconocidos y escasamente abordados en los estudios, debido a que este estrato de la población es inaccesible a las flotas pesqueras que capturan este recurso (flota de mediana altura y flota de pequeña escala).

Por otra parte, *O. vulgaris* tipo II, presenta una distribución cosmopolita en mares tropicales y subtropicales del mundo (Jereb *et al.,* 2014). En el golfo de México esta especie se localiza desde la linea de costa hasta los 250 m de profundidad (Solís-Ramírez *et al.*, 1997; DOF, 2014). En la península de Yucatán su distribución es desconocida, aunque regularmente la captura de este recurso está confinada al noreste de Yucatán y para ello se utilizan embarcacio-

nes de hasta 25 m de eslora pertenecientes a la flota de mediana altura, operando en zonas con profundidades que van desde los 20 a los 60 m (DOF, 2014). De acuerdo con lo anterior, se esperaría que el área de distribución y por ende las zonas de captura de ambas especies converjan en el noreste de Yucatán y norte de Quintana Roo (DOF, 2014). Esta superposición espacial, podría indicar que las dos especies están interactuando, compartiendo parcial o completamente los recursos y otros factores ecológicos como predadores, refugios y presas, entre otros (Cornell, 2011). De tal manera que realizar un primer acercamiento al conocimiento de la interacción entre estas dos especies en términos espacio-temporales y basados en el principio de exclusión competitiva, las especies que coexisten deberían exhibir una superposición relativamente alta en la utilización de los recursos (Hardin, 1960; Connell, 1980).

El presente trabajo se realizó con el objetivo de determinar en qué medida se traslapan espacialmente *O. vulgaris* tipo II y *O. maya* y cuál es la variabilidad temporal de esta superposición espacial en diferentes estratos de profundidad al noreste del banco de Campeche.

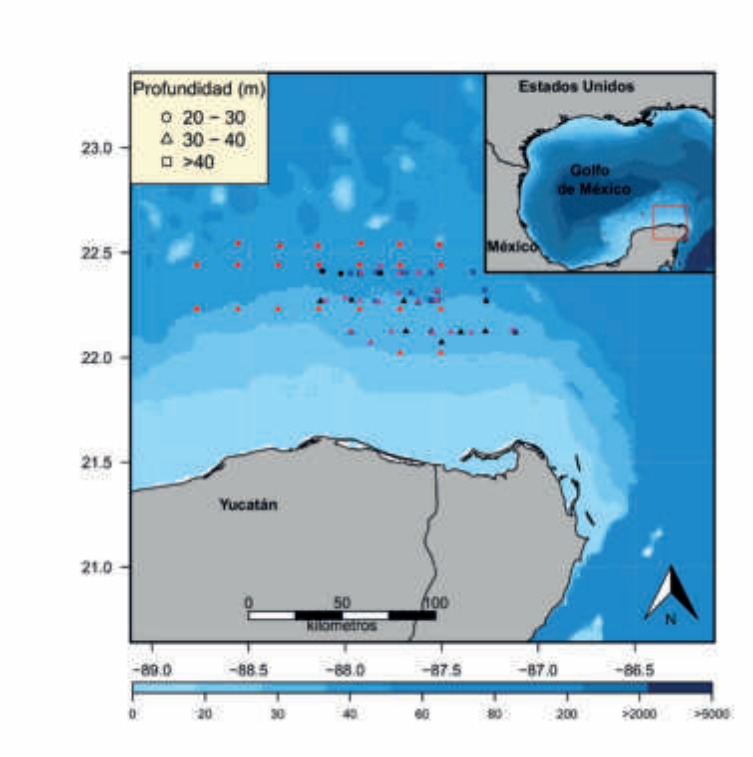
Metodología

Área de estudio

El área de estudio se localiza entre los 87° y 89° longitud oeste y 22° y 22° 50' de latitud norte, sobre la península de Yucatán, en un rango de profundidad de entre 17 y 60 metros (figura 1), cubriendo el área de pesca de pulpo reportada por los capitanes de los barcos de la flota de mediana altura (Carrillo-Galaz, *com. pers.*).

La zona de estudio se encuentra influenciada por la corriente de Yucatán, la cual genera el surgimiento de agua de fondo con temperaturas alrededor de los 20° C, provocando afloramientos estacionales de mayo a agosto; mientras que, de octubre a enero, se presentan eventos de mezcla de la columna de agua marcados por efectos de los nortes, los cuales llegan a presentar magnitudes de entre 70 y >100 km h^{-1} (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2002; Morey *et al.*, 2006; Dubranna *et al.*, 2011; Salas-Pérez *et al.*, 2012; Enríquez *et al.*, 2013).

Figura 1
Área de estudio noreste de la plataforma continental de la península de Yucatán. Estaciones de muestreo por meses: mayo (rojo), julio (azul), diciembre (negro) de 2016 y enero (rosa) de 2017



Trabajo de campo

Se realizaron cuatro campañas de muestreo: mayo, julio y diciembre de 2016 y enero del 2017, a bordo de la embarcación "San Rafael VII", que pertenece a la flota pesquera de mediana altura para la captura de pulpo en Yucatán, con desembarco en puerto Progreso. En cada campaña se realizaron operaciones de pesca en aproximadamente 30 sitios, elegidos aleatoriamente para tratar de cubrir el total del área de pesca reportada de ambas especies en aguas profundas (figura 1).

El método de captura de los organismos en todas las estaciones fue el mismo que utiliza la pesca comercial, conocido localmente como *gareteo*, el cual consiste en dejar a la deriva pequeñas embarcaciones menores a cuatro metros de eslora (alijos), colocándoles dos palos de bambú o madera (jimbas) de cinco metros de longitud promedio, y a las cuales se amarran 10 lineas con carnada (diferentes especies de peces y cangrejos) que atrae a los pulpos (Solís-Ramírez, 1962; Solís-Ramírez *et al.*, 1997; Mexicano-Cíntora *et al.*, 2007; Salas *et al.*, 2008; Monroy *et al.*, 2010; DOF, 2014).

Para fines del estudio se utilizaron cinco alijos, y con la finalidad de estimar el área barrida de cada alijo se registró el transecto con un dispositivo de seguimiento satelital (GPS). El tiempo de captura por cada sitio de muestreo fue ajustado a tres horas y los muestreos biológicos se realizaron de las capturas de cada una de las estaciones, registrando la captura como número de organismos para cada especie, las cuales fueron identificadas mediante una guía de campo proporcionada por el INAPESCA-Yucalpetén, Yucatán. En términos de abundancia se calculó la captura por unidad de área (CPUA) expresada en número de pulpos por km^2 para cada especie. La profundidad fue registrada para cada estación de muestreo utilizando un CTD *SeaBird 19 plus V2 – term 232.*

Análisis de datos

Los datos fueron analizados para cada campaña de muestreo (mayo, julio y diciembre 2016 y enero 2017), divididos en tres estratos de profundidad: somera (< 30 m), media (de 31 a 40 m) y profunda (de 41 a 60 m).

Para determinar el nivel de traslape espacial entre ambas especies se utilizó una medida de superposición espacial (D) que cuantifica la similitud del uso de recursos por parte de diferentes especies (Cornell, 2011), asumiendo distribuciones de probabilidad definidas sobre el espacio geográfico, en las que p_{xi} (o p_{yi}) denota la probabilidad asignada para la especie x (o y) en la celda i. Se utilizó la métrica de similitud propuesta por Schoener (1968) para cuantificar dicha superposición:

$$D(p_x, p_y) = 1 - \frac{1}{2}\sum_{i=1}^{n} \left| p_{xi} - p_{yi} \right|,$$

$$p_{xi} = \frac{x_i}{X},$$

$$p_{yi} = \frac{y_i}{Y},$$

donde x_i y y_i son el número de observaciones de la especie x y y, respectivamente, en el estrato de profundidad o el mes i. X y Y son el número total de observaciones por especie x y y. Esta métrica varía entre 0 (sin superposición espacial) a uno (completa superposición espacial), en el presente trabajo esta métrica fue considerada como baja (D = 0-0.35), media (D = 0.36-0.65) o alta (D = 0.66-1), y fue elegida por su simplicidad, su larga historia de uso y debido a que permite la comparación directa con las medidas tradicionales de similitud de nicho, que se centran en el microhábitat o dieta (Warren *et al*. 2008). Para estimar esta métrica se utilizó la paquetería SPAA (*Species Association Analysis*) (Zhang, 2016) del lenguaje de programación *R* (R Core Team, 2017). Lo anterior fue aplicado para calcular la superposición por mes, estratos de profundidad por mes y estratos de profundidad simultáneamente.

Resultados

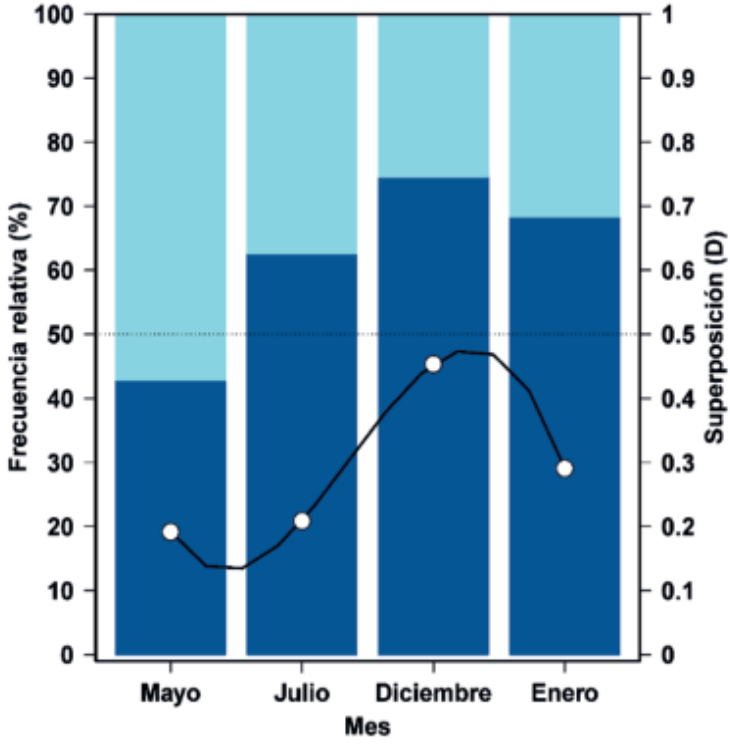
Se recolectó un total de 485 pulpos, de los cuales 324 fueron de *O. vulgaris* tipo II, que representaron 66.83% del total, y 161 de *O. maya*, aportando 33.16%. *Octopus vulgaris* tipo II fue más abundante en las áreas dónde comúnmente las embarcaciones de mediana altura realizan operaciones de pesca. De manera general, la métrica de superposición espacial fue baja (D = 0.33) (figura 2).

En el análisis mensual, mayo fue el único mes en el que *O. maya* fue más abundante (57.14%); para el total de los meses, los valores de superposición fueron bajos (D < 0.35), a excepción de diciembre cuándo se registró un valor de D = 0.47 que fue considerado medio (figura 2).

En el análisis por estratos de profundidad se observó que *O. vulgaris* tipo II fue más abundante (>60%) principalmente en la zona Media. También se encontró un gradiente positivo entre la profundidad y la superposición, es decir que, conforme aumentó la profundidad, también lo hizo la métrica de superposición (D_{Somera} = 0.26; D_{Media} = 0.38; $D_{Profunda}$ = 0.47) (figura 3).

Figura 2

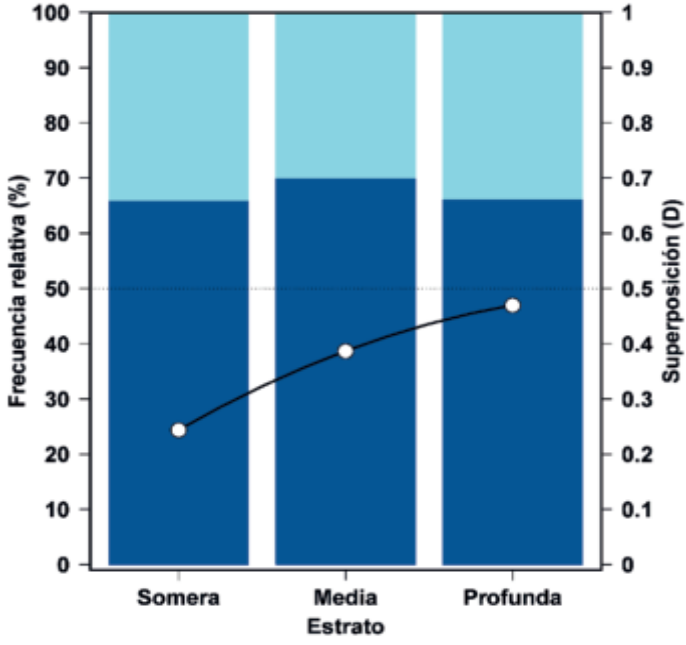
Frecuencia relativa y valores de superposición espacial (D) de *Octopus vulgaris* tipo II (azul obscuro) y *Octopus maya* (azul claro) por meses en la zona de pesca de la flota de mediana altura en Yucatán



Nota: La linea punteada señala 50% de frecuencia relativa y 0.5 de la métrica de superposición de Schoener (1968).

Figura 3

Frecuencia relativa y valores de superposición espacial (D) de *Octopus vulgaris* tipo II (azul obscuro) y *Octopus maya* (azul claro) en la zona de pesca de la flota de mediana altura en Yucatán por estratos de profundidad: somera (30 m), media (30 y 40 m) y profunda (40 y 60 m)



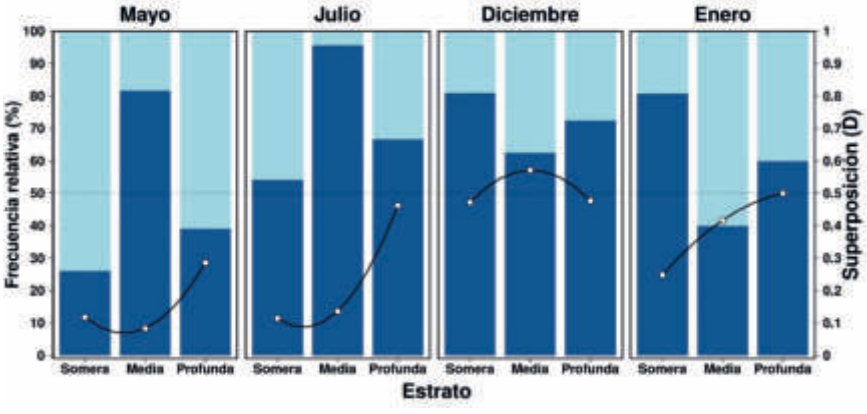
Nota: La linea punteada señala 50% de frecuencia relativa y 0.5 de la métrica de superposición de Schoener (1968).

En el análisis simultáneo entre meses y estratos de profundidad *O. maya* fue más abundante (74%) en mayo (figuras 2 y 4), en las zonas somera y profunda (60%). La métrica de superposición espacial fue menor en la zona somera (D = 0.08), seguida por la zona media (D = 0.21), y en la zona profunda se presentó la mayor superposición (D = 0.29), aunque todas consideradas como bajas (figura 4). En julio, *O. vulgaris* tipo II fue más abundante que *O. maya*, principalmente en la zona media. En la zona profunda se registró la mayor superposición para este mes (D = 0.46) y en el resto de los estratos la superposición fue menor a 0.15 (figura 4). En diciembre se registró la mayor superposición; no obstante, a

diferencia de los otros meses, el mayor valor de superposición se registró en la zona media (D = 0.57), en la que *O. maya* tuvo una presencia de 38% y *O. vulgaris* tipo II de 62%. En la zona somera y profunda la superposición fue casi de 0.47 y 0.48, respectivamente (figura 4). Finalmente, en enero *O. maya* resultó ser más abundante en la zona media (60%), condición que se había observado únicamente en mayo. En este mismo mes, la métrica de superposición tuvo un gradiente positivo conforme se incrementaba la profundidad (D_{Somera} = 0.25; D_{Media} = 0.42; $D_{Profunda}$ = 0.5) (figura 4).

Figura 4

Frecuencia relativa y valores de superposición espacial (D) de *Octopus vulgaris* tipo II (azul obscuro) y *Octopus maya* (azul claro) en la zona de pesca de la flota de mediana altura en Yucatán por meses y estratos de profundidad: somera (30 m), media (30 y 40 m) y profunda (40 y 60 m)



Nota: La linea punteada señala 50% de frecuencia relativa y 0.5 de la métrica de superposición de Schoener (1968).

Discusión

La reciente preocupación por los efectos del cambio global en las distribuciones de especies ha enfatizado la necesidad de valorar sus necesidades ambientales en un contexto geográfico (Broennimann *et al.*, 2012). A pesar de la importancia que representa el recurso pulpo en México, la incorporación de estos aspectos es

relativamente reciente para especies como *O. maya* (Gamboa-Álvarez *et al.* 2015), mientras que para *O. vulgaris* tipo II se carece de dichos estudios.

Autores como Solís-Ramírez *et al.* (1997) y Salas *et al.* (2018) hipotetizaron que estas dos especies no presentaban una superposición en el espacio, debido a su comportamiento y distribución batimétrica, por lo que la abundancia de *O. maya* decrecía a medida que la profundidad aumentaba y que, de manera contraria, la abundancia de *O. vulgaris* tipo II aumentaba con el incremento en la profundidad. Debido a ello, si existiera una superposición espacial, éstas tendrían que presentarse en la zona media (>30 y ≤ 40 m) y disminuir hacia la zona somera, donde *O. maya* sería más abundante y hacia la zona profunda, donde *O. vulgaris* tipo II dominaría. Lo más cercano a dicho traslape espacial se cumplió únicamente en diciembre, donde se presentó la mayor superposición espacial ($D = 0.57$) en profundidad media. No obstante, la abundancia de *O. maya* no fue mayor a *O. vulgaris* tipo II en la zona somera, como se pensaba. Por lo tanto, la zona de mayor abundancia de *O. maya* podría ser a profundidades menores situadas fuera de la zona de muestreo del presente trabajo.

Por su parte, *O. vulgaris* tipo II fue dominante en aguas profundas (>30 m). La superposición espacial, la cual fue de media a baja ($D < 0.65$), mostró estar relacionada con la profundidad de manera positiva; es decir, que la métrica de superposición aumenta conforme incrementa la profundidad. En este sentido, es posible que la profundidad no sea el principal factor que delimite la distribución de ambas especies. En una zona como el área de estudio, debe contemplarse la surgencia de la corriente de lazo, así como la mezcla de la columna de agua ocasionada por el viento (Enríquez *et al.,* 2013). En este caso, la distribución de las especies podría variar conforme cambia la longitud, presentando cambios en los meses de mezcla de la columna de agua (diciembre-enero) ya que se ha reportado al noreste de la península de Yucatán que, en estos meses, el agua de fondo puede aumentar hasta los 26° C (Enríquez, *et al.*, 2013) lo que posiblemente sea favorable para *O. maya*, especie que podría ser más sensible a cambios en la temperatura (Juárez *et al.,* 2015); mientras que *O. vulgaris* tipo II es una especie que probablemente prefiera aguas templadas (Jereb *et al.,* 2014).

El área de distribución de cada especie se restringe dada su tolerancia ambiental (factores bióticos y abióticos), que ha sido producto de distintos procesos evolutivos, determinando su presencia en ciertos espacios (Wiens y Graham, 2005). Si las especies no se adaptan rápidamente o si tienen un intervalo de tolerancia restringido, éstas deberán desplazarse en el espacio geográfico para encontrar condiciones ambientalmente idóneas (Foden *et al.,* 2007). De acuerdo con la teoría de superposición (Gotelli *et al*., 2015), aunque hay presencia de las dos especies en el área de estudio, éstas no están en competencia por el espacio; sin embargo, la alta dependencia de los cefalópodos a las fluctuaciones ambientales (Pierce *et al.,* 2008; Rodhouse *et al.,* 2014) podría enmascarar el efecto de las interacciones de las especies en los patrones de distribución.

Uno de los factores ambientales más influyentes en la ecofisiología de los cefalópodos es la temperatura (Tepler *et al.,* 2011), tal vez ésta podría explicar la baja superposición espacial de ambas especies, ya que se ha reportado que *O. vulgaris* tipo II tiene una ventana térmica que va de los 7 a 33°C, siendo más abundantes entre los 16 y 17°C (Hernández-López, 2000), mientras que la preferencia térmica de *O. maya* va de los 24 a 30°C (Noyola *et al.,* 2013; Juárez *et al.,* 2015, 2016; Guarneros-Narváez, 2017). Por tal motivo, se sugiere que ambas especies no están compitiendo por el espacio en los diferentes estratos de profundidad y que existe una fuerte variación de la presencia de ambos recursos mensualmente y por profundidad.

Finalmente, aunque no fue dominante, la presencia de *O. maya* en aguas profundas fue notable, y dichas profundidades generalmente son inaccesibles a las flotas pesqueras de pequeña escala y mediana altura. De tal manera que lo anterior podría ser un factor importante para que se mantengan las capturas anuales de este recurso, ya que existe un estrato de la población de pulpo no capturado por la pesca que estaría aportando reclutas a la población explotada en aguas someras (< 30 m) lo cual favorecería la resiliencia de *O. maya*.

Conclusión

En el área de pesca del pulpo por parte de la flota de mediana altura (área de estudio) *O. vulgaris* tipo II es más abundante. Existe variación espacio-temporal en la abundancia de las dos especies y no se ve reflejada una alta superposición espacial entre ellas, por lo que no están compitiendo por el espacio; sin embargo, las dos especies presentan variaciones temporales que quizá están determinadas por las preferencias en los factores ambientales, más que por la profundidad. De manera general se concluye que la superposición espacial de ambas especies va de media a baja ($D \leq 0.5$) debido a que posiblemente la temperatura sea la principal variable explicativa para que no se presente una alta superposición espacial entre ambos recursos, lo cual deberá ser corroborado en futuros trabajos. Finalmente, es recomendable que se realicen análisis de superposición del nicho, integrando variables ambientales en el análisis, así como la posible interacción entre ambas especies, lo cual ayudaría a explicar la baja superposición espacial entre ellas.

Literatura citada

Albouy, C.; Velez, L.; Coll, M.; Colloca, F.; Le Loc'h, F.; Mouillot, D. and Gravel, D. (2014). From Projected Species Distribution to Food-Web Structure under Climate Change. *Global Change Biology*, 20: 730-741.

Avendaño-Álvarez, O.; Salas-Monreal, D.; Marín-Hernández, M.; Salas-de-León, D.A. and Monreal-Gómez, M.A. (2017). Annual Hydrological Variation and Hypoxic Zone in a Tropical Coral Reef System. *Regional Studies in Marine Science*, 9: 145-155.

Blancas-García, J.R.; López-Rocha, J.A. and Castilla-Ventura, M.A. (2011). Analysis of the Red Octopus (*Octopus maya*) Fishery off the Coast of Sisal, Yucatan. Proceedings of the 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 501-507.

Broennimann, O.; Fitzpatrick, M.C.; Pearman, P.B.; Petitpierre, B.; Pellissier, L.; Yoccoz, N.G.; Thuiller, W.; Fortin, M.J.; Randin, C.; Zimmermann, N.E.; Graham, C.H. and Guisan, A. (2012). Measuring Ecological Niche Overlap from Occurrence and Spatial Environmental Data. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 481-497.

Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) (2017). Anuario estadístico de acuacultura y pesca. México. Recuperado de

https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca.

Connell, J.H. (1980). Diversity and the Coevolution of Competitors, or the Ghost of Competition Past. *Oikos*, 35: 131-138.

Cornell, H. (2011). Niche Overlap. In: A. Hastings and L.J. Gross (eds.), *Encyclopedia of Theoretical Ecology* (pp. 489-497). EU: University of California Press.

Cuvier, G. (1797): Tableau e´ le´mentaire de l'histoire naturelle des Animaux. *Paris: 14 plates*, 710 pp.

Diaz de León, A. and Seijo, J.C. (1994). A Multi-Criteria Non-Linear Optimization Model for the Control and Management of a Tropical Fishery. *Marine Resource Economics*, 7: 23-40.

Diario Oficial de la Federación (2014). Acuerdo por el que se da a conocer el Plan de Manejo pesquero de pulpo (*O. maya* y *O. vulgaris*) del golfo de México y mar Caribe. DOF-SAGARPA. Recuperado de http://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5338727.

Dubranna, J. ; Pérez-Brunius, P. ; López, M. and Candela, J. (2011). Circulation over the Continental shelf of the Western and Southwestern Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research*, 116(8): 1-17.

Enríquez, C.; Mariño-Tapia, I.; Jerónimo, G. and Capurro-Filograsso, L. (2013). Thermohaline Processes in a Tropical Coastal Zone. *Continental Shelf Research*, 69: 101-109.

Foden, W.; Midgley, G.F.; Hughes, G.; Bond, W.J.; Thuiller, W.; Hoffman, M.T.; Kaleme, P.; Underhill, L.G.; Rebelo, A. and Hannah. L. (2007). A Changing Climate is Eroding the Geographical Range of the Namib Desert Tree Aloe through Population Declines and Dispersal Lags. *Diversity and Distributions*, 13(5): 645-653.

Gamboa-Álvarez, M.Á.; López-Rocha, J.A. and Poot-López, G.R. (2015). Spatial Analysis of the Abundance and Catchability of the Red Octopus *Octopus maya* (Voss and Solís-Ramírez, 1966) on the Continental Shelf of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Shellfish Research,* 34(2): 481-492.

Gotelli, N.J.; Hart, E.M. and Ellison, A.M. (2015). *Niche Overlap*. Disponible en: https://cran.r-project.org/web/packages/EcoSimR/vignettes/nicheOverlapVignette.html

Guarneros-Narváez, P.V. (2017). Análisis espacio-temporal de la distribución por edades del pulpo *Octopus maya* y su relación con variables ambientales. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México.

Hardin, G. (1960). The Competitive Exclusion Principle. *Science*, 131: 1292-1297.

Hernández-López, J.L. (2000). Biología, ecología y pesca de pulpo común (*Octopus vulgaris,* Cuvier 1797) en aguas de Gran Canaria. Tesis doctoral. Universidad de las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias. España, 197 pp.

Instituto Nacional de Acuacultura y Pesca (INAPESCA). (2018). *Carta nacional pesquera (CNP).* Recuperado de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525712&fecha=11/06/2018&print=true.

Jereb, P.; Roper, C.F.E.; Norman, M.D. and Finn, J.K. (2014). *Cephalopods of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Cephalopod Species Known to Date. Volume 3. Octopods and Vampire Squids. Species Catalogue for Fishery Purposes*. Rome: FAO.

Johnson, A.F.; Jenkins, S.R.; Hiddink, J.G. and Hinz, H. (2013). Linking Temperate Demersal Fish Species to Habitat: Scales, Patterns and Future Directions. *Fish and Fisheries*, 14: 256-280.

Juárez, O.E.; Galindo-Sánchez, C.E.; Díaz, F.; Re, D.; Sánchez-García, A.M.; Camaal-Monsreal, C. and Rosas, C. (2015). Is Temperature Conditioning *Octopus maya* Fitness? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 467: 71-76.

Juárez, O.E.; Hau, V.; Caamal-Monsreal, C.; Galindo-Sánchez, C.E.; Díaz, F.; Re, D. and Rosas, C. (2016). Effect of Maternal Temperature Stress Before Spawning over the Energetic Balance of *Octopus maya* Juveniles Exposed to a Gradual Temperature Change. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 474: 39-45.

Mexicano-Cíntora, G.; Leonce-Valencia, C.O.; Salas, S. and Vega-Cendejas, M.E. (2007). *Recursos pesqueros de Yucatán: Fichas técnicas y referencias bibliográficas*. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN (CINVESTAV) Unidad Mérida. 1ª Ed. Mérida, Yucatán, México.

Monroy, C.; Salas, S. and Bello-Pineda, J. (2010). Dynamics of Fishing Gear and Spatial Allocation of Fishing Effort in a Multispecies Fleet. *North American Journal of Fisheries Management,* 30: 1187-1202.

Morey, S.L.; Zavala-Hidalgo, J. and O'Brien, J.J. (2006). The Seasonal Variability of Continental Shelf Circulation in the Northern and Western Gulf of Mexico from a High-Resolution Numerical Model.

En: W. Sturges, and W. Lugo-Fernandez (eds.), *Circulation in the Gulf of Mexico. Observations and Models* (pp. 203-218). Washington: Geophysical Monograph Series.

Noyola, J.; Caamal-Monsreal, C.; Díaz, F.; Re, D.; Sánchez, A. and Rosas, C. (2013). Thermopreference, Tolerance and Metabolic Rate of Early Stages Juvenile Octopus Maya Acclimated to Different Temperatures. *Journal of Thermal Biology*, 38(1): 14-19.

Pierce, G.J.; Valavanis, V.D.; Guerra, A.; Jereb, P.; Orsi-Relini, L.; Bellido, J.M.; Katara, I.; Piatkowski, U.; Pereira, J.; Balguerias, E.; Sobrino, I.; Lefkaditou, E.; Wang, J.; Santurtun, M.; Boyle, P.R.; Hastie, L.C.; MacLeod, C.D.; Smith, J.M.; Viana, M.; González, A.F. and Zuur, A.F. (2008). A Review of Cephalopod-Environment Interactions in European Seas. *Hydrobiologia*, 612(1): 49-70.

Puerta, P.; Hunsicker, M.E.; Hidalgo, M.; Reglero, P.; Ciannelli, L.; Esteban, A.; González, M. and Quetglas, A. (2016). Community-Environment Interactions Octopus-Catshark Spatial Overlap. *ICES Journal of Marine Science*, 73(7): 1901–1911.

R Core Team (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from https://www.R-project.org/.

Rodhouse, P.G.K.; Pierce, G.J.; Nichols, O.C.; Sauer, W.H.H.; Arkhipkin, A.I.; Laptikhovsky, V.V.; Lipinski, M.R.; Ramos, J.E.; Gras, M.; Kidokoro, H.; Sadayasu, K.; Pereira, J.; Lefkaditou, E.; Pita, C.; Gasalla, M.; Haimovici, M.; Sakai, M. and Downey, N. (2014). Environmental Effects on Cephalopod Population Dynamics: Implications for Management of Fisheries. En: E. Vidal (ed.), *Advances in Marine Biology: Advances in Cephfalopod Science: Biology, Ecology Cultivation and Fisheries* (pp. 99-233). EU: Elsevier Ltd.

Salas, S.; Cabrera, M.E.; Palomo, L.E.; Bobadilla, F.; Ortega, P.H. and Torres (2008). *Plan de manejo y operación del Comité de Administración Pesquera de Escama y Pulpo*. Informe final. México. Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados-CONAPESCA-SAGARPA. México, 138 pp.

Salas-Pérez, J.J.; Salas-Monreal, D.; Monreal-Gómez, M.A.; Riverón-Enzástiga, M.L. and Llasat, C. (2012). Seasonal Absolute Acoustic Intensity, Atmospheric Forcing and Currents in a Tropical Coral Reef System. Estuarine. *Coastal and Shelf Science*, 100(1): 102-112.

Schoener, T.W. (1968). The Anolis Lizards of Bimini: Resource Partitioning in a Complex Fauna. *Ecology*, 49(4): 704-726.

Solís-Ramírez, M.J. (1962). Contribución al estudio del pulpo (*Octopus vulgaris* Lamarck) de la sonda de Campeche. *Trabajos de Divulgación*, 3(24): 1-30.

Solís-Ramírez, M.J. y Chávez, E.A. (1986). Evaluación y régimen óptimo de pesca de pulpo en la península de Yucatán, México. *Anuales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 13(3): 1-17.

Solís-Ramírez, M.J. (1988). *El recurso pulpo del golfo de México y el Caribe: Los recursos pesqueros del país* (pp. 463-478). XXV Aniversario del Instituto Nacional de la Pesca. ed. SEPESCA, México.

Solís-Ramírez, M.J.; Arreguín-Sánchez, F. and Seijo, J.C. (1997). Pesquería de pulpo de la plataforma continental de Yucatán. En: D. Flores-Hernández, P. Sánchez-Gil, J.C. Seijo, and F. Arreguín-Sánchez (eds.), *Análisis y diagnóstico de los recursos pesqueros críticos del golfo de México*. *Serie Científica*, 7: 61-80. México: Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX.

Tepler, S.; Mach, K. and Denny, M. (2011). Preference versus Performance: Body Temperature of Intertidal Snail *Chlorostoma funebralis*. *Biological Bulletin*, 220: 107-117.

Van-Nieuwenhove, A.H.M.; Ratsimbazafy, H.A. and Kochzius, M. (2019). Cryptic Diversity and Limited Connectivity in Octopuses: Recommendations for Fisheries Management. *Plos One*. 14(5): e0214748.

Voss, G.L. and Solís, M.J. (1966). *Octopus maya*, A New Species from the Bay of Campeche. *Bulletin of Marine Science*, 16: 615-625.

Warren, D.L.; Glor, R.E. and Turelli, M. (2008). Environmental Niche Equivalency versus Conservatism: Quantitative Approaches to Niche Evolution. *Evolution,* 62 (11): 2868-2883.

Wiens, J.J. and Graham, C.H. (2005). Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 519-539.

Zavala-Hidalgo, J.; Parés-Sierra, A. and Ochoa, J. (2002). Seasonal Variability of the Temperature and Heat Fluxes in the Gulf of Mexico. *Atmósfera,* 15(2): 81-104.

Zhang, J. (2016). SPAA: Species Association Analysis. *R package version 0.2.2*. Retrieved from https://CRAN.R-project.org/package = spaa.

Ensamblajes de peces en estuarios hipersalinos de Veracruz y Yucatán

Rafael Chávez-López, Ángel Morán-Silva
y Sergio Cházaro-Olvera

Resumen

En esta contribución se presenta una síntesis y análisis de información publicada sobre estuarios ciegos, hipersalinidad y ensamblajes de peces estuarinos en el golfo de México; se hizo una revisión sobre las definiciones tradicionales de estuario que en lo general no reflejan esta condición hidrológica y asumen que los estuarios mantienen una comunicación permanente con la plataforma continental; en este contexto se presenta información sobre estuarios que se aíslan temporalmente del mar por la presencia de una barra arenosa de manera periódica, como sucede en el estado de Veracruz, o que alcanzan niveles hipersalinos por las características geomorfológicas e hidrológicas de la región, como sucede en el norte de la península de Yucatán. Además, se revisan las características generales de los ensamblajes de peces reportados en ambos estados en condiciones de hipersalinidad; se señala que estos ensamblajes están dominados por especies de tipo marinas, muy tolerantes a los cambios de la salinidad. En los estuarios ciegos la biodiversidad de peces es baja, comparada con estuarios de boca de comunicación abierta, pero se registran especies de peces que toleran condiciones hipersalinas; entre estas, varias especies de origen dulceacuícola. Estos hallazgos permiten polemizar sobre

la pertinencia de los modelos que explican la composición de especies de peces en los estuarios. Finalmente, se proponen pautas para la investigación futura en estos peculiares sistemas acuáticos.

Palabras clave

Estuarios ciegos, hipersalinidad, ensamblajes, golfo de México, peces estuarinos.

Fish Assemblages in Hyper-Saline Estuaries in Veracruz and Yucatan

Abstract

In this contribution, a synthesis and analysis about estuarine fish assemblages, blind estuaries, and hypersalinity in the Gulf of Mexico was carried out. A review was done on traditional definitions of estuaries which, in general terms, do not reflect this hydrological condition and they assume that all estuaries maintain a permanent water exchange with the continental shelf; in this context, information is presented about temporarily isolated estuaries by a sand berm, as is the case in the state of Veracruz, or those that reach hypersalinity levels due to regional geomorphologic and hydrologic features as is the case in the northern part of the Yucatan Peninsula. Also, the general features of reported fish assemblages under hypersalinity conditions in both Mexican States were reviewed; these fish groups are dominated by marine species tolerant to salinity changes, in blind estuaries fish biodiversity is lowest in respect to open mouth estuaries, but fish species with a high tolerance to hypersalinity were found, among these, various freshwater species. These results make the estuarine models that explain the composition of the fish assemblages in estuaries debatable. Finally, some future research guidelines are proposed for these peculiar aquatic systems.

Keywords

Blind estuaries, hyper-salinity, fish assemblages, Gulf of Mexico, estuarine fish.

Introducción

Los estuarios son importantes por los servicios ecosistémicos esenciales que aportan a la sociedad y por el valor de sus procesos naturales; la tasa de valuación de estos servicios alcanza miles de millones de dólares, por la protección de inundaciones a las áreas ubicadas en las partes estuarinas altas, generalmente dedicadas para desarrollos urbanos, comerciales e industriales (Costanza *et al.*, 2008). Participan en el control de la erosión debido a su capacidad de absorber la energía creada por las corrientes oceánicas; también participan en procesos de depuración del agua continental antes de que sea descargada al océano, incluyendo metales traza (Teuchies, 2013). Ecológicamente son trascendentes porque son zonas de alimentación y crianza para numerosas especies de flora y fauna, son relictos para especies endémicas o que se encuentran en algún nivel de protección; sostienen pesquerías comerciales, la mayoría de tipo artesanal, que aportan una parte de la biomasa que se consume para subsistencia regional y que, dependiendo de sus volúmenes, se comercializa en las regiones vecinas (Salas *et al.*, 2011).

Otros servicios que aportan son recreativos, turísticos y de índole cultural; en tiempos recientes se reconoce como otra función ecosistémica al secuestro de carbón, principalmente en hábitats como pantanos salobres y manglares, debido a sus tasas de crecimiento rápidas y sus tasas de descomposición lentas (Herr y Landis, 2016).

Otra amenaza para los estuarios surge del efecto del cambio climático, por la potencialidad de alterar sus funciones debido a que el aumento del nivel del mar los inundaría, reduciendo la superficie estuarina y vulnerando a los humedales dulceacuícolas vecinos, también afectaría significativamente a los manglares de los estuarios tropicales por el aumento del nivel eustático del mar por más de dos metros (Murdiyarso *et al.*, 2015). No se descarta que un cambio de las corrientes oceánicas, el aumento de la frecuencia de tormentas y huracanes, de la temperatura y de la concentración de CO_2 afectarán su función de criadero natural (Ellison, 2015).

Otro pronóstico es que el cambio climático provocará eventos alternos y extremos de inundaciones voluminosas y de sequías que alterarán las corrientes de agua y su calidad natural por el au-

mento de la concentración de contaminantes, además alterarán la composición de especies en los ecosistemas marinos y costeros; contribuyendo a la formación de zonas muertas, de crecimientos algales explosivos capaces de potenciar la incidencia de enfermedades y a la expansión de los ámbitos geográficos de especies invasoras perjudiciales; también producen periodos alternos de sequías más extremos y de lluvias mucho más intensas (Ralston *et al.*, 2015).

Por ejemplo, IPCC (2013) predice que los cambios extremos en los patrones pluviales mundiales provocarán variaciones sustanciales a nivel regional, con cambios en la temperatura y en las tasas de evaporación del agua; se considera que donde la temperatura exceda los 38 °C, las tasas de evaporación se incrementarán influyendo directamente en el incremento de la salinidad del agua, la disminución de la intensidad de la precipitación pluvial conducirá incrementos significativos de la salinidad de los suelos, y convertirá a los hábitats estuarinos clave en planicies hipersalinas (Eslami-Andargoli *et al.*, 2009).

Se reconoce que los procesos ecológicos de los peces en los hábitats oceánicos son bien conocidos, incluso hay evidencias que la oscilación multi-decadal del océano Atlántico tiene influencia en la estructura poblacional, la reproducción y los procesos de reclutamiento de las poblaciones pesqueras (Alheit *et al.,* 2014); en contraste, a la fecha no se puede hacer la misma afirmación para la biota íctica de los estuarios de las zonas tropicales, menos se conoce de los cambios y ajustes biológicos de los peces bajo condiciones de hipersalinidad en plazos de tiempo corto, estacionales o anualizados; o de las respuestas fisiológicas de los organismos y los procesos poblacionales afectados que impactarán a las estructuras comunitarias de los peces (Pörtner y Peck, 2010). Por lo anterior, en esta contribución se analiza información relacionada a estuarios hipersalinos en el golfo de México particularmente en el estado de Veracruz y la región norte de la península de Yucatán.

Metodología

Este escrito se estructuró de la siguiente manera: primero, se hizo una revisión breve de las definiciones más comunes de un estua-

rio que se contrasta con la propuesta por Potter *et al.* (2010), que incluye a los estuarios cuyas bocas de comunicación se sellan temporalmente y que pueden presentar alguna fase de hipersalinidad debido al estancamiento del agua; en la siguiente sección se presenta información sobre la ubicación de estuarios ciegos e hipersalinos en el estado de Veracruz y Yucatán, señalando las causas que propician este comportamiento estuarino; otro criterio se extrajo de los patrones de salinidad reportados en estuarios de estos estados ya sea en algún período de boca estuarina sellada o en alguna temporada del año, de manera periódica o esporádica; otros criterios de selección de la información fueron su publicación en revistas científicas nacionales e internacionales, libros especializados en el tema y una mención especial al trabajo de Castañeda y Contreras (2001) que compilaron grandes volúmenes de la llamada información gris, cuyo valor radica en que son los únicos reportes de varios estuarios no sólo del golfo de México, sino del país.

Los criterios de salinidad se tomaron de Ito (1959) que sienta la base del llamado sistema de Venecia, con base en esta clasificación las aguas estuarinas hipersalinas son aquellas en las que la salinidad rebasa 40 unidades prácticas de salinidad (UPS); la alusión al origen marino, estuarino o dulceacuícola de las especies de peces se retomó de Potter *et al.* (2015).

En la tercera sección se presenta información de ensamblajes de peces bajo esta condición hidrológica, para el estado de Veracruz se comenta información inédita generada por los autores en el estuario laguna El Llano que se complementa con lo reportado en otras publicaciones; para el estado de Yucatán se procedió a la compilación y resumen de la información publicada para diferentes estuarios y lagunas costeras de la región norte de la península, los resultados permitieron discutir la pertinencia del modelo que explica la composición de la ictiofauna estuarina basada en el diagrama de Remane (1934); además, la presencia de especies recurrentes de origen dulceacuícola en estos ensamblajes y como grupo dominante en los estuarios yucatecos plantea una paradoja ecológica sobre la tolerancia de estas especies de peces bajo condiciones hidrológicas extremas. Finalmente, se discute la problemática de los estuarios ciegos y enfatizando en algunas pau-

tas de investigación y manejo particulares. Toda la información reportada en este escrito corresponde a publicaciones de acceso público y gratuito.

Resultados

Los posibles efectos de la modificación de la salinidad en los estuarios especialmente su aumento hasta la hipersalinidad, implican la revisión del concepto de estuario, un término de uso común pero que sigue teniendo definiciones que se discuten desde diferentes puntos de vista; en la investigación dulceacuícola y en la marina se afirma con sencillez que los estuarios son sólo zonas de transición, entre las desembocaduras de los ríos y los océanos, esta simplicidad ha dado pauta a que en algunas partes del mundo los estuarios se definan de manera poco comprometida y ambigua como aguas transicionales (McLusky y Elliot, 2007); pero otro hecho contundente es que la investigación estuarina ha ganado una posición definida en el ámbito científico por las características propias e incomparables de sus objetos de estudio.

De las diversas definiciones de estuario (Elliott y McLusky, 2002), la mayoría combina las propuestas de Day (1980) y Fairbridge (1980), con base a los límites de la influencia mareal y a la conexión periódica o permanentemente libre con el mar; geomorfológicamente, en México se han distinguido bien a otros estuarios que se caracterizan por la presencia de una barra arenosa: las lagunas costeras, que además pueden tener una o varias bocas de comunicación permanente o efímeras con el mar; en México, las lagunas costeras se consideran cuerpos de agua con características estuarinas propias, al grado que se han clasificado separadamente, de acuerdo a los criterios de Lankford (1977).

Pero los modelos hidrológicos generales de los estuarios parten de la suposición que la boca de comunicación estuarina se mantiene abierta de manera permanente y que el cuerpo de agua mantiene una mezcla balanceada entre las masas de aguas dulce y marina por efecto de las mareas, así como los volúmenes de descarga de los ríos y los patrones de circulación derivados de esta interacción; además, se pasa por alto que también las tormentas, huracanes y los vientos del norte influyen esporádicamente en estos procesos.

Una variante a este modelo son los estuarios que se aíslan temporalmente del mar debido a la ocurrencia temporal de una barra arenosa. Son de boca obstruida y tienen una morfología típica de una laguna costera, son de dimensiones pequeñas (< 250 ha), pero la cuenca estuarina se conecta al mar mediante un canal angosto; Day (1980) denominó a estos cuerpos de agua costeros como estuarios ciegos o de boca obstruida, porque están cerrados temporalmente por una barra arenosa que los separa del mar; en estos períodos no hay influencia mareal, el agua dulce penetra desde el río y la circulación depende de las corrientes residuales del río y de la presión del viento sobre la superficie del agua.

Considerando criterios hidrológicos, Day (1980) llamó a los estuarios hipersalinos que alcanzan concentraciones de salinidad mayores a 40 UPS como *estuarios negativos*; Kjerve (1994) agrega que esta condición también puede suceder en una laguna costera y la salinidad puede presentarse en un gradiente de agua dulce hasta la hipersalinidad dependiendo de su balance hidrológico; ésta también es una característica hidrológica típica de los estuarios ciegos, pues la hipersalinidad ocurre en el periodo en que la boca estuarina se sella y hay descargas mínimas o ausentes de agua dulce y la evaporación es intensa, ya sea por lapsos específicos del año o impredecibles de duración corta o prolongarse por varios años como en algunos estuarios australianos (Roy *et al.,* 2001). Tan pronto como las barras arenosas se degradan, el agua marina se introduce a estas cuencas y se reinicia la dilución con el agua dulce, reintegrando los procesos estuarinos.

Con base en lo anterior, es evidente que la dinámica ambiental de los estuarios ciegos está fuertemente regulada por la duración de los períodos de apertura y cierre de la boca estuarina, este es el factor ambiental que condiciona los procesos ecológicos; con esta base, en este trabajo se usa la definición de estuario propuesta por Potter *et al.* (2010), que incluye a los estuarios con estas características.

En los estuarios ciegos, la dinámica de apertura-cierre de la boca estuarina es una combinación de factores como los volúmenes de agua dulce fluviales y pluviales, los patrones climáticos, las tasas de evaporación locales, el proceso de formación y la altura

resultante de la berma arenosa que sella la boca de comunicación, los patrones de circulación de las corrientes marinas y la dinámica del oleaje, que en conjunto componen un escenario estuarino complejo; la variabilidad de la duración de estos procesos ambientales impide identificar periodos definidos de estabilidad estuarina como los observados en los estuarios abiertos (Schallenberg *et al.,* 2010).

Precisamente a partir de la hidromorfología y la dinámica de apertura-cierre de la boca de comunicación estuarina se configuran los modelos generales de la hidrodinámica en los estuarios ciegos; los llamados *Temporary Open Closed Estuaries* (TOCE) de Sudáfrica, tienden a presentar un comportamiento ambiental estacional con una fase aislada del mar; en Australia y Nueva Zelanda se denominan Lagos Costeros Abiertos y Cerrados Intermitentemente (ICOLL, de *Intermittently Closed and Open Coastal Lakes*), los ciclos estuarinos que se describen en el suroeste de Australia no son estacionales, como sucede en Sudáfrica, y tienden a presentar una duración impredecible dependiendo de los patrones lluviosos (EPA-NSW, 2000); o como suceden para el centro del golfo de México que se deben a la estacionalidad climática y a los procesos de corrientes oceánicas litorales; o por las peculiaridades del origen geológico de la región y los procesos del drenaje natural, como en la región norte de la península de Yucatán.

Por lo anterior, los modelos generales de la dinámica hidrológica de los estuarios no son aplicables a los estuarios ciegos, porque se han elaborado con base al comportamiento de estuarios de boca abierta de las zonas templadas de América del norte y Europa, la influencia de esta investigación estuarina *norteña* se ha plantado históricamente en nuestro país, reflejándose en la descripción de los procesos físicos, químicos y biológicos de los estuarios mexicanos; hasta hoy, no se ha considerado que los procesos del sellado temporal de la boca de comunicación estuarina, de los estuarios ciegos no son tan raros como se cree y son claves para comprender las relaciones físicas, químicas y ecológicas de los organismos que los colonizan.

Análisis de casos. Evidencias de la presencia de estuarios ciegos en el litoral del estado de Veracruz

En este trabajo se asume que en México no se ha dedicado atención a los estuarios de boca obstruida y de dimensiones pequeñas, debido a que la investigación se ha dirigido a los grandes sistemas estuarinos; además, las fases hipersalinas de los estuarios se reportan como procesos anómalos de la dinámica estuarina, pasando por alto que en algunas regiones costeras del país constituyen un estado periódicamente constante.

En el golfo de México también es común explicar el comportamiento de los estuarios a partir del comportamiento climático estacional de la región (Soto y Giddings, 2011) e hidrológicamente, con base a los procesos que suceden en las cuencas hidrológicas de superficie extensa de amplio caudal fluvial y de boca estuarina permanentemente abierta; por ejemplo, Lara-Domínguez *et al.* (2011) describen que en el litoral del estado de Veracruz los cuerpos estuarinos abarcan una superficie de 1 166 km^2 y que las características de estos sistemas acuáticos son variables en cuanto a sedimentación y geomorfología, que dependen principalmente del relieve, clima y oleaje que producen diferentes patrones hidrológicos; dependiendo del balance de la mezcla de las aguas dulces y marinas van desde aquellos donde la influencia dulceacuícola domina anualmente a otros de etapas marcadamente marinas.

El intervalo de salinidad en la mayoría de las lagunas oscila entre 10 a 30 UPS, con mayor frecuencia de aguas estuarinas en categorías de meso a polisalinas. En esa referencia se destaca información de los estuarios y las lagunas costeras más importantes, señalando a Pueblo Viejo, Tamiahua, Tampamachoco, laguna Verde; además de Mandinga, Alvarado, Sontecomapan, el Ostión y los estuarios de los ríos Tuxpan, Tecolutla, Casitas-Nautla, la Antigua, Papaloapan, Coatzacoalcos y Tonalá; pero también anotan a estuarios ciegos como laguna Grande - laguna Chica, San Agustín, laguna Salada, laguna El Llano y laguna La Mancha, que se han reportado con temporadas de hipersalinidad (diferentes autores en Castañeda y Contreras, 2001); a partir de observaciones recientes de los autores en la tabla 1, se presenta la ubicación de estuarios

ciegos en el litoral de Veracruz, en una zona que abarca desde el estuario del río Tecolutla hasta la localidad de Antón Lizardo, donde se ubica el estuario efímero denominado El Salado que es parte de la cuenca hidrológica del río Jamapa, de varios no hay registros ambientales ni biológicos.

Tabla 1

Denominación y ubicación geográfica de estuarios ciegos ubicados en la región costera central del estado de Veracruz

Estuario	Latitud N	Longitud W
Barra Nueva	20°02'44.82''	96°36'42.82
Las Higueras	20°02'29.55''	96°36'31.1
Sin nombre	20°00'04.46''	96°34'26.79
Sin nombre	19°58'12.74''	96°33'48.85
Boca de Ovejas	19°53'39.01''	96°29'49.2
Palma Sola	19°46'28.25''	96°25'63.44
Río Actopan	19°25'00.06''	96°24'38.63
El Salado	20°02'26.99''	95°58'10.91

Estuarios hipersalinos en el norte de la península de Yucatán

De acuerdo con Bauer-Gottwein *et al.* (2011), la península de Yucatán es una gran plataforma de roca caliza de 165 000 km^2, donde se ubican los estados de Yucatán, Campeche y Quintana Roo. Los estuarios yucatecos están en planicies costeras formadas por cordones litorales compuestos de playas arenosas y dunas de elevación baja (hasta 5 msnm), formadas por acumulaciones de arena sobre depósitos cuaternarios de origen marino. Los suelos arenosoles son poco profundos y homogéneos, los de tipo solonchak e histosol se asocian con la zona inundable de manglares y presentan fuerte hidromorfismo en los estratos más superficiales; las temperaturas medias anuales se presentan en un intervalo de 24 a 28° C, las más altas hacia el suroeste en la zona limítrofe con el estado de Campeche y las más bajas hacia el norte, entre Telchac y Dzilam; entonces se forman dos zonas térmicas, una cálida con una media

de 24 a 26° C y una muy cálida que rebasa los 28° C (Batllori-Sampedro *et al.*, 2006).

Los estuarios de esta región son someros, de gran variabilidad espacial y temporal de la salinidad y la temperatura superficial. Estas características hidrológicas están determinadas por el clima de la zona, que también distingue tres temporadas climáticas: la de secas o estiaje que sucede de marzo a mayo; la de lluvias, que ocurre entre junio y octubre; y la temporada fría o de nortes, que se caracteriza por la influencia de sistemas frontales de origen polar y de mayor frecuencia entre noviembre a febrero (Herrera-Silveira y Morales-Ojeda, 2010).

En la llanura litoral marina, durante el período de lluvias se descarga entre 85 y 90% del total pluvial; en contraste, la evaporación de superficie libre presenta valores anuales cercanos a 1 900 mm en esta zona costera, los meses de mayor evaporación son abril y mayo, mientras que diciembre y enero presentan la menor evaporación. Entre estos componentes del balance hídrico, la lluvia satisface solamente 39% del poder evaporante de la atmósfera, este hecho contribuye a definir la tendencia de la salinidad en la zona costera (Batllori-Sampedro *et al.*, 2006).

La relación de estos procesos explica el por qué la mayor salinidad del agua se registra en las lagunas costeras, con valores medios de 31.8 UPS y en la época de secas hasta de 103.5 UPS, que contrastan con los registros hiposalinos en hábitats interiores como los petenes y la selva inundable (valores medios de 1.5 UPS). El aumento de la salinidad se relaciona con la estacionalidad térmica que va de 23 a 38° C en la evolución de nortes a secas; por otro lado, la salinidad disminuye al aumentar la inundación de agua dulce durante la temporada de lluvias y nortes.

Estos procesos se manifiestan en un gradiente regional de mayor a menor salinidad desde Chuburná (promedio de 47.9 UPS) hasta Celestún (con 6.6 y 10.4 UPS); en Chuburná la salinidad varía anualmente de 11.5 UPS en febrero a 102 UPS en junio, y en el otro extremo, en la parte interna de la laguna de Celestún el intervalo anual se ha registrado de 2.6 UPS en abril a 15.3 UPS en julio. Este gradiente se explica porque en el área oriental sucede gran influencia salina por los escurrimientos, por encima de la llanura

litoral y a la interacción de las bocas estuarinas que conectan el mar con las lagunas costeras (como en La Carbonera, Chuburná y Yucalpetén), mientras que la laguna de Celestún presenta condiciones oligosalinas propiciadas por las descargas dulceacuícolas, lo que marca en la región un extremo oriental con una tendencia a la hiposalinidad y un extremo occidental más salobre con cuerpos de agua tendientes a la hipersalinidad (Battlori-Sampedro *et al.*, 2006).

Un listado de los estuarios ubicados en la porción norte de la península de Yucatán se presenta en la tabla 2.

Tabla 2

Estuarios de la región norte de la península de Yucatán, se muestran las superficies, intervalo de salinidad y riqueza de especies de peces

Estuario	Área (km^2)	Salinidad min	Salinidad máx	Riqueza de especies de peces
Celestún	28	5	38	$94_{(c)}$
Dzilam	9.4	20	37	81_{c}
Ria Lagartos	130	34	98	81_{c}
Chelem	15	28	44	53_{d}
Chuburná	2.7	11.5	102	27_{e}
La Carbonera	2	5	80a	60_{b}
Progreso	270	34	54	12_{c}
Yucalpeten	18.5	27	45	13_{c}

Herrera-Silveira y Cortés-Balam (2007); [a]Marín-Coria y Enríquez (2016); [b]Gallardo-Torres *et al.* (2012); [c]Arceo-Carranza y Vega-Cendejas (2009); [d]Arceo-Carranza *et al.* (2016); [e]Palacios-Sánchez *et al.* (2015).

Otra polémica que surge de la relación entre la hipersalinidad estuarina y los peces, es que en los estuarios se da por hecho que la composición de especies, la distribución, la abundancia y desempeño ecológicos de los organismos corresponde a su capacidad fisiológica de tolerancia a la salinidad (Greenwood y MacFarlane, 2008). Se generaliza que el desempeño ecológico de los peces es inversamente proporcional a la tolerancia que tienen al estrés provocado por esta variable ambiental. Entonces, a lo largo del gradiente salino en un estuario, las especies ocuparán los hábitats que les son más benignos, de acuerdo con sus capacidades fisiológicas particulares; partiendo de esta premisa, la distribución de las espe-

cies acuáticas en los estuarios estaría controlada por la salinidad y la sinergia con otros factores, como el oxígeno disuelto, la temperatura y la turbidez (Arceo-Carranza y Vega-Cendejas, 2009).

Hasta ahora esta explicación se fundamenta con el uso del diagrama de Remane (1934), pero este modelo se debate porque originalmente describe la distribución de la fauna del mar Báltico y porque pasa por alto que las poblaciones de organismos estuarinos puedan mostrar desempeños fisiológicos diferenciados en localidades geográficas distintas. No considera capacidades como las de los organismos diádromos y de las especies que demuestran niveles de tolerancia alta a la salinidad extrema, como en los estuarios ciegos; además, este modelo propone que la riqueza de especies en general declina cuando la salinidad rebasa 50 UPS (Whitfield *et al.,* 2012).

De acuerdo con el diagrama de Remane, en los ensamblajes de peces estuarinos las especies marinas en estados juveniles y con dependencia estuarina dominarán en las zonas mesosalinas, polisalinas y eusalinas; mientras que las especies estuarinas y las dulceacuícolas lo serán en las aguas oligosalinas. Además, ocurrirán especies marinas visitantes ocasionales que se registrarán de manera incidental. Otra asunción es que las riquezas de especies son mayores en estuarios de boca abierta permanentemente y son el resultado de procesos de migración sin restricciones (Whitfield *et al.,* 2008); por esto, es común que se minimice la participación de los grupos de especies estuarinas y dulceacuícolas, que son elementos comunes de los ensamblajes de peces estuarinos (Potter *et al.,* 2015).

Pero las características extraordinarias de los estuarios ciegos y sus interacciones con la biota desafían ambas propuestas; para iniciar, los estuarios con aguas hipersalinas muestran una riqueza de especies baja o ausente, como se reporta en los registros de la ictiofauna de Veracruz y Yucatán; aunque la hipersalinidad no es un escenario ambiental frecuente en todos los estuarios, es necesario incluir en el modelo las respuestas potenciales de los organismos y reconsiderar la composición de la biota estuarina. Otro elemento que no se considera es que entre las especies que permanecen en condiciones de hiperhalinidad hay elementos de linaje dulceacuícola, a los que se les otorga poca capacidad de tolerancia a la salinidad, pero a pesar de su contribución baja a la riqueza de especies estuarinas, son una fracción recurrente en estos ensamblajes de peces.

Aunque también es un hecho que la diversidad de especies de peces en los estuarios disminuye a salinidades mayores a 40 UPS, en los estuarios ciegos en las temporadas de mayor hipersalinidad ocurren pocas especies de gran tolerancia a salinidades que rebasan 50 UPS y que independientemente de su origen pueden denominarse como holosalinas; éstas serían las que pueden habitar zonas en un intervalo de salinidad de 0 a 100 UPS, lo sorprendente es que en este grupo también se han registrado especies dulceacuícolas, como reportan Whitfield *et al.* (2012).

Un caso en Veracruz: Los peces del estuario ciego laguna El Llano

Es un hecho que la información ecológica de peces en estuarios ciegos veracruzanos es escasa, un caso particular sucede con los peces del estuario laguna El Llano en el estado de Veracruz, los métodos de trabajo en campo y laboratorio se presentan en Chávez-López y Rocha-Ramírez (2018). Este pequeño estuario presenta un comportamiento hidrológico de tres fases de hipersalinización entre diciembre y mayo, caracterizado por ausencia de intercambio mareal y flujos dulceacuícolas, además de alta evaporación mientras la boca de comunicación está cerrada; de dominancia marina, después que se reabre la boca de comunicación entre junio y hasta agosto, y de dominancia estuarina en la temporada de lluvias. No hay influencia dulceacuícola marcada, más bien ocurren condiciones mesosalinas, y una vez que se cierra la boca de comunicación se renueva la fase de estancamiento e hipersalinización.

En general, la composición específica de esta comunidad entre junio de 2013 y mayo de 2014 fue de los 3 642 organismos pertenecientes a 37 especies, las familias más numerosas fueron Carangidae y Gerreidae (cada una con cuatro especies), ambas son familias de peces marinos muy tolerantes a cambios de salinidad y son participantes recurrentes de los ensamblajes estuarinos en el golfo de México.

Las 37 especies registradas en laguna El Llano son una cantidad menor a las 46 especies reportadas por Morales (1984); en otros estuarios ciegos como en la laguna La Mancha se han reportado 42 especies (Castro-Aguirre y Mora-Pérez, 1984); en el complejo

de la laguna Grande - laguna Chica hay 22 especies (Aguirre-León *et al.,* 2014) y en la laguna San Agustín son 33 especies (Sánchez, 1989), esta biodiversidad contrasta con los registros de otros estuarios y lagunas costeras veracruzanos con boca de comunicación permanente (tabla 3).

Tabla 3

Comparación de la riqueza específica del SLA respecto a otros sistemas estuarinos del golfo de México, considerando número de especies de peces registradas, superficie de las lagunas, número de trabajos ictiológicos y de inventarios ictiofaunísticos, realizados en cada laguna

Sistema estuarino-lagunar	No. de spp. registradas	Área (has.)	Estudios ictiológicos	Inventarios de ictiofauna
Laguna Madre, Tamaulipas	105	200 000	4	3
L. Pueblo Viejo, Veracruz	72[a]	9 300	32	4
L. de Tamiahua, Veracruz	112	88 000	39	11
Sistema Tuxpan - Tampamachoco, Veracruz	179 200[b]	1 500	45	15
Laguna Grande, Veracruz	40 22[c]	2 250	7	0
Laguna San Agustín	33[d]	210	1	1
Laguna El Llano	37[e]	230	3	2
L de la Mancha, Veracruz	60	192	14	6
L. de Mandinga, Veracruz	88	3 250	9	4
L. de Alvarado, Veracruz	113[f]	6 200	59	5
L. de Sontecomapan, Veracruz	97 52[g]	891	8	4
Laguna del Ostión, Veracruz	37	1 270	4	2
Sist. Carmen - Machona, Tabasco	81	15 300	5	3
L. de Mecoacán, Tabasco	49	5 168	2	2
L. de Términos, Campeche	216 86[h]	170 000	93	23

Fuente: Contreras y Castañeda (2001).
Otras referencias: [a] (Zárate-Hernández *et al.*, 2014); [b] (González-Gándara *et al.*, 2012); [c] (Aguirre-León *et al.*, 2014); [d] (Sánchez, 1989); [e] (Chávez-López y Rocha-Ramírez, 2017, 2018); [f] este estudio; [g] (Rodríguez-Varela *et al.,* 2010); [h] (Ayala-Pérez *et al.*, *2012*).

En la laguna El Llano, el ensamblaje de especies fue configurado por *Anchoa mitchilli,* seguida de *Mugil cephalus, Eucinostomus melanopterus*, *Diapterus rhombeus* y *Polydactilus octonemus*; la com-

posición de los gremios ecológicos siguió la composición típica de los estuarios de boca abierta: las especies marinas de amplia tolerancia a la salinidad (eurisalinas) aportaron la mayor riqueza de especies; luego las especies de ciclo de vida estuarina y en el extremo máximo del gradiente salino se ubican las especies marinas de baja tolerancia (estenosalinas) y con el mínimo las especies dulceacuícolas.

Pero en mayo de 2013, al término de la fase de boca cerrada y en hipersalinidad (73 UPS), el ensamblaje estuvo formado por cuatro especies: *Mugil cephalus, Lutjanus griseus, Centropomus parallelus* y la más abundante fue *Poecilia mexicana*, una especie dulceacuícola, vivípara y con capacidad de superfetación. Este hecho nutre la polémica sobre las capacidades fisiológicas de las especies de agua dulce y la manera en la que se deben categorizar las especies en los estuarios, ya que, de acuerdo a las definiciones de Whitfield *et al.* (2012), tres especies corresponderían a la categorías de holosalinas, la única que por su origen marino estenosalino podría salir de esta calificación sería *L. griseus*; las fases de boca cerrada prolongadas en los estuarios pequeños son un obstáculo natural para el reclutamiento de los peces marinos e impiden la emigración de los adultos al mar o río arriba, como el caso de la especie anádroma *C. parallelus*; a este nivel la hipersalinidad es un factor limitante, por lo que sólo las especies de gran tolerancia sobrevivirían en estas condiciones extremas. Como se aprecia, la información sobre estuarios ciegos veracruzanos es escasa, poco precisa, ambigua y anecdótica (varias referencias en Castañeda y Contreras, 2001).

Ensamblajes de peces en estuarios hipersalinos de Yucatán

Esta región también es variada en el comportamiento hidrológico de los estuarios ciegos, pues hay varias que se sellan estacionalmente, otras que presentan gran influencia marina o dulceacuícola, o como Ría Lagartos que teniendo comunicación permanente con el mar presenta un gradiente de salinidad bien definido desde oligosalina hasta hipersalina.

Esta complejidad ambiental se refleja en ensamblajes donde se combinan especies marinas, estuarinas y sorprendentemente varias de origen dulceacuícola; en la composición de especies dominantes de esta región yucateca destacan *Floridichthys polyommus, Mugil trichodon, M. curema, Sphoeroides testudineus*, otras especies recurrentes son *Eucinostomus argenteus, E. gula, E. harengulus, Fundulus persimilis, Lagodon rhomboides, Archosargus rhomboidalis, Menidia colei, Sphoeroides nephelus, Synodus foetens, Archosargus rhomboidalis. Sardinella anchovia, Anchoa mitchilli* y *A. hepsetus.*

A diferencia de la tendencia en el golfo de México, en el norte de la península de Yucatán, la diversidad de especies de peces no se relaciona directamente con la superficie estuarina; por ejemplo, la laguna Carbonera es de las que presenta mayor riqueza de especies en la región (60 especies en 2 km^2) con una superficie respecto a otros cuerpos de agua similares como Bocas de Dzilam, donde se han registrado 81 especies en 9.4 km^2 (Arceo-Carranza y Vega-Cendejas, 2009), o Ría Lagartos con esa misma riqueza de especies en 28.1 km^2.

Un componente sobresaliente de la región son las especies de origen dulceacuícola que participan en los ensamblajes de peces, muchas de estas pertenecen al orden de Cyprinodontiformes como *Floridichthys persimilis, F. polyommus, Poecilia velifera, Gambusia yucatana, Lucania parva, Cyprinodon artifrons* y *Garmanella pulchra* y *Xiphophorus helleri.*

Tanto *F. polyommus* como *C. artifrons* son especies pequeñas (< 10 cm) pero con elevada abundancia numérica (hasta 55% del total en algunos ensamblajes) que demuestran capacidad fisiológica para tolerar valores altos de salinidad; por ejemplo, en la temporada de secas las especies residentes dulceacuícolas fueron las más importantes en Bocas de Dzilam; otro ejemplo notable procede de Ría Lagartos, que es una laguna costera de gran complejidad hidrológica y se puede afirmar que es única en su tipo. Gran parte de la laguna está fuertemente dominada por el gradiente de salinidad, el cual puede alcanzar valores de 140 en su zona interna mientras que en otro extremo se presentan afluentes de agua dulce que disminuyen la salinidad hasta 10 UPS, en la zona

de la boca de comunicación hay valores más marinos (37 UPS); en el hábitat hipersalino se registró riqueza de especies, diversidad y la biomasa más bajas, en este gradiente dos especies dulceacuícolas fueron dominantes (*Poecilia velifera* y *Mayaheros urophtalmus*); para *F. grandissimus* se reportó un pico de abundancia regional en la temporada de secas que se relacionó a los procesos reproductivos de la especie (Vega-Cendejas y Hernández-Santillana, 2004; Arceo-Carranza y Vega-Cendejas, 2009).

En estudios de restauración de lagunas costeras de Yucatán, las especies de origen dulceacuícola se muestran como indicadores de cambio en la salud de sus hábitats, como sucede con *Gambusia yucatana*, especie endémica del norte de la península de Yucatán que habita en zonas de canales y aguas someras cercanas a los manglares, con hábitos omnívoro-planctófagos, en los ensamblajes de peces funge como presa clave para peces carnívoros y es reguladora de las poblaciones de larvas de insectos (Arceo-Carranza *et al.,* 2016). Esta información abre otro campo de investigación, aparte de indagar los procesos fisiológicos que permiten a los peces de agua dulce colonizar los estuarios de manera incidental, estacional o permanentemente, también provoca conocer el estatus de este gremio ecológico en las cuencas o subcuencas hidrológicas que interaccionan con los estuarios; más aún cuando es necesario reconocer que los procesos de contaminación de las corrientes de agua dulce avanzan sin cesar. García-Moreno *et al.* (2014) señalan que el conocimiento sobre las especies de agua dulce está mejorando, pero existen lagunas de información en el tópico que se pueden ahondar por la degradación de los hábitats, la contaminación, la extracción de agua y las especies exóticas invasoras.

Consideraciones finales

A pesar de la investigación intensa que se realiza en los estuarios, todavía prevalece una comprensión fragmentada. Como muestra, actualmente no se ha logrado asumir una definición y menos una clasificación unánime para estos cuerpos de agua; por ejemplo, en México se da por hecho que los estuarios ciegos se restringen a zonas donde la evaporación supera los flujos de agua dulce como las regiones áridas de Sonora, Sinaloa y Baja California, con la in-

formación mostrada aquí, esta aseveración requiere actualizarse conceptualmente, pues los estuarios ciegos están presentes en muchas zonas templadas y tropicales del mundo; lo anterior, reitera la necesidad de continuar la investigación de los procesos naturales de los estuarios ciegos, sobre todo en las temporadas que son susceptibles de hipersalinidad, estableciendo la influencia de las corrientes oceánicas en la formación de las bermas arenosas, de los patrones estacionales de lluvias y de su relación con los volúmenes de descarga de agua dulce a las cuencas estuarinas; además de establecer su influencia en la conectividad de organismos en fases larvales y juveniles con otros ecosistemas acuáticos vecinos.

En el golfo de México todavía no hay un inventario completo de esta categoría de estuarios que abran pautas de investigación regional y que incluyan a los procesos hidrológicos marinos y costeros, además de enfatizar los de tipo biológico y ecológico. Respecto a los peces, en estos estuarios la riqueza de especies es baja, pero puede incluir especies endémicas como *G. yucatana;* los ciclos de apertura y cierre de la boca estuarina, además de la salinidad alta durante esta fase, provocan que especies de gran tolerancia a la salinidad como *P. mexicana, C. artifrons* y *F. polyummus* sean capaces de sobrevivir y reproducirse en esta condición de estrés extremo.

Precisamente la tolerancia de los ciprinodontiformes a diferentes condiciones acuáticas extremas sugiere que estos peces poseen mecanismos fisiológicos que les permiten soportar adversidades ambientales aún desconocidas; por su presencia constante, los peces de agua dulce deberían ser reconocidos como un componente recurrente en los estuarios.

Cuando la boca de comunicación de estos estuarios está abierta, la composición de especies es dominada por la estirpe marina, particularmente por las especies con fases de dependencia estuarina, en tanto que las marinas de baja tolerancia a la salinidad son más numerosas conforme las cualidades del agua se aproximen y se mantengan a las condiciones marinas.

El hecho que naturalmente se mantengan ensamblajes de especies de baja diversidad en los estuarios ciegos, indica que suceden procesos ecológicos que permiten la funcionalidad del ecosistema estuarino, pero ¿cuáles son estos procesos y cómo ocurren? ¿Cómo se modifican las interacciones entre las especies conforme aumenta

el nivel de estrés? ¿Ocurren modificaciones en la dinámica de la transferencia energética y en las fuentes de producción primaria?

La peculiaridad ecológica de estos hábitats no escapa a la vulnerabilidad de la zona costera y a los impactos ambientales que se pueden generar sobre las comunidades de peces y de otros organismos; en México, la ausencia de instrumentos de manejo adecuados a las condiciones ambientales de los estuarios propicia que en la zona centro-sur de Veracruz se auspicien proyectos institucionales y particulares fallidos para el desazolve y modificación de las bocas estuarinas en períodos en los que estarían selladas naturalmente, hechos con la intención de mejorar la circulación del agua para estimular la producción secundaria con fines pesqueros o para mantener las actividades turísticas, como sucede en la laguna Morro de la Mancha y el estuario del río Actopan.

La península de Yucatán merece atención especial por sus características ambientales, la disponibilidad del agua como recurso y por los procesos de urbanización acelerada de las áreas costeras cercanas a las ciudades o a los polos de desarrollo turístico (*p.e.*, Progreso, San Felipe, Ría Lagartos, Santa Elena, Izamal), que demandan nuevas zonas ahora ocupadas por los estuarios.

También el desarrollo urbano produce procesos de contaminación por descargas de efluentes domésticos, ocurre la alteración de cursos de agua debido a la construcción de carreteras, por la apertura permanente de las bocas estuarinas y los azolvamientos acelerados en manantiales, ciénagas y lagunas costeras, por la pérdida de la calidad ambiental en dunas costeras; además de la salinización de aguas subterráneas por extracciones extremas del recurso.

Con este panorama, es claro que el estudio de los procesos ecológicos en los estuarios ciegos aportará conocimientos nuevos que contrastarán con los paradigmas estuarinos previos, y que convierten sus estudios en una disciplina que demanda visiones integrales que deben incluir a las interacciones humanas; además, a la luz de los efectos que puede generar el cambio climático en los estuarios, los niveles ambientales extremos que se registran en los estuarios de tipo ciego los colocan como laboratorios naturales para realizar experimentos de campo con explicaciones al corto plazo sobre las respuestas fisiológicas de los organismos a estas

condiciones, además que por sus dimensiones pequeñas no es difícil suponer que estos peculiares estuarios estén sujetos a mayor vulnerabilidad y a su posible desaparición.

Literatura citada

Aguirre-León, A.; Pérez-Ponce, H.E. y Díaz-Ruiz, S. (2014). Heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad y abundancia de la comunidad de peces en un sistema costero del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 62(1): 145-163.

Alheit, J.P.; Licandro, S.; Coombs, A.; García, A.; Giráldez, M.T.; García, A.; Slotte, A. and Tsikliras, A.C. (2014). Reprint of Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO) Modulates Dynamics of Small Pelagic Fishes and Ecosystem Regime Shifts in the Eastern North and Central Atlantic. *Journal of Marine Systems,* 133: 88-102.

Arceo-Carranza, D.; Gamboa, E.; Teutli-Hernández, C.; Badillo-Alemán, M. y Herrera-Silveira, J.A. (2016). Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87: 489-496.

Arceo-Carranza, D.; Vega-Cendejas, M.E.; Montero-Muñoz, J.L. y Hernández de Santillana, M.J. (2010). Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad,* 81: 823-837.

Arceo-Carranza, D. and Vega-Cendejas, M.E. (2009). Spatial and Temporal Characterization of Fish Assemblages in a Tropical Coastal System Influenced by Freshwater Inputs: Northwestern Yucatan Peninsula. *International Journal of Tropical Biology,* 57(1-2): 89-103.

Ayala-Pérez, L.A.; Terán-González, G.; Ramos-Miranda, J. y Flores-Hernández, J. (2012). Cambios interanuales en la abundancia de la comunidad de peces en la costa occidental de Campeche, México. *Ciencias Marinas*, 38(2): 395-410.

Batllori-Sampedro, E.; González-Piedra, J.I.; Díaz-Sosa, J. y Febles-Patrón, J.L. (2006). Caracterización hidrológica de la región costera noroccidental del estado de Yucatán, México. Investigaciones Geográficas. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 59: 74-92.

Bauer-Gottwein, P.; Gondwe, B.R.N.; Charvet, G.; Marín, L.E.; Rebolledo-Vieyra, M. and Merediz-Alonso, G. (2011). Review: The Yucatán Peninsula Karst Aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19: 507-524.

Castro-Aguirre, J.L. y Mora-Pérez, C. (1984). Relación de algunos parámetros hidrometeorológicos con la abundancia y distribución de peces en la laguna de la Mancha, Veracruz. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 75: 657- 702.

Chávez-López, R. and Rocha-Ramírez, A. (2018). Report of *Poecilia Mexicana* in a Fish Assemblage from a Gulf of Mexico Blind Estuary. *Poeciliid Research*, 8(1): 6-12.

Chávez-López, R.; Morán-Silva, Á. and O'Connell, M.T. (2005). Long-Term Fish Assemblage Dynamics of the Alvarado Lagoon Estuary, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17: 145-156.

Contreras, E.F. y Castañeda, L.O. (Comps.) (2001). Ecosistemas costeros mexicanos CD 574.52623 E2 México. UAM-I, División de Ciencias Biológicas y de la Salud. [CD-ROM]: ISBN: 970-620-372-9.

Costanza, R.; Pérez-Maqueo, O.; Martínez, M.L.; Sutton, P. and Anderson, S.J. (2008). The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection. *Ambio,* 37(4): 241-248.

Day, J.H. (1980). What is an Estuary? *South African Journal of Science*, 76(5): 198.

Elliott, E. and McLusky, D.S. (2002). The Need for Definitions in Understanding Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 815-827.

Ellison, J. (2015). Vulnerability Assessment of Mangroves to Climate Change and Sea-Level Rise Impacts. *Wetlands Ecology and Management,* 23:115-137.

EPA-NSW (2000). *NSW State of the Environment 2000*. Environment Protection Authority, NSW.

Eslami-Andargoli, L.; Dale, P.; Sipe, N. and Chaseling, J. (2009). Mangrove Expansion and Rainfall Patterns in Moreton Bay, Southeast Queensland, Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* 85: 292-298.

Fairbridge, R.W. (1980). The Estuary: It´s Definition and Geodynamics Cycle. In: E. Olausen, and I. Cato (eds.), *Chemistry and Biogeochemistry of estuaries*. New York: Wiley.

Gallardo-Torres, A.; Badillo-Alemán, M.; Galindo de Santiago, C.; Loera-Pérez, J.; Rioja-Nieto, R. y Chiappa-Carrara, X. (2012). Listado taxonómico de los peces de la laguna Boca de la Carbonera, Yucatán: Un primer paso para el manejo y evaluación de los recursos costeros del norte de Yucatán. En: A.J. Sánchez, X. Chiappa-Carrara y R. Brito-Pérez (eds.), *Recursos acuáticos costeros del sureste*. Mérida, México: CONCIYTEY-UNAM.

García-Moreno, J.; Harrison, I.J.; Dudgeon, D.; Clausnitzer, V.; Darwall, W.; Farrell, T.; Savy, C.; Tockner, K. and Tubbs, N. (2014). Sustaining Freshwater Biodiversity in the Anthropocene. In: A. Bhaduri, J. Bogardi, J. Leentvaar, and S. Marx (eds.), *The Global Water System in the Anthropocene: Challenges for Science and Governance* (pp. 247-270). Switzerland: Springer International Publishing.

González-Gándara, C.; De La Cruz-Francisco, V.; Salas-Pérez, J.J. y Domínguez-Barradas, C. (2012). Lista de los peces de Tuxpan, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola,* 12(3): 675-689.

Greenwood, M.E. and MacFarlane, G.R. (2008). Effects of Salinity on Competitive Interactions between Two *Juncus* Species. *Aquatic Botany*, 90: 23-29.

Herr, D. and Landis, E. (2016). *Coastal Blue Carbon Ecosystems. Opportunities for Nationally Determined Contributions. Policy Brief*. Gland, Switzerland: IUCN and Washington, DC, USA: TNC.

Herrera-Silveira J.A. (2006). Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): Investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotrópicos*, 19(2): 94-108.

Herrera-Silveira, J.A. y Cortés-Balam, O. (2007). Entre la tierra y el mar, las lagunas costeras de Yucatán. *CONABIO, Biodiversitas,* 72: 6-10.

Herrera-Silveira, J.A. and Morales-Ojeda, S.M. (2010). Subtropical Karstic Coastal, Lagoon Assessment, Southeast Mexico. The Yucatan Peninsula Case. In: J.M. Kenish, and H.W. Paerl (eds.), *Coastal Lagoons. Critical Habitats of Environmental Change* (pp. 307-333). New Jersey, U.S.A.: Rutgers University. Disponible en: http://www.epa.nsw.gov.au/soe/soe2003/chapter1/chp_1.1.htm#c13.9 (consultado en febrero 15, 2017).

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. New York: Cambridge University Press.

Ito, T. (1959). The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity: Symposium on the Classification of Brackish Waters. Venice, 8-14 April 1958. *Japanese Journal of Limnology (Rikusuigaku zasshi),* 20(3): 119-120.

Kjerfve, B. (1994). *Coastal Lagoon Processes*. New York, EU: Elsevier Oceanography.

Lankford, R.R. (1977). Coastal Lagoons of Mexico, their Origin and Classification. *Estuarine Processes*, 2: 182-215.

Lara-Domínguez, A.L.; Contreras-Espinosa, F.; Castañeda-López, O.; Barba-Macías, E. y Pérez-Hernández, M.A. (2011). Lagunas costeras y estuarios. En: *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado* (pp. 301-318). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C.

Marín-Coria, E. y Enríquez, C. (2016). Variaciones de temperatura y salinidad en el sistema lagunar La Carbonera, Yucatán, México. *Revista digital E-BIOS*, 4(6): 11.

McLusky, D.S. and Elliott, M. (2007). Transitional Waters: A New Approach, Semantics or Just Muddying the Waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4): 359-363.

Morales A.P. (1984). Variación estacional de los componentes de la ictiofauna en la laguna del Llano, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, México.

Murdiyarso, J.; Purbopuspito, J.; Boone-Kauffman, J.; Warren, M.W.; Sasmito, S.D.; Donato, C.; Manuri, S.; Krisnawati, H.; Taberima, S. and Kurnianto, S. (2015). The Potential of Indonesian Mangrove Forests for Global Climate Change Mitigation. *Nature Climate Change*, 5.

Palacios-Sánchez, S.; Vega-Cendejas, M.E. and Hernández, S.M. (2015). Ichthyological Survey on the Yucatan Coastal Corridor (Southern Gulf of Mexico). *Revista Biodiversidad Neotropical,* 5(2): 145-55.

Pörtner, H.O. and Peck, M.A. (2010). Climate Change Effects on Fishes and Fisheries: Towards a Cause-and-Effect Understanding. *Journal of Fish Biology,* 77, 8: 1745-1779.

Potter, I.C.; Chuwena, B.M.; Hoeksemaa, S.D. and Elliott, M. (2010). The Concept of an Estuary: A Definition that Incorporates Systems which Can Become Closed to the Ocean and Hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(3): 497-500.

Potter, I.C.; Tweedley, J.R.; Elliott, M. and Whitfield, A.K. (2015). The Ways in which Fish Use Estuaries: A Refinement and Expansion of the Guild Approach. Fish and Fisheries, 16, 2: 230-239.

