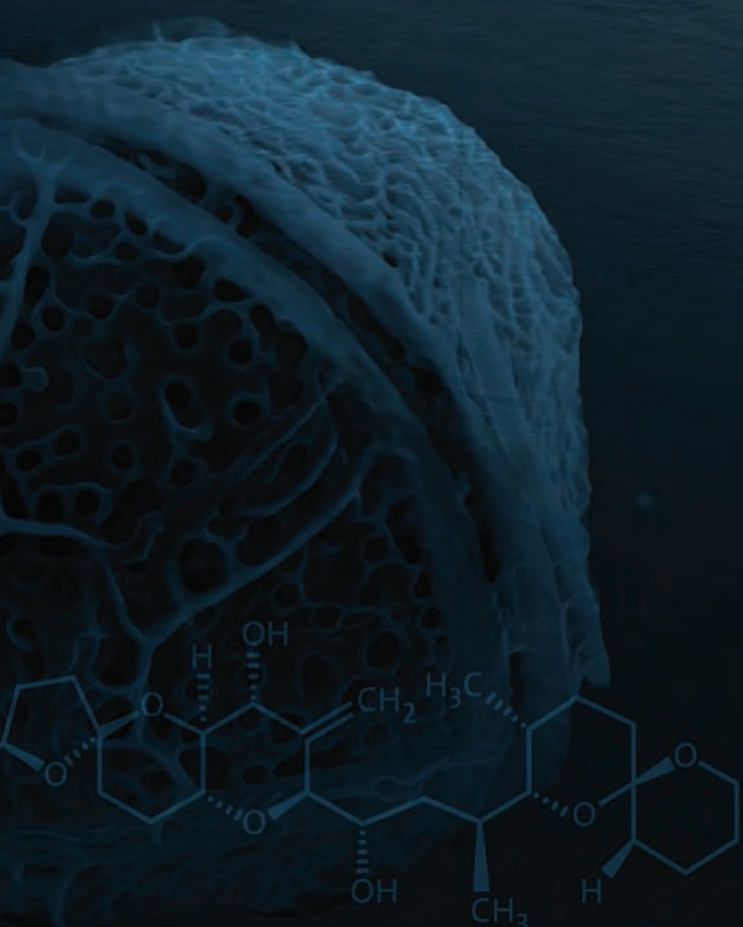




FLORECIMIENTOS ALGALES NOCIVOS EN MÉXICO

EDITORES

Ernesto García-Mendoza
Sonia I. Quijano-Scheggia
Aramis Olivos-Ortiz
Erick J. Núñez-Vázquez



La Red Temática sobre Florecimientos Algaes Nocivos (RedFAN) fue creada bajo el marco de la convocatoria 2014 del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). La RedFAN agrupa a investigadores que realizan estudios sobre los florecimientos algales nocivos (FAN) en México y estudiantes con proyectos de investigación en el área. Asimismo, incluye a personal del sector gubernamental y productivo que tienen relación con la temática FAN.

La RedFAN tiene la misión de contribuir al conocimiento científico de los FAN para entender las causas que los originan, su efecto negativo sobre los ecosistemas, su impacto en la salud pública, mitigación y propuestas de manejo para el beneficio de la sociedad y sus actividades productivas.



RESPONSABLE TÉCNICO

Dr. Ernesto García Mendoza

COMITÉ TÉCNICO ACADÉMICO

Dr. Ernesto García Mendoza
(CICESE- Baja California)

Dra. Mary Carmen Ruiz de la Torre
(UABC- Baja California)

Dr. Antonio Almazán Becerril
(CICY- Quintana Roo)

Dr. José Jesús Bustillos Guzmán
(CIBNOR – Baja California Sur)

Dra. Christine J. Band Schmidt
(IPN-CICIMAR- Baja California Sur)