Ralston, D.K.; Keafer, B.A.; Brosnahan, M.L. and Anderson, D.M. (2014). Temperature Dependence of an Estuarine Harmful Algal Bloom: Resolving Interanual Variability in Bloom Dynamics Using a Degree-Day Approach. *Limnology and Oceanography*, 59(4): 1112-1126.

Remane, A. (1934). Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen Der Deutschen Zoologischen Gesellschaft*, 36, 34-74.

Rodríguez-Varela, A.; Cruz-Gómez, A. and Vázquez-López, H. (2010). List of the Ichthyofauna in the Sontecomapan Lagoon, Veracruz, México. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología*, 3(9): 107-121.

Roy, P.S.; Williams, R.J.; Jones, A.R.; Yassini, I.; Gibbs, P.J.; Coastes, B.; West, R.J.; Scanes, P.R.; Hudson, J.P. and Nicol, S. (2001). Structure and Function of South-East Australian Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 351-384.

Salas, S.; Chuenpagdee, R.; Charles, A. and Seijo, J.C. (eds.) (2011). *Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 544. Rome: FAO.

Sánchez, C.J.C. (1989). Estructura de la comunidad íctica de la laguna de San Agustín, Mpio. de Alto Lucero, Veracruz, México, período sept. 1985-nov. 1986. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana, México.

Schallenberg, M.; Larned, S.T.; Hayward, S. and Arbuckle, C. (2010). Contrasting Effects of Managed Opening Regimes on Water Quality in Two Intermittently Closed and Open Coastal Lakes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86, 587-597.

Soto, E.M. y Giddings, L.E.B. (2011). Clima. En: *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado* (pp. 35-51). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C.

Teuchies, J.; Vandenbruwaene, W.; Carpentier, R.; Bervoets, L.; Temmerman, S.; Chen, W.; Maris T.; Cox, J.S.; van Braeckel, A. and Meire, P. (2013). Estuaries as Filters: The Role of Tidal Marshes in Trace Metal Removal. *PLOS ONE* 8(8), e70381.

Vega-Cendejas, M.E. and Hernández de Santillana, M. (2004). Fish Community Structure and Dynamics in a Coastal Hypersaline Lagoon: Río Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 60: 285-299.

Whitfield, A.K.; Adams, J.B.; Bate, G.C.; Bezuidenhout, K.; Bornman, T.G.; Cowley, P.D.; Froneman, P.W.; Gama, P.T.; James, N.C.; Mackenzie, B.; Riddin, T.; Snow, G.C.; Strydom, N.A.; Taljaard, S.; Terörde, A.I.; Theron, A.K.; Turpie, J.K.; Niekerk, L. van; Vorwerk, P.D.

and Wooldridge, T.H. (2008). A Multidisciplinary Study of a Small, Temporarily Open/Closed South African Estuary, with Emphasis on the Influence of Mouth State on the Ecology of the System. *African Journal of Marine Science*, 30(3): 453-473.

Whitfield, A.K.; Elliott, M.; Basset, A.; Blabber, S.J.M. and West, R.J. (2012). Paradigms in Estuarine Ecology. A Review of the Remane Diagram with a Suggested Revised Model for Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 97: 78-90.

Zárate-Hernández, R.; Castillo-Rivera, M.; Sanvicente-Añorve, L. y Ortiz-Burgos, S. (2012). Cambios espaciales, nictímeros y estacionales en la estructura de la comunidad de peces en un estuario tropical mexicano. *Ciencias Marinas*, 38(4): 665-676.

Golfo de México y mar Caribe: Zona de tránsito para las aves migratorias neárticas-neotropicales

Angélica María Hernández-Ramírez
y Rosario Landgrave Ramírez

Resumen

Las aves que se reproducen en Norteamérica cruzan o circunnavegan el golfo de México y el mar Caribe dos veces al año, hacia y desde los hábitats de invierno en México, centro y sur de América. Dependiendo de las condiciones de viento y lluvia, las aves cruzan el golfo de México y mar Caribe. Los sitios de anidación, la fenología de muda y las reservas de grasa influyen en la ruta de migración y las escalas (descanso y restablecimiento de grasa) de las aves. Las tasas de tráfico de los migrantes promueven una segregación espacio-temporal del recurso aire/mar o aire/tierra durante el cruce. Las investigaciones se han enfocado en conocer la distribución, tiempo y tasa de migración de aves en el hemisferio norte, pero se sabe poco sobre la ecología de la migración en México, centro y sur de América. Las dinámicas de ensamblaje (nativas *versus* migrantes) y la dinámica del ciclo de nutrientes (entrada *versus* salida) a corto y largo plazos son posibles vías de investigación futura. La pérdida de hábitat, la contaminación y la cacería son las principales amenazas para las aves migratorias en

todo su rango de distribución. La conservación de las aves migratorias requiere un marco de protección y monitoreo sistematizado que vincule los esfuerzos y las acciones de las personas de los hemisferios norte y sur de manera coordinada. El establecimiento de tratados, acuerdos y marcos legislativos que garanticen la protección de las especies que migran será clave para la conservación de la diversidad y abundancia las aves migratorias a nivel nacional e internacional.

Palabras clave

Comportamiento, conservación, escala, estrategias energéticas, rutas migratorias.

Gulf of Mexico and Caribbean Sea: Transit Zone for Nearctic-Neotropical Migratory Birds

Abstract

Bird species that breed in North America cross or circumnavigate the Gulf of Mexico and Caribbean Sea twice a year during its migration passage to and from wintering habitats in Mexico, Central America, and South America. Depending on prevailing winds and rain conditions, birds cross the Gulf of Mexico and Caribbean Sea to reach land. Breeding sites, molt phenology, and fat stores influence route selection and stopover behavior (resting and replenish fat stores) of migrant birds. Migrants' traffic rates promote a spatial and temporal segregation of air/sea or air/land resource during crossing. While research efforts have focus on distribution, timing and rate of bird migration in the northern hemisphere, little is known about bird migration ecology in Mexico, Central America, and South America. Specifically, community-assembly dynamics (native *versus* migrants) and nutrient cycle dynamics (input *versus* output) in short and long-term are some possible avenues for future research. Habitat loss, pollution, and hunting are the main threats to migrant birds across their distribution range. Conservation of migrant birds requires a framework of protection and systematized monitoring that link north and south hemisphere efforts and ac-

tions of people in a coordinated way. The establishment of treaties, agreements and legislative frameworks that guarantee the protection of migrating species will be a priority in the conservation of the biodiversity and abundance of migratory birds at national and international levels.

Keywords

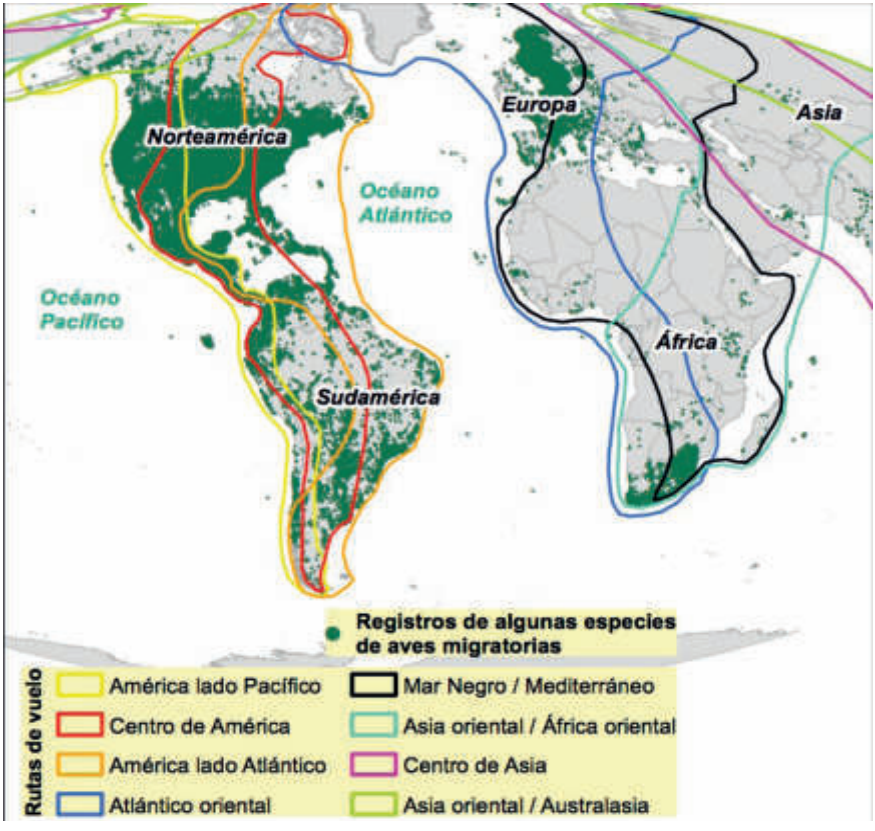
Behavior, conservation, stopover, energy strategies, migration routes.

Introducción

La migración constituye un evento único o repetitivo en la vida de millones de organismos que inician un viaje en busca de alimento, pareja, para evadir condiciones ambientales adversas o para encontrar condiciones ambientales propicias para cumplir un ciclo importante en su vida en términos de supervivencia o reproducción (figura 1) (Stevenson, 1957; Rappole y Ramos, 1994; Yong y Moore, 1997; Fraser *et al.*, 2013).

El fenómeno de migración se ubica dentro del marco de estudio del comportamiento animal (Lorenz, 1986; Hernández-Ramírez, 2016), dicho comportamiento sucede en presencia o ausencia de un estímulo o señal que proviene del ambiente, el cual dispara una respuesta en los organismos que propicia que realicen desplazamientos a pequeña o gran escala (migraciones altitudinales, latitudinales o longitudinales) (Hernández-Ramírez, 2016; Cohen *et al.*, 2017). En este sentido, la migración no es una propiedad estática de las especies sino un atributo que varía a nivel individual (Hernández-Ramírez, 2016). Por ello, es común observar que una fracción de los individuos de la población migra, mientras que el resto persiste como población residente en la localidad, lo que propicia cambios en la genética de las poblaciones y amplía el rango de distribución de las especies (Fraser *et al.*, 2013; Cohen *et al.*, 2017).

Figura 1
Rutas migratorias a nivel mundial



Nota: Véase apartado de metodología.

La migración puede tener efectos benéficos o perjudiciales sobre la persistencia de las poblaciones, ya que el riesgo de extinción puede amortiguarse si se incrementan las probabilidades de éxito en la ocupación o colonización de nuevos hábitats por parte de los individuos migrantes (Cohen *et al.*, 2017). En contraparte, el deterioro en la calidad del hábitat a ocupar, la saturación en la capacidad de carga del ambiente y la presencia de depredadores, puede propiciar altas tasas de mortandad de los individuos que migran (Yong y Moore, 1997; Buler y Moore, 2011; Deppe *et al.*, 2015). A nivel individual, la migración propicia costos antes, durante y

después del evento de migración (Buler y Moore, 2011; Deppe *et al*., 2015; Cohen *et al*., 2017). Específicamente, los individuos manifiestan cambios fisiológicos asociados a modificaciones en su patrón de alimentación, dieta y acumulación de grasa; así como un uso eficiente de la energía y de los nutrientes durante los periodos prolongados de tránsito o migración (Stevenson, 1957; Forsyth y Douglas, 1971; Moore y Yong, 1991; Candler y Kennedy, 1995; Yong y Moore, 1997; McWilliams *et al*., 2004; Buler y Moore, 2011; Fraser *et al*., 2013; Deppe *et al*., 2015; Bayly *et al*., 2017). Aunado a esto, se han reportado diferencias fisiológicas asociadas al patrón de muda con la migración; por ejemplo, Jahn *et al*. (2013) documentó que un cambio de muda precoz favorece la migración del tirano occidental (*Tyrannus verticalis*), lo que permite que llegue a nuevos sitios de cría durante el periodo de lluvias. Por su parte, la tijereta rosada (*Tyrannus forficatus*) inicia su migración después de pasar su primera muda, mientras que el pitirre americano (*Tyrannus tyrannus*) retrasa su cambio de muda hasta llegar al sitio en el cual pasará el invierno (Jahn *et al*., 2013). La evidencia acumulada ha permitido reconocer al fenómeno de migración como fuerza selectiva y evolutiva que ha moldeado los rasgos fisiológicos y comportamentales, así como la distribución de los organismos durante su ciclo de vida (Boertmann y Riget, 2006; Rajpar y Zakaria, 2011; Jahn *et al*., 2013).

Metodología

Dada la importancia de este fenómeno, el presente trabajo revisa la información que se ha generado referente a la migración de aves sobre el golfo de México y el mar Caribe. Para ello, se caracterizó el medio ambiente aéreo y de interfase marino-terrestre como zona de recurso o zona de barrera para ser utilizado por las aves migratorias. Aunado a ello, se describen los principales hallazgos asociados al evento de migración de las aves neárticas-neotropicales que atraviesan el golfo de México y el mar Caribe, incluida la variación espacio-temporal en el uso del recurso aéreo/terrestre, las estrategias energéticas de migración y las iniciativas nacionales e internacionales dirigidas a la conservación de las aves migratorias neárticas-neotropicales.

Para la elaboración de los mapas se realizó una búsqueda exhaustiva y sistematizada de la distribución de las aves neárticas-neotropicales que utilizan el espacio aéreo del golfo de México y el mar Caribe como área de paso durante su migración (GBIF, 2018; BirdLife International, 2018). Específicamente se buscó la ocurrencia de cada una de las especies en la base de datos del *Global Biodiversity Information Facility (GBIF)*, limitando la consulta a 10 000 o menos registros por especie (función *occ_data* del paquete *rgbif* para R-3.5.1). La información obtenida de las coordenadas geodésicas se convirtió a archivo *shapefile* por especie (*script phyton* ejecutado en *ArcMap* 10.4). Posteriormente se fusionaron todos los registros de todas las especies que utilizan el área de tránsito de interés, y se obtuvieron las rutas migratorias mundiales reportadas por *Bird Life International* en formato de imagen (sin georeferencia), por lo que fueron rectificadas a su proyección cartográfica usando puntos de control. Las rutas migratorias mundiales fueron digitalizadas sobre las capas rectificadas.

Golfo de México y mar Caribe como área de tránsito, descanso o barrera de aves migratorias neárticas-neotropicales

El golfo de México es un mar semi-cerrado que se comunica con el océano Atlántico por el Estrecho de Florida y con el mar Caribe por el canal de Yucatán. La corriente del mar Caribe se desplaza lentamente a manera de vórtice que gira en el sentido de las manecillas del reloj, la cual se acelera una vez que se aproxima al estrecho de Florida y forma la llamada *corriente del golfo*, que se dirige al Atlántico del norte (Jauregui-Ostos y Soto-Mora, 1975). El golfo de México posee un clima cálido húmedo (tipo A de Köppen) en su porción tropical; así como un clima templado sub-húmedo (tipo C) y semiárido (BS) en la porción norte del Trópico de Cáncer (Jauregui-Ostos y Soto-Mora, 1975). Los vientos alisios húmedos originan la estación principal de lluvias de mayo a octubre y su intensidad está determinada por el grado de desarrollo y posición del anticiclón semipermanente del Atlántico norte (NOAA, 1993). En plena época de lluvias prevalecen los movimientos convergentes y

ascendentes del viento hasta los 300 mb (12 km) (NOAA, 1985). En los meses de invierno y primavera la corriente de vientos del oeste se manifiesta en forma de desprendimientos de aire polar, lo que produce lluvias de origen frontal. De 20 a 30 nortes se manifiestan en el invierno y algunos de ellos llegan a alcanzar velocidades de 40 km por hora (NOAA, 1985, 1993). En un mes frío como enero, la presión de la superficie es mayor en el centro del golfo y decrece conforme se aproxima a la parte continental de América del Norte y Centroamérica (Jauregui-Ostos y Soto-Mora, 1975; NOAA, 1993).

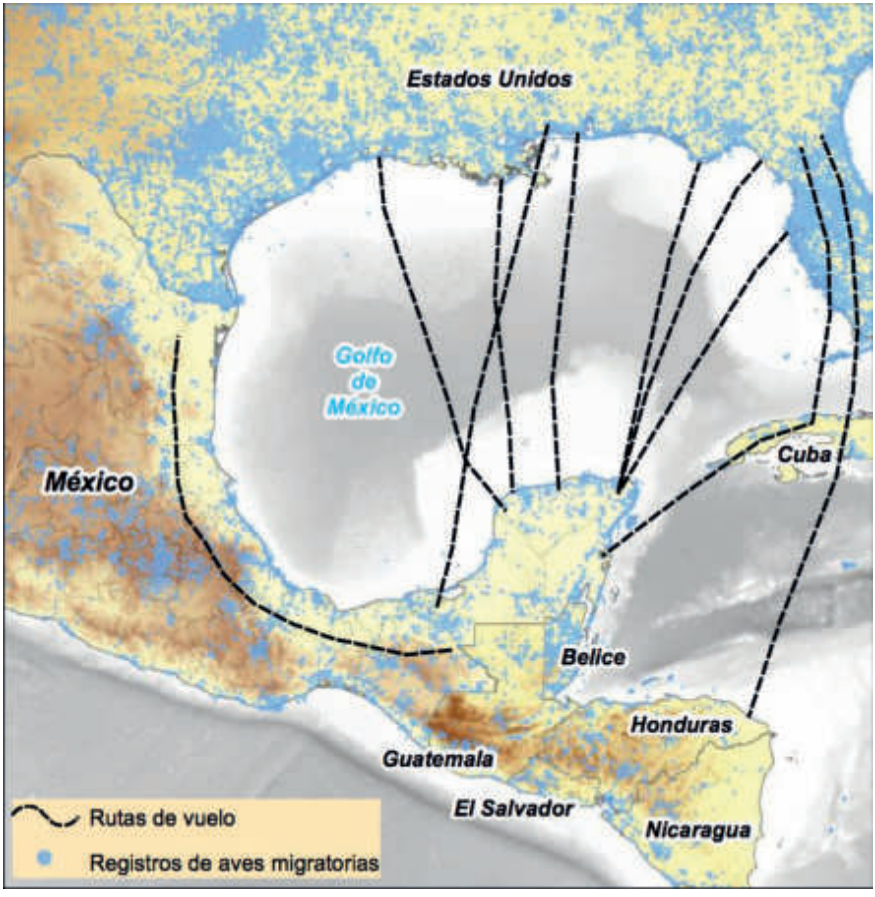
Dadas las características climáticas de la zona, el espacio aéreo del golfo de México y del mar Caribe puede ser valorado como recurso o barrera para la migración de las aves neárticas-neotropicales (Yong y Moore, 1997; Deppe *et al.*, 2015; Cohen *et al.*, 2017). Lo anterior, debido a que un gran número de aves que se reproducen en Norteamérica viajan dos veces al año de ida y vuelta para México, Centroamérica, Sudamérica y el Caribe para llegar a sus zonas de residencia no-reproductiva en Centro y Sudamérica (figura 2) (Rogers *et al.*, 1982; Rappole y Ramos, 1994; Martell *et al.*, 2001; Inzunza *et al.*, 2009; Fraser *et al.*, 2013; Jahn *et al.*, 2013; Bedrosian *et al.*, 2015; Bayly *et al.*, 2017; Cohen *et al.*, 2017; Costa *et al.*, 2018).

En este sentido se ha reportado que, durante otoño, en la región del golfo de México se presenta el sistema de alta presión seguido de frentes fríos, lo que favorece los vuelos a través del golfo de México de mediados de septiembre a mediados de octubre para las aves que se dirigen al sur (Lowery, 1945; Forsyth y Douglas, 1971; Wiley y Wunderle, 1993; Rappole y Ramos, 1994; Gauthreaux *et al.*, 2005; Deppe y Rotenberry, 2008; Martínez-Leyva *et al.*, 2009; Bradley *et al.*, 2014). En primavera, las condiciones más favorables para la migración hacia el norte se presentan cuando los vientos sobre el golfo de México se mueven en dirección sur-este o este (Lowery, 1945; Gauthreaux, 1971; Rappole y Ramos, 1994; Bayly *et al.*, 2017). Lo anterior en respuesta al comportamiento natural de las aves que tienden a volar a sotavento durante la migración (Forsyth y Douglas, 1971; Gauthreaux, 1971). Por ello, la dirección del viento que prevalece en el ambiente contribuye a explicar parte del fenómeno de migración que ocurre tanto en primavera como en otoño a tra-

vés del golfo de México (Forsyth y Douglas, 1971; Gauthreaux, 1971; Rappole y Ramos, 1994). De forma similar, los migrantes a menudo siguen los frentes fríos sobre el golfo de México en otoño, cuando el clima delante de ellos parece ser predecible y se mueve en la misma dirección y a una velocidad similar a la del vuelo de las aves (Forsyth y Douglas, 1971; Rappole y Ramos, 1994).

Figura 2

Principales rutas migratorias de las aves neárticas-neotropicales que atraviesan por mar y tierra el golfo de México y el mar Caribe



Nota: Véase apartado de metodología.

En contraste, la dirección del viento y la presencia de turbulencia se conforma a manera de barrera que impide el viaje a través del golfo de México y del mar Caribe en ciertas épocas del año o sectores del mar; por ejemplo, el sistema frontal usualmente se mueve en una dirección general en la región: de norte-oeste a sur-este (Gauthreaux *et al.*, 2005, Deppe y Rotenberry, 2008). En primavera, las aves no siguen los frentes fríos cuando cruzan el golfo de México, en su lugar realizan un vuelo trans-golfo desde el norte de Yucatán hacia la costa de Luisiana (Gauthreaux *et al.*, 2005, Deppe y Rotenberry, 2008). Las aves que intentan el vuelo a través del golfo de México en primavera, pueden encontrar zonas de turbulencia ocasional y frentes fríos inesperados (Rappole y Ramos, 1994). Cuando esto ocurre, el resultado puede ser desastroso, causando retrasos de 12-20 h en su llegada al norte del golfo de México o, en su defecto, las aves pueden desorientarse y morir a causa del mal tiempo (Wiley y Wunderle, 1993; Rappole y Ramos, 1994). Gauthreaux (1971) reportó la presencia de frentes sobre el golfo de México en el 16% de las noches, en las cuales realizó su registro de migración en primavera (abril 8 a mayo 15). Estudios posteriores documentaron la influencia que las condiciones climáticas del golfo de México y el mar Caribe tienen sobre el comportamiento y las decisiones de vuelo de las aves, incluidos el cambio en la ruta migratoria o cambios (reajustes) en los ciclos reproductivos de los organismos (Deppe *et al.*, 2015; Cohen *et al.*, 2017). Aunado a esto, las lluvias costeras masivas que ocurren con movimientos de masa de aire a través del golfo de México, así como el choque de masas de aire frontal, propician condiciones de clima adverso para las aves, por lo que se ven forzadas a aterrizar en islas de barrera, en hábitats tierra adentro o propician la pérdida y mortandad de los individuos (Gauthreaux, 1971; Wiley y Wunderle., 1993; Rappole y Ramos, 1994; Buler y Moore, 2011). Dichos eventos pueden actuar como fuerza selectiva sobre el comportamiento que influye en la selección de la ruta a seguir, por lo que la zona de interfase mar-tierra adquiere importancia en estas condiciones (Ganier,1944).

La zona de interfase mar-tierra se presenta a lo largo de los 4 000 km de litoral del golfo de México. En esta zona se presenta gran diversidad de ambientes, incluidas islas de barrera, cayos,

dunas, playas arenosas, ríos, deltas, bahías, estuarios, lagunas costeras, manglares, humedales, arrecifes, bancos carbonatados y aguas oceánicas. A lo largo de la linea de costa, las mareas permiten el flujo y reflujo de masas de agua, nutrientes, sedimentos y materiales, desde los humedales y manglares que bordean los cuerpos de agua hacia el golfo de México y viceversa, por lo que constituyen ambientes altamente productivos y propicios para la alimentación, descanso, refugio, reproducción y crianza de aves residentes y migratorias (Jauregui-Ostos y Soto-Mora, 1975; Bayly *et al.*, 2017). Previo y durante la migración (otoño y primavera), estos hábitats congregan a miles de individuos (Yong y Moore, 1997; Buler y Moore, 2011; Deppe *et al.*, 2015; Cohen *et al.*, 2017). La presencia de individuos migrantes propicia una redistribución de los organismos a nivel local en función de los hábitats disponibles, en condiciones favorables y a una repartición de los recursos presentes en esos hábitats: vegetación acuática emergente y sumergida, insectos, crustáceos, flores, frutos, etcétera (Boertmann y Riget, 2006). A pesar de la importancia que tiene el conocer la dinámica y variación del ciclo de nutrientes en presencia y ausencia de aves migratorias (ingreso, salida, transporte y sedimentación de nutrientes), la mayoría de los estudios se concentra en reconocer la influencia del cambio del hábitat sobre las aves migratorias, por lo cual se exhorta a enfocar los estudios en este tema.

Variación espacio-temporal en el uso del recurso aéreo y terrestre

Debido a que el espacio aéreo del golfo de México y mar Caribe posee características heterogéneas, este recurso puede ser utilizado diferencialmente por los organismos (Yong y Moore, 1997; Deppe *et al.*, 2015; Cohen *et al.*, 2017). Forsyth y Douglas (1971) y Gauthreaux (1971) documentaron que la migración de un gran número de aves terrestres ocurre durante la noche. Su actividad en primavera inicia 30-51 minutos después del atardecer, lo que estimula su comportamiento de migración. No obstante, cuando el tránsito de aves se satura en ambas direcciones (salida y llegada de migrantes) se presenta un comportamiento de sincronización. Gauthreaux (1971)

observó que las aves se congregaron en la costa de Luisiana, al anochecer iniciaron su tránsito a través del golfo de México. Las aves ubicadas en la costa de Luisiana son capaces de retrasar su salida y esperar la llegada de las que provienen del golfo de México, que llegan a Luisiana cuando el número de estas migrantes en vuelo se incrementa —*i.e.*, tráfico de aves: 500-15 000 aves— (Gauthreaux, 1971). De forma similar, en condiciones de tráfico aéreo las aves migratorias presentan una división del espacio aéreo, lo que permite su vuelo a alturas aproximadas de 2 000-5 000 msnm (Forsyth y Douglas, 1971; Gauthreaux, 1971; Gauthreaux y Belser, 1999). La división del espacio aéreo incluye además el uso diferencial de la dirección del viento y su fuerza (tabla 1) (Forsyth y Douglas, 1971).

Tabla 1

Frecuencia de ocurrencia en la preferencia y división del espacio aéreo de las aves migratorias neárticas-neotropicales en función de la dirección del viento y su fuerza

Familia	Número de especies	Viento en dirección sur	Viento en dirección norte	Viento en calma
Cardinalidae	3	5	1	1
Certhiidae	1	8	-	-
Cuculidae	1	-	-	2
Fringillidae	1	2	-	-
Icteridae	2	1	-	2
Mimidae	2	17	2	9
Parulidae	22	50	2	37
Passerellidae	7	182	10	59
Picidae	3	14	3	7
Polioptilidae	1	2	-	-
Regulidae	2	3	1	4
Trochilidae	1	1	-	-
Troglodytidae	1	1	-	-
Turdidae	5	13	3	9
Tyrannidae	4	6	1	7
Vireonidae	3	6	3	3

Fuente: Forsyth y Douglas (1971), Devlin (1954) y Stevenson (1957).

Figura 3
Uso de hábitat reproductivo y no-reproductivo de las aves neárticas-neotropicales que atraviesan por mar o tierra el golfo de México y mar Caribe



Nota: Véase Metodología.

A su vez, el recurso terrestre es utilizado diferencialmente por las aves migratorias, lo que propicia que una especie pueda ocupar gran diversidad de hábitats —*e.g.*, vegetación costera, manglares, humedales, etcétera— (Yong y Moore, 1997; Buler y Moore, 2011; Deppe *et al.*, 2015; Cohen *et al.*, 2017). Lo anterior ha permitido reconocer la gran plasticidad fisiológica y la alta capacidad adaptativa de los individuos migrantes para ocupar exitosamente

diversos ambientes y circunstancias cambiantes, nuevas y diversas por ciertos periodos de tiempo (Yong y Moore, 1997; Buler y Moore, 2011; Cohen *et al.*, 2017). La ocupación inicial que hacen las aves en su sitio reproductivo determina, en gran medida, la ruta que siguen durante su migración, por lo que las aves que se reproducen en la zona costera rara vez atraviesan el golfo de México, pero las aves que se reproducen en la zona oriental y central de Norteamérica suelen atravesar el golfo de México y mar Caribe (figura 3) (Rappole y Ramos, 1994; Inzunza *et al.*, 2009; Fraser *et al.*, 2013; Jahn *et al.*, 2013; Bradley *et al.*, 2014; Cohen *et al.*, 2017; Costa *et al.*, 2018).

Se han documentado variaciones en el comportamiento migratorio de la golondrina purpúrea (*Progne subis*) (Fraser *et al.*, 2013), del águila pescadora (*Pandion haliaetus*) (Martell *et al.*, 2001) y de la golondrina de árbol (*Tachycineta bicolor*) (Bradley *et al.*, 2014), en función de la ocupación del recurso terrestre que hicieron previo a su migración. La golondrina purpúrea y el águila pescadora son capaces de establecer tres rutas migratorias a partir de las diferentes colonias reproductivas que se establecen en Norteamérica con destino a Sudamérica, por lo que hacen paradas de descanso en Centroamérica a través del golfo de México (figura 3) (Martell *et al.*, 2001; Fraser *et al.*, 2013). Por su parte, la golondrina de árbol es capaz de cambiar su ruta migratoria estacionalmente si requiere utilizar los recursos terrestres durante su viaje, por lo que atraviesa el golfo de México desde el sur de Luisiana con dirección a la península de Yucatán en invierno y otoño, pero regresa en primavera siguiendo un patrón de bucle en sentido de las manecillas del reloj, sobrevolando la zona terrestre al oeste y alrededor del golfo de México (*Tachycineta bicolor*) (Bradley *et al.*, 2014). Aunado a lo anterior, el establecimiento de las posibles rutas migratorias parece responder a señales percibidas de forma individual o preferencias del uso del recurso tierra/mar; por ejemplo, los zorzales (*Hylocichla mustelina*) prefieren sobrevolar el agua del golfo de México, mientras que los víreos de ojos rojos prefieren sobrevolar la tierra (*Vireo olivaceus*) sin importar su ruta de salida (Deppe *et al.*, 2015).

Estrategias energéticas de la migración: sitios de descanso y reabastecimiento

Las aves migratorias gastan cerca de un tercio de su grasa corporal durante su migración, por lo que muchos individuos frecuentemente hacen escalas de descanso y reabastecimiento (Candler y Kennedy, 1995; Winker, 1995; Yong y Moore, 1997; Mehlman *et al*., 2005; Russell, 2005; Deppe *et al*., 2015). Estudios recientes han demostrado que la carga energética y la acumulación de grasa corporal son factores que determinan *per se* el tiempo de migración, así como las escalas de reabastecimiento y las escalas de descanso de las aves durante su migración (Rogers *et al*., 1982; Winker, 1995; Candler y Kennedy, 1995; Yong y Moore, 1997; Bayly y Gómez, 2011). En particular, las escalas de reabastecimiento responden a una necesidad de cubrir los requerimientos diarios de energía, por lo que este tipo de escalas son más frecuentes y de corta duración en especies como *Pandion haliaetus* (Candler y Kennedy, 1995), *Hylocichla mustelina* (Yong y Moore, 1997), *Empidonax traillii* (Winker, 1995) y *Protonotaria citrea* (Wolfe y Johnson, 2015). En otros casos, las escalas de reabastecimiento responden a una necesidad de incrementar grasa corporal, lo que propicia escalas de descanso menos frecuentes pero de larga duración; por ejemplo, *Myiarchus crinitus* (Winker, 1995) y *Vireo olivaceus* (Deppe *et al*., 2015). Ambos tipos de escalas de reabastecimiento pueden presentarse durante un ciclo anual de migración. Se ha documentado que la golondrina purpúrea (*Progne subis*) inicia su migración de otoño de forma rápida y cubre más de 2 000 km de distancia en menos de una semana (360-473 km/día) (Fraser *et al*., 2013). Posteriormente, la golondrina purpúrea realiza escalas prolongadas de descanso y reabastecimiento, lo que propicia una disminución en la distancia de viaje cuando se dirigen hacia Sudamérica (68-157 km/día) (Fraser *et al*., 2013). Finalmente, la golondrina hace una escala de descanso en la península de Yucatán, Cuba-Caribe y América Central antes de llegar a Panamá, por lo que transcurren aproximadamente 16 días adicionales de vuelo (Fraser *et al*., 2013).

La frecuencia y duración de las escalas de reabastecimiento y descanso son, a su vez, afectadas por las condiciones climáticas y la estacionalidad. Desde el punto de vista climático, se sabe que

los zorzales (*Hylocichla mustelina*) y los víreos de ojos rojos (*Vireo olivaceus*) atraviesan el golfo de México durante su migración; pero ambas especies difieren en su patrón de acumulación de grasa corporal y de respuesta a las condiciones climáticas de la localidad (Yong y Moore, 1997; Deppe *et al*., 2015). Específicamente, los víreos de ojos rojos tienden a acumular grasa corporal, lo que les permite emprender un viaje largo, siempre y cuando la humedad ambiental sea menor a 62% (*Vireo olivaceus*) (Deppe *et al*., 2015). Si los valores de humedad superan ese umbral, las aves interrumpen su viaje (Deppe *et al*., 2015). En contraste, los zorzales no acumulan grasa corporal dado que realizan vuelos cortos, lo que ocasiona que las aves gasten periódicamente la grasa corporal recién adquirida (*Hylocichla mustelina*) (Yong y Moore, 1997). El patrón de comportamiento de viajes cortos y frecuentes les permite a los zorzales responder de forma inmediata a las condiciones ambientales locales, por lo que las escalas de descanso y reabastecimiento suelen ser muy variables y flexibles (Yong y Moore, 1997).

Desde el punto de vista estacional, el patrón de grasa corporal acumulado suele diferir, por lo que las escalas de descanso y reabastecimiento varían en respuesta al gasto energético requerido (Rogers *et al*., 1982; Bayly y Gómez, 2011). Por ejemplo, en otoño suele presentarse una grasa corporal acumulada mínima en aves invernantes y transitorias: 5 y 10%, respectivamente; N = 18 especies, 22-105 individuos por especie (Bayly y Gómez, 2011). En primavera, la grasa corporal acumulada suele incrementarse en las aves migratorias: 32%; N = 18 especies, 22-105 individuos por especie (Bayly y Gómez, 2011). Las diferencias en la grasa corporal acumulada les permiten a las aves realizar un vuelo directo desde Belice hasta Norteamérica sin necesidad de hacer escalas de reabastecimiento en primavera (Bayly y Gómez, 2011). En este sentido, Rogers *et al.* (1982) documentaron la posibilidad de que las aves realicen un viaje directo desde Guatemala hasta la península de Yucatán a través del mar Caribe, lo que equivaldría a un viaje de aproximadamente 500 km sin necesidad de hacer escalas de descanso o reabastecimiento.

Durante la migración, la composición de aves en las comunidades residentes se reestructura a nivel cualitativo y cuantitativo

(*i. e.*, número de especies y número de individuos; Winker, 1995). La restructuración de las comunidades conlleva comportamientos antagónicos, defensa y segregación espacio-temporal en el uso de los recursos alimenticios y de nidificación (Moore y Yong, 1991; Candler y Kennedy, 1995; Winker, 1995; Russell, 2005; Buler y Moore, 2011; Wolfe y Johnson, 2015; Deppe *et al.*, 2015). En este sentido, Winker (1995) documentó que algunas aves residentes exhiben migraciones altitudinales en respuesta a eventos continuos de competencia y confrontación con las aves migratorias. No obstante, los conocimientos que se tienen sobre la ecología de la migración en México, Centro y Sudamérica aún es escasa.

Conservación de aves migratorias: Tratados nacionales e internacionales

Debido a que en el continente americano ciertas poblaciones de aves amplían su rango de distribución de forma continua y periódica al reproducirse en Norteamérica y poseer zonas de residencia no-reproductiva en Centro y Sudamérica, se requiere del establecimiento de estrategias que involucren tratados nacionales e internacionales que permitan proteger a las aves en sus rangos de distribución y en sus hábitats críticos. En este sentido, México ha establecido convenios con Estados Unidos para la protección de aves migratorias, incluida la Convención sobre aves migratorias en 1916 (DOF, 1937, 1969, 1997; CCA, 1999). La protección de los hábitats críticos de aves migratorias se incluye dentro de la Convención RAMSAR, la cual fue un marco emblemático para la conservación y uso racional de los humedales y sus recursos (DOF, 1985; UNESCO, 1994). Aunado a estos esfuerzos, la Iniciativa para la conservación de las aves de América del Norte ha establecido cuatro alianzas regionales en México (Yucatán, Marismas Nacionales, Pastizales del Desierto Chihuahuense y El Triunfo), con la finalidad de promover la comunicación y colaboración en las acciones de conservación de las aves migratorias (Berlanga *et al.,* 2010). Aunado a esto, la Alianza Regional Sonorense y la Alianza Regional de Rio Bravo promueven la conservación de 100 especies de aves consideradas de alta prioridad binacional que habitan en

zonas áridas, selvas caducifolias y bosque de pino-encino del noreste de Estados Unidos y del norte de México. Por otro lado, los esfuerzos dirigidos a la conservación de las aves migratorias a nivel trinacional (México-Estados Unidos y Canadá) se enfoca en 24 especies migratorias consideradas de alto interés para los tres países involucrados, de las cuales 67% están protegidas por la legislación de al menos uno de los tres países involucrados en la ruta migratoria de estas aves, pero sólo tres especies están protegidas por los tres países en toda su área de distribución (Berlanga *et al.,* 2010).

En México, las acciones de conservación dirigidas al flamenco rosa del Caribe (*Phoenicopterus ruber*) que se distribuye en México, Colombia, Venezuela, Honduras e Islas Galápagos, ha sido uno de los ejemplos exitosos y de gran envergadura en el país. Las acciones de protección de las zonas de resguardo, alimentación, cortejo y apareamiento del flamenco rosa del Caribe permitieron que en 1986 se decretaran las regiones conocidas como Ría Lagartos y Ría Celestún como zonas de refugio faunístico (Rubio, 2010). En la actualidad, México trabaja en modelos de protección denominados Áreas Importantes para la Conservación de las Aves (Aicas). No obstante, el cambio en el uso del suelo, la contaminación, la cacería cinegética permitida y la cacería furtiva, han propiciado que muchas de las aves migratorias se encuentren en riesgo en territorio nacional (Winker, 1995; CCA, 1999, 2003; Inzunza *et al*., 2009; Cohen *et al*., 2017; Avendaño-Carmona y Hernández-Ramírez, 2018). A pesar de su importancia, la conservación de aves migratorias neárticas-neotropicales y su hábitat ha sido un tema en constante debate, debido a las incongruencias legislativas y operativas en el país (CCA, 2003; DOF, 2017; Cohen *et al*., 2017; Avendaño Carmona y Hernández-Ramírez, 2018). El caso más evidente de incongruencia legislativa y operativa dirigida a la conservación de aves migratorias en México incluye el permitir el aprovechamiento de 10 especies migratorias catalogadas como de alto interés trinacional (entre México, Estados Unidos y Canadá) para su conservación (Berlanga *et al.,* 2010). De estas especies migratorias catalogadas como de alto interés trinacional para su conservación, se permite la extracción y comercialización de 984 individuos a nivel nacional (DOF, 2018). Aunado a ello, los dere-

chos de soberanía con respecto al aprovechamiento de estas aves, su traslado y comercio, rebasa las fronteras políticas y legales, lo que complejiza su protección.

Conclusiones

Las aves que se reproducen en Norteamérica y que tienen zonas de residencia no-reproductiva en Centro y Sudamérica suelen utilizar la zona costera, el golfo de México y el mar Caribe como zonas de tránsito durante su migración. El sitio de anidación y las condiciones climáticas sobre el mar determinan, en gran medida, la zona de tránsito que las aves utilizarán para desplazarse de un lugar a otro. En condiciones de tráfico aéreo, las aves exhiben una segregación espacio-temporal del uso del recurso aire/mar y aire/tierra durante su migración. La fisiología de los individuos, incluido el periodo de muda, así como el patrón de carga energética y acumulación de grasa corporal influye en la frecuencia y duración de las escalas de descanso y reabastecimiento que las aves hacen para llegar a su destino. Dado el rango de distribución de las aves neárticas-neotropicales, su conservación es una responsabilidad compartida que requiere el establecimiento de estrategias de conservación nacionales e internacionales de manera coordinada.

Agradecimientos

A José Aké Castillo por su invitación para colaborar como autoras en el libro, así como a Carlos Antonio Poot Delgado y dos revisores anónimos que hicieron sugerencias sobre el texto original.

Literatura citada

ArcGis 10.4.1 for Desktop. Copyright © 1999-2015 Esri Inc.

Avendaño-Carmona, E.G. y Hernández-Ramírez, A.M. (2018). Cacería deportiva: ¿Cultura, desarrollo o conservación? *Cuadernos de Biodiversidad*, 54: 1-8.

Bayly, N.J. and Gómez, C. (2011). Comparison of Autumn and Spring Migration Strategies of Neotropical Migratory Land Birds in North-East Belize. *Journal of Field Ornithology*, 82: 117-131.

Bayly, N.J.; Rosenberg, K.V.; Easton, W.E.; Gómez, C.; Carlisle, J.; Ewert, D.N.; Drake, A. and Goodrich, L. (2017). Major Stopover Regions and Migratory Bottlenecks for Nearctic-Neotropical Landbirds within the Neotropics: A Review. *Bird Conservation International.*

Bedrosian, B.E.; Cain, S.L.; Wolf, S. and Craighead, D.J. (2015). Migratory Pathways, Timing, and Home Ranges of Southern Greater Yellowstone Osprey. *Journal of Raptor Research*, 49: 325-332.

Berlanga, H.; Kennedy, J.A.; Rich, T.D.; Arizmendi, M.C.; Beardmore, V.; Blancher, P.J.; Butcher, G.S.; Couturier, A.R.; Dayer, A.A.D.; Demarest, W.; Easton, W.E.; Gustafson, M.; Iñigo-Elias, E.; Krebs, E.A.; Panjabi, A.O.; Rodriguez-Contreras, V.; Rosenberg, K.V.; Ruth, J.M.; Santana-Castellón, E.; Ma Vidal, R. and Will, T. (2010). *Conservando a nuestras aves compartidas: La visión trinacional de* Compañeros en Vuelo *para la conservación de las aves terrestres*. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.

BirdLife International (2018). The BirdLife Checklist of the Birds of the World with Conservation Status and Taxonomic Sources. Version 0. Recuperado de http://www.birdlife.org.

Boertmann, D. and Riget, F. (2006). Effects of Changing Water Levels on Numbers of Staging Dabbling Ducks in Danish Wetland. *Waterbids*, 29: 1-25.

Bradley, D.W.; Clark, R.G.; Dunn, P.O.; Laughlin, A.J.; Taylor, C.M.; Vleck, C.; Whittingham, L.A.; Winkler, D.W. and Norris, D.R. (2014). Trans-Gulf of Mexico Loop Migration of Tree Swallows Revealed by Solar Geolocation. *Current Zoology*, 60: 653-659.

Buler, J.J. and Moore, F.R. (2011). Migrant-Habitat Relationships during Stopover along an Ecological Barrier: Extrinsic Constraints and Conservation Implications. *Journal of Ornithology*, 152: 101-112.

Candler, G.L. and Kennedy, P.L. (1995). Flight Strategies of Migrating Osprey: Fasting vs. Foraging. *The Journal of Raptor Research*, 29: 85-92.

Comisión para la Cooperación Ambiental (1999). Áreas *importantes para la conservación de las aves de América del Norte*. Quebec: CCA.

Comisión para la Cooperación Ambiental (2003). *Expediente de hechos final, petición ciudadana SEM-99-002 (Aves migratorias)*. Quebec: CCA de América del Norte.

Cohen, E.B.; Barrow, W.C.; Buler, Jr. J.J.; Deppe, J.L.; Farnsworth, A.; Marra, P.P.; McWilliams, S.R.; Mehlman, D.W.; Wilson, R.R.; Woodrey, M.S. and Moore, F.R. (2017). How do in Route Events around the Gulf of Mexico Influence Migratory Land Bird Populations? *The Condor*, 119: 327-343.

Costa, J.; Pekarik, C.; Curtis, P.; Niemi, G. and Cuthbert, F. (2018). Migratory Routes and Wintering Locations of Declining Inland North American Common Terns. *The Auk*, 135: 385-399.

Deppe, J.L. and Rotenberry J.T. (2008). Scale-Dependent Habitat Use by Fall Migratory Birds: Vegetation Structure, Floristic, and Geography. *Ecological Monographs*, 78: 461-487.

Deppe, J.L.; Ward, M.P.; Bolus, R.T.; Diehl, R.H.; Celis-Murillo, A.; Zenzal, T.J.; Moore, Jr. F.R.; Benson, T.J.; Smolinsky, J.A.; Schofield, L.N. and Enstrom, D.A. (2015). Fat, Weather, and Date Affect Migratory Songbirds' Departure Decisions, Routes, and Time it Takes to Cross the Gulf of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 112: E6331-E6338.

Devlin, J.M. (1954). Effects of Weather on Nocturnal Migration as Seen from One Observation Point at Philadelphia. *The Wilson Bulletin*, 66: 93-101.

Diario Oficial de la Federación (1985). *Decreto por el cual se aprueba la convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas*. México: Diario Oficial de la Federación.

Diario Oficial de la Federación (1937). *Decreto que aprueba el convenio para la protección de aves migratorias y mamíferos cinegéticos, celebrado entre México y Estados Unidos de Norteamérica*. México: Diario Oficial de la Federación.

Diario Oficial de la Federación (1969). *Decreto promulgatorio del protocolo entre el Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el Gobierno de los Estados Unidos de América, por el que se modifica la Convención para la Protección de Aves Migratorias y Mamíferos Cinegéticos*. México: Diario Oficial de la Federación.

Diario Oficial de la Federación (1997). *Decreto por el que se aprueba el protocolo entre el Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el Gobierno de los Estados Unidos de América, por el que se modifica la Convención para la Protección de Aves Migratorias y Mamíferos Ci-*

negéticos, firmado en la Ciudad de México, el cinco de mayo de mil novecientos noventa y siete. México: Diario Oficial de la Federación.

Diario Oficial de la Federación (2017). *Dictamen de punto de acuerdo por el que se exhorta a la Secretaría de Relaciones Exteriores y a la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales para que, en el ámbito de su competencia y de manera coordinada, realicen las acciones necesarias a efecto de que el estado mexicano suscriba y ratifique la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestre de la Organización de las Naciones Unidas*. México: Diario Oficial de la Federación.

Diario Oficial de la Federación (2018). *Acuerdo que establece el calendario de captura, transporte y aprovechamiento racional de las aves canoras y de ornato correspondientes a la temporada 2018-2019*. México: Diario Oficial de la Federación.

Forsyth, B. J. and Douglas, J. (1971). Springtime Movements of Transient Nocturnally Migrating Landbirds in the Gulf Coastal Bend Region Texas. *The Condor*, 73: 193-207.

Fraser, K.C.; Stutchbury, B.J.M.; Kramer, P.; Silverio, C.; Barrow, J.; Newstead, D.; Mickle, N.; Shaheen, T.; Mammenga, P.; Applegate, K.; Bridge, E. and Tautin, J. (2013). Consistent Range-Wide Pattern in Fall Migration Strategy of Purple Martin (*Progne subis*), Despite Different Migration Routes at the Gulf of Mexico. *The Auk*, 130: 291-296.

Ganier, A.F. (1944). Maps Showing Chimney Swift Migration. *Migrant*, 15: 44.

Gauthreaux, S.A. (1971). A Radar and Direct Visual Study of Passerine Spring Migration in Southern Louisiana. *The Auk*, 88: 343-365.

Gauthreaux, Jr. S.A.; Michi, J. and Besler, C. (2005). The Temporal and Spatial Structure of the Atmosphere and its Influence on Bird Migration Strategies. En: R. Greenberg and P.P. Marra (eds.), *Birds of Two Worlds: The Ecology and Evolution of Migration* (pp. 182-193). Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA.

Gauthreaux, Jr. S.A. and Belser, C.G. (1999). Bird Migration in the Region of the Gulf of Mexico. En: N.J. Adams and R.H. Slotow (eds.), *Proc. 22 International Ornithological Congress, Durban: 1931-1947*. Johannesburg: BirdLife South Africa.

Global Biodiveristy Information Facility (GBIF) (2018). Recuperado de http://www.gbif.es.

Hernández-Ramírez, A.M. (2016). El sexto sentido: La magnetorrecepción en el reino animal. CONABIO. *Biodiversitas*, 127: 1-5.

Inzunza, E.R.; Goodrich, L.J.; Hoffman, S.W.; Leyva, E.M.; Amith, J.P.; Rojas, E.P.; Mesa, R.R.; Scheuermann, K.L.; Otíz, S.L.M.; Carrasco, Y.C.; Ferriz, N.; Straub, R.; Pérez, M.M.P. and Barrios, J.G. (2009). *Long-Term Conservation of Migratory Birds in Mexico: The Veracruz River of Raptors Project*. Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics.

Jahn, A.E.; Cueto, V.R.; Fox, J.W.; Husak, M.S.; Kim, D.H.; Landoll, D.V.; Ledezma, J.P.; LePage, H.K.; Levey, D.J.; Murphy, M.T. and Renfrew, R.B. (2013). Migration Timing and Wintering Areas of Three Species of Flycatchers (*Tyrannus*) Breeding in the Great Plains of North America. *The Auk*, 130: 247-257.

Jauregui-Ostos, E. and Soto-Mora, C. (1975). La vertiente de golfo de México. Algunos aspectos fisiográficos y climáticos. *Investigación Geográfica,* 6: 37-45.

Lorenz, K. (1986). *Fundamentos de la etología: Estudio comparado de las conductas*. Barcelona: Paidos Iberica.

Lowery, Jr. G.H. (1945). Trans-Gulf Spring Migration of Birds and the Coastal Hiatus. *The Wilson Bulletin*, 57: 92-121.

Martell, M.S.; Henny, C.J.; Nye, P.E. and Solensky, M.J. (2001). Fall Migration Routes, Timing, and Wintering Sites of North American Ospreys as Determined by Satellite Telemetry. *The Condor*, 103: 715-724.

Martínez-Leyva, E.; Ruelas-Inzunza, E.; Cruz, O.; Barr, J.L.; Peresbarbosa Rojas, E.; Chávez, I.; Ramón, G.; Rodríguez, R.; García, A. and Ferriz, N. (2009). Dynamics of Passage Migration in Veracruz, Mexico. In: T.D. Rich, C. Arizmendi, D.W. Demarest y C. Thompson (eds.), *Tundra to Tropics: Connecting Birds, Habitats and People*. Proceedings of the 4th International Partners in Flight Conference. USA: Partners in Flight, Washington, DC.

McWilliams, S.R.; Guglielmo, C.; Pierce, B. and Klaassen, M. (2004). Flying, Fasting, and Feeding in Birds during Migration: A Nutritional and Physiological Ecology Perspective. *Journal of Avian Biology*, 35: 377-393.

Mehlman, D.W.; Mabey, S.E.; Ewert, D.N.; Duncan, C.; Abel, B.; Cimprinch, D.; Sutter, R.D. and Woodrey, M. (2005). Conserving

Stopover Sites for Forest-Dwelling Migratory Landbirds. *The Auk*, 122: 1281-1290.

Moore, F.R. and Yong, W. (1991). Evidence of Food-Based Competition among Passerine Migrants during Stopover. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 28: 85-90.

National Oceanic and Atmospheric Administration (1985). *National Estuarine Inventory. Data Atlas. Physical and Hydrologic Characteristic*. United States Department of Commerce, NOAA.

National Oceanic and Atmospheric Administration (1993). Gulf of Mexico Coastal and Ocean Zones Strategic Assessment: Data Atlas. Ocean Assessment Division/South Fisheries. Center National Marine Fisheries Service/NOAA.

Rajpar, M.N. and Zakaria, M. (2011). *Effect of Water Level Fluctuation on Waterbirds Distribution and Aquatic Vegetation Composition at Natural Wetland Reserve, Peninsular Malaysia*. International Scholar Research Network.

Rappole, J.H. and Ramos, M.A. (1994). Factors Affecting Migratory Bird Routes over the Gulf of Mexico. *Bird Conservation International*, 4: 251-262.

R Core Team (2018). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en https://www.R-project.org/.

Rogers, Jr. D.T.; Hicks, D.L.; Wischusen, E.W. and Parrish, J.R. (1982). Repeats, Returns, and Estimated Flight Ranges of Some North American Migrants in Guatemala. *Journal of Field Ornithology*, 53: 133-138.

Rubio, R. (2010). El flamenco rosa del Caribe y su conservación. En: J. Carabias, J. Sarukhán, J. De la Maza y C. Galindo (eds.), *Patrimonio natural de México: Cien casos de éxito* (pp. 62-63). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

Russell, R.W. (2005). *Interactions between Migrating Birds and Offshore Oil and Gas Platforms in the Northern Gulf of Mexico: Final Report. OCS Study MMS 2005-009, U.S.* New Orleans: Department of Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region.

Stevenson, H.M. (1957). The Relative Magnitude of the Trans-Gulf and Circum-Gulf Spring Migrations. *The Wilson Bulletin*, 69: 39-77.

Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (1994). Convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas. Julio 13, 1994.

Wiley, J.W. and Wunderle, Jr. J.M. (1993). The Effects of Hurricanes o Birds, with Special Reference to Caribbean Islands. *Bird Conservation International*, 3: 319-349.

Winker, K. (1995). Neotropical Stopover Sites and Middle American Migrations: The View from Southern Mexico. In: M. Wilson and S. Sader (eds.), *Conservation of Neotropical Migratory Birds in Mexico* (pp. 150-163). Maine, EU: Maine Agricultural and Forestry Experiment Station Miscellaneous Publications 727.

Wolfe, J.D. and Johnson, E.I. (2015). Geolocator Reveals Migratory and Winter Movements of a Prothonotary Warbler. *Journal of Field Ornithology*, 86: 238-243.

Yong, W. and Moore, F.R. (1997). Spring Stopover of Intercontinental Migratory Thrushes along the Northern Coast of the Gulf of Mexico. *The Auk*, 114: 263-278.

Análisis comparativo de las comunidades de aves en la región marina costera del Sistema Arrecifal Veracruzano y Alvarado

Enriqueta Velarde
y Agni Martínez-Villacis

Resumen

En este estudio se compara la riqueza y diversidad de aves en la zona marina costera del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) y aquella frente al puerto de Alvarado (ALV). Las observaciones se realizaron desde una embarcación menor por el método de transecto en la zona marina costera. Se registraron las aves a partir de la desembocadura de los ríos Jamapa y Papaloapan anotándose las aves marinas, acuáticas y costeras (de orilla) y terrestres. Se calculó la riqueza, abundancia relativa y diversidad para cada zona. Se registraron 71 especies, 46 de ellas comunes a ambas zonas, 60 se registraron en el SAV y 59 en ALV. En el SAV se registraron 17 especies de aves marinas, 25 de orilla y 18 terrestres; en ALV se registraron 18 especies marinas, 24 de orilla y 17 terrestres. No encontramos diferencia significativa entre la diversidad de especies de ambas zonas; sin embargo, la presencia de ciertas especies en la región de ALV, denota la influencia del sistema lagunar de

Alvarado, y la del Sistema Arrecifal en el caso del SAV, particularmente en sus componentes de aves terrestres, es donde mayor proporción de diferencias se encontraron. El estado dinámico de las comunidades de aves se revela por la gran proporción de especies compartidas por ambas zonas. Por tanto, la estrategia de manejo dinámico del ecosistema será necesaria para lograr una detección temprana de cambios súbitos en estos ecosistemas y decidir su manejo adecuado en el menor tiempo posible.

Palabras clave

Aves marinas, costa de Alvarado, diversidad de especies de aves, ecosistema marino costero, riqueza de especies de aves, Sistema Arrecifal Veracruzano.

Comparative Analysis of Bird Communities of the Marine Coastal Region of the Veracruz Reef System and Alvarado

Abstract

In this study, we compare richness and diversity of bird species within the marine coastal zone of the Veracruz Reef System (VRS) and along the coastal waters off the port of Alvarado (ALV). Observations were carried out from a small boat using the transect method along the marine coastal region. Bird observations started from the river opening to the sea, recording all marine birds, shorebirds, waterbirds, and landbirds observed. Species richness, relative abundance and diversity were estimated for each area. A total of 71 species were recorded in both areas, 46 of which were common to both areas, 60 of them were recorded in the VRS and 59 in ALV. In the VRS, we recorded 17 seabird species, 25 shorebirds, and 18 landbirds, while in ALV 18 seabirds, 24 shorebirds, and 17 were recorded. No significant statistical difference was found in species diversity between both areas. However, the presence of certain species may show the influence of the large Alvarado coastal lagoon system in one case, and that of the reef system in the case

of the VRS area, particularly in their landbird components, where most of the differences were found. The dynamic state of the bird communities of both regions is revealed by the large proportion of shared species. Therefore, a dynamic ecosystem management approach is necessary in order to achieve early detection of sudden changes in these ecosystems, and to reach management decisions in the shortest time possible, if timely actions are to be applied.

Keywords

Alvarado coast, bird species diversity, bird species richness, marine coastal ecosystem, seabirds, Veracruz Reef System.

Introducción

México es uno de los países considerados megadiversos con relación al grupo de aves, ya que ocupa el octavo lugar en el mundo con 1 123 especies registradas (Navarro *et al.*, 2014; Berlanga *et al.*, 2017). Esto se debe a un conjunto de factores, tales como su compleja topografía, su ubicación en el continente americano, el rango de latitudes que cubre, la extensión de su litoral, su colindancia con dos de los más importantes océanos y su colindancia con las regiones neártica y neotropical, entre otros. Para el caso de la comunidad de aves marinas de México, casi todos esos factores, con posible excepción del primero, tienen gran relevancia en la diversidad y riqueza de especies que la componen. En el golfo de México y mar Caribe se concentran, de manera importante, especies de aves que utilizan las cuatro rutas migratorias de Norteamérica: la del Pacífico, la central, la del Mississippi y la del Atlántico (Velarde *et al.*, 2015a); sin embargo, variantes en las características de las zonas costeras influyen en la presencia y abundancia de diferentes especies de aves, principalmente por la presencia de zonas de contacto de ambientes montanos y tropicales de tierras bajas (Navarro *et al.*, 2014), por ejemplo: la presencia de desembocadura de ríos, de estructuras arrecifales, de bahías o lagunas costeras, etcétera.

El comparar datos sobre la composición de las comunidades de aves en ambientes costeros y la abundancia de sus respectivas especies puede ayudarnos a sugerir posibles causas de estas diferencias entre regiones, y a sugerir posibles factores que pueden

estar influyendo en estas diferencias. En este sentido, la región costera de Veracruz ofrece una excelente oportunidad para este tipo de estudios, ya que a lo largo de esta región se concentran las rutas migratorias de diversos grupos de aves provenientes de gran parte del continente americano, tanto pequeñas paseriformes, como las grandes aves de presa que depredan sobre ellas, así como las aves costeras (Loetscher, 1955). Además, la presencia del océano Atlántico, golfo de México y mar Caribe tienen importante influencia para la diversidad que se presenta en su ornitofauna marina (Navarro *et al.*, 2014). Por ello la región arrecifal del centro de Veracruz está enlistada como un Área de Importancia para la Conservación de Aves (AICA) (Arizmendi y Márquez, 2000).

A pesar de que las zonas de los estados aledaños al golfo de México y mar Caribe fueron de las primeras regiones de México en ser estudiadas en cuanto al campo de la ornitología (Loetscher, 1955; Velarde-González *et al.*, 2007; Morales-Vera *et al.*, 2017), el grupo de aves marinas y costeras no ha recibido mucha atención, a comparación de las terrestres, como lo muestra el escaso número de publicaciones que se han generado en este tema (Ortiz-Pulido *et al.*, 1995; Cruz, 1999; Gallardo del Ángel *et al.*, 2000, 2004; Gallardo del Ángel, 2003; Gallardo *et al.*, 2009; Velarde-González *et al.*, 2007, 2015a, b). Es por ello importante profundizar en estudios que nos permitan conocer los patrones de distribución y abundancia de aves, con el fin de poder entenderlos y también tratar de dilucidar la forma en que estos patrones se han desarrollado a través del tiempo, como lo sugieren Ruiz *et al.* (2017) para el ecosistema marino del golfo de California. Para ello primero tenemos que describir los patrones de distribución y abundancia y, posteriormente, estudiar los posibles factores que pueden estar determinándolos. Existen varios ejemplos de casos de patrones de desarrollo demográfico-histórico de diversas especies en sistemas depredador-presa, encontrándose que, a través de las eras geológicas, al incremento en la población de una especie presa le ha seguido un incremento demográfico de la especie que la depreda (Ruiz *et al.*, 2017), poniendo de manifiesto cómo pueden las relaciones tróficas y el equilibrio demográfico de las poblaciones de especies que componen las tramas tróficas en un ecosistema,

tener cientos de miles de años de antigüedad, enfatizando la importancia de promover la preservación de tramas tróficas íntegras en el manejo de los recursos marinos y costeros.

Por ello, como preámbulo a un manejo integral de un ecosistema, es importante el conocimiento fino de sus componentes y sus variaciones en el tiempo y el espacio (Mayer y Rietkerk, 2004; Levin *et al.*, 2009). Este trabajo aporta información básica sobre la composición de la comunidad de aves marinas, costeras y terrestres de dos regiones contiguas de la zona marina-costera central de Veracruz: el Sistema Arrecifal Veracruzano y la región marina adyacente al sistema lagunar de Alvarado, regiones vecinas pero con diferencias en cuanto a la batimetría, presencia de arrecifes coralinos, caudal de sus ríos, forma de su litoral, extensión de los sistemas lagunares contiguos, tipos de vegetación aledaños, entre otros. Asimismo, se describe y compara la riqueza, abundancia y diversidad de especies de estos grupos de aves.

Metodología

El estudio se llevó a cabo en la región marina costera central del golfo de México que se encuentra aproximadamente entre los paralelos 19.3°N y 18.7°N. La región marina en donde se encuentra el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) alberga un ecosistema coralino junto a la ciudad portuaria más grande de México (INEGI, 2005). Por él navegan buques de gran calado, que algunas veces han impactado los arrecifes causándoles daños severos (Hayasaka-Ramírez y Ortiz-Lozano, 2014). Existen descargas municipales, industriales y agropecuarias de los centros urbanos adyacentes y cercanos (Santander-Monsalvo *et al.*, 2018), así como el vertimiento de contaminantes y sedimentos terrígenos provenientes de las cuencas hidrológicas y actividades portuarias del área que provocan la resuspensión de sedimentos finos y, adicionalmente, eventuales derrames de hidrocarburos y otras sustancias nocivas (Valadez-Rocha, 2018), que por efecto de las corrientes, pueden ser distribuidas en una amplia zona del arrecife (Ortiz-Lozano *et al.*, 2007; Salas-Pérez *et al.*, 2007). Parte de la región (el Sistema Arrecifal Veracruzano) ha sido declarada Área Natural Protegida por el gobierno federal (DOF, 1992) y Área de Importancia para la Con-

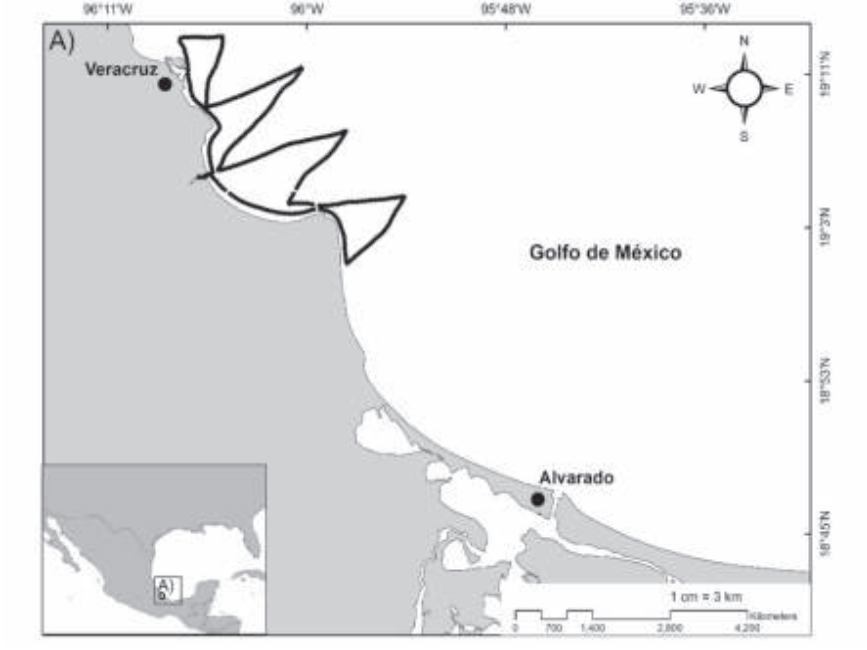
servación de las Aves (AICA), categoría oficial de los organismos gubernamentales responsables del medioambiente en México, cuyos criterios se establecen inicialmente por la sección mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves (CIPAMEX) en colaboración con BirdLife International y la Comisión de Cooperación Ambiental (CCA), con la finalidad de crear una red regional de Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (Arizmendi y Márquez, 2000). En la región marina frente al sistema lagunar de Alvarado desemboca uno de los ríos de mayor caudal de México, provocando importante ingreso de elementos naturales (como sedimentos y nutrientes), así como químicos, agroquímicos, y otras substancias derivadas de los campos agrícolas y ganaderos y de la industria de toda la cuenca del río Papaloapan (Santander-Monsalvo *et al.*, 2018).

En el SAV se realizó un total de 28 salidas de campo de las cuales 20 se llevaron a cabo en 2006, seis en 2007 y dos en 2008; para Alvarado se realizó un total de 24 salidas de campo de las cuales 12 se llevaron a cabo en 2006, 10 en 2007 y dos en 2008. Las salidas se llevaron a cabo por la mañana, generalmente iniciando a las 8:00 h y terminando a las 14:00 h aproximadamente, a menos de que hubiera que suspender la navegación por razones meteorológicas adversas o algún problema con la embarcación. Las navegaciones se hicieron a bordo de una embarcación menor de aproximadamente 25 pies de eslora. Con base en censos en la región marina se determinó la presencia y abundancia de las especies de aves marinas, costeras y algunas terrestres que se observaron en la zona costera. Para las definiciones de aves marinas, costeras y terrestres, así como para el estatus migratorio se siguieron los criterios propuestos por Velarde-González *et al.* (2007). Las observaciones e identificación de las especies de aves se llevaron a cabo a simple vista o con ayuda de varios binoculares con los siguientes aumentos: 8 x 40 (Minolta), 10 x 42 (Minox) y 10 x 40 (Leitz). Se usaron guías de aves para la identificación de especies en el caso de aquellas especies con las que los observadores no estaban familiarizados (Harrison, 1983; Kaufman, 1990; Peterson y Chalif, 1994; Howell y Webb, 1995; Edwards, 1998; Dickson, 1999 y Sibley, 2000).

Los métodos de campo consistieron en hacer recorridos en lancha en la región del SAV y zona de aguas costeras frente a Alvarado, realizando transectos para determinar presencia y abundancia de las diferentes especies de aves en la zona. El método de transectos para el registro de aves consistió en hacer recorridos en lancha con motor fuera de borda, siguiendo una ruta en *zig-zag* determinada y anotando todas las aves que se avistaran en una franja de 300 m al frente y a ambos lados de la embarcación (figura 1). Este método está basado en el propuesto por varios autores, sólo que el ángulo de observación se hace de 180º frente al observador, en vez de 90º (Tasker *et al.*, 1984; Gould y Forsell, 1989) y con los ajustes descritos en Velarde-González *et al.* (2007). De esta forma resulta un transecto de 600 m de ancho y del largo del recorrido realizado, de tal forma que, por cada milla marina recorrida, se cubre un área de 1.08 km².

Figura 1

Área de estudio y ejemplo de transecto recorrido dentro del SAV



Fuente: Elaborado por Sara Ibarra Zavaleta.

Se elaboró un listado de las especies registradas, el cual fue ordenado taxonómicamente (AOU, 1998, 2000), los nombres en castellano son los propuestos por Berlanga *et al.* (2017). Se realizó un promedio de dos salidas por mes en ambos sitios, con excepción de mayo, en que no se realizaron visitas en ninguno de los dos sitios, así como tampoco para abril en el SAV y noviembre en Alvarado. En todos los demás meses de los tres años se visitó cada sitio. Con base en los resultados de registros de campo se identificaron las especies presentes en cada zona y se obtuvo el total de individuos de cada especie por cada día de registro. Se estimó la abundancia relativa como el número de individuos de cada especie / el número total de individuos observados de todas las especies avistadas. Se identificaron las especies más abundantes para ambas zonas. Se estimó el índice de diversidad de Shannon para cada sitio y se realizó una prueba de diferencia de índices por medio de la prueba de *t* de acuerdo con el método propuesto por Hutcheson (Zar, 1999).

Resultados

En la Tabla 1 se presenta la lista total de especies que se registraron en el SAV y región marina frente a las costas de Alvarado, indicando los diferentes atributos de cada especie. Aunque el número de especies es similar en ambos sitios, la composición específica y abundancia relativa de las especies presenta interesantes diferencias. Para la región de Alvarado se nota una mayor predominancia de especies de Anátidos, como el Pijije Alas blancas (*Dendrocygna autumnalis*) y de aves terrestres; los Vencejos Collar blanco (*Streptoprocne zonaris*) y de Chimenea (*Chaetura pelagica*); el Gavilán Caracolero (*Rostrhamus sociabilis*); tres especies de aguilillas: la Cola corta (*Buteo brachyurus*), Aura (*B. albonotatus*) y Cola roja (*B. jamaicensis*); y la Mascarita común (*Geothlypis trichas*). Por otro lado, en el caso del SAV se observa la presencia de Ibis blanco (*Eudocimus albus*), los gavilanes Pico de gancho (*Chondrohierax uncinatus*) y Rastrero (*Circus hudsonius*), el Halcón Esmerejón (*Falco columbiarus*) y el Fajado (*F. femoralis*), el Tirano-tijereta rosado (*Tyrannus forficatus*), las golondrinas Manglera (*Tachycineta albilinea*) y Alas aserradas (*Stelgidopteryx serrripennis*), y el Chipe Corona negra (*Carduellina pusilla*).

Se registraron 71 especies en las dos zonas de estudio, 48 de ellas fueron comunes para ambas zonas, 60 se encontraron en el SAV y 59 en ALV. De las 71 especies registradas, 12 se observaron exclusivamente en el SAV (ninguna de ellas fue marina, tres fueron acuáticas y nueve terrestres) y 11 exclusivamente en ALV (con una marina, dos acuáticas y ocho terrestres). En el SAV se registraron 17 especies de aves marinas, 25 de orilla y 18 terrestres, mientras que en ALV se registraron 18 especies de aves marinas, 24 de orilla y 17 terrestres. Estadísticamente no se encontraron diferencias significativas en cuanto a la diversidad de especies entre sitios. $H'_{SAV} = 1.0044$ y $H'_{ALV} = 1.0338$ ($t = -0.8426$, $0.2 < P < 0.5$). La suma de las abundancias relativas de las seis especies más comunes es de 77 y 82% para SAV y ALV, respectivamente.

Tabla 1

Especies de aves marinas, acuáticas y terrestres observadas en el Sistema Arrecifal Veracruzano y zona marina frente a Alvarado, indicando su abundancia relativa, categoría de estacionalidad y categoría de protección en la NOM-059-SEMARNAT-2010

Nombre científico	Sav	Alv	Abn Sav	Abn Alv	Est	Nom
ANSERIFORMES Anatidae						
Dendrocygna autumnalis		X		0.00008	RR	
Dendrocygna bicolor	X	X	0.00053	0.00327	RR	
Mareca americana	X	X	0.00019	0.02041	VI	
Spatula discors	X	X	0.00766	0.05317	VI	
CAPRIMULGIFORMES Caprimulgidae						
Chordeiles minor	X		0.00008		TR	
APODIFORMES Apodidae						
Streptoprocne zonaris		X		0.00032	RR	
Chaetura pelagica		X		0.00016	TR	

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Nombre científico	Sav	Alv	Abn Sav	Abn Alv	Est	Nom
Gruiformes Rallidae						
Fulica americana	X	X	0.00004	0.00016	RR	
Charadriiformes Charadriidae						
Pluvialis squatarola	X	X	0.00151	0.00064	VI	
Recurvirostridae						
Himantopus mexicanus	X	X	0.00034	0.00034	RR	
Scolopacidae						
Arenaria interpres	X		0.00189		VI	
Calidris alba	X	X	0.00008	0.00048	VI	
Actitis macularius	X	X	0.00011	0.00143	VI	
Tringa semipalmata	X	X	0.00109	0.00016	VI	
Sternula antillarum	X	X	0.00060	0.00060	RV	Pr
Gelochelidon nilotica	X	X	0.00177	0.00159	VI	
Hydroprogne caspia	X	X	0.00068	0.00175	VI	
Stercorariidae						
Stercorarius parasiticus	X	X	0.00019	0.00019	VI	
Laridae						
Leucophaeous atricilla *	X	X	0.15388	0.15388	RR	
Leucophaeous pipixcan	X	X	0.10163	0.01746	TR	
Larus argentatus	X	X	0.00294	0.00415	VI	
Chlidonias niger *	X	X	0.19225	0.21277	TR	
Sterna hirundo	X	X	0.00381	0.00223	VI	
Sterna forsteri	X	X	0.00004	0.00231	VI	
Thalasseus maximus *	X	X	0.03916	0.08952	VI	
Thalasseus acuflavidus *	X	X	0.14819	0.10260	VI	
Rynchops niger	X	X	0.00109	0.00454	VI	

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Nombre científico	Sav	Alv	Abn Sav	Abn Alv	Est	Nom
Suliformes Fregatidae						
Fregata magnificens *	X	X	0.04384	0.10547	RR	
Sulidae						
Sula leucogaster		X		0.00008	TR	
Morus bassanus	X	X	0.00060	0.00024	VI	
Phalacrocoracidae						
Phalacrocorax brasilianus	X	X	0.00211	0.00056	RR	
Phalacrocorax auritus	X	X	0.00026	0.00008	RR	
Pelecaniformes Pelecanidae						
Pelecanus occidentalis *	X	X	0.19108	0.11161	RR	
Pelecanus erythorhynchos	X	X	0.01147	0.00088	VI	
Ardeidae						
Ixobrychus exilis		X		0.00008	RR	
Ardea herodias	X	X	0.00294	0.00056	VI	
Ardea alba	X	X	0.00249	0.00287	RR	
Egretta thula	X	X	0.00177	0.00303	RR	
Egretta caerulea	X	X	0.00091	0.00287	VI	
Egretta tricolor	X	X	0.00053	0.00104	VI	
Egretta rufescens	X		0.00011		VI	Pr
Bubulcus ibis	X	X	0.01788	0.02168	RR	
Butorides virescens	X	X	0.00015	0.00112	RR	
Nyctanassa violacea	X	X	0.00064	0.00008	RR	
Threskiornitidae						
Eudocimus albus	X	X	0.03150	0.00518	RR	
Plegadis chihi	X		0.00136		VI	
Cathartiformes Cathartidae						
Coragyps atratus	X	X	0.00124	0.00502	RR	
Cathartes aura		X		0.00151	RR	

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Nombre científico	Sav	Alv	Abn Sav	Abn Alv	Est	Nom
Accipitriformes Pandionidae						
Pandion haliaetus	X	X	0.00140	0.00159	VI	
Accipitridae						
Chondrohierax uncinatus	X		0.00004		RR	
Cyrcus hudsonius	X		0.00004		VI	
Rostrhamus sociabilis		X			RR	Pr
Buteogallus anthracinus	X	X	0.00011	0.00016	RR	Pr
Buteo brachyurus		X		0.00016	RR	
Buteo albonotatus		X		0.00008	VI	Pr
Buteo jamaicensis		X		0.00016	VI	
Coraciiformes Alcedinidae						
Megaceryle alcyon	X	X	0.00041	0.00008	VI	
Falconiformes Falconidae						
Caracara cheriway	X	X	0.00004	0.00048	RR	
Falco columbarius	X		0.00004		VI	
Falco femoralis	X		0.00011		RR	A
Falco peregrinus	X	X	0.00011	0.00016	VI	Pr
Passeriformes Tyrannidae						
Tyrannus forficatus	X		0.00004		VI	
Hirundinidae						
Progne subis	X	X	0.00045	0.00024	TR	
Tachycineta albilinea	X		0.00019		RR	
Stelgidopteryx serripennis	X		0.00053		RR	
Riparia riparia	X	X	0.00057	0.00024	TR	
Petrochelidon pyrrhonota	X	X	0.02075	0.00423	TR	
Hirundo rustica	X	X	0.00438	0.00654	VI	

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Nombre científico	Sav	Alv	Abn Sav	Abn Alv	Est	Nom
Parulidae						
Geothlypis trichas		X		0.00024	VI	
Carduellina pusilla	X		0.00004		VI	
Icteridae						
Quiscalus mexicanus	X	X	0.00008	0.00008	RR	
Número de especies	60	59	1	1		

SAV: Sistema Arrecifal Veracruzano, ALV: Alvarado, ABN SAV: Abundancia relativa del Sistema Arrecifal Veracruzano, ABN ALV: Abundancia relativa de Alvarado.
EST: Estacionalidad o estatus migratorio donde: RR: Residente reproductivo, VI: Visitante de invierno, RV: Residente de verano, TR: Transitorio o de paso en migraciones.
NOM: Norma oficial mexicana 059-Semarnat-2010, para especies protegidas, donde: Pr: Sujetas a protección especial, A: Amenazadas.
*Una de las seis especies con mayor abundancia relativa dentro del área de estudio.

Discusión

Las especies que en este análisis encontramos que presentan mayor frecuencia relativa son las que presentan también mayor densidad (individuos por unidad de superficie muestreada) en trabajos anteriores que hemos realizado de la zona (Velarde-González *et al*., 2007; 2015a).

Como puede apreciarse en los resultados, no se encontraron diferencias significativas entre la diversidad de especies de aves entre ambos sitios. Adicionalmente, las seis especies encontradas como las más abundantes fueron las mismas en ambos sitios, lo que denota, aunque con pequeñas diferencias, gran similitud entre las dos regiones.

A pesar de que hay especies que se registraron en uno y no en el otro de los sitios de estudio, ambas áreas comparten la mayoría de las especies de aves, particularmente las marinas, en donde no hubo especies exclusivas para el SAV, y solamente una para ALV; mientras que para las aves terrestres hubo un mayor número de especies exclusivas para ambas zonas, con nueve y ocho para el SAV y ALV, respectivamente. Lo anterior está relacionado con la presencia de hábitats aptos para ellas en las inmediaciones

de la porción marina, ya que estos lugares, por su tipo de vegetación, ubicación, composición y disponibilidad de alimento para estas aves, fomenta el que se observen especies de aves terrestres y aquellas asociadas a hábitats de orilla. Es el caso de Arroyo Moreno y la desembocadura del río Jamapa para el SAV y los humedales de Alvarado y desembocadura del río Papaloapan para Alvarado.

Como ejemplo para el caso del SAV, Arroyo Moreno es una cuenca ribereña ubicada en un espacio rodeado de fraccionamientos, cuya porción sur se encuentra bordeada por el río Jamapa, cuenta con canales internos y posee un hábitat predominantemente de manglar, acahual y fragmentos de relictos de varios tipos de vegetación, como porciones de manglar, selva baja caducifolia, tular y pastizales inducidos, entre otros. Esta mezcla de tipos de vegetación atrae a distintas especies, como el Tirano-tijereta rosado y el Halcón aplomado. Por otro lado, en el caso de Alvarado, al tener un ecosistema de manglar, pero con una gran porción lagunar, es un sitio apto para la presencia de Anátidos.

Cabe destacar que ambas zonas presentan una diversidad de aves extraordinariamente alta con relación a otras zonas de la región, por lo que han sido catalogadas como "Áreas de Importancia para la Conservación de Aves" (AICAS); los humedales de Alvarado son el sitio 41 con 346 especies de aves registradas, y el SAV se ubica dentro del sito 150 (Centro de Veracruz) con 432 especies de aves registradas, categoría reconocida también por CONABIO y SEMARNAT (Arizmendi y Márquez, 2000); en el caso de Arroyo Moreno, la curva de acumulación de especies reportada por Martínez-Villacis (2010) no indica una marcada asíntota, lo cual sugiere que la probabilidad de registrar más especies es alta, con la posibilidad de igualar la diversidad de los humedales de Alvarado.

Es de suma importancia mencionar que tanto la región de Arroyo Moreno como los humedales de Alvarado se encuentran en una región donde confluyen varias de las rutas migratorias de Norteamérica (Velarde-González *et al*., 2015a). Si ya el manglar es un ecosistema que alberga una de las mayores diversidades de muchos grupos taxonómicos, estos manglares en particular, por estar enclavados en una de las rutas de migración de aves más importante del mundo, presentan una mega diversidad (Arizmendi y Márquez

2000; Navarro-Sigüenza *et al.*, 2014). Por todo lo anterior y dada la cercanía a la linea de costa, por un lado; la presencia de estuarios en donde diversos tipos de aves encuentran alimento, sitios de refugio y descanso durante su migración, por el otro, es fácil que, en la porción terrestre y aérea colindante a la zona nerítica marina de estas regiones, se observen especies de aves de orilla y terrestres que pertenecen a ambas áreas de estudio del presente trabajo.

Finalmente, cabe mencionar que las actividades humanas modifican los espacios naturales y crean cambios, como ha sido el caso del canal de la Zamorana, cercano a Arroyo Moreno. Este canal fue modificado artificialmente para aumentar su capacidad para solventar las inundaciones en la porción urbana durante la época de lluvias y los eventos como huracanes, por lo que se ha creado un hábitat propicio para anátidos, que antes eran menos comunes en la región del SAV (Martínez-Villacis, 2010). Con esto podemos observar que, a pesar de que se cuenta con una serie de especies registradas en estas zonas de estudio, no podemos considerar que el listado es exhaustivo y es muy posible que se siga registrando un mayor número de especies al continuar con los estudios en estas regiones, dado lo dinámico del ambiente y la alta movilidad de las aves, como ya se ha observado recientemente con nuevos registros de especies cuya distribución no se extendía a esta zona, como es el caso de la gaviota Sombría (*Larus fuscus*), especie de origen europeo que, de manera natural, ha comenzado a poblar el continente americano (García Domínguez y Velarde, 2015); así como del rabijunco Pico Rojo (*Phaethon aethereus*), especie de ave marina que tradicionalmente se le ha considerado ocupante de aguas oceánicas y que recientemente se ha registrado en aguas costeras e incluso continentales, como lagunas costeras y cauces de ríos a varios kilómetros de su desembocadura (Velarde *et al.*, 2014).

En síntesis, con base en los resultados de este trabajo podemos ver que, si bien ambas zonas de estudio comparten la gran mayoría de las especies de aves —particularmente las marinas que presentan alta movilidad y en menor escala las acuáticas, dadas las diferencias en los ambientes y ecosistemas costeros—, la mayor diferencia en la composición la constituye el componente de aves terrestres. Pensamos que esto puede deberse a las mayores diferencias que presentan los ecosistemas terrestres a los que son

aledañas, y de donde provienen las aves terrestres observadas en la región marina-costera durante nuestros monitoreos. Asimismo, debido a los cambios dinámicos que están ocurriendo actualmente, tanto como resultado de la modificación de los hábitats por la actividad humana directa, así como a los debidos a los cambios climáticos y sus resultados indirectos, es fácil suponer que las comunidades de aves en estas regiones continuarán presentando cambios dinámicos en la composición de especies y proporciones relativas de las mismas.

Con fundamento en los resultados presentados en este trabajo y en los que hemos llevado a cabo en el pasado, basados en monitoreos realizados en la región a partir de 2006 y cuyos resultados hemos presentado en otras publicaciones (Velarde-González *et al.*, 2007, 2015a, b), consideramos relevante resaltar la importancia del monitoreo constante de las poblaciones de aves de la zona y el aplicar el llamado manejo dinámico (Mayer y Rietkerk, 2004), necesario para lograr una detección temprana de cambios súbitos en estos ecosistemas, así como la adecuada toma de decisiones para su manejo en el menor tiempo posible.

Conclusiones

Las comunidades de aves de la región marina del SAV y Alvarado son muy parecidas, esto nos habla de que las acciones de manejo deberán ser similares en ambas áreas hasta detectar alguna particularidad en las características, tanto de las zonas como de las comunidades de aves que indiquen lo contrario. En virtud de la escasez de información sobre el estado de las comunidades de aves en la zona de estudio, particularmente las marinas, esta información constituye una valiosa linea base para comparaciones con las condiciones actuales y futuras con relación a las comunidades de aves de la región.

Literatura citada

American Ornithologists' Union (AOU) (1998). *Check-list of the North American Birds*. 7th ed. Kansas: Allen Press.

American Ornithologists' Union (AOU) (2000). Forty-Second Supplement to the American Ornithologists' Union Check-List of North American Birds. *The Auk*, 117: 847-858.

Arizmendi, M.C. y Márquez-Valdelamar, L. (2000). Áreas de Importancia para la Conservación de las *aves en México*. México: CONABIO.

Berlanga, H.; Gómez de Silva, H.; Vargas-Canales, V.M.; Rodríguez-Contreras, V.; Sánchez-González, L.A.; Ortega-Álvarez, R. y Calderón-Parra, R. (2018). *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes*. México: CONABIO.

Cruz, C.O.G. (1999). *Aves del humedal de Alvarado, Veracruz. Características de la comunidad, importancia y conservación*. Tesis profesional. Universidad Veracruzana. México.

Diario Oficial de la Federación (DOF) (1992). Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicada frente a las costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado del estado de Veracruz, con superficie de 52 238-91-50 hectáreas. México: Diario Oficial de la Federación.

Dickson, M.B. (1999). *Field Guide to the Birds of North America*. 3rd ed. Washington DC: National Geographic Society.

Edwards, E.P. (1998). *The Birds of Mexico and Adjacent Areas*. 3rd ed. Texas: Texas University Press.

Gallardo del Ángel, J.C. (2003). Estudio preliminar de la comunidad de aves del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y zonas adyacentes, Veracruz, México. Tesis profesional. Universidad Veracruzana, México.

Gallardo Del Ángel, J.C.; Rodríguez-Torres, P. y Mata-Labrada, F. (2000). *Reporte preliminar de las aves de la isla de Sacrificios en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. 1er. Congreso Nacional de Arrecifes Coralinos, Veracruz, Veracruz, México.

Gallardo del Ángel, J.C.; Velarde G.E. y Arreola A.R. (2004). Las aves del golfo de México y las áreas prioritarias para su conservación. En: M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del golfo de México* (pp. 301-322). Vol. 1. México: SEMARNAT/INE/ INECOL/ HRIGMS.

Gallardo, J.C.; Macías, V. and Velarde, E. (2009). Aves: Birds of the Gulf of México. In: D. Felder, D. Camp and J.W. Tunnell (eds.), *The Gulf of Mexico, Its Origin, Waters and Marine Life*. Vol. III, Texas: Texas A& M University Press.

García-Domínguez, J.A. y Velarde, E. (2015). Primer registro de la gaviota sombría (*Larus fuscus*) en el estado de Veracruz, México: Información sobre sus patrones de expansión en el continente americano. *Huitzil*, 16: 52-58.

Gould, P.J. and Forsell, D.J. (1989). *Techniques for Shipboard Census of Marine Birds*. Washington DC: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.

Harrison, P. (1983). *Seabirds, an Identification Guide*. USA: Houghton Mifflin Co.

Hayasaka-Ramírez, S. and Ortiz-Lozano, L. (2014). Anthropogenic Pressure Indicators Associated with Vessel Groundings on Coral Reefs in a Marine Protected Area. *Ciencias Marinas*, 40: 237-249.

Herrera-Alcina, L.S. (2009). Distribución y abundancia de aves marinas en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano con relación a variables abióticas. Tesis profesional. Universidad Veracruzana, México.

Howell, S.N.G. and Webb, S. (1995). *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America.* New York: Oxford University Press.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI) (2005). Censo General de Población y Vivienda 2000. Tomado de http://www.inegi.gob.mx/est/librerias/tabulados.asp?tabulado=tab_po04b&c=708&e=30.

Kaufman, K. (1990). *Advanced Birding*. Peterson Field Guide Series. Boston: Houghton Mifflin Co.

Levin, P.S.; Fogarty, M.J.; Murawski, S.A. and Fluharty, D. (2009). Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean. PLosBiol 7(1): e1000014.

Loetscher, F.W. (1955). North American Migrants in the State of Veracruz, Mexico: A Summary. *The Auk*, 72: 14-54.

Martínez-Villacis, A. (2010). Estudio de la avifauna de Arroyo Moreno, Veracruz, y áreas adyacentes. Tesis profesional. Instituto Tecnológico de Boca del Río, México.

Mayer, A.L. y Rietkerk, M. (2004). The Dynamic Regime Concept for Ecosystem Management and Restoration. *BioScience*, 54: 1013-1020.

Morales-Vera, T.E.; Ruz-Rosado, F.D.; Velarde, E. and Keith, E.O. (2017). Status of Seabird Nesting Populations on Arrecife Alacranes, Gulf of Mexico. *Marine Ornithology*, 45: 175-185.

Navarro-Sigüenza, A.G.; Rebón-Gallardo, M.F.; Gordillo-Martínez, A.; Peterson, A.T.; Berlanga-García, H. y Sánchez-González, L.A. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: S476-S495.

Ortiz-Lozano, L.; Granados-Barba, A. y Espejel, I. (2007). El contexto regional del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y las implicaciones para su manejo. En: A. Granados-Barba, L. Abarca-Arenas y J.M. Vargas-Hernández, (eds.), *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 275-285). México: Universidad Autónoma de Campeche.

Ortiz-Pulido, R.; Gómez de Silva, G.H.; González-García, F. y Álvarez A.A. (1995). Avifauna del Centro de Investigaciones Costeras "La Mancha", Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 65: 87-118.

Peterson, R. y Chalif, E.L. (1994). *Aves de México: Guía de campo*. México: Editorial Diana.

Ruiz, E.A.; Velarde, E. and Aguilar, A. (2017). Demographic History of the Heermann´s Gull (*Larus heermanni*) from Late Quaternary to Present: Effects of Past Climate Change in the Gulf of California. *The Auk: Ornithological Advances*, 134: 308-316.

Salas-Pérez, J.J.; Vargas-Hernández, J.M.; Arenas-Fuentes, V. y Balderas-Cruz, P. (2007). Trayectoria de masas de agua en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y modelos numéricos: Circulación de Verano. En: A. Granados-Barba, L. Abarca-Arenas y J.M. Vargas-Hernández (eds.), *Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 17-26). 1ª ed. México: Universidad Autónoma de Campeche.

Santander-Monsalvo, J.; Espejel, I. and Ortiz-Lozano, L. (2018). Distribution, Uses, and Anthropic Pressures on Reef Ecosystems of Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 165: 39-51.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Publicada el 30 de diciembre de 2010 Diario Oficial de la Federación, 2ª Sección.

Sibley, D.A. (2000). *The Sibley Guide to Birds*. New York: Alfred A. Knopf.

Tasker, M.; Hope Jones, P.; Dixon, T. y Blake, B.F. (1984). Counting Birds at Sea from Ships: A Review of Methods Employed and Suggestion for a Standardized Approach. *The Auk*, 101: 567-577.

Valadez-Rocha, V.; Salas-Monreal, D. and Ortiz-Lozano, L.D. (2018). Long Term Effects of Human Induced Shoreline Changes: Veracruz Metropolitan Zone an Example of Port and Tourism Development in the Tropics. *International Journal of Oceanography & Aquaculture,* 2: 1-9.

Velarde, E.; Iturriaga, L.J.; Meiners, C.; Jiménez, L.; Perales, H.; Sanay, R.; Lozano, M.A.; Cabrera-Valenzuela, H.A. y Anaya-Cruz, C. (2014). Red-Billed Tropicbird (*Phaethon aethereus*) Occurrence Patterns in the State of Veracruz, Gulf of Mexico: Possible Causes and Implications. *Marine Ornithology*, 42: 119-124.

Velarde-González, M.E.; Martínez-Villacis, A. y Gallardo del Ángel, J.C. (2007). Las aves del Sistema Arrecifal Veracruzano. En: A. Granados-Barba, L. Abarca-Arenas y J.M. Vargas-Hernández (eds.), *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 27-50). México: Universidad Autónoma de Campeche.

Velarde-González, M.E.; Sanay-González, R.; Perales-Valdivia, H.; Ruz-Rosado, F.D.; Gutiérrez-Benítez, O. y Rojas-Espinoza, M. (2015a). Distribución y abundancia de aves marinas en el Sistema Arrecifal Veracruzano. En: A. Granados-Barba, L.D. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. González-Gándara (eds.), *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: Hacia el corredor arrecifal del suroeste del Golfo de México*. México: RASZCOV/PRODEP/UV.

Velarde-González, E.; Ruz-Rosado, F.D. y Priego-Hernández, E. (2015b). Lista anotada de las aves marinas, acuáticas y playeras del Sistema Arrecifal Veracruzano, México. E-BIOS 2: 54-82.

Zar, J.H. (1999). *Biostatistical Analysis*. USA: Prentice-Hall, Inc.

Relación del perfil de playa y la concentración de coliformes en tres playas de la región central de Veracruz, México

Luis Alberto Peralta-Peláez, Carolina Peña-Montes,
Eduardo de Jesús Hernández-González
y Omar Darío Cervantes-Rosas

Resumen

El objetivo del proyecto consistió en evaluar la relación del perfil de playa y la concentración de microorganismos de origen fecal en tres playas diferenciadas por su afluencia turística en la región central del estado de Veracruz: La Mancha, Santa Ana y Villa del Mar; para tal efecto se hicieron muestreos en agua, arena húmeda y arena seca (tres evidencias) para realizar pruebas fisicoquímicas (amonio, nitratos, nitritos, fosfatos, pH), determinar coliformes fecales y en paralelo evaluar el perfil de playa. En cuanto a los niveles de coliformes, la playa de La Mancha presentó en abril el valor más elevado con 35 NMP/100 ml en arena húmeda con un perfil de acumulación; Santa Ana en junio con 412 NMP/100 ml en arena húmeda con perfil de erosión y Villa del Mar en septiembre con 412 NMP/100 ml con perfil de erosión. Los fosfatos, en promedio anual, estuvieron fuera de los límí-

tes permisibles para descargas de aguas residuales con < 0.0001 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM), dado que en la Mancha se encontraron 0.0546 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM), en Santa Ana 0.0388 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM) y en Villa del Mar 0.0682 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM); de la misma manera, los nitratos se presentaron fuera del límite máximo permisible: < 0.0006 $N\text{-}NO_3^-$(µM), encontrándose para la Mancha 0.0103 $N\text{-}NO_3^-$(µM), 0.0098 $N\text{-}NO_3^-$(µM) en Santa Ana y 0.0108 NO_3^-(µM) en Villa del Mar. Los promedios anuales de amonio alcanzaron los siguientes niveles: para la Mancha 0.0022 $N\text{-}NH_4^+$(µM), Santa Ana 0.0299 $N\text{-}NH_4^+$(µM) y Villa del Mar 0.0080 $N\text{-}NH_4^+$(µM); también sobrepasando los límites máximos de 0.0028 $N\text{-}NH_4^+$(µM). Únicamente la playa Villa del Mar presentó una relación entre el perfil de playa y los niveles de coliformes en la arena, se observó que cuando persistía el perfil de erosión, los niveles de coliformes en la arena se incrementaban.

Palabras clave

Microrganismos, playas, arena.

Relationship between Beach Profile and Coliforms Concentration in Three Beaches of the Central Region of the State Veracruz, Mexico

Abstract

This study aimed to evaluate the relationship of the beach profile and the concentration of microorganisms of fecal origin in three beaches in the central region of the state of Veracruz. Three beaches whit different tourist influxes were selected, the Mancha with the low influx, Santa Ana with the middle influx, and Villa del Mar with the high influx. For each beach, three samples of water, wet and dry sand, were taken. Beach profiles, physiochemical and coliform tests were performed. Regarding coliform levels, the Mancha beach has the highest level in April (35 NMP/100 ml) in wet sand showing an accumulation profile, Santa Ana has the highest level in June (412 NMP/100 ml) with an erosion profile and

Villa del Mar in September in wet sand (412 NMP/100 ml) with an erosion profile. Phosphates annual average was out of the maximum permissible limits (MPL) for wastewater discharges (< 0.0001 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM)), showing in La Mancha values of 0.0546 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM), in Santa Ana 0.0388 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM) and in Villa del Mar 0.0682 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM). A similar response was observed with nitrates as they were out of the MPL (< 0.0006 $N\text{-}NO_3^-$(µM)): La Mancha has 0.0103 $N\text{-}NO_3^-$(µM), Santa Ana has 0.0098 $N\text{-}NO_3^-$(µM) and Villa del Mar has 0.0108 $N\text{-}NO_3^-$(µM). Annual averages for ammonium reached the following values: La Mancha (0.0022 $N\text{-}NH_4^+$(µM)), Santa Ana (0.0299 $N\text{-}NH_4^+$(µM)) and Villa del Mar (0.0080 $N\text{-}NH_4^+$(µM)), they also exceeded the MPL (0.0028 $N\text{-}NH_4^+$(µM)). Only Villa del Mar beach shows a correlation between the beach profile and coliform levels in the sand as to when an erosion profile persists; coliform levels seem to increase in the arena. In La Mancha beach, the coliform levels do not present a risk to swimmers, and in Santa Ana beach, we have not found a relationship due to its considerable variation.

Keywords
Beach, coliform, sand.

Introducción

La costa es un sitio de gran importancia para numerosas formas de vida, incluyendo al hombre (Beatley *et al.*, 1994; Rodríguez y Windevoxhel, 1998; Siemens *et al.,* 2006). Constituye el único espacio en el que se da una interface entre cuatro grandes sistemas: la atmósfera, el océano, el agua dulce y la tierra, cada uno con su propio funcionamiento (Moreno-Casasola y Peresbarbosa, 2006).

Es por ello que la zona costera es sumamente dinámica, capaz de responder y mantenerse ante los cambios y presiones ejercidos por el funcionamiento propio de estos cuatro sistemas. En este espacio interaccionan varios subsistemas interconectados, desde terrestres (pastizales y selvas sobre planicies y sobre dunas costeras, flora y fauna de playas, vegetación de acantilados), dulceacuícolas (lagos de agua dulce, zonas bajas de ríos) y marinos (zonas intermareales, fondos arenosos, planicies de pastos marinos, arre-

cifes), así como aquellos que representan verdaderas transiciones (humedales de agua dulce, manglares, marismas), todos ellos con funciones que ningún otro ecosistema puede duplicar (Moreno-Casasola, 2004; Moreno-Casasola y Peresbarbosa, 2006).

Las interconexiones entre ecosistemas se producen a través de interacciones que frecuentemente aparecen en forma de pulsos, tales como las mareas, el abasto de sedimentos, el hidroperíodo y el movimiento de arena, entre otros (Siemens *et al.,* 2006), que dan lugar a un sistema complejo, en donde las interacciones entre sus elementos dan lugar a propiedades emergentes como el sustrato y productividad, entre otros; sin embargo, también se le relacionan a otros como la dispersión de agentes contaminantes. Las sustancias contaminantes y aguas negras producidas cuencas arriba se trasladan a través del sistema de drenaje natural hacia humedales, lagunas y el mar; en donde el transporte, por corrientes litorales, las redistribuye sobre el borde costero y hacia mar adentro; y derivado de lo anterior, es posible registrar la presencia de residuos alejados de la fuente de origen (Rodríguez y Windevoxhel, 1998; Siemens, 2006).

Moreno-Casasola (2004) define las playas como "depósitos no consolidados de arena y grava a lo largo del litoral", su perfil representa el equilibrio dinámico entre el transporte de sedimentos hacia el mar (erosión) y hacia la tierra (acreción) (Carranza-Edwards *et al.*, 2015). Estos espacios arenosos se dividen espacialmente en la zona sumergida y emergida, la primera parte de la zona —de rompiente a la franja— de espuma o de *swatch*; en adjunto se localiza la cara de la playa, que se cubre y descubre por efecto de la marea; le sigue la playa posterior o berma, en donde se ubica el límite de la vegetación y la duna frontal.

El perfil de la playa y su forma se asocia a la acción del transporte transversal de sedimento que, a su vez, depende del oleaje, viento y nivel relativo del mar (Arcilla y Jiménez, 1995); estos constituyen un instrumento que permite evaluar el estado y los cambios en las playas arenosas y es de gran utilidad en la gestión y la recuperación de los espacios arenosos.

De acuerdo con Arcilla y Jiménez (1995) los cambios en el perfil de playa están asociados a dos tipos de estados: perfil de

erosión o reflectivo, que se produce bajo la acción de tormentas y en las que el oleaje es de gran contenido energético. En estas condiciones se produce una erosión de la parte interna del perfil, retrocediendo la linea de orilla y transportando el material mar adentro, depositándolo la mayor parte de las veces en forma de barras sumergidas; el resultado final es una disminución de la pendiente del perfil. El segundo caso es el perfil de acumulación o disipativo, este se produce bajo la acción del oleaje reconstructor y de bajo contenido energético. En estas condiciones, el material almacenado en las barras es transportado hacia la costa, reconstruye la berma y hace avanzar la linea de orilla; el resultado final es un aumento en la pendiente del perfil.

La acumulación y erosión de una playa se ve determinada principalmente por épocas del año, por lo general la erosión se produce en época de invierno, cuando hay fuertes tormentas, y en verano la arena se acumula, así logra mantener un equilibrio (Moreno-Casasola, 2004). De igual manera es de importancia mencionar que estos cambios en el perfil de playa no sólo son afectados por causas naturales, sino también se ven modificados por las acciones del hombre como la construcción inadecuada de infraestructura, por deforestación del área de dunas y por el uso de maquinaria pesada en el intento de mantener la arena en la playa.

Al perder material sedimentario, la playa se deteriora, retrocede, pierde calidad de hábitat, y pierde su efecto amortiguador, poniendo en riesgo propiedades y bienes.

Aunado a la pérdida económica y de servicios ecológicos, el deterioro de la playa afecta también a los ecosistemas costeros contiguos. Este sistema físico requiere de series largas de datos que deriven en mayores conocimientos en la planeación para su desarrollo sustentable (Cuevas-Jiménez y Euán-Ávila, 2009).

Por otra parte, existe la calidad del agua, que es definida como la relación cuantitativa entre la densidad del indicador y el riesgo potencial para su uso. Las descargas de aguas negras son las principales fuentes de afectación a la calidad de las playas.

En general, se habla de dos métodos para la medición de la calidad del agua: los que utilizan como referencia parámetros fisicoquímicos y los que emplean algunos atributos biológicos, como

especies indicadoras (para este caso el grupo de microorganismos coliformes) o características de los ecosistemas naturales, que permiten evaluar lo alterado que se encuentra un cierto cuerpo de agua (Peralta, 2007; SEMARNAT, 2012; Peralta-Peláez *et al.,* 2019).

Existen parámetros que se utilizan para establecer si la calidad del agua es adecuada para un fin específico (recreativo, vida acuática o transporte), como la cuantificación de microorganismos y la cuantificación de algunos químicos como metales pesados (Flores-Mejía *et al.,* 2011), para este caso se consideraron los microbiológicos. En su mayoría abundan más los estudios de la calidad de agua de las playas que los estudios sobre la arena. Silva y González (2011) midieron la calidad bacteriológica del agua de mar en la bahía de Acapulco, donde encontraron valores máximos en 2 500 NMP/100 ml en el mes de septiembre, correspondiente a la temporada de lluvias, lo que coincide con que el aumento de los niveles de coliformes se debía al arrastre por descargas de agua residuales.

Existen estudios que demuestran que la contaminación microbiológica es mayor en la arena que en las aguas adyacentes (Hurtado-García *et al.*, 2009). Cruz y Galicia-Jiménez (2013) detectaron la presencia de bacterias coliformes en la arena de la playa de Puerto Escondido, Oaxaca, con niveles mínimos de 3 NMP/100 ml y máximos de 2 400 NMP/100 ml; aunque los puntos de muestreos eran cercanos, no presentaban un patrón exacto en los niveles de coliformes, cada punto tenía un valor diferente, cuyos resultados se atribuían a diversos factores ambientales como la lluvia y el viento, o a factores biológicos como el movimiento de las aves y el tránsito de las personas. Entre los trabajos realizados en playas arenosas del estado de Veracruz se tienen los de Pérez-Ruiz (2012), quien analiza del uso de la fauna bentónica en la zona intermareal de la playa de Villa del Mar como indicadores de perturbación antrópica; Hidalgo-Rodríguez (2017) evalúa la macrofauna en playas arenosas y Sánchez-Domínguez (2015) utiliza como indicadores al grupo de enterococos en la zona intermareal.

Bonilla *et al.* (2007) realizan un estudio de la calidad del agua y arena en playas del sur de Florida, donde compararon la prevalencia de organismos indicadores fecales en la arena y el agua y encontraron que la distribución en la arena presenta una

variación considerable; asimismo determinaron las siguientes relaciones por cada 2 NMP/100 ml que había en el agua: existían 23 NMP/100 ml en arena húmeda y por cada 30 NMP/100 ml en agua había 460 NMP/100 ml en arena seca.

De acuerdo con la Organización Mundial de Salud (OMS) (2002) las tres principales vías de exposición de la población humana a los contaminantes descargados en las aguas costeras son:

A) Por contacto o mediante la ingestión de agua contaminada microbiológicamente durante el baño, la natación o las actividades usuales que se realizan en la playa.
B) Por contacto con la arena de playa contaminada microbiológicamente.
C) Por consumo de alimentos contaminados química o microbiológicamente.

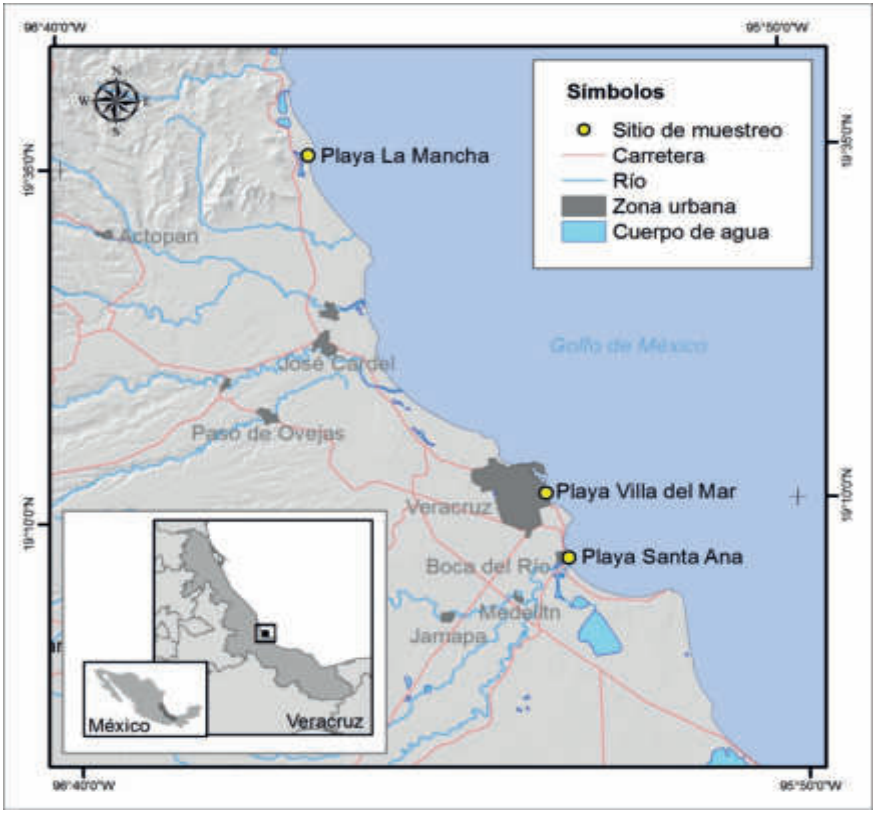
Cabe destacar que contrario a lo que se podría pensar, la interacción de microorganismos con sedimentos puede favorecer su supervivencia, ya que disminuye su exposición a la radiación solar, esto favorece el cultivo natural de este tipo de microorganismos, dado que se ve favorecido por la disposición de los nutrientes y la humedad suficiente (WHO, 2003a, b).

Así, el objetivo de este trabajo consistió en evaluar la relación del perfil de playa y la concentración de microorganismos de origen fecal en tres playas de la región central del estado de Veracruz.

Metodología

El área de estudio comprende tres playas seleccionadas por sus diferentes grados de afluencia turística (uso recreativo), Villa del Mar y Santa Ana de uso recreativo e inmersas en la zona conurbada Veracruz-Boca del Río y la playa de La Mancha, la cual es una zona de conservación y recreativa en el municipio de Actopan. Esta última presenta su mayor afluencia turística en periodos de semana santa y vacaciones de verano (junio-agosto). Todos ellas localizadas en la región costera central del estado de Veracruz, México, en el golfo de México (figura 1).

Figura 1
Localización de las tres playas muestreadas en la región central del estado de Veracruz



La zona tiene un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw), una precipitación media anual de 1 500 mm y temperatura media anual de 32° C (INEGI, 2013).

Muestreos en playa y arena

Se realizaron muestreos entre marzo (2014) a marzo (2015). En cada muestreo se tomaron nueve muestras por playa, tres muestras de arena seca, tres muestras de agua intersticial en la arena húmeda y tres muestras de agua, sobre un transecto de 100 m. Se establecieron tres puntos de muestreo en cada playa con una distancia de 50

m entre cada punto. Se midieron parámetros fisicoquímicos *In situ* (pH, temperatura) con el equipo multiparamétrico Hanna modelo HI9828. En el laboratorio se realizaron los análisis fisicoquímicos (nitritos, nitratos, amonio y fosfatos) y bacteriológicos (coliformes totales y fecales) por el método de número más probable. En cada punto se tomaron muestras según la NMX- AA-120- SCFI-2016.

Las muestras se preservaron a 5° C aproximadamente, con hielo durante su transporte al laboratorio. En el laboratorio las muestras de arena se pesaron y lavaron en 9 ml de agua esterilizada para hacer las pruebas microbiológicas y para hacer las pruebas fisicoquímicas la arena se agregó en agua destilada (1:10).

Perfiles de playa

Los perfiles de playa se midieron con la técnica de la manguera de nivel, este método es la adaptación de una herramienta de trabajo ampliamente utilizada en la industria de la construcción, que consiste en introducir agua (preferentemente con algún color) en la manguera —sujeta a un estadal de 150 cm de altura— en sus extremos y se deja aproximadamente medio metro de manguera sin agua para poder apreciar el movimiento de la misma en cada extremo (Flores-Verdugo y Agráz, 2009). Las longitudes de las mangueras utilizadas fueron de 10 y 20 m.

Se realizó un ANOVA para ver si existían diferencias significativas de los parámetros anualmente, en cada playa, y otro ANOVA para ver si existían diferencias significativas entre cada punto de una misma playa. Para ambos casos se realizaron comparaciones múltiples con la prueba de Tukey (Legendre y Legendre, 1988) usando el programa Minitab 16.1.1; además, se realizó un análisis de correlación de Pearson para determinar si existía una correlación entre los perfiles de playa y los niveles de coliformes en la arena.

Resultados

Para el caso de la temperatura del agua en las playas presentaron valores de: 22.07° C como valor mínimo y 30.9° C como máximo, y un promedio anual es de 25.4 $\pm$ 0.93° C en La Mancha; para la playa Santa Ana el mínimo fue de 21.6° C y el máximo de 31.8° C con un promedio anual de 26.27 $\pm$ 0.63° C; y para la playa de Villa del Mar el promedio

fue de 27.03 ± 0.57° C con un valor mínimo de 21.6° C y un máximo de 32.02° C.

Con respecto al pH en agua, la playa de la Mancha tuvo un promedio anual de 8.63 ± 0.63 con un valor mínimo de 7.06 y un máximo de 10; la playa Santa Ana presentó valor mínimo de 7.9 y un máximo de 10; y en la playa de Villa del Mar su valor promedio anual fue de 8.73 ± 0.87 con un valor mínimo de 7.8 y un máximo de 8.9.

Los valores de nitritos en la Mancha tuvieron un promedio de 0.000022 ± 0.00002 $N\text{-}NO_2^-$(µM) con un mínimo de 0.000017 $N\text{-}NO_2^-$(µM) y un valor máximo de 0.000022 $N\text{-}NO_2^-$(µM); en la playa Santa Ana se tuvo 0.000020 ± 0.00001 $N\text{-}NO_2^-$(µM) con un mínimo de 0.000013 $N\text{-}NO_2^-$(µM) y un máximo de 0.000022 $N\text{-}NO_2^-$(µM); y en playa Villa del Mar presentó un promedio anual de 0.000020 ± 0.000001 $N\text{-}NO_2^-$(µM) con un mínimo de 0.000017 $N\text{-}NO_2^-$(µM) y un máximo de 0.000022 $N\text{-}NO_2^-$(µM).

En el caso de los nitratos, la playa la Mancha presentó valores mínimos de 0.0016 NO_3^-(µM) y un máximo de 0.0193 NO_3^-(µM) siendo el promedio anual de 0.0103 ± 0.00 NO_3^-(µM); para la playa Santa Ana el valor mínimo fue de 0.00145 NO_3^-(µM) y el máximo 0.0193 NO_3^-(µM) con un promedio anual 0.0098 ± 0.0011 NO_3^-(µM); y en la playa Villa del Mar su promedio anual fue de 0.0108 ± 0.0056 NO_3^-(µM).

En la Mancha el promedio anual de amonio fue de 0.00349 ± 0.00033 $N\text{-}NH_4^+$(µM), con valores mínimos de 0.00028 $N\text{-}NH_4^+$(µM) y máximo de 0.0559 $N\text{-}NH_4^+$(µM); en Santa Ana los valores son más bajos, con un mínimo de 0.00055 $N\text{-}NH_4^+$(µM) y un máximo de 0.0554 $N\text{-}NH_4^+$(µM) más un promedio anual de 0.0029 ± 0.0016 $N\text{-}NH_4^+$(µM); mientras que para Villa del Mar el valor promedio anual fue de 0.0079 ± 0.00078 $N\text{-}NH_4^+$(µM) con un mínimo de 0.00055 $N\text{-}NH_4^+$(µM) y un máximo de 0.0388 $N\text{-}NH_4^+$(µM).

Para el caso de los fosfatos, en la Mancha presentan valores mínimos de 0.00001 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM) y máximo de 0.2085 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM) con un promedio anual de 0.1567 ± 0.0379 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM). La playa Santa Ana presentó un valor promedio anual de 0.0980 ± 0.0221 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM) con valores mínimos 0.00001 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM) y máximos de 0.02064 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM). En el caso de Villa del Mar su valor promedio anual fue de 0.07055 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM) con un valor máximo de 0.01411 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM) y un mínimo de 0.0045 $P\text{-}PO_4^{3-}$(µM).

Las concentraciones de coliformes fecales presentaron valores promedios anuales para la Mancha de 5.14 NMP/100 ml, para Santa Ana de 55.24 NMP/100 ml y para Villa del mar de 57.56 NMP/100 ml.

Discusión

El calor al elevar la temperatura del agua incrementa la presencia de coliformes, por eso es de importancia medir la temperatura (Larrea-Murel *et al.*, 2013). Los valores de temperatura del agua en las playas no presentaron diferencias significativas a lo largo del año, el promedio anual para la playa la Mancha fue de 25.4 $\pm$ 0.93° C, para Santa Ana 26.27 $\pm$ 0.63° C y para la playa Villa del mar 27.03 $\pm$ 0.57°C. Las playas la Mancha y Villa del Mar tienen casi 1° C de diferencia, pudiendo ser esta diferencia de temperaturas por los horarios de muestreo. De acuerdo con Cifuentes *et al.* (1995) la temperatura media anual en aguas superficiales costeras es de 27 $\pm$ 2° C, característica de las aguas superficiales en climas tropicales.

El pH entre el agua de mar y las muestras de arena húmeda (agua intersticial) no presentó diferencias significativas en ningún muestreo. La Mancha tuvo un promedio anual de 8.63 $\pm$ 0.63 en el agua y 8.69 $\pm$ 0.87 en la arena húmeda, Santa Ana 8.86 $\pm$ 0.89 en agua y 8.76 $\pm$ 0.81 en la arena húmeda y Villa del Mar 8.73 $\pm$ 0.87 en agua y 8.65 $\pm$ 0.89 en la arena húmeda. Los valores de pH entre ocho y nueve son un indicio de la presencia de contaminantes como el ion amonio (Blanco *et al.*, 2012).

Compuestos del nitrógeno

Los niveles promedio de nitritos y amonio presentaron un comportamiento similar en el agua, la arena seca y la arena húmeda entre cada playa, mientras que los nitratos mostraron diferencia en la arena seca. Para los niveles de nitritos en La Mancha se tuvo un promedio de 0.000022 $\pm$ 0.000004 $N\text{-}NO_2^-$(µM), mientras que en la playa Santa Ana y Villa del mar fue de 0.000020 $\pm$ 0.000002 $N\text{-}NO_2^-$ (µM), todos estos valores dentro de los límites máximos permitidos ($<$ 0.000043 $N\text{-}NO_2^-$(µM)) de acuerdo a los criterios ecológicos de calidad del agua por lo que no representan un riesgo a los bañistas ni a

la vida de las especies que viven en la playa (Escobedo *et al.*, 2011). Aunque los nitritos son compuestos de baja concentración en aguas saladas, ya que tienden a oxidarse rápidamente. Su acumulación como nutriente puede derivar en eutrofización y generar la proliferación de algas en las playas (López-Martínez *et al.*, 1998).

En el caso de los nitratos, las tres playas presentaron niveles por encima de los criterios ecológicos de calidad del agua: < 0.00065 NO_3^-(µM) (Escobedo *et al.,* 2011). La Mancha tuvo 0.0103 ± 0.0021 NO_3^-(µM), Santa Ana de 0.0098 NO_3^-(µM) y Villa del Mar de 0.0108 NO_3^-(µM). López-Martínez *et al.* (1998) menciona valores (0.2495 NO_3^-(µM)) muy por encima de los obtenidos en las playas muestreadas, y atribuye dichos niveles a descargas pluviales y de aguas municipales. De acuerdo con los valores encontrados en las zonas de estudio, estos no superan los 0.0322 NO_3^-(µM), lo que las ubica fuera de los límites mínimos permitidos en la NOM-003-SEMARNAT-1997. Lo anterior puede deberse a la presencia de descargas pluviales combinadas con aguas residuales con salidas directas al mar. Los valores encontrados en el agua intersticial, arena húmeda y arena seca presentan un comportamiento similar entre las tres playas, se puede observar que la arena seca presenta los valores más bajos en las tres playas, mientras que los niveles en la arena húmeda y en el agua están relacionados y no presentan diferencias significativas. Aun así, todos estos valores se encuentran fuera de los límites máximos permitidos.

Amonio

El Amonio en baja concentración no afecta inmediatamente en la salud humana, pero si puede derivar en la intoxicación por amonio en peces. El amonio en altos niveles en el agua puede ocasionar la formación de nitritos (por la rápida oxidación del nitrógeno en este medio) y este cambio demanda grandes cantidades de oxígeno provocando repercusiones con la vida acuática. Estos aumentos de nivel de amonio están asociados con la descomposición de materia orgánica o excreción producida por organismos o por la presencia de descargas de aguas residuales, ya sean domésticas o municipales (Chalarca *et al.*, 2007). En la playa La Mancha, el promedio anual del nivel de amonio obtenido fue de 0.00349 ± 0.00033 N-NH_4^+(µM); en Santa Ana fue de 0.0029 ± 0.0016 N-NH_4^+(µM)

y para Villa del Mar fue de 0.00798 ± 0.00078 N-NH_4^+(µM). Esta última mantiene promedios anuales fuera de lo establecido en los criterios ecológicos de calidad del agua, que es de < 0.0027 N-NH_4^+(µM) (Escobedo *et al.*, 2011). En las tres zonas de muestreo (agua, arena húmeda y seca) se encontró que los tres puntos de muestreo de la arena húmeda es donde se presentan los niveles más altos, llegando a 0.01386 N-NH_4^+(µM). En el agua y arena seca de Villa del Mar sí se presentan diferencias, ya que esta playa tiene tuberías con salidas de aguas residuales provenientes del área de restaurantes y que puede ser la razón que mantiene los altos niveles de amonio en la arena húmeda. La playa Santa Ana, en sus puntos de muestreo de arena seca y arena húmeda sobrepasa los criterios ecológicos (NOM-003-SEMARNAT-1997) y sus puntos de muestreo del agua quedan por debajo de dichos criterios. Este parámetro en La Mancha mantuvo, en general, niveles bajos en sus tres puntos de muestreo: en agua no sobrepasó los criterios de calidad, mientras que en la arena húmeda y seca sí, principalmente en la arena húmeda (0.0083 N-NH_4^+(µM)), resultando inesperado al ser considerada una playa de poca concurrencia. Cabe mencionar que los altos promedios anuales de amonio en La Mancha se relacionaron con el arribo natural de sargazo en el mes de mayo, el cual no se remueve de manera manual, al igual que otros materiales naturales como palos y algas, entre otros, y se considera que influyen en la presencia del amonio. Por el contrario, en las playas Santa Ana y Villa del Mar sí son retirados.

El sargazo, al quedar enterrado naturalmente en la arena de La Mancha, comienza su descomposición y los niveles de amonio se ven incrementados en los meses siguientes, siendo el mes de noviembre donde se encontró el nivel más alto, llegando a los 0.0083 N-NH_4^+(µM). Lo anterior se sugiere dado que en los muestreos anteriores (2015) se encontró esta alga ya en diferentes estadios de descomposición.

Fosfatos

Aunque los fosfatos no representan toxicidad, su presencia indica contaminación por aguas residuales o aguas de riego agrícola. Presentaron niveles altos en las tres playas: en La Mancha alcanzó su nivel más alto en el mes de marzo (2014) con 0.1569 ± 0.0379 P-PO_4^{3-}(µM)

y su nivel mínimo en diciembre con 0.0035 ± 0.0010 P-PO_4^{3-}(µM); en Santa Ana fue de 0.0908 ± 0.0221 P-PO_4^{3-}(µM) en su mayor nivel en el mes de marzo (2014) y de 0.0072 ± 0.00052 P-PO_4^{3-}(µM) en su menor nivel en junio; y Villa del Mar presentó su nivel más alto de 0.1253 ± 0.01042 P-PO_4^{3-}(µM) en marzo (2015) y el menor de 0.0276 ± 0.0020 P-PO_4^{3-}(µM) en abril (2014). Las tres playas mantuvieron sus niveles fuera de los límites máximos permisibles (0.0001 P-PO_4^{3-}(µM)) de acuerdo con SEMARNAT (2005). Durante el año de muestreo, los resultados no presentaron diferencias significativas entre cada playa en sus promedios anuales por puntos de muestreo.

Para el caso de Villa del Mar se obtuvo el valor de 10 mg de P-PO_4^{3-} por Kg de arena, siendo la posible causa la presencia de detergentes utilizados por los restaurantes, que los vierten a la arena de manera clandestina. Lo anterior se observó dado que en la temporada de nortes (octubre-abril) es cuando los perfiles de las playas se ven disminuidos, dejando al descubierto las tuberías que llevan las descargas de agua residuales provenientes de los restaurantes en la playa Villa del Mar.

Los altos niveles de fosfatos en la playa Santa Ana son atribuidos al arrastre y a las aportaciones del río Jamapa (aguas de riego y residuales), así como a la presencia de la planta de tratamiento de aguas residuales que, posterior al muestreo, fue retirada. Los niveles más altos se registraron en la arena, pudiendo atribuirse estas concentraciones a un proceso de filtración de la escollera del rio hacia dicho sitio. En lo general esta playa no presenta grandes variaciones en sus niveles de fosfatos.

En cuanto a los niveles en la Mancha, se observó que en los meses de marzo (2014 y 2015), relacionados con la temporada vacacional, que coincide de cuando la playa recibe el mayor número de personas en el año. Al realizar las comparaciones con las otras dos playas, sí se observan diferencias significativas, siendo la Mancha la que se separa de las playas Santa Ana y Villa del Mar.

Coliformes

Las bacterias coliformes son indicadoras de la contaminación fecal en agua, la NMX-AA-042-SCFI-2011 y la NOM-003-SEMARNAT-1997 indican que no deben sobrepasar el valor de 200 NMP/100 ml de coliformes fecales, por ser playas de uso recreativo de contacto

primario. Las concentraciones de coliformes fecales presentaron valores promedios anuales de 5.14 NMP/100 ml para la Mancha, 55.24 NMP/100 ml para Santa Ana y 57.56 NMP/100 ml para Villa del mar. Tomando en cuenta que son promedios anuales, podría considerarse que las tres playas son aptas para la recreación la mayor parte del año, con excepción de los meses de marzo, junio y septiembre, como se indica más adelante. La Mancha presentó un comportamiento *homogéneo* durante todo el año de muestreo, sin grandes variaciones, teniendo la mayor parte del año un promedio de 3 NMP/100 ml y considerándose como una playa limpia con disturbios solo en temporada vacacional de semana santa, donde presentó una concentración de 93 NMP/100 ml durante el mes de abril.

Las playas Villa del Mar y Santa Ana presentaron variaciones entre sus puntos de muestreo: Santa Ana en su punto uno y Villa del Mar en su punto dos de arena húmeda rebasaron los 200 NMP/100ml en su promedio anual. Villa del Mar llego a tener puntos en la arena con hasta >2400 NMP/100 ml y 100 NMP/100 ml en el mismo muestreo, coincidiendo con Cruz y Galicia-Jiménez (2013) quienes, aunque sus puntos de muestreos tenían una distancia de tres metros entre ellos, la variación entre punto y punto en niveles de coliformes en el mismo día de muestreo era muy variable.

De acuerdo con Sánchez-Domínguez (2015) e Hidalgo-Rodríguez (2017), para el caso de Villa del Mar, aunque son bacterias del grupo de los enterococos los que evalúan en la columna de agua y en la zona húmeda de la arena, sus resultados indican un comportamiento similar en ambos estudios. Dichos autores coinciden en que los altos números de enterococos obtenidos corresponden cuando hay mayor afluencia de turismo en la playa, dato que refuerza los resultados obtenidos.

Los promedios mensuales encontrados en cada playa son: Santa Ana presentó dos meses con niveles de 218.5 NMP/100 ml en la arena húmeda en el mes de junio de 2014 y 281.7 NMP/100 ml en el agua en el mes de febrero de 2015, que sobrepasaron los límites permisibles; Villa del Mar presentó dos meses con los niveles por arriba de los máximos permitidos, en marzo de 2014 con 214.2 NMP/100 ml y en septiembre de 2014 con 209.7 NMP/100 ml en la arena húmeda. De acuerdo con Bonilla *et al.* (2007) y García y Botero (2009), los resultados indicaron que los niveles más altos

de coliformes se presentan en la arena húmeda y no en el agua, como se esperaba. En estos promedios mensuales podemos observar meses como marzo, abril, mayo, junio y septiembre de 2014 y febrero de 2015 que rebasaron los 200 NMP/100 ml, lo que indica que en algunos de los puntos de muestreos, tanto en Villa del Mar como en Santa Ana se rebasaron los límites máximos permisibles.

Considerando lo reportado por Pérez-Ruíz (2012) e Hidalgo-Rodríguez (2017), con macrofauna béntica en Villa del Mar como indicadora de perturbación, nuestros resultados coinciden con estos autores, siendo esta la playa con mayor perturbación de origen antrópico.

Para el caso de la Mancha, Hidalgo-Rodríguez (2017) reporta resultados similares a los obtenidos por nosotros, utilizando distintos indicadores; esto es, La Mancha es la que presenta mejores condiciones de conservación y no presenta contaminación por bacterias coliformes durante la mayor parte del año.

Perfiles de la playa

Para el análisis de perfiles se realizó un promedio de los tres, de cada punto de muestreo (Zetina *et al*., 2008), para así obtener un solo perfil promedio por mes. En la figura 2a se muestran los de la playa La Mancha, es decir los de inicio y final de muestreo (marzo de 2014 y 2015) y que tuvieron comportamientos similares; presenta su comportamiento natural en temporada de lluvias y tormentas, predominando el perfil reflectivo (erosión) en el mes de julio, cuando presentó la más larga extensión al provocar el arrastre de la arena y sedimento mar adentro, por lo que se vio reducida considerablemente la pendiente de la playa. En abril de 2014 se presenta un perfil disipativo (acumulación) que corresponde a la temporada de secas, culminando en la temporada de nortes.

Por lo general, la Mancha fue la playa con los más bajos niveles de coliformes de las tres muestreadas, con niveles de entre 3 y 5 NMP/100 ml de agua, siendo el mes de abril de 2014 el que presentó un aumento con 35 NMP/100 ml en promedio en la arena húmeda, y asociado a que dicho mes coincide con el comienzo de la temporada vacacional de semana santa, cuyo factor muy probablemente repercute directamente en dicho aumento.

De junio a septiembre se da el proceso de erosión de la playa, y de diciembre a abril el de acumulación. Siendo la Mancha de un área natural protegida, no presenta grandes afectaciones a su entorno. En el mes de abril de 2014 se presentó la mayor acumulación de arena con respecto al año que duró la medición del perfil de playa. Los meses de marzo de 2014 y 2015 presentaron un nivel medio de acumulación de arena y en julio de 2014 se obtuvo el nivel más bajo con un perfil de erosión.

Por su parte, en Santa Ana (Boca del Rio), al contar con pequeños comercios en su orilla, los propietarios mantienen altos los niveles de la arena en los primeros 10 metros de playa, no dejando que esta siga su curso natural de acumulación y erosión.

En la figura 2b se muestran tres de los perfiles de la playa Santa Ana: para enero de 2015 tuvo 32 m hacia el mar, siendo la menor durante el año de muestreo, y presentó un perfil disipativo (acumulación); en este mes tuvo bajos niveles de coliformes en la arena húmeda de 17 NMP/100 ml en promedio; en junio de 2014, en la arena húmeda, se alcanzaron altos niveles de coliformes 412 NMP/100 ml, presentando un perfil de playa reflectivo (erosión) con una extensión hacia el mar de 37 m; en febrero de 2015, dicha playa presentó un perfil reflectivo, aunque esta vez con 50 m de extensión hacia el mar, este mes también tuvo el nivel más alto de coliformes en el agua con un promedio de 839 NMP/100 ml, relacionando estos niveles en el agua con el aporte del rio Jamapa debido a la proximidad de su desembocadura. Finalmente, para esta playa no se encontró una relación directa entre el perfil de playas y los niveles de coliformes, aunque se puede decir que las variables que se suman debido a la cercanía con el río Jamapa hacen que sea un entorno demasiado cambiante (inestable).

Por último, la playa Villa del Mar es de las más concurridas por los turistas en el puerto de Veracruz y, debido a las diversas alteraciones antropogénicas, no presenta su proceso natural reflectivo y disipativo; presentó el perfil con mayor extensión hacia el mar en el mes de noviembre con 40 m y el menor en el mes de marzo de 2014 con 23 m (figura 2c). También se encontró que existe una relación directa entre la pérdida y la acumulación de arena y el nivel de coliformes; los meses de marzo, abril, junio y septiembre de 2014 fueron donde tenía una altura aproximada de 50 cm (reflectivo), lo

cual dejó al descubierto las tuberías de descarga de aguas residuales provenientes de los comercios que delimitan la playa; es importante mencionar que en estos meses se encontraron en la arena húmeda valores promedios de coliformes por fuera de los máximos permisibles (marzo, 382 NMP/100 ml; abril, 239 NMP/100 ml; junio, 303 NMP/100 ml y septiembre, 412 NMP/100 ml) (NOM-003-SEMARNAT-1997). En la arena húmeda se dan las condiciones ideales para que los coliformes mantengan un número alto, ocurriendo lo contrario en los meses en los que la altura de la playa (disipativo) sobrepasó los 90 cm, como en noviembre de 2014 que presentó 10 NMP/100 ml. Cabe mencionar que los altos niveles de coliformes en los meses de junio y septiembre de 2014 son asociados también a la temporada de lluvias, donde influye el arrastre de las descargas de agua pluviales y municipales, al estar la playa semicerrada por escolleras es muy probable que el recambio de agua sea más lento debido al poco movimiento de la masa de agua.

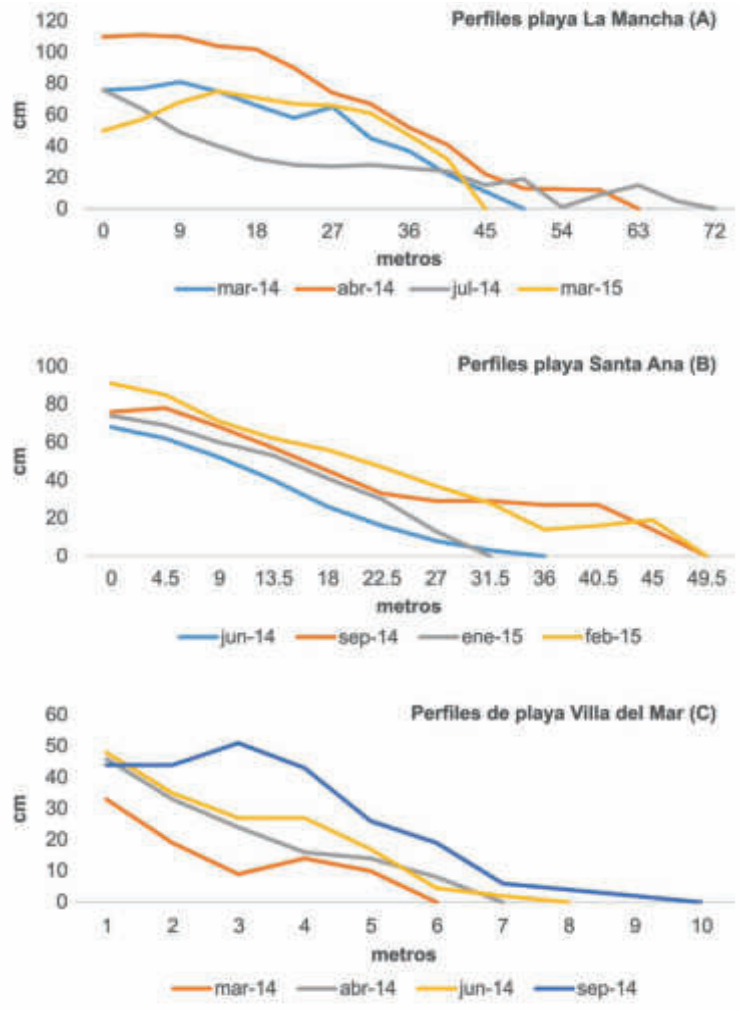
Con respecto a la correlación entre la relación o dependencia que existe entre las dos variables de estudio principales (nivel de coliformes y perfil de playa), se encontró que la playa de La Mancha muestra una correlación débil ($r = 0.2$), asociada a que las variaciones en los valores de coliformes son muy bajas durante todo el año, tanto en la arena húmeda como en la seca, quedando dentro de los límites máximos permisibles. La playa Santa Ana mostró una correlación débil ($r = 0.3$) que fue asociada a las variaciones debido a los aportes del río al presentar arrastres de nutrientes y contaminantes; por ende, los niveles de coliformes no solo están asociados al perfil, por lo que ambas playas presentan una correlación casi nula.

Villa del Mar, por su parte, obtuvo una fuerte correlación negativa entre las variables ($r = -0.8$) indicándonos que cuando los niveles de la altura en la arena disminuían, los niveles de coliformes se veían aumentados. En este tipo de playa en particular con descargas clandestinas, alta afluencia turística y poco movimiento en el recambio de agua, cuando la arena disminuye en su altura, los niveles máximos de coliformes se presentan en la arena húmeda. Lo anterior es debido a que se presenta un alto número de personas, las cuales tienen menos playa donde estar, dejan basura orgánica sobre la arena y además la poca arena pierde sus

características de *filtro* para las salidas de aguas provenientes de los comercios, dando así las condiciones adecuadas para que los coliformes aumenten su periodo de vida sobre la arena húmeda.

Figura 2

Perfiles de playa. (A) La Mancha, con mayor acumulación de arena y extensión de playa; (B) Santa Ana, con valores intermedios de acumulación de arena y extensión de playa; (C) Villa del mar, con poca acumulación de arena y pérdida de la misma



Conclusiones

La comparación de la arena seca, la arena húmeda y el agua de mar, demostró que la arena húmeda presentó los valores más altos en coliformes fecales y por encima de lo que establece la norma (200 NMP/100 ml) (NOM-003-SEMARNAT-1997), lo que puede poner en riesgo la salud de los visitantes en temporadas vacacionales en la playa Villa del Mar.

Las tres playas evaluadas son diferentes, La Mancha (municipio Actopan) no presenta riesgo sanitario, aun cuando su mayor afluencia se da en vacaciones de Semana Santa y sus valores de coliformes no ponen en riesgo la salud de los bañistas.

La playa Santa Ana (municipio Boca del Río) presentó gran variación en los meses de muestreo, debido a que se ve fuertemente influenciada por el río Jamapa, presentó los valores más altos de coliformes en los meses de junio y febrero (por arriba de la NOM-003-SEMARNAT-1997) y sólo en esos meses pone en riesgo sanitario a los bañistas.

La playa Santa Ana presentó influencia de la descarga de aguas residuales de la cabecera municipal Boca del Río, que se localiza en la margen derecha del río Jamapa, es importante considerar que actualmente ya no existe la planta de tratamiento.

Para los casos de La Mancha y Santa Ana no se encontró una relación directa entre el perfil morfodinámico de la playa reflectivo (erosión) y disipativo (acumulación), y la presencia de coliformes; pero Villa del Mar tiene un comportamiento de su perfil morfodinámico de la playa reflectivo (erosión) y disipativo (acumulación) que se relaciona fuertemente con la presencia de coliformes, principalmente cuando el perfil es reflectivo; cuando presenta perfil disipativo, la acumulación de arena es tal que los niveles de coliformes fecales son bajos en la arena húmeda, y cuando presenta perfil reflectivo, se tienen valores altos de coliformes fecales que ponen en riesgo la salud de los bañistas, lo cual corresponde a los meses de mayor afluencia turistica, que son marzo, abril, junio y septiembre, dado que en esta temporada quedan al descubierto los drenajes de agua residual sin tratar de la zona de restaurantes de dicha playa.

Agradecimientos

Tecnológico Nacional de México / Instituto Tecnológico de Veracruz, por los proyectos 4398.11-P y 5483.14-P. Agradecimiento especial al biólogo Roberto Monroy Ibarra por su aporte en la corrección de imágenes y al Dr. José Antolín Ake Castillo por su invitación a participar en esta publicación.

Literatura citada

Arcilla-Sánchez, A. y Jiménez, J.A. (1995). Evolución en planta/perfil de una playa. Métodos Predictivos. *Ingeniería del agua*, 2 (extraordinario): 119-132.

Beatley, T.; Brower, D. and Schwab, A.K. (1994). *An Introduction to Coastal Zone Management.* Washington, DC: Island Press.

Blanco-Menéndez, J.P.; Fernández-Fernández, S.; Hernández-Oubiña, D.; Jacome Burgos, A. y Del Río-Cambeses, H. (2012). *Contaminación de las aguas residuales*. España: EDAR.

Bonilla, T.; Nowosielski, K.; Cavalier, M.; Hartz, A.; Green, M.; Esiobu, N. and Rogerson, A. (2007). Prevalence and Distribution of Fecal Indicator Organisms in South Florida Beach Sand and Preliminary Assessment of Health Effects Associated with White Beach Sand Exposure. *Marine Pollution Bulletin* (54): 1472-1482.

Carranza-Edwards, A.; Márquez-García, Z.A.; Tapia-González, C.I.; Rosales-Hoz, L. y Alatorre-Mendieta, M.A. (2015). Cambios morfológicos y sedimentológicos en playas del sur del golfo de México y del Caribe noroeste. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana,* 67 (1): 21-43.

Chalarca-Rodríguez, A.D.; Mejía-Ruiz, R. y Aguirre-Ramírez, N.J. (2007). Aproximación a la determinación del impacto de los vertimientos de las aguas residuales domésticas del municipio de Ayapel, sobre la calidad del agua de la ciénaga. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 40: 41-58.

Cifuentes-Lemus, J.L.; Torres-García, P. y Frías, M. (1995). *El océano y sus recursos III*. México: Fondo de Cultura Económica.

Cruz-Ortiz, I. y Galicia-Jiménez, M. (2013). *Calidad bacteriológica de la arena de mar. Ciencia, tecnología e innovación para el desarrollo de México*. Recuperado de: file:///C:/Users/luisa/Downloads/PCTI%20

129%20Calidad%20Bacteriana%20de%20la%20arena%20de%20playa%20Caso%20Oaxaca.pdf.

Escobedo-Urías, D.; Hernández-Real, M.T.; Herrera-Moreno, N.; Ulloa-Pérez, A. y Chiquete-Ozono, Y. (2011). Calidad bacteriológica del sistema lagunar de San Ignacio-Navachiste, Sinaloa. *Ciencia y Mar*, 17-27.

Flores-Mejía, M.A.; Flores Hernández, M. y Ríos-Miranda, M.D.L. (2011). Calidad bacteriológica de las principales playas de la bahía de Acapulco, Guerrero. *Contactos*, 80: 5-11.

Flores-Verdugo, F. y Agráz-Hernández, C. (2009). Determinación de la microtopografía utilizando manguera de nivel. En: P. Moreno-Casasola y B. Warner (eds.), *Breviario para describir, observar y manejar humedales* (pp. 139-144). Serie Costa Sustentable 1. RAMSAR. Xalapa: Instituto de Ecología.

Hidalgo-Rodríguez, G. (2017). Comunidades intermareales de la macrofauna en playas arenosas del litoral central del Veracruz, golfo de México: Un enfoque de integridad ecológica. Tesis de doctorado. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana, Boca del Río, Veracruz, México.

Hurtado-García, Y.; Botero-Saltaren, C. y Herrera-Zambrano, E. (2009). Selección y propuesta de parámetros para la determinación de la calidad ambiental en playas turísticas del Caribe colombiano. *Ciencia en su PC,* 4: 42-53.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2013). *Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2013*. México: INEGI.

Cuevas-Jiménez, A. y Euán-Ávila, J. (2009). Morfodinámica del perfil de playa con sedimentos carbonatados en la península de Yucatán. *Ciencias Marinas*, 35(3): 307-319.

Larrea-Murrel, J.A.; Rojas-Badía, M.M.; Romeu-Álvarez, B.; Rojas-Hernández, N.M. y Heydrich-Pérez, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 44(3): 24-34.

López-Martínez, L.; Paredes-Giménez, A.; Alcaraz-Oliver, N. y Gilbert, J. (1998). Análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos en las aguas costeras de la región de Murcia. *Investigación EUITC*, 92-95.

Moreno-Casasola, P. (2004). Playas y dunas del golfo de México. Una visión de su situación actual. En: M. Caso, I. Pisanty y E. Escurra, *Diagnóstico ambiental del golfo de México* (pp. 491-520). México: SEMARNAT (INE)- INECOL-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies.

Moreno-Casasola, P. y Peresbarbosa, E. (2006). Manejo integral de la zona costera. En: P. Moreno-Casasola, R.E. Peresbarbosa y A.C. Travieso-Bello (eds.), *Estrategias para el manejo costero integral: El enfoque municipal*. Xalapa, Ver, México: Instituto de Ecología A.C., CONANP y Gobierno del Estado de Veracruz.

Norma Oficial Mexicana (1998). NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998.

Peralta-Peláez, L.A. (2007). Diseño de un índice de integridad biótica para los lagos interdunarios de la región costera central del estado de Veracruz, México. Tesis de doctorado. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México.

Peralta-Peláez, L.A.; Moreno-Casasola, P. and Neri-Flores, I. (2019). Management and Restoration of Dune Lakes in Veracruz, Gulf of Mexico. *Journal of Coastal Conservation Published*. Online 04 January 2019. In: doi.org/10.1007/s11852-018-0674-1

Pérez-Ruiz, M.A. (2012). Estructura de la comunidad bentónica y su relación con la perturbación ambiental en la zona intermareal de playa Villa del Mar, Veracruz, golfo de México. Tesis de maestría. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana, Boca del Río, Veracruz, México.

Rodríguez, J.J. y Windevoxhel, N.J. (1998). *Análisis regional de la situación de la zona costera centroamericana.* Washington, DC: ENV.

NMX-AA-029-SCFI-2001 (2001). *Análisis de aguas. Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba*. México: Secretaría de Economía.

NMX-AA-042-SCFI-2011 (2011). *Análisis de agua-detección y enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termo tolerantes y* Escherichia coli *presuntiva-m*étodo del número más probable en tubos múltiples. México: Secretaría de Economía.

Sánchez-Domínguez, B.E. (2015). El género *Enterococcus* como contaminante en la zona intermareal en playas arenosas de Veracruz-Boca del Río. Tesis de maestría Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana, Boca del Río, Veracruz, México.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2005). *Resultados de la calidad de agua de mar*. México. SEMARNAT. Recuperado de https://apps1.semarnat.gob.mx:445/dgeia/gob-mx/playas/resultados.html.

Siemens, A.; Moreno-Casasola, P. and Sarabia, C. (2006). The Metabolization of Wetland by the City of Veracruz, México. *Journal of Latin American Geography*, 7-29.

Silva, N.S. y González, E. (2017). *Estudio comparativo de la calidad del agua de mar en las playas de Acapulco Guerrero*. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional-CINVESTAV, Querétaro, México.

World Health Organization (2003a). *Coastal and Fresh Waters*. Geneva, Switzerland: WHO.

World Health Organization (2003b). *Guidelines for Safe Recreational Water Environments*. Switzerland: Geneva. WHO.

Zetina, M.; Sánchez, P.; Osorio, R.; Mariño, T.; Castillo, C. y Cauich, T. (2008). Análisis de modelos de perfil de playa en equilibrio aplicados a una playa de Yucatán. *Ingeniería*, 12(3): 15-31.

Patógenos en organismos acuáticos de interés comercial en el golfo de México y mar Caribe mexicano

Amelia Paredes-Trujillo, Eduardo Garza-Gisholt, Linda Marmolejo-Guzmán, María Leopoldina Aguirre-Macedo, Ana Luisa May-Tec y Víctor Manuel Vidal-Martínez

Resumen

El golfo de México (GM) y el mar Caribe (MC) son importantes cuerpos de agua que proporcionan una fuente de recursos alimenticios; sin embargo, para algunas regiones del norte y sur de dicha zona se han detectado presencia de patógenos potenciales en organismos silvestres y cultivados. En esta revisión recopilamos toda la información disponible sobre parásitos, bacterias y virus que afectan al camarón, langosta, cangrejo, ostión y pulpo, destacando los que causan graves pérdidas económicas. Los parásitos protozoarios son reconocidos patógenos que pueden alcanzar altos niveles de infección en poco tiempo, *Epistylis* sp., *Nematopsis penaei*, *Hematodinium perezi* y *Perkinsus marinus*, han sido ampliamente reportados en crustáceos y en ostión, y son causantes de mermas económicas en condiciones silvestres y de cultivo en el GM. Las bacterias del género *Vibrio* fueron incidentes en la mayoría de los organismos acuáticos, mientras que el virus de la mancha blanca (WSSV) y necrosis hipodérmica y hematopoyética (IHHNV) fueron reportados en crustáceos en varias zonas del sur del GM. No obstante, aún son pocos los registros de enfermedades

para el GM y MC; por lo tanto, es necesario mejorar los programas de monitoreo sanitarios e implementar rigurosas medidas de bioseguridad, así como verificar el impacto de los patógenos en la población silvestre y de cultivo.

Palabras clave

Patógenos, parásitos, bacterias, virus, golfo de México.

Pathogens in Aquatic Organisms of Commercial Interest in the Gulf of Mexico and the Mexican Caribbean Sea

Abstract

The Gulf of Mexico (GM) and The Caribbean Sea (CS) are important areas for food provision. However, the presence of potential pathogens in the fish products in the region cause economic loses in fishing and aquaculture industries as well as sanitary problems in the wild populations. In this review, we have compiled the available information in relation to pathogens (parasites, bacteria and virus) that commercially affect important organisms in the GM and the CS highlighting the pathogens that cause higher economic loses. Protozoan parasites are pathogens that can reach high levels of infection in short amounts of time. *Epistylis* sp., *Nematopsis penaei*, *Hematodinium perezi* and *Perkinsus marinus* are widely distributed in crustaceans and oysters and are responsible for high profit loses in the GM. Vibrio is the infectious bacteria with higher incidence. Also, viruses were present such as the White Spot Syndrome Virus (WSSV) and hypodermic necrosis and hematopoyetec (IHHNV) in crustaceans of the region. Otherwise, the area lacks more studies and records of diseases. Therefore, it is necessary to improve a sanitary monitoring program and to verify the impact of these pathogens in the fishing and aquaculture production.

Keywords

Pathogens, parasites, bacteria, virus, Gulf of Mexico.

Introducción

Económica y ecológicamente, el golfo de México y el mar Caribe son importantes cuerpos de agua a nivel nacional e internacional que proporcionan una fuente de recursos alimenticios, espacio para la acuacultura y servicios con fines recreativos (Chen, 2017). Entre 1990 y 2011, el aporte total de la captura nacional del litoral del golfo de México y mar Caribe fue de 21.5%, equivalente a 316.4 mil toneladas anuales (Fernández *et al.*, 2011). Para el sur del golfo (Veracruz y Tabasco), el cultivo y pesquería de ostión (*Crassostrea virginica*) fueron las actividades económicas más importantes entre los años 2012 y 2013, con un total de 43 567 y 38 715 toneladas. Mientras que en 2009 para Campeche y Tamaulipas, el camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) cultivado obtuvo un promedio de 133 282 toneladas (Sosa-Villalobos *et al.*, 2016). Para Yucatán y mar Caribe (Quintana Roo), la pesquería de la langosta (*Panulirus argus*) generó 1 100 toneladas con ganancias anuales de aproximadamente 8.3 millones de dólares (Torres-Irineo y Salas, 2006).

La variabilidad climática en conjunto con las actividades antropogénicas (contaminación), son una serie de factores estresantes que favorecen la aparición, virulencia y dispersión de patógenos que han dado lugar a severas epizootias a nivel mundial (Lafferty *et al.*, 2015). Al menos 67 enfermedades infecciosas han sido identificadas por mermar económicamente la industria marina, de las cuales, 25% pertenecen a virus, 34% son bacterias, 19% son protozoarios y 18% son metazoarios parásitos.

Las enfermedades representan un efecto económico negativo para la pesca y la acuicultura, debido principalmente a la disminución de biomasa, retardo en el crecimiento, deterioro del sistema inmune y pérdida del valor comercial (Lafferty *et al.*, 2015); por ejemplo, en 1990, el síndrome de la mancha blanca ocasionó pérdidas de billones de dólares en camarones peneidos a nivel mundial (Lightner, 2011). Este mismo virus, en Asia en 1992 y 1993, produjo pérdidas valuadas en seis mil millones de dólares USD (Lightner, 2011). En 1999 en las Américas, la mancha blanca (de la familia *Nimaviridae*) tuvo impactos catastróficos en el cultivo de *L. vannamei* y *L. stylirostris* (Lightner, 2011). Los protozoarios (*Perkinsus marinus*, *Ichthyophonus hoferi* y *Amyloodinium*

ocellatum) y las bacterias (*Vibrio harveyi* y *Aeromonas salmonicida*) han ocasionado mortalidades en bivalvos y peces (Lafferty *et al.*, 2015). Las enfermedades también pueden generar un impacto social significativo, ya que son capaces de afectar la salud pública (Overstreet, 1973). Bacterias como *Vibrio parahaemolyticus* y *V. vulnificus* o parásitos de la familia Anisakidae, son capaces infectar al ser humano a través de alimentos contaminados.

A pesar de los impactos negativos que generan las enfermedades marinas, es difícil documentar su presencia; por tanto, el objetivo principal de este capítulo es presentar la información existente sobre patógenos que producen efectos adversos (por ejemplo, daños histológicos o fisiológicos) en organismos acuáticos de interés comercial en el GM y MC en condiciones silvestres y de cultivo. Para este propósito, este trabajo está acotado solamente para algunos grupos de importancia económica como el camarón, langosta, cangrejo, ostión y pulpo para ambas regiones.

Crustáceos

Camarón

La pesquería de camarón constituye un importante recurso económico para el GM y establece el tercer lugar en volumen de captura después de la mojarra y el ostión (Fernández y Álvarez-Torres, 2011). México ocupó el noveno lugar como productor a nivel mundial; en 2016 con 2 11096 toneladas fueron producidas a nivel nacional. Para el GM, las especies altamente capturadas por su valor económico fueron: *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum, F. brasiliensis*, *Xiphopenaeus kroyeri*, *Litopenaeus setiferus*, siendo las entidades de Tamaulipas, Tabasco, Veracruz, Campeche y Quintana Roo las que mayor producción aportan (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2016).

Parásitos

Cestodos, tremátodos, protozoarios ectocomensales, gregarinas y microsporidios han sido los más reportados en GM y MC (tabla 1). Los ectocomensales *Apiosoma* sp., *Epistylis* sp., *Zoothamnium penaei*, gregarina *Nematopsis penaei* y el cestodo *Prochristianella penaei* han

sido los más prevalentes y representan un severo riesgo potencial en camarones capturados y cultivados para la zona. Vidal-Martínez (2002) reportó prevalencias altas por ectocomensales protozoarios ciliados *Apiosoma* sp. (6-57%), *Epistylis* sp. (2-29%), *Zoothamnium penaei* (10-100%) y los helmintos, *Prochristianella penaei* (35-100%) y *Gymnophallidae* (9-36%) en peneidos de las costas de Yucatán. Estas especies han sido previamente identificadas en otras regiones del golfo y son causantes de severas patologías en condiciones silvestres y de cultivo (Overstreet, 1973; Lightner, 1985). *Apiosoma* sp., *Epistylis* sp., *Z. penaei* son localizados en las superficies del cuerpo y branquias, pueden afectar severamente el crecimiento y reproducción de las especies cultivadas (Lightner, 1985). Su presencia ha sido correlacionada con las altas densidades, mala calidad del agua y exceso de materia orgánica (Vidal-Martínez *et al.*, 2002; Chakraborti y Bandyapadhyay, 2011). Los daños histopatológicos por *P. hispida* en hepatopáncreas fueron evidentes a partir de la presencia de 15 cestodos, los cuales afectaron la estructura y función del mismo (Conroy y Conroy, 1990; Chávez-Sánchez *et al.*, 2002). Diversos autores señalan la presencia de otras especies de larvas de cestodos del orden Trypanorhyncha (*P. hispida*, *P. monomegacantha* y *P. penaei*) y gregarinas, *Cephalolobus penaeus* y *Nematopsis penaeus* con elevadas prevalencias en peneidos en el GM (Ragan y Aldrich, 1972; Overstreet, 1973; Conroy y Conroy, 1990). *Nematopsis penaei* es ampliamente distribuida a nivel mundial y es considerada altamente patogénica, infecta comúnmente la mucosa del intestino medio y posterior, estómago y hepatopáncreas de diversas especies de camarón. Los daños histopatológicos identificados por gregarinas son lisis celular e inflamación del lumen intestinal, así como obstrucción, hiperplasia y desprendimiento del epitelio intestinal (Chávez-Sánchez *et al.*, 2002; Vidal-Martínez *et al.*, 2002; Panchana *et al.*, 2011). Bortolini-Rosales y Torres-García (2002) encontraron alteraciones histológicas en hepatopáncreas causadas por el cestodo *Gilquinia* sp. Para la mayoría de parásitos aquí reportados, faltan estudios que determinen su patogenicidad, así como los posibles impactos económicos que podrían ocasionar las especies cultivadas en GM y MC.

Virus

Para la región se han detectado los virus del síndrome de Taura (TSV), virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV), virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética (IHHNV) y *Baculovirus penaei* (BP), en varias partes del golfo de México, principalmente en condiciones cultivadas (tabla 1). La mayoría de ellos, a excepción de BP, están enlistados por la World Organisation for Animal Health (OIE) como enfermedades de declaración obligatoria. El IHHNV ha sido altamente incidente en varias regiones en el sureste del GM (Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán) en camarones cultivados y silvestres (Álvarez y Hernández, 1999; Gutiérrez-Salazar *et al*., 2011; Hernández-Pérez *et al*., 2017); mismo que en México ha causado mermas de 25 millones de pesos en el camarón azul cultivado (*L. stylirostris*), desde que fue detectado a finales de los años ochenta y principios de los noventa (Hernández-Pérez *et al*., 2017). *L. vannamei* se presenta como una enfermedad de curso crónico que afecta el crecimiento y aumento de peso, genera deformidad y enanismo con baja mortalidad (Valdés-Murillo, 2010). El IHHNV infecta tejidos de origen ectodérmico (epidermis, epitelio intestinal, cordón y ganglio nervioso) y mesodérmico (tejido hematopoyético, gónadas, órgano linfoide, tejido conectivo y músculo estriado) (Thitamadee *et al*., 2016). En las costas del Pacífico mexicano se han reportado prevalencias de moderas a altas (< 45.5%) en Sonora y Nayarit (Galaviz-Silva *et al*., 2016); mientras que para el GM, diversos autores reportan prevalencias menores a 10% (Guzmán-Sáenz *et al*., 2009; Gutiérrez-Salazar *et al*., 2011). Por ejemplo, recientemente Hernández-Pérez *et al*. (2017) encontró prevalencias bajas (10.5-6.2%) en *Penaeus notialis* y *F. brasiliensis* en las costas de Yucatán. Por lo tanto, es necesario mejorar el monitoreo sanitario para los organismos cultivados y verificar el impacto de estos virus en la población de especies, así como su posible variación temporal.

Bacterias

Numerosas bacterias se han aislado en el norte de los Estados Unidos (bahía de Galveston) y en algunos estados de México (Tamaulipas, Veracruz y Campeche) (tabla 1). Estas bacterias se encuentran entre la microflora normal de los peneidos y han sido asociadas con altas mortalidades en varias regiones del mundo,

principalmente las del género *Vibrio* (Aguirre-Guzmán *et al*., 2010). La más representativa fue *Vibrio* seguido de *Pseudomonas* sp., *Staphylococcus* sp., *Aeromonas* sp., *Bacillus*, *Flavobacterium* (Vanderzant *et al*., 1970; Chávez Sánchez *et al*., 2002; Vázquez-Sauceda *et al*., 2016). Lightner y Donald (1985) indicaron que diferentes especies de *Vibrio* se encuentran presentes en todos los crustáceos marinos y pueden llegar a ser patógenos oportunistas cuando los mecanismos de defensa natural del hospedero están inmunodeprimidos. *Vibrio alginolyticus* y *V. parahaemolyticus* han sido asociadas a severos daños en todas las fases del cultivo de camarón (Lightner, 1985; Lightner *et al.*, 1992). En el GM aún son escasos los registros de infecciones por bacterias.

En general, los daños histopatológicos ocasionados por *Vibrio* son las erosiones de la cutícula que cubren la superficie general del cuerpo, branquias y apéndices (necrosis bacteriana y enfermedad del cascarón), lesiones localizadas en el cuerpo y septicemias generalizadas (Lightner, 1985). Bacterias como *Pseudomonas* spp. y *Aeromonas* spp. ocasionalmente pueden producir síndromes de enfermedades bacterianas en camarones peneidos (Lightner, 1993). Otra bacteria detectada es la causante de la hepatopancreatitis necrotizante (NHP) (alfa-proteobacteria gramnegativa, no clasificada), la cual es una enfermedad de declaración obligatoria ampliamente distribuida por el GM y MC (Cuba, Tamaulipas, Campeche, Texas). Del Río-Rodríguez *et al*. (2006) encontraron prevalencias de 40.6% de NHP en granjas de *L. vannamei* en Campeche con daños histopatológicos evidentes, desprendimiento celular e infiltración de hemocitos. Mortalidades severas han sido identificadas en granjas de camarones en Texas (Loy *et al.*, 1996). En Cuba, Rubio *et al*. (2011) analizaron muestras de *L. vannamei* cultivado, las cuales mostraron lesiones histopatológicas, infiltración de hemolinfa y hemocitos en el tejido intertubular, formación de nódulos hemocíticos con cúmulo de bacteria y células con núcleos hipertrofiados causadas por NHP.

Tabla 1

Resumen de los reportes de infección causados por parásitos, bacterias y virus en camarones silvestres y de cultivo del GM y MC

Hospedero	Patógeno	Localidad	Refrencia
Camarón	Parásitos		
F. aztecus, *F. duorarum* y *L. setiferus*	*Prochristianella penaei*	Florida (S)	Kruse, 1959
F. aztecus	*Parachristianella monomegacantha* y *P. dimegacantha*	Golfo de México (S)	Corkern, 1970
F. aztecus y *L. setiferus*	*Prochristianella penaei*	Sureste de Louisiana (S)	Ragan y Aldrich, 1972
F. aztecus, *F. duorarum* y *L. setiferus*	*Spirocarnallanus pereirai, Myzobdella lugubris, Zoothamnium* sp.	Norte del golfo de México (Louisiana y Alabama) (S y C)	Overstreet, 1977
F. aztecus, *F. duorarum* y *L. setiferus*	*Prochristianella penaei*	Golfo de México (C)	Conroy y Conroy, 1990
F. aztecus	*Gilquinia* sp.	Laguna Tamiahaua, Veracruz (C)	Bortolini-Rosales y Torres-García, 2002
L. setiferus, *F. aztecus*, *F. duorarum* y *L. vannamei*	*Prochristianella hispida*, *Cephalolobus penaeus* y *Nematopsis penaeus*	Tamaulipas, Veracruz y Campeche (S y C)	Chávez-Sánchez *et al.*, 2002
F. aztecus, *F. duorarum, F. brasiliensis, L. vannamei*	*Apiosoma* sp., *Epistylis* sp., *Bodo* sp. *Zoothamnium penaei*, *Agmasoma penaei*, *Nematopsis penaei, Lagenophrys eupagurus, Acineta tuberosa, Prochristianella penaei, Hysterothylacium* sp., *Opecoeloides fimbriatus*, *Gymnophallidae*	Costas de la península de Yucatán (S y C)	Vidal-Martínez *et al.*, 2002
F. duorarum	*Epistylis* sp., *Zoothamnium penaei*, *Hysterothylacium* sp., *Opecoeloides fimbriatus*, *Prochristianella penaei*	Sonda de Campeche (S y C)	Vidal-Martínez *et al.*, 2006
L. vannamei	*Haplosporidium*	Belice (S)	Nunan *et al.*, 2007
F. aztecus, *L. setiferus*, *F. duorarum*	*Nematopsis penaei*, *Epistylis* sp., *Telohania penaei*	Soto La Marina, Tamaulipas (S)	Molina Garza *et al.*, s.f.

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Hospedero	Patógeno	Localidad	Refrencia
L. vannamei, *F. brasiliensis*, *F. duorarum*	*Acineta tuberosa*, *Epistylis* sp., y *Zoothamnium* sp.	Costas de Yucatán (C)	López-Téllez *et al.*, 2009
F. aztecus	*Prochristianella penaei*	Veracruz (C)	Valdés Murillo, 2010
L. setiferus	*Ascophrys* sp., *Physocephalus sexalatus*, *Prochristianella*, *Nematopsis*	Jamapa, Veracruz (C)	Domínguez-Machín *et al.*, 2011
L. vannamei	*Acineta*, *Epistylis* sp., *Nematopsis*, *Zoothamnium*	Tamaulipas (S y C)	Gutiérrez-Salazar *et al.*, 2011
Palaemonetes pugio	*Microphallus turgidus*, *Loricate eupagurus*	Alabama (S)	Sheehan *et al.*, 2011
L. setiferus	*Epistylis* sp., *Zoothamnium penaei*, *Ascophrys* spp., *Thelohania* (*Agmasoma*) *penai*, *Opecoeloides fimbriatus*, *Prochristianella penaei*	Sureste del golfo de México (C)	Del Río-Rodríguez *et al.*, 2013
L. vannamei	*Nematopsis* sp.	Tamaulipas (C)	Guzmán-Saenz *et al.*, 2014
L. vannamei	*Zoothamnium* sp., *Epistylis* sp., *Acineta* sp. y *Nematopsis* sp.	Tamaulipas (S y C)	Galaviz Silva *et al.*, 2016
L. vannamei, *L. setiferus*, *P. aztecus*	*Agmasoma penaei*, *Perezianelsoni*, *Perezia nelson* y *Tuzetia weidneri*	Golfo de México (S)	Overstreet y Hawkins, 2017
	Virus		
F. aztecus, *F. duorarum*, *L. setiferus*	BP	Florida (S)	Couch, 1981
F. aztecus, *L.vannamei*, *L. setiferus*, *F. duorarum*	IHHNV	Tamaulipas, Veracruz y Yucatán (C)	Álvarez y Hernández, 1999
F. aztecus	BP	Costas de Texas (S y C)	Dorf *et al.*, 2005
L. setiferus y *F. aztecus*	IHHNV y TSV	Lagunas Madre, Tamaulipas (C)	Guzmán-Sáenz *et al.*, 2009
L. vannamei	IHHNV	Tamaulipas (S y C)	Gutiérrez-Salazar *et al.*, 2011
L. vannamei	IHHNV	Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán (C)	López-Téllez *et al.*, 2015

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Hospedero	Patógeno	Localidad	Refrencia
L. setiferus y *F. aztecus*	WSSV	Tamaulipas (C)	Vázquez-Sauceda *et al.*, 2016
Penaeus notialis y *Penaeus brasiliensis*	IHHNV y WSSV	Costas de Yucatán (S)	Hernández-Pérez *et al.*, 2017
	Bacterias		
L. setiferus	*Vibrio parahemolyticus*	Golfo de México (S)	Vanderzant y Nickelson, 1969
L. vannamei	*Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, Coryneform, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Microbacterlum*, *Micrococcus*, *Moraxella*, *Pseudomonas*, *Staphylococcus*, *Vibrio*	Golfo de México (S)	Vanderzant *et al.*, 1970
L. vannamei	*Vibrio alginolyticus*, *V. anguillarum* y *Aeromonas* sp.	Bahía de Galveston, EU (S y C)	Lightner y Lewis, 1975
L. setiferus, *F. aztecus*	*Vibrio, alteromonas*, *Flavobacterium*, *Spirillum*	Galveston, Texas (S)	Cipriani *et al.*, 1980
L. vannamei	NHP	Texas (S)	Lightner *et al.*, 1992; Loy *et al.*, 1996
L. setiferus, *F. aztecus*, *F. duorarum* y *L. vannamei*	*Leucothrix* sp.	Tamaulipas, Veracruz y Campeche (S y C)	Chávez-Sánchez *et al.*, 2002
L. vannamei	NHP	Campeche, laguna Madre, Tamaulipas (C)	Del Río-Rodríguez *et al.*, 2006; Aguirre-Guzmán *et al.*, 2010
L. vannamei	NHP	Cuba (C)	Rubio *et al.*, 2011
L. setiferus y *F. aztecus*	*Aeromonas* sp., *Pseudomonas* sp., *Staphylococcus* sp., *Bacillus* sp., *Vibrio* sp. y *Micrococcus* sp., NHP	Tamaulipas (S y C)	Vázquez-Sauceda *et al.*, 2016
L. vannamei	*Leucothrix mucor*	Tamaulipas (C)	Galaviz Silva *et al.*, 2016

TSV = Virus del síndrome de Taura, WSSV = Virus del síndrome de la mancha blanca, IHHNV = Virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética, BP = *Aculovirus penaei*, NHP = Hepatopancreatitis necrotizante. S = Silvestre, C = Cultivo.

Langosta

La pesquería de *Panulirus argus* es muy importante a nivel internacional. En México, esta especie es preponderante en las capturas comerciales de la península de Yucatán, con alrededor de 1 100 toneladas (peso vivo), la cual contribuye con 35% de la producción nacional y genera ganancias anuales de aproximadamente 8.3 millones de dólares (Gómez del Prado-Rosas *et al.*, 2003).

Parásitos

El tremátodo *Cymatocarpus solearis* ha sido reportado en condiciones silvestres y de cultivo para la región del Caribe (Punta Allen y Bahía de la Asención, Quintana Roo y el Golfo de Batabanó en Cuba) (tabla 2). Los quistes de *C. solearis* se localizan en los músculos de la primera somita abdominal y los músculos pereópodos del cefalotórax (Gómez del Prado-Rosas *et al.*, 2003) mientras que la fase adulta es encontrada en tortugas marinas (Briones-Fourzán *et al.*, 2016). Algunos trabajos han reportado prevalencias en *Panulirus argus*, que varían de 5 a 51.1% en regiones del MC (Gómez del Prado-Rosas *et al.*, 2003; Quintana *et al.*, 2011; Briones-Fourzán *et al.*, 2016). Cuando las infecciones por *C. solearis* son leves, es probable que no presenten ninguna patología significativa para los segundos hospederos intermediarios (langostas y cangrejos) (Shields, 2012). No obstante, las altas abundancias de infección pueden disminuir el crecimiento, la fecundidad, reproducción e incrementar la mortalidad de los hospederos (Koehler y Poulin, 2010).

Virus

PaV1 es un virus altamente patogénico que afecta a las poblaciones silvestres de langostas, principalmente durante la fase juvenil, es reportado en varias localidades del GM y MC (Quintana Roo, Cuba, Belice, Yucatán y Florida) (tabla 2). Se ha observado letargo, morbilidad, hemolinfa lechosa, falta de coagulación de la hemolinfa y supresión de la muda en un rango de 30 a 80 días después de la infección (Huchin-Mian *et al.*, 2008; Pérez-Campos *et al.*, 2016). Las prevalencias encontradas en GM y MC varían entre 3 a 44.44% (Ramírez-Estévez *et al.*, 2007). Huchim-Mian *et al.* (2008, 2013) encontraron daños histopatológicos con prevalencias de 3 a 28.1%,

que incluyen lesiones localizadas con inclusiones intranucleares en hepatopáncreas, branquias y tejido muscular. Los daños en todos los órganos estuvieron representados por hipertrofia nuclear y cromatina condensada de la membrana nuclear. Lo que concuerda con Cruz-Quinta *et al.* (2011), quienes reportaron prevalencias bajas a moderadas (0.47-44.44), con daños histológicos previamente similares a otros autores (Huchin-Mian *et al.*, 2008). Por tanto, es necesario mantener monitoreada el área y realizar muestreos exhaustivos en otras regiones del Caribe y golfo de México, con la finalidad de determinar la distribución y prevalencia de este virus en diferentes épocas del año.

Cangrejo

El cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) cuenta con una de las mayores pesquerías comerciales y recreativas para el golfo de México. En el periodo 2007 a 2009 se obtuvieron ganancias en promedio de hasta 65 millones de libras esterlinas para el norte del GM (Estados Unidos) (Keithly Jr. and Roberts *et al.*, 2017).

Parásitos

El crustáceo *Loxothylacus texanus* y el protozoario *Hematodinium perezi* fueron los parásitos más incidentes que infectaron a *C. sapidus* en varias regiones del GM (tabla 2). El rizocéfalo *L. texanus* es considerado un ectoparásito que puede llegar a ocasionar cuantiosas pérdidas económicas en la pesquería de cangrejo azul debido a su aparición periódica en las lagunas costeras, así como su elevada frecuencia y efectos adversos sobre sus hospederos. Este parásito causa problemas de reproducción (gónadas de cangrejos parasitados no maduran), cese de muda, hiperfeminización de los machos, esterilidad, cambio conductual, ceguera y parálisis en sus hospederos (Álvarez *et al.*, 1999; Vázquez *et al.*, 2008). Se ha observado que cuerpos de agua (embalses y lagunas) confinados fisiográficamente o con flujo limitado y poca profundidad podrían representar factores de riesgo en los brotes de Rizocéfalo, Paramoeba y *Hematodinium* en cangrejos (Álvarez *et al.*, 1999; Messick y Shields, 2000; Shields y Overstreet, 2007). *Hematodinium perezi* es otro importante protozoario parásito dinoflagelado que infecta un número

creciente de géneros de crustáceos marinos, muchos de los cuales se explotan comercialmente y han sido causantes de mortalidades masivas en cangrejos azules a lo largo de las costas del Atlántico que corresponde a EU y México (Messick y Shields, 2000). Los hospederos infectados usualmente presentan un caparazón rosado opaco y letargia, así como alteraciones patológicas en su hemolinfa (puede ser lechosa u opaca, de lenta coagulación y con una disminución de la densidad de los hemocitos), tejidos y órganos (Messick y Shields, 2000). En infecciones severas, *Hematodinium* spp. causa la lisis total de los túbulos hepatopancreáticos y lisis muscular (Shields y Overstreet, 2007). Las infecciones por *H. perezi* están asociados a la variabilidad de la temperatura y salinidad, siendo más frecuentes por encima de 25 ppm y durante el verano y el otoño en el golfo de México (Rogers *et al.*, 2015). *Hematodinium* sp. puede representar una seria amenaza para las poblaciones de cangrejo azul en estuarios de alta salinidad a lo largo de las costas del Atlántico y el golfo de EU, debido a su amplia distribución y alta patogenicidad.

Virus

Existen reportes del virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV) en *Callinectes sapidus*, *Procambarus clarkii* y *P. zonangulus* en las costas del norte del golfo (costas de Louisiana y Texas), para México aún no ha sido reportado (tabla 2). WSSV es un virus de declaración obligatoria, está relacionado con mortalidades masivas en las poblaciones de camarones cultivados (Shields y Overstreet, 2007). Baumgartner *et al.* (2009) detectaron mortalidades por la presencia de WSSV en cangrejos silvestres y de cultivo (*P. clarkii*, *P. zonangulus*) en costas de Louisiana. El examen histológico mostró una infección viral grave con típicas lesiones reportadas para WSSV, caracterizada por numerosas inclusiones intranucleares en tejidos ectodérmicos y mesodérmicos. Las inclusiones se detectaron dentro del epitelio cuticular que recubre el intestino anterior y el intestino posterior. WSSV fue encontrado en granjas de camarón de Texas desde 1995, posteriormente se ha detectado en *C. sapidus* silvestre, en camarón blanco *L. setiferus* y el camarón marrón *F. aztecus* en el GM con prevalencias bajas (Hasson *et al.*, 2006). Es

importante la detección del virus WSSV en poblaciones de cangrejo silvestres principalmente para México, donde hasta la fecha no hay ningún registro del mismo debido a la posible transmisión del virus a hospederos más susceptibles, como los camarones (Rogers *et al.*, 2015).

Bacterias

Escasos reportes de bacterias fueron encontrados para el norte del GM, de los cuales el género *Vibrio* fue el más incidente (tabla 2). Las infecciones por *Vibrio* spp. causan enfermedades en la hemolinfa, que pueden generar altas mortalidades en los crustáceos (Shields y Overstreet, 2007). *Vibrio parahaemolyticus* fue la especie más común de bacterias aisladas de la hemolinfa, tracto digestivo y carapacho del cangrejo azul en el GM (Davis y Sizemore, 1982; Shields y Overstreet, 2007). Sullivan y Neigel (2016) detectaron prevalencias en Louisiana para *V. parahaemolyti*cus (5-44%), *Vibrio cholerae* (3-53%) y *V. vulnifi*cus (2-30%), además de encontrar una correlación con elevada temperatura (por encima de 35° C). Las bacterias infecciosas pueden establecerse en una amplia gama de salinidades, pero tienden a proliferar en temperaturas elevadas (Huq *et al.*, 1984). Los cangrejos altamente infectados presentan algunos signos externos; por ejemplo, debilidad, pereza y mortalidades en masa (Shields y Overstreet, 2007). No obstante estos signos, también se presentan en infecciones de otros agentes patógenos (*Hematodinium perezi*, *Ameson michaelis*, *Paramoeba perniciosa* y *Mesanophrys chesapeakensis*). Los daños histológicos reportados muestran falta de coagulación de la hemolinfa, disminución de los hialinocitos, granulocitos, agregación de hemocitos, necrosis focal (Shields y Overstreet, 2007). Los efectos patológicos se producen rápidamente en infecciones bacterianas con mortalidades que ocurren en tan sólo 2 a 3 días (Johnson, 2012). Es probable que los pocos reportes para México se deban a la baja incidencia de patógenos infecciosos para la región; sin embargo, es necesario implementar muestreos exhaustivos que nos permitan determinar el estado de salud de los organismos acuáticos de interés comercial para México.

Tabla 2

Resumen de los reportes de infección causados por parásitos, bacterias y virus en langosta y cangrejo silvestres y de cultivo del GM y MC

Hospedero	Patógeno	Localidad	Referencia
Langosta	Parásitos		
Panulirus argus	*Cymatocarpus solearis*	Bahía de la Asención, Quintana Roo; Punta Allen, Quintana Roo; Batabanó, Cuba (S)	Gómez del Prado-Rosas *et al.*, 2003; Quintana *et al.*, 2011; Briones-Fourzán *et al.*, 2016
	Virus		
Panulirus argus	*Panulirus argus* (PaV1)	Norte del golfo de México, Florida; Puerto Morelos, Quintana Roo; Belice; Golfo de Batabanó, Cuba; Bahía de la Asención, Quintana Roo; mar Caribe, Yucatán (S)	Behringer *et al.*, 2011; Huchin-Mian *et al.*, 2008, 2009, 2013; Lozano-Álvarez *et al.*, 2008; Montgomery-Fullerton *et al.*, 2007; Moss *et al.*, 2013; Pérez-Campos *et al.*, 2016; Cruz-Quintana *et al.*, 2011; Shields y Behringer, 2004
Cangrejo	Parásitos		
Callinectes sapidus	*Loxothylacus texanus*	Mississippi, Louisiana, Norte del golfo de México, Bahía de Galveston, sureste del golfo de México (Tamaulipas, Veracruz y Campeche), laguna de Tamiahaua, Veracruz (S y C)	Adkins, 1972; Álvarez y Calderón, 1996; Boone *et al.*, 2003; Christmas, 1969; Lázaro-Chávez *et al.*, 1996; Ragan y Matherne, 1974; Wardle y Tirpak, 1991
Callinectes sapidus	*Hematodinium perezi*	Florida (S)	Newman y Johnson, 1975
Paralomis spinosissima,	*Briarosaccus callosus,*	Sur de Georgia (S)	Watters, 1998
Callinectes sapidus, Libinia emarginata, Menippe mercenaria	*Hematodinium* sp.	Norte del golfo de México, Georgia (S)	Lee y Frischer, 2004; Messick y Shields, 2000; Sheppard *et al.*, 2003
Panopeus obesus	*Loxothylacus panopaei*	Florida	Tolley *et al.*, 2006

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Hospedero	Patógeno	Localidad	Refrencia
Callinectes sapidus	*Lagenophrys callinectes*, *Hematodinium perezi*, *Urosporidium crescens*, *Loxothylacus texanus*, *Ameson michaelis*	Costas de Louisiana (S)	Rogers *et al.*, 2015
Callinectes sapidus	*Hematodinium perezi*	Florida, costas de Louisiana (S)	Gandy *et al.*, 2015; Sullivan *et al.*, 2016
	Bacterias		
Callinectes sapidus	*Vibrio cholerae*, *V. vulnificus*, *V. parahaemolyticus*	Bahía de Galveston, Texas (S)	Davis y Sizemore, 1982
Callinectes sapidus	Shell Rot, *Vibrio* spp., *Vibrio parahaemolyticus*, *V. vulnificus*	Costas de Louisiana (S)	Rogers *et al.*, 2015
Callinectes sapidus	*Vibrio cholerae, V. parahaemolyticus, V. vulnificus*	Costas de Louisiana (S)	Sullivan y Neigel, 2018
	Virus		
Callinectes sapidus	Virus de la Mancha Blanca (WSSV)	Texas (C)	Chang *et al.*, 2001
Procambarus clarkii, *P. zonangulus*	Virus de la Mancha Blanca (WSSV)	Costas de Louisiana (S)	Baumgartner *et al.*, 2009
Callinectes sapidus	Virus Reo-like (RLV) (WSSV)	Costas de Louisiana (S y C)	Rogers *et al.*, 2015

S = Silvestre, C = Cultivo.

Ostión

Se estima que la producción mundial ostrícola en 2004 fue de 4 755 658 toneladas (FAO, 2012) para el norte del GM, siendo Alabama, Texas y Louisiana los principales productores de la industria (Shields y Overstreet, 2007); mientras que para el sur lo fueron Tamaulipas, Veracruz, Tabasco y Campeche (Contreras y Zabalegui, 1988).

Parásitos

Perkinsus marinus es un parásito intracelular, mide de 2 a 4 µm, infecta los hemocitos de los bivalvos marinos y estuarinos (Ward,

2007) y es considerado agente causal de la enfermedad dermo la cual es una enfermedad declaración obligatoria (Burreson *et al.*, 1994) (tabla 3). *P. marinus* es altamente prevalente en ostiones cultivados y silvestres de varias regiones del sur y norte de GM (Tamaulipas, Tabasco, Campeche, Florida, Texas y Louisiana) (Burton, 1963; Burreson *et al.*, 1994; Aguirre-Macedo *et al.*, 2007). A lo largo de una gran parte de las costas del norte y sur del GM. *Perkinsus marinus* ha tenido efectos devastadores en las poblaciones del ostión americano *C. virginica* (Ford, 1996; Soniat, 2012). Wilson *et al.* (1990) determinaron prevalencias por arriba de 75% en el sur de Texas y Florida; mientras que para el sur del GM, Tabasco y Campeche han registrado prevalencias de *P. marinus* entre 60 y 100% en *C. virginica* (Aguirre-Macedo *et al.*, 2007; Gullian-Klanian *et al.*, 2008; Huicab-Pech, 2012). Soniat (2012) observó que los patrones de transmisión pueden deberse a las condiciones ambientales, incluyendo temperatura y salinidad. Los hallazgos histopatológicos encontrados son licuefacción en los tejidos infectados, hipertrofia de la membrana basal y abscesos.

Virus

Patógenos virales fueron detectados en ostión (*C. virginica*) con baja incidencia principalmente para el norte del GM. Ellender *et al.* (1980) revisaron un total de 343 ostiones en el Mississippi. De estos, 19% se detectaron con infecciones virales (Poliovirus tipo 1 y 2, Coxsackie-virus B3 y B4, y Echovirus tipo 24) sin daño aparente.

Bacterias

Numerosas bacterias como *Vibrio vulnificus*, *V. parahaemolyticus*, *V. cholera*, *Salmonella* sp., *V. alginolyticus* han sido aisladas en ostiones cultivados y silvestres en el GM, la mayoría son representativas de condiciones estuarinas (tabla 3) (Aguirre-Macedo *et al.*, 2007). El género *Vibrio* es causante de mortalidades en ostiones de cultivo en donde existen altas densidades y potencialmente puede ser dañino para los humanos (Reyes-Velázquez *et al.*, 2010). Los factores que afectan su ciclo de vida y persistencia de *V. parahaemolyticus* son la temperatura, salinidad y oxígeno, presencia de sedimentos, materia orgánica, mareas (Cook *et al.*, 2002; Cabrera-García *et al.*, 2004). *Salmonella* fue detectada en *C. virginica* con baja incidencia

en el norte del GM, este es uno de los patógenos más estudiados que generan enfermedades por el consumo de alimentos crudos o procesados (DePaola *et al.*, 2010). *Vibrio cholerae* también fue reportado en el sureste del GM (Veracruz), se encuentra con frecuencia en el sedimento en suspensión de aguas superficiales de diversos cuerpos acuíferos, donde su sobrevivencia está asociada a las condiciones ambientales de pH, salinidad, materia orgánica y temperatura del agua (Cabrera-García *et al.*, 2004).

Tabla 3

Resumen de los reportes de infección causados por parásitos, bacterias y virus en ostión silvestres y de cultivo del GM y MC

Hospedero	Patógeno	Localidad	Referencia
	Parásitos		
Crassostrea virginica	*Perkinsus marinus*	Tampico, Tamaulipas; Georgia, EU; Tabasco; norte del golfo de México; laguna de Términos, Campeche; Tampa, Florida; costas de Louisiana; laguna Madre, Texas y Everglades, Florida (S y C)	Burreson *et al.*, 1994; Craig *et al.*, 1989; Drexler, 2011; Gullian-Klanian *et al.*, 2008; Huicab-Pech, 2012; Mackin *et al.*, 1950; John Mackin, 1962; Marsh *et al.*, 1995; McCrickard, 2012; O'Beirn *et al.*, 1994; Oliver *et al.*, 1998; Reece *et al.*, 2001; Soniat, 2012; Wilson *et al.*, 1990
Crassostrea virginica	*Tylocephalum* sp.	Apalachicola Bay, Florida (S)	Burton, 1963
Ostión	*Perkinsus marinus*	Tampa, Florida (S)	Ray, 1966
Ostión	*Perkinsus marinus*	Mississippi (C)	Ogle y Flurry, 1980
Crassostrea virginica	*Proctoeces* sp.	Norte del golfo de México (S)	Winstead y Couch, 1981
Crassostrea virginica	*Perkinsus marinum*, *Thigmotrichous*, *Tylocephalum, Proctoeces* sp.	Norte del golfo de México (S)	Couch, 1985
Crassostrea virginica	*Bucephalus cuculus*	Louisiana, EU (S)	Turner, 1985
Crassostrea virginica	*Perkinsus marinus* y *Haplosporidium nelsoni*	Georgia, EU (S)	Lewis *et al.*, 1992
Crassostrea virginica	*Nematopsis prytherchi*, *Perkinsus marinus*, *Urastoma cyprinae*, *Proctoeces maculatus*, *Bucephalus* sp., *Tylocephalum* sp.	Sur del golfo de México (S)	Aguirre-Macedo *et al.*, 2007

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Hospedero	Patógeno	Localidad	Refrencia
Crassostrea virginica	*Haplosporidium nelsoni* y *H. Costale*	Golfo de México y mar Caribe (S)	Ulrich *et al.,* 2007
	Bacterias		
Crassostrea virginica	*Vibrio vulnificus*	Alabama (S y C)	Tamplin y Capers, 1992
Crassostrea virginica	*Vibrio vulnificus*	Norte del golfo de México (S y C)	DePaola *et a*l., 1998
Crassostrea virginica	*V. vulnificus*	Norte del golfo de México (S)	Motes *et al.*, 1998
Ostión	*Vibrio cholerae*, *Salmonella* spp.	Veracruz (S)	Quiñones-Ramírez *et al.*, 2010
Ostión	*Vibrio vulnificus* y *Vibrio parahaemolyticus*	Norte del golfo de México (S y C)	Cook *et al*., 2002
Ostión	*Escherichia coli*	Mississippi, Alabama (C)	Shieh *et al.*, 2003
Ostión	*Vibrio parahaemolyticus*	Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz (S y C)	Cabrera-García *et al.*, 2004
Ostión	*V. vulnificus*	Norte del golfo de México (C)	Panicker *et al*., 2004
Crassostrea virginica	*Vibrio cholerae*	Lagunas La Mancha y Alvarado, Veracruz (S)	Del Refugio Castañeda Chávez *et al*., 2005
Ostión	*Salmonella* sp.	Norte del golfo de México (S)	Brands *et al*., 2005
Crassostrea virginica	*Rickettsias e, Vibrio* spp., *V. alginolyticus, V. parahaemolyticus, V. vulnificus, Proteus* sp. *Enterobacter* spp., *E. agglomerans, Pseudomonas* spp., *P. stutzeri, P. alcaligenes, P. cepacia, P. mesophilica, Moraxella* spp., *M. lacunata, Agrobacterium* sp. *Aeromonas* spp., *A. salmonicida, A. hydrophila, Klebsiella* sp., *Shewanella putrefaciens Escherichia coli, Acinetobacter* spp., *A.* lwoffii*, Yersinia* sp., *Serratia* spp., *S. marcescens, Shigella* sp., *Hafnia* sp. *Providencia* sp. *Xanthomonas campestris Sphingomonas paucimobilis, Salmonella* spp., *Flavobacterium* spp., *F. meningosepticum, Chromobacter* sp., *Weeksella* sp.	Tamaulipas, Veracruz, Tabasco y Campeche (S y C)	Aguirre-Macedo *et al*., 2007
Ostión	*Vibrio parahaemolyticus*	Norte del golfo de México (Mississippi y Alabama) (S)	Zimmerman *et al*., 2007

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Hospedero	Patógeno	Localidad	Refrencia
Crassostrea virginica	*Vibrio parahaemolyticus*	Alabama (S)	Phillips *et al.*, 2007
Ostión	*Vibrio vulnificus*	Norte del golfo de México (S)	Han *et al.*, 2009
Ostión	*V. vulnificus y V. parahaemolyticus*	Alabama, Florida, Louisiana, Texas (S)	DePaola *et al.*, 2010
Ostión	*V. vulnificus y V. parahaemolyticus*	Mississippi (S)	Johnson *et al.*, 2010
Ostión	*Vibrio parahaemolyticus*	Norte del golfo de México (S)	Noriea *et al.*, 2010
Ostión	*Vibrio parahaemolyticus*	Golfo de México (S)	Rizvi y Bej, 2010
Crassostrea virginica	*Vibrio parahaemolyticus* y *V. alginolyticus*	Sistema lagunar Mandinga, Veracruz (S)	Reyes-Velázquez *et al.*, 2010
Ostión	*Vibrio vulnificus*	Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz (S)	Quiñones-Ramírez y Taylor, 2010
Ostión	*Vibrio vulnificus* y *Vibrio parahaemolyticus*	Louisiana, Mississippi (S)	Johnson *et al.*, 2012
Ostión	*V. cholera*	La Mancha y Alvarado, Veracruz (S)	Galaviz Silva y Molina Garza, 2014
Ostión	*Vibrio vulnificus* y *Vibrio parahaemolyticus*	Golfo de México (S)	Givens *et al.*, 2014
Crassostrea virginica	*Vibrio parahaemolyticus, V. cholerae*	Laguna Mandiga, Veracruz (S)	López-Hernández *et al.*, 2015
Crassostrea virginica	*V. parahaemolyticus, V. vulnificus, V. cholerae*	Golfo de México (S)	Barrera-Escorcia *et al.*, 2016
	Virus		
Crassostrea virginica	Poliovirus tipo 1 y 2, *Coxsackievirus* B3 y B4 y *Echovirus* tipo 24		Ellender *et al.*, 1980
Ostión	Norovirus, Enterovirus	Mississippi, Alabama (S)	Shieh *et al.*, 2003
Ostión	Norovirus y Hepatitis A	Norte del golfo de México (S)	Woods y Burkhardt, 2010

S= silvestre, C= cultivo.

Pulpo

El pulpo representa un importante recurso pesquero. En el año 2016 México ocupó el tercer lugar gar a nivel mundial con 38 885 toneladas registradas; *Octopus maya* y *O. vulgaris* son especies de alto valor comercial para Yucatán, Campeche y Baja California (CONAPESCA, 2017).

Parásitos

El cestodo *Prochristianella* sp. fue detectado con elevada frecuencia en *O. maya* en el GM (tabla 4). Este cestodo es alojado en la masa bucal de los pulpos y en altas abundancias puede llegar afectar el ciclo reproductivo de *O. maya* (Guillén-Hernández *et al.*, 2018). Los diciémidos son otro grupo de parásitos que infectan los sacos renales de cefalópodos y han sido detectados ampliamente en aguas del GM. Infecciones por *Dicyema shorti*, *D. hochbergi* y *D. Mexcayae* han sido registradas en *Octopus burryi* y *O. maya* en Veracruz y Yucatán, respectivamente (Furuya y Hochberg, 2002; Castellanos-Martinez *et al.*, 2016). Abundancias altas de diciémidos pueden llegar a obstruir el flujo de orina a través de los nefridios en el pulpo. Aún son pocos los registros de parásitos para pulpo en el GM.

Bacterias

Se han reportado bacterias del género *Vibrio* en *O. maya*. Las especies incidentes fueron: *V. cholerae, V. parahaemolyticus* y *V. vulnificus*, las cuales son de importancia zoonótica ya que representan riesgo epidemiológico para la población. Se tiene reportada la bacteria *Streptococcus aureus*; sin embargo, el análisis microbiológico para este caso no rebasó los límites permisibles en la NOM-129-SSA1-1993. Estas especies del género *Vibrio* causan lesiones en la piel y órganos internos e incluso pueden inducir la mortalidad en pulpos sanos.

Tabla 4

Resumen de los reportes de infección causados por parásitos, bacterias y virus en pulpo silvestres y de cultivo del GM y MC

Hospedero	Patógeno	Localidad	Referencia
Pulpo	Parásitos		
Octopus maya	*Aggregata* sp., *Prochristianella* sp., *Euterarhynchuss* sp., *Nybelinia* sp., *Echeneibothrium* sp., *Prosobothrium* sp., Tetraphyllidea, Unidentified plerocercoid, *Lecitichirium* sp., *Parvarema* sp., *Dollfustrema* sp., Cryptogonimidae gen sp., *Podocotyle* sp., Opecoeliidae gen. sp. *Stephanostomum* sp., Bucephalidea gen. sp., Anisakidae gen sp., Spiruridae gen. sp., Philometridae gen. sp., *Octopicola* sp. (S)	Champotón, Seybaplaya, Campeche, Isla Arena, Celestún, Progreso, Dzilam de Brazo, Ría Lagartos	Guillén-Hernández *et al.*, 2018
Octopus maya	*Dicyema hochbergi, Dicyema mexcayae* (S)	Celestún, Progreso, Ría Lagartos	Castellanos-Martínez *et al.*, 2016
Octopus burryi	*Dicyema shorti* (S)	Veracruz	Furuya and Hochberg, 2002
Octopus vulgaris	*Dicyema bilobum* (S)	Pensacola, Florida	Couch y Short, 1964
Octopus vulgaris	*Dicyema aegaria, Dicyema typus* (S)	St. Augustine, Florida	McConnaughey y Kritzler, 1952
	Bacterias		
Octopus maya	*Enterobacter xiangfangensis, Enterobacter cloacae, Obesumbacterium proteus, Hafnia alvei, Hafnia paralvei, Lactococcus formosensis* (S)	Norte del golfo de México	Guillén-Hernández *et al.*, 2018
Octopus maya	*Vibrio cholerae, Vibrio parahaemolyticus, Vibrio vulnificus, Sallmonella* sp., *Escherichia coli, Staphillococus aureus* (S)	Campeche, Campotón, Seybaplaya, Villa Madero, Isla Arena, Sabancuy	Estrella-Gómez *et al.*, 2016
Octopus briareus, O. joubini	*Vibrio alginolyticus, Vibrio damsela, Pseudomonas stutzeri* (S)	St. Joseph Bay, Florida	Hanlon *et al.*, 1984

S = Silvestre, C = Cultivo.

Conclusiones

En México, aproximadamente 22 especies (camarón, ostión, tilapia, carpa, trucha, cobia, corvina, etcétera) son consideradas de importancia comercial, según la *Carta Nacional Pesquera* de 2013. El camarón blanco fue la especie con mayores reportes de patógenos para la región del GM; no obstante, para la mayoría de las especies de captura y de cultivo son escasos los estudios sanitarios. La información sobre patógenos que infectan a los organismos acuáticos de interés comercial en el sur del golfo de México es escasa, con respecto a otras zonas geográficas del norte del GM (EU). Los trabajos encontrados para el sur de México sugieren que los patógenos más incidentes son virus y parásitos en crustáceos, específicamente en camarón (*L. vannamei* y *F. duorarum*) en las zonas de Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán, y en langosta (*P. argus*) en Quintana Roo. Es probable que la industria acuícola en las aguas del norte del GM opere a mayor escala, lo que pudiera generar mayor información. Por lo tanto, es necesario mejorar los programas de monitoreo sanitario y verificar el impacto de estos patógenos en la población de especies afectadas, con la finalidad de poder establecer medidas preventivas pertinentes que ayuden a controlar la dispersión y propagación de las enfermedades a diferentes escalas geográficas para que puedan minimizar las pérdidas, tanto económicas como en lo referente a la biodiversidad.

Literatura citada

Adkins, G. (1972). Notes on the Occurrence and Distribution of the Rhizocephalan Parasite *(Loxothylacus texanus Boschma)* of Blue Crabs *(Callinectes sapidus Rathbun)* in Louisiana Estuaries. Louisiana Wild Life and Fisheries Commission.

Aguirre-Guzman, G.; Sanchez Martinez, J.; Pérez-Castañeda, R. and Orta-Rodriguez, R. (2010). Detection of Necrotizing Hepatopancreatitis (NHP) in Wild Shrimp from Laguna Madre, Mexico by a Multiplex Polymerase Chain Reaction. *Thai Journal of Veterinary Medicine*, 40 (3): 337-341.

Aguirre-Macedo, M.L.; Simá-Álvarez, R.A.; Román-Magaña, M.K. and Güemez-Ricalde, J.I. (2007). Parasite Survey of the Eastern Oys-

ter *Crassostrea virginica* in Coastal Lagoons of the Southern Gulf of Mexico. *Journal of Aquatic Animal Health*, 19 (4): 270-279.

Álvarez, F. and Calderón, J. (1996). Distribution of *Loxothylacus texanus* (Cirripedia: Rhizocephala) Parasitizing Crabs of the Genus *Callinectes* in the Southwestern Gulf of Mexico. *Gulf Research Reports*, 9 (3): 205-210.

Álvarez, F.; Gracia, A.; Robles, R. and Calderón, J. (1999). Parasitization of *Callinectes Rathbunae* and *Callinectes sapidus* by the Rhizocephalan Barnacle *Loxothylacus texanus* in Alvarado Lagoon, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 11 (1): 15-21.

Álvarez, P. y Hernández, M. (1999). Reunión de autoridades pesqueras México-USA.

Barrera-Escorcia, G.; Wong-Chang, I.; Fernández-Rendón, C.L.; Botello, A.V.; Gómez-Gil, B. and Lizárraga-Partida, M.L. (2016). Quantification of *Vibrio* Species in Oysters from the Gulf of Mexico with Two Procedures Based on MPN and PCR. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (11): 602.

Baumgartner, W.A.; Hawke, J.P.; Bowles, K.; Varner, P.W. and Hasson, K.W. (2009). Primary Diagnosis and Surveillance of White Spot Syndrome Virus in Wild and Farmed Crawfish (*Procambarus clarkii*, *P. zonangulus*) in Louisiana, USA. *Diseases of Aquatic Organisms*, 85 (1): 15-22.

Behringer, D.C.; Butler IV, M.J.; Shields, J.D. and Moss, J. (2011). Review of *Panulirus Argus* Virus 1 –A Decade After its Discovery. *Diseases of Aquatic Organisms*, 94 (2): 153-160.

Boone, E.J.; Boettcher, A.A.; Sherman, T.D. and O'Brien, J.J. (2003). Characterization of Settlement Cues Used by the Rhizocephalan Barnacle *Loxothylacus texanus*. *Marine Ecology Progress Series*, 252: 187-197.

Bortolini-Rosales, J.L. and Torres-García, M. del P. (2002). Histological Alterations in Hepatopancreas of *Farfantepenaeus Aztecus* Caused by the Cestode *Gilquinia* sp. in Tamiahua Lagoon, Veracruz, Mexico. In: E. Escobar-Briones, and F. Alvarez (eds.), *Modern Approaches to the Study of Crustacea* (pp. 59-62). New York: Springer Science & Business Media.

Brands, D.A.; Inman, A.E.; Gerba, C.P.; Maré, C.J.; Billington, S.J.; Saif, L.A. and Levine, J.F. (2005). Prevalence of *Salmonella* spp. in Oysters in the United States. *Applied and Environmental Microbiology*, 71 (2): 893-897.

Briones-Fourzán, P.; Muñoz de Cote-Hernández, R. and Lozano-Álvarez, E. (2016). Variability in Prevalence of *Cymatocarpus solearis* (Trematoda, Brachycoeliidae) in Caribbean Spiny Lobsters *Panulirus argus* (Decapoda: Palinuridae) from Bahía de la Ascensión (Mexico). *Journal of Invertebrate Pathology*, 137: 62-70.

Burreson, E.M.; Álvarez, R.S.; Martínez, V.V. and Macedo, L.A. (1994). *Perkinsus marinus* (Apicomplexa) as a Potential Source of Oyster *Crassostrea virginica* Mortality in Coastal Lagoons of Tabasco, Mexico. *Diseases of Aquatic Organisms*, 20(1): 77-82.

Burton, R.W. (1963). Report on a Cestode Micro Parasite of the Oyster. Shellfish Mortality Conference, 29-30.

Cabrera-García, M.E.; Vázquez-Salinas, C. and Quiñones-Ramírez, E.I. (2004). Serologic and Molecular Characterization of *Vibrio parahaemolyticus* Strains Isolated from Seawater and Fish Products of the Gulf of Mexico. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (11): 6401-6406.

Castellanos-Martinez, S.; Aguirre-Macedo, M.L. and Furuya, H. (2016). Two New Species of Dicyemid Mesozoans (Dicyemida: Dicyemidae) from *Octopus maya* Voss and Solis-Ramirez (Octopodidae) off Yucatan, Mexico. *Systematic parasitology*, 93 (6): 551-564.

Chakraborti, J. and Bandyapadhyay, P.K. (2011). Seasonal Incidence of Protozoan Parasites of the Black Tiger Shrimp (*Penaeus monodon*) of Sundarbans, West Bengal, India. *Journal of Parasitic Diseases*, 35(1): 61-65.

Chang, Y.S.; Peng, S.E.; Wang, H.C.; Hsu, H.C.; Ho, C.H.; Wang, C.H. and Wang, S.Y. (2001). Sequencing and Amplified Restriction Fragment Length Polymorphism Analysis of Ribonucleotide Reductase Large Subunit Gene of the White Spot Syndrome Virus in Blue Crab (*Callinectes sapidus*) from American Coastal Waters. *Marine Biotechnology*, 3(2): 163-171.

Chávez-Sánchez, M.C.; Hernández-Martínez, M.; Abad-Rosales, S.; Fajer-Ávila, E.; Montoya-Rodríguez, L. and Álvarez-Torres, P. (2002). A Survey of Infectious Diseases and Parasites of Penaeid Shrimp from the Gulf of Mexico. *Journal of World Aquaculture Society*, 33(3): 316-329. Wiley Online Library.

Chen, Y. (2017). Fish Resources of the Gulf of Mexico. In: C.H. Ward (ed.), *Habitats and Biota of the Gulf of Mexico: Before the Deepwater Horizon Oil Spill* (pp. 869-1037). Vol. 2. USA: Springer Open.

Christmas, J.Y. (1969). Parasitic Barnacles in Mississippi Estuaries with Special Reference to *Loxothylacus texanus* Boschma in the Blue Crab (*Callinectes sapidus*). Proceedings of the 22nd Annual Conference of the Southeastern Association of the Game and Fish Commission, 272-275.

Cipriani, G.R.; Wheeler, R.A.Y.S. and Sizemore, R.K. (1980). Characterization of Brown Spot Disease of Gulf Coast Shrimp. *Journal of Invertebrate Pathology*, *36*(2): 255-263.

Conroy, D.A. and Conroy, G. (1990). *Manual de patología de los camarones peneidos.* 2 ed. Venezuela: Commercial Rivero distribuidor exclusivo.

Cook, D.W.; O'leary, P.; Hunsucker, J.C.; Sloan, E.M.; Bowers, J.C.; Blodgett, R.J.; and Depaola, A. (2002). *Vibrio vulnificus* and *Vibrio parahaemolyticus* in US Retail Shell Oysters: A National Survey from June 1998 to July 1999. *Journal of Food Protection*, 65(1): 79-87.

Corkern, C.C. (1970). *Investigations on Helminths from the Hepatopancreas of the Brown Shrimp,* Penaeus Aztecus *Ives, from Galveston Bay, Texas*. USA: Texas A&M University.

Couch, J.A. (1981). Viral Diseases of Invertebrates Other than Insects. *Pathogenesis of Invertebrate Microbial Diseases* (127-160). Allanheld, Osmun Publ. Totowa, New Jersey.

Couch, J.A. (1985). Prospective Study of Infectious and Noninfectious Diseases in Oysters and Fishes in Three Gulf of Mexico Estuaries. *Diseases of Aquatic Organisms*, 1 (August, 1978): 59-82.

Couch, J.A. and Short, R.B. (1964). *Dicyema bilobum* sp. n. (Mesozoa: Dicyemidae) from the Northern Gulf of Mexico. *The Journal of Parasitology*, 50(5): 641-645.

Craig, A.; Powell, E.N.; Fay, R.R. and Brooks, J.M. (1989). Distribution of *Perkinsus marinus* in Gulf Coast Oyster Populations. *Estuaries*, 12(2): 82-91.

Cruz-Quintana, Y.C.; Rodriguez-Canul, R. and Vidal-Martínez, V.M. (2011). First Evidence of *Panulirus argus* Virus 1 (PaV1) in Spiny Lobster from Cuba and Clinical Estimation of its Prevalence. *Diseases of Aquatic Organisms*, 93 (2), 141-147.

Davis, J.W. and Sizemore, R.K. (1982). Incidence of *Vibrio* Species Associated with Blue Crabs (*Callinectes sapidus*) Collected from Galveston Bay, Texas. *Applied and Environmental Microbiology*, 43(5): 1092-1097.

Del Refugio Castañeda Chávez, M.; Sedas, V.P.; Orrantia Borunda, E.; Reynoso, F.L. and Castan, R. (2005). Influence of Water Temperature and Salinity on Seasonal Occurrences of *Vibrio cholerae* and Enteric Bacteria in Oyster-Producing Areas of Veracruz, México. *Marine Pollution Bulletin*, 50(12): 1641-1648.

Del Río-Rodríguez, E.; Pech, D.; Soto-Rodriguez, S.A.; Gomez-Solano, M.I. and Sosa-Lopez, A. (2013). A Ten-Month Diseases Survey on Wild *Litopenaeus setiferus* (Decapoda: Penaeidae) from Southern Gulf of Mexico. *Revista de Biología Tropical,* 61(3): 1175-1188.

Del Río-Rodríguez, R.E.; Soto-Rodríguez, S.; Lara-Flores, M.; Cu-Escamilla, A.D. y Gómez-Solano, M.I. (2006a). A Necrotizing Hepatopancreatitis (NHP) Outbreak in a Shrimp Farm in Campeche, Mexico: A First Case Report. *Aquaculture*, 255(14): 606-609.

Del Río-Rodríguez, R.E.; Soto-Rodríguez, S.; Lara-Flores, M.; Cu-Escamilla, A.D. and Gómez-Solano, M.I. (2006b). A Necrotizing Hepatopancreatitis (NHP) Outbreak in a Shrimp Farm in Campeche, Mexico: A First Case Report. *Aquaculture*, 255(1): 606-609.

DePaola, A.; Motes, M.L.; Chan, A.M.Y.M.; Suttle, C.A.; Paola, A.D.E.; Motes, M.L. and Chan, A.M.Y.M. (1998). Phages Infecting *Vibrio vulnificus* Are Abundant and Diverse in Oysters (*Crassostrea virginica*) Collected from the Gulf of Mexico. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (1): 346-351.

Domínguez-Machín, M.E.; Hernández-Vergara, M.P.; Jiménez-García, I.; Simá-Álvarez, R. and Rodríguez-Canul, R. (2011). Survey of Protozoan, Helminth and Viral Infections in Shrimp *Litopenaeus setiferus* and Prawn *Macrobrachium acanthurus* Native to the Jamapa River Region, Mexico. *Diseases of Aquatic Organisms*, 96(2): 97-103.

Dorf, B.A.; Hons, C. and Varner, P. (2005). A Three-Year Survey of Penaeid Shrimp and Callinectid Crabs from Texas Coastal Waters for Signs of Disease Caused by White Spot Syndrome Virus or Taura Syndrome Virus. *Journal of Aquatic Animal Health*, 17(4): 373-379.

Drexler, M. (2011). Population Biology, Ecology, and Ecosystem Contributions of the Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*) from Natural and Artificial Habitats in Tampa Bay, Florida. Graduate School Thesis. University of South Florida, USA.

Ellender, R.D.; Cook, D.W.; Sheladia, V.L. and Johnson, R.A. (1980). Enterovirus and Bacterial Evaluation of Mississippi Oysters. *Gulf Research Reports*, *6*(4): 371-376.

Estrella-Gómez, N.; Escalante-Réndiz, D.; González-Burgos, A.; Sosa-Cordero, D. y Rojas-Herrera, R. (2016). Análisis microbiológico del pulpo rojo en puertos pesqueros de Campeche, México. *Salud Pública de Mexico*, 58: 453-460.

Fernández, J.I. and Álvarez-Torres, P. (2011). Coastal Fisheries of Mexico. In: S. Salas, R. Chuenpagdee, A.T. Charles and J.C. Seijo (eds.), *Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean* (pp. 232-250). Vol. 544. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2012). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura*. Roma: FAO.

Ford, S.E. (1996). Range Extension by the Oyster Parasite *Perkinsus marinus* into the Northeastern United States: Response to Climate Change? *Oceanographic Literature Review*, 12(43): 1265.

Furuya, H. and Hochberg, F.G. (2002). New Species of Dicyemennea (phylum: Dicyemida) in Deep-Wwater Graneledone (Mollusca: Cephalopoda: Octopoda) from the Antarctic. *Journal of Parasitology*, 88(2): 330-336.

Galaviz-Silva, L.; Pérez-Treviño, K.; Gutiérrez-Salazar, G. y Molina-Garza, Z. (2016). Agentes infecciosos de *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) y su relación con los parámetros físicoquímicos de tres diferentes sistemas de cultivo en el golfo de México. *Investigación y Desarrollo en Ciencia y Tecnología de Alimentos*, 1(1): 134-139.

Gandy, R.; Schott, E.J.; Crowley, C. and Leone, E.H. (2015). Temperature Correlates with Annual Changes in *Hematodinium perezi* Prevalence in Blue Crab *Callinectes sapidus* in Florida, USA. *Diseases of Aquatic Organisms*, 113(3): 235-243.

Givens, C.E.; Bowers, J.C.; DePaola, A.; Hollibaugh, J.T. and Jones, J.L. (2014). Occurrence and Distribution of *Vibrio vulnificus* and *Vibrio parahaemolyticus*–Potential Roles for Fish, Oyster, Sediment and Water. *Letters in applied microbiology*, 58(6): 503-510.

Gómez del Prado-Rosas, M. del C.; Álvarez-Cadena, J.N.; Lamothe-Argumedo, R. and Grano-Maldonado, M.I. (2003). *Cymatocarpus solearis* a Brachycoeliid Metacercaria Parasitizing *Panulirus argus* (Crustacea: Decapoda) from the Mexican Caribbean Sea. Universidad Nacional Autónoma de México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoologia*, 74(1): 1-10.

Guillén-Hernández, S.; López-Struck, A.; González-Salas, C. and Aguirre-Macedo, M.L. (2018). *Octopus maya* Parasites off the Yucatán

Peninsula, Mexico. I. Faunal Assemblages. *Diseases of Aquatic Organisms*, 130 (1): 37-43.

Gullian-Klanian, M.; Herrera-Silveira, J.A.; Rodríguez-Canul, R. and Aguirre-Macedo, L. (2008). Factors Associated with the Prevalence of *Perkinsus marinus* in *Crassostrea virginica* from the Southern Gulf of Mexico. *Diseases of Aquatic Organisms*, 79(3): 237-247.

Gutiérrez-Salazar, G.J.; Molina-Garza, Z.J.; Hernández-Acosta, M.; García-Salas, J.A.; Mercado-Hernández, R. and Galaviz-Silva, L. (2011b). Pathogens in Pacific White Shrimp (*Litopenaeus vannamei* Boone, 1931) and their Relationship with Physicochemical Parameters in Three Different Culture Systems in Tamaulipas, Mexico. *Aquaculture*, 321(1-2): 34-40.

Guzmán-Saenz, F.M.; Pérez-Castañeda, R.; Gutiérrez-Salazar, G.J.; González-Alanis, P.; Hernández-Acosta, M. y Sánchez-Martínez, J.G. (2014). Impacto de la parasitosis por gregarinas (*Nematopsis* sp.) en el cultivo de camarón *Litopenaeus vannamei*. *Ra Ximhai*, 10(6), 1-8.

Han, F.; Pu, S.; Hou, A. and Ge, B. (2009). Characterization of Clinical and Environmental Types of *Vibrio vulnificus* Isolates from Louisiana Oysters. *Foodborne Pathogens and Disease*, 6(10): 1251-1258.

Hanlon, R.T.; Forsythe, J.W.; Cooper, K.M.; Dinuzzo, A.R.; Folse, D.S. and Kelly, M.T. (1984). Fatal Penetrating Skin Ulcers in Laboratory-Reared Octopuses. *Journal of Invertebrate Pathology*, 44(1): 67-83.

Hasson, K.W.; Fan, Y.; Reisinger, T.; Venuti, J. and Varner, P.W. (2006). White-Spot Syndrome Virus (WSSV) Introduction Into the Gulf of Mexico and Texas Freshwater Systems Through Imported, Frozen Bait-Shrimp. *Diseases of Aquatic Organisms*, 71(2): 91-100.

Hernández-Pérez, A.; Zamora-Briseño, J.A.; Vega, J.A.P.; Mena-Loria, R.J. de D.; Coronado-Molina, D.; Hernández-López, J. and López-Téllez, A. (2017). Presence of Infectious Hypodermal and Haematopoietic Necrosis Virus (IHHNV) in Native Shrimps from Southern Mexico. *Open Journal of Marine Science*, 7(3): 424-432.

Huchin-Mian, J.P.; Briones-Fourzán, P.; Simá-Álvarez, R.; Cruz-Quintana, Y.; Pérez-Vega, J.A.; Lozano-Álvarez, E. and Pascual-Jiménez, C. (2009). Detection of *Panulirus argus* Virus 1 (PaV1) in Exported Frozen Tails of Subadult-Adult Caribbean Spiny Lobsters *Panulirus argus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 86(2): 159-162.

Huchin-Mian, J.P.; Rodríguez-Canul, R.; Arias-Bañuelos, E.; Simá-Álvarez, R.; Pérez-Vega, J.A.; Briones-Fourzán, P. and Lozano-Álvarez,

E. (2008). Presence of *Panulirus argus* Virus 1 (PaV1) in Juvenile Spiny Lobsters *Panulirus argus* from the Caribbean Coast of Mexico. *Diseases of Aquatic Organisms*, 79(2): 153-156.

Huchin-Mian, J.P.; Rodríguez-Canul, R.; Briones-Fourzán, P. and Lozano-Álvarez, E. (2013). *Panulirus argus* virus 1 (PaV1) Infection Prevalence and Risk Factors in a Mexican Lobster Fishery Employing Casitas. *Diseases of Aquatic Organisms*, 107(2): 87-97.

Huicab-Pech, Z. (2012). Variación estacional de *Perkinsus marinus* en el ostión americano *Crassostrea virginica* del sistema lagunar Carmen-Machona-Pajonal en Tabasco, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15(2): 40-50.

Huq, A.; West, P.A.; Small, E.B.; Huq, M.I. and Colwell, R.R. (1984). Influence of Water Temperature, Salinity, and pH on Survival and Growth of Toxigenic *Vibrio cholerae* Serovar 01 Associated with Live Copepods in Laboratory Microcosms. *Applied and Environmental Microbiology*, 48(2): 420-424.

Johnson, C.N.; Bowers, J.C.; Griffitt, K.J.; Molina, V.; Clostio, R.W.; Pei, S. and Laws, E. (2012). Ecology of Vibrio Parahaemolyticus and Vibrio Vulnificus in the Coastal and Estuarine Waters of Louisiana, Maryland, Mississippi, and Washington (United States). *Applied and Environmental Microbiology*, 78(20): 7249-7257.

Johnson, C.N.; Flowers, A.R.; Noriea, N.F.; Zimmerman, A.M.; Bowers, J.C.; DePaola, A. and Grimes, D.J. (2010). Relationships Between Environmental Factors and Pathogenic Vibrios in the Northern Gulf of Mexico. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(21): 7076-7084.

Keithly Jr, W.R. and Roberts, K.J. (2017). Commercial and Recreational Fisheries of the Gulf of Mexico. In: C.H. Ward (ed.), *Habitats and Biota of the Gulf of Mexico: Before the Deepwater Horizon Oil Spill* (pp. 869-1037). Vol. 2. USA: Springer Open.

Koehler, A.V. and Poulin, R. (2010). Host Partitioning by Parasites in an Intertidal Crustacean Community. *Journal of Parasitology*, 96(5): 862-868.

Kruse, D.N. (1959). Parasites of the Commercial Shrimps, *Penaeus aztecus* Ives, *P. duorarum* Burkenroad and *P. setiferus* (Linnaeus). *Tulane Studies in Zoology*, 7(4): 123-144.

Lafferty, K.D.; Harvell, C.D.; Conrad, J.M.; Friedman, C.S.; Kent, M.L.; Kuris, A.M. and Powell, E.N. (2015). Infectious Diseases Affect

Marine Fisheries and Aquaculture Economics. *Annual Review of Marine Science*, *7*(1): 471-496.

Lázaro-Chávez, E.; Alvarez, F. and Rosas, C. (1996). Records of *Loxothylacus texanus* (Cirripedia: Rhizocephala) Parasitizing the Blue Crab *Callinectes sapidus* in Tamiahua Lagoon, Mexico. *Journal of Crustacean Biology*, 16(1): 105-110.

Lee, R.F. and Frischer, M.E. (2004). The Decline of the Blue Crab: Changing Weather Patterns and a Suffocating Parasite May Have Reduced the Numbers of this Species Along the Eastern Seaboard. *American Scientist*, 92(6): 548-553.

Lewis, E.J.; Kern, F.G.; Rosenfield, A.; Stevens, S.A.; Walker, R.L. and Heffernan, P.B. (1992). Lethal Parasites in Oysters from Coastal Georgia with Discussion of Disease and Management Implications. *Marine Fisheries Review*, 54(2): 1-6.

Lightner, D. (1993). Diseases of Cultured Penaeid Shrimp. In: J.P. MacVey (ed.), *CRC Handbook of Mariculture* (pp. 393-486). Volume I: Crustacean Aquaculture, Second Edition. Florida: CRC Press.

Lightner, D.V. (2011). Virus Diseases of Farmed Shrimp in the Western Hemisphere (the Americas): A Review. *Journal of Invertebrate Pathology*, 106(1): 110-130.

Lightner, D.V. (1985). A Review of the Diseases of Cultured Penaeid Shrimps and Prawns with Emphasis on Recent Discoveries and Developments. Proceedings of the First International Conference on the Culture of Peaneid Prawn/Shrimps, December 1984, Iloilo City, Philippines, 79-103.

Lightner, D.V. and Lewis, D.H. (1975). A Septicemic Bacterial Disease Syndrome of Penaeid Shrimp. *Journal of Aquatic Animal Health*, 17(4): 333-319.

Lightner, D.V.; Redman, R.M. and Bonami, J.R. (1992). Morphological Evidence for a Single Bacterial Etiology in Texas Necrotizing Hepatopancreatitis in Penaeus-Vannamei (Crustacea, Decapoda). *Diseases of Aquatic Organisms*, 13(3): 235-239.

López-Hernández, K.M.; Pardío-Sedas, V.T.; Lizárraga-Partida, L.; Williams, J. de J.; Martínez-Herrera, D.; Flores-Primo, A. and Uscanga-Serrano, R. (2015). Environmental Parameters Influence on the Dynamics of Total and Pathogenic *Vibrio parahaemolyticus* Densities in *Crassostrea virginica* Harvested from Mexico's Gulf Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 91(1): 317-329.

López-Téllez, N.A.; Rodríguez-Canul, R.; Corbalá-Bermejo, J.A.; Dorantes-López, L.; Germán, G. y Unzueta-Bustamante, M.L. (2015). Presencia de IHHNV en unidades productivas de camarón blanco (*Penaeus vannamei* Boone) del golfo de México. *Agroproductividad*, 8(3): 10-14.

López-Téllez, N.A.; Vidal-Martínez, V.M. and Overstreet, R.M. (2009). Seasonal Variation of Ectosymbiotic Ciliates on Farmed and Wild Shrimps from Coastal Yucatan, Mexico. *Aquaculture*, 287(3-4): 271-277.

Loy, J.K.; Frelierj, P.F.; Varner, P.; Templeton, J.W.; Frelier, P.F.; Varner, P. and Templeton, J.W. (1996). Detection of the Etiologic Agent of Necrotizing Hepatopancreatitis in Cultured *Penaeus vannamei* from Texas and Peru by Polymerase Chain Reaction. *Diseases of Aquatic Organisms*, 25(1-2): 117-122.

Lozano-Álvarez, E.; Briones-Fourzán, P.; Ramírez-Estévez, A.; Placencia-Sánchez, D.; Huchin-Mian, J.P. and Rodríguez-Canul, R. (2008). Prevalence of *Panulirus argus* Virus 1 (PaV1) and Habitation Patterns of Healthy and Diseased Caribbean Spiny Lobsters in Shelter-Limited Habitats. *Diseases of Aquatic Organisms*, 80(2): 95-104.

Mackin, J.G. (1962). Oyster Disease Caused by *Dermocystidium marinum* and Other Microorganisms in Louisiana. *Publications of the Institute of Marine Science The University of Texas,* 7: 132-229.

Mackin, J.G.; Owen, H.M. and Collier, A. (1950). Preliminary Note on the Occurrence of a New Protistan Parasite, *Dermocystidium marinum* n. sp. in *Crassostrea virginica* (Gmelin). *Science*, 111(2883): 328-329.

Marsh, A.G.; Gauthier, J.D. and Vasta, G.R. (1995). A Semiquantitative PCR Assay for Assessing *Perkinsus marinus* Infections in the Eastern Oyster, *Crassostrea virginica*. *The Journal of Parasitology*, 81: 577-583.

McConnaughey, B.H. and Kritzler, H. (1952). Mesozoan Parasites of *Octopus vulgaris*, Lam. from Florida. *The Journal of Parasitology*, 38(1): 59-64.

McCrickard, B.M. (2012). The Quantitative Effects of *Perkinsus marinus* on Reproduction and Condition in the Eastern Oyster, *Crassostrea virginica*. *The Journal of Parasitology*, 20(3): 455-556.

Messick, G.A. and Shields, J.D. (2000). Epizootiology of the Parasitic Dinoflagellate *Hematodinium* sp. in the American Blue Crab *Callinectes sapidus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 43(2): 139-152.

Molina-Garza, Z.J.; Reyes-González-Galviz, J.; Ibarra-Gámez, J.C. y Llevano Rodríguez, L.G. (2019). *Deterioro de la calidad del camarón silvestre del golfo por presencia de patógenos*. Recuperado de res-

pyn2.uanl.mx/especiales/2008/ee-08-2008/documentos/A014.pdf.

Montgomery-Fullerton, M.M.; Cooper, R.A.; Kauffman, K.M.; Shields, J.D. and Ratzlaff, R.E. (2007). Detection of *Panulirus argus* Virus 1 in Caribbean Spiny Lobsters. *Diseases of Aquatic Organisms*, 76 (1): 1-6.

Moss, J.; Behringer, D.; Shields, J.D.; Baeza, A.; Aguilar-Perera, A.; Bush, P.G. and Dromer, C. (2013). Distribution, Prevalence, and Genetic Analysis of *Panulirus argus* Virus 1 (PaV1) from the Caribbean Sea. *Diseases of Aquatic Organisms*, 104(2): 129-140.

Motes, M.L.; Paola, A.D.E.; Cook, D.W.; Veazey, J.E.; Hunsucker, J.C.; Garthright, W.E. and Blodgett, R.J. (1998). Influence of Water Temperature and Salinity on Vibrio Vulnificus in Northern Gulf and Atlantic Coast Oysters (*Crassostrea virginica*). *Applied and Environmental Microbiology*, 64(4): 1459-1465.

Newman, M.W. and Johnson, C.A. (1975). A Disease of Blue Crabs (*Callinectes sapidus*) Caused by a Parasitic Dinoflagellate, *Hematodinium* sp. *The Journal of Parasitology*, 61(3): 554-557.

Noriea, N.F.; Johnson, C.N.; Griffitt, K.J.; Grimes, D.J.; I, N.F.N.; Johnson, C.N. and Griffitt, K.J. (2010). Distribution of Type III Secretion Systems in *Vibrio parahaemolyticus* from the Northern Gulf of Mexico. *Journal of Applied Microbiology*, 109(3): 953-962.

Nunan, L.M.; Lightner, D.V.; Pantoja, C.R.; Stokes, N.A. and Reece, K.S. (2007). Characterization of a Rediscovered Haplosporidian Parasite from Cultured *Penaeus vannamei*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 74(1): 67-75.

O'Beirn, F.X.; Dean, C.C. and Walker, R.L. (1994). Prevalence of *Perkinsus marinus* in the Eastern Oyster, *Crassostrea virginica* in Relation to Tidal Placement in a Georgia Tidal Creek. *Northeast Gulf Science*, 13(2): 79-87.

Ogle, J. and Flurry, K. (1980). Occurrence and Seasonality of *Perkinsus-marinus* Protozoa Apicomplexa in Mississippi USA Oysters. *Gulf Research Reports*, 6(4): 423-426.

Oliver, L.M.; Fisher, W.S.; Ford, S.E.; Ragone Calvo, L.M.; Burreson, E.M.; Sutton, E.B. and Gandy, J. (1998). *Perkinsus marinus* Tissue Distribution and Seasonal Variation in Oysters *Crassostrea virginica* from Florida, Virginia and New York. *Diseases of Aquatic Organisms*, 34(1): 51-61.

Overstreet, R.M. and Hawkins, W.E. (2017). Infections, Parasites and Diseases. In: H. Ward (ed.), *Habitats and Biota of the Gulf of Mexico: Before the Deepwater Horizon Oil Spill* (pp. 1619-1702). USA: Springer.

Overstreet, R.M. and Howse, H.D. (1977). Some Parasites and Diseases of Estuarine Fishes in Polluted Habitats of Mississippi. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 298(1): 427-462.

Panchana, F.; Sotomayor, M. and Melena, J. (2011). Atlas de Histopatología de *P. vannamei*. Vol. II 1. *Revista Tecnológica ESPOL*, 24(1): 1-105.

Panicker, G.; Myers, M.L. and Bej, A.K. (2004). Rapid Detection of Vibrio Vulnificus in Shellfish and Gulf of Mexico Water by Real-Time PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(1): 498-507.

Pérez-Campos, R.A.; Huchim-Lara, O.; Salas, S.; Liceaga-Correa, M.; Hernández-Núñez, H.; Pascual-Jiménez, C.P.J. and Rodríguez-Canul, R. (2016). Landscape Analysis for PaV1 Infection in Lobsters *Panulirus argus* from the Artisanal Fishery of the Eastern Coast of Yucatan, Mexico. *Open Journal of Marine Science*, 6(03): 386-420.

Phillips, M.B.; Depaola, A.; Bowers, J.; Ladner, S. and Grimes, D.J. (2007). An Evaluation of the Use of Remotely Sensed Parameters for Prediction of Incidence and Risk Associated with *Vibrio parahaemolyticus* in Gulf Coast Oysters (*Crassostrea virginica*). *Journal of Food protection*, 70(4): 879-884.

Quiñones-Ramírez, E.I.; Bonifacio, I.N.; Betancourt-Rule, M.; Ramirez-Vives, F. and Vázquez-Salinas, C. (2010). Putative Virulence Factors Identified in *Vibrio vulnificus* Strains Isolated from Oysters and Seawater in Mexico. *International Journal of Environmental Health Research*, 20(6): 395-405.

Ragan, J.G. and Aldrich, D.V. (1972). Infection of Brown Shrimp, *Penaeus aztecus* Ives by *Prochristianella penaei* Kruse (Cestoda: Trypanorhyncha) in Southeastern Louisiana Bays. *Transactions of the American Fisheries Society*, 101(2): 226-238.

Ragan, J.G. and Matherne, B.A. (1974). Studies on *Loxothylacus texanus*. Proceedings of the Gulf Coast Regional Symposium on Diseases of Aquatic Animals. Louisiana State University, LSU-56-74-05. Baton Rouge, Louisiana, 185-201.

Ramírez-Estévez, A.E.; Ríos-Lara, G.V.; Lozano-Álvarez, E.; Briones-Fourzán, P.; Aguilar-Cardozo, C.; Escobedo, G.F. y Figueroa-Paz, F. (2007). Estimación de crecimiento, movimientos y prevalencia de

PaV1 en juveniles de langosta *Panulirus argus* en la Reserva de la Biósfera Banco Chinchorro (Quintana Roo, México) a partir de datos de marcado-recaptura. *Ciencia Pesquera*, 18(1): 51-66.

Ray, S.M. (1966). A Review of the Culture Method for Detecting *Dermocystidium marinum* with Suggested Modifications and Precautions. *Proceedings of the Nationall Shellfisheries Association,* 54(4): 55-69.

Reece, K.; Bushek, D.; Hudson, K. and Graves, J. (2001). Geographic Distribution of *Perkinsus marinus* Genetic Strains Along the Atlantic and Gulf Coasts of the USA. *Marine Biology*, 139(6): 1047-1055.

Reyes-Velázquez, C.; Castañeda-Chávez, M.D.R.; Landeros-Sánchez, C.; Galaviz-Villa, I.; Lango-Reynoso, F.; Minguez-Rodríguez, M.M. and Nikolskii-Gavrilov, I. (2010). Pathogenic Vibrios in the Oyster *Crassostrea virginica* in the Lagoon System of Mandinga, Veracruz, Mexico. *Hidrobiologica*, 20(3): 238-245.

Rizvi, A.V. and Bej, A.K. (2010). Multiplexed Real-Time PCR Amplification of TLH, TDH and TRH Genes in *Vibrio parahaemolyticus* and its Rapid Detection in Shellfish and Gulf of Mexico Water. *Antonie van Leeuwenhoek*, 98(3): 279-290.

Rogers, H.A.; Taylor, S.S.; Hawke, J.P. and Anderson Lively, J.A. (2015). Variations in Prevalence of Viral, Bacterial, and Rhizocephalan Diseases and Parasites of the Blue Crab (*Callinectes sapidus*). *Journal of Invertebrate Pathology*, 127: 54-62.

Rubio, M.; Artiles, A.; Silveira, R.; García, O.; González, N.; Cubana, R. y Pesqueras, D.I. (2011). Hepatopancreatitis necrotizante (NHP). Identificación etiológica por métodos histopatológicos y moleculares en el camarón de cultivo *Litopenaeus vannamei*. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*, 28(2): 68-73.

Sheehan, K.L.; Lafferty, K.D.; Brien, J.O. and Cebrian, J. (2011). Parasite Distribution, Prevalence, and Assemblages of the Grass Shrimp, *Palaemonetes pugio*, in Southwestern Alabama, USA. *Comparative Parasitology*, 78(2): 245-256.

Sheppard, M.; Walker, A.; Frischer, M.E. and Lee, R.F. (2003). Histopathology and Prevalence of the Parasitic Dinoflagellate, *Hematodinium* sp., in Crabs (*Callinectes sapidus*, *Callinectes similis*, *Neopanope sayi, Libinia emarginata, Menippe mercenaria*) from a Georgia Estuary. *Journal of Shellfish Research*, 22(3): 873-880.

Shieh, Y.C.; Baric, R.S.; Woods, J.W. and Calci, K.R. (2003). Molecular Surveillance of Enterovirus and Norwalk-Like Virus in Oysters

Relocated to a Municipal-Sewage-Impacted Gulf Estuary. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(12): 7130-7136.

Shields, J.D. (2012). The Impact of Pathogens on Exploited Populations of Decapod Crustaceans. *Journal of Invertebrate Pathology*, 110(2): 211-224.

Shields, J.D. and Behringer Jr., D.B. (2004). A New Pathogenic Virus in the Caribbean Spiny Lobster *Panulirus argu*s from the Florida Keys. *Diseases of Aquatic Organisms*, 59: 109-118.

Shields, J.D. and Overstreet, R.M. (2007). Diseases, Parasites, and Other Symbionts. *The Blue Crab*. *Impacted Gulf Estuary*, 50(11): 630-766.

Soniat, T.M. (2012). *Levels of the Parasite Perkinsus marinus in Populations of Oysters from the Louisiana Public Seed Grounds: Summer 2012, (July)*. Retrieve from www.wlf.louisiana.gov/sites/default/files/dermo_report.pdf.

Sullivan, T.J.; Gelpi, C.G. and Neigel, J.E. (2016). Molecular Detection of the Parasitic Dinoflagellate *Hematodinium perezi* from Blue Crabs *Callinectes sapidus* in Louisiana USA. *Diseases of Aquatic Organisms*, 120: 83-88.

Sullivan, T.J. and Neigel, J.E. (2018). Effects of Temperature and Salinity on Prevalence and Intensity of Infection of Blue Crabs, *Callinectes sapidus*, by *Vibrio cholerae*, *V. parahaemolyticus*, and *V. vulnificus* in Louisiana. *Journal of Invertebrate Pathology*, 151: 82-90.

Tamplin, M.L. and Capers, G.M. (1992). Persistence of *Vibrio vulnificus* in Tissues of Gulf Coast Oysters, *Crassostrea virginica*, Exposed to Seawater Disinfected with UV Light. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(5): 1506-1510.

Thitamadee, S.; Prachumwat, A.; Srisala, J.; Jaroenlak, P.; Salachan, P.V.; Sritunyalucksana, K. and Flegel, T.W. (2016). Review of Current Disease Threats for Cultivated Penaeid Shrimp in Asia. *Aquaculture*, 452: 69-87.

Tolley, S.G.; Winstead, J.T.; Haynes, L. and Volety, A.K. (2006). Influence of Salinity on Prevalence of the Parasite *Loxothylacus panopaei* in the Xanthid *Panopeus obesus* in SW Florida, 70 (Høeg 1992). *Diseases of Aquatic Organisms,* 70(3): 243-250.

Tunnell, J.W. (2017). Shellfish of the Gulf of Mexico. In: C.H. Ward (ed.), *Habitats and Biota of the Gulf of Mexico: Before the Deepwater Horizon Oil Spill* (pp. 769-838). New York: Springer.

Turner, H.M. (1985). Parasites of Eastern Oysters from Subtidal Reefs in a Louisiana Estuary with a Note on their Use as Indicators of Water Quality. *Estuaries*, 8(3): 323.

Ulrich, P.N.; Colton, C.M.; Hoover, C.A.; Gaffney, P.M. and Marsh, A.G. (2007). *Haplosporidium nelsoni* (MSX) rDNA Detected in Oysters from the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea. *Journal of Shellfish Research*, 26(1): 195-199.

Valdés Murillo, A. (2010). Helmintos parásitos en poblaciones silvestres de *Farfantepenaeus aztecus* en el estero La Mata, Veracruz, México. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana, México.

Vanderzant, C.; Mroz, E. and Nickelson, R. (1970). Microbial Flora of Gulf of Mexico and Pond Shrimp. *Journal of Milk and Food Technology*, 33: 346-350.

Vanderzant, C. and Nickelson, R. (1969). A Microbiological Examination of Muscle Tissue of Beef, Pork, and Lamb Carcasses. *Journal of Milk and Food Technology*, 32(9): 357-361.

Vázquez-Sauceda, M.D.L.; Sánchez-Martínez, J.G.; Pérez-Castañeda, R.; Rábago-Castro, J.L. and Vargas-Cruz, D.Y. (2016). White Spot Syndrome Virus (WSSV) and Necrotizing Hepatopancreatitis (NHP) Detection in Wild Shrimp of the San Andrés Lagoon, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(2): 455-459.

Vázquez, H.; Álvarez, F.; Vázquez-López, H. y Álvarez, F. (2008). Efectos del rizocefalo *Loxothylacus texanus* Boschma 1933, sobre *Callinectes rathbunae* Contreras, 1930. *Biocyt*, 1(1): 1-6.

Vidal-Martínez, V.M.; Aguirre-Macedo, M.L.; Río-Rodríguez, R.; Gold-Bouchot, G.; Osten, J.R. and Miranda-Rosas, G.A. (2006). The Pink Shrimp *Farfantepenaeus duorarum*, its Symbionts and Helminths as Bioindicators of Chemical Pollution in. *Journal of Helminthology*, 52: 159-174.

Vidal-Martínez, V.M.; Jiménez-Cueto, A.M. and Simá-Álvarez, R. (2002). Parasites and Symbionts of Native and Cultured Shrimps from Yucatán, Mexico. *Journal of Aquatic Animal Health*, 14(1): 57-64.

Wakida-Kusunoki, A.T.; Rojas-González, R.I.; Toro-Ramírez, A.; Medina-Quijano, H.A.; Cruz-Sánchez, J.L. y Santana-Moreno, I. (2016). Caracterización de la pesca de camarón en la zona costera de Campeche y Yucatán. *Ciencia Pesquera*, 24: 3-13.

Wardle, W.J. and Tirpak, A.J. (1991). Occurrence and Distribution of an Outbreak of Infection of *Loxothylacus texanus* (Rhizocephala) in Blue Crabs in Galveston Bay, Texas, with Special Reference to Size and Coloration of the Parasite's External Reproductive Structures. *Journal of Crustacean Biology*, 11(4): 553-560.

Watters, G. (1998). Prevalences of Parasitized and Hyperparasitized Crabs Near South Georgia. *Marine Ecology Progress Series*, 170: 215-229.

Wilson, E.A.; Powell, E.N.; Craig, M.A.; Wade, T.L. and Brooks, J.M. (1990). The Distribution of *Perkinsus marinus* in Gulf Coast Oysters: Its Relationship with Temperature, Reproduction, and Pollutant Body Burden. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 75(4): 533-550.

Winstead, J.T. and Couch, J.A. (1981). *Proctoeces* sp. (Trematoda: Digenea) in the American Oyster, *Crassostrea virginica*. *Transactions of the American Microscopical Society*, 100(3): 296-305.

Woods, J.W. and Burkhardt, W. (2010). Occurrence of Norovirus and Hepatitis A Virus in US Oysters. *Food and Environmental Virology*, 2(3): 176-182.

Zimmerman, A.M.; Depaola, A.; Bowers, J.C.; Krantz, J.A.; Nordstrom, J.L.; Johnson, C.N. and Grimes, D.J. (2007). Variability of Total and Pathogenic *Vibrio parahaemolyticus* Densities. *Diseases of Aquatic Organisms*, 97(1): 113-126.

Parasitofauna de organismos marinos del golfo de México: Estado del conocimiento

Ana Luisa May-Tec, Arturo Centeno-Chalé,
Amelia Paredes-Trujillo, Víctor Manuel Vidal-Martínez
y Leopoldina Aguirre-Macedo

Resumen

La diversidad de parásitos es considerada un excelente indicador de la salud del ecosistema. Debido a que un mayor número de especies de parásitos se asocia con una alta productividad e interacciones tróficas entre los organismos, lo cual resulta en una mayor transmisión de parásitos entre hospederos. El golfo de México es catalogado como una región geográfica con alta diversidad de especies, después de Europa y China; sin embargo, no se ha hecho un análisis de los estudios publicados sobre el tema en las aguas mexicanas del golfo de México. Por tanto, el presente trabajo tiene como objetivo hacer un análisis de la información sobre parásitos y sus hospederos registrada a la fecha en las aguas mexicanas del golfo de México, a fin de establecer el estado del conocimiento y sugerir futuras investigaciones que permitan entender mejor el ecosistema, así como reconocer los distintos patrones y procesos ecológicos que expliquen la complejidad de las interacciones de sus organismos marinos. Se recopiló información de 149 ar-

tículos científicos, en donde se encontraron 629 interacciones parásito-hospedero, que involucraron 130 especies de hospederos vertebrados e invertebrados y 332 especies de parásitos. Los Monogéneos, Tremátodos y Nemátodos fueron los grupos de parásitos con mayor número de taxa reportados. Los estados del sureste del golfo de México presentaron mayor número de registros de parásitos en comparación con los estados del norte, esto se debe muy probablemente a una diversidad de hospederos muestreados, tal vez como consecuencia de la cercanía con el Caribe o a la presencia de especies de importancia comercial en dicha zona. A pesar de que en la última década se ha incrementado el registro de parásitos en organismos marinos, la información disponible hasta el momento no permite hacer generalizaciones respecto a su diversidad en el golfo de México.

Palabras clave

Biodiversidad, parásitos marinos, golfo de México.

Parasitic Fauna of Marine Organisms from the Gulf of Mexico: State of Knowledge

Abstract

Parasite diversity is considered to be an excellent indicator of ecosystem health. This is due to the fact that a greater number of parasite species is associated to higher productivity and trophic interactions between organisms, which results in a greater transmission of parasites among hosts. The Gulf of Mexico is classified as a geographic region with a high species diversity, right after Europe and China. However, an analysis of the studies published on the subject in regards to Mexican waters of the Gulf of Mexico has not been made. Therefore, the aim in the present study is to carry out an analysis of the current information about parasites and their hosts from Mexican waters in the Gulf of Mexico in order to recognize the state of knowledge and suggest future research which will make it possible to better understand the ecosystem as well as to recognize the different ecological patterns and processes

that may explain the biological complexity of the marine ecosystem. Information was gathered from 149 scientific articles, where 629 parasitic-host interactions were found, involving 130 species of vertebrate and invertebrate hosts and 332 species of parasites. Monogeneans, trematodes and nematodes were the parasite groups with the highest number of taxa reported. The southeastern states of the Gulf of Mexico presented high parasite records compared to the northern states, this is very likely due to the diversity of hosts sampled, perhaps as a consequence of the proximity to the Caribbean and/or the presence of species of commercial importance in this area. Although the registry of parasites in marine organisms has increased in the last decade, the available information does not make it possible to use generalizations in respect to its diversity in the Gulf of Mexico.

Keywords

Biodiversity, marine parasites, Gulf of Mexico.

Introducción

La sobreexplotación de los recursos naturales, el cambio climático y el impacto de la contaminación sobre los ecosistemas, son temas que han cobrado gran interés en la evaluación de los distintos procesos ecológicos que influyen en la pérdida de la biodiversidad (Doney *et al.,* 2012; Carlson *et al.*, 2017; Sures *et al.*, 2017); sin embargo, para medir los cambios en la biodiversidad es necesario tener datos precisos del número de especies a distintas escalas geográficas y ecológicas. Dicha información permitirá a los ecólogos abordar temas sobre el uso sostenible a largo plazo y la conservación de la biodiversidad de los ecosistemas.

México es considerado un país mega diverso para numerosos grupos de plantas y animales. Con respecto a las especies marinas es catalogado como un país con alta diversidad, después de Europa y China (Felder y Camp, 2009). A través del tiempo se conocen y describen nuevas especies de peces; por ejemplo, Espinosa *et al.* (1993) reporta 2 117 especies, sin embargo, 11 años después Espínola-Pérez (2014) menciona un total de 2 763 especies tanto de agua dulce como marinas para el territorio mexicano.

El incremento en los registros en las últimas décadas puede ser atribuido a varios factores, como lo es un aumento en las exploraciones y la aplicación de nuevas herramientas, tanto de colecta como de identificación (taxonómica y molecular) (Eschmeyer *et al.,* 2010; Espinosa-Pérez *et al.,* 2014). Es importante considerar la presencia de especies invasoras o la variación en la distribución de los organismos debido a la modificación de su hábitat causados por cambios en el ambiente, como lo es la variación del clima o la contaminación; sin embargo, tanto de los nuevos registros de las especies de peces como de las ya conocidas se sabe muy poco acerca de su parasitofauna, a pesar de que los organismos de vida libre están acompañados por una diversidad parasitaria, la cuál es un indicador de las interacciones entre diversas especies de organismos que conforman los distintos eslabones de la cadena alimenticia (Aguirre-Macedo *et al.*, 2017). Al respecto, los parásitos son considerados actores ecológicos importantes, debido a su influencia sobre la ecología de sus hospederos, dada su capacidad y habilidad para regular las poblaciones en los ecosistemas (Sato *et al.*, 2012). Así mismo, los estudios sobre la parasitofauna nos aportan información sobre los hábitos alimenticios, biogeografía, comportamiento, evolución y rutas de migración de sus hospederos y otras especies del mismo ecosistema, e incluso datos sobre la estabilidad de la red alimenticia (Marcogliese, 2002; Poulin y Morand, 2004; Luque, 2008; Bautista-Hernández *et al.,* 2013).

En la última década se ha observado que una alta diversidad de especies de parásitos está asociada con ecosistemas más sanos, a diferencia de lo que comúnmente se piensa, ya que se considera que en estos ambientes se está llevando a cabo una adecuada transferencia de energía debido a que las interacciones tróficas entre sus hospederos que, aunado a una mayor productividad del sistema, conlleva a una alta transmisión parasitaria (Hudson *et al.*, 2006; Dunne *et al.,* 2013; Gómez y Nichols, 2013). En caso contrario, la presencia de especies introducidas de parásitos o comunidades de parásitos poco diversas es el reflejo de un probable impacto antropogénico, que puede poner en riesgo la salud del ecosistema (Salgado-Maldonado y Pineda- López, 2003; Colin *et al.,* 2017). Considerando que los parásitos pueden ser muy específicos para

sus hospederos, se ha estimado que deben ser tan diversos como los organismos de vida libre, o incluso más diversos, ya que casi siempre se encuentra más de una especie de parásito en un mismo huésped (Sosa-Medina *et al.*, 2015; Aguirre-Macedo *et al.*, 2017).

En México, la mayoría de los estudios que han estimado la diversidad de parásitos de organismos acuáticos se han realizado en aguas dulces (Aguilar-Aguilar *et al.*, 2006, 2008; Quiroz-Martínez *et al.*, 2013). Los trabajos con organismos marinos se restringen a especies de importancia comercial, esto limita el conocimiento de la diversidad de la parasitofauna. Existen factores como la talla de los peces, sus hábitos gregarios, su dieta, así como la dinámica del ambiente marino como son las corrientes (fuente constante de alimento), que favorecen la productividad de los ecosistemas y la diversidad de hospederos intermediarios e influyen en la distribución y abundancia de las especies de parásitos (Marcogliese, 2001). Estos factores sugieren que los ambientes marinos presentan redes alimentarias más complejas y diversas, en comparación con los ambientes de agua dulce; por tanto, se espera que las comunidades de parásitos marinos sean más ricas y más diversas, a diferencia de los ambientes de aguas dulces (Holmes, 1990; Rohde, 1992).

En el presente estudio se muestra la información recopilada de los trabajos publicados en revistas indizadas, arbitradas, tanto nacionales como internacionales, sobre parásitos de los organismos marinos reportados a lo largo del golfo de México y mar Caribe en aguas mexicanas. Cabe señalar que la información generada en tesis o informes de proyectos no fue considerada para el desarrollo del presente trabajo debido a que en muchos de los casos, además de ser de difícil acceso, presentan datos que corresponden a identificaciones preliminares por lo que pueden llevarnos a interpretaciones erróneas de distribución o a una sobreestimación en el número de especies. La información generada contribuirá a establecer el estado del conocimiento, orientar futuras investigaciones e ir conformando información base que permita una mejor comprensión del ecosistema. Asimismo, permitirá generar interpretaciones en el ámbito de la biodiversidad y reconocer los distintos patrones y procesos que contribuyen a explicar la complejidad biológica marina del golfo de México. La información

recabada puede ser de gran ayuda para la toma de decisiones sobre especies y áreas marinas a preservar.

En el presente trabajo se incluye la información bibliográfica de los parásitos, tanto de invertebrados como de vertebrados de ambientes marinos. Los registros de los hospederos como de sus parásitos, fueron clasificados por su categoría taxonómica: los hospederos se agruparon de acuerdo a su phylum: Arthropoda, Chaetoganatha, Cnidaria, Mollusca y Chordata. Los parásitos se clasificaron de acuerdo a sus principales grupos en: Monogéneos, Tremátodos, Céstodos, Nemátodos, Acantocéfalos, Hirudíneos, Copépodos y Crustáceos. La información se basó en datos de buscadores de internet, como Google Scholar, Web of Science, utilizando palabras clave como Monogéneos, Tremátodos, Céstodos, Nemátodos, Acantocéfalos, Hirudíneos, Copépodos, Crustáceos + parasites of Gulf of Mexico, Invertebrate Marine, Caribbean Sea, Parasites of marine organims. Por su parte, la clasificación taxonómica tanto de los hospederos como de sus parásitos se basó en el registro mundial de especies marinas (WoRms, por sus siglas en inglés) y en el sistema integrado de información taxonómica (ITIS, por sus siglas en inglés).

Estudios de la parasitofauna marina en el golfo de México

Se recuperó la información de 149 artículos científicos de estudios realizados en las costas de los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán para el golfo de México, y del estado de Quintana Roo para el mar Caribe. Cabe mencionar que son 24 los trabajos que abarcan más de un estado y 11 los trabajos que no especifican la zona exacta de estudio en el golfo de México (tabla 1). El análisis de la información bibliográfica obtenida muestra que los estados de Veracruz, Campeche y Yucatán, así como el Mar caribe mexicano, presentan un mayor número de estudios y registros de taxa de parásitos (tabla 1). En la figura 1 se muestra que el mayor número de taxas de parásitos encontrados en el sureste del golfo de México se reportan para el phylum Chordata. Este resultado muy probablemente se asocia a que esta zona presenta mayor diversidad de especies de importancia comercial, lo que incrementa el interés en el estudio de su biología y ecología en la zona.

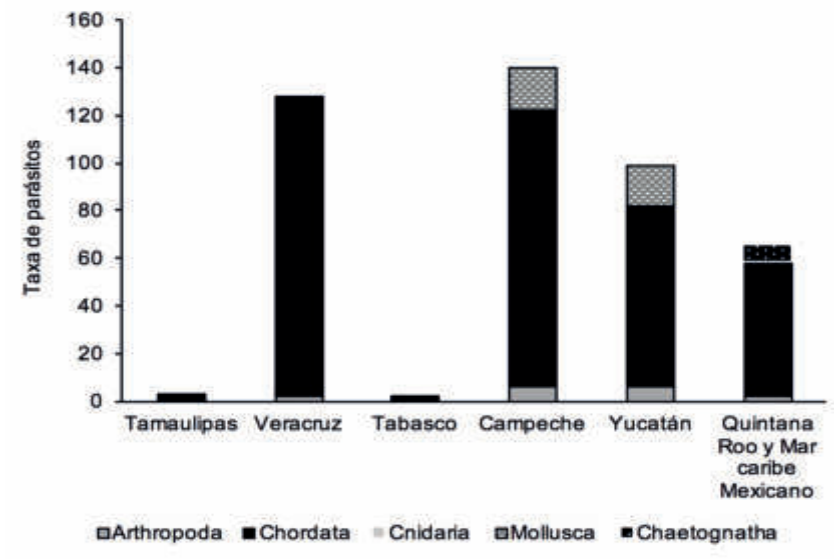
Tabla 1

Distribución geográfica de las investigaciones realizadas en los estados del golfo de México y mar Caribe mexicano

Estados	Trabajos realizados	Phylum de hospederos	Taxas de parásitos
Tamaulipas	3	1	3
Veracruz	39	3	128
Tabasco	2	1	2
Campeche	51	3	140
Yucatán	39	3	99
Quintana Roo	39	4	65

Figura 1

Número de taxas de parásitos por phylum de hospederos reportadas en los distintos estados del golfo de México



De los datos obtenidos, fueron 23 los estudios enfocados a describir la parasitofauna de invertebrados y 126 los dirigidos a los parásitos de vertebrados marinos. Asimismo, se documentaron 629 interacciones parásito-hospedero que incluyen 332 taxas de parási-

tos, de las cuales 52 taxas se encuentran distribuidas en 29 especies de hospederos invertebrados pertenecientes a 12 familias de artrópodos, dos familias de moluscos y una familia de Quetoganathos y Cnidarios (https://drive.google.com/open?id=1Wl4VTxkJgqkXymvlgYcAP4GVKt8XbHIn). Para los vertebrados se encontraron 280 taxas de parásitos, infectando a 101 especies de peces que pertenecen a 38 familias clasificadas dentro del phylum Chordata (tabla 2 y figura 2). Claramente, el número de taxas y grupo de parásitos reportadas para invertebrados es mucho menor (52/280) en comparación con la taxas encontradas para los vertebrados (figura 2). Esto obedece a que un mayor número de estudios se han enfocado en los vertebrados del phylum Chordata, particularmente para peces se encontraron 109 trabajos de un total de 126 estudios sobre parásitos de vertebrados, lo que influye directamente en los valores de la diversidad de parásitos en este grupo en particular.

Tabla 2

Número de especies de hospederos y sus especies de parásitos reportadas para el golfo de México

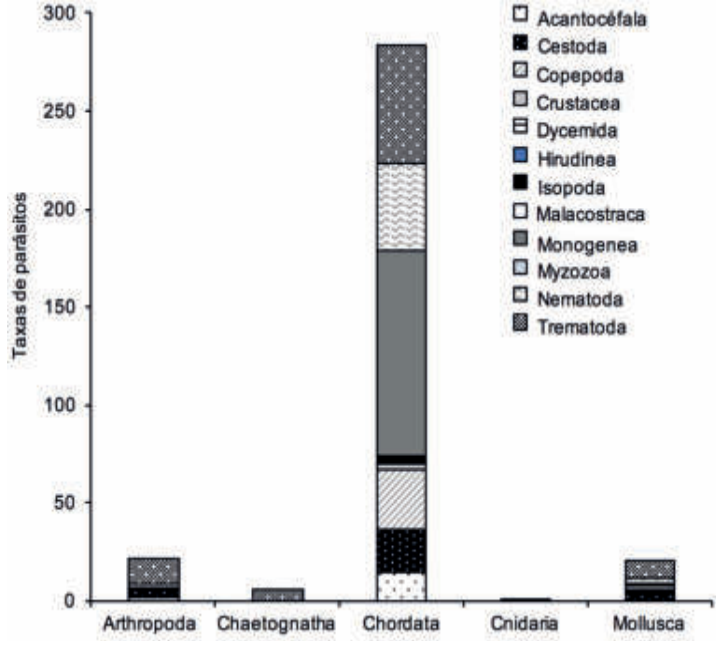
Hospedero (phylum)	Especies de hospederos	Especies de parásitos
Arthropoda	18	23
Chordata	101	280
Cnidaria	2	1
Mollusca	4	22
Quetognatha	5	6
Total	130	332

Con respecto al número de taxas parasitarias, observamos que para los organismos marinos se reportan 332 taxas, de las cuales 280 son parásitos de peces. Al respecto, la parasitofauna de peces de agua dulce en México, incluye 262 especies distribuidas en aproximadamente 16 familias a lo largo de dicho territorio, de las cuales 155 corresponden a las cuencas de los estados que conforman el litoral del golfo de México (río San Fernando, río Panuco, Tuxpan, Tabasco y Yucatán) (Aguilar-Aguilar *et al.,* 2006, 2008; Quiroz-Martínez y Salgado-Maldonado, 2013). Los reportes encontrados sugieren que las interacciones parasito-hospedero de ambientes marinos in-

tegran una mayor cantidad de especies de hospederos; es decir, que los peces marinos albergan comunidades más ricas de parásitos, en comparación con lo que se conoce para los peces de agua dulce. Esto sugiere una mayor diversidad de parásitos del ambiente marino en comparación con los de agua dulce. Los valores encontrados en la riqueza de parásitos muy probablemente está relacionada a las características ecológicas de los organismos marinos (hospederos), tales como la capacidad de desplazamiento y mayor amplitud de dieta, misma que puede estar desempeñando un papel muy importante en la transmisión de los parásitos (Luque y Poulin, 2007). A su vez, la gran diversidad de invertebrados que en general existen en ambientes marinos y que actúan como hospederos intermediarios de los parásitos, pueden estar generando mayores interacciones tróficas, que a su vez promueven la trasmisión en muchos de los parásitos con ciclos de vida complejos (Rhode, 2005).

Figura 2

Número de taxa de parásitos y grupo de parásitos encontradas en cada phylum de hospederos estudiados



Dentro del phylum Chordata, *Trachinotus carolinus*, con 31 taxa de parásitos, fue el hospedero con mayor número de taxa de parásitos y mayor distribución en el golfo de México desde Veracruz hasta el Caribe mexicano, a diferencia de las especies como *Syacium gunteri* con 13 taxa de parásitos, cuya área de estudio solamente comprendió Campeche (tabla 3). La diferencia en el número de taxa de parásitos reportados entre estas especies de peces se atribuye a su distribución espacial, así como al número de reportes. Así mismo, se observa que los organismos con una distribución cercana al caribe presentan mayor riqueza parasitaria, dado que en esta zona se encuentra la segunda barrera arrecifal más grande del mundo, beneficiando el reclutamiento y la diversidad de las comunidades de peces (Villegas-Sánchez *et al.*, 2015). Dichas características favorecen las interacciones entre las especies de peces y la transmisión de sus parásitos. Estos resultados obedecen al patrón general de biogeografía, la cual menciona mayor riqueza de especies en los trópicos, a diferencia de las zonas polares (Brown, 2014). Por tanto, en la región neotropical del golfo de México (Veracruz-Caribe mexicano), no es de sorprender que se encuentre mayor riqueza de especies de parásitos de organismos marinos a diferencia de la zona neártica del golfo de México (Tamaulipas); sin embargo, también es importante considerar que encontramos mucho menos trabajos realizados en esta zona neártica (Tamaulipas) (3/146), en comparación con la zona neotropical (Veracruz-Caribe mexicano) del golfo de México.

En un esfuerzo por compilar la información para determinar el número de especies presentes a lo largo del ecosistema marino del golfo de México, Felder y Camp (2009), en su libro *Gulf of Mexico Origin Waters and Biota*, mencionan 738 especies de parásitos (Trematodos, Céstodos y Acantocéfalos) distribuidas en 763 especies de hospederos (vertebrados e invertebrados). Si comparamos esta información con el número de especies de parásitos y hospederos que han sido examinados para México (332/130), los valores reportados son visiblemente menores en comparación con los registrados por Felder y Camp (2009). Esto sin mencionar que entre las 738 especies de parásitos de dicho estudio no están considerados los Monogéneos y Nemátodos, tampoco se tomaron en cuenta crustáceos e Isópodos parásitos, que juntos representan 11% de las especies de parásitos

registradas en aguas mexicanas. Por tanto, es evidente que para el territorio mexicano aún nos falta mucho por conocer. Para América Latina, Luque y Poulin (2007) encontraron 10 904 asociaciones de parásitos-hospedadores, que involucran a 1 660 especies de peces de agua dulce y marina distribuidas en 211 familias (149 marinas y 62 de aguadulce). Al comparar la información generada en el número de especies de parásitos, concordamos con lo sugerido por Poulin (2014), quien mencionó que, debido al estado actual del conocimiento sobre la biodiversidad de parásitos, la información generada aún es escasa si la comparamos a nivel global.

Tabla 3

Especie de hospedero con mayor área geográfica estudiada y el número de taxa reportadas

Especie de hospedero	Taxa de parásitos	Estados	Estudios
Phylum Chordata Clase Actinopterygii Orden Peciformes Familia Carangidae *Trachinotus carolinus*	31	Veracruz, Campeche, Yucatán, Quintana Roo	7
Familia Serranidae *Epinephelus morio*	28	Campeche, Yucatán	9
Familia Serranidae *Mycteroperca bonaci*	23	Yucatán	4
Orden Pleuronectiformes Familia Paralichthyidae *Syacium gunteri*	13	Campeche	1

Composición de la parasitofauna del golfo de México

Se encontraron registros para un total de 332 taxa de parásitos, tanto en hospederos vertebrados como invertebrados. Los Monogéneos fue el grupo de parásitos mayoritariamente representado (105 taxa), seguido de los Tremátodos (88), los Nemátodos (49) y los copépodos (32). En el resto de los registros se encontraron < 30 taxa (tabla 4).

Es altamente probablemente el hecho de que dentro del grupo de los Monogéneos se encuentre el mayor número de taxas

(105), a diferencia de los demás grupos de parásitos, esto se debe a que durante más de 80 años se han realizado en México esfuerzos para cuantificar la riqueza de estos ectoparásitos de vertebrados acuáticos (Lamothe-Argumedo y Jaimes-Cruz, 1982; Flores-Crespo y Flores-Crespo, 2003; Kohn *et al.*, 2006; García-Prieto *et al.*, 2014 Mendoza-Franco *et al.*, 2017). A la fecha hay aproximadamente 213 taxa de Monogéneos descritos en el ambiente marino, a diferencia de las 102 taxa descritas para organismos dulceacuícolas. Estos valores son los registrados para el territorio mexicano, contemplando los océanos Pacífico y Atlántico, y muestra que el mayor número de taxa de Monogéneos para México se han descrito en ambientes marinos (Mendoza-Garfias *et al.*, 2017). Este hecho puede estar asociado con una mayor diversidad de peces marinos en comparación con los de agua dulce, debido a que para ambientes dulceacuícolas se estiman 505 especies de peces, mientras que en ambientes marinos se han reportado alrededor de 2 224 especies de peces; de las cuales, 1 103 se reportan para el golfo de México y mar Caribe mexicano (Espinosa-Pérez, 2014).

Tabla 4

Estatus de identificación de las taxa de los parásitos reportadas en organismos marinos del golfo de México y mar Caribe

Grupo de parásitos	Especies	Géneros	Familias	Taxa
Monogenea	94	10	1	105
Trematoda	50	33	5	88
Nematoda	29	15	5	49
Copepoda	27	4	1	32
Cestoda	14	9	6	29
Acantocéfala	11	6	0	17
Crustacea	3	1	0	4
Dycemida	3	0	0	3
Isopoda	0	2	0	2
Hirudinea	1	0	0	1
Malacostraca	0	1	0	1
Myzozoa	0	1	0	1
Total	232	82	18	332

Un patrón que se ha observado del grupo de Monogéneos es que los peces pertenecientes a la familia Carangidae albergan un mayor número de especies de Monogéneos; por ejemplo, para *Carnax hippo* de aguas mexicanas se han reportado 17 especies diferentes de Monogéneos (Kohn *et al*., 2006). Entre los estudios realizados en el golfo de México encontramos 12 especies de peces que pertenecen a la familia Carangidae parasitados con 19 diferentes especies de Monogéneos y 11 especies de peces de la familia Lutjanidae parasitadas por 21 (véase tabla suplementaria en https://drive.google.com/open?id=1Wl4VTxkJgqkXymvlgYcAP4GVKt8XbHIn). Esto al momento sugiere que la mayor diversidad de especies de Monogéneos se encuentra en la familia Carangidae y Lutjanidae, a diferencia de las otras familias de peces en las que se encontraron entre 1-13 taxa de Monogéneos; sin embargo, hace falta un esfuerzo de igual magnitud para otros grupos de peces. De los 105 taxa de Monogéneos reportados en peces del golfo de México, 89% se han descrito a nivel de especie y 11% a nivel de género y familia. Es importante considerar que, pese a los esfuerzos para compilar listados completos (Kohn *et al.,* 2006; Merlo-Serna y García-Prieto, 2016; Mendoza-Garfias *et al.,* 2017), la diversidad de este grupo se podría estar subestimando debido a que las publicaciones informales (tesis e informes de proyectos, entre otros) no están taxonómicamente curadas y no fueron tomadas en cuenta para el presente trabajo.

Con respecto al grupo de los Tremátodos, se encontraron 88 taxa registrados, de las cuales 29 fueron reportadas para invertebrados y 61 para vertebrados desde Tamaulipas hasta Quintana Roo (Caribe mexicano). De las 88 taxa de Tremátodos, 56.8% están descritos a nivel de especie, 37.5% a nivel género y 5.6% a nivel de familia. A pesar de que el grupo de los Monogéneos es considerado menos diverso que el de los Tremátodos (García-Prieto *et al.,* 2014; Aguirre-Macedo *et al*., 2016; Cribb, 2016), en esta revisión bibliográfica el número de taxa de los Tremátodos estuvo por debajo del de los Monogéneos y muy por debajo de las 374 especies reportadas por Overstreet *et al*. (2009) para la región estadounidense del golfo. Esta situación, sin duda, puede atribuirse a que en principio existe un número muy pequeño de especies de invertebrados

(n = 29) examinados, en comparación con los vertebrados (n = 101). El bajo número de invertebrados examinados en nuestro país muy probablemente se debe a que los estudios se han enfocado a conocer la parasitofauna de los invertebrados marinos de importancia comercial (camarones y moluscos). Si se considera que hay 5 517 especies de invertebrados reportadas para el área mexicana del golfo de México (Felder y Camp 2009; Vasallo *et al.,* 2014), las especies de invertebrados examinadas representan tan sólo 0.52%. En el caso de los Tremátodos, los invertebrados son particularmente importantes, ya que fungen como hospederos intermediarios para completar su ciclo de vida (Britton y Andreou, 2016). Los peces, por otro lado, también acusan un bajo número de especies examinadas, lo cual también contribuye al bajo número de taxa de Tremátodos reportados en la literatura. Para la parte norte del golfo de México, por ejemplo, Overstreet *et al*. (2009) mencionan 374 especies de Tremátodos reportadas para 351 especies de peces, y estiman que son 1 541 especies de peces en el golfo de México, que son considerados hospederos potenciales. Esta información nos sugiere que también de este grupo solamente conocemos una pequeña fracción (24%) de su diversidad en la zona marina mexicana del golfo de México.

Entre los grupos de parásitos con mayor número de taxa registrados en la parte mexicana del golfo de México se encuentran los Nemátodos con 49 taxa: 10% está reportado hasta familia, 30% a nivel de género y 59% descritas a nivel de especie. Al menos cinco taxa se han encontrado en invertebrados. Dentro del phylum Chordata fueron las familias Serranidae (15 taxa) y Carangidae (13 taxa) de los peces las que destacaron con un mayor número de taxa de Nemátodos parásitos. La riqueza y la abundancia de los parásitos están en gran parte determinados por los hábitos alimenticios y ecológicos de sus hospederos. La dieta de los peces determina la variedad, intensidad y frecuencia de las infecciones parasitarias; mientras que el tiempo de vida y la edad de los hospederos permite la acumulación de formas larvarias. Por otra parte, si la distribución de los hospederos es amplia, permite mayor variedad de parásitos (Dune *et al*., 2013). Las familias Carangidae y Serranidae son de ambientes tropicales y subtropicales, consideradas carnívoras generalistas, por lo que características como su dieta y

distribución, que incluye hábitats arrecifales, contribuye de manera importante a explicar el mayor número de especies de parásitos en este grupo de peces, principalmente para los parásitos que requieren de más de un hospedero para completar su ciclo de vida, como lo son los Tremátodos y Nemátodos.

En el grupo de los Céstodos se reportan 29 taxa distribuidos en 17 familias del phylum Chordata (20% de los registros correspondió a la familia Paralichthyidae). Esta familia se caracteriza por incluir peces carnívoros, sus presas son organismos activos, nadadores (peces) o que se desplazan sobre el fondo (estomatópodos, camarones, cangrejos) (Reichert, 2003). Esta dieta contribuye a la riqueza parasitaria y a que esté conformada en su mayoría por formas larvales, razón por la cuál 51% de los taxa esta reportado a nivel de familia y género, y 48% a nivel de especie. Al respecto, los Céstodos en etapas larvarias son difíciles de identificar debido a que la morfología en estas etapas es diferente a sus homólogos adultos; como consecuencia, estas larvas son en el mejor de los casos identificadas hasta familia (Joyeux y Baer, 1961; Jensen, 2009). Los complejos ciclos de vida, incluyendo el desarrollo de varias formas diferentes de larvas, sólo se entienden parcialmente y se suman a la variabilidad morfológica que caracteriza a este grupo de helmintos (Palm, 2004). Se han reportado 93 especies de céstodos para el golfo de México, incluyendo norte y sur; sin embargo, 31% de estos taxa corresponden a trabajos realizados en aguas mexicanas, el número limitado de estudios puede deberse a diversos factores, desde la obtención de material fresco y en buen estado para una correcta identificación, hasta el número limitado de descripciones taxonómicas completas que nos permitan una correcta identificación (Jensen, 2009).

Conclusiones

Aun cuando el golfo de México es considerado con alta diversidad de parásitos en los grupos taxonómicos: Tremátodos, Monogéneos, Nemátodos, Acantocéfalos, Céstodos, es escasa la información para los mares mexicanos, por lo que se requiere de mayor esfuerzo de muestreo para conocer su diversidad en este grupo de organismos en hospederos.

Se encontraron 629 interacciones parásito-hospedero, 332 taxa de parásitos en 130 taxa de hospederos (29 invertebrados y 101 vertebrados). Es importante señalar que el bajo número de estudios realizados en invertebrados puede obedecer al interés de los investigadores por conocer la parasitofauna de organismos de importancia comercial; sin embargo, es importante enfatizar que, dado los valores de diversidad de invertebrados en el golfo de México (5 517 especies), conocemos la parasitofauna de menos de 1% de las especies de invertebrados reportadas para dicha zona de estudio. En el contexto de la ecología de parásitos, falta información y es uno de los puntos importantes a considerar para las futuras investigaciones, dado que los invertebrados juegan un papel importante en los ciclos de vida de los parásitos, en especial en ciclos complejos. De manera adicional, los invertebrados forman parte importante en los eslabones de las cadenas alimenticias y, por ende, en la transmisión y distribución de los parásitos.

El número de taxas de parásitos de organismos marinos encontrados en el presente trabajo sugiere valores más altos, en comparación con valores encontrados en organismos de aguas dulces provenientes de las cuencas del golfo de México (332 taxas de parásitos de organismos marinos, de las cuales 280 taxas se reportan para 38 familias de peces marinos, a diferencia de las 155 taxas de parásitos encontrados en 16 familias de peces de agua dulce). Sin duda, está diferencia puede estar relacionada con una mayor diversidad de organismos marinos, mayor amplitud de su distribución y mayor capacidad de interacción entre organismos a diferentes niveles de la cadena trófica; lo cual favorece a una mayor transmisión de parásitos entre organismos marinos en comparación con los de agua dulce.

Los resultados, sin embargo, parecen contradecir la hipótesis que menciona que las tasas de especiación son más altas en los parásitos de agua dulce que en los marinos, debido al aislamiento y a la heterogeneidad de los hábitats dulceacuícolas. Cabe resaltar que el golfo de México se caracteriza por ser un sistema complejo y heterogéneo por la influencia de las corrientes oceánicas, giros ciclónicos y anticiclónicos, así como por la presencia de barreras arrecifales que sirven de refugio y reclutamiento de organismos marinos. Por tanto, la hidrodinámica del sistema favorece

el intercambio de los organismos y por ende de su diversidad. No obstante, es importante considerar que a pesar del gran esfuerzo en obtener listados de parásitos lo más completo posibles, para poder tener una idea clara de los patrones de su biodiversidad en organismos marinos con respecto a los de ambientes dulceacuícolas, hacen falta muchos estudios rigurosos y confiables por hacer.

Por otro lado, se observó que la mayoría de los trabajos realizados corresponden a los estados de Veracruz, Campeche y Yucatán. Esto tiene que ver principalmente con que en estos estados se extrae la mayor parte de las pesquerías del golfo y, por tanto, los estudios se enfocan en especies de importancia comercial. Este es sin duda un sesgo en las investigaciones y explica por qué otras familias de peces y de invertebrados no han sido estudiadas. Es importante resaltar que se ha observado que las comunidades de peces en la zona ecuatorial y tropical tienen mayor diversidad de especies en comparación con la zonas subtropicales y templadas. Con base en ello, se esperaría más diversidad de parásitos a los observado en el presente estudio. Esto sin duda se irá resolviendo conforme se incrementen las especies de hospederos estudiadas en la zona.

Al realizar la comparación en el número de especies de parásitos en el golfo de México y mar Caribe mexicano con el listado de trabajos y especies reportadas para la parte norte del golfo, es evidente que la integración de información para tener listado completo está todavía en desarrollo y lejos de ser completado. Sin embargo, dado que los últimos años el enfoque tradicional morfológico está incluyendo además marcadores de ADN, las identificaciones futuras de las especies de parásitos tenderán a ser más precisas y permitirán crear un inventario cada vez más sólido.

Por tanto, y desde el punto de vista ecológico, el contar con datos precisos de diversidad, tanto para los hospederos (vertebrados e invertebrados) como para su parásitos, nos permitirá realizar estimaciones más precisas de la interacciones entre los organismos que conforman el ecosistema, para que futuras investigaciones puedan vislumbrar las variaciones naturales de la biodiversidad de aquellos cambios ocasionados por los estresores, como lo son las especies invasoras y la contaminación, así como del potencial efecto del cambio climático. Con esta información se podrían tratar temas sobre el uso sostenible y la conservación de los ecosistemas.

Literatura citada

Aguilar-Aguilar, R. y Salgado-Maldonado, G. (2006). Diversidad de helmintos parásitos de peces dulceacuícolas en dos cuencas hidrológicas de México: Los helmintos y la hipótesis del México betadiverso. *Interciencia,* 7(3): 484-490.

Aguilar-Aguilar, R.; Salgado-Maldonado, G.; Contreras-Medina, R. and Martínez-Aquino, A. (2008). Richness and Endemism of Helminth Parasites of Freswater Fishes in Mexico. *Biological Journal of the Linnean Society*, 94: 435-444

Aguirre-Macedo, M.L.; May-Tec, A.L.; Martínez-Aquino, A.; Cremonte, F. and Martorelli, S.R. (2017). Diversity of Helminth Parasites in Aquatic Invertebrate Hosts in Latin America: How much do we know? *Journal of Helminthology*, 91: 137-149.

Bautista-Hernández, C.E.; Monks, S. y Pulido-Flores, G. (2013). Los parásitos y el estudio de su biodiversidad: Un enfoque sobre los estimadores de la riqueza de especies. *Estudios Científicos en el Estado de Hidalgo y Zonas Aledañas*, 2: 13-17.

Britton, J.R. and Andreou, D. (2016). Parasitism as a Driver of Trophic Niche Specialization. *Trends in Parasitology*, 32: 437-445.

Brown, J.H. (2014). Why Are There so Many Species in the Tropics? *Journal of Biogeography,* 41: 8-22.

Carlson, C.J.; Burgio, K.R.; Dougherty, E.R.; Phillips, A.J.; Bueno, V.M.; Clements, C.F.; Castaldo, G.; Dallas, T.A.; Cizauskas, C.A.; Cumming, G.S.; Doña, J.; Harris, N.C.; Jovani, R.; Mironov, S.; Muellerklein, O.C.; Proctor, H.C. and Getz, W.M. (2017). Parasite Biodiversity Faces Extinction and Redistribution in a Changing Climate. *Science Advances*, 3(9): e1602422.

Colin, C.J.; Burgio, K.R.; Dougherty, E.R.; Phillips, A.J.; Bueno, V.M.; Clements, C.F.; Castaldo, G.; Dallas, T.A.; Cizauskas, C.A.; Cumming, G.S.; Doña, J.; Harris, N.C.; Jovani, R.; Mironov, S.; Muellerklein, O.C.; Proctor, H.C. and Getz, M.W. (2017). Parasite Biodiversity Faces Extinction and Redistribution in a Changing Climate. *Science Advences*, 3: e1602422.

Cribb, T.H. (2016). The Biodiversity of Trematodes of Fishes. *Systematic Parasitology*, 93: 219-221.

Doney, S.C.; Ruckelshaus, M.; Duffy, J.E.; Barry, J.P.; Chan, F.; English, C.A.; Galindo, H.M.; Grebmeier, J.M.; Hollowed, A.B.; Knowlton,

N.; Polovina, J.; Rabalais, N.N.; Sydeman, W.J. and Talley, L.D. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4: 11-37.

Dunne, J.A.; Lafferty, K.D.; Dobson, A.P.; Hechinger, R.F.; Kuris, A.M.; Martinez, N.D.; McLaughlin, J.P.; Mouritsen, K.N.; Poulin, R.; Reise, K.; Stouffer, D.B.; Thieltges, D.W.; Williams, R.J. and Zander, C.D. (2013). Parasites Affect Food Web Structure Primarily through Increased Diversity and Complexity. *PLoS Biology*, 11(6).

Eschmeyer, W.N.; Fricke, R.; Fong, J.D. and Polack, A.D. (2010). Marine Fish Diversity: History of Knowledge and Discovery (Pisces). *Zootaxa* (2525): 19-50.

Espinosa, H.; Fuentes, P.; Gaspar-Dillanes, M.T. and Arenas, V. (1993). Notes on Diversity of Mexican Ichthyofauna. In: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa (eds.), *Biological Diversity of Mexico* (pp. 229-251). New York: Oxford University Press.

Espinosa-Pérez, H. (2014). Biodiversidad de peces en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 450-459.

Felder, D.L.; Camp, D.K.; John, W. and Tunnell, J.W.Jr. (2009). An Introduction to Gulf of Mexico Biodiversity Assessment. In: D.L. Felder, D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota* (pp. 1-13). USA: Texas A&M University Press.

Flores-Crespo J. y Flores-Crespo R. (2003). Monogeneos, parásitos de peces en México: Estudio recapitulativo. *Técnica Pecuaria en México*, 41: 175-192.

García-Prieto, L.; Mendoza-Garfias, B. y Pérez-Ponce de León, G. (2014). Biodiversidad de Platyhelminthes parásitos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: S164-S170.

Gomez, A. and Nichols, E. (2013). Neglected Wild Life: Parasitic Biodiversity as Conservation Target. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 2: 222-227.

Holmes, J.C. (1990). Helminth Communities in Marine Fishes. In: G.W. Esch, A.O. Bush, and J.M. Aho (eds.), *Parasite Communities: Patterns and Processes* (pp. 101-130). Dordrecht: Springer.

Hudson, P.J.; Lafferty, K.D.; and Dobson, A.P. (2006). Parasites and Ecological Systems: Is a Healthy Ecosystem an Infected One? *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 381-385.

Jensen, K. (2009). Cestoda (Platyhelminthes) of the Gulf of Mexico. In: D.L. Felder, and D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico-Origins, Waters, and Biota. Biodiversity*. (pp. 487-522). Texas: Texas A&M University Press, College Station.

Joyeux, C.H. and Boer, J.G. (1936). *Faune de France*. Libraire de la Faculte des Sciences, Paris: Justine.

Kohn, A.; Cohen, S.C. and Salgado-Maldonado, G. (2006). Checklist of Monogenea Parasite of Freshwater and Marine Shes, Amphibians and Reptiles from Mexico, Central America and Caribbean. *Zootaxa*, 1289: 1-114.

Lamothe-Argumedo, R. y Jaimes-Cruz, B. (1982). Monogenea. In: S.H. Hulbert, and A. Villalobos-Figueroa (eds.), *Aquatic Biota of México, Central America and the West Indies* (pp. 65-72). California: San Diego State University.

Luque, J.L. and Poulin, R. (2008). Linking Ecology with Parasite Diversity in Neotropical Fishes. *Journal of Fish Biology*, 72: 189-204.

Luque, J.L. and Poulin, R. (2007). Metazoan Parasite Species Richness in Neotropical Fishes: Hotspots and the Geography of Biodiversity. *Parasitology*, 134: 865-878.

Marcogliese, D.J. (2002). Food Webs and the Transmission of Parasites to Marine Fish. *Parasitology,* 124 (Suppl): S83-S99.

Marcogliese, D.J. (2001). Implications of Climate Change for Parasitism of Animals in the Aquatic Environment. *Canadian Journal of Zoology*, 79(8):1331-1352.

Mendoza-Franco, E.; Binning, S.A., and Roche, D.G. (2017). New and Previously Described Dactylogyrid Species (Monogenoidea: Polyonchoinea) and a Gastrocotylinean Pre-Adult (Heteronchoinea) from Pomacentrid and Caesionid (Perciformes) Fishes from Lizard Island, Great Barrier Reef, Australia. *Acta Parasitologica*, 62(3): 688-698.

Mendoza-Gafías, B.; García-Prieto, L. and Pérez-Ponce de León, G. (2017). Checklist of the Monogenea (Platyhelminthes) Parasitic in Mexican Aquatic Vertebrates. *Zoosystema*, 39(4): 501-598.

Merlo-Serna, A.I. and García-Prieto, L. (2016). A Checklist of Helminth Parasites of Elasmobranchii in Mexico. *ZooKeys*, 73-128.

Overstreet, R.M.; Cook, J.O. and Heard, R.W. (2009). Trematoda (Platyhelminthes) of the Gulf of Mexico. In: D.L. Felder, and D.K. Camp

(eds.), *Gulf of Mexico-Origins, Waters, and Biota. Biodiversity* (pp. 419-486). Texas: Texas A&M University Press, College Station.

Palm, H.W. (2004). *The Trypanorhyncha Diesing, 1863*. PKSPL-IPB Press, Bogor, x + 710 pp.

Poulin, R. (2014). Parasite Biodiversity Revisited: Frontiers and Constraints. *International Journal for Parasitology*, 44(9): 581-589.

Poulin, R. (2016). Greater Diversification of Freshwater than Marine Parasites of Fish. *International Journal for Parasitology*, 46: 275-279.

Poulin, R. and Morand, S. (2004). *Parasite Biodiversity*. USA: Smithsonian Institution Washington.

Quiroz-Martínez, B. and Salgado-Maldonado, G. (2013). Patterns of Distribution of the Helminth Parasites of Freshwater Fishes of Mexico. *PLoS ONE,* 8(1).

Reichert, M.J.M. (2003). Diet, Consumption, and Growth of Juvenile Fringed Flounder (*Etropus crossotus*); A Test of the `Maximum Growth/Optimum Food Hypothesis' in a Subtropical Nursery Area. *Journal of Sea Research*, 50: 97-116.

Rohde, K. (1992). Latitudinal Gradients in Species Diversity: The Search for the Primary Cause. *Oikos*, 514-527.

Rhode, K. (2005). *Marine Parasitology*. CABI publishing Wallingford Oxon, UK.

Salgado-Maldonado, G. and Amin, O.M. (2009). Acanthocephala of the Gulf of Mexico. In: D.L. Felder, and D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico-Origins, Waters, and Biota. Biodiversity* (pp. 539-552). Texas: Texas A&M University Press, College Station.

Salgado-Maldonado, G. and Pineda-López, R. (2003). The Asian Fish Tapeworm *Bothriocephalus Acheilognathi*: A Potential Threat to Native Freshwater Fish Species in Mexico. *Biological Invasions*, 5: 261-268.

Sato, T.; Egusa, T.; Fukusima, K.; Oda, T.; Ohte, N.; Tokuchi, N.; Watanabe, K.; Kanaiwa, M.; Murkmi, I. and Lafferty, K. (2012). Nematomorph Parasites Alter the Food Web and Ecosystem Function of Streams through Behavioral Manipulation of their Cricket Hosts. *Ecology Letters*, 15: 786-793.

Sosa-Medina, T.; Vidal-Martínez, V.M. and Aguirre-Macedo, M.L. (2015). Metazoan Parasites of Fishes from the Celestun Coastal Lagoon, Yucatan, Mexico. *Zootaxa*, 4007(4): 529-544.

Sures, B.; Nachev, M.; Pahl, M.; Grabner, D. and Selbach, C. (2017). Parasites as Drivers of Key Processes in Aquatic Ecosystems: Facts and Future Directions. *Experimental Parasitology*, 180: 141-147.

Vassallo, A.; Dávila, Y.; Luviano, N.; Deneb-Amozurrutia, S.; Guadalupe Vital, X.; Conejeros, C.A.; Vázquez, L. y Álvarez, F. (2014). Inventario de invertebrados de la zona rocosa intermareal de Montepío, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad,* 85: 349-362.

Villegas-Sánchez, C.A.; Lara-Arenas, J.H.; Castro-Pérez, J.M. y Arias-González, J.E. (2015). Patrones de reclutamiento de 4 especies ícticas en hábitats de parche y cordillera del arrecife Banco Chinchorro (Caribe mexicano). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86: 396-405.

Estado actual de la producción de camarón y presencia de virus en el noreste del golfo de México

Gabriel Aguirre-Guzmán
y Ned Iván De la Cruz-Hernández

Resumen

En la región noreste de México, el camarón es uno de los recursos económicos más importantes que se obtienen por pesquería (11606 t) y acuicultura (1605 t). Las principales especies capturadas por pesquerías son *Farfantepenaeus aztecus, F. duorarum,* y *Litopenaeus setiferus*, mientras que por acuicultura se usa *L. vannamei*. Este tipo de industria posee fluctuaciones en su producción, siendo las enfermedades uno de los elementos que puede estar afectándola. Virus como IHHNV, TSV y WSSV son agentes patógenos que generan pérdidas importantes en la producción de camarón de acuicultura y que son detectados en animales silvestres y cultivados en la región. Tradicionalmente, los tratamientos contra patógenos para camarón están centrados en el uso de productos químicos y antibióticos, sin que los virus sean susceptibles a éstos. Resulta de gran relevancia para los productores de camarón regional desarrollar estrategias para mejorar el crecimiento y sobrevivencia, al mismo tiempo que determinar la presencia de los agentes virales en el área y formas de disminuir la incidencia

de éstos. El objetivo de este trabajo es mostrar el estado actual de la producción de camarón en la región noreste de México, sus problemas, retos y oportunidades.

Palabras clave

Acuicultura, camarón, México, pesquería, noreste.

Current Status of Shrimp Production and Virus Presence on Northeast of Gulf of Mexico

Abstract

In the northeast region of Mexico, shrimp is one of the most important economic resources that are obtained by way of fishery (11606 t) and aquaculture (1605 t) in the Northeast region of Mexico. *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum*, and *Litopenaeus setiferus* are the main species caught by fisheries and L. vannamei by aquaculture activity. This type of industry has production variations. Diseases are an important element that may be affecting shrimp production. IHHNV, TSV, and WSSV are virus agents that generate significant losses in the production of shrimp farming and which have been detected in wild and farmed animals in this region. Traditionally, treatments against shrimp pathogens include the use of chemical and antibiotic treatment but viruses have not been susceptible to them. It is highly relevant for regional shrimp industry to develop strategies in order to improve growth and survival, as well as determine the viral agents that are present and the ways to reduce their incidence. This works goal is to show the current state of shrimp production in the Northeast region of Mexico, its problems, challenges, and opportunities.

Keywords

Aquaculture, fisheries, Mexico, Northeast region, shrimp.

Introducción

El grupo conocido como camarones está formado de 30 familias y cientos de especies, dentro de los cuales hay marinos, lagunares y dulceacuícolas; su número de especies varía por países, pero son tanto herbívoros como carnívoros, omnívoros o detritívoros (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; Paz y Vides, 2008). Los camarones se caracterizan por tener dos secciones típicas denominadas cefalotórax y abdomen. La mayoría de los órganos se encuentran en el cefalotórax, el cual es uniforme y posee rostro dentado que ayuda en la identificación de las especies. A un lado de la base del rostro tiene los ojos móviles y pedunculados, uno de cada lado; también ahí se localizan unas largas antenas y otras pequeñas anténulas. En el área de la boca se localizan las maxilas y maxilípedos, los cuales usan durante su alimentación. La región ventral del cefalotórax posee los apéndices de locomoción conocidos como pereiópodos. El abdomen de los camarones es claramente segmentado, su región ventral cuenta con apéndices de natación conocidos como pleópodos, es en esta sección donde está la mayor parte del músculo que caracteriza a este organismo y por el cual es tan apreciado por los consumidores. Al final del abdomen se localiza una espina conocida como telson y un par de urópodos que usan como remos durante su nado.

El ciclo de vida de los camarones es complejo, los adultos se reproducen en el océano a profundidades entre 40-80 m, en donde la calidad del agua, temperatura, salinidad y nivel de oxígeno disuelto son estables (Alfaro-Montoya, 2010). Cuando los camarones se reproducen, liberan huevos flotantes al océano, los cuales eclosionan en la superficie generando los nauplios del camarón. Durante este estadio larvario, los nauplios dependen de sus reservas de vitelo y son transportados por corrientes. Posteriormente, los nauplios sufren varias metamorfosis para llegar al estadio larvario de protozoea, luego mysis y finalmente postlarvas. Las corrientes llevan a las postlarvas a las lagunas, esteros y bahías, entre otros, donde pueden crecer hasta convertirse en juveniles. Durante esta etapa, los organismos están expuestos a numerosas fluctuaciones del medio ambiente y cambios de alimentación, pero una vez transcurrida, retornan al océano para reproducirse (Paz y Vides, 2008; Pérez-Castañeda *et al.*, 2014).

Pesquería de camarón nacional y región noreste de México

Los principales productos comerciales obtenidos por pesquería en México son anchoveta, atún, camarón, mojarra, ostión y sardina, entre otros, mismos que representan 81% del total de productos acuáticos producidos en el país. Por el volumen de producción pesquera nacional, el camarón está en el segundo lugar (10.6%) y en el primero en valor comercial (44.5%). Este organismo se obtiene de altamar (42.4%), además de bahías, esteros, lagunas costeras y marismas (57.8%) (CONAPESCA, 2017). La flota pesquera de altamar captura organismos adultos, mientras que los pescadores rivereños capturan juveniles, lo que ha propiciado una disminución en el reclutamiento de adultos y una disminución en la producción pesquera de estos organismos (Ramírez- Rodríguez *et al.,* 2000; Pérez-Castañeda *et al*., 2014). El volumen de la pesquería de camarón a nivel nacional se ha mantenido estable en la última década, mostrando un ligero aumento en los últimos años (61 532 a 77 925 t de 2012 a 2017). Las especies de camarón obtenidas a través de la pesquería comercial en la región noreste de México se reportan en la tabla 1.

Tabla 1

Las especies de camarón reportadas para pesquería y acuicultura en el océano Pacífico, golfo de México y Caribe

	Océano Pacífico	Golfo de México y mar Caribe
Zona Marina	*L. vannamei, L. stylirostris, F. californiensis, L. occidentalis, F. brevirostris, X. riveti, Sycionia disdorsalis, S. penicillata, T. faoe, Pleoticus robustus, T. pacificus*	*F. aztecus, L. setiferus, F. duorarum, F. brasiliensis, S. brevirostris, T. similis, T. constrictus*
Esteros, Lagunas costeras, Marismas, Bahías	*L. vannamei, L. stylirostris, F. californiensis*	*F. aztecus, L. setiferus, F. duorarum, F. brasiliensis, S. brevirostris; T. similis, T. constrictus, X. kroyeri*
Acuicultura	*L. vannamei, L. stylirostris*	*L. vannamei*

Fuente: CONAPESCA (2017).

La producción de camarón de pesquería en la zona del Pacífico durante 2017 fue de 20 033 t en mar abierto y 38 001 t en bahías, esteros, lagunas y marismas. La región del golfo y mar Caribe generó 22 225 t, destacándose los de altamar con 12 847 t, seguido del camarón de bahías, esteros, lagunas y marismas con 7 042 t. Los estados productores de camarón silvestre en esta región son: Tamaulipas (11 606 t), Campeche (4 697 t), Veracruz (2 289 t), Quintana Roo (431 t) y Tabasco (267 t) (CONAPESCA, 2017).

La pesquería de camarón en Tamaulipas se desarrolla tanto en altamar como en sus principales sistemas lagunares, que son: laguna Brasil, laguna Chilillo, laguna Madre, laguna Morales y laguna San Andrés (figura 1). Los niveles productivos alcanzados por la pesquería de camarón silvestre en la región noreste le permiten tener el cuarto lugar nacional en la producción de este producto (13 210 t), siendo *Farfantepenaeus aztecus*, *Litopenaeus setiferus* y *F. duorarum* las especies principalmente capturadas por pesquería (Pérez-Castañeda *et al*., 2014; CONAPESCA, 2017), cuyas características generales de estas especies se señalan a continuación:

- *Farfantepenaeus aztecus* (camarón marrón o café): es la especie de pesquería más capturada en la región noreste de México, la cual reportó una captura de 7 100 t en 2014 (CONAPESCA, 2019). No se cultiva actualmente de forma comercial, aunque estudios iniciales de camaronicultura en los Estados Unidos de América se enfocaron en especies provenientes del golfo de México, siendo *F. aztecus* la principal especie estudiada (Padgett, 2003). Algunas lineas genéticas de esta especie fueron enviadas de Tahití, Polinesia Francesa y Nueva Caledonia, sin mostrar resultados positivos para el cultivo (Eldredge, 1994; Gandy, 2004; FAO, 2005). Saoud y Davis (2003) señalan que esta especie posee un amplio rango de tolerancia a la salinidad (1-69), con crecimientos adecuados entre 10-30% e intervalo de temperatura de 20-30° C (Re *et al*., 2005). Su área de distribución es desde Norfolk, Virginia (EU), hasta las costas de Quintana Roo, México (SAGARPA, 2014; FAO, 2016).
- *Farfantepenaeus duorarum* (camarón rosado): a través de pesquería se lograron capturar 692.8 t de este producto en 2014

(CONAPESCA 2019). No se cultiva, pero se señala que tienen intervalos de temperaturas para su crecimiento superior a los 20° C, preferentemente entre 25-32° C, con capacidad para soportar variaciones térmicas desde 5 a 38° C (Zink *et al.,* 2013). La salinidad que puede soportar es de 0 a 65, con un rango óptimo de crecimiento en salinidades entre 20 y 35 (Zink *et al.,* 2017). Su área de distribución es desde Nueva Jersey, EU, hasta las costas de Campeche, México (FAO, 2016).

- *Litopenaeus setiferus* (camarón blanco del Atlántico): es la tercera especie más capturada a través de pesquería en la región noreste. En 2014, CONAPESCA (2019) señaló una captura de 100 t. Al igual que las otras especies provenientes del golfo, esta no se cultiva comercialmente. Trabajos de laboratorio señalan que el intervalo de temperatura para su crecimiento está entre 12-22° C, con capacidad para sobrevivir durante algún tiempo hasta los 3° C (Rosas *et al.*, 2004). La variación de salinidad oscila entre los 2-35 y su óptimo es de 18-34 (Rosas *et al*. 2004). Su área de distribución es desde Nuevo Brunswick, Canadá, hasta las costas de Campeche, México (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; SAGARPA, 2014; FAO, 2016)

La tabla 2 presenta las estadísticas productivas de camarón de acuicultura y pesquería en la región noreste (Tamaulipas). En esta se puede observar que la principal área de producción de camarón silvestre son las existentes en las lagunas Madre y Morales, las cuales generan de 1 539.6 a 7 746.9 t (2009 a 2014) y que son obtenidas de forma conjunta en Matamoros, San Fernando y Soto la Marina. La producción reportada para Aldama corresponde al producto obtenido en las lagunas San Andrés, Brasil y Chilillo, generando niveles de producción de camarón desde 2.7 a 83.5 t (2009 a 2014); mientras que su producción reportada para Tampico corresponde a producto obtenido principalmente en altamar y se señala una producción que va desde 3 917.34 a 9 170.44 t.

Tabla 2
Pesquería y acuicultura de camarón en la región noreste de México

	Año	Aldama	Tampico	Matamoros	Soto La Marina	San Fernando
Pesca	2014	14.12	5 237.06	1 466.46	107.65	1 400.92
	2013	2.70	4 013.38	826.30	2.76	710.60
	2012	10.15	3 917.34	2 276.62	50.58	5 419.70
	2011	28.86	6 140.76	1 513.32	264.68	1 602.11
	2010	83.50	9 170.44	2 913.85	42.61	2 005.96
	2009	40.58	7 113.71	1 964.46	42.83	1 383.12
Acuicultura	2014	2 504.33	414.59	48.90	111.06	
	2013	1 061.30	413.30	53.20	135.00	
	2012	1 576.77	5.9.18	77.73	41.48	
	2011	1 334.90	590.84	34.01	108.30	
	2010	1 412.58	460.80	—	79.53	
	2009	553.99	657.58	45.50		

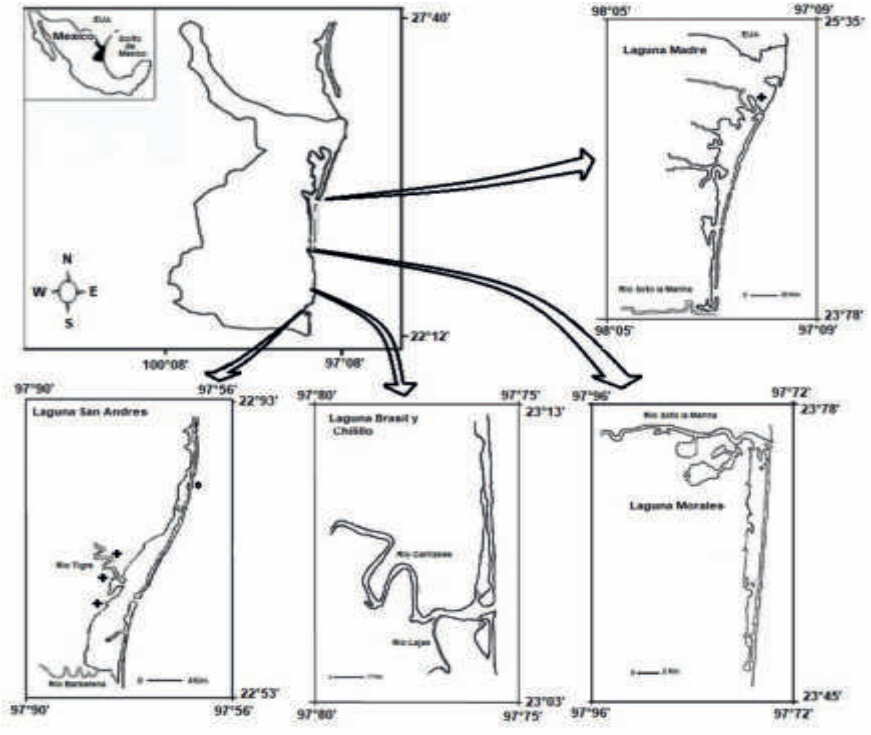
Fuente: CONAPESCA (2019).

Acuicultura de camarón nacional y región noreste de México

Los principales productos comerciales de acuicultura en México son atún, camarón, carpa, mojarra, ostión y trucha, entre otros, y representan 19% del total de productos acuáticos producidos; sin embargo, el camarón es el más importante por su valor comercial (61.5%), se obtiene principalmente a través de acuicultura (55% de la producción total nacional) (CONAPESCA, 2017). De la producción de camarón de acuicultura, 95% proviene de los estados colindantes con el océano Pacifico y el restante 5% de estados cercanos al golfo de México y mar Caribe (19.3% de ese 5%) (CONAPESCA, 2017) (tabla 1). Su volumen de producción ha mostrado fuertes fluctuaciones en la última década (60 692 a 133 286 t), con una fuerte disminución de 2009 a 2017 debido a enfermedades virales y bacterianas que han generado mortalidades en las granjas (Bortolini y Torres, 2004).

La región noreste posee el sexto lugar en la producción de camarón de acuicultura en México, siendo *L. vannamei* la única especie producida (1 605 t) (CONAPESCA, 2017). Esta región importaba postlarvas de camarón (*L. vannamei*) de laboratorios productores ubicados en el golfo de México, pero ante la falta de ellos hoy en día, las obtienen de laboratorios del Pacifico mexicano. Las granjas productoras se ubican en la parte superior e inferior de la laguna Madre y en los ríos que desembocan en la laguna San Andrés (figura 1).

Figura 1
Lagunas costeras en Tamaulipas, México



✚ Ubicación de granjas de camarón.

El cultivo de camarón (*L. vannamei*) tierra adentro en agua dulce se ha estudiado en diversos estados, siendo la región noreste de México una de las pocas que tiene una granja comercial con

cultivo semiintensivo (Ortega-Salas y Rendón, 2013; CONAPESCA, 2017). Este tipo de cultivo ha demostrado tener muchas ventajas, sobre todo para los productores interesados y que estén lejos de la costa. Su cultivo inicia con postlarvas cultivadas en agua salobre, como en cualquier otra granja de cultivo de camarón; sin embargo, se utiliza la gran capacidad de osmoregulación y adaptabilidad de los organismos durante esta fase de su crecimiento para aclimatarse gradualmente (1 de salinidad por día) al agua dulce (2-10) y engordarlo hasta obtener talla de cosecha (Araneda *et al.*, 2008; Miranda *et al.*, 2010; Araneda *et al.*, 2013; Ortega-Salas y Rendón, 2013). Durante este periodo de aclimatación, los organismos son cultivados a baja densidad en invernaderos, para así lograr un mejor control de parámetros ambientales y calidad del agua; además, son alimentados con artemia y microparticulado (Treece, 2001; Araneda *et al.*, 2008; Miranda *et al.*, 2010). Un elemento interesante en el cultivo de camarón *L. vannamei* en agua dulce es que no poseen enfermedades bacterianas o virales. Esto puede deberse a que los patógenos que generan las enfermedades en el camarón son de agua marina y no sobreviven al cambio de medioambiente cuando este crustáceo se cultiva en agua dulce (Gutiérrez-Salazar *et al.*, 2011).

Las características de la especie de camarón de acuicultura producido en la región noreste de México son las siguientes:

- *Litopenaeus vannamei* (camarón blanco del pacifico): esta especie se cultiva a nivel mundial y representa 77% de producto obtenido de las granjas (Anderson *et al.*, 2016, FAO, 2016). Este camarón posee una talla máxima de 23 cm y una tasa de crecimiento uniforme, tolera salinidades de 5 a 40, y es factible de ser cultivada en agua dulce. El intervalo de temperatura óptimo de crecimiento en cultivo es de 26 a 32° C, con niveles > 5 mg/L para oxígeno disuelto. Las postlarvas se obtienen a partir de producción controlada en laboratorios acuícolas y los reproductores para estos laboratorios provienen de granjas con programas de mejoramiento genético, que buscan la obtención de animales resistentes a patógenos específicos (SPR, por sus siglas en inglés). Su área de distribución es desde todo el golfo de California, en México, hasta las costas de Perú (Paz y Vides, 2008; FAO, 2016).

Presencia de virus en camarón en la región

Los agentes patógenos que afectan la producción de camarón son de los elementos con más atención por las pérdidas que pueden generar y por ende afectar la economía de una región (Pérez-Castañeda *et al*., 2014; Escobedo-Bonilla *et al*., 2017). Estos virus, como cualquier otro tipo de patógeno, pueden traspasar las barreras continentales debido a las tendencias de globalización y movilización de los productos importados de países afectados; y su crecimiento se ve también favorecido por elementos que estresan a los camarones, tales como: temperatura, salinidad, pH, oxígeno, alimentos, altas densidades de cultivo, manejo ineficiente de las fases de desarrollo de los camarones, etcétera (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; Kautsky *et al.,* 2000; Ruiz-Velazco, 2010; Pérez-Castañeda *et al*., 2014). Disminuir los agentes estresantes durante el cultivo puede ayudar a evitar la expresión de las enfermedades.

Las enfermedades virales carecen de tratamientos efectivos, en su lugar deben generarse estrategias de bioseguridad y profilaxis (Haroun *et al*., 2007). Las medidas deben ser implementadas buscando la detección temprana del patógeno mediante técnicas de biología molecular (PCR), a fin de evitar la importación y exportación de productos infectados, aunado a la esterilización de materiales contaminados o expuestos a estos patógenos (Rosa-Vélez y Bonami, 2006). Además, se han generado estrategias de tratamiento de aguas que incluye el uso de luz UV, manejo específico de estanques donde hay productos infectados para evitar el crecimiento del virus y su respectivo traslado a otras regiones (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; Pantojas y Lightner, 2008). Otras prácticas comunes son el uso de reproductores clasificados como SPR, lavado de huevos y nauplios con agua esterilizadas (UV, ozono), remoción de sedimentos y heces durante los desoves, entre otros (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000). Otros elementos de control se han basado en sistemas cerrados de recirculación de agua, pero también en ciclos cerrados de producción en donde la granja produce sus propios reproductores (SPR), larvas y juveniles para engorda (Haroun *et al*., 2007; Sánchez Martínez *et al*., 2007; González-González *et al.,* 2009).

Existen diversos virus que afectan al camarón mundialmente, siendo cinco los reportados para la región noreste del golfo de México desde 1996. Las características generales de los virus reportados son las siguientes:

Virus de la necrosis infecciosa hipodérmica y hematopoyética (VNIHH o IHHNV)

Este es un virus cosmopolita que se ha reportado tanto en países americanos (EU, Panamá, Costa Rica, Belice, México y Ecuador) como asiáticos (Taiwán, Singapur, Malasia y Tailandia). Existen cuatro genotipos de este virus: G1) América y Asia oriental (principalmente Filipinas); G2) sureste de Asia; G3) Asia oriental, India y Australia; y G4) Indo-Pacífico oeste (incluidos Madagascar, Mauricio y Tanzania) (OIE, 2018a). Camarones juveniles y adultos son afectados por este virus, generando deformidad del rostro, enanismo, reducción en el consumo de alimento, letargia y mortalidad (80-90%). El cultivo a altas densidades genera sensibilidad de los camarones hacia este virus, los cuales comúnmente nadan en las orillas del estanque o en la superficie de éste, presentando opacidad muscular y numerosas áreas focales melanizadas (Galaviz-Silva, 1999; Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; Pantojas y Lightner, 2008; Escobedo-Bonilla *et al*., 2017). El IHHNV fue inicialmente reportado en 1996 por Mcllwain *et al.* (1996), quienes señalaron que organismos silvestres de altamar colectados en Tamaulipas presentaban signos de este patógeno. El virus fue nuevamente detectado de 2009 a 2011 en organismos silvestres (*F. aztecus, F. duorarum* y *L. setiferus*) de altamar, laguna Madre y laguna San Andrés (Guzmán-Sáenz *et al.,* 2009; Galaviz-Silva *et al.,* 2010; López *et al.,* 2010). La granja de camarón cultivado (*L. vannamei*) ubicada en la laguna Madre, también reportó la presencia de este patógeno (Gutiérrez-Salazar *et al.,* 2011). El último reporte detectado sobre la presencia del virus fue de López-Téllez *et al*. (2015) quienes señalan la presencia de camarón silvestre de altamar y sistemas lagunares con presencia del patógeno. La figura 2a, b, c muestran tejido hematopoyético e intestinal de *L. vannamei* cultivado en granjas de la región noreste de México con signos de IHHNV donde se observa cambios degenerativos severos difusos, disociación tubular y cam-

bio nuclear, además de cambios celulares severos y degeneración. También se observan cuerpos tipo Cowdry tipo A, que son características de esta enfermedad.

Virus del síndrome de Taura (VST o TSV)

Este virus fue originalmente detectado en 1992 en el río Taura, de Ecuador, y en pocos años este virus se distribuyó desde Centroamérica hasta Texas (EU), generando mortalidades hasta de 90% de postlarvas y juveniles. Los organismos infectados mueren durante la muda por problemas fisiológicos durante esta fase de su crecimiento. Se ha reportado que todas las especies de camarones cultivados son susceptibles a este patógeno (*Fenneropenaeus chinensis*, *L. vannamei*, *L. stylirostris*, *Penaeus monodon, entre otros*). Se reconocen cuatro genotipos de este virus: G1) América, G2) Sureste asiático, G3) Belice, G4) Venezuela. Los signos gruesos incluyen expansión excesiva de cromatóforos, intestino vacío, áreas multifocales de necrosis del epitelio cuticular, en las regiones afectadas se observan células con gran eosinofilia en el citoplasma y núcleos picnóticos y cariorrécticos (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; Pantojas y Lightner, 2008; Escobedo-Bonilla *et al*., 2017). Este virus era considerado como americano, pero el traslado de *L. vannamei* a otros países para su cultivo lo ha convertido en cosmopolita. Este virus fue inicialmente reportado en la región noreste de México, en 1996-1999 (Mcllwain *et al.,* 1996; Galaviz-Silva, 1999). Álvarez *et al*. (2000) señalan la presencia de *L. vannamei* y *L. stylirostris* en camarones cultivados en la región, y de *F. aztecus* de altamar. Estos reportes permiten observar que el virus estuvo presente en animales silvestres de altamar y provenientes de la laguna Madre. Aguirre-Guzmán *et al*. (2009) y Guzmán-Sáenz *et al.* (2009) señalan nuevamente la presencia de este virus tanto camarones cultivados (*L. vannamei*) en la laguna San Andrés, como animales silvestres (*F. aztecus* y *L. setiferus)* en la laguna Madre. La figura 2d muestra tejido cuticular y subcuticular de *L. vannamei* cultivado en granjas de la región noreste de México con signos de TSV, en la imagen se pueden observan cuerpos de inclusión multifocales, además de cambios celulares severos y degeneración compatibles (HyE, 40x) (Galaviz-Silva, 1999; Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; Pantojas y Lightner, 2008).

Virus del síndrome de la mancha blanca (VSMB o WSSV)

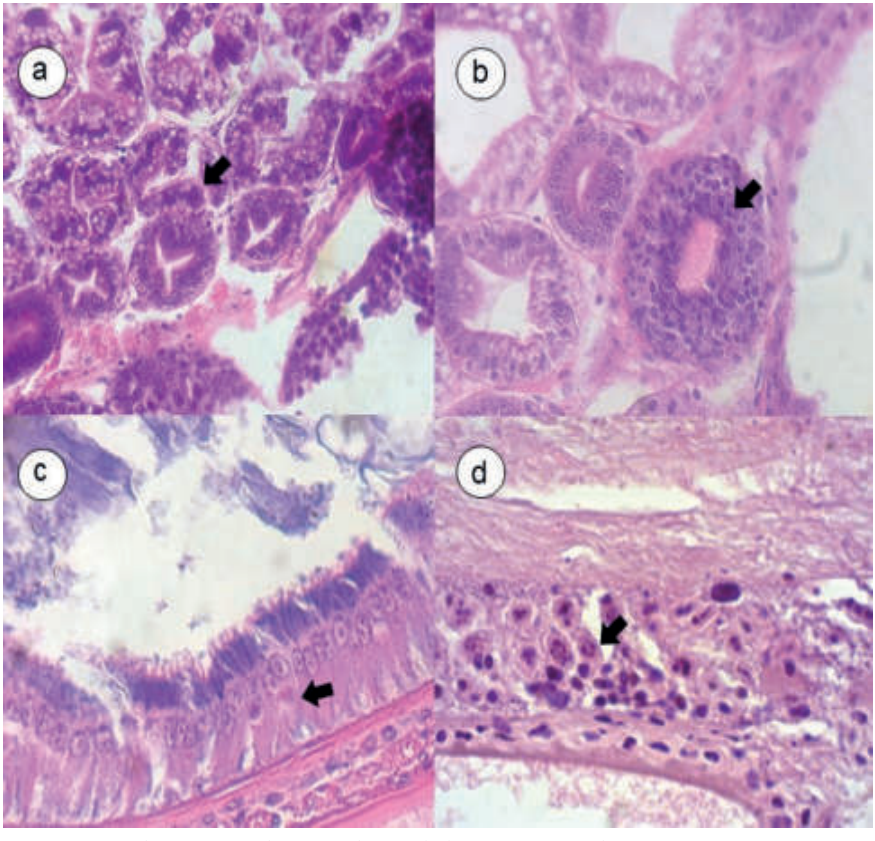
Este virus apareció en el noreste asiático (92-93) y se distribuyó rápidamente en el indo-Pacífico, donde se reportaron fuertes pérdidas (90-100%, mortalidad). A finales del siglo XX fue reportado en Texas (EU), Nicaragua, Guatemala y Honduras, siendo posteriormente detectado en las granjas de cultivo de camarón presentes en las costas del Pacífico americano. La enfermedad generalmente se reporta en camarones juveniles, que muestran en el exoesqueleto depósitos anormales de sales de calcio en forma de discos, puntos o manchas de unos cuantos milímetros. Los cromatóforos expresan coloraciones desde rozadas a cafés rojizo, y en los organismos se observa letargia o nado lento, reducción de su patrón de alimentación, nado en superficie y finalmente —a los pocos días— muerte (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; Sánchez-Martínez *et al*., 2007; Pantojas y Lightner, 2008; Escobedo-Bonilla *et al*., 2017). Mediante histología es posible observar cuerpos de inclusión patognomónicos en los tejidos (Galaviz-Silva, 1999; Sánchez-Martínez *et al*., 2007). Este virus fue detectado en camarones silvestres (*F. aztecus*, *F. duorarum* y *L. setiferus)* colectado en la laguna San Andrés (Vázquez-Sauceda *et al.,* 2016).

Parvovirus Hepatopancreático (PVH o HPV)

Al igual que otros virus, este agente patógeno ha generado fuertes pérdidas en la producción de camarón de cultivo (100% de 4 a 8 semanas) (Pantoja *et al*., 2005; OIE, 2018b); se ha observado principalmente en Asia: Corea, China, Taiwán, Filipinas, Indonesia, Malasia, entre otros (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000). Se señala la presencia en América a finales del siglo pasado, siendo detectado en EU, México, el Salvador y Brasil. Este virus afecta a los juveniles en la fase temprana de su cultivo, los cuales muestran necrosis, atrofia hepatopancreática, bajo crecimiento, anorexia, infecciones bacterianas secundarias y aumento en epicomensales de las branquias (Pantoja *et al*., 2005; OIE, 2018b). Este virus solamente ha sido reportado en 1996 en camarones de altamar presentes en las costas de Tamaulipas (Pantoja-Morales, 1999).

Figura 2

a, b) Tejido hepatopancreático con IHHNV donde se observa cambios degenerativos severos difusos, disociación tubular y cambio nuclear, además de cambios celulares severos y degeneración, la presencia de cuerpos tipo Cowdry tipo A son aparentes (HyE, 40x). c) Tejido intestinal con IHHNV en donde se observan cambios degenerativos difusos, cuerpos de inclusión y degeneración (HyE, 40x). d) Tejido cuticular y subcuticular con TSV en donde se observan cuerpos de inclusión multifocales y cambio nuclear, además de cambios celulares severos y degeneración compatibles (HyE, 40x)



Fotografías y diagnósticos de Dr. Ned Iván de la Cruz-Hernández.

Baculovirus penaei (BP)

Este virus fue detectado en América a finales del siglo pasado, y puede afectar tanto a postlarvas como juveniles y adultos de camarón. Genera alta mortalidad, bajo crecimiento, anorexia, letargia y alta incidencia de epicomensales en branquias. El epitelio hepatopancreático se ve fuertemente afectado por este virus (Aguirre-Guzmán y Ascencio-Valle, 2000; OIE, 2018c). Álvarez *et al*. (2000) señalan la presencia de este virus en 1998 en camarones *L. vannamei* y *L. stylirostris* cultivados en la región y de *F. aztecus* en altamar.

Conclusiones

El camarón es un producto muy apreciado entre los consumidores por su calidad y sabor. En México, 34% de este producto se obtiene a través de la pesquería (pesca rivereña y altamar) y 66% por acuicultura. En la región noreste de México, las especies involucradas en esta actividad son *F. aztecus*, *L. setiferus* y *F. duorarum* de pesquería, y *L. vannamei* para acuicultura, donde las postlarvas que se usan en el cultivo se obtienen principalmente de laboratorios del pacifico. Ambas actividades (pesquería y acuicultura) enfrentan importantes retos para lograr mantenerse en funcionamiento, donde los problemas ambientales (aguas residuales con materia orgánica, contaminación por hidrocarburos, pesticidas, etcétera) y sanitarios (bacterias y virus, principalmente) son los más destacados. La expansión de estas actividades depende de lograr la explotación de los recursos naturales de forma sustentable y el crecimiento de los organismos de forma biosegura.

Los patógenos representan un problema crítico para ambas industrias, siendo los virus uno de los factores más destacados por generar muertes rápidas. En la última década se han detectado en la región noreste de México, virus tales como IHHNV, TSV y WSSV en camarones silvestres y de cultivo; sin embargo, estos trabajos sólo se enfocan en detectar la presencia de los virus de forma aislada. Sería de gran importancia para la región realizar estudios formales a lo largo de los sistemas lagunares y empresas acuícolas para definir la presencia, permanencia y magnitud del problema que estos virus representan.

Para pesquerías es también importante realizar estudios con la finalidad de determinar la presencia de virus en la región y posibles fuentes, de las que se sugiere pueden provenir de actividades acuiculturales, desechos de las maquiladoras de camarón de otros países que envían producto a Estados Unidos, aguas de lastre de los buques internacionales, etcétera. Para las actividades de la industria camaronícola regional es importante trabajar con estrategias de bioseguridad con la detección de los agentes patógenos, antes de importar organismos de cultivo, y trabajar con postlarvas provenientes de reproductores resistentes a patógenos específicos. Otra estrategia que se ha manejado es la implementación de un laboratorio propio de producción de postlarvas. La implementación de estas y otras estrategias puede facilitar la producción regional y lograr su sustentabilidad, tomando en cuenta aspectos biológicos, sanitarios, económicos, ecológicos, financieros y sociales.

Un elemento importante que puede fortalecer el estudio de los agentes patógenos existente en las distintas regiones productoras de camarón, incluyendo la región noreste, es la presencia de los comités de sanidad acuícola, que en su totalidad son asociaciones civiles (AC). Estos comités deben informar al Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA) de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SAGARPA) la presencia de agentes patógenos detectados en los envíos de postlarvas a las diferentes granjas. Desafortunadamente, la información generada por estas asociaciones civiles no siempre fluye con facilidad o puede tenerse acceso a ella, lo mismo sucede con SENASICA. Sería importante poder contar a nivel nacional con un sistema de información en tiempo real donde pudieran observarse este tipo de resultados generados con recursos financieros nacionales en su gran mayoría.

Literatura citada

Aguirre-Guzmán, G. and Ascencio-Valle, F. (2000). *Infectious Disease in Shrimp Species with Aquaculture Potential* (pp. 333-348). In: S.G. Pandalai (ed.), Resent Research Developments in Microbiology, 4. Research Signpost. T.C. 36/248 (2), Trivandrum 8, India.

Aguirre-Guzmán, G.; Sánchez-Martínez, J.G. y Pérez-Castañeda, R. (2009). Diagnóstico de enfermedades en organismos acuáticos en Tamaulipas. *CienciaUAT*, 4(1): 20-23. Disponible en www.revista-ciencia.uat.edu.mx/index.php/CienciaUAT/article/view/364.

Alfaro-Montoya, J. (2010). The Reproductive Conditions of Male Shrimps, Genus *Penaeus*, Sub-Genus *Litopenaeus* (Open Thelyca Penaeoid Shrimps): A Review. *Aquaculture,* 300(1-4): 1-9.

Álvarez, T.; Porfirio, M.; Hernández, M.C.; Díaz, L.E.; Romero, B.L. y Lyle F. (2000) *Camarón. Estado de salud de la acuacultura en México* (pp. 321-350). México: Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.

Anderson, J.L.; Valderrama, D. and Jory, D. (2016). Shrimp Production Review. Global Aquaculture Alliance (GOAL) Conferences. Guangzhou. China, September. In: https://www.aquaculturealliance.org/wp-content/uploads/2018/01/Global-Shrimp-Production-Data-Analysis-Dr.-James-Anderson-GOAL-2017.pdf

Araneda, M.; Pérez, E.P. and Gasca-Leyva, E. (2008). White Shrimp *Penaeus vannamei culture* in Freshwater at Three Densities: Condition State Based on Length and Weight. *Aquaculture*, 283(1-4): 13-18.

Araneda, M.E.; Hernández, J.M.; Gasca Leyva, E. and Vela, M.A. (2013). Growth Modelling Including Size Heterogeneity: Application to the Intensive Culture of White Shrimp (*P. vannamei*) in Freshwater. Aquacultural Engineering, 56(1-2): 1-12.

Bortolini, J.L. y Torres, M.P. (2004). La camaronicultura en México. *Ciencia,* 76: 58-61.

Brito, R.; Chimal, M.E. and Rosas, C. (2000). Effect of Salinity in Survival, Growth, and Osmotic Capacity of Early Juveniles of *Farfantepenaeus brasiliensis* (Decapoda: penaeidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 244(2): 253-263.

Comisión Nacional de Agricultura y Pesca (2017). *Anuario estadístico de pesca*. México: SAGARPA. Disponible en: https://www.conapesca.gob.mx/work/sites/cona/dgppe/2017/ANUARIO_ESTADISTICO_2017.pdf.

Comisión Nacional de Agricultura y Pesca (2019). *Información estadística por especie y entidad*. México: CONAPESCA. Disponible en: https://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/informacion_estadistica_por_especie_y_entidad.

Escobedo-Bonilla, C.M.; Cáceres-Martínez, J.; Ortega-Santana, C. y Vásquez-Yeomans, R. (2017). Virus y acuacultura. En: C.F. Arias (Ed.), *La virología en México, situación actual, retos y oportunidades* (pp. 123-144). Academia Mexicana de Ciencias.

Eldredge, L.G. (1994). Perspective in Aquatic Exotic Species Management in the Pacific Islands. Vol 1. Introductions of Commercially Significant Aquatic Organisms to the Pacific Islands. *Tech. Doc. Inshore Fish Res. Proj. S. Pac Comm.*, 7: 127. Noumea, New Caledonia.

FAO (2005). A World Overview of Species of Interest to Fisheries. Identification and Data Programme FIGIS Species Fact Sheets FAO-FIGIS.

FAO (2016). Food and Agriculture Organization of the United Nation. FAO Aquatic Species Distribution Map. Available: www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.home?uuid = fao-species-map-abs.

Galaviz-Silva, l. (1999). Virus del síndrome de Taura (STV) y virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV), agentes causantes de epizootias en la camaronicultura mexicana (1996-1999). Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León.

Galaviz-Silva, L.; Reyes-González, Z.; Molina-Garza J. and Cuauhtémoc-Ibarra, G. (2010). Infectious Agent on Wild Shrimp that Affect Resources Sustainability and Therefore the Production of Shrimp in the Gulf of Mexico. Aquaculture 2010 - Meeting Abstract.

Gandy, R.L. (2004). Investigations into the Reproductive Performance and Larval Rearing of the Brown Shrimp, *Farfantepenaeus aztecu*s, Using Closed Recirculating Systems. Doctor Thesis. Texas A&M University, USA.

González-González, A.; Mendoza-Alfaro, R.; Aguirre-Guzmán, G. and Sánchez-Martínez, J.G. (2009). Growth Performance, Survival and Maturation of *Litopenaeus vannamei* (Boone) in an Inland CRS with no Water Reposition. *Aquaculture Research,* 40(12): 1428-1438.

Gutiérrez-Salazar, G.J.; Molina-Garza, Z.J.; Hernández-Acosta, M.; García-Salas, J.A.; Mercado-Hernández, R. and Galaviz-Silva, L. (2011). Pathogens in Pacific White Shrimp (*Litopenaeus vannamei* Boone, 1931) and their Relationship with Whisocochemical Parameters in Three Different Culture System in Tamaulipas, Mexico. *Aquaculture*, 321(1-2): 34-40.

Guzmán-Sáenz, F.M.; Molina-Garza, Z.J.; Pérez-Castañeda, R.; Ibarra-Gámez, J.C. y Galavíz-Silva, L. (2009). Virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética infecciosa (IHHNV) y virus del síndrome de Taura (TSV) en camarón silvestre (*Farfantepenaeus aztecus* Ives, 1891 y *Litopenaeus setiferus* Linnaeus, 1767) de la laguna Madre, golfo de México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(3): 663-672.

Haroun, R.; Makol, A.; Ojeda, J. y Simard, F. (2007). *Guía para el desarrollo sostenible de la acuicultura mediterránea. Interacciones entre la acuicultura y el medio ambiente*. Suiza y Málaga, España: UICN Gland.

Hostins, B.; Braga, A.; Lopes, D.L.A.; Wasielesky, W. and Poersch, L. H. (2015). Effect of Temperature on Nursery and Compensatory Growth of Pinkshrimp *Farfantepenaeus Brasiliensis* Reared in a Super-Intensive Bioflocsystem, Aquacultural Engineering, 66(may): 62-67.

Kautsky, N.; Ronnback, P.; Tedengren. M. and Troell, M. (2000). Ecosystem Perspectives on Management of Disease in Shrimp Pond Farming. *Aquaculture*, 191(1-3): 145-161.

López, T.N.A.; Rodríguez, C.R.; Itzá, N.J.V. and Unzueta, B.M.L. (2010). *Health Status of White Shrimp Litopenaeus vannamei in the Gulf of Mexico.* I Reunión Nacional de Innovación Acuícola y Pesquera, Libro de Resúmenes, Campeche, México.

López-Téllez, N.A.; Rodríguez-Canul, R.; Corbalá-Bermejo, J.A. y Unzueta-Bustamante, M.L. (2015). Presencia de IHHNV en unidades productivas de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) del Golfo de México. *Agroproductividad*, 8(3): 10-14.

Mcllwain, T.D.; Broussard, M. and Pruder, G. (1996). *Proceedings Integrated Assessment of Shrimp Pathogens: A Workshop*. United States Department of Commerce, National Oceanic Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, United States Department of Agriculture, Cooperative State Research, Education and Extension Service. Environmental Protection Agency.

Miranda, I.; Valles, J.L.; Sánchez, R. and Álvarez, Z. (2010). Culture of Marine Shrimp *Litopenaeus vannamei* (BOONE, 1931) in Freshwater. *Revista Científica Veterinaria*, 20(4): 339-346.

OIE (2018a). *Infection with Infectious Hypodermal and Haematopoietic Necrosis Virus*. Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals. Pp. 1-18. Available in: http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/chapitre_ihhn.pdf.

World Organisation for Animal Healthal (OIE) (2018b). Hepatopancreatic Parvovirus Disease. In: *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals* (pp. 1-4). Available in: http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Internationa_Standard_Setting/docs/pdf/HepatopancreaticParvovirusCard2007_Revised92707_.pdf.

World Organisation for Animal Health (OIE) (2018c). Baculovirosis Tetraédrica. In: *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals* (pp. 1-18). http://www.oie.int/fileadmin/Home/esp/Health_standards/aahm/current/chapitre_tetrahedral_baculovirosis.pdf.

Ortega-Salas, A.A. and Rendón, M.L.A. (2013.). Hyper-Intensive Farming of White Shrimp *Litopenaeus vannamei* in a Freshwater Tank under Semi-Controlled Conditions (Decapoda: Penaeidae). *Cuadernos de Investigación, UNED* 5(1): 63-68.

Padgett, S. (2003). The Nursery and Pond Culture of Brown Shrimp (*Farfantepenaeus aztecus*) in Alabama as a Live Bait Product. Master of Science Thesis. Auburn University. Alabama, USA. https://www.researchgate.net/publication/242296579_THE_NURSERY_AND_POND_CULTURE_OF_BROWN_SHRIMP_Farfantepenaeus_aztecus_IN_ALABAMA_AS_A_LIVE_BAIT_PRODUCT.

Pantoja-Morales, C.R. (1999). Hepatopancreatic Parvovirus of Penaeid Shrimp (HPV); Partial Cloning and Genome Characterization, In Situ Hybridization at the Ultrastructural Level, Geographic Diversity and Non-Invasive Detection. Doctoral Thesis. University of Arizona. 19 pp.

Pantoja, C.P.; Song, X.; Xia, L.; Gong, H.; Wilkenfeld, J.; Nobel, B. and Lignter, D.V. (2005). Development of a Specific Pathogen-Free (SPF) Population of the Chinese Fleshy Prawn *Fenneropenaeus Chinensis*: Part 1: Disease Pre-Screening and Primary Quarantine. *Aquaculture*, 250(3-4): 573-578.

Pantoja, C. y Lightner, D.V. (2008). Enfermedades virales. En: V. Morales, A.J. Cuéllar (eds.), *Guía t*écnica - Patología e *inmunología de camarones* Penaeidos. Programa CYTED Red II-D Vannamei, Panamá, República de Panamá. http://www.cesasin.com.mx/LIBRO_PATOLOGIA0EINMUNOLOGIA.pdf.

Paz, C.M. y Vides, J.C. (2008). Distribución y abundancia de post-larvas y juveniles de camarones blancos (*Litopenaeus vannamei, L. stylirostris; L. occidentalis*) en la bahía de Jiquilisco Usulutan, El Salvador.

Tesis doctoral. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Universidad del Salvador.

Pérez-Castañeda, R.; Sánchez-Martínez, J.G.; Aguirre-Guzmán, G.; Rábago-Castro, J.L. and Vázquez-Sauceda, M.L. (2014). *Interaction of Fisheries and Aquaculture in the Production of Marine Resources: Advances and Perspectives in Mexico.* En: C.W. Finkl, and C. Makowski (eds.), *Environmental Management and Governance: Advances in Coastal and Marine Resources*, (pp. 111-140). Coastal Research Library 8, Springer International Publishing Switzerland.

Ramírez-Rodríguez, M.; Chávez, E.A. and Arreguín-Sánchez, F. (2000). Perspective of the Pink Shrimp (*Farfantepenaeus duorarum* Burkenroad) Fishery of Campeche Bank, México. *Ciencias Marinas* 26(1): 97-112.

Re, A.D.; Diaz, F.; Sierra, E.; Rodríguez, J. and Pérez, E. (2005). Effect of Salinity and Temperature on Thermal Tolerance of Brown Shrimp *Farfantepenaeus aztecus* (Ives) (Crustacea, Penaeidae). *Journal of Thermal Biology*, 30(8): 618-622.

Rosas, C.; Cooper, E.L.; Pascual, C.; Brito, R.; Gelabert, R.; Moreno T.; Miranda G. y Sánchez, A. (2004). La condición reproductiva del camarón blanco *Litopenaeus setiferus* (Crustacea; Penaeidae): Evidencias de deterioro ambiental en el sur del Golfo de México. En: M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (eds.), *Diagnóstico ambiental del golfo de México* (pp: 789-819). México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales/Instituto Nacional de Ecología/ Instituto de Ecología/Harte Research Institute for the Gulf of Mexico.

Rosa-Vélez, J. and Bonami, J.R. (2006). Molecular Detection of Viral Diseases Affecting Shrimp Farming Development. *Hidrobiológica*, 16(3): 275-293.

Ruiz-Velazco, J.M.J.; Hernández-Llamas, A.; Gómez-Muñoz, V.M. and Magallon, F.J. (2010). Dynamics of Intensive Production of Shrimp *Litopenaeus vannamei* Affected by White Spot Disease. *Aquaculture,* 300(1-4): 113-119.

Saoud, I.P. and Davis, D.A. (2003). Salinity Tolerance of Brown Shrimp *Farfantepenaeus aztecus* as it relates to Postlarval and Juvenile Survival, Distribution, and Growth in Estuaries. *Estuaries*, 26(4): 970-974.

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Social (SAGARPA) (2014). Acuerdo por el que se da a conocer el plan de manejo pesquero de camarón café (*Farfantepenaeus aztecus*) y camarón blanco (*Litopenaeus setiferus*) en las costas de Tamaulipas y Veracruz. Diario Oficial, miércoles 12 de marzo, primera sección, pp. 10-67. Disponible en: www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/Planes-de-Manejo-Pesquero/Golfo/Plan-de-Manejo-Pesquero-de-Camaron-Cafe-y-Blanco.pdf.

Sánchez-Martínez, J.G.; Aguirre-Guzmán, G. and Mejía-Ruíz, H. (2007). White Spot Syndrome Virus in Cultured Shrimp: A Review. *Aquaculture Research*, 38(13): 1339-1354.

Treece, G.D. (2001). Fertilización. En: C.E. Boyd y M.C. Haws (eds.), *Métodos para mejorar la camaronicultura en Centroamérica* (pp. 93-106). UCA, Managua, Nicaragua. http://www.ecocostas.org/index.php/publicaciones/20-socios/1467-metodos-para-mejorar-la-camaronicultura-en-centroamerica.

Vaz, L.J. (2012). Produção do camarão-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* em sistemas com mínima renovação de agua. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande. Brasil.

Vázquez-Sauceda, M.; Sánchez-Martínez, J.; Pérez-Castañeda, R.; Rábago-Castro, L.J.; Aguirre-Guzmán, G. y Vargas-Cruz, D.Y. (2016). Detección de virus de síndrome de punto blanco (WSSV) y hepatopancreatitis necrotizante (NHP) en camarones silvestres de la laguna de San Andrés, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(2): 455-459.

Zink, I.C.; Criales, M.M. and Browder, J.A. (2013). Influence of Temperature and Salinity on Growth, Survival, and Biomass Productivity of Postlarval and Early Juvenile Pink Shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad 1939). *Journal of Shellfish Research*, 32(3): 785-797.

Zink, I.C.; Browder, J.A.; Lirman, D. and Serafy, J.E. (2017). Review of Salinity Effects on Abundance, Growth, and Survival of Nearshore Life Stages of Pink Shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*). *Ecological Indicators*, 81: 1-17.

Indicadores ecosistémicos para la pesquería de arrastre de camarón

Ángel Morán-Silva, María de Lourdes Jiménez-Badillo,
Sergio Cházaro-Olvera y Rafael Chávez-López

Resumen

La pesca de arrastre camaronero es una actividad que produce impacto sobre el fondo marino así como a las comunidades que en él se establecen. Lo anterior se encuentra relacionado con la captura incidental de especies que conforman la fauna de acompañamiento de esta pesquería. En consecuencia, se proponen indicadores ecosistémicos que permitan evaluar dicho impacto, por lo que se analizó la información proveniente de 87 arrastres camaroneros realizados en 2013. Para ello se registró la captura de fauna de acompañamiento de camarón y descarte por cada lance. Asimismo, se tomó una muestra de descarte para la identificación de las especies de peces, abundancia, longitud total y nivel trófico. Se obtuvieron los parámetros ecológicos de riqueza y diversidad del descarte. Con la información anterior se construyeron los siguientes indicadores ecosistémicos: captura camarón (CapCam), fauna acompañamiento comercial (FACC), descarte (Desc), proporción descarte:camarón (DESC:CAM), riqueza (S), diversidad (H) y nivel trófico (NT). Se obtuvo una proporción de camarón: FAC de 1.91 a 4.37 kg y camarón: descarte 5.79 a 9.94 kg. Los indi-

cadores obtenidos fueron aplicados en diferentes escenarios para evaluar el impacto por arrastre, profundidad, área geográfica y mes. Se infiere que existe un impacto sobre el ecosistema reflejado en la composición de la captura, nivel trófico y espectro de tallas, así como en los parámetros ecológicos.

Palabras clave

Indicadores, camarón, arrastre, impacto, pesca.

Ecosystem Indicators for Commercial Shrimp Trawling

Abstract

Commercial shrimp trawling is an activity that produces a level of impact on the seabed and the communities where it is established. This is related to incidental catching of species which conform the accompanying fauna in this fishery. Consequently, some ecosystem indicators are proposed in order to assess this impact, due to which the information from 87 trawls in 2013 was analyzed. With this in mind, the catch of accompanying shrimp fauna and discard for every trawl was recorded. Similarly, a sample of discard was taken for identification of fish species, abundance, total length and trophic level. Ecological parameters, such as richness and diversity, were obtained from the discard sample. The following ecosystemic indicators were taken from this past information; capture, FAC, discard, proportion of discarding/Shrimp, richness, diversity and trophic level. A ratio of Shrimp: FAC of 1.91 to 4.37 kg and Shrimp: Discard 5.79 to 9.94 kg was obtained. A total of 50 fish species were identified. The indicators obtained were applied in different scenarios in order to assess the impact drag, depth, geographical area, and seasonality. It is inferred that there is an impact on the ecosystem reflected in the composition of the catch, trophic level, and spectrum of sizes, as well as ecological parameters.

Keywords

Indicators, shrimp, trawling, impact, fishing.

Introducción

La pesquería de arrastre del camarón en el golfo de México genera beneficios económicos y sociales, siendo la cuarta pesquería más importante en volumen de captura y primera por valor económico (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2006; CONAPESCA, 2013). En contraste, el arrastre camaronero genera un impacto ambiental en las comunidades bentónicas y demersales, a través de la captura incidental de organismos considerados fauna de acompañamiento (FAC). La remoción de especies que se da por efecto del arrastre, aunado a la baja selección del arte de pesca, tiene el potencial de impactar la estructura comunitaria y fomentar cambios en los patrones de distribución de las especies (Bohnsack, 1998; Rice, 2000; Board, 2002; Barnes y Thomas 2005; Løkkeberg, 2005). Lo anterior queda documentado en los trabajos de Duarte y Cuello (2006), quienes registraron la proporción de la FAC con respecto de la captura total, correspondiente a 89%, por lo que se puede inferir que existe un impacto ambiental que no ha sido totalmente evaluado. Lo anterior deja en evidencia que el uso de un solo indicador no es suficiente para estimar la magnitud del impacto y el nivel de afectación, por lo que se hace necesaria la generación de indicadores derivados del conocimiento de la composición de la captura, así como de los aspectos biológicos y ecológicos de las especies que la componen y que permitan la evaluación de la pesquería bajo el enfoque ecosistémico (EEP) (García *et al.*, 2003; FAO, 2006, 2008, 2010; Hilborn, 2011). Para la ejecución del EEP es necesaria la creación e implementación de indicadores que permitan obtener información sobre el estado del ecosistema, la extensión del esfuerzo y el diagnóstico de la pesquería (Jennings, 2005).

Los indicadores se transforman en unidades de información que son útiles en el proceso de comunicación, generados bajo un marco conceptual que describe, de manera integral, las relaciones dentro de un sistema. Por lo que, si el objetivo es la evaluación del impacto que genera la actividad pesquera en el ecosistema, los indicadores están relacionados con los objetivos de manejo o con su desempeño, y debieran ser obtenidos de forma sencilla y sin complicaciones externas (García *et al.*, 2003), de tal forma que lo más recomendable es generar un conjunto de indicadores prácticos asociados a valores de referencia.

De acuerdo a lo anterior, el desarrollo de indicadores ecosistémicos es determinante para la aplicación del EEP, ya que permitirán evaluar el estado del ecosistema, el impacto de las actividades humanas, la eficacia de las medidas de gestión y la mejora en la comunicación de los impactos de la pesca a un público no especializado, contribuyendo a proporcionar una imagen adecuada del impacto que provoca el arrastre camaronero y el estado de la pesquería (Charles, 2001; FAO, 2003; Álvarez *et al.*, 2013); por lo que el objetivo del presente estudio es el de generar indicadores ecosistémicos que provean información adecuada para la evaluación de la pesquería de arrastre de camarón café en el marco del EEP y que sirvan como herramienta para mejorar la toma de decisiones en su manejo.

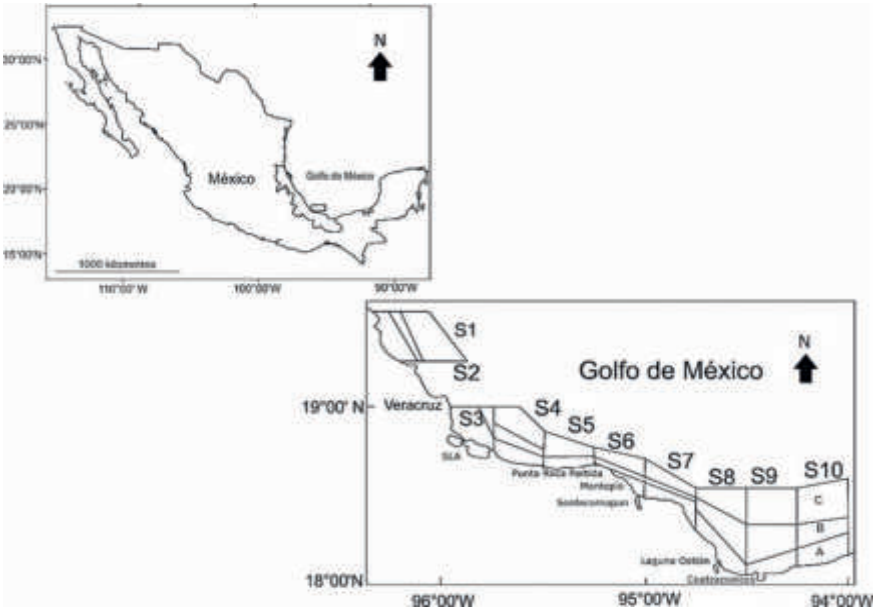
Metodología

La zona de estudio donde se realiza la actividad camaronera está localizada en la región centro-sur del estado de Veracruz, que va desde el puerto de Alvarado hasta Coatzacoalcos (figura 1). Esta zona se caracteriza por presentar una importante influencia continental, consecuencia del aporte de agua dulce, materia orgánica, elementos terrígenos y presencia de sistemas estuarinos; sobresaliendo el sistema lagunar de Alvarado, el río Papaloapan, laguna de Sontecomapan, laguna del Ostión y río Coatzacoalcos (Contreras, 1993). La zona presenta una conformación de fondos planos con sedimentos limo arenosos terrígenos y materiales de origen marino y costero aluvial, además de un monto considerable de fango y arena (Jiménez, 1979; González-Gándara, 2011).

En la zona se presentan tres temporadas climáticas: nortes (de octubre a febrero), secas (de marzo a junio) y lluvias (de junio a septiembre) (Morán-Silva *et al.*, 2005; Abarca-Arenas *et al.*, 2007).

La información para la construcción de los indicadores ecosistémicos se obtuvo de dos fuentes: la primera de arrastres en época de veda en cruceros de investigación a cargo del CRIP Veracruz durante junio y julio de 2013, y la segunda de arrastres comerciales en temporada regular de pesca realizados en octubre del mismo año. Los arrastres fueron ubicados en los estratos de profundidad B) de 22 a 46 m y C) > 46 m (SAGARPA-INAPESCA, 2010) (figura 1).

Figura 1
Localización de la zona de estudio, dividida en cuadrantes (S1 a S10) que siguen el perfil batimétrico con tres estratos de profundidad: A) 0 a 22 m, B) 22 a 46 m, C) mayor a 46 m



Tomado de SAGARPA-INAPESCA (2010).

En cada arrastre se registró la captura de camarón, captura de fauna de acompañamiento comercial (FACC) —que correspondió a aquellas especies que presentan algún uso— y captura de descarte. La captura de cada arrastre fue estandarizada a captura por unidad de esfuerzo en unidades de tiempo de arrastre de dos horas (CPUE kg^{-2hrs}), a través del método de área barrida (Sparre y Venema, 1995) y se obtuvo la proporción descarte:camarón por arrastre. Se tomó una muestra de peces de descarte de 4 kg por cada arrastre, los organismos colectados se dispusieron en bolsas de polietileno y fueron puestos en congelación. Una vez en laboratorio, los organismos se identificaron usando las claves de Hoese y Moore (1998), Castro-Aguirre (1999) y Carpenter (2002). Para cada especie obtenida de la muestra de descarte se determinó el nivel trófico (NT) a través de la base de datos de Fishbase

(Froese y Pauly, 2016), tomando en cuenta la abundancia relativa por especie. Se obtuvieron para la muestra de descarte los parámetros ecológicos de riqueza según Pielou (1975) y diversidad por medio del índice de Shannon y Weaver (Margalef, 1974). Se realizó un análisis de regresión, a través del coeficiente de correlación de Pearson, para conocer la relación entre los valores de capturas y los parámetros ecológicos estimados.

El marco para la construcción de indicadores incluyó: 1) criterios para la selección de indicadores útiles, 2) establecimiento de un protocolo común para el cálculo y la estandarización de los indicadores seleccionados, 3) la adopción de una representación gráfica sencilla del estado del ecosistema. El desarrollo y construcción de indicadores tuvo como objetivo presentar de manera gráfica el grado de impacto de la pesquería sobre el ecosistema (Sepúlveda, 2008; Shin y Shannon, 2010).

Para los criterios de la selección y construcción de indicadores: 1) se fundamentó en el conjunto de información, parámetros e índices obtenidos directamente de las capturas estandarizadas (CPUE kg^{-2hrs}) de camarón, FACC y descarte, y parámetros ecológicos (riqueza de especies, diversidad y nivel trófico) de la captura de descarte, debido a que son estos aspectos los impactados por la actividad pesquera y permiten evaluar el impacto de la dicha actividad sobre el ecosistema, que de acuerdo con Fulton *et al*. (2005) y Álvarez *et al.* (2013) son los más informativos. Se realizó un análisis de regresión a través del coeficiente de correlación de Pearson, para conocer la relación entre los valores de capturas y los parámetros ecológicos estimados. Al existir diversas unidades de medición en los datos obtenidos para la construcción de indicadores, fue necesario seguir un protocolo común para el cálculo y obtención de indicadores; y 2) a través de una función sigmoidea (Sepúlveda, 2008) escalando los valores, a través del empleo de ecuaciones lineales y exponenciales, donde el factor de escalamiento (e_0) se obtuvo a partir de la diferencia del valor máximo y el valor mínimo del indicador a escalar (ecuación 1):

$$e_0 = \frac{e_v}{(2)^v} \qquad \text{Ecuación 1}$$

Donde:
e_0 = Factor de escalamiento
e_v = Diferencia entre valor máximo y mínimo del parámetro a escalar
v = Número de escalas (cinco)

Una vez obtenido el factor de escalamiento (e_0) se procedió a obtener los valores para las cinco escalas de cada indicador seleccionado (ecuación 2):

$$e_n = (2)^n e_0 \qquad \text{Ecuación 2}$$

Donde:
e_0 = Factor de escalamiento, definido en la ecuación 1
e_n = Valor de la escala
n = 1 a 5

Posteriormente, a partir del resultado obtenido en el escalamiento de los indicadores (ecuación 2), se procedió a obtener los valores de intervalo para cada escala de valores, utilizando la ecuación 3:

Intervalo = Valor mínimo del parámetro + e_n Ecuación 3

Donde:
e_n = definido en la ecuación 2

Con el valor obtenido del intervalo para cada indicador, se procedió a construir la matriz de indicadores utilizando la ecuación 4 de la siguiente forma:

(Valor del parámetro/*Intervalo*)*escala de impacto Ecuación 4

Donde:
Valor del parámetro = valor obtenido en su escala original
Intervalo = resultado de la ecuación 3
Escala de impacto = 1 a 5

Los valores obtenidos con la ecuación 4 permitieron obtener el valor del indicador, al cual se le asignó una escala cualitativa que permitió evaluar el nivel de impacto como consecuencia de la actividad pesquera a la cual está sujeta cada indicador, y es acompa-

ñado por una escala cromática a modo de semáforo, con el objetivo de facilitar la comunicación y entendimiento de los valores obtenidos para cada indicador. La escala planteada para la evaluación de los indicadores fue de 1 a 5, donde 1 indica un impacto muy bajo (color verde), en tanto que el valor de 5 indica un impacto máximo (color rojo) (tabla 1).

Tabla 1

Se presenta la escala numérica, cromática y cualitativa para la clasificación de los valores de impacto obtenidos para los indicadores de captura de camarón (CapCAM), fauna de acompañamiento comercial (CapFACC), descarte (CAPDESC), relación descarte:camarón (DESCCAM), riqueza (S), diversidad (H) y nivel trófico (NT)

No significativo	Bajo	Medio	Alto	Máximo
0-1.00	1.0-2.00	2.0-3.00	3.0-4.00	4.01-5.00

Una vez obtenidos los valores para cada indicador se obtuvo el índice integrado de impacto (III) (Sepúlveda, 2008), representado por el valor promedio de los siete indicadores. Este es una valoración del impacto de la pesquería sobre la dimensión ambiental, aplicable a diferente escala: espacial (estrato de profundidad) y temporal (mes, temporada); en tanto, el valor del índice sea menor y más cercano a uno, el impacto será mínimo.

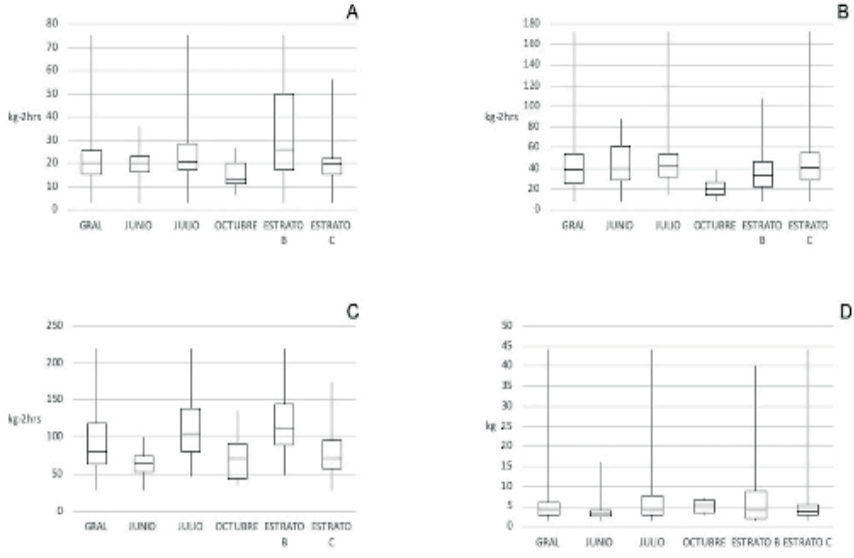
La representación gráfica de los indicadores incluyó el uso de gráficos de caja para representar el comportamiento de cada indicador por escala de evaluación, y gráficas de pétalo donde se incorporaron de manera conjunta los valores obtenidos de los siete indicadores ecosistémicos para las diferentes escalas de análisis: espacial (estrato de profundidad) y temporal (mes, temporada). Cada eje de la gráfica de pétalo corresponde al valor obtenido para cada indicador, la escala es de 1 a 5 (tabla 1), donde el área y color del gráfico corresponde al índice integrado de impacto, de tal forma que mientras más amplia sea el área, el impacto en todos los indicadores será mayor. La ventaja de utilizar este tipo de gráficos radica en que permiten visualizar el impacto por cada uno de los indicadores, de manera independiente y donde cada indicador constituye su valor base, de tal forma que se pueden establecer límites propios a las variables (Eschenbach, 2006).

Resultados

Se realizaron un total de 87 arrastres nocturnos en los tres meses de muestreo, con tiempo de arrastre de dos a seis horas y velocidad promedio de 2.7 millas. Los componentes relacionados al volumen de captura (camarón, FACC y descarte) presentaron variaciones a lo largo del estudio, obteniéndose una CPUE kg^{-2hrs} promedio y $\pm$ desviación estándar (DE) para camarón de 23.06 $\pm$ 15.38 kg, 44.18 $\pm$ 28.64 kg para FAC y 91.84 $\pm$ 40.07 kg para descarte (figuras 2 A, B, C y D). Las variaciones que presentan las capturas están relacionadas con el mes y estrato de profundidad de arrastre.

Figura 2

Captura por unidad de esfuerzo (CPUE kg^{-2h}) general (87 arrastres), por mes y estrato de profundidad de arrastre: B) 22-46 m, C) >46 m



A. camarón, B. fauna de acompañamiento de camarón comercial (FACC), C. descarte y D. relación descarte:camarón (DESC:CAM). Mediana (linea horizontal dentro de la caja), valores máximos y mínimos (lineas verticales) y cuartiles.

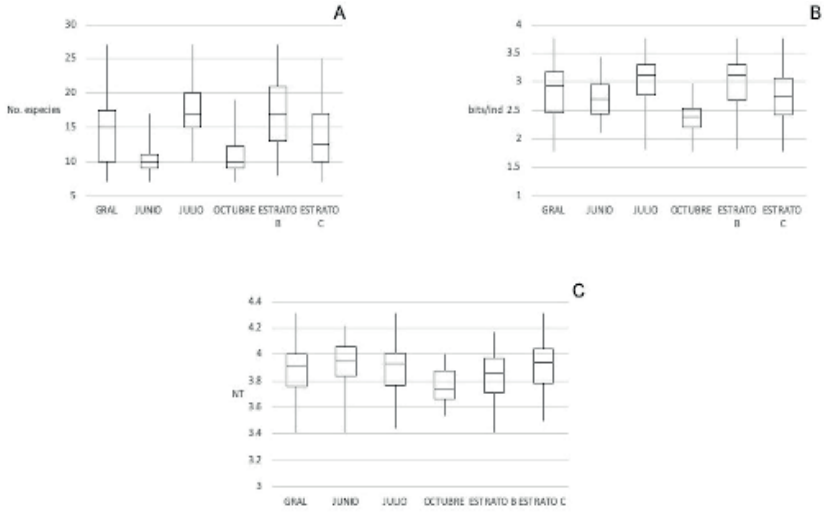
Se observó que la captura máxima y mínima estandarizada para camarón se registró en el mes de julio, en los estratos de profundidad B y C con 75 kg^{-2hrs} y 3 kg^{-2hrs}, respectivamente, mientras que la captura promedio estandarizada fue de 23.06 $\pm$ 15.38 kg^{-2hrs}.

En tanto que, los valores de captura promedio estandarizada de fauna de acompañamiento comercial y descarte fueron de 44.18 ± 26.64 y 91.84 ± 40.07 kg^{-2hrs}, respectivamente, con valores máximos de 172.24 kg^{-2hrs} y 220.00 kg^{-2hrs}, y mínimos de 8.00 kg^{-2hrs} y 28.00 kg^{-2hrs}, respectivamente. La proporción descarte:camarón presentó un valor promedio de 6.15 ± 7.24 kg, con un registro máximo de 44.00 kg correspondiente al mes de julio, en el estrato de profundidad C.

En referencia a los parámetros ecológicos, la riqueza presentó un valor promedio ± desviación estándar de 14.68 ± 4.91 especies con valores máximos y mínimos de 27 y 7, respectivamente. La diversidad presentó el valor máximo de 3.76 bits/ind (julio, estrato de profundidad B) y mínimo de 1.78 bits/ind (octubre, intervalo C), con un valor promedio de 2.86 ± 0.48 bits/ind. En tanto que el valor promedio del nivel trófico fue de 3.88 ± 0.19, registrándose el valor máximo en el mes de julio (4.31) y el mínimo en junio (3.41) (figuras 3 A, B y C).

Figura 3

Parámetros ecológicos general (87 arrastres), por mes y por estrato de profundidad de arrastre: B) 22-46 m, C) >46 m



A. riqueza, B. diversidad y C. nivel trófico (C). Mediana (linea horizontal dentro de la caja), valores máximos y mínimos (lineas verticales) y cuartiles.

La mayor variación registrada en los parámetros ecológicos correspondió a la riqueza de especies, posiblemente por efecto de la distribución de las zonas de pesca con respecto a su ubicación geográfica y a la cercanía a sistemas estuarino-lagunares. Asimismo, los valores de diversidad están directamente relacionados con la composición, número y abundancia relativa de las especies, reflejada en la dominancia que éstas presentan.

Para la selección de parámetros en la construcción de indicadores, se obtuvieron los valores correspondientes al coeficiente de determinación R^2, con $P < 0.05$. los parámetros que presentaron una correlación significativa, aunque baja, fueron la captura de descarte y fauna de acompañamiento comercial (0.045437); descarte:camarón y captura de camarón (0.2085), así como con la captura de descarte (0.129378); riqueza de especies con captura de camarón, captura de descarte y relación descarte:camarón (0.08410, 0.22464 y 0.04532 respectivamente); nivel trófico y captura de descarte (0.0570633); siendo la más alta la relación entre diversidad y riqueza de especies.

De acuerdo con los parámetros seleccionados, se presentan siete indicadores ecosistémicos: 1. Captura camarón (CapCAM), 2. Captura FACC (FACC), 3. Descarte (DESC), 4. Relación camarón:descarte (CAM:DESC), 5. Diversidad (H), 6. Riqueza (S) y 7. Nivel trófico descarte (NT). La descripción de éstos se presenta en una hoja metodológica mostrada en la tabla 2 y elaborada con base en Ramos-Miranda *et al.* (2013).

Tabla 2

Hoja metodológica indicadores ecosistémicos

Indicadores ecosistémicos	1. Captura camarón (CapCam) 2. Captura FACC (FACC) 3. Descarte (DESC) 4. Relación camarón:descarte (CAM:DESC)	5. Diversidad (H) 6. Riqueza (S) 7. Nivel trófico descarte (NT)
Relevancia	Los indicadores son resultado del escalamiento de los datos obtenidos de capturas a través de la aplicación de las Ecuaciones 1 a 4. La valoración de la actividad pesquera, a través del uso de una escala cualitativa, evalúa el grado de impacto en diferente escala: Espacial (estrato de profundidad) y temporal (mes/temporada).	

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

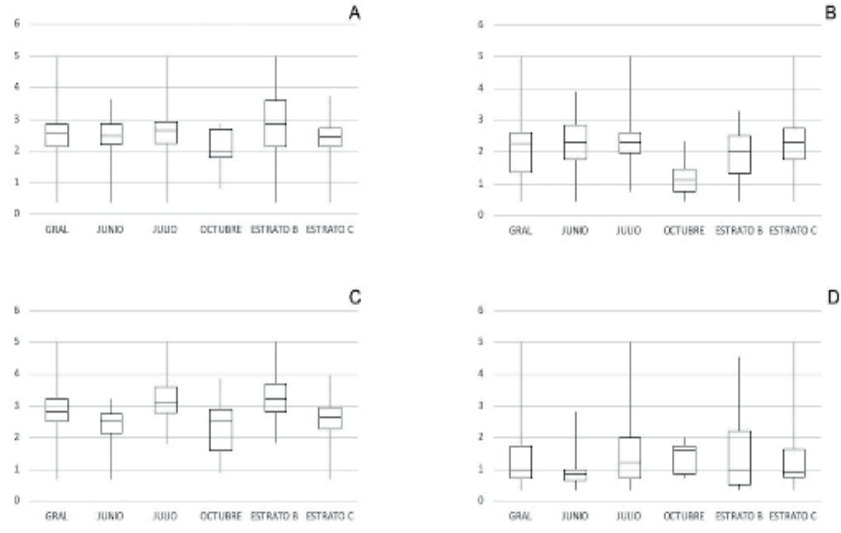
Cálculo	I. Datos: Los indicadores CapCam, FACC y DESC se estiman a partir de datos estandarizados de captura de camarón, FACC y descarte. Los indicadores CAM:DESC, H, S, y NT se estiman a partir de la composición de especies, riqueza, diversidad y nivel trófico del descarte (Morán-Silva *et al.* 2017). II. Escalamiento: Se debe de obtener el factor de escalamiento (e_0), a través de la aplicación de las Ecuaciones 1 a 4. III. Valoración: Escalamiento obtenido presenta valores de 1 a 5, con su correspondiente valoración cualitativa de la captura (tabla 1).
Representación gráfica	I. Individual Gráfica de caja y bigotes: aplicable a diferente escala por indicador: Espacial (estrato de profundidad) y temporal (mes, temporada). II. Conjunta Gráfica de pétalo: Compuesta por siete indicadores ecosistémicos, incluye la valoración por indicador e índice integrado, aplicable para diferente escala: espacial (estrato de profundidad) y temporal (mes, temporada).
Clasificación	Los gráficos obtenidos permiten clasificar los arrastres, en espacio y tiempo. Identifica variabilidad, áreas de oportunidad y clasifica áreas de pesca.
Alcance	Los indicadores se refieren exclusivamente a la valoración del impacto de la pesca sobre la dimensión ambiental.
Limitaciones	Los indicadores dependen de la información obtenida en cubierta (cruceros de investigación o de pesca comercial).
Fuente de información	Capturas y muestra de descarte por arrastre, especificando ubicación, profundidad, fecha, hora y tiempo de arrastre.
Disponibilidad de datos	Datos disponibles para el año 2013 (Morán-Silva *et al.*, 2017), se requiere de muestreo continuo para la generación de series de tiempo.
Periodicidad	El levantamiento y registro de datos se puede adecuar a las necesidades y facilidades de obtención de los mismos a través de la implementación de un programa de observadores a bordo.
Actualización	A través de la obtención continua de datos de las capturas.
Relación con objetivos de política pesquera	Con el Plan de manejo pesquero de camarón café (*Penaeus aztecus*) y con el Programa de ordenamiento pesquero de camarón café (*Penaeus aztecus*) (en publicación). En el caso de los indicadores 5. H, 6. S, y 7. NT, no existen políticas, metas o normas específicas para estos indicadores, por lo que se sugiere se tome en cuenta como base en la publicación o actualización del ordenamiento pesquero de camarón café.
Vínculo con iniciativas internacionales	Enfoque precautorio en el manejo de las pesquerías (FAO) Enfoque ecosistémico para el manejo de las pesquerías (FAO)

Fuente: con base en Ramos-Miranda *et al.* (2013).

La información obtenida para cada indicador a diferente escala se presenta en las figuras 4 y 5 a través de gráficos de caja. Para el indicador CapCam (figura 4A) se observó un valor máximo de 2.81, para el estrato B de profundidad y un valor mínimo 2.04 correspondiente al mes de octubre. El indicador FACC (figura 4B) presentó valores de 1.20 (octubre) a 2.30 (julio), lo mismo sucede con el indicador DESC (figura 4C), donde el valor mínimo se presentó en el mes de octubre (2.30) y el valor máximo en el estrato B (3.26). Por el contrario, el indicador DESC:CAM (figura 4D) registró los valores máximos y mínimos en los meses de julio (1.48) y junio (0.94) respectivamente.

Figura 4

Indicadores ecosistémicos de captura y estrato de profundidad de arrastre (estrato B 22-46 m y estrato C > 46 m)



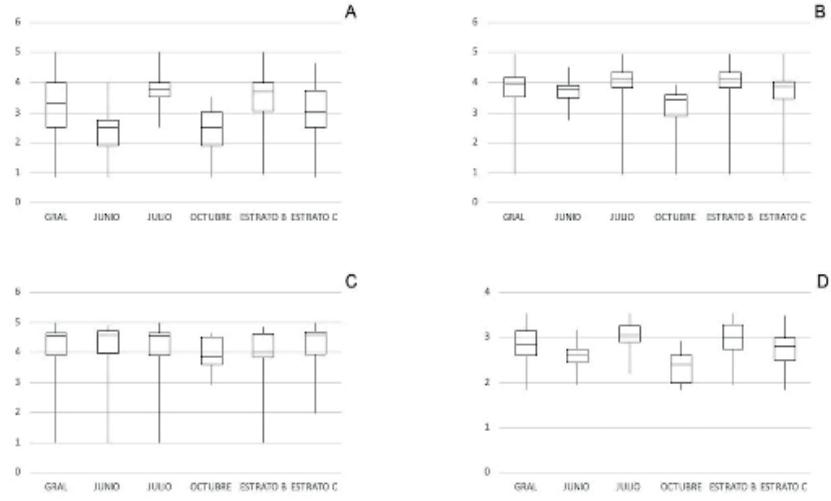
A. CapCam, B. FACC, C. DESC y D. DESC:CAM. Mediana (linea horizontal dentro de la caja), valores máximos y mínimos (lineas verticales) y cuartiles.
Nota: general (gral), por mes (junio, julio y octubre).

El indicador de riqueza (S) (figura 5A) ubicó al valor mínimo en junio (2.35) y el máximo en julio de 3.75, al igual que el indicador de diversidad (H) (figura 5B) con valoraciones de medio a máximo impacto, de 3.16 a 4.0 (julio y octubre, respectivamen-

te), a diferencia del indicador de nivel trófico NT (figura 5C) que presentó valoraciones de máximo impacto, con 4.32 de valor máximo en el estrato de profundidad C. El índice integrado presentó valoraciones de 2.34 (octubre) a 3.07 (julio) (figura 5D).

Figura 5

Indicadores ecosistémicos y estrato de profundidad de arrastre (estrato B 22-46 m y estrato C > 46 m)



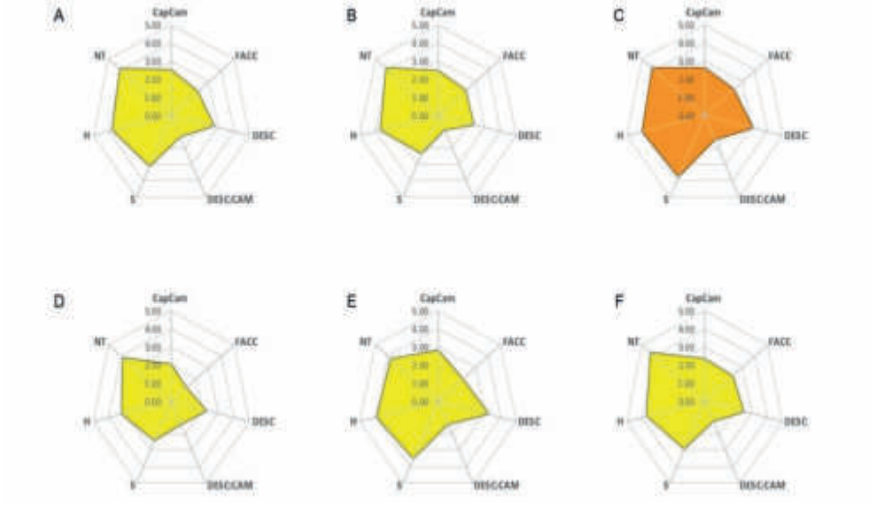
A. riqueza S, B. diversidad H, C. nivel trófico NT y D. índice integrado de impacto III (D). Mediana (linea horizontal dentro de la caja), valores máximos y mínimos (lineas verticales) y cuartiles.
Nota: general (gral), por mes (junio, julio y octubre).

Se generaron representaciones gráficas de pétalo de los indicadores e índice integrado de impacto para los diferentes escenarios anteriormente propuestos: temporal y espacial (figuras 6 A-F). Lo anterior permitió visualizar el impacto de los indicadores en conjunto y de manera independiente, donde se pueden establecer límites propios a las variables (Eschenbach, 2006). Las representaciones gráficas con tendencia visual al naranja-rojo permitieron identificar áreas y estratos de profundidad de pesca, donde la valoración de la actividad es alta, por lo que algunos de los componentes del ecosistema fueron afectados por la actividad pesquera, generando un impacto al ecosistema.

La comparación entre el escenario general (figura 6A) y los correspondientes a los meses de junio (figura 6B), julio (figura 6C) y octubre (figura 6D), con el índice integrado de impacto permitieron identificar que, a excepción del escenario del mes de julio, éste fue valorado como medio, no así el escenario de julio, el cual se valoró como impacto alto. Asimismo, los indicadores con los valores de impacto alto fueron el nivel trófico (NT), diversidad (H) y riqueza de especies (S), contrastando con los valores del indicador DESC:CAM que obtuvo la menor valoración. La evaluación del impacto en el escenario de estrato de profundidad de arrastre (figura 6 E y F) permitió identificar, en ambos casos y a través del índice integrado, que la valoración del impacto por la pesquería fue medio, con valores de 2.97 y 2.76 respectivamente. Sin embargo, resaltan las diferencias entre la valoración de los indicadores donde el indicador de descarte (DESC) fue el que presentó mayor variación, conjuntamente con el indicador (FACC).

Figura 6

Indicadores ecosistémicos de captura de: camarón (CapCam), fauna de acompañamiento comercial (CapFACC), descarte (DESC); relación descarte:camarón (DESC:CAM), riqueza (S), diversidad (H) y nivel trófico (NT), correspondientes a los diferentes escenarios



A. General (n = 87 arrastres), III = 2.83, B. Junio (n = 26), III = 2.60; C. Julio (n = 49), III = 3.07, D. Octubre (n = 12), III = 2.34, E. Estrato B (n = 29), III = 2.97 y F. Estrato C (n = 58), III = 2.76.

Discusión

Las pesquerías de arrastre representan una de las actividades que provocan diversos impactos en los ecosistemas marinos, a diferente nivel y con consecuencias diversas (Kleisner *et al.*, 2015; Aguilar-Ibarra, 2017). Lo anterior es parte de la problemática de la pesca de camarón de altura en el golfo de México, por lo que es necesario identificar y evaluar sus impactos generados. Para ello se requiere generar información sobre el ecosistema, que permita, al mismo tiempo, la construcción de indicadores que cuenten con la capacidad de detectar y evaluar los impactos de la pesca (Baeta y Cabral, 2009; Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitron, 2011).

Igualmente es necesario tener en cuenta que el impacto de la pesquería de camarón se presenta tanto en la especie objetivo como en el ecosistema, del cual forma parte (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002). Es por ello que se integró en la construcción de indicadores la información, tanto de capturas como de la dinámica de los parámetros ecológicos. La decisión de integrar dicha información, la cual tiene origen en capturas comerciales, en los indicadores obedece al hecho de que la pesquería de camarón presenta una baja selectividad, lo que conlleva a la captura incidental y descarte de peces, haciendo de su evaluación un reto (Earys, 2007; Gillet, 2008; Davies *et al.*, 2009).

Aunado a lo anterior, debe considerarse que, para la identificación y análisis de tendencias en el ecosistema marino a través de una linea de tiempo, el uso de parámetros ecológicos son instrumentos idóneos para la toma de decisiones (Sepulveda, 2008); sin embargo, éstos son insuficientes para evidenciar procesos complejos que están integrados por diversas fuentes de información, como son los datos de captura y parámetros ecológicos. De esta forma, la propuesta de indicadores tiene como finalidad ser una herramienta de trabajo, de fácil manejo e interpretación, que permite estimar y representar de manera práctica el nivel de impacto generado por la pesquería de camarón café sobre diversos componentes del ecosistema, que incluye tanto a la especie objetivo, como las especies que componen la captura incidental.

Como resultado de la selección de información, su integración en la construcción de los indicadores, la representación

gráfica y la inclusión del índice integrado, permiten obtener una imagen accesible para los usuarios del impacto de la pesquería en diferentes escenarios, lo cual evidencia los componentes del ecosistema que están siendo impactados por la actividad pesquera, a través de la escala cromática propuesta, permitiendo llevar a cabo el diagnóstico y seguimiento de los componentes del ecosistema que son impactados por la pesquería de camarón y convirtiendo a los indicadores en un herramienta útil en la toma de decisiones, construyéndose como elemento clave en la elaboración del ordenamiento pesquero (Rice y Rochet, 2005; Ramos-Miranda *et al.*, 2013; Coll *et al.*, 2015; Kleisner *et al.*, 2015).

De esta forma, los indicadores propuestos para la pesquería de camarón en la zona centro-sur del estado de Veracruz, permitieron evidenciar los impactos de la actividad pesquera en la estructura del ecosistema, resaltando los cambios en la riqueza de especies y diversidad, consecuencia de la relación entre la captura de camarón y el descarte, así como cambios en el nivel trófico de la comunidad íctica que compone el descarte derivado de la baja selectividad del arte de pesca (Urpi *et al.*, 2012). De esta manera, los indicadores —basados en factores sensibles a los cambios derivados de la actividad pesquera— pueden ser el marco de referencia para el seguimiento de los impactos en diferentes escenarios (García y Staples, 2000; Cury y Christensen, 2005; Jennings, 2005).

La estimación del nivel trófico medio de la captura de descarte formó parte del diagnóstico de la pesquería, documentando su variación en los diferentes escenarios (Froese y Kesner-Reyes, 2002). Al ser el nivel trófico un indicador *per se* del efecto de la pesca en el ecosistema (Pauly *et al.*, 1998; Pauly y Watson, 2005), cobra relevancia en el presente estudio, ya que la información sobre la composición y nivel trófico del descarte es escasa para la pesquería de la región. Por lo que la propuesta del uso del nivel trófico del descarte, como indicador del impacto al ecosistema, permite establecer un referente para la pesquería, debido a la ausencia de series de tiempo que permiten establecer valores de referencia claros, siendo los trabajos más recientes los de Abarca-Arenas *et al.* (2004) y Cruz (2005). Por lo anterior, se tomaron como criterio de impacto los niveles tróficos altos, estimados a través de la base

de datos Fishbase (Bonilla *et al.*, 2009; Froese y Pauly, 2016). La propuesta contrasta con lo planteado por Pauly y Watson (2005), quienes consideran que hay un impacto significativo de las pesquerías al ecosistema cuando se captura por debajo de 3.25 de nivel trófico; sin embargo, un hecho que debe considerarse es que los peces cambian de nivel trófico durante su desarrollo ontogénico (Pauly *et al.*, 1998), presentando niveles tróficos menores en sus fases juveniles o pre-reclutas, siendo el caso del presente estudio, donde —al igual que en otras pesquerías de camarón (Bonilla *et al.*, 2009)— la mayoría de las especies que componen el descarte presentaron tallas pequeñas, sumado a que varias de las especies registradas en el descarte son piscívoras (Peláez-Rodríguez *et al.*, 2005). Consecuentemente, se estableció que la captura de descarte con valores altos en los indicadores de nivel trófico, riqueza y diversidad esté asociado a una valoración de impacto alto al ecosistema, debido a la carencia de información, y estableciéndose como un criterio precautorio, el cual tiene como objetivo evidenciar el impacto, monitorearlo y prevenir el deterioro de la comunidad de peces demersales a mediano y largo plazos, como ha sucedido en otras pesquerías de México (Bonilla *et al.*, 2009), y preveer la afectación a la pesca ribereña de la zona que depende de especies que integran el descarte (Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar, 2007).

La instrumentación de los indicadores permitirá determinar las acciones conducentes de prevención y mitigación de los impactos asociados a la pesquería, tanto a mediano como largo plazos, a través de los instrumentos de gestión como son el *Plan de manejo pesquero* y el *Ordenamiento pesquero del camarón café* (sin publicar). Sin embargo, se debe considerar que actualmente el conocimiento y control administrativo de las capturas de descarte en la flota camaronera es inexistente, resultado de la falta de inclusión e instrumentación de este objetivo en los mencionados instrumentos de gestión del recurso camarón. En razón de lo anterior, es imprescindible el contar con un registro, lo más detallado posible, de las capturas y composición del descarte, con el objetivo de monitorear la variación en la estructura y abundancias relativas de la comunidad a través de las diferentes temporadas de pesca, documentando de manera continua los cambios en el ecosistema para generar series de tiempo (Pérez-España *et al.*, 2006; Baeta y Cabral, 2009).

Por lo tanto, la condición resultante del diagnóstico —basado en la estructura de la comunidad, composición y aspectos tróficos— cobra relevancia bajo el enfoque ecosistémico (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011) y permite el manejo de una gran cantidad de información de diversa naturaleza e identifica los aspectos específicos del ecosistema, que son más sensibles a las presiones e impactos generados por la pesquería de camarón y facilita la toma de decisiones y las soluciones de gestión a nivel local y regional que resuelven la problemática (Cady *et al.*, 1998).

La aproximación a la evaluación del impacto generado por la pesca de arrastre incluye información sobre la dinámica de la comunidad en lo referente a los parámetros ecológicos del descarte y parámetros de captura, marcando diferencia con trabajos anteriores referentes a la pesquería de camarón café en el golfo de México, los cuales se centran en la dinámica del *stock* pesquero de la especie objetivo (SAGARPA-INAPESCA, 2010), así como en la composición de los elencos sistemáticos de la comunidad de peces (Abarca-Arenas *et al.*, 2004) y estudios referentes a la estimación de la estructura trófica (Cruz-Escalona *et al.*, 2018).

La operación de indicadores en la pesca de camarón permitieron identificar los componentes del ecosistema susceptibles a la misma para evidenciar el factor con mayor impacto en los diferentes escenarios donde se aplicaron, siendo una aproximación confiable en la valoración, por lo que, el presente estudio, puede constituirse como linea base para el establecimiento de una robusta serie de tiempo, que permita implantar un punto de referencia cuantitativo de impacto mínimo al ecosistema para esta pesquería, como lo refiere Niemi y McDonald (2004). Para ello, se incorporó el índice integrado, el cual tiene como función el constituirse como un umbral de sostenibilidad de la dimensión ambiental de la pesquería, en tanto no se cuente con un punto de referencia de impacto mínimo (Baidal y Antoni, 2001; Sepúlveda, 2008). Consecuentemente, tanto los indicadores como el índice integrado describen el estado del ecosistema, resultado de la presión generada por la actividad pesquera en el área de estudio, y se conforman como instrumentos de valoración del impacto para los diferentes escenarios de acción y escala de análisis.

Lo anterior supone, en primera instancia, una mejor comprensión de los niveles de impacto por parte de los usuarios de la pesquería y tomadores de decisiones, promoviendo una evaluación integral de la misma. Asimismo, la evaluación de la pesquería, a través de indicadores, está sustentada en la idea de que la sostenibilidad de la actividad y del ecosistema, donde se lleva a cabo la misma, se puede medir por el mantenimiento de la organización y en función del ecosistema, y no sólo por la variación de la proporción relativa entre la biomasa de sus componentes, como es el caso de la actual evaluación de la pesquería, donde solamente se toma en cuenta a la especie objetivo (Arreguín-Sánchez, 2014).

Conclusión

El impacto generado por la pesca de camarón en el golfo de México implica cambios en la comunidad de peces que integran la fauna de acompañamiento, por lo que la generación de información es esencial para determinar la magnitud de los impactos y los niveles a los cuales afecta. La integración de información obtenida de capturas comerciales y de investigación es indispensable para la construcción de indicadores que coadyuven en la toma de decisiones para el manejo sustentable de la pesquería. De esta forma, la implementación de indicadores ecosistémicos en la evaluación de la pesquería permite al usuario acceder a la información de una manera más práctica, facilitando la comunicación e interpretación de los impactos que genera la actividad pesquera, siendo una herramienta valiosa para la evaluación de la sustentabilidad de la actividad pesquera bajo el marco conceptual de presión–estado–impacto–respuesta (PEIR).

El presente estudio es específico para la región centro-sur de Veracruz, pero puede ser aplicado a la pesquería de camarón café de altura en los diferentes caladeros del golfo de México, debido a que el efecto del arte de pesca sobre el ecosistema es similar, no así las condiciones ambientales a lo largo de las diferentes áreas de pesca, por lo que la perturbación puede ser diferente.

Finalmente, la implementación del enfoque ecosistémico en las pesquerías se encuentra en un estado de desarrollo incipiente en México, por lo que la generación de indicadores y su

posterior aplicación resulta una herramienta valiosa y factible para definir, identificar y evaluar el impacto que genera esta pesquería al ecosistema marino, así como el obtener mejor información que contribuya al entendimiento de la pesquería de camarón bajo el enfoque ecosistémico, estableciendo una base informática para la definición de pautas de ordenamiento pesquero eficaces.

Literatura citada

Abarca-Arenas, L.G.; Franco-López, J.; Chávez-López, R.; Arceo-Carranza, D. and Morán-Silva, A. (2004). Trophic Analysis of the Fish Community Taken as Bycatch of Shrimp Trawls off the Coast of Alvarado, Mexico / Análisis trófico de la comunidad de peces provenientes de la pesca incidental camaronera de la costa de Alvarado, México. 55th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, GCFI, 55: 384-394.

Abarca-Arenas, L.G.; Franco-López, J.; Peterson, M.S.; Brown-Peterson, N. and Valero-Pacheco, E. (2007). Sociometric Analysis of the Role of Penaeids in the Continental Shelf Food Web off Veracruz, Mexico Based on by-catch. *Fisheries Research*, 46-57.

Aguilar-Ibarra, A. (2017). The Forgone Benefits of Discarding Fish in the Gulf of California Shrimp Fishery. *Ocean & Coastal Management,* 145: 1-13.

Álvarez, M.C.; Franco, A.; Pérez-Domínguez, R. and Eliot, M. (2013). Sensitivity Analysis to Explore Responsiveness and Dynamic Range of Multi-Metric Fish-Based Indices for Assessing the Ecological Status of Estuaries and Lagoons. *Hydrobiologia,* 704: 347-362.

Arreguín-Sánchez, F. (2014). Adaptabilidad y sostenibilidad. Un enfoque holístico hacia el manejo de ecosistemas acuáticos explotados. *Ciencia Pesquera,* 22(1): 89-101.

Arreguín-Sánchez, F.; Arcos, E. and Chávez, E.A. (2002). Flows of Biomass and Structure in an Exploited Benthic Ecosystem in the Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling*, 156(2): 167-183.

Arreguín-Sánchez, F.; Zetina-Rejón, M.; Manickchand-Heileman, S.; Ramírez-Rodríguez, M. and Vidal, L. (2004). Simulated Response to Harvesting Strategies in an Exploited Ecosystem in the Southwestern Gulf of Mexico. *Ecological Modelling*, 172(2): 421-432.

Arreguín-Sánchez, F. y Arcos-Huitrón, E. (2011). La pesca en México: Estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica*, 21(3): 431-462.

Baeta F.; Costa, M.J. and Cabral, H. (2009). Changes in the Trophic Level of Portuguese Landings and Fish Market Price Variation in the Last Decades. *Fisheries Research*, 97: 216-222.

Baidal, I. y Antoni, J. (2001). La planificación turística de los espacios regionales en España. Tesis doctoral. Instituto Universitario de Geografía, Universidad de Alicante.

Board, O.S. (2002). *Effects of Trawling and Dredging on Seafloor Habitat*. The National Academies Press, Washington.

Bohnsack, J.A. (1998). Ecosystem Management, Marine Reserves, and the Art of Airplane Maintenance. *Proceedings of the 50th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. Recuperado de: http://aquaticcommons.org/13139/1/gcfi_50-20.pdf.

Bonilla, H.R.; Aguilera, L.E.C.; Oropeza, O.A.; Uribe, J.G.D.; España, H.P.; Del Monte Luna, P.; Lluch, C.S. y López-Lemus, L.G. (2009). La disminución en el nivel trófico de las capturas pesqueras en México. *Ciencia*, julio-septiembre, 1-9.

Caddy, J.F.; Csirke, J.; García, S.M. and Grainger, R.J.R. (1998). How Pervasive is Fishing down Marine Food Webs? *Science*, 282(5393): 1383-1383.

Carpenter, S.R. (2002). Ecological Futures: Building an Ecology of the Long Now. *Ecology*, 83(8): 2069-2083.

Castro-Aguirre, J.L. (1999). *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. México: Limusa.

Charles, A.T. (2001). *Sustainable Fishery Systems. Fish and Aquatic Resources Series*. 5th ed. Oxford: Blackwell Science, Oxford.

Coll, M.; Shannon, L.J.; Kleisner, K.M.; Juan-Jordá, M.J.; Bundy, A.; Akoglu, A.G.; Banarui, D.; Boldt, J.L.; Borges, M.F.; Cook, A.; Diallo, I.; Fu, C.; Fox, C.; Gascuel, D.; Gurney, L.J.; Hattab, T.; Heyman, J.J.; Jouffre, D.; Knight, B.R.; Kucukavsa, S.; Larged, S.I.; Lynam, C.; Machias, A.; Marshall, K.N.; Masski, H.; Ojaveer, H.; Piroddib, C.; Tam, J.; Thiao, D.; Thiaw, M.; Torres, M.A.; Travers-Trolet, M.; Tsagarakisu, K.; Tuck, I.; van der Meeren, G.I.; Yemane, D.; Zador, S.G. and Shin, Y.J. (2016). Ecological Indicators to Capture the Effects of Fishing on Biodiversity and Conservation Status of Marine Ecosystems. *Ecological Indicators*, 60: 947-962.

Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) (2013). *Anuario estadístico de acuacultura y pesca, 2013*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México. Recuperado de: http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/anuario_2013.

Contreras, F. (1993). *Ecosistemas costeros mexicanos*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.

Cruz-Escalona, V.H. (2005). Interdependencia ecotrófica entre la laguna de Alvarado, Veracruz, y la plataforma continental adyacente. Tesis doctoral. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur, México.

Cruz-Escalona, V.H.; Morales-Zárate, M.V.; Franco-López, J.; Abitia-Cárdenas, L.A.; Hernández-López, A.; Marín-Enríquez, E. and González-Acosta, A.F. (2018). Food-Web Structure and Functioning of Coastal Marine Ecosystems: Alvarado Lagoon and Adjacent Continental Shelf, Northern Gulf of Mexico. *The Open Fish Science Journal*, 11: 73-94.

Cury, P.M. and Christensen, V. (2005). Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 307-310.

Davies, R.W.D.; Cripps, S.J.; Nickson, A. and Porter, G. (2009). Defining and Estimating Global Marine Fisheries Bycatch. *Marine Policy*, 33(4): 661-672.

Duarte, L.O. y Cuello, F. (2006). Sistema de información evaluación y ecología pesquera, SIEEP (versión 1.1). Actualización para estudios de la captura acompañante en pesquerías de camarón. *Intropica*, 3(1): 101-108.

Eayrs, S. (2007). *Guía para reducir la captura de fauna incidental (bycatch) en las pesquerías por arrastre de camarón tropical*. Roma: FAO. Recuperado de http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2014/CD001892.pdf.

Eschenbach, T.G. (2006). Technical Note: Constructing Tornado Diagrams with Spreadsheets. *The Engineering Economist,* 51: 195-204.

Food and Agriculture Organization (2000). *Indicadores para el desarrollo sostenible de la pesca de captura marina. Orientaciones técnicas para la pesca responsable N° 8*. Dirección de Recursos Pesqueros. Roma: FAO.

Food and Agriculture Organization (2003). *La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca*. Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable 4, Supl. 2:1-133. Roma: FAO.

Food and Agriculture Organization (2006). *Aplicación práctica del enfoque de ecosistemas en la pesca*. Roma: FAO.

Food and Agriculture Organization (2008). *Fisheries Management. 2. The Ecosystem Approach to Fisheries*. 2.1 Best Practices in Ecosystem Modeling for Informing an Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Fisheries Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 2, Add. 1. Rome: FAO.

Food and Agriculture Organization (2010). *La ordenación pesquera. 2. El enfoque ecosistémico de la pesca*. 2.2 Dimensiones humanas del enfoque ecosistémico de la pesca. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No 4, Supl. 2, Add. 2. Roma: FAO.

Froese, R. and Kesner-Reyes, K. (2002). Impact of Fishing on the Abundance of Marine Species. *ICES Council Meeting Report*, *CM*.

Froese, R. and Pauly, D. (2016). FishBase: World Wide Web Electronic Publication. Recuperado de: www.fishbase.org.

Garcia, S.M. and Staples, D.J. (2000). Sustainability Reference Systems and Indicators for Responsible Marine Capture Fisheries: A Review of Concepts and Elements for a Set of Guidelines. *Marine and Freshwater Research*, 51(5): 385-426.

Garcia, S.M.; Zerbi, A.; Aliaume, C.; Do Chi, T. and Lasserre, G. (2003). *The Ecosystem Approach to Fisheries. Issues, Terminology, Principles, Institutional Foundations, Implementation and Outlook*. FAO Fisheries Technical Paper No.443. Roma: FAO.

Gillett, R. (2008). *Global Study of Shrimp Fisheries*. Vol. 475. Rome: FAO.

González-Gándara, C. (2011). *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de estado. La zona marina*. México: CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A. C.

Hilborn, R. (2011). Future Directions in Ecosystem-Based Fisheries Management: A Personal Perspective. *Fisheries Research,* 108: 235-239.

Hoese, H.D. and Moore, R.H. (1998). *Fishes of the Gulf of Mexico*. USA: Texas A & M University Press, College Station.

Jennings, S. (2005). Indicators to Support an Ecosystem Approach to Fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 212-232.

Jiménez, R. (1979). Características hidrográficas de la vertiente del golfo de México en el estado de Veracruz. *Investigaciones Geográficas*, 9: 117-156.

Jiménez-Badillo, M.L. y Castro-Gaspar, L. (2007). Pesca artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. En: A. Granados-Barba, L.G. Abarca-Arenas y J.M. Vargas-Hernández (eds.), *Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 221-240). Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche.

Kleisner, K.M.; Coll, M.; Lynam, C.P.; Bundy, A.; Shannon, L.; Shin, Y.J. and Heymans, J.J. (2015). Evaluating Changes in Marine Communities that Provide Ecosystem Services through Comparative Assessments of Community Indicators. *Ecosystem Services*, 16: 413-429.

Løkkeberg, S. (2005). *Impacts of Trawling and Scallop Dredging on Benthic Communities*. FAO Fisheries Technical Paper, 472: 1-58.

Margalef, R. (1974). *Ecología*. Barcelona: Ediciones Omega.

Morán-Silva, A.; Martínez-Franco, L.A.; Chávez-López, R.; Franco-López, J.; Bedia-Sánchez, C.M.; Contreras, F.; Gutiérrez-Mendieta, F.; Brown-Peterson, N.J. and Peterson, M.S. (2005). Seasonal and Spatial Patterns in Salinity, Nutrients, and Chlorophyll in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17(1): 133-143.

Morán-Silva, A.; Chávez-López, R.; Jiménez-Badillo, M.L.; Cházaro-Olvera, S.; Galindo-Cortes, G. y Meiners-Mandujano, C.G. (2017). Análisis de la comunidad de peces de descarte en la pesca de arrastre de camarón (temporada de lluvias 2013) en la zona centro-sur del litoral veracruzano, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(3): 551-566.

Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R. and Torres Jr., F. (1998). Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279: 860-863.

Niemi, G.J.; McDonald, M.E. and Michael, E. (2004). Application of Ecological Indicators. Annual Review of Ecology. *Evolution and Systematics,* 35: 89-111.

Pauly, D. and Watson, R. (2005). Background and Interpretation of the "Marine Trophic Index" as a Measure of Biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biology*, 360: 415-423.

Peláez-Rodríguez, E.; Franco-López, J.; Matamoros, W.A.; Chávez-López, R. and Brown-Peterson, N.J. (2005). Trophic Relationships of

Demersal Fishes in the Shrimping Zone off Alvarado Lagoon, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17(1): 157-167.

Pérez-España, H.; Abarca-Arenas, L.G. and Jiménez-Badillo, M.L. (2006). Is Dishing-Down Trophic Web a Generalized Phenomenon? The Case of Mexican Fisheries. *Fisheries Research,* 79: 349-352.

Pielou, E.C. (1975). *Ecological Diversity*. New York: John Wiley & Sons.

Ramos-Miranda, J.; Flores-Hernández, D.; Sosa-López, A.; Sosa-Cordero, E.; López-Rocha, J.; Arreguín-Sánchez, F. y Ramírez-González, A. (2013). *Manual de indicadores y metodología para la aplicación del enfoque ecosistémico en las pesquerías de Yucatán, Campeche y Quintana Roo*. México: RNIIPA, COFUPRO, UAC.

Rice, J.C. (2000). Evaluating Fishery Impacts Using Metrics of Community Structure. *ICES Journal of Marine Science*: *Journal du Conseil*, 57(3): 682-688.

Rice, J.C. and Rochet, M.J. (2005). A Framework for Selecting a Suite of Indicators for Fisheries Management. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 62(3): 516-527.

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural e Instituto Nacional de Pesca (SAGARPA-INAPESCA) (2010). Estimación de la fecha óptima para la apertura de la temporada 2010-2011 de la pesquería de camarón café (*Farfantepeneaus aztecus*) en las costas de Tamaulipas y Veracruz. Informe t*écnico*. México: Instituto Nacional de Pesca. Recuperado de: www.inapesca.gob.mx/portal/publicaciones/dictamenes/doc_download/176-estimacion-de-la-fecha-optima-para-la-apertura-de-la-temporada-20122013-de-la-pesqueria-de-camaron.

Sepúlveda, S.S. (2008). *Biograma: Metodología para estimar el nivel de desarrollo sostenible de territorios*. San José, Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).

Shin, Y.J. & Shannon, L.J. (2010). Using Indicators for Evaluating, Comparing, and Communicating the Ecological Status of Exploited Marine Ecosystems. 1. The IndiSeas project. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 67(4): 686-691.

Sparre, P. y Venema, S.C. (1995). Introducción a la evaluación de *stocks* de peces tropicales. Documento Técnico de Pesca, 306/1 Rev. 1: 1-421. FAO.

Urpí, P.O.; Salas, S. y Sierra, L. (2012). Determinación de los criterios e indicadores para un buen manejo de la gestión para la sostenibilidad de los recursos pesqueros del golfo de Nicoya y en particular

de las comunidades de Costa de Pájaros y Manzanillo. *Revista Geográfica de América Central*, 49(II Semestre), 75-102.

Wakida-Kusunoki, A.T.; Solana-Sansores, R.; Sandoval-Quintero, M.E.; Núñez-Márquez, G.; Uribe-Martínez, J.; González-Cruz, A. y Medellín-Ávila, M. (2006). Camarón del golfo de México y mar Caribe. En: Instituto Nacional de Pesca (ed.), *Sustentabilidad y pesca responsable en México, evaluación y manejo* (pp. 427-476). México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).

Evaluación temporal de la pesquería de pequeña escala de la langosta del Caribe *Panulirus argus* en Cozumel, Quintana Roo, México

Ingrid Vanessa Tafoya-Gutiérrez,
Martha Angélica Gutiérrez-Aguirre,
Adrián Cervantes-Martínez, José Canto-Noh
y Lizbeth Tamayo-Chan

Resumen

La langosta es un recurso pesquero importante en la región del Caribe mexicano, debido a que posee un alto valor en el mercado: la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera de Cozumel, la considera como su principal recurso generador de ingresos. Se analizó por primera vez el comportamiento ecológico y pesquero de la langosta del Caribe *Panulirus argus* (Latreille, 1804) en la región autorizada para el uso pesquero en la isla Cozumel, considerando la captura en kg de langosta entera/mes y año; el número de embarcaciones y viajes. Para ello se consideraron los registros de captura de langosta y esfuerzo de una serie de tres temporadas sucesivas de pesca: de 2015 a 2018. Los datos sugieren que Cozumel contribuyó con 3.6 a 3.9% de la producción total de langosta entera de Quintana Roo y que el nivel de captura es estable en los últimos

años. También se determinó que el rendimiento pesquero por viaje es aproximadamente 50% menor en la isla, en comparación con el reportado en bahía Espíritu Santo, Quintana Roo. Aquellas embarcaciones que laboraron en el norte de Cozumel y que invirtieron mayor esfuerzo pesquero, generaron mayor captura. En Cozumel, el rendimiento de langosta se relaciona con el esfuerzo pesquero; mientras que la estabilidad en el rendimiento es un reflejo de las técnicas artesanales empleadas y la buena organización de la cooperativa que aprovecha legal y sustentablemente a este recurso.

Palabras clave

Biomasa, captura por unidad de esfuerzo, Caribe, crustácea, pesca, rada.

Temporary Assessment of *Panulirus argus* Caribbean Lobster Small-Scale Fishery in Cozumel, Quintana Roo, Mexico

Abstract

Lobster is an important fishery resource in the Mexican Caribbean region, because of its high market value: the Fishery Cooperative Society of Cozumel (Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera de Cozumel S.C. de R.L), considers it to be its main income generator. This study describes and analyzes the ecological and fishing behavior of the Caribbean lobster *Panulirus argus* (Latreille, 1804) in an area authorized for fishing use on Cozumel Island. The catch (kg of whole lobster/month and year) and number of boats and trips were considered in order to analyze the catch per unit of effort (CPUE) as well as the trends and regions with greatest capture on the Island. To reach this goal, the lobster and effort capture records of a series of three successive fishing seasons, from 2015 to 2018, were considered. The data suggests that Cozumel contributes 3.6 to 3.9% of total lobster production in Quintana Roo and the capture has been stable in recent years. The fishing yield/trip is approximately 50% lower in the Island in comparison with that

reported in Bahía Espíritu Santo, also in Quintana Roo. In addition, those boats that fish in the northern area of Cozumel Island, and that invested more fishing effort, generated more biomass. Apparently, in Cozumel, the whole lobster yield caught is related to the fishing effort; while the stability in the yield is related to the use of artisanal techniques and the good organization of the cooperative which takes advantage of this resource in Cozumel legally and sustainably.

Keywords

Biomass, catch per unit of effort, Caribbean, crustacea, fishing, rada.

Introducción

Se les conoce comúnmente como langostas, a los organismos clasificados en cuatro familias de Decapoda: *Homaridae*, *Nephrosidae*, *Palinuridae* y *Scyllaridae*. Los palinúridos se distribuyen en el golfo y Pacífico mexicanos, desde la zona litoral hasta la zona sublitoral media (menor a 90 m de profundidad) y están sujetos a captura comercial en México (Gracia y Kensler, 1980).

Las especies de palinúridos con mayor importancia económica y sujetas a aprovechamiento pesquero en nuestro país se clasifican en el género *Panulirus*, y en el Pacífico se capturan a *Panulirus interruptus* (Ryall 1840)*, P. gracilis* (Streets 1871) y *P. inflatus* (Bouvier 1895)*;* mientras que en las pesquerías de las áreas litorales del Caribe mexicano es particularmente importante la langosta del Caribe *P. argus* (Latreille 1804) (Gracia y Kensler, 1980), también conocida como langosta espinosa. Este organismo se distribuye desde las costas de Carolina del Norte en los Estados Unidos, Bermuda, Islas Antillanas (como Cuba, Cayman, Haití), hacia la costa Atlántica de Belice, Honduras, El Salvador y el norte de Río de Janeiro en Brasil (Arceo *et al.*, 1997).

El ciclo de vida de la langosta del Caribe es complejo, incluye al menos 11 etapas de desarrollo que ocupan tres hábitats distintos, y ha sido descrito detalladamente por Briones-Fourzán *et al.* (1997), Arce-Ibarra y de León (2001), Cruz *et al.* (2001), Cruz y Bertelsen (2009) y Ríos-Lara *et al.* (2013). Ecológicamente esta espe-

cie es importante por el nivel trófico que ocupa como consumidor secundario dentro de las comunidades arrecifales (Ríos-Lara *et al.,* 2013; Sosa-Cordero *et al.,* 1993).

Registros históricos muestran que, en la península de Yucatán, la langosta del Caribe genera entre 18 a 35% de la producción de langostas de todo México: las producciones máximas se alcanzaron en la década de los ochenta con 1 400 a 1 700 t y en esa misma década las producciones mínimas fueron de 600 t (véanse figuras 1-15 de Ley-Copper, 2015). Históricamente la mayor producción de langosta espinosa (80%) se ha generado en Quintana Roo, incluyendo isla Cozumel, Isla Mujeres y Banco Chinchorro, y el resto en las costas de las plataformas de Yucatán y Campeche (Ríos-Lara *et al.,* 2013).

En Quintana Roo, México, se han registrado 26 cooperativas pesqueras (Mena-Celis, 2009); 19 de ellas tienen permiso para el aprovechamiento de la langosta del Caribe. Éste se obtiene y autoriza siempre que dichas cooperativas, entre otras cosas, mantengan lineamientos legales establecidos por la NOM-006-PESC-1993 (DOF, 1993) en cuanto a talla mínima legal de captura y aprovechamiento (13.5 cm de longitud abdominal, 7.3 cm longitud del caparazón y 22.3 cm de longitud total); así como un periodo de veda que comprende del 1 de marzo al 30 de junio de cada año para todo el país.

La Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera de Cozumel (SCPPC), fundada en 1960, cuenta con autorización legal y actualmente aprovecha a la población de la langosta del Caribe que habita en el área marítima de la isla Cozumel a través de prácticas o pesquerías artesanales, tales como el buceo con tanque, acompañado de lazada o jamo (red manual). Estas actividades son consideradas como sustentables (Sosa-Cordero *et al.*, 2008): la captura de especímenes vivos que posteriormente se evalúan en la embarcación (uno a uno), asegura la captura legal y, además, la liberación de hembras fertilizadas (Sosa-Cordero *et al.*, 1996), para disminuir la afectación sobre las poblaciones naturales, evitando la sobreexplotación de la langosta (Sosa-Cordero *et al.*, 2008; Ley-Copper, 2015).

La SCPPC cuenta con un registro de datos de captura y de las embarcaciones que participan en la pesca de la langosta del Ca-

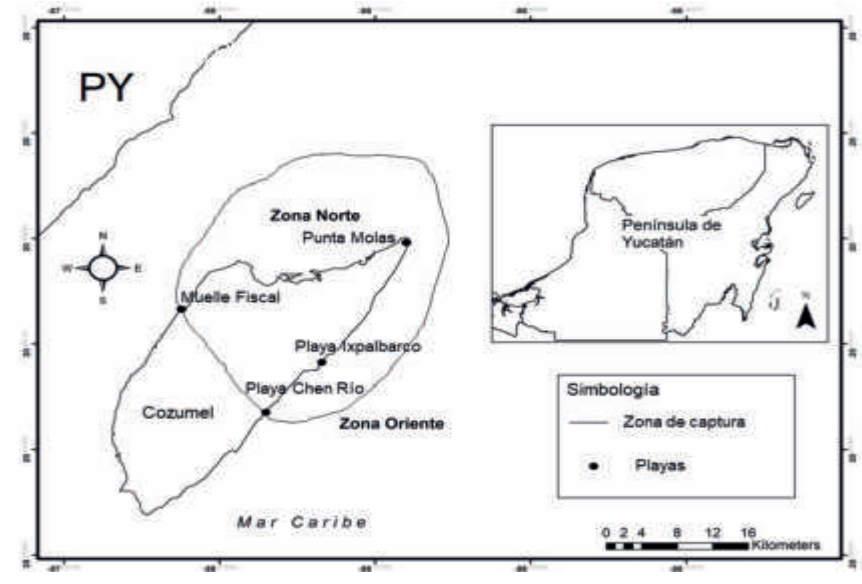
ribe en las áreas de plataforma de la isla Cozumel. Por lo tanto, el presente trabajo contribuye al conocimiento ecológico y pesquero de la langosta del Caribe *(Panulirus argus)* en las áreas de aprovechamiento a partir de: 1) la evaluación del estado actual del recurso y 2) la generación de conocimiento que contribuya al manejo adecuado y al aprovechamiento sustentable de la langosta espinosa.

Metodología

En Cozumel, el área dedicada a la pesca se concentra hacia el norte y oriente de la isla, a profundidades máximas de 20 a 45 metros (Ríos-Lara *et al.*, 2013; comunicación personal, pescador de la cooperativa, 2018), en zonas cercanas al borde arrecifal, propicias para asegurar el anclaje de embarcaciones, esta área de pesca se conoce localmente como *rada*. Está comprendida desde el muelle fiscal hacia Punta Molas (zona norte) y se extiende hacia la playa Ixpalbarco de la isla (zona oriente) (figura 1) (Velázquez-Molina, 2014).

Figura 1

Área de pesca de *Panulirus argus* en la Isla Cozumel



PY = Península de Yucatán

Los registros de captura de langosta y de esfuerzo (número de viajes) de una serie de tres temporadas sucesivas de pesca en el área de interés (2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018) fueron disponibles por los pescadores de la SCPPC. La temporada de pesca de langosta del Caribe se extiende de julio a febrero (DOF, 1993); por lo tanto, dicha temporada de pesca incluye dos épocas climáticas: lluvias, de julio a octubre; y nortes, de noviembre a febrero (Schmitter-Soto *et al.*, 2002; Ríos-Lara *et al.*, 2013).

En los casos en que los datos accesibles se encontraron en peso de abdomen de langosta, éstos se multiplicaron por la constante 3 para estandarizarlos a peso de langosta entera (peso total), según la relación peso abdominal-peso total calculada por González-Cano (1991), siguiendo a Ríos-Lara *et al.* (2013) y por conversión práctica (comunicación personal, pescador de la cooperativa, CNJ, 2018).

Análisis de datos

La información se estructuró por número de folio, fecha, código del nombre de la embarcación y peso de la captura legal en kilogramos (≥ 13.5 cm de longitud abdominal). Con lo anterior se determinaron las fluctuaciones en cuanto a la captura e indicadores estandarizados de la pesca durante el periodo de estudio.

Con los datos se realizó la suma de las capturas por cada una de las embarcaciones para obtener la captura mensual (expresada en kg). La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) mensual fue definida como kg/viaje; adicionalmente se calculó la CPUE por temporada de pesca, considerando las capturas y el número de viajes totales. Con ello se determinó el aporte que realiza esta área hacia la pesca de la langosta del Caribe en Quintana Roo.

Para analizar el aporte hacia la pesquería por cada embarcación, así como una prospección acerca de las áreas más productivas de Cozumel, se realizó un análisis de agrupamiento de las capturas totales obtenidas por embarcación en cada temporada, usando el Multivariate Statistical Package (MVSP 3.21), distancia euclidiana y ligamiento completo (Legendre y Legendre, 1988). Se determinaron las discontinuidades en los datos de captura total por embarcación, considerando exclusivamente a aquellas que pescaron a lo largo de las tres temporadas (10 embarcaciones) en el área analizada.

Resultados

Captura total

En Cozumel, la SCPPC utilizó entre 10 a 14 embarcaciones menores para captura durante las tres temporadas de pesca. Para evitar conflicto de intereses, en este trabajo se hace referencia de 10 embarcaciones que trabajaron de manera constante, a través de un código de dos letras mayúsculas. Las lanchas fueron de tipo ballenera, con 27 pies de eslora, una capacidad de dos a tres pescadores y 850 kg de carga en cada viaje. Estas embarcaciones generaron desde 93 hasta cerca de 5 000 kg/temporada de langosta durante el periodo analizado (tabla 1).

Tabla 1

Captura de la langosta del Caribe obtenida en 10 embarcaciones, en el área de pesca de la isla Cozumel en tres temporadas sucesivas de pesca

Nombre de embarcación / Temporada	2015-2016	2016-2017	2017-2018
EL	2 402.20	1 992.30	2 639.75
VF	93.60	573.90	1 618.95
HS	2 958.50	4 933.60	3 624.05
OL	1 315.90	803.10	1 105.40
CA	2 328.50	1 936.10	3 065.25
TH	683.70	921.07	1 970.90
RO	698.10	1 089.60	768.90
RA	1 455.50	2 178.95	744.90
CR	134.40	38.70	861.50
AL	1 327.80	1 275.30	2 077.80
Captura total anual	13 398.20	15 742.62	18 477.40
Aporte embarcaciones incidentales	3 289.20	119.70	2 256.60
Número de viajes	633	577	806
Captura por unidad de esfuerzo por temporada	26.36	27.49	25.72

Nota: Los datos se presentan en kg. de peso húmedo de langosta entera. Las siglas representan códigos de los nombres de las embarcaciones.

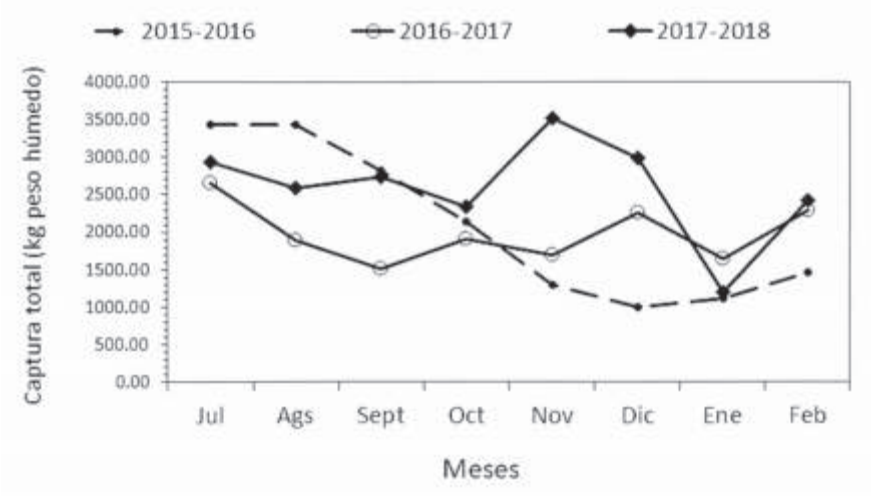
Cuatro embarcaciones participaron de la actividad de manera incidental y no están codificadas en la tabla 1; sin embargo, es importante señalar que éstas sumaron con alrededor de 3 t/año en la temporada 2015-2016; 0.1 t/año en la 2016-2017 y 2 t/año en la 2017-2018.

De las analizadas, la temporada con mayor captura registrada fue la de 2017-2018, sobrepasando ligeramente las 20 t (tabla 1, figura 2), registrando mayor captura en noviembre con 3.6 t, y julio, septiembre y diciembre con capturas cercanas a 3 t. De esta temporada enero registró la menor captura con 1.1 t (figura 2).

Durante las temporadas 2015-2016 y 2016-2017, la captura total contabilizó un poco más de 16.5 y 15 t/temporada, respectivamente; siendo julio el mes con mayor captura en ambos casos (figura 2), con tendencia a cierta disminución en los meses subsecuentes; sin disminuir de 1 t en la época de nortes, de noviembre a febrero (figura 2).

Figura 2

Captura de la langosta del Caribe *Panulirus argus* por mes, en cada temporada de pesca



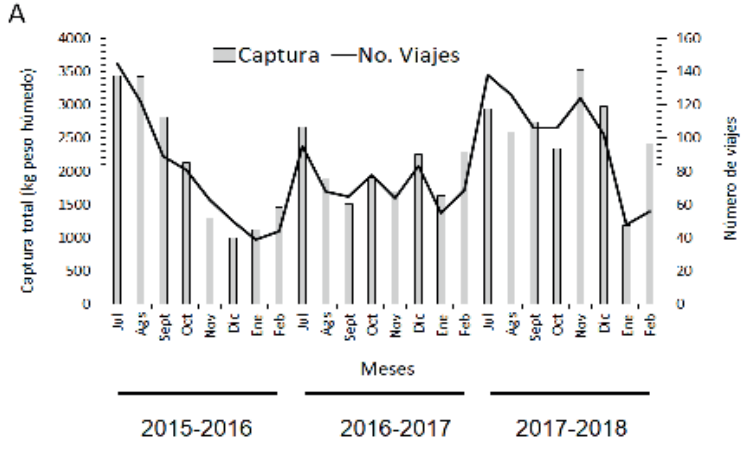
Captura por unidad de esfuerzo

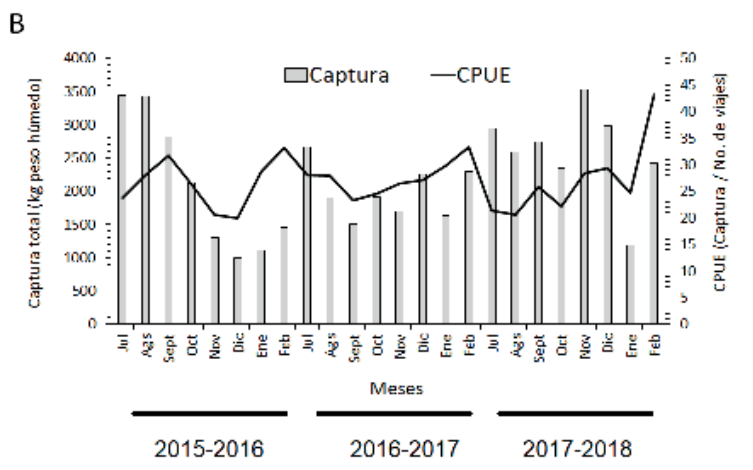
El número de viajes realizados se encuentran estrechamente relacionados con la captura mensual; esto es más evidente en las temporadas 2015-2016 y 2016-2017 (figura 3A). Las capturas descritas en la sección previa siempre fue mayor en el inicio de la temporada de pesca y disminuyó hacia el cierre de la temporada; el número de viajes máximos y mínimos en la primera temporada osciló entre 145 a 39; en la segunda de 95 a 55 y en la tercera de 138 a 48 (figura 3A). La CPUE mensual fue estable a lo largo de las tres temporadas pesqueras; oscilando de 20 kg/viaje a 43 kg/viaje (figura 3B). La figura 3B muestra que la CPUE fue mayor hacia el término de cada una de las temporadas de captura durante nortes en los meses de diciembre a febrero.

La CPUE por temporada pesquera osciló entre 25.72 a 27.49 kg/viaje (tabla 1). Las mínimas se registraron en noviembre y diciembre de 2015-2016 y julio y agosto de 2017-2018; mientras que las máximas fueron en el último mes de captura: 33 kg/viaje en febrero de las temporadas de pesca 2015-2016 y 2016-2017 y hasta 43 kg/viaje en febrero de 2017-2018 (figura 3B).

Figura 3

Número de viajes mensual (A) y captura por unidad de esfuerzo mensual (B), durante tres temporadas de pesca de la langosta del Caribe en isla Cozumel, Quintana Roo, México





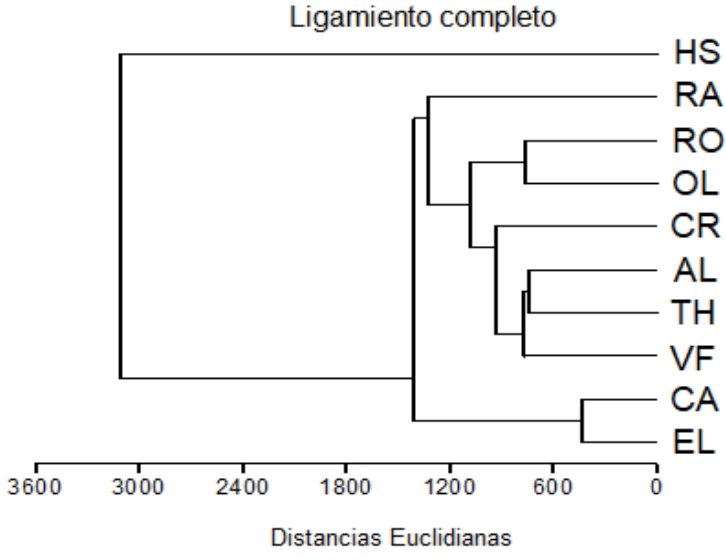
Nota: Los años corresponden a la temporada pesquera.

Captura por embarcación

Haciendo alusión a la codificación del nombre (figura 4, tabla 1), el análisis de agrupamiento muestra que la embarcación HS se aleja de las demás debido a que registró las mayores capturas totales durante las tres temporadas, con un total de 11 t de langosta del Caribe y captura promedio de 3.8 t/temporada.

Es posible identificar la formación de dos grupos, que representan discontinuidades en la captura por embarcación: el primero está organizado por los barcos RA, RO, OL, CR, AL, TH y VF los cuales obtuvieron capturas desde menos de 0.1 t de langosta, hasta 2.1 t/temporada. El segundo grupo se integró por CA y EL, donde los pescadores obtuvieron capturas entre 1.9, hasta 3.1 t/temporada; por lo tanto, éstas dos embarcaciones presentaron las segundas mejores capturas, después de HS, durante cada temporada.

Figura 4
Análisis de agrupamiento de la captura total por temporada, por embarcación; considerando tres temporadas de pesca (2015-2018) en isla Cozumel, Quintana Roo, México



Nota: Las siglas representan codificaciones de los nombres de las embarcaciones.

Discusión

La SCPPC es la única cooperativa en Cozumel que, por concesión, captura langosta en la isla y ha mantenido como su área principal de pesca de la langosta del Caribe a la bahía de Espíritu Santo, Quintana Roo, desde 1960 (Ríos-Lara *et al.*, 2013), de tal manera que la captura obtenida del crustáceo en isla Cozumel es menor. Sus actividades están sustentadas en su patrimonio humano, el cual se conforma por 49 socios: 47 hombres y dos mujeres, y una flota completa de 24 embarcaciones.

La región donde se autoriza la pesca en la isla (figura 1), se encuentra dentro del área de protección de flora y fauna Arrecifes de Cozumel, recientemente declarada como área natural protegida de carácter federal, dentro de la zona

de amortiguamiento, con escaso o nulo desarrollo arrecifal, con una profundidad de entre 5 a 15 metros en la zona norte y de 10 a 40 metros en la zona oriente (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2007). El escaso desarrollo arrecifal se encuentra relacionado con la plataforma limitada que se encuentra en la región norte de Cozumel, la cual alcanza unos 10 km de longitud; a diferencia de las plataformas continentales que constituyen áreas de pesca del norte y centro de la península de Yucatán; donde se pesca langosta del Caribe en plataformas con varias decenas de kilómetros de longitud (Athié *et al.*, 2011).

La producción de langosta del Caribe no es homogénea entre las distintas zonas de pesca de la península de Yucatán. Las características geomorfológicas, la disponibilidad del hábitat e incluso fenómenos ambientales pueden alterar el hábitat natural o artificial (Ríos-Lara *et al.*, 2012). Al respecto, Rogers *et al.* (2014) proponen que las áreas arrecifales cuentan con un umbral de captura, el cual puede reducirse por la disminución en la complejidad estructural de dichos ecosistemas. Por lo tanto, aquí se propone que la escasa complejidad estructural arrecifal del área de pesca de Cozumel sería un factor relacionado con capturas que representan ¼ a $^{1}/_{3}$ de las registradas en la zona centro de Quintana Roo, según lo registrado por Sosa-Cordero (2008).

Entre 2000 a 2017, la producción anual de langosta del Caribe en Quintana Roo ha variado entre 479 a 490 t, de tal manera que en el estado se ha generado entre 9 y 16% de la producción nacional en los últimos años (Sosa Cordero *et al.*, 2008; Anuario estadístico de Acuacultura y Pesca, 2017). En el mencionado periodo, el año de menor captura en Quintana Roo fue 2009 con 232 t, y el de mayor captura fue 2010 con 528 t (Anuario estadístico de Acuacultura y Pesca, 2017).

Quintana Roo se divide en tres regiones de pesca: norte, sur y centro. A ésta última pertenece Cozumel, además de Tulum y las bahías Ascensión y Espíritu Santo; la región centro se considera la de mayor producción de las tres (Sosa-Cordero *et al.*, 2008). De 2015 a 2017 se produjeron en

Quintana Roo de 343 a 490 t de biomasa (Anuario estadístico de Acuacultura y Pesca, 2017), lo que implica que el área pesquera de la isla Cozumel aportó con 3.6 a 3.9% de la pesca total que se realizó en el estado, durante las últimas tres temporadas langosteras, según los resultados descritos en el presente trabajo.

Se observó que el comportamiento de cada temporada pesquera en Cozumel muestra una tendencia de registrar las mayores capturas durante los meses iniciales a la apertura de temporada de pesca. Lo anterior ha sido documentado previamente en pesquerías de Quintana Roo (véanse Ríos-Lara *et al.*, 2000; Sosa-Cordero *et al.*, 2008; Ley-Copper, 2015), de tal manera que este fenómeno se reconoce como un patrón temporal en las áreas pesqueras del Caribe mexicano, coincidente con lo determinado por Sosa-Cordero *et al.* (2002) y Aguilar-Dávila *et al.* (2004). Por otro lado, las disminuciones en la captura de langosta hacia el cierre de la temporada, con un leve repunte en enero o febrero, se deben a que el número de viajes por embarcación tiende a disminuir debido al incremento de diferentes fenómenos naturales cíclicos y estacionales como los nortes y huracanes, que impiden la navegación segura de embarcaciones menores (Ríos-Lara *et al.*, 2012; comunicación personal, pescador de la cooperativa, 2018). Anualmente, entre noviembre y enero, el cierre de la temporada de pesca es coincidente con la época climática de nortes, la cual se caracteriza por fuerte influencia de frentes fríos saturados de humedad, con disminución en la temperatura (Schmitter-Soto *et al.*, 2002).

El comportamiento cíclico de las capturas de langosta del Caribe podría indicar un proceso de dos fases: la primera, disminución de la captura por la pesca; y la segunda, recuperación de la población en la época de veda, debido al desarrollo de los juveniles y al repoblamiento de hábitats por los movimientos de organismos desde zonas alejadas o más profundas hacia regiones con mayor desarrollo arrecifal (Ríos-Lara *et al.*, 2000).

Es importante señalar que, como producción total, el área de pesca de Cozumel aparentemente ha mantenido registros de capturas relativamente estables durante prácticamente la última década: reportes iniciales de las temporadas 2010 y 2012, con un esfuerzo de pesca similar al reportado aquí, registraron entre dos a seis toneladas de abdomen de langosta capturados anualmente (Velázquez-Molina, 2014), los cuales son valores similares a los registrados en el presente estudio. Las cuotas de captura han surgido como estrategias para fomentar la explotación sustentable de recursos pesqueros, con fundamento en una certeza de *posesión*, permitiendo a los dueños administrar sus propios insumos (Ibáñez de la Calle *et al.*, 2004; Brulé, *et al.*, 2008). Desafortunadamente, esta medida también puede interpretarse como una meta de producción, fomentando la sobreexplotación y no como fines regulatorios (León-Carballo y Muciño-Díaz, 1996). En Cozumel, por el tipo de concesión para pesca y por reglamentación interna y externa, la SCPPC no aplica cuotas de captura desde los inicios de la organización.

Por lo tanto, aparentemente las poblaciones del crustáceo se encuentran estables en el área de pesca de Cozumel. Probablemente esto se deba a que, desde hace más de una década, los pescadores que laboran en el área analizada emplean métodos y técnicas de pesquerías artesanales que les permiten capturar y liberar vivos a hembras ovígeras y a organismos que no cumplen con la talla mínima legal de captura. Además de su buena organización y respeto a las reglas internas de la sociedad pesquera, lo cual genera congruencia en tiempo real, entre la estructura básica y organización de la SCPPC con las propuestas de manejo de langosta expresadas en documentos como los de González-Cano (2007) o Ríos-Lara *et al.* (2013), para mantener pesquerías sanas y evitar su colapso.

Es posible observar que, en el área estudiada, la CPUE es aparentemente un reflejo del incremento en el esfuerzo pesquero (número de viajes) (tabla 1). Es importante señalar en este punto que, en la cooperativa, al ser congruentes con el manejo sustentable, el esfuerzo pesquero se incrementa o

decrementa en Cozumel exclusivamente por el número de viajes, no así con incremento en flota o en cambio del tipo de embarcaciones (de lanchas a embarcaciones mayores) o de tecnificación de la pesca.

De tal forma que, aunque la producción se observa estable en la Isla Cozumel y aparentemente se ha incrementado la pesca de langosta del Caribe en México —de unas 3 000 t en 2002 a 4 000 t en 2014 y luego de 5 000 t en 2017—, la aportación que genera Quintana Roo y la langosta del Caribe a estas capturas, ha permanecido sin visibles cambios desde hace aproximadamente 20 años (véase Anuario estadístico de acuacultura y pesca, 2017). Incluso autores como González-Cano (2007) señalan que, en la región norte de Quintana Roo, la tendencia de producción fue ligeramente decreciente entre 1990 a 2001. Por lo tanto, es fundamental continuar fortaleciendo las prácticas y tecnologías sustentables por parte de las cooperativas pesqueras para así evitar la sobreexplotación, incluyendo la erradicación de pesca ilegal, que constituye una amenaza seria para la región.

Por los datos accesibles en las cooperativas, la CPUE se ha estandarizado a kg/viaje en Quintana Roo. Con ello se determinó que en Cozumel el parámetro es bastante estable, tanto mensual como por temporada de pesca, y el rendimiento por esfuerzo pesquero es aproximadamente 50% menor en la isla, en comparación con el reportado en bahía Espíritu Santo, donde se capturaron entre 45 a 60 kg de langosta/viaje entre 2001 a 2006, pero donde también la CPUE es mayor hacia la temporada de nortes (Sosa-Cordero *et al.*, 2008).

Aunque las superficies de las áreas de pesca podrían parecer semejantes al comparar la bahía Espíritu Santo e isla Cozumel (entre 310 a 320 km^2); ciertos factores como la mayor profundidad para pesca ($>$20 m), así como el menor desarrollo arrecifal en la plataforma de Cozumel —en comparación con lo que ocurre en bahía Espíritu Santo donde se pesca en profundidades máximas de 15 m con buceo libre—, propician el menor rendimiento pesquero obtenido en Cozumel.

En cuanto a la pesca por embarcación, ésta se favoreció por dos factores: el área de pesca y el esfuerzo pesquero. Aquellas que se concentraron en obtener langosta en la zona Norte y con un número de viajes que osciló entre 10 a 22/mes, generaron capturas promedio entre 2 a 3.8 t por temporada; mientras que las embarcaciones que realizaron menos viajes (entre 3 a 15) por mes, obtuvieron capturas menores a 2 t/temporada.

Conclusión

La producción de langosta del Caribe con talla legal en la región de pesca o rada de la Isla Cozumel, se encuentra estable en las últimas tres temporadas pesqueras, incluso cuenta con una tendencia a un ligero incremento de su producción, probablemente asociado a un mayor esfuerzo de pesca artesanal.

Las mayores capturas se obtuvieron en los primeros meses de la apertura de cada temporada, tomando en cuenta el reclutamiento de langosta de talla legal, durante los cuatro meses de veda; sin embargo, este comportamiento se pudo observar mejor en las dos primeras temporadas analizadas. En el caso de la temporada 2017-2018, se registraron mayores capturas durante la época climática de nortes. Estos cambios y variaciones en el comportamiento de la captura tienden a explicarse por esfuerzo pesquero, aplicado a las características geográficas y ambientales de la zona de pesca, así como a los diferentes fenómenos cíclicos y estacionales que influyen en la abundancia de la langosta del Caribe.

El comportamiento de esta pesquería puede estar relacionado con la buena organización de la SCPPC, implementación de diversas tecnologías artesanales como es el uso del jamo y el lazo, aplicación de las leyes pesqueras, respeto por normas internas de la organización y la liberación de los organismos menores a la talla legal y de las hembras cargadas con huevos fertilizados.

Este trabajo contribuye con la sistematización de información, útil para continuar complementado las bases de datos pesqueras nacionales e internacionales. Finalmente, se contribuye con el monitoreo de un *stock* pesquero poco estudiado, en términos de captura y explotación de la langosta del Caribe.

Agradecimientos

Dos revisores anónimos enriquecieron sustancialmente el contenido de esta contribución. Agradecemos a la Universidad de Quintana Roo por proporcionar el tiempo y el espacio para concluir el presente trabajo a través del apoyo al cuerpo académico Vulnerabilidad y Biodiversidad de Sistemas Acuáticos Continentales y Costeros (UQROO-Unidad Cozumel).

Literatura citada

Aguilar-Dávila, W.; Sosa-Cordero, E.; Liceaga-Correa, M.A. y Sosa-Nishizaki, O. (2004). Distribución espacial de la captura y esfuerzo en la pesquería de langosta *Panulirus argus* de Punta Allen, Quintana Roo, México. En: S. Salas, R. Chuenpagdee, J.C. Seijo, A. Charles, J. Ramos y D. Quezada (eds.), *Pesquerías costeras en América Latina y el Caribe evaluando, manejando y balanceando acciones* (pp. 9). México: Editorial Universidad Autónoma de Yucatán.

Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca y Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (2017). *Anuario estadístico de acuacultura y pesca*. Mazatlán: CONAPESCA-SAGARPA.

Arce-Ibarra, A. and De León, M.E. (2001). *3. Biology. Lobster Assessment Reports. Regional Workshops on the Assessment of the Caribbean Spiny Lobster* (*Panulirus argus*). Report on the FAO/DANIDA/CFRAMP/WECAFC FAO.

Arceo, P.; Arce, A.M.; Briones, P.; Lozano, E.; Salas, S.; Seijo, J.C. y Sosa-Cordero, E. (1997). La pesquería de langosta *Panulirus argus*, en la plataforma de Yucatán y Caribe mexicano. En: D. Flores-Hernández, P. Sánchez-Gil, J.C. Seijo y F. Arreguín-Sánchez (eds.), *Análisis y diagnóstico de los recursos pesqueros críticos del golfo de México* (pp. 101-126). México: Editorial EPOMEX.

Athié, G.; Candela, J.; Sheinbaum, J.; Badanf, A. y Ochoa, J. (2011). Estructura de la corriente de Yucatán en los canales de Cozumel y Yucatán. *Ciencias Marinas*, 4a: 471-492.

Briones-Fourzán, P.; Lozano, E.; Cabrera, M. y Arceo, P. (1997). Biología y ecología de las langostas (Crustácea: Decapoda: Palinuridae). En: D. Flores-Hernández, P. Sánchez-Gil, J.C. Seijo y F. Arreguín-Sán-

chez (eds.), *Análisis y diagnóstico de los recursos pesqueros críticos del golfo de México* (pp. 81-99). México: EPOMEX.

Brulé, T.; Nóh-Quiñones, V.E.; Sánchez-Crespo, M.; Colás-Marrufo, T. y Pérez-Díaz, E. (2008). Composición de las capturas comerciales del complejo mero-pargo en el sureste del golfo de México e Implicaciones para el manejo de su pesquería. *Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 10-14.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2007). *Estudio previo justificativo para el establecimiento del área de protección de flora y fauna isla de Cozumel, Quintana Roo, México*. Cozumel: CONANP.

Cruz, R.; Luckhurst, B. and Muller, R. (2001). 4. Review of larval recruitment patterns and variability in spiny lobster (*Panulirus argus*). Lobster Assessment Reports. Regional Workshops on the Assessment of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*). Report on the FAO/DANIDA/CFRAMP/WECAFC FAO.

Cruz, R. and Bertelsen, R.D. (2009). The Spiny Lobster (*Panulirus argus*) in the Wider Caribbean: A Review of Life Cycle Dynamics and Implications for Responsible Fisheries Management. *Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 61, 433-446.

Diario Oficial de la Federación (1993). Norma Oficial Mexicana NOM-006-PESC-1993, para regular el aprovechamiento de todas las especies de langosta en las aguas de jurisdicción federal del DOF. 1998. Modificación de la Norma Oficial Mexicana NOM-006-PESC-1993 en su apartado 3.5, martes 11 de agosto de 1998.

Gracia, A. y Kensler, C.B. (1980). Las langostas de México: Su biología y pesquería. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 7, 111-128.

González-Cano, J. (1991). Migration and Refuge in the Assessment and Management of the Spiny Lobster *Panulirus argus* in the Mexican Caribbean. Ph. D. Thesis. Imperial College, University of London, London, UK.

González-Cano, J. (2007). Una reevaluación de las políticas de manejo para reducir el exceso de capacidad pesquera en la pesquería de langosta al noreste de Yucatán. En: M. Agüero (ed.), *Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe* (pp. 171-189). Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Ibáñez de la Calle, M.; Becerra-Pérez, M. y Brachet-Barro, G. (2004). Cuotas individuales transferibles: Una alternativa para resolver la problemática de las pesquerías en México. *Gaceta Ecológica*, 17: 1-13.

Legendre, P. and Legendre, L. (1988). *Numerical ecology*. 2nd ed. Netherlands: Elsevier.

León-Carballo, G. y Muciño-Díaz, M. (1996). Pesquería de abulón. En: M. Casas-Valdez y G. Ponce-Díaz (eds.), *Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur* (pp. 447). México: SEMARNAT, Gobierno del estado de Baja California Sur, FAO, UABCS, CIBNOR, CICIMAR, CRIP y CETMAR.

Ley-Copper, K. (2015). Sustainability of Lobster *Panulirus argus* Fisheries in Marine Protected Areas in South-Eastern Mexico. Ph. D. Thesis. Curtin University, Perth, Western Australia.

Mena-Celis, G.E. (2009). Evaluación de la biomasa de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Decapoda, Palinuridae) en la Bahía del Espíritu Santo, Quintana Roo, México. Tesis de licenciatura. Universidad de Quintana Roo, Cozumel, México.

Ríos-Lara, G.V.; Espinoza-Méndez, J.C.; Zetina-Moguel, C.; Aguilar-Cardozo, C. y Ramírez-Estévez, A. (2013). *La pesquería de langosta Panulirus argus en el golfo de México y el mar Caribe mexicano.* Ciudad de México: Instituto Nacional de Pesca.

Ríos-Lara, V.; Zetina-Moguel, C. y Arceo-Briceño, P. (2000). Evaluación de la población de langosta de las costas de Yucatán y análisis del efecto de la reducción de la talla mínima sobre la biomasa y la captura. *Contribuciones de Investigación Pesquera*, 8: 16-26.

Ríos-Lara, G.V.; Zetina-Moguel, C.; Ramírez-Estévez, A. y Aguilar-Cardozo, C. (2012). Evaluación de los *stocks* de langosta (*Panulirus argus*) en diferentes zonas de pesca de la costa de Yucatán y Quintana Roo, México. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 64: 12.

Rogers, A.; Blanchard, J.L. and Mumby, P.J. (2014). Vulnerability of Coral Reef Fisheries to a Loss of Structural Complexity. *Current Biology*, 24(9): 1000-1005.

Schmitter-Soto, J.J.; Escobar-Briones, E.; Alcocer-Durand, J.; Suárez-Morales, E.; Elías-Gutiérrez, M.; Díaz-Arce, B.; Marín, L.E. and Steinich, B. (2002). Hydrogeochemical and Biological Characteristics of Cenotes of the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *Hydrobiologia*, 467: 215-228.

Sosa-Cordero, E.; Liceaga-Correa, M.A. and Seijo, J.C. (2008). The Punta Allen Lobster Fishery: Current Status and Recent Trends. En: R. Townsend, R. Shotton and H. Uchida (eds.), *Case Studies in Fisheries Self-Governance* (pp. 149-162). Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Sosa-Cordero, E.; Ramírez-González, A.; Arce-Ibarra, A.M.; Poot-López, G.; Cervantes- Martínez, A.; Nah-Chan, A. y Pereira-Flota M. (2002). Monitoreo de la abundancia de juveniles de langosta *Panulirus argus* como índice de reclutamiento inminente en Sian Ka´an (reserva de la biósfera). Informe final del proyecto L218. México.

Sosa-Cordero, E.; Ramírez-González, M. and Domínguez-Viveros, M. (1996). La explotación de langosta (*Panulirus argus*) en bahía del Espíritu Santo, Quintana Roo, México: Un estudio descriptivo. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 45: 820-839.

Velázquez-Molina, R.C. (2014). Evaluación de biomasa de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Decapoda: Palinuridae), en la rada de isla Cozumel. Tesis de licenciatura. Universidad de Quintana Roo, Cozumel, México.

La pesquería de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Latreille, 1804) en la bahía del Espíritu Santo: Un ejemplo de manejo sustentable

Adrián Cervantes-Martínez, Brenda García-González, Martha Angélica Gutiérrez-Aguirre, Eduardo Pérez-Catzin, José Canto-Noh y Lizbeth Tamayo-Chan

Resumen

Los recursos pesqueros han sufrido descensos abruptos en cuanto a sus capturas. De hecho, muchas de las pesquerías mundiales están colapsadas. En la región del Caribe, la langosta espinosa *Panulirus argus* (Latreille, 1804) es uno de los recursos pesqueros más importantes, dicha actividad sustenta a comunidades de familias y es de gran valor en cuanto a ingresos económicos y cuidado ambiental. Sin embargo, a pesar de su importancia, en algunas zonas de pesca, este recurso ha comenzado a presentar signos de descenso. A diferencia de otros países, en México, la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Cozumel S.C. de R.L., ha logrado llegar a acuerdos para el cuidado social, económico y ambiental para el manejo sustentable de este recurso. Dicha cooperativa tiene dos áreas de pesca, una en Cozumel y la otra en la parte continental de Quintana Roo, en la reserva de la biósfera

de Sian Ka´an. En este trabajo se describe el manejo sustentable de la pesca de langosta espinosa mediante el análisis, recopilación documental, observación partícipe y de entrevistas realizadas a informantes clave de la comunidad de pescadores, basado en criterios de sustentabilidad y conocimiento del recurso. Con dicha información se obtuvo un análisis de la organización social y sus métodos de pesca, describiendo a una comunidad ejemplar en cuanto a la pesca sustentable en la región. El tener objetivos comunes, cumplimiento respetuoso de reglas internas (reglas impuestas por los propios pescadores) y externas (leyes de pesca) les ha permitido, manejar el recurso langosta de una manera sustentable.

Palabras clave

Panulirus argus, mar Caribe, sociedad cooperativa, bahía del Espíritu Santo, pesca artesanal.

Panulirus argus (Latreille, 1804) Spiny Lobster Fishery in the Espiritu Santo Bay: An Example of Sustainable Management

Abstract

Fishing resources have suffered abrupt declines in their catches. In fact, many of the world's fisheries are collapsed. In the Caribbean region, spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille, 1804) is one of the most important fishery resources. This activity supports communities of families and is of great value in terms of economic income and environmental care. However, despite its importance, in some fishing areas, this resource has begun to show signs of decline. Unlike other countries, in Mexico, the Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Cozumel S.C. de R.L. has managed to reach a consensus for social, economic, and environmental care for the sustainable management of this resource. This cooperative has two fishing areas, one in Cozumel and the other in the continental part of Quintana Roo state in the Sian Ka'an Biosphere Reserve. This paper describes the sustainable management of spiny lobster fishing

based on criteria of sustainability and knowledge of the resource through analysis, document compilation, participant observation, and interviews with key informants from the fishing community. With this information, an analysis of the social organization and their fishing methods was obtained, describing an exemplary community in terms of sustainable fishing in the region. Having common objectives, compliance respecting internal (rules imposed by the fishermen themselves) and external (fishing laws) rules has allowed them to manage the lobster resource in a sustainable manner.

Keywords

Panulirus argus, Caribbean sea, cooperative society, Espiritu Santo Bay, artisanal fisheries.

Introducción

La langosta espinosa es un recurso pesquero de los más importantes en la región del Caribe. Su alto valor comercial, aunado a su abundancia y amplia distribución, la han convertido en la principal fuente de ingreso para un gran número de comunidades costeras.

México es uno de los mejores productores de este recurso, reportando más de 1 000 t en una sola temporada, dejando considerables ganancias para la economía local y regional; sin embargo, en los últimos años se ha registrado un descenso constante en algunas de sus zonas de pesca (Sosa-Cordero *et al.,* 2008).

Actualmente existe gran preocupación por la sobreexplotación de los recursos naturales, debido a las actividades humanas que han estado impactando el ambiente desde hace décadas (Brenner, 2010). Las pesquerías no son la excepción, al estar pasando de igual manera por grandes presiones de extracción y sobreexplotación, al grado de que muchas de ellas ya están colapsadas (Sosa-Codero *op. cit*).

Una de las principales estrategias que los países caribeños han desarrollado para enfrentar esta situación es llevar a cabo foros internacionales y grupos de trabajo, con la finalidad de establecer medidas regionales de manejo para revertir la disminución de las capturas, además de adoptar diversas políticas y programas nacio-

nales para atender el problema (Ley-Copper, 2015). Sin embargo, en el corto plazo no se ha logrado revertir la tendencia del deterioro del recurso, en parte por el desconocimiento de los períodos de vida de los organismos explotados y porque las medidas de aplicación de modelos exitosos de desarrollo sustentable toman tiempo en ser adoptados y ejecutados.

Desde la creación del concepto de desarrollo sustentable, hay quienes opinan que es ambiguo, y que su aplicabilidad para resolver gestiones de los recursos naturales es cuestionada. Por lo tanto, su utilidad para resolver los problemas sociales, ambientales y económicos es, hasta la fecha, poco aceptada (Brenner, 2010).

El problema principal de estas aseveraciones es que no hay una integración de los componentes del desarrollo sustentable; es decir, de los actores sociales, ambientales, económicos e incluso políticos, además de que no se toman en cuenta las necesidades intrínsecas de dichos componentes.

En la literatura se menciona que deben existir acuerdos y objetivos comunes en cuanto a materia ambiental, social y económica, entre los presuntos involucrados (Brenner, 2010), pero esto dista mucho de la realidad a nivel global; al parecer, a nivel local o regional sí pueden ser alcanzables dichos objetivos.

A diferencia de otros países, en el Caribe mexicano la pesca de la langosta espinosa (*Panulirus argus*) es básicamente artesanal. Los pescadores han desarrollado un sistema de cooperativas que, en el mejor de los casos, les ha permitido limitar el acceso de otros usuarios al recurso langosta, favoreciendo el ordenamiento pesquero.

Existen ejemplos en que las cooperativas manejan exitosamente el recurso a través de sus asambleas comunitarias y seguimiento de objetivos y metas en común (WWF, 2006).

Actualmente, los estudios del recurso langosta se han enfocado a la biología de la especie, diversidad de artes, datos sobre captura por unidad de esfuerzo y tallas. Por lo que es necesario conocer los planes de manejo con metas sociales y económicas definidas por la sociedad, basado en criterios de sustentabilidad y conocimiento del recurso (Sosa-Cordero *et al.*, 1996).

En este sentido, la meta de este estudio es la descripción detallada de la estructura con respecto a la historia, organización social, entorno ambiental, marco legal del manejo y aprovechamiento

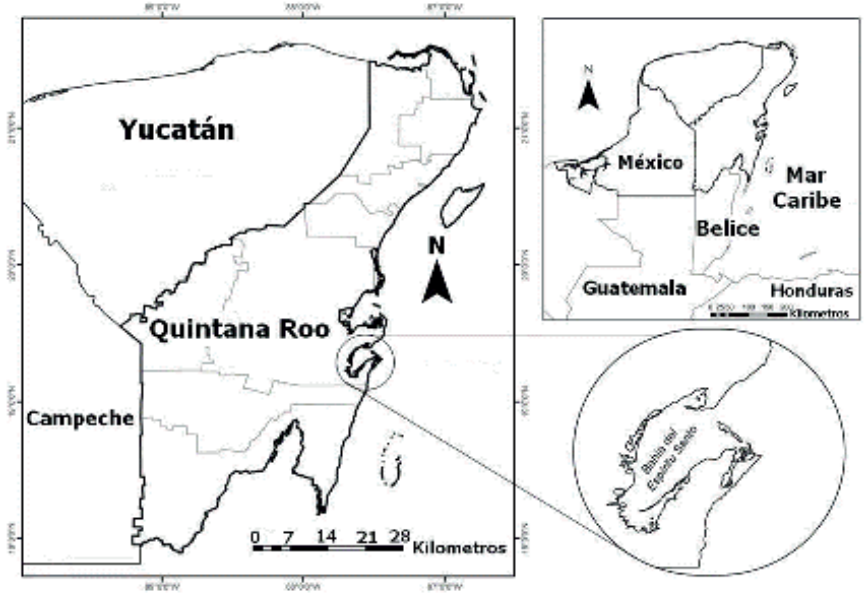
de recursos pesqueros que realiza una comunidad (Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Cozumel, SCPPC), asentada en la reserva de la biosfera de Sian Ka´an en Quintana Roo, México. Todo lo previo a partir de la recopilación documental, observación participante, investigación cualitativa y entrevistas a informantes clave.

Metodología

El presente trabajo se realizó con la colaboración de integrantes de la SCPPC. Su área de trabajo está divida en dos: la primera localizada en isla Cozumel y la segunda en la colonia de pescadores denominada María Elena, ubicada en la bahía del Espíritu Santo dentro de la reserva de la biósfera de Sian Ka´an (figura 1); es en esta bahía donde la sociedad cooperativa obtiene su mayor producción pesquera.

Figura 1

Bahía del Espíritu Santo, Quintana Roo, México



Se aplicó una metodología cualitativa mediante la recopilación documental, observación participante y aplicación de entrevistas (estructuradas y no estructuradas) a informantes clave (Castillo y Lozano, 2006) de la sociedad cooperativa; para conocer los siguientes puntos: a) historia de la cooperativa, b) organización de la gente de la comunidad para trabajar en la pesca, c) percepciones y expectativas sociales que tienen con relación a la pesca y d) aspectos socioeconómicos. Con estos elementos se contempló la estructura que compone el modelo de desarrollo sostenible; es decir, los aspectos ambiental, económico y social.

El perfil de los informantes clave se definió para ubicar a aquellas personas que poseen la mayor información sobre un aspecto en particular (Alaminos-Chica y Castejón-Costa, 2006). En este trabajo reunían las siguientes características: más de 20 años viviendo en la colonia y realizar actividades pesqueras, miembros fundadores de la sociedad cooperativa y adultos residentes permanentes en dicha colonia de pescadores.

La compilación de información se realizó durante la temporada de veda (diciembre 2007 y marzo 2008) y pesca (julio 2008), en la comunidad de pescadores. La SCPPC cuenta actualmente con 48 socios y en promedio se aplicaron entre 10-20 entrevistas en la temporada de veda y de 20-40 en la temporada de pesca. El tamaño de la muestra se definió mediante el modelo de población finita de Spiegel y Stephens (2009). Cabe mencionar que el número menor de entrevistas durante la temporada de veda se debió a que durante esos meses (del 1 de marzo al 30 de junio), no se puede hacer captura del recurso langosta y los socios pescadores se dividen en grupos para que cada determinado tiempo hagan la vigilancia de sus zonas de pesca, eviten la pesca furtiva y den mantenimiento a sus artes de pesca y campos langosteros.

Además, durante el trabajo de campo se aplicó la observación partícipe (Castillo y Lozano, 2006);, es decir, "la observación del contexto desde la perspectiva de la participación del investigador, esto con el fin de obtener descripciones de los acontecimientos, las personas y las interacciones que se llevan a cabo en el lugar y observar, la vivencia, la experiencia y la sensación de la propia persona que observa" y de esta manera poder tener un mayor acercamiento con los pescadores, acompañarlos en sus viajes, conocer

las artes de pesca utilizadas, su concepción con respecto al manejo del recurso y perspectivas que tienen en la sociedad pesquera.

Finalmente, para poder interpretar y comprender la información, se consideraron los tres ámbitos fundamentales del modelo de desarrollo sustentable (aspectos sociales, económicos y ambientales), tomando como referencia el Código de Conducta para la Pesca Responsable de acuerdo a la FAO, cuyos principios giran en torno a la necesidad de adoptar una ordenación pesquera que fomente el mantenimiento de la calidad, diversidad y disponibilidad de los recursos pesqueros, que garantice su perdurabilidad para las generaciones presentes y futuras (Ponce-Conti, 2007).

Es así que, a partir de la recopilación documental, observación participante, investigación cualitativa y entrevistas a informantes clave, se realizó la descripción detallada de la historia, organización social, entorno ambiental, marco legal del manejo y aprovechamiento de recursos pesqueros que realiza esta comunidad pesquera en su zona de pesca.

Resultados

Para obtener un desarrollo sustentable es necesario describir los procesos llevados a cabo para tal fin y, para alcanzarlo, la sociedad involucrada debe tener objetivos en común (Brenner, 2010), buena organización, personal empoderado y con criterios de gobernanza bien definidos y aplicados. A continuación se presenta la descripción detallada de los resultados obtenidos en este trabajo.

Un poco de historia

En las décadas de los cuarenta y sesenta, una de las principales actividades económicas que realizaban las comunidades de las zonas costeras de los municipios de Quintana Roo era la copra y extracción de chicle (Santander y Ramos-Díaz, 2011). La copra consistía en la extracción del aceite de coco con fines industriales para la elaboración de cosméticos, velas, glicerina, caucho sintético, plastificante e incluso para el consumo humano (Santander y Ramos-Díaz, 2011). La extracción de chicle, por su parte, exigía largas jornadas de trabajo, ya que la importancia de este comercio traspasó fronteras (Santander y Ramos-Díaz, 2011).

En los años setenta, por la necesidad de obtener mayores ganancias económicas y con apoyo gubernamental, las comunidades comenzaron a organizarse en cooperativas para la extracción de productos marinos y obtener permiso para la realización de dicha actividad (Ley-Copper, 2015).

El 3 de septiembre de 1960 se fundó la SCPPC, los pescadores se organizaron mediante una figura jurídica con un total de 48 socios, de los cuales dos son mujeres. Un poco menos de 50% (22 pescadores) trabajan el recurso escama y langosta en isla Cozumel, mientras que los 26 restantes: 24 hombres y dos mujeres (una de ellas pescadora) realizan su principal actividad de pesca de langosta en la colonia de pescadores María Elena, donde obtienen las mayores biomasas y por ende mayores ganancias económicas (Sosa-Cordero *et al.,* 2008).

Organización interna

Requisitos para ser socio

Para poder ser socios se deben de reunir los siguientes requisitos:

- Ser mayor de edad (es decir, que ante la ley sean sujetos de derechos y de obligaciones).
- Gozar de una honorabilidad aceptable, lo cual equivale a que no se le conozca como deshonesto o que viva a costa de medios ilícitos.
- Tener una buena administración de los ingresos obtenidos de la pesca, para hacer frente a operaciones financieras de una siguiente temporada (anticipo a socios, pago de seguro social, permisos de pesca, reposición de sombras langosteras, contingencias, entre otros).
- Tener necesidad real de los beneficios que proporciona la sociedad cooperativa (cuentas de ahorro, crédito, educación o al menos uno de ellos).
- Estar dispuesto a aceptar las reglas y sujetarse bajo las normas de la ley de la cooperativa, bases constitutivas y acuerdos legalmente tomados.

- Relación de parentesco (herencia de sus campos langosteros de padres a hijos).
- Haber trabajado en la zona de campo al menos por tres a cinco años, demostrando buena conducta, responsabilidad y cumplimientos de los acuerdos internos y externos.
- Permanecer en la temporada de pesca y veda e involucrarse en las actividades que demandan las mismas.

Estructura administrativa de la SCPPC

La sociedad cooperativa se estructura en una asamblea general organizada de la siguiente manera: a) Consejo de administración: con un departamento de ventas y vendedor; b) Consejo de vigilancia: con un departamento de producción, dos nevadores y un chofer con *thermoking*: c) Comisionados: de educación cooperativa, de conciliación y arbitraje y de previsión social; d) Departamento de contabilidad; e) Secretaria y f) Consultoría y vinculación (figura 2).

Figura 2

Estructura organizacional de la SCPPC



A continuación se describe la estructura organizacional de la sociedad cooperativa:

Asamblea general

La asamblea general es un órgano rector que tiene gran importancia, sus acuerdos obligan a todos los socios, presentes, ausentes y

disidentes, a hacer reuniones, al menos una vez al año, para ejercer su autoridad, sancionando los informes de los cuerpos directivos, aprobando planes de trabajo y presupuestos para el futuro, y elegir o ratificar los elementos para gobernar en la organización. Lo anterior se realiza conforme a las bases constitutivas de la Ley General de Sociedades Cooperativas (LGSC), publicada el 3 de agosto de 1994 en el Diario Oficial de la Federación (NOM, 2009a).

La asamblea general desarrolla funciones administrativas y toma decisiones jurídicas para contribuir a la buena marcha de la cooperativa. Cada tres años, los socios presentes en la asamblea general eligen a las personas que representarán a cada uno de los órganos directivos del Consejo de Administración, Consejo de Vigilancia y Tesorería.

Consejo de administración

Es el órgano ejecutivo de la asamblea general de la SCPPC con la facultad de representación que se les asigne, así como los comisionados que se encargan de administrar las secciones especiales. Para trabajar de manera ordenada y sistemática, el Consejo de Administración se integra de la siguiente manera:

- Presidente: es la persona que conduce y coordina las reuniones del propio consejo y las asambleas.
- Secretario: es el encargado de llevar el registro y control de las actas de las reuniones del consejo y de las asambleas. También se ocupa de la correspondencia y documentación derivadas de su cargo.
- Vocal financiero: es el encargado, junto con el presidente de la sociedad, de disponer y custodiar los recursos financieros de la misma.
- El resto de los consejeros, comúnmente llamados vocales, apoyan la acción conjunta de los demás consejeros y eventualmente desempeñan alguna comisión expresamente asignada.

Funciones del Consejo de Administración

Las tareas más destacadas del Consejo de Administración comprenden todo proceso administrativo (planear, dirigir y controlar), para que la cooperativa logre sus objetivos en común, por ejemplo:

- Tomar acuerdos para la administración de la sociedad, por mayoría o unanimidad de votos de sus miembros.
- Elaborar cada año los programas de trabajo, el presupuesto de ingresos y egresos y el plan financiero de la cooperativa.
- Someter previamente a la aprobación de la asamblea general toda clase de contratos que exceden de la cantidad estipulada.
- Cumplir oportunamente con todos los requisitos establecidos en los respectivos contratos de concesión para la explotación de las especies autorizadas por la Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).
- Tener disposición de los socios con oportuna anticipación sobre la memoria, el balance y los demás documentos relacionados.
- Ventas: es el lugar donde se recibe y se realiza la compra y venta de la langosta espinosa principalmente, y en menor grado de la escama.
- Vendedor: tiene como objetivo planear, organizar y controlar las actividades de recepción y venta del producto, que se realice a través del Departamento de Ventas de la SCPPC.

Consejo de Vigilancia

Son las personas que realizan la supervisión y el control de todos sus órganos de la cooperativa, integrado por un presidente y secretario. Permitiendo así el buen funcionamiento y confianza al socio, ya que garantiza que todos los agremiados cumplan con sus obligaciones. Las funciones del consejo de vigilancia son las siguientes:

- Supervisar el trabajo de los demás órganos de la cooperativa, ya sea directamente en las reuniones de trabajo o bien a través de documentos contables y administrativos.
- Vigilar que se mantenga la aplicación correcta de las normas, procedimientos y disposiciones administrativas en todas las actividades, funciones y servicios de la cooperativa.
- Proponer al Consejo de Administración las medidas o sugerencias que permitan el mejoramiento de la organización cooperativa, sus servicios y funcionamiento.

Asimismo el Consejo de Vigilancia cuenta con un Departamento de Ventas, dos *nevadores* y un chofer para el transporte (con *thermoking*) y venta del producto.

Comisionados

Está integrado por dos tipos de comisionados: el de educación cooperativa y de conciliación y arbitraje, a continuación se describen:

- *Comisionado de educación cooperativa*: está integrada por un presidente y un secretario, y tienen como función principal instruir y educar a los miembros de la sociedad acerca de sus obligaciones y derechos en su calidad de socios. También asiste y recibe capacitación en talleres, congresos y todo aquello relacionado al manejo de pesquerías, con el fin de compartir la información con el resto de los socios y obtener conocimiento de los recursos marinos y una cultura ambiental para el buen manejo y aprovechamiento del recurso.
- *Comisionado de conciliación y arbitraje*: es el encargado de conciliar, vigilar y reportar el mal comportamiento (faltas sociales, éticas y legales) que se realizan en la comunidad.

Departamento de Contabilidad

Es responsable de realizar la contabilidad de la cooperativa pesquera y está integrado por un despacho contable.

Secretaria (auxiliares)

Es la persona que ostenta el cargo y las funciones de custodiar documentos y levantar actas, así como de asistir en las labores de oficina de la SCPPC.

Consultaría y vinculación

Son aquellas organizaciones no gubernamentales (ONG) y gubernamentales, instituciones académicas y de investigación que se comprometen con la Sociedad Cooperativa en la realización de proyectos e investigación, así como apoyo en consultoría, con el fin mejorar el manejo pesquero.

Marco legal

Parte de los lineamientos que se establecen en una cooperativa pesquera, es el marco legal que establece el gobierno federal mediante instituciones relacionadas al control y permisos de pesca (CONAPESCA y SAGARPA), para poder explotar de manera responsable los recursos.

La SCPPC, cuenta con la concesión y registro nacional pesquero para la extracción, captura y aprovechamiento comercial de *P. argus* en aguas de jurisdicción federal del mar Caribe, otorgado el 24 de marzo de 1995 por la Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (antes SEMARNAP) (DOF, 1999). Está obligada a entregar informes que contengan programas, calendario de los volúmenes de captura esperados y alcanzados, actividades de pesca, comercialización y pagos de derechos conforme a las disposiciones fiscales vigentes; por ejemplo, el Reglamento de la Ley de Pesca, publicado en el Diario Oficial de la Federación (DOF, 1994).

La extracción de *P. argus* se rige por la Norma Oficial Mexicana (NOM-006-PESC-1993), que establece la captura desde el 1 de julio al 30 febrero (temporada de pesca) y una temporada de veda que corre del 1 de marzo al 30 de junio. Además, la SCPPC respeta y cumple con los lineamientos de los siguientes instrumentos legales: Ley General de Sociedades Cooperativas, Ley de Pesca y su reglamento, Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Medioambiente, Ley Federal del Mar, Ley de Navegación, Ley del Seguro Social, Ley Federal de Derechos, permisos de captura de escama en general y seguimiento de los planes de manejo del parque marino de Cozumel y la Reserva de la Biosfera de Sian ka´an.

Reglamento interno

El seguimiento y aplicación de las reglas internas han sido fundamentales para asegurar el buen manejo de sus recursos pesqueros. A continuación, se describen algunas de estas reglas:

- Respeto y aplicación de las artes de pesca sustentables (sombras langosteras, copo, jamo y lazo) para la captura de la langosta. A partir de julio de 2006 se estableció el uso formal del lazo, copo y jamo por ser artes selectivas. El uso de gancho provoca la muerte inminente del organismo.

- Prohibición del uso de las redes de pesca y equipo SCUBA, ya que estas prácticas pesqueras dañan el ambiente marino, por lo que en 2004 se prohibió el uso de este equipo.
- No capturar langosta en la temporada de veda. En el año 2007 y por acuerdo de los socios productores, se prohibió la extracción de langosta (ni para autoconsumo), durante la temporada de veda. Al pescador que se sorprendiese dos veces faltando a esta regla, se le aplicaría una sanción de $500.00 pesos, y si reincidiese será expulsado de la SCPPC.
- Buen comportamiento en la colonia de pescadores. La persona que tenga un mal comportamiento dentro de la comunidad (alcoholizarse, pelear, etcétera) se le aplica una sanción. Si sigue con la misma situación se le da un castigo; por ejemplo, lo suspenden de una temporada de pesca, si no acata los castigos es expulsado de la cooperativa definitivamente.
- Uso de 14 embarcaciones. La cooperativa cuenta con permiso para trabajar con 25 embarcaciones; sin embargo, los pescadores acordaron en disminuir la flota de embarcaciones a 14, ya que esto les permite mejor control durante la actividad pesquera y beneficia la recuperación de la población de langostas.
- Captura mediante la utilización de trampas, que permitan extraer a los organismos vivos y devolver a su medio natural a las hembras con hueva y a los ejemplares menores o de la talla mínima de la captura establecida. Cabe mencionar que la talla legal de captura es de 13.5 cm de longitud abdominal, equivalente a 7.46 cm de longitud del cefalotórax o 22.3 cm de longitud total (NOM, 2009b). Cualquier otro equipo o método de captura requerirá de la autorización de la Secretaría (NOM, 2007).
- Participación en las juntas de trabajo. Los directivos deben cumplir con todas sus funciones y hacer una junta de trabajo, al menos una vez al mes, para tomar acuerdos de la propia cooperativa.
- Vinculación, capacitación y participación de los socios en los sectores académicos, gubernamentales y no gubernamentales. El consejo administrativo y parte de los socios tienen la obligación de participar en cursos, talleres y educación am-

biental, para poder cuidar del medio donde trabajan y transmitir la información a los pescadores y generaciones futuras.

Organización de la comunidad de María Elena

Las casas de los pescadores cuentan con adecuaciones para poder recolectar el agua de lluvia (canaletas de aluminio o tubos de PVC), ya que no tienen sistema de suministro de agua gubernamental. El agua colectada es depositada en tambos de 50 litros y tinacos de hasta 10 000 litros de capacidad, y es utilizada para bañarse, uso doméstico, beber y riego de hortalizas.

Artes de pesca

En cuanto a las artes de pesca, anteriormente se utilizaba el gancho y redes de arrastre; sin embargo, estas artes se eliminaron por acuerdo interno de los socios por ser perjudiciales para el recurso langosta y lecho marino.

Actualmente los pescadores utilizan los siguientes artes de pesca: lazo, jamo y copo (figura 3A-D), los cuales se caracterizan por ser selectivos, liberando langostas que no alcanzan talla mínima legal y hembras con hueva, para así evitar la mortandad por daño físico al no utilizar el gancho, el cual provoca la muerte inminente del organismo.

Comercialización

La SCPPC forma parte de la Sociedad Empresarial Integradora de Pescadores de Quintana Roo, S.A. de C.V., constituida por seis cooperativas y tiene como finalidad, propiciar un desarrollo económico integral de las comunidades y sus familias, bajo un esquema de comercio justo. Asimismo, se identifican con la marca colectiva Chakay (figura 4A-B) de las reservas de la biósfera de Banco Chinchorro y Sian Ka´an, que reconoce la región de origen, el arrecife sano y el aprovechamiento responsable en cuanto al manejo y aprovechamiento del recurso. La marca Chakay se proyecta como una herramienta eficiente para generar un valor agregado al recurso pesquero, bajo un esquema que asemeja el eco-etiquetado internacional, útil para fomentar en los consumidores el reconocimiento a las buenas prácticas de aprovechamiento.

Figura 3
Elaboración del lazo (A); uso del lazo (B); jamo demostrando su uso (C) y copo (D)



Figura 4
Etiqueta de la marca Chakay (A) y organismo eco-etiquetado (B)



Así, la comercialización de su producto se lleva a cabo a nivel local de manera directa al cliente (hoteles y restaurantes). Mientras que, a nivel regional, los pescadores realizan la venta en una muy baja escala a intermediaros y en mayor medida directamente a distribuidores de langosta, que son principalmente sociedades mercantiles y personas físicas con actividades empresariales. De manera que al estar etiquetado en el mercado como producto Chakay, indica que es exclusivamente capturado por las sociedades cooperativas asociadas a la Integradora, y que cumple con estándares de una pesca sustentable.

Discusión

Los ecosistemas marinos y en particular aquellos vinculados a la actividad pesquera han sido y son una fuente importarte de generación de empleos e ingresos que sustentan la actividad económica, en particular en los países en vías de desarrollo, donde se estima que no menos de cien millones de personas viven de las actividades de la pesca o relacionadas a ella; sin embargo, la mayoría de los ecosistemas costeros se hayan próximos a la sobreexplotación, amenaza constante e impacto negativo de las actividades humanas (Morán *et al.,* 2007).

Las langostas son un recurso de alto valor nutricional, económico, social y científico. Por su alto valor económico están expuestas a intensas tasas de explotación, al grado de que se encuentre en sus máximos niveles de producción y en algunos casos se han colapsado (Vega, 2003). México no está exento de esta situación, ya que en los últimos años la captura de la langosta se ha registrado en un descenso constante. Tal situación conduce a afirmar que no es posible esperar un aumento sustancial de las capturas en el corto y mediano plazos, hasta que las reservas se hayan recuperado.

En la década de los noventa, Seijo (1993) documentó ejemplos de cooperativas de la región (centro de Quintana Roo) que habían manejado de manera exitosa el recurso a través de su organización comunitaria; sin embargo, actualmente la producción de este recurso ha presentado descensos en estos sitios de pesca; por ejemplo, en Punta Allen (norte de la reserva de la biósfera de Sian

Ka´an) y en Punta Herrero (ubicada en el sur de la bahía del Espíritu Santo) (Sosa-Cordero *et al.,* 2008).

En este sentido, la SCPPC, mediante su organización, ha demostrado que el manejo sustentable de la pesquería de la langosta espinosa es posible. Como primer punto acerca de este manejo exitoso es que ellos cuentan con una organización constituida ante la Ley General de las Sociedades Cooperativas, que tienen por objetivo regular la constitución, organización, funcionamiento y extinción de las cooperativas y organismos, siendo una forma de organización social integrada por personas físicas con bases en intereses comunes y en los principios de solidaridad, esfuerzo propio y ayuda mutua.

El funcionamiento de la cooperativa está basado en una administración democrática, educación en la economía, participación solidaria, respeto al derecho individual de los socios y promoción de la cultura ecológica (NOM, 2009a). También, la sociedad cooperativa se rige por un marco legal para la pesca de la langosta, lo que le permite su regulación y recuperación poblacional en el tiempo (NOM, 2007).

Otro aspecto importante que permite el manejo sustentable en la comunidad de *María Elena* es el respeto rígido de la NOM-006-PESC-1993, que manifiesta no capturar durante las temporadas de veda y la liberación de las hembras con hueva y talla ilegal; el socio que se encuentre violando esta norma es expulsado de la organización.

Por otro lado, el acceso para poder ser socio de esta organización es muy restringido, ya que desde la fundación de la SCPPC y, como un acuerdo interno de sus socios, han limitado la entrada de otros usuarios para pescar el recurso langosta; también han acordado reducir el número de sus embarcaciones. Reducir el número de flota pesquera para trabajar y el número de usuarios en la pesquería maximiza la obtención y distribución de beneficios entre sus miembros y la conservación de sus recursos (Seijo *et al.*, 1991).

Parte de la restricción del acceso a las zonas de pesca es la filiación entre una generación a otra, esto favorece al recurso pesquero porque al heredar las concesiones de pesca entre las generaciones de los pescadores, se transmite la experiencia y conocimientos con relación a la pesca sustentable desde los padres a

los hijos. Bello-Baltazar *et al.* (2002), mencionan en un estudio de caso en el ejido X-Hazil sur (en el centro de Quintana Roo) que el parentesco familiar, como una unidad de manejo de recursos naturales, favorece la planeación a largo plazo, ya que, al limitar las formas del acceso y organización del territorio, obtienen un sistema de producción integral y uso con un sólo manejo.

El reconocimiento por parte de los socios acerca de la pesca responsable es algo que favorece en gran medida a la cooperativa y sus recursos, ya que, al estar conscientes de la importancia de conservarlos para futuras generaciones, dan un gran paso para mitigar la sobreexplotación pesquera. Esto se ve reflejado en la producción temporal del recurso en esta zona de pesca que aprovecha la cooperativa; donde, a diferencia de otras zonas, la producción en bahía del Espíritu Santo se ha mantenido en los últimos 15 años (Sosa-Cordero *et al.,* 2008). Mena-Celis (2009), en un análisis de tres temporadas pesqueras, reportó nuevamente que en bahía Espíritu Santo sus volúmenes de pesca se han mantenido estables con un esfuerzo de pesca entre las 20 a 30 t, a diferencia de otras zonas de pesca cercanas a la comunidad, como es el caso de bahía de la Ascensión, donde se han registrado descensos en sus volúmenes de captura a partir de la temporada 2006 a la fecha (Sosa-Cordero *et al.,* 2008).

Las artes de pesca utilizadas son de los factores más relevantes, pues demuestran la pesca sustentable, ya que existe un acuerdo mutuo entre los socios para el cambio y utilización de nuevas artes. Lo anterior ha sido de gran importancia para beneficiar a la población de *P. argus* y otros recursos, mismo que se refleja en el aumento de sus volúmenes de producción (Pérez-Catzín *et al*., 2008; Mena-Celis, 2009).

Anteriormente, la organización realizaba como práctica de pesca al buceo (con tanques o buceo autónomo) y con ganchos o arpones, lo cual se traduce en la muerte inminente de los organismos, al no ser un arte de pesca selectivo (Fuentes *et al.*, 1991). Esta práctica pesquera actualmente sigue siendo utilizada por algunas cooperativas en Quintana Roo (WWF, 2006); además se ha demostrado que el buceo barre, con las langostas de zonas someras, dispersa enormemente la población y aumenta la mortalidad

natural, al tener que desplazarse las langostas distancias mayores en su búsqueda de pareja, lo que aumenta el riesgo de ser depredadas (Briones-Fourzán, 1991).

Por otro lado, el uso del gancho como arte de pesca afecta la calidad y valor económico del producto capturado, porque los daños y mutilaciones ocasionan afectaciones a las langostas que permanecen vivas en el mar, en su productividad y procesos bióticos (Fuentes *et al.*, 1991), y a la larga afecta a la población disminuyendo su biomasa. Por estos motivos los pescadores de la SCPPC diseñaron, por sus propios medios, artes de pesca que evitasen la mortalidad de la langosta y permitieran la liberación de juveniles, subadultos y hembras parchadas o con hueva. La aplicación de nuevas tecnologías permite la selección y verificación de la especie, siendo así una alternativa para su aprovechamiento y conservación (Seijo *et al.*, 1991).

A la implementación de un dispositivo sencillo y poco costoso, que permite mejorar la eficiencia de las artes de pesca (selectividad del uso del lazo, jamo y copo) y, por tanto, disminuir la captura incidental de especies no objetivo se conoce como artes de pesca selectivas (Segura *et al.,* 2004).

Un estudio de la pesquería industrial del camarón en el alto del golfo de Baja California, México, indica que su manejo y eficiencia de aprovechamiento de este recurso pesquero es gracias a la renovación en las artes de pesca de su flota pesquera; por ejemplo, los excluidores de tortugas marinas incorporados a su tecnología de captura. Dentro de este análisis se observó que los barcos menos productivos son en realidad los más viejos, en comparación con las flotas que tienen mayor innovación tecnológica, propiciando una mayor productividad y beneficio a los participantes, acompañado de la conservación del recurso y del ambiente (Cabrera y González, 2006).

En el caso de la comercialización, la venta de las langostas vivas es una estrategia de calidad y presentación de los ejemplares capturados; en este sentido, es considerada como una alternativa concreta de manejo el capturar langostas vivas porque trae beneficios inmediatos a los pescadores, porque el recurso es aprovechado en forma integral y se comercializa entero y no en parte (Lozano-Álvarez, 1991).

Por otro lado, la cooperativa, al estar integrada dentro del eco-etiquetado con la marca Chakay, misma que tiene una base jurídica, se distingue con un signo distintivo de comercialización, ya que garantiza el buen aprovechamiento del recurso, el apego a la normatividad vigente en materia pesquera, el respeto y el reconocimiento a las estructuras organizativas existentes y la coordinación con las instituciones involucradas en el manejo de la langosta. Por lo tanto, la identidad de origen bajo un esquema de eco-etiquetado ecológico genera un valor agregado que será útil para fomentar en los consumidores el reconocimiento de las buenas prácticas de aprovechamiento y empleo de un recurso biológico colectivo, siendo un comercio justo y sustentable (Ley-Copper y Quintanar, 2010).

Conclusiones

Con todo lo anterior, la pesca sustentable de este recurso se ve reflejado en varios aspectos: la buena organización social, la diversificación de actividades (pesca de escama durante la veda de langosta), la renovación de sus artes de pesca que no dañan el recurso y al ambiente, su normatividad (como son las reglas internas, principalmente el respeto rígido de sus temporadas de veda y pesca), la vigilancia de sus campos langosteros y el interés de los pescadores por administrar sus recursos y explotarlos de manera racional y sustentable, ha sido el éxito de la misma, asegurando en el tiempo la pesca de este importante recurso.

La pesca sustentable de langosta implica contar con una organización comprometida y responsable, en este sentido, los pescadores de la SCPPC han logrado constituirse como una estructura sólida, a través del gran liderazgo por parte de directivos de pescadores y, por otro lado, la comercialización de langosta con claros procedimientos administrativos y contables.

La pesca del producto es sometida a vigilancia interna estricta, tanto en temporada de pesca y de veda de langosta, para evitar la pesca furtiva o ilegal y asegurar ingresos económicos y de trabajo para la comunidad. Además, la vigilancia de sus campos langosteros con las artes de pesca selectivas, se refleja en el mantenimiento reproductivo de la especie y, por ende, el aumento en el *stock* sometido a pesca.

La implementación del ecoetiquetado del recurso langosta ha fortalecido las mejores prácticas pesqueras, ya que han logrado el uso responsable y equitativo del recurso, además de beneficiar la economía de los pescadores y sus familias, permitiendo así el autofortalecimiento de la comunidad pesquera.

Por lo tanto, la actividad pesquera de esta organización cumple con los tres ámbitos del desarrollo sustentable; en la cuestión ambiental, sus artes de pesca no perjudican al ambiente ni amenazan a la población de las langostas, se han fortalecido en conocimientos científicos acerca del mejor manejo de su pesquería y reconocen que la pesca responsable les conlleva a más beneficios económicos ambientales y sociales, componentes esenciales del modelo de desarrollo sustentable.

Agradecimientos

La evaluación de dos revisores anónimos enriqueció el contenido de este manuscrito. Pescadores de la Sociedad Cooperativa *María Elena* proporcionaron su tiempo e información para la integración de este estudio. Sarahí Jaime elaboró el mapa del sitio de estudio. La Universidad de Quintana Roo proporcionó el espacio y diversos medios de infraestructura para la elaboración del presente trabajo. Integrantes del cuerpo académico Vulnerabilidad y Biodiversidad de Sistemas Acuáticos Continentales y Costeros (UQROO-Unidad Cozumel) colaboraron para la elaboración del manuscrito.

Literatura citada

Alaminos-Chica, A. y Castejón-Costa, J.L. (2006). *Elaboración, análisis e interpretación de encuestas, cuestionarios y escalas de opinión*. Alicante: Docencia Universitaria-EEES.

Bello-Baltazar, E.; Estrada, E.; Macario-Mendoza, P.; Segundo-Cabello, A. y Sánchez-Pérez, L. (2002). Transdisciplina y sustentabilidad maya. *Ciencia Ergo Sum,* 9: 260-272.

Brenner, L.D. (2010). Gobernanza ambiental, actores sociales y conflictos. *Revista Mexicana de Sociología*, 2: 283-310.

Briones-Fourzán, P. (1991). Marco teórico de la regulación pesquera en langostas. Consideraciones preliminares para el manejo de la pesquería de langosta en Yucatán. En: P. Briones-Fourzán y C. Arenal

(eds.), *Taller regional sobre manejo de la pesquería de la langosta Puerto Morelos* (pp. 71). México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Instituto Nacional de Pesca, SEPESCA.

Cabrera, R. y González, J. (2006). Manejo y eficiencia en la pesquería del camarón del alto golfo de California. *Revista de Estudios Sociales,* 27: 124-138.

Castillo, N. y Lozano, M. (2006). *Apuntes para la investigación turística*. Chetumal, México: Universidad de Quintana Roo.

Diario Oficial de la Federación (DOF, 1999). *Ley de Pesca y su reglamento.* México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LPesca_orig_29sep99.doc.

Fuentes, C.; Arceo, P. y Márquez, S. (1991). Consideraciones preliminares para el manejo de la pesquería de langosta en Yucatán. En: P. Briones y C. Arenal (eds.), *Taller regional sobre manejo de la pesquería de la langosta Puerto Morelos* (pp. 71). México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Instituto Nacional de Pesca, SEPESCA.

Ley-Copper, K. (2015). Sustainability of Lobster *Panulirus argus* Fisheries in Marine Protected Areas in South-Eastern Mexico. Ph. D. Thesis. Curtin University, Perth, Western Australia.

Ley-Copper, K. y Quintanar, E. (2010). Marca colectiva de cooperativas de Quintana Roo. México. *Biodiversitas,* 16: 10-13.

Lozano-Álvarez, E. (1991). Consideraciones sobre el manejo de la pesquería de langosta *Panulirus argus* en la bahía de la Ascensión, Quintana Roo. En: P. Briones-Fourzán y C. Arenal (eds.), *Taller regional sobre manejo de la pesquería de la langosta Puerto Morelos* (pp. 71). México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Instituto Nacional de Pesca, SEPESCA.

Mena-Celis, G. (2009). Evaluación de biomasa de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Decapoda, Palinuridae) en la bahía del Espíritu Santo, Quintana Roo, México. Tesis de licenciatura. Universidad de Quintana Roo, México.

Morán, R.; Valdez, M. y Santos, S. (2007). Identificación de conflictos: El caso de la pesca ribereña en el municipio de Mazatlán, Sinaloa, México. En: M. Cruz-Torres y R. Morán-Angulo (eds.), *Pesca, medio ambiente y sustentabilidad en Sinaloa* (pp. 43- 62). Sinaloa, México. Universidad Autónoma de Sinaloa.

Norma Oficial Mexicana (2007). Norma Oficial Mexicana-006-PESC, 2007. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-006-PESC-1993. Recuperado de: http://www.ordenjuridico.gob.mx/Federal/PE/APF/APC/SAGARPA/Modificaciones/2007/15062007(1).pdf.

Norma Oficial Mexicana (2009a). Norma Oficial Mexicana-006-Pesc-1993. Ley General de las Sociedades Cooperativas. Recuperado de: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4723403&fecha=03/08/1994.

Norma Oficial Mexicana (2009b). Modificación a la Norma Oficial Mexicana-006-1993. Recuperado de: dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4819411&fecha=31/12/1993

Pérez-Catzín, E.; Mena-Celis, G.; Antonio-Cahuich, A. y García-González, B. (2008). Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Cozumel S. C. de R. L. y el manejo pesquero del recurso langosta. En: E. Espino, M. Carrasco, E. Fuentes, M. Cabral Puente y A. García (eds.), *Memorias del IV foro científico de pesca ribereña Acapulco, Guerrero* (pp. 109). Acapulco, México.

Ponce-Conti, Y. (2007). Pesca ribereña: Cooperativas y sustentabilidad del camarón en Sinaloa. En: M. Cruz-Torres y R. Morán-Angulo (eds.), *Pesca, medio ambiente y sustentabilidad en Sinaloa* (pp. 43-62). Sinaloa, México. Universidad Autónoma de Sinaloa.

Santander, L.C. y Ramos-Díaz, M. (2011). El nacimiento de un destino turístico en el Caribe mexicano. *Revista de Turismo Desarrollo y Competitividad*, 21: 5-30.

Segura, A.; Delgado, E.; Carranza, A.; Chocca, J.; Marín, Y.; González, B.; Beathyate, G.; Scarabino, F. y Loureiro, M. (2004). *Diseño, construcción y monitoreo participativo de artes de pesca selectivas: La pesquería artesanal de langostino en Punta del Diablo-Rocha.* Uruguay: Asociación Civil Investigación y Desarrollo.

Seijo, J.; Salas, M. y Arceo, P. (1991). Marco teórico para el manejo de la pesquería de langosta (*Panulirus argus*) del golfo de México y mar Caribe. En: P. Briones-Fourzán y C. Arenal (eds.) *Taller regional sobre manejo de la pesquería de la langosta Puerto Morelos* (pp. 71). México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Instituto Nacional de Pesca, SEPESCA.

Seijo, J. (1993). Individual Transferable Grounds in a Community Managed Artisanal Fishery. *Marine Resource Economics,* 8: 7-81.

Sosa-Cordero, E.; Ramírez-González, M. y Domínguez-Viveros, M. (1996). La explotación de langosta *Panulirus argus* en bahía del Espíritu Santo, Quintana Roo, México: Un estudio descriptivo. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute,* 45: 820-839.

Sosa-Cordero, E.; Liceaga-Correa, M. y Seijo J. (2008). The Punta Allen Lobster Fishery Current Status and Recent Trends. En: R. Townsend, R. Shotton and H. Uchida (eds.), *Case Studies in Fisheries Self-Governance* (pp. 149-162). Rome. FAO Fisheries Technical Paper.

Spiegel, M.R. y Stephens, L.J. (2009). *Estadística*. 4ª ed. Cd. de México: Mc Graw-Hill/Interamericana.

Vega, A. (2003). Sustentabilidad de la pesquería de langosta roja (*P. interruptus*) en la costa centro-occidental de la península de Baja California y su importancia en el contexto regional: Un caso exitoso de investigación, evaluación y manejo en México. En: E. Espino, A. Carrasco, E. Cabral y M. Puentes (eds.), *Memorias II foro científico de pesca ribereña, Colima, Col.* (pp. 13-14). Manzanillo, México: Centro Regional de Investigación Pesquera de Manzanillo.

World Wild Foundation (WWF, 2006). *Cómo lograr mayores ingresos pescando de manera sustentable. Manual de prácticas pesqueras de langosta en el arrecife mesoamericano*. Ciudad de México: WWF.

La pesquería de pepino de mar en Yucatán: Auge, declive y perspectivas a futuro

Jorge Alberto López-Rocha, Carmen Pedroza-Gutiérrez, Laura Elena Vidal-Hernández, Miguel Ángel Gamboa-Álvarez, Iván Velázquez-Abunader, Salvador Romero-Gallardo y Jessica Arteaga-Muñoz

Resumen

La pesca de pepino de mar surgió como una nueva actividad pesquera en la península de Yucatán y rápidamente se posicionó dentro de las más importantes de la región, debido a su demanda y a los altos precios que puede alcanzar este recurso; sin embargo, después del auge de los primeros años de explotación, la especie que sostiene la pesquería en Yucatán, *Isostichopus badionotus*, ha sido sobreexplotada en la zona noroeste y en tres años se llevó la abundancia de la población a niveles muy bajos. En el resto de la costa, la pesca continua desde el 2013, pero es probable la declinación de la población debido a sus altas tasas de explotación, ya que no ha sido posible que la actividad se realice de manera ordenada. En este capítulo se revisa la situación de la pesquería de pepino de mar en Yucatán, mediante la descripción y análisis del desarrollo de las capturas, de la sobrexplotación de *I. badionotus* en el noroeste de la península, de los subsistemas informales, de la red de comercio, del estado del conocimiento del crecimiento, así

como su mortalidad y reproducción de *I. badionotus*, y finalmente mediante la revisión de aspectos clave para la conservación y recuperación de las poblaciones explotadas, como lo son las zonas de refugio pesquero y la restauración poblacional.

Palabras clave

Sobreexplotación, red de comercio, sistemas informales, zona de refugio pesquero, restauración poblacional.

Sea Cucumber Fishery in Yucatan: Boom, Decline and Future Prospects

Abstract

Sea cucumber fishing emerged as a new fishing activity in the Yucatan Peninsula and quickly became one of the most important fisheries in the region due to the demand and the high prices that this resource can reach. However, after the boom of the first years of exploitation, the species that sustains the fishery in Yucatan, *Isostichopus badionotus*, has been overexploited in the northwestern area of the peninsula and in just three years, the abundance of the population was brought to very low levels. In the rest of the Yucatan coast, fishing has gone on since 2013 but the decline of the population is very likely due to the high rates of fishing exploitation since it has not been possible for the activity to be carried out in an orderly manner. In this chapter, we review the situation of the sea cucumber fishery in Yucatan, by describing and analyzing the development of the catches, the overfishing of *I. badionotus* in the northwest of the Yucatan Peninsula, the informal subsystems, the trade network, the state of knowledge of the growth, mortality and reproduction of *I. badionotus*, and finally by reviewing key aspects for the conservation and recovery of exploited populations such as fishing refuge zones and population restoration.

Keywords

Overfishing, trade network, informal systems, fishing refuge zone, population restoration.

Introducción

En la península de Yucatán la pesca de pepino de mar (*Isostichopus badionotus* y *Holothuria floridana*) es relativamente reciente. Los primeros permisos de dicha pesca se otorgaron en el año 2000 y fue hasta 2013 que se expidieron los permisos de pesca comercial. En ese periodo se establecieron las primeras medidas de manejo: veda, cuota máxima de captura, permisos de pesca, artes de pesca autorizados y talla mínima de captura. Sin embargo, la pesquería no ha podido ser regulada adecuadamente y la pesca ilegal ha surgido como el principal problema (López-Rocha *et al*., 2013).

Esta pesquería en el noroeste de la península de Yucatán, como lo es en general en las pesquerías de pepino de mar, se caracterizó por transitar rápidamente del auge al declive (Bennett y Basurto, 2018; López-Rocha y Velázquez-Abunader, 2019). En el área de pesca de Sisal, la abundancia relativa de *I. badionotus* disminuyó 48% y las estimaciones de densidad muestran una reducción de 93%, lo que indica que la zona fue sobreexplotada (López-Rocha y Velázquez-Abunader, 2019).

Los pepinos de mar (Echinodermata: Holothuroidea) cumplen funciones ecológicas importantes en los ecosistemas marinos relacionados con la bioturbación de sedimento y el reciclaje de material orgánico (Birkeland, 1989). Asimismo, mantienen pesquerías que proveen una fuente significativa de empleo e ingresos a comunidades costeras de diversas regiones geográficas (Purcell *et al.,* 2010). La gran demanda de pepino de mar en Asia ha incentivado la creación de nuevas pesquerías a nivel mundial, muchas de las cuales han seguido un patrón de pulsos de pesca intensa de dos a cuatro años, seguido por su cierre debido a la diminución en su abundancia (Friedman *et al.,* 2011; Purcell *et al*., 2013).

Los pepinos de mar poseen gran vulnerabilidad a la pesca, debido a la facilidad con la que se les puede capturar en aguas someras (Purcell *et al*., 2010) y porque se agrupan durante la época reproductiva (Mercier *et al.,* 2000; Bell *et al.,* 2008). Al extraer los pepinos de mar constantemente y en grandes volúmenes durante eventos gregarios, ocurren graves implicaciones en la eficiencia de su rendimiento reproductivo y con ello se abre la posibilidad de una extinción local.

Desde el año 2010, la península de Yucatán se ha visto inmersa en la dinámica de la expansión de las pesquerías con el pepino de mar. Esta nueva actividad económica en la península, si bien ha traído beneficios cuantiosos en el ámbito económico para pescadores y comercializadores, que aprovechan la demanda del recurso y su muy alta cotización en el mercado asiático, también ha traído consigo una serie de problemas sociales de los que no se tenían antecedentes en esa magnitud en la península.

En este capítulo se revisa la situación de la pesquería de pepino de mar en Yucatán, mediante la descripción y análisis del desarrollo de las capturas, de la sobreexplotación de *I. badionotus* en el noroeste de la península de Yucatán, de los subsistemas informales, de la red de comercio, del estado del conocimiento del crecimiento, mortalidad y reproducción de *I. badionotus*, y finalmente mediante la revisión de aspectos clave para la conservación y recuperación de las poblaciones explotadas, como lo son las zonas de refugio pesquero y la restauración poblacional.

El pepino de mar café *Isostichopus badionotus*

La especie objetivo de la pesquería de pepino de mar en Yucatán es el pepino de mar café *I. badionotus*. Esta especie está ampliamente distribuida en el mar Caribe, desde el océano Atlántico subtropical (Brasil, Venezuela, Colombia, Panamá y México) hasta el océano Atlántico norte (Florida, las Bahamas y Carolina del Sur en EU). Asimismo, se encuentra distribuido en el océano Atlántico medio (Isla Ascensión y golfo de Guinea) (Purcell *et al.,* 2012). Estos organismos pueden presentar coloración marrón, beige, amarillo o incluso negro, su cuerpo es alargado y relativamente firme, con una forma subcilíndrica. El tamaño de los organismos adultos puede superar los 40 cm de longitud (Hammond, 1982).

La pesquería

La extracción del pepino de mar se realiza durante inmersiones submarinas, generalmente de entre 10 y 30 m, con duración variable mediante buceo semiautónomo tipo *hooka*. Se ocupan embarcaciones de fibra de vidrio de alrededor de 7 m de eslora, equipadas con motor fuera de borda de 40 a 75 Hp. Durante la

operación de pesca intervienen por lo general tres pescadores que desempeñan roles específicos (DOF, 2015). Al comienzo de cada temporada de pesca se implementan sitios para el procesamiento de las capturas, ya que éste se comercializa en una amplia gama de presentaciones (*e.g.*, eviscerado, precocido, en primer cocimiento, en salmuera, en segundo cocimiento y seco). Su procesamiento se realiza de manera empírica y los procedimientos son muy variables (DOF, 2015).

Inicio y desarrollo

En la península de Yucatán se han reportado tres especies de pepino de mar con potencial de extracción comercial: *Astichopus multifidus, I. badionotus* y *Holothuria floridana* (Zetina-Moguel *et al.,* 2002). El interés por explotar este recurso inició en la década del año 2000, a través de permisos de pesca de fomento emitidos por la CONAPESCA. En ese entonces, la captura registrada era intermitente y con bajo nivel de esfuerzo pesquero (López-Rocha *et al*., 2013). Entre 2006-2007 se otorgaron seis permisos de pesca que amparaban a 42 embarcaciones que podían extraer 154 t de pepino de mar, indiferentemente de la especie, cuyo periodo de pesca empezó en septiembre de 2006 y terminó el 28 de septiembre de 2007 (DOF, 2015).

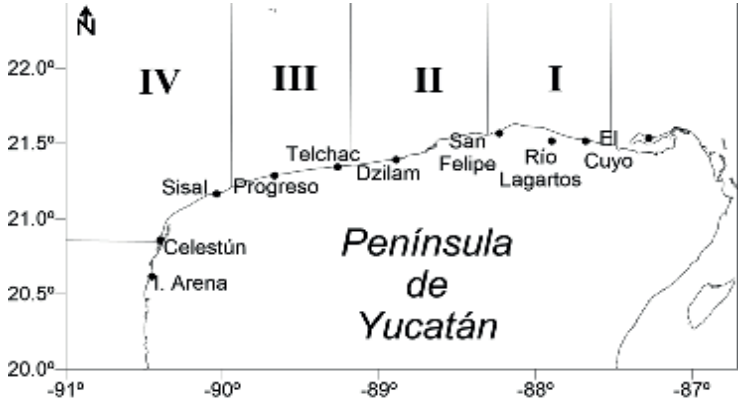
Una nueva etapa en el aprovechamiento inició en 2010 y hasta 2012 (López-Rocha *et al*., 2013), cuando la CONAPESCA expidió un mayor número de permisos de fomento a pescadores de Campeche y Yucatán para la extracción de *H. floridana*, principalmente en Isla Arena, Campeche, y de *I. badionotus* en la costa de Yucatán. En el caso de *I. badionotus* las operaciones de pesca se concentraron frente a las costas de Celestún y Sisal, donde se encontraba un banco con altas abundancias; sin embargo, esta zona fue sobreexplotada y prácticamente desde 2013 no se han realizado operaciones de pesca comercial de pepino de mar en la zona (López-Rocha y Velázquez-Abunader, 2019).

En 2013 se expiden los primeros permisos de pesca comercial y se incorpora la ficha técnica de pepino de mar dentro de la Carta Nacional Pesquera (DOF, 2012), que incluye cuatro especies de pepino de mar de la península de Yucatán (*H. floridana*, *I. badionotus*, *A. multifidus* y *H. mexicana*). En 2015 se publica el Plan de

Manejo Pesquero de Pepino de Mar Café (*I. badionotus*) y Lápiz (*H. floridana*) en la península de Yucatán (DOF, 2015). En estos documentos se establecen las zonas de pesca (figura 1) y se constituyen las medidas de manejo de la pesquería (tabla 1).

Figura 1

Zonas de pesca del pepino de mar café *Isostichopus badionotus*



Fuente: DOF (2015).

Tabla 1

Medidas de manejo y puntos de referencia en la pesquería de pepino de mar *Isostichopus badionotus* en la península de Yucatán, México

Medidas de manejo	Objetivo
Permisos de pesca	Controlar el acceso a la pesquería y del esfuerzo de pesca
Cuota de captura	Instaurada para no rebasar la extracción de 2% de la biomasa estimada
Veda	Proteger el periodo productivo y a los organismos juveniles en etapa de desarrollo
Temporadas de pesca	De corta duración para controlar la mortalidad por pesca
Talla mínima de captura	Asegurar que los organismos hayan alcanzado la talla de madurez sexual
Cuota de captura por embarcación	Medida complementaria para no rebasar la cuota de captura
Restricción de días de pesca (tres días a la semana)	—

Continúa en la página siguiente.

Viene de la página anterior.

Puntos de referencia para autorizar la captura de *I. badionotus*
La biomasa en una zona de pesca debe ser igual o mayor a 3 000 t.
De los organismos, 70% deben presentar tallas superiores o iguales a los 23 cm de longitud dorsal.
La densidad debe ser igual o mayor de 0.025 individuos/m^2.

En términos generales, la pesquería se ha llevado a cabo de forma descontrolada y ninguna de las medidas de manejo se han podido aplicar de forma eficiente (López-Rocha *et al.,* 2013).

La sobreexplotación

No obstante de que la pesquería de pepino de mar en Yucatán ha continuado hasta la actualidad, en la zona noroeste de la península *I. badionotus*, en el lapso de tres años (2010-2012) fue sobreexplotado y llevado a densidades muy bajas entre los puertos pesqueros de Sisal y Celestún. Tal fue el grado de sobreexplotación que, a pesar de que la zona se ha abierto a la pesca en diferentes temporadas (tabla 2), la actividad pesquera comercial ha sido prácticamente nula debido a las bajas abundancias de *I. badionotus*, lo que hace incosteable la pesca comercial.

El grado de declinación de la población de *I. badionotus* en la zona noroeste de la península durante las temporadas de pesca de 2010 a 2012, se determinó a través de medidas de densidad (ind/m^2) y del índice de abundancia relativa, captura por unidad de esfuerzo (CPUE) (López-Rocha y Velázquez-Abunader, 2019).

Durante las temporadas de pesca (2010-2012) se obtuvo información sobre la captura por unidad de esfuerzo en número de organismos capturados por unidad de tiempo de inmersión (ind/hr) mediante observadores a bordo de las embarcaciones de la flota ribereña de Sisal. La CPUE promedio para las tres temporadas de pesca fue 110 ind/hr, presentándose una disminución significativa (Kruskal-Wallis, $P < 0.05$) de las medianas de CPUE de las tres temporadas de pesca. La mediana de la CPUE en 2010 fue de 124 ind/h, mientras que en 2012 fue de 69 ind/h, lo que representó una disminución de 48%.

Tabla 2

Captura por temporada de pesca en la pesquería de pepino de mar *Isostichopus badionotus* en la península de Yucatán, México

Temporada de pesca[1]	Embarcaciones	Fecha	Zona	Captura (t)	Cuota (t)
2006 - 2007	42	sep 2006 - sep 2007	Sisal - Progreso - Dzilam de Bravo (II, III, IV)	126	154
2010	215	7 jul - 7 sep	Celestún - Sisal (IV)	1 775	1 773
2011	230	1 abr - 15 may	Celestún - Sisal (IV)	1 058	1 200
2012	243	22 feb - 30 mar	Celestún - Sisal (IV)	828	1 010
2013	569	8 abr - 15 may	I, II, IV	2 486	1 600
	429	25 nov - 23 dic	I, II		370 (I); 430 (II)
2014	429	25 feb - 11 mar	I, II	1 143	370 (I); 430 (II)
	140	8-14, 24 - 30 abr	IV		357
2015	429	24 abr - 01 may	I, II	600	286 (I); 313 (II)
2016	569	10-20 jun	I, II, III, IV	1 778	Sin cuota
2017	594	30 may - 14 jun	I, II, III, IV	1 942	1 966
2018	594	6-21 abr	I, II, III, IV	1 200	1 202

[1]De 2006 a 2012 la pesca se llevó a cabo mediante permisos de pesca de fomento. De 2013 en adelante se expidieron permisos de pesca comercial.

Las estimaciones de densidad en número de organismos por metro cuadrado (ind/m^2) se calcularon utilizando transectos de buceo con dimensiones de 100 m de largo por 4 m de ancho. Los transectos se ubicaron en la zona de intensa explotación pesquera en Sisal a una profundidad de 10 a 20 m. Se realizaron un total de 93 transectos en 2010, 55 en 2011 y 22 en 2012. Las estimaciones de densidad de *I. badionotus* mostraron un claro patrón de

disminución, observándose diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $P < 0.05$). En 2010 se obtuvo una mediana de 0.103 ind/m^2, en 2011 de 0.022 ind/m^2 y en 2012 de 0.005 ind/m^2.

Los resultados anteriores indican que ocurrió un rápido descenso en la abundancia de *I. badionotus* en la zona de estudio después de tres años de pesca. Se registró una disminución de 48% en la CPUE, además de una reducción de 93% en las estimaciones de densidad. Esto es evidencia de una gran y rápida disminución de la población. En este sentido, también se ha informado de una disminución similar en la abundancia de *I. fuscus* en la península de Baja California, donde la densidad disminuyó de 0.27 ind m^{-2} a 0.15 ind m^{-2} (44%) durante un período de ocho años (Glockner-Fagetti *et al.*, 2016).

La disminución de la población de *I. badionotus* en el noroeste de la península de Yucatán se debió a la excesiva presión de la pesca. Durante las tres temporadas de pesca evaluadas (2010-2012) se presentaron niveles muy altos de pesca ilegal.

Los subsistemas informales en la pesca de pepino de mar de Yucatán

A menudo se puede observar que las pesquerías en pequeña escala se desarrollan como una actividad económica informal, dentro del ámbito de las actividades no registradas (Symes, 1997). Esto se puede explicar de dos maneras principalmente, una de ellas es que, en algunos casos estas pesquerías aún se encuentran inmersas en un sistema económico tradicional, el cual no ha podido ser absorbido por el sector formal para así poder generar un sistema formal y con registros (Pedroza-Gutiérrez, 2013). Por otra parte, también es posible que los incentivos informales predominen sobre los formales, por lo cual es necesario considerar las reglas bajo las cuales opera la informalidad, para poder explicar y entender las acciones y resultados de las instituciones (Helmke y Levitsky, 2004). Las instituciones se pueden estructurar de manera formal o informal, o incluso alrededor de actividades ilegales, ya que cada una de éstas puede tener sus propias reglas, normas y elementos cognitivos (Jentoft, 2007).

A pesar de que en las pesquerías de Yucatán se podría sugerir que su manejo ha sido organizado y que las regulaciones han tratado de ser acordes a la evolución de las pesquerías, siempre han existido actividades informales o incluso ilegales en los procesos de captura y comercialización (Pedroza-Gutiérrez, 2013). Sin embargo, la pesquería de pepino de mar surge bajo dinámicas nuevas y nunca vistas en el estado, se puede incluso sugerir que el contexto de informalidad que emerge a partir de esta pesquería no fue una modificación o adaptación a lo ya existente, sino más bien una reinvención.

Una de las razones que explican esta reinvención de la informalidad en esta pesquería es la forma y velocidad de cambio en la que evoluciona, y la entrada de nuevos actores que esto genera. A partir de 2010 se dan permisos de pesca comercial, aunque aún no existían los suficientes estudios científicos y dada la presión social, la pesquería se empieza a abrir por periodos cortos desde 2011 (DOF, 2015).

La creciente demanda, el aumento de los precios de exportación y el acceso relativamente fácil a las poblaciones provocaron un aumento exponencial en el esfuerzo de pesca, incluso bajo tasas de captura decrecientes.

Los principales factores que han configurado la pesquería del pepino de mar de un período de calma social y baja captura, a un periodo de alta demanda, sobrepesca y alteraciones sociales, han sido el incremento en la demanda y alza de precios. Además, el espíritu mercantilista desarrollado por la pesquería ha dado pie al surgimiento y posicionamiento de compradores insaciables, quienes dieron origen a un sistema informal paralelo de captura-venta, en donde la cuota ha sido excedida a través de actividades de pesca ilegal (IUU) y bajo la presión ejercida por circuitos de comercialización informales que componen parte de la creciente demanda.

Estas acciones se han podido llevar a cabo debido a la conformación y diseño de un sistema informal que funciona e interacciona con las estructuras formales. El sistema informal ha sido apoyado por el surgimiento de una estructura propia que se ha institucionalizado, está presente a lo largo de toda la cadena de valor, y su organización es tan sólida que las reglas y regulaciones formales son raramente respetadas. En este sistema intervienen todos los actores de la cadena de valor. Los pescadores locales aseguran

que la entrada de buzos de otros estados es lo que ha incitado e incrementado la informalidad e ingobernabilidad de la pesquería; sin embargo, no se descarta que en algunos momentos también existe participación de los pescadores locales en actividades ilegales. Otros actores que intervienen son los intermediarios, permisionarios e incluso para el funcionamiento de este sistema es necesaria la intervención de un segmento de los grupos de autoridad en la región, que permitan el flujo del producto y formen parte de las redes informales que mantienen en funcionamiento estas acciones paralelas e interdependientes al sistema formal.

La presencia e interacciones de estos actores proporciona los elementos para poder seguir pescando y vendiendo pepino de mar, incluso fuera de temporada. Los compradores pueden comprar pepino de mar todo el año, siempre y cuando encuentren la manera de hacerlo pasar por otro producto, que sí esté en temporada. Es decir, una caja de pepino de mar puede reetiquetarse como otro producto, o bien tenerlo en bodegas mientras esta en veda y blanquearlo cuando se abre la temporada a través de la compra de facturas a cooperativas y permisionarios. Es en este tipo de acciones en donde se observan las interacciones e interdependencia entre lo formal e informal.

Así podemos decir que el pepino de mar de Yucatán es un claro ejemplo de intervencionismo público y privado. Por un lado, el gobierno intenta regular la pesquería y, por otro lado, los agentes privados (intermediarios, compradores extranjeros y pescadores), que siguen a dos tipos de organizaciones, el formal solicitado por el gobierno y el informal impuesto por la creciente demanda. Estos actores forman y conforman la estructura de la cadena de valor formal e informal y sus interacciones mantienen a ambos sistemas en funcionamiento.

Se podría decir que en Yucatán existe el antes y después de la pesca de pepino de mar, ya que esta pesquería vino a imponer dinámicas sociobiológicas, para las cuales ni los pescadores y sus comunidades ni el gobierno estaban preparados.

El interés económico ha sido tan alto que los derechos de propiedad no han sido respetados, así los pescadores y compradores han estado actuando en su propio beneficio individual y como si fueran los dueños del recurso. Actualmente, es necesario crear

incentivos para que los actores abandonen las reglas informales y puedan permitir la aplicación de leyes y regulaciones que den un manejo más sostenible a la pesquería.

La red de comercio de pepino de mar en Yucatán

Uno de los aspectos cruciales de las pesquerías de pepino de mar es el estudio de sus sistemas de mercado. Siendo el pepino de mar de Yucatán un producto exótico de demanda internacional, la ganancia final de su pesquería y comercio puede ser considerada una fuente importante de divisas al país y, por tanto, mantener y aumentar la producción es una meta del sector. Shepherd y Shepherd (2003) señalan que el primer paso crucial para analizar la estructura del mercado y sus consecuencias en el sector requiere de delinear sus límites e identificar el tamaño de las empresas u organizaciones que en él interactúan y determinar su participación en el mercado. Con ello, algunas estrategias económicas podrían diseñarse para reforzar el manejo pesquero tradicional, modificar las estrategias de comercio, mejorar el capital social (Ostrom y Ahn, 2003) y, finalmente, favorecer la gobernanza (Markantonatou *et al.*, 2016).

La estructura de mercado de pepino de mar en Yucatán fue analizada como una red de actores (o nodos) que interactúan en un sistema social para intercambiar producto y cuyas reacciones, movimientos o decisiones son puntos de referencia significativa para otros actores. Su análisis nos permite analizar la calidad y cantidad de las interacciones entre pares de actores (pescadores y comerciantes), sus patrones y las implicaciones de tales interacciones (Freeman, 2004). Asimismo, nos permite conocer qué tan robusta es la red ante cambios estructurales e identificar qué actores e interacciones son importantes en la conectividad general de la red y cuáles están en una posición más fortalecida en el intercambio.

La información primaria se obtuvo mediante encuestas y entrevistas estructuradas a miembros del sector pesquero que comercian con pepino de mar en siete puertos (Sisal, Celestún, Dzilam de Bravo, Progreso, Chixchulub, San Felipe, Río Lagartos y El Cuyo). Se obtuvo una matriz de contactos de compra o venta de pepino de mar entre 92 personas con las cuales se realizó el

estudio. Cada actor posee tres atributos: 1) rol en la red (pescador cooperativado, permisionario y comerciante), 2) localidad a la que pertenece y 3) número de encuestado. Una vez obtenida una matriz binaria de la red (92 × 92 elementos), se empleó el software UCINET v 7 (Bogartti *et al.*, 2002) y la biblioteca *NetworkX* de Python para conocer la estructura de la red, obtener su grafo y sus propiedades (densidad, relaciones promedio por nodo, centralidad, intermediación y robustez). La metodología detallada puede consultarse en Vidal-Hernández *et al*. (2019).

La red de comercialización de pepino de mar obtenida es de tipo libre de escala o de estrella, es conexa y tiene una densidad de 0.07 con 310 enlaces y 92 nodos, sus características destacadas son: *Clustering index of* 0.47 y valores promedio de la red de 2.1 de *geodesic distance*, 0.01 de *Betweenness centrality* y 0.46 de *Closeness centrality*. El valor de su robustez fue de F_c 0.95 ($\langle k \rangle = 6.74$ y $k^2 = 137.07$). Lo que significa que es una red muy robusta y que 95% de ella tendría que ser destruida para que dejara de tener sus características básicas.

Diez nodos destacan en la conectividad de la red con base en sus características básicas. Cuatro de estos nodos son comerciantes, cuatro son permisionarios (del puerto de Progreso) y sólo aparecen dos pescadores cooperativados de la localidad de Dzilam de Bravo. El nodo PPr80 es muy relevante en la red, ya que presenta un alto valor de cercanía, en él confluye 75% de los flujos comerciales y a través de él se da intermediación a la conexión con 66% de los nodos de la red (Vidal-Hernández *et al.*, 2019).

Los resultados del análisis muestran que la comercialización de pepino de mar extraído en siete puertos de Yucatán está muy centralizada, ya que presenta alta concentración de los flujos comerciales en un solo actor (PPr80), cuya máxima conexión le ofrece una condición de beneficio preferencial (*preferal attachment*) típico de los esquemas de libre comercio. Que la red de actores obtenida resalta por su robustez, lo que la hace resistente ante cambios aleatorios en su estructura, pero muy vulnerable ante cambios dirigidos.

Bennet y Basurto (2018) señalan que las redes sociales en las pesquerías de pepino de mar pueden usarse para reforzar las reglas de comercio local (vía presión social) que definirán aspectos

como cuotas de captura, temporadas de pesca y comercialización. Mientras que Cassidy y Barnes (2012) muestran que el intercambio de información a través de las redes sociales proporciona beneficios diferenciados entre sus actores, según éstos estén más o menos conectados; por tanto, estar inmerso en una red bien conectada se considera una forma de capital social que les permitirá recuperarse con mayor facilidad después de un disturbio.

Otro uso potencial de la información generada es que mejorando el sistema de manejo comercial podría favorecerse el acceso a mercados de productos pesqueros asiáticos que están creando conciencia sobre el consumo y el comercio de especies amenazadas o en riesgo, tal como lo señalan Eriksson y Clarke (2015). Finalmente, Turner *et al*. (2014) señalan que si los manejadores pesqueros se incorporan en la red social de las pesquerías (preferentemente como nodos con alta conectividad) la eficiencia de sus medidas de manejo —tales como la difusión de innovaciones tecnológicas o información sobre patrones económicos, de nuevas regulaciones o políticas públicas— será facilitada por la red social y se disminuirán los recursos requeridos para su implementación.

Investigación básica para el manejo pesquero

Crecimiento

Determinar el crecimiento en pepinos de mar es un reto, por un lado la ausencia de estructuras duras que reflejen el crecimiento así como la baja retención de marcas o el alto traumatismo asociado a estos métodos limitan el éxito de estas estrategias (Purcell *et al*., 2008). Por lo tanto, en este tipo de organismos los métodos de distribución de tallas y progresión modal resultan ser los más utilizados para determinar el crecimiento.

Se obtuvieron medidas de longitud dorsal y ancho de individuos de *I. badionotus* de la zona marina frente al puerto de Sisal, Yucatán. Estos se obtuvieron de los desembarcos de la flota ribereña en las temporadas de pesca de 2010, 2011, 2012 y 2016; de muestreos en época de veda en 2015 y 2016; y de juveniles cultivados en la estación marina del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV) del Instituto Politécnico Nacio-

nal Unidad Mérida, en la que los reproductores fueron capturados frente a Sisal, Yucatán.

Se utilizó la longitud estimada (*Le*), la cual se obtuvo a través de la relación encontrada para *I. badionotus* (Poot-Salazar *et al.*, 2014). Para discernir los subgrupos o cohortes dentro de la mezcla de tallas obtenida se utilizó un procedimiento numérico que de forma iterativa optimiza los parámetros de las posibles distribuciones mediante un ajuste de máxima verosimilitud, de acuerdo al procedimiento descrito por (Romero-Gallardo, 2017).

Se ajustaron seis modelos seleccionados *a priori*, a la curva formada por la progresión de las cohortes a lo largo de nueve años. Los modelos utilizados fueron: Von Bertalanffy, Von Bertalanffy estacional (Hoenig and Hanumara 1990), Schnute (1981), Gompertz (Ricker 1975), (Ricker, 1975) y (Tanaka 1982). La selección del mejor modelo se realizó utilizando el criterio de información Akaike *(AIC)* (Katsanevakis y Maravelias, 2008).

Se analizaron 3242 longitudes de *I. badionotus*. El modelo seleccionado por presentar el menor *AIC* fue von Bertalanffy $L_t = 34.76[1 - e^{-0.397(t - 0.195)}]$. El parámetro de curvatura (k) identificado en este trabajo fue de $k = 0.39$/año 0.38 - 0.40/año) se encuentra dentro de los resultados estimados en pepinos de mar de esta familia (Stichopodidae); también se encuentra dentro del rango de parámetros estimados para esta especie, aunque por debajo del parámetro k global estimado por Poot-Salazar *et al.* (2015), quienes ajustaron una versión oscilatoria de la función von Bertalanffy.

Mortalidad natural

La mortalidad natural (M) es un insumo importante para modelar la productividad de las poblaciones, ya que este parámetro influye en las estimaciones de los rendimientos que se pueden obtener (Siegfried y Sansó, 2009).

Se estimó la mortalidad natural para *I. badionotus* tomando en cuenta los estadios del ciclo de vida de la especie mediante el modelo de intervalos gnomónicos (Caddy, 1996). La estimación se basa en el supuesto de que la mortalidad natural disminuye rápidamente con la edad y que el ciclo de vida puede ser subdividido en intervalos que incrementan proporcionalmente su duración con-

forme se incrementa la edad (Caddy, 1996). Se consideraron seis etapas de desarrollo en el ciclo de vida de *I. badionotus*, cuatro etapas de estadios larvarios y las etapas de juvenil y adulto. Las primeras cuatro etapas del ciclo de vida consideradas fueron: auricularia temprana con una duración de dos días, auricularia media (tres días), auricularia tardía (seis días) y doliolaria–pentactula (11 días) (Zacarías-Soto *et al.*, 2013). Las etapas de juvenil y adulto fueron definidas de acuerdo a la primera edad de madurez sexual. Se probaron dos escenarios correspondientes a la variación de las estimaciones de la edad de primera madurez (1.5 y 5 años).

Las estimaciones de mortalidad natural se presentan en la tabla 3. Los estimados más altos de mortalidad natural corresponden a las fases larvarias de la especie, se aprecia una disminución notable de los valores de mortalidad natural en las fases de juvenil y adulto (Romero-Gallardo, 2017).

Tabla 3

Tasa de mortalidad natural (anual) por estadio del ciclo de vida del pepino de mar *Isostichopus badionotus* en la península de Yucatán

Escenarios (edad de madurez)	Auricularia			Doliolaria + pentactula	Juvenil	Adulto
	temprana	media	tardía			
Madurez temprana (1.5 años)	626.48	417.65	208.83	113.91	2.29	0.41
Madurez tardía (5 años)	627.39	418.26	209.13	114.07	0.69	0.72

En general, las estimaciones de mortalidad natural en pepinos de mar son escasas. Los resultados obtenidos se encuentran dentro del rango de los estimados para su congénere *I. fuscus* que habita en el Pacifico oriental tropical, (Reyes-Bonilla y Herrero-Pérezrul, 2003; Glockner-Fagetti, *et al.*, 2016).

Reproducción

Aspectos de la reproducción como la fecundidad, la talla de primera madurez, los estados de condición y la temporalidad de la reproducción, son determinantes en las fluctuaciones de la abundancia de las poblaciones de interés pesquero, dado que representan un factor importante en los procesos de reclutamiento y el potencial reproductor de los stocks (Saborido y Junquera, 2003), razón por la

cual la explotación y manejo de las pesquerías están fuertemente basados en estudios de la reproducción.

De agosto de 2016 a julio de 2017 se realizaron muestreos mensuales de *I. badionotus* frente al puerto de Sisal. A los organismos capturados se les determinó el sexo y se describieron las fases de desarrollo gonádico de forma macroscópica. Se obtuvo la proporción sexual, se calculó el índice gonadosomático y se estimó la fecundidad parcial, de acuerdo a los procedimientos descritos por Arteaga-Muñoz (2019).

En total se recolectaron 68 organismos de *I. badionotus*. La distribución de pesos totales varió de 94.0 g a 2100.0 g con un promedio de 586.2 g ($\pm$ 479.9 SD). En lo que se refiere al peso eviscerado, este varió de 67.4 g a 1285.4 g con un promedio de 413.5 g ($\pm$ 334.1 SD). En la figura 2 se presenta la descripción macroscópica de las fases de desarrollo gonádico en las hembras de *I. badionotus*.

En lo que respecta a la proporción de sexos, de los 68 organismos analizados, se observaron 25 hembras, 35 machos y dos indiferenciados, además de que seis organismos no presentaron gónada. Se analizó la proporción sexual y no se encontraron diferencias significativas, por lo tanto, la proporción sexual es 1:1 ($P = 0.05$).

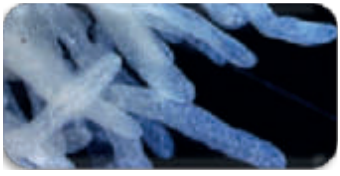
Con respecto al Índice Gonadosomático (IGS), se obtuvieron estimaciones para seis meses. Se puede observar que los mayores valores se encontraron en agosto seguido de septiembre y mayo. El valor más bajo se encontró en abril. La fecundidad parcial se obtuvo con un promedio de 6 052 427 ovocitos ($\pm$ 5945674 SD).

Figura 2

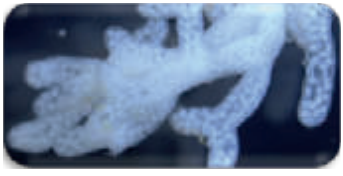
Descripción macroscópica de los ovarios en el pepino de mar *Isostichopus badionotus*



Reposo. Organismos que el proceso de reabsorción y reproductivamente inactivas. Ovarios pequeños con túbulos de dos tipos, los que vienen en la base y los ramificados, frecuentemente de color translúcido con pequeños y pocos ovocitos fristribuidos a lo largo de los túbulos.



Desarrollo. Organismos que han iniciado el desarrollo pero no listos para desovar. Ovarios grandes. Túbulos que inician en la base en un rango de 3.75 - 16.52 mm (9.17 mm media) de largo y una media de 0.79 mm de ancho; y los ramificados más cortos con una media de 3.74 mm de largo y de 0.66 mm de ancho, frecuentemente de color amarillo pálido (609 C Pantone), con pequeños y prominentes ovocitos en los túbulos.



Madurez. Organismos con gónadas desarrolladas y fisiológicamente capaces para desovar. Ovarios de gran tamaño con túbulos largos y firmes. Los de la base entre 2.74 - 22.78 (10.38) mm de largo y una media de 0.87 mm de ancho y los pocos ramificados entre 0.97 - 17.43 (5.14) y una media de 0.77 mm de ancho, frecuentemente de color beige (609 C Pantone), con muchos ovocitos a lo largo de los túbulos.



Desove. Organismos con góndolas con una parte madura y otra desovada. Ovarios con túbulos largos, algunos translúcidos flácidos (desovados) y los demás de color beige (maduros) (600 U Pantone) con presencia de ovocitos maduros. Los de la base entre 3.97 -17.42 (10.19) mm de largo y una media de 0.71 mm de ancho y los pocos ramificados entre 1.26 - 7.92 (4.31) y una media de 0.65 mm de ancho.



Postdesove. Organismos con gónadas mayormente desovadas. Ovarios con túbulos frecuentemente de color beige (600 CP Pantone) y únicamente son observables a través del miscroscopio estereoscópico pequeños ovocitos distribuidos a lo largo de los túbulos.

Zonas de refugio pesquero

En pesquerías de invertebrados bentónicos ha sido ampliamente recomendada la creación de reservas pesqueras o áreas de no-pesca como una medida de manejo imprescindible (Perry *et al.*, 1999). Estas están contempladas en la legislación mexicana (DOF, 2014)

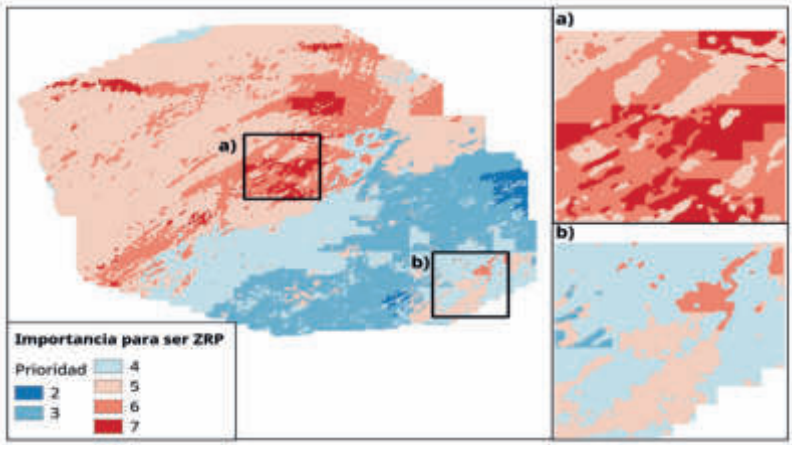
como zonas de refugio pesquero (ZRP), por lo que su diseño, basado en aspectos biológicos, ecológicos y socioeconómicos, debe contemplarse como una prioridad, y debido a los largos plazos para la recuperación de la abundancia de las especies sobreexplotadas de pepino de mar, es necesario complementar las áreas de protección con programas de repoblamiento (Bell *et al*., 2008).

En el sentido anterior, López-Rocha *et al*. (2018) proponen el diseño de una Zona de Refugio Pesquero para pepino de mar frente a la costa de Sisal. La localización de la ZRP se determinó mediante el uso mapas de información espacialmente explícita (rasters), las cuales contienen información clave de aspectos ecológicos, pesqueros y socioeconómicos, para la localización de zonas preferentes de una ZRP para *I. badionotus*. Éstas fueron exportadas a un sistema de información geográfica (ArcMap 10.3) en donde se realizó un análisis multicriterio mediante la superposición ponderada de las mismas. Se utilizaron cinco mapas de información: 1) modelo de probabilidad de presencia de *I. badionotus* (30%), 2) distribución de hábitats bentónicos (25%), 3) preferencia de los pescadores sobre la ubicación de la ZRP (20%), 4) distribución del esfuerzo de pesca por buceo (15%) y 5) distribución espacial de la abundancia relativa de *I. badionotus* (10%). La ponderación de cada capa de información fue determinada de acuerdo al objetivo de obtener un balance entre los aspectos ecológicos, pesqueros y socioeconómicos. En la figura 3 se presenta el resultado del análisis de superposición ponderada en la que se observa la distribución de las zonas más adecuadas (puntaje alto) para la localización de la zona de refugio pesquero.

Los resultados reflejaron zonas de prioridad en la zona central de la zona de estudio, coincidiendo con valores altos de la probabilidad de presencia de *I. badionotus*, de la distribución de cobertura bentónica y de la abundancia relativa. También se observa una pequeña zona de prioridad al sur del área de estudio cercana al puerto de Sisal, la cual está ligada a valores altos de la capa de información de la preferencia de los pescadores. De acuerdo a los resultados y a la opinión de los representantes de las cooperativas, la propuesta de ZRP se constituye de dos polígonos situados, uno en la zona central del área de estudio y otro en la zona sur.

Figura 3

Resultados del análisis de superposición ponderada para el diseño de una zona de refugio pesquero para el pepino de mar *Isostichopus badionotus* frente a la costa de Sisal, Yucatán



Nota: Los valores van de menos prioritario (2) a más prioritario (7). Se señalan los polígonos a y b propuestos para la localización de la ZRP.

Restauración poblacional

El efecto Allee, descrito por vez primera por Warder Clyde Allee (Allee, 1931), surge cuando un componente individual se deteriora a medida que la densidad poblacional silvestre disminuye hacia cero ocasionando una relación dependiente de la densidad positiva. Como resultado, la tasa de supervivencia y la tasa reproductiva de la especie decrecen gravemente. Si la tasa de crecimiento de la población se vuelve negativa, habrá un tamaño crítico de población o densidad por debajo de la cual la población no puede sostenerse (Courchamp *et al.,* 1999). Una de las actividades que ha desencadenado este fenómeno a nivel mundial en diversos recursos marinos es la sobrepesca. Un claro ejemplo es el caso de las especies de pepino de mar (Anderson *et al.,* 2011; Purcell *et al.,* 2013).

Repoblación es la reposición de individuos a través de la liberación de juveniles o de la reubicación de adultos para formar el núcleo de una población reproductiva y subsecuentemente su-

ministrar larvas para mejorar el reclutamiento a la pesquería. Los animales liberados son totalmente protegidos, *p.e.* dentro de una Zona de No Extracción (ZNE), y sirven para apresurar la reconstrucción de las poblaciones en las áreas de pesca a través de una reproducción y exportación de larva efectiva (Purcell *et al.*, 2010). Por otro lado, el *sea ranching* (rancheo marino) involucra la liberación de pepinos de mar en áreas privadas abiertas con la meta de colectar todos los animales liberados una vez que alcancen la talla de mercado, es una actividad *pon–crece–colecta* y la reposición de la pesquería es secundaria (Chen, 2003).

En la zona noroeste de la península de Yucatán, en el lapso de tres años *I. badionotus* fue sobreexplotado y llevado a densidades muy bajas entre los puertos pesqueros de Sisal y Celestún. Sin embargo, cinco años después no se ha observado una recuperación en la abundancia poblacional de *I. badionotus* como podría esperarse, incluso la densidad de organismos ha continuado en descenso (López-Rocha y Velázquez-Abunader, 2019). Se sugiere que esto podría constituir una evidencia del llamado *efecto Alle*. Las muy bajas densidades dejadas por la pesca excesiva podrían haber disminuido grandemente la probabilidad de fertilización creando un efecto depensatorio en la población.

Ha sido ampliamente reconocido que la sobreexplotación pesquera es causante de importantes impactos en el ecosistema. Desde el punto de vista socioeconómico, el sector pesquero del noroeste de la península de Yucatán ha visto cerrada el área de pesca de pepino de mar frente a sus costas desde hace cinco años, lo que implica un impacto importante en cuanto a derrama económica como de generación de empleos. Ante este escenario, resulta imprescindible generar conocimiento científicamente validado en el que se puedan basar programas y medidas de mitigación, restauración y manejo pesquero.

Conclusiones

La pesquería de pepino de mar de Yucatán ha pasado del auge de los primeros años de explotación a un declive con importantes disminuciones de la abundancia y de las capturas de *I. badionotus*. La zona noroeste de la península, frente a los puertos de Sisal y Ce-

lestún, pasó del auge a la sobreexplotación en solo tres años. Las zonas central y oriental de la costa de Yucatán, cuya explotación empezó en el 2013, si bien no se ha documentado una declinación poblacional de *I. badionotus* tan rápida e intensa como en la zona noroeste, es de esperarse que muy pronto se presente esta situación, principalmente por las altas tasas de explotación, la pesca ilegal y la incapacidad de hacer efectivas las medidas de manejo de la pesquería.

Para poder entender las causas que impiden que la pesquería se desarrolle de una manera ordenada y sustentable, es necesario comprender los procesos que llevan a la ingobernabilidad de esta actividad en específico. Las instituciones informales que surgieron o se fortalecieron cuando floreció la explotación de pepinos de mar en Yucatán, las cuales no responden a los principios de la sustentabilidad pesquera, sino que cada actor es motivado a buscar su mayor beneficio, deben ser identificadas y en lo posible erradicadas.

En pesquerías de exportación de recursos de alto valor en el mercado, es común que se produzcan grandes ganancias a lo largo de la cadena de valor, sin embargo, también por lo general, el menor porcentaje de ganancias y en ocasiones un ínfimo porcentaje, es el que se distribuye entre los pescadores y sus familias en las comunidades costeras. El análisis de la red de comercio de pepino de mar en Yucatán, potencialmente puede usarse con fines del manejo de la pesquería y puede dar la pauta de acciones a seguir en la adopción de estrategias de mercado que incrementen los beneficios a los pescadores.

Hacia el futuro, resulta imprescindible establecer e implementar una estrategia de zonas de refugio pesquero para pepino de mar a lo largo de la costa de Yucatán. Este tipo de medidas deben ser forzosamente impulsadas por el sector pesquero, principalmente desde las cooperativas de cada comunidad costera, para que las zonas de refugio puedan ser viables. De esta manera, las zonas de refugio podrían ayudar a mantener esta actividad, incluso si las demás medidas de manejo no son cumplidas a cabalidad.

Como se ha visto en la zona noroeste de la península, la sola implementación de zonas de refugio pesquero para pepino de mar, parece no ser suficiente debido a la sobreexplotación de la

zona. En este caso se hace necesario dirigir los esfuerzos de investigación a posibles estrategias de restauración poblacional, como lo puede ser la reintroducción de juveniles o la translocación de individuos, en principio a las zonas de refugio. Lo anterior puede tener dos enfoques de manera paralela, el primero desde el punto vista meramente ecológico de la restauración poblacional de una especie sobreexplotada, y la segunda desde el punto de vista productivo, dirigido al rancheo marino.

Son muchos y complejos los retos que enfrenta la pesquería, los que deben abordarse desde los diferentes niveles de organización y desde todos los ámbitos. En este sentido se requiere intensificar la generación de conocimiento tanto ecológico y pesquero como socioeconómico.

Agradecimientos

Se agradece a los proyectos UNAM-PAPIIT IN210915 e IN223418, así como al de Desarrollo Científico para Atender Problemas Nacionales de CONACYT con clave: 247018, por los financiamientos otorgados.

Literatura citada

Allee, W.C. (1931). *Animal Aggregations*. Recuperado de: http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300224261.

Anderson, S.C.; Flemming, J.M.; Watson, R. and Lotze, H.K. (2011). Serial Exploitation of Global Sea Cucumber Fisheries. *Fish and Fisheries*, 12(3): 317-339.

Arteaga-Muñoz, J. (2019). Biología reproductiva de hembras *Isostichopus badionotus* y *Astichopus multifidus* (Echinodermata: Holothuroidea) en la península de Yucatán, México. Tesis de maestría. México: Universidad Nacional Autónoma de México. 90 pp.

Bell, J.D.; Purcell, S.W. and Nash, W.J. (2008). Restoring Small-Scale Fisheries for Tropical Sea Cucumbers. *Ocean & Coastal Management*, 51(8-9): 589-593.

Bennett, A. and Basurto, X. (2018). Local Institutional Responses to Global Market Pressures: The Sea Cucumber Trade in Yucatán, Mexico. *World Development*, 102: 57-70.

Birkeland, C. (1989). The Influence of Echinoderms on Coral-Reef Communities. *Echinoderm studies*, 3: 1-79.

Bogartii, S.; Everett M. and Freeman L. (2002). UCINET for Windows: Software for Social Network Analysis. *Analytic Technologies*, Harvard, Massachusetts, USA. Recuperado de: http://www.citeulike.org/group/11708/article/6031268.

Caddy, J.F. (1996). Modelling Natural Mortality with Age in Short-Lived Invertebrate Populations: Definition of a Strategy of Gnomonic Time Division. *Aquatic Living Resources*, 9(3): 197-207.

Cassidy, L. and Barnes, G.D. (2012). Understanding Household Connectivity and Resilience in Marginal Rural Communities Through Social Network Analysis in the Village of Habu, Botswana. *Ecology and Society*, 17(4).

Chen, J. (2003). Overview of Sea Cucumber Farming and Sea Ranching Practices in China. *SPC beche-de-mer Information Bulletin*, 18: 18-2.

Courchamp, F.; Clutton-Brock, T. and Grenfell, B. (1999). Inverse Density Dependence and the Allee Effect. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(10): 405-410.

Diario Oficial de la Federación (2012). *Acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera*. México: DOF (segunda sección), 128 pp. Recuperado de: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5265388&fecha=24/08/2012.

Diario Oficial de la Federación (2014). *Norma Oficial Mexicana NOM-049-SAG/PESC-2014 que determina el procedimiento para establecer zonas de refugio para los recursos pesqueros en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos*. México: DOF. Recuperado de: http://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5525396.

Diario Oficial de la Federación (2015). *Acuerdo por el que se da a conocer el plan de manejo pesquero de pepino de mar café (*Isostichopus badionotus*) y lápiz (*Holothuria floridana*) en la península de Yucatán*. México: DOF - Secretaria de Agricultura, Ganadería. Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). Recuperado de: https://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/Planes-de-Manejo-Pesquero/Golfo/PLAN-DE-MANEJO-PESQUERO-DE-PEPINO-DE-MAR-EN-LA-PENINSULA-DE-YUCATAN.pdf.

Eriksson, H. and Clarke, S. (2015). Chinese Market Responses to Overexploitation of Sharks and Sea Cucumbers. *Biological Conservation*, *184*: 163-173.

Freeman, L. (2004). The Development of Social Network Analysis. *A Study in the Sociology of Science*, *1*. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Linton_Freeman/publication/239228599_The_Development_of_Social_Network_Analysis/links/54415c650cf2e6f0c0f616a8/The-Development-of-Social-Network-Analysis.pdf.

Friedman, K.; Eriksson, H.; Tardy, E. and Pakoa, K. (2011). Management of Sea Cucumber Stocks: Patterns of Vulnerability and Recovery of Sea Cucumber Stocks Impacted by Fishing. *Fish and Fisheries*, 12(1): 75-93.

Glockner-Fagetti, A.; Calderon-Aguilera, L.E. and Herrero-Pérezrul, M.D. (2016). Density Decrease in an Exploited Population of Brown Sea Cucumber *Isostichopus fuscus* in a Biosphere Reserve from the Baja California Peninsula, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 121: 49-59.

Hammond, L.S. (1982). Patterns of Feeding and Activity in Deposit-Feeding Holothurians and Echinoids (*Echinodermata*) from a Shallow Back-Reef Lagoon, Discovery Bay, Jamaica. *Bulletin of Marine Science*, 32(2): 549-571.

Helmke, G. and Levitsky, S. (2004). Informal Institutions and Comparative Politics: A Research Agenda. *Perspectives on Politics*, *2*(4): 725-740.

Hoenig, N.A. and Hanumara, R.C. (1990). An Empirical Comparison of Seasonal Growth Models. *Fishbyte*, 8(1): 32-34.

Jentoft, S. (2007). Limits of Governability: Institutional Implications for Fisheries and Coastal Governance. *Marine Policy*, 31(4): 360-370.

Katsanevakis, S. and Maravelias, C.D. (2008). Modelling Fish Growth: Multi-Model Inference as a Better Alternative to a Priori Using von Bertalanffy Equation. *Fish and Fisheries*, 9(2): 178-187.

López-Rocha, J.A.; Bravo-Calderón, A.; Rioja-Nieto, R.; Torres-Irineo, E. y Garza-Pérez, R. (2018). Diseño de una zona de refugio pesquero para pepino de mar mediante análisis multicriterio. México: Universidad Nacional Autónoma de México.

López-Rocha, J.A.; Cisneros-Reyes, H. y Arreguín-Sánchez, F. (2013). Aspectos pesqueros y sociales de la nueva pesquería de pepino de mar en la península de Yucatán. *Proceedings of Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 65: 427-433.

López-Rocha, J.A. and Velázquez-Abunader, I. (2019). Fast Decline of the Sea Cucumber *Isostichopus badionotus* as a Consequence of High Exploitation in Yucatan, Mexico. *Regional Studies of Marine Science*, 27.

Markantonatou, V.; Noguera-Méndez, P.; Semitiel-García, M.; Hogg, K. and Sano, M. (2016). Social Networks and Information Flow: Building the Ground for Collaborative Marine Conservation Planning in Portofino Marine Protected Area (MPA). *Ocean & Coastal Management*, 120: 29-38.

Mercier, A.; Battaglene, S.C. and Hamel, J.F. (2000). Periodic Movement, Recruitment and Size-Related Distribution of the Sea Cucumber *Holothuria scabra* in Solomon Islands. *Island, Ocean and Deep-Sea Biology*, 152: 81-100.

Ostrom, E. y Ahn, T.K. (2003). Una perspectiva del capital social desde las ciencias sociales: Capital social y acción colectiva. *Revista Mexicana de Sociología*, 65(1): 155-233.

Perry, R.I.; Walters, C.J. and Boutillier, J.A. (1999). A Framework for Providing Scientific Advice for the Management of New and Developing Invertebrate Fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(2): 125-150.

Pedroza, C. (2013). Middlemen, Informal Trading and its Linkages with IUU Fishing Activities in the Port of Progreso, Mexico. *Marine Policy*, 39: 135-143.

Poot-Salazar, A.; Hernández-Flores, A. and Ardisson, P.L. (2014). Use of the SLW Index to Calculate Growth Function in the Sea Cucumber *Isostichopus badionotus*. *Scientific Reports*, 4: 5151.

Purcell, S.W.; Mercier, A.; Conand, C.; Hamel, J.F.; Toral-Granda, M.V.; Lovatelli, A. and Uthicke, S. (2013). Sea Cucumber Fisheries: Global Analysis of Stocks, Management Measures and Drivers of Overfishing. *Fish and Fisheries*, 14(1): 34-59.

Purcell, S.W.; Samyn, Y. and Conand, C. (2012). Commercially Important Sea Cucumbers of the World. Recuperado de: https://epubs.scu.edu.au/esm_pubs/1546/.

Purcell, S.W.; Agudo, N.S. and Gossuin, H. (2008). Poor Retention of Passive Induced Transponder (PIT) Tags for Mark-Recapture Studies on Tropical Sea Cucumbers. *SPC Beche de Mer Information Bulletin*, 28: 53-55.

Reyes-Bonilla, H. and Herrero-Pérezrul, M.D. (2003). Population Parameters of an Exploited Population of *Isostichopus fuscus* (Holothuroidea) in the Southern Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 59(3): 423-430.

Ricker, W.E. (1975). Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada,*191: 1-382.

Romero-Gallardo, S. (2017). Modelos de crecimiento, y mortalidad natural durante el ciclo de vida del pepino de mar *Isostichopus badionotus* (Selenka, 1867). Tesis de maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Mérida, México. 101 p.

Schnute, J. (1981). A Versatile Growth Model with Statistically Stable Parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *38*(9): 1128-1140.

Siegfried, K. and Sansó, B. (2009). A Review for Estimating Natural Mortality in Fish Populations. *Southeast Data, Assessment, and Review SEDAR*.

Saborido, F. y Junquera, S. (2003). Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en las poblaciones de peces marinos. Recuperado de: http://digital.csic.es/handle/10261/7260.

Shepherd, W.G. and Shepherd, J.M. (2003). *The Economics of Industrial Organization*. Waveland Press.

Symes, D. (1997). Fisheries Management: In Search of Good Governance. *Fisheries Research*, 32(2): 107-114.

Tanaka, M. (1982). A New Growth Curve which Expresses Infinitive Increase. *Publications of Amakusa Maine Biological Laboratory*, 6: 167-177.

Turner, R.A.; Polunin, N.V. and Stead, S.M. (2014). Social Networks and Fishers' Behavior: Exploring the Links Between Information Flow and Fishing Success in the Northumberland Lobster Fishery. *Ecology and Society*, 19 (2): 38.

Vidal-Hernández, L.; Canto-Lugo, E.; Carmona-Escalante, A.; Huerta-Quintanilla, R.; Garza-Lagler, C. and López-Rocha, J. (2019). Properties, Communities and Robustness in the Yucatan Sea Cucumber Trade Network. *Ocean & Coastal Management*, *168*: 226-237.

Zacarías-Soto, M.; Olvera-Novoa, M.A.; Pensamiento-Villarauz, S. and Sánchez-Tapia, I. (2013). Spawning and Larval Development of the Four-sided Sea Cucumber, *Isostichopus badionotus* (Selenka 1867), under Controlled Conditions. *Journal of the World Aquaculture Society*, 44(5): 694-705.

Zetina-Moguel, C.; Ros, G.; Hernández, I.; Guevara, M.; Ortiz, E. y Pool, J. (2002). Catálogo de especies de pepino de mar comercializables del estado de Yucatán. Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México. 103 pp.

Evidencia de colisiones de embarcaciones con manatíes (*Trichechus manatus manatus*) en la laguna de Términos, Campeche

Alberto Delgado-Estrella, Gerardo Rivas-Hernández
y Laura Elena Vázquez-Maldonado

Resumen

En la actualidad el tamaño poblacional de los manatíes, *Trichechus manatus manatus*, que habita en la laguna de Términos es incierto. En el año 2014 se tuvieron cuatro registros de avistamientos de manatíes en la boca del Carmen, en estos cuatro registros se pudieron contar 13 ejemplares, los cuales se encontraban en alimentación, descanso y tránsito. Desafortunadamente, en el tercer avistamiento se pudo registrar que un ejemplar tenía lesiones causadas por propelas de embarcaciones en el dorso. Durante el avistamiento se observó la presencia de cinco embarcaciones con motor fuera de borda, pescando camarón cerca de donde se observaron a los manatíes. Por otro lado, el 26 de septiembre de 2011, se colectó un cadáver de manatí que estaba flotando en la laguna de Términos. Se procedió a limpiar el esqueleto y, durante dicho proceso, se observaron varias costillas y parte de una vértebra torácica con regeneración ósea, producto de rupturas previas. Cabe señalar

que ésta no fue la causa de muerte, sino el ahogamiento en redes de pesca. Con estas evidencias queda claro que en esta área de protección de flora y fauna, la especie está en riesgo permanente, tanto por colisiones con embarcaciones como por captura incidental con redes.

Palabras clave

Manatíes, muerte, choques, lanchas, fractura de huesos.

Evidence of Boat Collision with Manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Terminos Lagoon, Campeche

Abstract

The population size of the West Indian manatee in Términos lagoon, a nature reserve for fauna and flora in Campeche, is currently unknown. Throughout 2014, four manatee sightings were recorded in Boca del Carmen, accounting for a total number of 13 manatees which were feeding, resting, and traveling. Unfortunately, during the third sighting, Injuries from boat propellers were visible on the back of one of the manatees. Five shrimp fishing vessels were recorded within the sighting area. On September 26, 2011, a floating manatee carcass was recovered, and the skeleton was cleaned; although some ribs and a thoracic vertebra showed healed fractures resulting from previous breaks, the manatee's death was caused by drowning due to fishing net entanglement. This evidence shows that vessel collisions and incidental capture with fishing nets represent a threat to manatees in this area.

Keywords

Manatee, death, collisions, boats, bone fractures.

Introducción

El manatí del Caribe (*Trichechus manatus manatus*) es una especie en peligro de extinción (NOM-059-ECOL-2010). En México su dis-

tribución es amplia, fragmentada y agregada a los ríos, sistemas lagunares y bahías, desde el estado de Veracruz hasta Quintana Roo, incluidos cenotes y caletas (Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986). En el pasado fueron abundantes, pero se estima que posiblemente existan solamente de 1 000 a 2 500 ejemplares de manatíes, pero su abundancia es baja en las costas de Campeche y Yucatán (Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986; Ortega-Ortíz *et al.*, 2003). Esta aseveración está relacionada con la escasa investigación científica que se realiza la zona sobre esta especie, ya que los esfuerzos mayores se realizan en los ríos de Tabasco, por investigadores de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

En muchas partes del mundo, y específicamente en México, hay una tradición en el consumo de carne de manatíes (Lefevbre *et al.*, 2001), en el golfo de México se ha dado en los estados de Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo, por lo que su cacería es el factor principal de mortalidad en el país; aunque la degradación de su hábitat recientemente ha puesto en riesgo a la mayoría de sus poblaciones en México (Ortega-Ortíz *et al.*, 2003).

El choque de embarcaciones con organismos acuáticos amenaza a la vida silvestre, ya que estos encuentros pueden ocasionar la muerte o bien, si los organismos sobreviven, pueden sufrir de heridas en diferentes grados: amputación de apéndices, pérdida de la aptitud y disminución de la supervivencia (Heinrich *et al.*, 2012). De todas las muertes documentadas de manatíes en Florida, 25% estuvieron relacionadas con traumas ocasionados por golpes con embarcaciones o heridas causadas por propelas de embarcaciones acuáticas (Calleson y Frohlich, 2007; Harr *et al.*, 2011). En México, estas colisiones no han sido documentadas, debido a que el ahogamiento incidental en redes de pesca y la cacería son las causas principales relacionadas directamente con las actividades del hombre.

Los objetivos del presente trabajo son recabar y evidenciar las colisiones de embarcaciones con manatíes, ya sean fatales o incapacitantes, con la finalidad de emitir recomendaciones que disminuyan o eviten la presencia de este tipo de eventos para la conservación de dicha especie, que —cabe decirlo— se encuentra en peligro de extinción en el golfo de México.

Metodología

Como parte de los trabajos de la Red Universitaria de Atención a Varamientos de la Universidad Autónoma del Carmen (UNACAR) en Campeche, se realizaron recorridos por las playas para el registro de cadáveres y se acudió en caso de aviso de varamiento por parte del público en general o de alguna autoridad ambiental estatal o federal. Se trabaja de forma coordinada con personal de diversas instancias como la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), Secretaría de Marina (SEMAR), Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y Protección Civil. De esta forma se han registrado los varamientos de manatíes en la zona comprendida entre el río San Pedro-San Pablo—al oeste—hasta el poblado de Isla Aguada —al este del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT)—, Campeche. En cada varamiento de manatí, de acuerdo con el protocolo recomendado por PROFEPA (2014), y dependiendo de las condiciones de cada ejemplar muerto, se procedió a registrar la localidad con un sistema de geoposicionamiento global (GPS, por sus siglas en inglés), las condiciones generales de descomposición del cadáver y registro morfométrico (destacando la presencia de heridas o marcas en el cuerpo, tales como cortes con objetos punzocortantes, orificios de arma de fuego y marcas de redes), se determinó el sexo del ejemplar y se procedió a la toma de las muestras respectivas de los órganos internos que se encontrasen en buen estado (Lightsey *et al.*, 2006; Aguilar-Aguilar y Delgado-Estrella, 2017). Posteriormente se descarnaron los huesos hasta dejarlos lo más limpios posibles y se procedió a una maceración bacteriana en agua hasta dejar las estructuras óseas (huesos) libres de tejido, para después ser lavadas con agua y jabón, secadas al sol y catalogarlas para su integración a la Colección Osteológica de la Facultad de Ciencias Naturales de la UNACAR. Por otra parte, como un programa para el registro de manatíes en la laguna de Términos, se realizaron observaciones desde los muelles de la zona el Zacatal (figura 1), en donde fueron registrados avistamientos de manatíes con lesiones en su piel.

Área de estudio

La laguna de Términos (figura 1), se localiza entre los meridianos 91°10' y 92°00' de longitud oeste y los paralelos 18°20' y 19°00' de latitud norte. Se ubica en la porción SE de la bahía de Campeche entre el río San Pedro y San Pablo (al occidente) y el área de drenaje del estero Sabancuy (hacia el oriente). Abarca el municipio del Carmen y parte de los municipios de Palizada, Escárcega y Champotón (INE, 1997). Su forma se asemeja a una elipse, con un eje mayor (este-oeste) de alrededor de 70 km y uno menor de (norte-sur) aproximadamente 25 km, ocupando un área aproximada de 2 500 km^2. El 6 de junio de 1994, la laguna de Términos y sus alrededores fueron declarados áreas naturales protegidas con el estatus de Área de Protección de Flora y Fauna, por su diversidad y riqueza ecológica (INE, 1997).

Está comunicada con el mar por dos bocas de cerca de 3 km de ancho y un máximo de 12 m de profundidad, que se mantienen abiertas permanentemente y permiten un flujo neto de agua marina por la boca noreste (Boca de Puerto Real) y saliendo por la boca suroeste (Boca del Carmen), un hecho de fundamental importancia para el régimen hidrológico de la laguna. Tiene una profundidad promedio de 4 m y está separada del golfo de México por Isla del Carmen (Delgado-Estrella, 2015).

Las características químicas del agua dentro de la laguna varían de acuerdo con la estación del año (época de secas: febrero-mayo, lluvias: junio-octubre; y nortes: noviembre-febrero) y se determinan por la circulación, la afluencia de los ríos y las especies que lo habitan. La zona afectada por la descarga de los sistemas fluvio-lagunares presenta valores de salinidad que fluctúan entre 28.6 y 9.2 UPS durante la época de secas y lluvias, respectivamente (INE, 1997).

El complejo de la laguna de Términos fue preliminarmente estudiado por Ayala-Castañares (1963) desde los puntos de vista biológicos y sedimentológicos, respectivamente; se reconocieron diversos ambientes con características variables entre dulceacuícolas y marinas. Esta concepción fue revisada por Yáñez-Arancibia y Day (1982) y Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez (1983), quienes describieron, estructural y funcionalmente, cinco zonas de acuer-

do con gradientes de salinidad, temperatura, tipos de sustrato, vegetación predominante, producción primaria, patrón de circulación y macrofauna ictiológica.

Figura 1

Localización de la laguna de Términos, Campeche



Tales zonas, en su conjunto, reflejan el ambiente lagunar y se encuentran habitadas por diversas poblaciones vegetales y animales, características e importantes por su diversidad y abundancia y por su papel en las cadenas tróficas del ecosistema.

Resultados

El día 26 de septiembre de 2011 se registró un cadáver de manatí flotando frente a la Zona Naval en la boca del Carmen de la laguna de Términos, Campeche. El animal fue recuperado por personal de la Secretaría de Marina y llevado a sus instalaciones. Se tomaron los datos morfométricos con base en el formato de la Red de Varamientos de Mamíferos Acuáticos de la UNACAR (Aguilar-Aguilar y Delgado-Estrella, 2017). Se trató de un macho adulto de 269 cm de longitud total. En la revisión general del cadáver no se encontró evidencia de marcas, heridas o lesiones externas.

De acuerdo con el Protocolo Interno de Atención a Varamientos de la SEMAR el cuerpo del manatí fue descarnado lo más posible y posteriormente se enterró para recuperar el esqueleto. Para cuidar los elementos óseos el cráneo fue cortado y limpiado aparte, de manera más cuidadosa, por maceración bacteriana en un medio líquido.

Aproximadamente 10 meses posteriores al enterramiento se recuperaron los huesos para conservarse en las instalaciones de la estación oceanográfica de la tercera región naval en Ciudad del Carmen, Campeche.

Cuando los huesos fueron revisados para armar de manera provisional el esqueleto, se notó que varias de las primeras costillas del costado izquierdo mostraban marcas de regeneración ósea posterior a una fractura o rompimiento (callo óseo). Con esto se pudo suponer que estas lesiones fueron ocasionadas en el ejemplar mucho tiempo atrás, que no fueron mortales y que el ejemplar se recuperó al paso del tiempo y que fueron independientes con el evento de muerte.

Se revisaron otras piezas óseas y se encontraron dos costillas más con regeneración en posición distal, así como parte de una vértebra (figura 2), todas estas fracturas fueron ocasionadas años antes y no se relacionaron con la muerte.

Figura 2

Fractura en costilla (A) y vertebra torácica (B) de manatí varado en laguna de Términos



El 16 de octubre de 2014 como parte de un proyecto de registro de mamíferos acuáticos se realizaron observaciones desde un muelle en la zona conocida como Zacatal, registrándose cuatro avistamientos. En uno de ellos, ocurrido durante la mañana, se observaron al menos seis manatíes que estaban alimentándose de algas que crecen en las estructuras del muelle; también se observó actividad social, lo cual es raro en esta especie de hábitos solitarios (figura 3). Se observó que uno de los individuos presentaba heridas paralelas en su dorso, características de cortes ocasionados por propelas de motor fuera de borda, mismas que ya estaban cicatrizadas y que se pudieron distinguir por la diferencia en la coloración de la piel (figura 4).

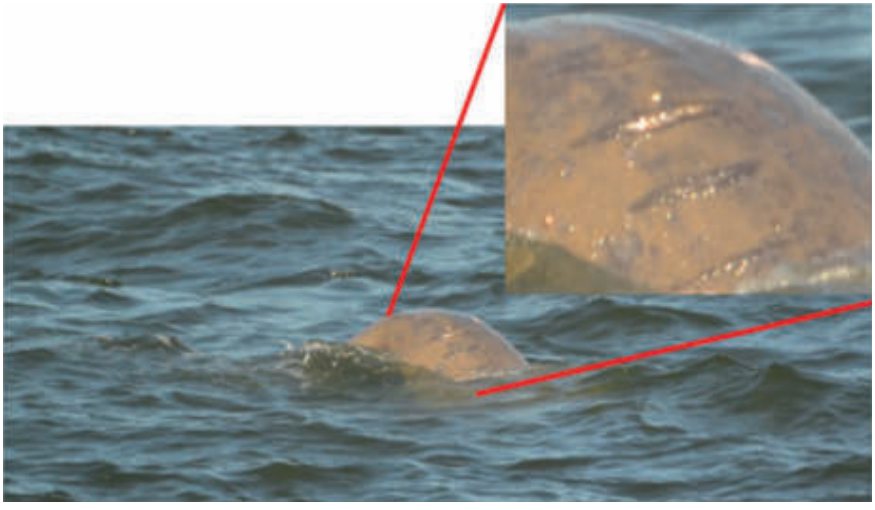
Figura 3

Presencia de manatíes en actividad de alimentación en la zona conocida como Zacatal, laguna de Términos



Figura 4

Observación de cortada en el dorso de manatí causada por propela de motor fuera de borda en la zona de Zacatal, laguna de Términos



Cuando se perdieron de vista los manatíes, comenzaron a llegar varias lanchas con motor, fuera de borda, a esa misma zona para pescar camarón con redes de arrastre (figura 5).

Figura 5

Pesca de camarón en la zona de alimentación de los manatíes durante el avistamiento en la zona del Zacatal, laguna de Términos



Discusión

Los manatíes tienen gran capacidad para reparar daños causados en sus huesos. Es frecuente observar remodelación en sus costillas debido aque fueron afectadas por choques con embarcaciones, la proliferación ósea puede ocurrir como secuela de una fractura o luxación (Heinrich *et al.*, 2012).

En el registro del manatí varado en el año 2011, se encontró que los huesos rotos se regeneraron completamente y que posteriormente se ahogó en alguna red pesquera en la laguna de Términos o en la salida del río, en donde es muy común observarlos; de manera general, se han tenido avistamientos en el río Candelaria y en la zona de Atasta (Delgado-Estrella, datos no publicados), que es la más cercana a la laguna de Términos, y específicamente en el Zacatal, donde se han visto manatíes en alimentación de manera recurrente.

Los daños al esqueleto son los más frecuentes durante las colisiones con embarcaciones (Heinrich *et al.*, 2012). De los manatíes muertos por colisiones con embarcaciones, 73% tuvieron al menos un hueso fracturado y 36% de ellos al menos una luxación. Las costillas fueron los huesos más afectados. Las costillas rotas o luxadas causaron severos traumas a los órganos internos, daños en músculos, tracto gastrointestinal, útero, ovarios, riñones, corazón, pulmones, hígado y hemidiafragma. También se han registrado vértebras fracturadas y separación entre las mismas, las cuales son traumas causados por choque con embarcaciones (Heinrich *et al.*, 2012).

Runge *et al.* (2017) registraron que, al menos en Florida, las colisiones con embarcaciones son una de las tres causas principales para la disminución de los manatíes en su hábitat (además de causas ambientales como las mareas rojas y el calentamiento del agua), estos mismos autores concluyen que en los próximos 100 años la mortalidad por colisiones será la causa principal de la desaparición de esta subespecie en Florida.

En el caso de la laguna de Términos, hasta el momento se han registrado dos tipos de lesiones: las fracturas —que son muy difíciles de detectar, a menos que se haga la revisión *post mortem* de los ejemplares— y los cortes en la piel y cicatrices causados por

las propelas de las embarcaciones cuando los animales están vivos, estas últimas quizá en el momento no sean mortales, pero pueden ocasionar infecciones crónicas o agudas que tarde o temprano desencadenan en la muerte de los individuos.

Nowacek *et al*. (2004) han estudiado la respuesta de los manatíes a las embarcaciones registrando que la profundidad, la cantidad de tráfico y la topografía del hábitat (presencia de canales, playas, praderas de pastos entre otros) pueden influir en la respuesta de los animales para poder modificar su comportamiento y así evitar los choques. Han notado especialmente que la velocidad de las embarcaciones no tiene relación directa con la probabilidad de colisión, pero las lanchas rápidas sí ocasionan traumas más severos, en este caso las lanchas que se han registrado en las mismas zonas en que están los manatíes han estado haciendo arrastres para capturar camarón, por lo que viajan a velocidades muy bajas (<5 km/h), pero son numerosas (en ocasiones se han podido contar más de 20 embarcaciones) y, por lo tanto, sería más probable que solo los cortaran con las propelas. Por otro lado, las embarcaciones que viajan a mayor velocidad, que son las que transportan en la ruta acuática Ciudad del Carmen-Palizada, serían las más propensas a chocar y ocasionarles fracturas, pero hacen falta más estudios para tratar de aclarar ciertos puntos, partiendo desde la tasa de choques y lesiones mortales e incapacitantes.

Conclusiones

En este trabajo se ponen en evidencia los choques de embarcaciones (lanchas con motor fuera de borda) con manatíes, los cuales causan efectos subletales y dejan dos tipos de evidencias: las fracturas óseas en vértebras y costillas (que han tenido regeneración y que les permiten sobrevivir) y en el dorso las marcas de propelas de motor fuera de borda en zonas de alimentación. No se tiene idea clara de qué tan frecuentes son estas lesiones, aunque las actividades humanas y específicamente la pesca, tienen un efecto negativo en la conservación de esta especie, ya que todos los registros de varamientos de manatíes en el APFFLT están asociados con cacería y enmallamiento.

Es muy importante que las autoridades ambientales y pesqueras establezcan un monitoreo de las actividades de pesca que están prohibidas en el área protegida, con ello se evitarían este tipo de accidentes. Además, se podría favorecer la conservación no sólo del manatí que está en peligro de desparecer, sino de todo este ecosistema, que es el humedal más importante en el sur del golfo de México.

Agradecimientos

Se agradece al personal de la zona naval de Ciudad del Carmen por las facilidades otorgadas para revisar el esqueleto, así como a Marcos Reyes, Manaury Villarreal y Krystal Montes de Oca por la colaboración durante los avistamientos. El trabajo se realizó como parte de la Red Universitaria de Atención a Varamientos de Mamíferos Acuáticos de la Universidad Autónoma del Carmen y con los permisos federales respectivos para la colecta de organismos otorgados por la Dirección General de Vida Silvestre-SEMARNAT (SGPA/DGVS/09924/10 y SGPA/DGVS/11348/10).

Literatura citada

Aguilar-Aguilar, R. y Delgado-Estrella, A. (2017). Atención a varamientos de mamíferos acuáticos. En: R. Aguilar-Aguilar y G. Rivas (comp.), *Vertebrados. Manual de captura, manipulación y estudio* (pp. 93-98). México: Departamento de Biología Comparada (Facultad de Ciencias, UNAM).

Calleson, C. and Frohlich, R.K. (2007). Slower Boat Speeds Reduce Risks to Manatees. *Endangered Species Research,* 3, 295-304.

Colmenero-Rolón, L.C. y Hoz-Zavala, M.E. (1986). Distribución de los manatíes, situación y conservación en México. *Anal. Inst. Biól. UNAM. Ser. Zool.,* 3: 955-1020.

Delgado-Estrella, A. (2015). Patrones de residencia y movimientos a largo plazo de las toninas *Tursiops truncatus*, en la región sureste del Golfo de México. *THERYA,* 6 (2): 297-314.

Harr, K.E.; Rember, R.; Ginn, P.E.; Lightsey, J.; Keller, M.; Reid, J. and Bonde, R.K. (2011). Serum Amyloid A (SAA) as a Biomarker of Chronic Infection Due to Boat Strike Trauma in a Free-Ranging

Florida Manatee (*Trichechus manatus latirostris*) with Incidental Polycystic Kidneys. *Journal of Wildlife Diseases*, 47(4): 1026-1031.

Heinrich, G.L.; Walsh, T.J.; Jackson, D.R. and Atkinson, B.K. (2012). Boat Strikes: A Threat to the Suwannee Cooter (*Pseudemys concinna suwanniensis*). *Herpetological Conservation and Biology,* 7(3): 349-357.

Intituto Nacional de Ecología (1997). Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos México. México: INE-SEMARNAP.

Lightsey, J.D.; Rommel, S.A.; Costidis, A.M. and Pitchford, T.D. (2006). Methods Used During Gross Necropsy to Determine Watercraft-Related Mortality in the Florida Manatee (*Trichechus manatus latirostris*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine,* 37(3): 262-275.

Lefebvre, L.; Marmontel, M.; Reid, J.P.; Rathbun, G.B. and Domning, D.P. (2001). Status and Biogeography of the West Indian Manatee. En: Ch.A. Woods and F.E. Sergile (eds.), *Biogeography of the West Indies, Patterns and perspectives* (pp. 425-474). Second Ed. Boca Raton, FL: CRC.

Nowacek, S.M.; Wells, R.S.G.; Owen, E.C.; Speakman, T.R.; Flamm, R.O. and Nowacek, D.P. (2004). Florida Manatees, *Trichechus manatus latirostris*, Respond to Approaching Vessels. *Biological Conservation,* 119: 517-523.

Ortega-Ortíz, J.; Delgado-Estrella, A. y Ortega-Argueta, A. (2003). Mamíferos marinos del golfo de México: Estado actual del conocimiento y recomendaciones para su conservación. En: M. Caso, I. Pasanty, I. y E. Escurra (comp.), *Diagnóstico ambiental del golfo de México* (pp.135-160). México: Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT).

Procuraduría Federal de Protección al Ambiente y Diario Oficial de la Federación (2014). Protocolo de atención para varamiento de mamíferos marinos. 17 junio, 31 pp. México: PROFEPA-DOF.

Runge, M.C.; Sanders-Reed, C.A. and Langtimm, C.A. (2017). Status and Threats Analysis for the Florida Manatee (*Trichechus manatus latirostris*), 2016. Scientific Investigation Report. U.S. Geological Survey 2017-5030. 40 pp.

Yáñez-Arancibia A. and Day, J.W.Jr. (1982). *Ecological Characterization of Terminos Lagoon-Estuarine System in the Southern Gulf of Mexico*. En: P. Lasserre y H. Postma (eds.), Coastal Lagoons. *Oceanological Acta*, 4: 431-440.

Yánez-Arancibia, A. y Lara-Domínguez, A.L. (1983). Dinámica ambiental de la boca de Estero Pargo y estructura de sus comunidades de peces en cambios estacionales y ciclos de 24 h (laguna de Términos, sur del golfo de México). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*,10(1): 85-116.

Conclusiones generales

Comité editorial

En este libro se presentaron 23 trabajos enmarcados en diferentes temáticas, principalmente ecología de comunidades, pesquerías, oceanografía e impacto ambiental. Dentro de la ecología de comunidades, el fitoplancton fue una de las más estudiadas, seguida por corales, aves, peces y pulpo. En el aspecto pesquero, diferentes enfoques fueron expuestos sobre calamar, parasitofauna, camarón, langosta y pepino de mar. En el aspecto oceanográfico se analizaron los efectos de condiciones climáticas especiales, como son los nortes, la circulación oceánica y el aporte de nutrientes en el mar Caribe mexicano. Finalmente, sobre impacto ambiental se expuso un tema de calidad de playas y un trabajo sobre un mamífero marino de gran importancia en el sur del golfo de México y del mar Caribe: el manatí.

Todos estos trabajos mostraron diferentes enfoques con los que se trata de entender los fenómenos biológicos y oceanográficos de esta región marina que representa el golfo de México y, por supuesto, un área ecológicamente importante como es el mar Caribe en su porción mexicana. Sin dudarlo, los análisis de la información aquí presentada, servirán de base para nuevos proyectos o para dar continuidad a investigaciones vigentes.

Esta importante región del país cuenta con desarrollo portuario en las costas de Veracruz, Yucatán y Quintana Roo; con desarrollo de actividades petroleras en Tamaulipas, Tabasco y Campeche; y de actividades pesqueras en los seis estados que conforman la costa

este de México, por lo que la generación de conocimiento y su difusión son clave para la adecuada toma de decisiones y la elaboración de planes de manejo exitosos por parte de las dependencias gubernamentales.

Reseñas curriculares

Coordinadores

PÉREZ-MORALES ALFREDO. Mexicano. Doctor en ciencias marinas, posdoctorado en limnología y posdoctorado en ecología marina. Es profesor-investigador titular en el Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad de Colima y docente en el nivel superior y posgrado de la misma universidad. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores y miembro investigador de la red temática CONACYT "Florecimientos Algales Nocivos" (REDFAN). Sus líneas de investigación son la ecología acuática, fitoplancton tóxico, toxinología, ecotoxicología y acuacultura | aperez42@ucol.mx

AKÉ-CASTILLO JOSÉ ANTOLÍN. Mexicano. Doctor en ciencias en ecología y manejo de recursos naturales. Es investigador titular en el Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana y participa en diferentes proyectos de investigación. Es docente en la licenciatura de biología marina y en los posgrados de ecología y pesquerías de la misma universidad. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores y miembro investigador de la red temática CONACYT "Florecimientos Algales Nocivos" (REDFAN). Sus líneas de investigación son la taxonomía y ecología del fitoplancton (principalmente marino), sistemas de manglar y calidad de agua de ríos | aake@uv.mx

POOT-DELGADO CARLOS ANTONIO. Mexicano. Doctor en ecología y pesquerías. Es profesor de tiempo completo en el Tecnológico Nacional de México / Instituto Tecnológico Superior de Champotón (ITESCHAM). Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores, profesor con reconocimiento a

perfil deseable, evaluador acreditado (RCEA) del Sistema Nacional de Evaluación Científica y Tecnológica (SINECYT-CONACYT), es también miembro de la Sociedad Mexicana de Planctología (SOMPAC), de la Sociedad Mexicana para el estudio de los Florecimientos Algales Nocivos (SOMEFAN), de la Sociedad Ficológica de América Latina y el Caribe (SOFILAC), de la red temática CONACYT "Florecimientos Algales Nocivos" (RedFAN) y Ocean Expert del programa International Oceanographic Data and Information Exchange (OIDE) del Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) de la unesco. Su línea de investigación es la ingeniería ecológica, ambiental y ciencias | carlos.pd@champoton.tecnm.mx

Participantes

AGUIRRE-MACEDO MARÍA LEOPOLDINA. Mexicana. Doctora en ciencias. Lugar de adscripción: Laboratorio de Patología Acuática, Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Líneas de investigación: taxonomía y ecología de parásitos de organismos acuáticos y microbiología marina | leopoldina.aguirre@cinvestav.mx

AGUIRRE-GUZMÁN, GABRIEL. Mexicano. Doctor en ciencias en uso, manejo y preservación de los recursos naturales. Lugar de adscripción: Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Tamaulipas. Líneas de investigación: producción acuícola, patogenicidad, medio ambiente | gabaguirre@docentes.uat.edu.mx

ALMAZÁN-BECERRIL ANTONIO. Mexicano. Doctor en oceanografía biológica. Lugar de adscripción: Centro de Investigación Científica de Yucatán. Líneas de investigación: eutrofización en ambientes acuáticos y ecología de microalgas | almazan@cicy.mx

ARTEAGA-MUÑOZ JESSICA LUCÍA. Mexicana. Maestra en ciencias. Es estudiante de posgrado de ciencias del mar y limnología en la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación de la Facultad de Ciencias en la Universidad Nacional Autónoma de México. Línea de investigación: reproducción de holotúridos | jessarteaga.0391@gmail.com

AVENDAÑO-ÁLVAREZ JOSÉ OTILIO. Mexicano. Maestro en ecología y pesquerías. Lugar de adscripción: Facultad de Biología Marina y Manejo de Cuencas del Departamento de Ecología Marina y Costera de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Líneas de investigación: ecología y pesquerías de sistemas costeros | otilio.avendano@unicach.mx

BELLO-PINEDA JAVIER. Mexicano. Doctor en ciencias ambientales. Lugar de adscripción: Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana. Líneas de investigación: análisis espacial para la toma de decisiones | jabello@uv.mx

CANTO-NOH JOSÉ. Mexicano. Es presidente de la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera de Cozumel S.C. de R.L. Líneas de investigación: aprovechamiento sustentable de recursos pesqueros | pezczm@prodigy.net.mx

CENTENO-CHALÉ ÓSCAR ARTURO. Mexicano. Maestro en ciencias biológicas marinas. Lugar de adscripción: Laboratorio de Patología Acuática del Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Líneas de investigación: parasitología en organismos acuáticos (taxonomía y ecología, potenciales como indicadores de calidad ambiental) | ocenteno@cinvestav.mx

CERVANTES-MARTÍNEZ ADRIÁN. Mexicano. Doctor en ciencias, ecología y desarrollo sustentable. Lugar de adscripción: Universidad de Quintana Roo - Unidad Académica Cozumel, Departamento de Ciencias y Humanidades. Líneas de investigación: limnología y evaluación de recursos pesqueros | adcervantes@uqroo.edu.mx

CERVANTES-ROSAS OMAR DARÍO. Mexicano. Doctor en oceanografía costera. Lugar de adscripción: Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad de Colima. Líneas de investigación: manejo integrado de la zona costera | omar_cervantes@ucol.mx

CHÁVEZ-LÓPEZ RAFAEL. Mexicano. Maestro en ciencias biológicas. Lugar de adscripción: Facultad de Estudios Superiores Iztacala de la Universidad Nacional Autónoma de México. Líneas de investigación: procesos ecológicos de poblaciones y comunidades de peces de la zona costera | rafaelcl@unam.mx

Cházaro-Olvera Sergio. Mexicano. Doctor en ciencias biológicas. Lugar de adscripción: Facultad de Estudios Superiores Iztacala de la Universidad Nacional Autónoma de México. Línea de investigación: ecología y taxonomía de crustáceos del golfo de México y mar Caribe | schazaro@gmail.com

De La Cruz-Hernández, Ned Iván. Mexicano. Doctor en ciencias biológicas. Lugar de adscripción: Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Tamaulipas. Líneas de investigación: sanidad animal | ncruz@docentes.uat.edu.mx

Delgado-Estrella, Alberto. Mexicano. Doctor en ciencias biológicas. Lugar de adscripción: Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Autónoma del Carmen. Líneas de investigación: ecología y conservación de mamíferos acuáticos | delgadoestrella@gmail.com

Delgado-Pech Benjamín. Mexicano. Maestro en ciencias del agua. Lugar de adscripción: Unidad de Ciencias del Agua del Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY). Líneas de investigación: ecología y dinámica de ecosistemas acuáticos | benjamín.delgado@cicy.mx

Díaz-Santana Iturrios Mariana. Mexicana. Doctora en ciencias biológico-agropecuarias en el área de ciencias pesqueras. Actualmente realiza un posdoctorado en la Universidad Andrés Bello, Santiago, Chile. Líneas de investigación: taxonomía, pesquerías y ecología de cefalópodos | marianadiazsani@gmail.com

Gamboa-Álvarez Miguel Ángel del Jesús. Mexicano. Maestro en ciencias en manejo de recursos naturales tropicales. Es estudiante del posgrado institucional en ciencias agropecuarias y manejo de recursos naturales tropicales, en la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia - Campus Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Yucatán. Línea de investigación: evaluación de pesquerías | miguel_gambo@hotmail.com

García González Brenda. Mexicana. Licenciada en manejo de recursos naturales. Lugar de adscripción: trabajadora independiente. Líneas de investigación: evaluación y manejo sustentable de recursos pesqueros; seguridad y riego ambiental | brenda_mrn@hotmail.com

Garza-Gisholt Eduardo. Mexicano. Doctor en ciencias. Lugar de adscripción: Universidad Marista. Líneas de investigación: neuroecología, ecología marina, pesquerías, análisis espacial de datos | egisholt@yahoo.com

Giácoman-Vallejos Germán. Mexicano. Doctor en ingeniería de procesos del medio ambiente. Lugar de adscripción: Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán. Líneas de investigación: ingeniería ambiental, tratamiento de aguas, aguas residuales y procesos de oxidación avanzada | giacoman@uady.mx.

González-Gándara Carlos. Mexicano. Doctor en ciencias marinas. Lugar de adscripción: Laboratorio de Arrecifes Coralinos, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Veracruzana. Línea de investigación: ecología de arrecifes coralinos | cggandara@hotmail.com

Guarneros-Narváez Paulina Valeria. Mexicana. Estudiante del doctorado en ciencias marinas en el Departamento de Recursos del Mar del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Líneas de investigación: ecología, pesquería y dinámica de poblaciones de cefalópodos | paulina_guarneros@cinvestav.mx

Gutiérrez-Aguirre Martha Angélica. Mexicana. Doctora en ecología y desarrollo sustentable. Lugar de adscripción: Departamento de Ciencias y Humanidades, Universidad de Quintana Roo - Unidad Académica Cozumel. Líneas de investigación: ecología y taxonomía del zooplancton de agua dulce y estudios de biodiversidad acuática | margutierrez@uqroo.edu.mx

Hernández-González Eduardo de Jesús. Mexicano. Maestro en ciencias en ingeniería bioquímica. Lugar de adscripción: Sistema de Educación Medio Superior. Líneas de investigación: educativa y ciencias ambientales | hernandez_0000@hotmail.com

Hernández-Herrera Rosa Idalia. Mexicana. Doctora en biotecnología y ecología. Lugar de adscripción: Universidad Veracruzana. Líneas de investigación: procesos bioquímicos y biotecnológicos aplicados a los sistemas tropicales | idhernandez@uv.mx

Hernández-Ramírez Angélica María. Mexicana. Doctora en ecología y manejo de recursos naturales. Lugar de adscripción: Centro de Ecoalfabetización y Diálogo de Saberes, Universidad Veracruzana. Línea de investigación: conservación biológica | angehernandez@uv.mx

Irola-Sansores Elda Damaris. Mexicana. Maestra en ciencias del agua. Lugar de adscripción: Consultoría y Docencia. Líneas de investigación: ecología y dinámica de ecosistemas acuáticos | elda16103@gmail.com

Jiménez-Badillo María de Lourdes. Mexicana. Doctora en ciencias del mar, área oceanografía biológica y pesquera. Lugar de adscripción: Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Líneas de investigación: evaluación y manejo de recursos pesqueros | ljimenez@uv.mx

Jordán-Dahlgren Eric. Mexicano. Doctor en ciencias del mar (oceanografía biológica y pesquera). Lugar de adscripción: Unidad Académica Sistemas Arrecifales Puerto Morelos, Quintana Roo. Líneas de investigación: ecología de comunidades coralinas | jordan@cmarl.unam.mx

Landgrave-Ramírez Rosario. Mexicana. Licenciada en física. Lugar de adscripción: Instituto de Ecología. Línea de investigación: ecología funcional | rosario.landgrave@inecol.mx

López-Rocha Jorge Alberto. Mexicano. Doctor en ciencias en uso, manejo y preservación de los recursos naturales. Lugar de adscripción: Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México. Líneas de investigación: modelación espacial de recursos pesqueros, dinámica de poblaciones explotadas y análisis de pesquerías | jorgelopezrocha@ciencias.unam.mx

Lozano-Aburto Miguel Ángel. Mexicano. Maestro en ecología y pesquerías. Lugar de adscripción: Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana. Líneas de investigación: taxonomía y ecología de octocorales | milozano@uv.mx

Marmolejo-Guzmán Linda Yacsiri. Mexicana. Maestra en recursos del mar. Lugar de adscripción: Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (IPN). Líneas de investigación: taxonomía y ecología en organismos acuáticos | yacsiri.marmolejo@cinvestav.mx

Martínez-Villasis Agni. Mexicano. Licenciado en biología marina. Trabajador independiente. Líneas de investigación: aves, distribución y ecología | agnihawk@gmail.com

May-Tec Ana Luisa. Mexicana. Doctora en ciencias marinas. Lugar de adscripción: Laboratorio de Patología Acuática, Departamento de Recursos del Mar del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Líneas de investigación: ecología y taxonomía de parásitos en organismos acuáticos | analuisamt1@gmail.com

Meave Del Castillo María Esther Angélica. Mexicana. Doctora en ciencias biológicas. Lugar de adscripción: Laboratorio de Fitoplancton Marino y Salobre, Área de Ficología Comparada, Departamento de Hidrobiología de la Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Iztapalapa. Líneas de investigación: florística, taxonomía y ecología del fitoplancton; florecimientos algales nocivos y especies acuáticas invasoras | mem@xanum.uam.mx

Méndez-Novelo Roger. Mexicano. Doctor en ciencias bioquímicas. Lugar de adscripción: Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán. Línea de investigación: ingeniería ambiental | mnovelo@correo.uady.mx

Méndez-Torres Jennifer. Mexicana. Maestra en ciencias del agua. Lugar de adscripción: Universidad del Caribe. Línea de investigación: ecología costera | jenny_jmt@hotmail.com

Morán-Silva Ángel. Mexicano. Doctor en ecología y pesquerías. Lugar de adscripción: Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Línea de investigación: evaluación de pesquerías bajo el enfoque ecosistémico a través del uso de indicadores | amorans@unam.mx

Paredes-Trujillo Amelia Isabel. Mexicana. Doctora en ciencias marinas. Lugar de adscripción: Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX) de la Universidad Autónoma de Campeche. Líneas de investigación: sanidad acuícola, epidemiología y taxonomía de parásitos de organismos acuáticos | hartwegi_vg@hotmail.com

PEDROZA-GUTIÉRREZ MARÍA DEL CARMEN. Mexicana. Doctora en socioeconomía del desarrollo. Lugar de adscripción: Escuela Nacional de Estudios Superiores - Unidad Mérida, Universidad Nacional Autónoma de México. Línea de investigación: organización de mercados pesqueros | pedrozacarmen@yahoo.com

PEÑA-MONTES CAROLINA. Mexicana. Doctora en ciencias bioquímicas. Lugar de adscripción: Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Veracruz - Unidad de Investigación y Desarrollo de Alimentos. Líneas de investigación: biología molecular y biotecnología (métodos moleculares para el análisis de alimentos, nutrigenómica, epigenética nutricional, purificación y caracterización de enzimas, expresión de enzimas en sistemas heterólogos, ecología microbiana y metagenómica de alimentos, detección de OGM por métodos moleculares), biocatálisis y aplicaciones de enzimas | carpem72@yahoo.com

PERALTA-PELÁEZ LUIS ALBERTO. Mexicano. Doctor en ciencias en ecología y manejo de recursos naturales. Lugar de adscripción: Unidad de Investigación y Desarrollo de Alimentos del Tecnológico Nacional de México en Veracruz. Líneas de investigación: ecología y manejo de humedales costeros, adaptación y vulnerabilidad al cambio climático en comunidades rurales y urbanas, calidad de agua, microplásticos presencia e impacto en los ecosistemas y cadenas tróficas | luis.pp@veracruz.tecnm.mx

PÉREZ-CATZIN, EDUARDO. Mexicano. Básica. Lugar de adscripción: Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Cozumel S.C. de R.L. Línea de investigación: Aprovechamiento sustentable de recursos pesqueros | ed.perca@hotmail.com

PÉREZ-ESPAÑA HORACIO. Mexicano. Doctor en ciencias marinas. Lugar de adscripción: Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana. Líneas de investigación: ecología de arrecifes coralinos | hperez@uv.mx

PÉREZ-GÓMEZ JAVIER ALEJANDRO. Mexicano. Maestro en ciencias del agua. Lugar de adscripción: Negocio propio. Líneas de investigación: ecología costera | japg1214@gmail.com

PONCE-CABALLERO MARÍA DEL CARMEN. Mexicana. Doctor en biotecnología ambiental. Lugar de adscripción: Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán. Línea de investigación: Ingeniería Ambiental | cponce@correo.uady.mx

RESÉNDIZ-COLORADO GABRIELA. Mexicana. Maestra en ciencias del agua. Estudiante de doctorado en oceanografía biológica. Líneas de investigación: modelación físico-biológica de zonas costeras | resendizg@cicese.edu.mx

REYES-BONILLA HÉCTOR. Mexicano. Doctor en biología marina y pesquerías. Lugar de adscripción: Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz. Líneas de investigación: ecología de arrecifes coralinos y rocosos, efectos del cambio climático sobre ecosistemas arrecifales, diversidad funcional y macroecología de especies arrecifales | hreyes@uabcs.mx

RIVAS-CAMARGO DAVID. Mexicano. Doctor en oceanografía física. Lugar de adscripción: Centro de Investigación Científica y Estudios Superiores de Ensenada. Líneas de investigación: modelación físico-biológica y circulación oceánica | drivas@cicese.mx

RIVAS-HERNÁNDEZ GERARDO. Mexicano. Doctor en ciencias en manejo de recursos naturales tropicales. Lugar de adscripción: Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen. Línea de investigación: ecología y conservación de tortugas marinas y toninas | garivas@pampano.unacar.mx

RODRÍGUEZ-GÓMEZ CARLOS FRANCISCO. Mexicano. Doctor en ciencias. Lugar de adscripción: Escuela Nacional de Estudios Superiores-Unidad Mérida, UNAM (ENES-Mérida). Líneas de investigación: ecología y biogeografía de fitoplancton | carlosfco.rodriguez@gmail.com

ROMERO-GALLARDO SALVADOR. Mexicano. Maestro en ciencias con especialidad en biología marina. Es estudiante del posgrado de ciencias del mar y limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México. Línea de investigación: dinámica de poblaciones | miguel_gambo@hotmail.com

Salinas-Zavala César Augusto. Mexicano. Doctor en ciencias en ecología marina. Lugar de adscripción: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC. Líneas de investigación: ecología pesquera, cambio climático, biodiversidad | csalinas@cibnor.mx

San Martín-Del Ángel Pablo. Mexicano. Doctor en biotecnología. Lugar de adscripción: Universidad Veracruzana. Líneas de investigación: procesos bioquímicos y biotecnológicos aplicados a los sistemas tropicales | pmartin@uv.mx

Tafoya-Gutiérrez Ingrid Vanessa. Mexicana. Licenciada en manejo de recursos naturales. Lugar de adscripción: iniciativa privada. Líneas de investigación: aprovechamiento sustentable de recursos pesqueros | girl_agua-11@hotmail.com

Tamayo-Chan Lizbeth. Mexicana. Pasante de la licenciatura en manejo de recursos naturales. Lugar de adscripción: Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera de Cozumel SC de RL. Líneas de investigación: aprovechamiento sustentable de recursos pesqueros | liz_ctc@hotmail.com

Vázquez-Hurtado Gabriela. Mexicana. Doctora en ciencias. Lugar de adscripción: Instituto de Ecología, AC (INECOL). Líneas de investigación: ecología de sistemas acuáticos, en particular ríos tropicales y lagos de origen volcánico, así como lagunas costeras | gabriela.vazquez@inecol.mx

Vázquez-Maldonado, Laura E. Mexicana. Maestra en ciencias en oceanografía biológica y pesquera. Lugar de adscripción: Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen. Líneas de investigación: invertebrados (taxonomía, ecología y productos naturales de esponjas marinas), vertebrados (biología) y ecología de vertebrados acuáticos (toninas y nutria de río) | lauvamaster@gmail.com

Velarde-González María Enriqueta. Mexicana. Doctora en ciencias biológicas. Lugar de adscripción: Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Líneas de investigación: dentro del grupo de aves marinas (reproducción, dieta: aplicado a la predicción de pesquerías), distribución, biogeografía y genética de aves marinas en el golfo de California y golfo de México. Ecología, manejo y conservación de ecosistemas insulares. Etno-ornitología | enriqueta_velarde@yahoo.com.mx

VELÁZQUEZ-ABUNADER IVÁN. Mexicano. Doctor en ciencias marinas. Lugar de adscripción: Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Líneas de investigación: evaluación biológico-pesquera de recursos aprovechados y con potencial, evaluación de pesquerías, modelado espacial de recursos acuáticos y evaluación ecológico-pesquera relacionada con los primeros estadios de vida de recursos de importancia comercial | jvelazquez@cinvestav.mx

VIDAL GLADYS. Chilena. Doctora en ciencias químicas. Lugar de adscripción: Facultad de Ciencias Ambientales y Centro, EULA-Chile, Universidad de Concepción. Línea de investigación: tratamiento de anaeróbicos de efluentes, tecnología de humedales construidos, bioindicadores para evaluar calidad de tratamiento | glvidal@udec.cl

VIDAL-HERNÁNDEZ LAURA ELENA. Mexicana. Doctora en ciencias marinas. Lugar de adscripción: Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación Sisal, Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México. Línea de investigación: manejo integrado de zona costera | laurae.vidal@ciencias.unam.mx

VIDAL-MARTÍNEZ VÍCTOR MANUEL. Mexicano. Doctor en ciencias. Lugar de adscripción: Laboratorio de Patología Acuática, Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Líneas de investigación: taxonomía, ecología, patología de parásitos en organismos acuáticos | vvidal@cinvestav.mx

ZAMUDIO-RESÉNDIZ MARÍA EUGENIA. Mexicana. Maestra en ciencias del mar (oceanografía biológica y pesquera). Lugar de adscripción: Laboratorio de Fitoplancton Marino y Salobre, Área de Ficología Comparada, Departamento de Hidrobiología de la Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Iztapalapa. Líneas de investigación: fitoplancton, taxonomía, ecología y biogeografía | maruzare@gmail.com

Investigaciones marinas en el golfo de México y mar Caribe mexicano, coordinado por Alfredo Pérez Morales, José Antolín Aké Castillo y Carlos Antonio Poot Delgado, fue editado en la Dirección General de Publicaciones de la Universidad de Colima, avenida Universidad 333, Colima, Colima, México, www.ucol.mx. La edición digital se terminó en diciembre de 2020. En la composición tipográfica se utilizó la familia ITC Veljovick Book. El tamaño del libro es de 22.5 cm de alto por 15 cm de ancho. Diseño de portada: Guillermo Campanur. Diseño de interiores y cuidado de la edición: Myriam Cruz Calvario.

En la presente edición, *Investigaciones marinas en el golfo de México y mar Caribe mexicano,* se recopilan trabajos recientes que abarcan desde organismos microscópicos como el fitoplancton, hasta macroscópicos como aves y manatíes; toda esta diversidad biológica analizada bajo diferentes enfoques de estudio con procesos ecológicos de micro a macroescala, temporales o espaciales, relacionados a la producción pesquera o acuícola. Asimismo, se ofrecen investigaciones sobre las características físicas oceanográficas como circulación oceánica, calidad del agua y de playas; por lo que, los temas aquí abordados —primordiales y actuales— marcan una tendencia a futuro. De esta manera, esperamos que los lectores de esta obra encuentren información valiosa para sus actividades académicas y de investigación.

ISBN: 978-607-8549-81-8



UNIVERSIDAD DE COLIMA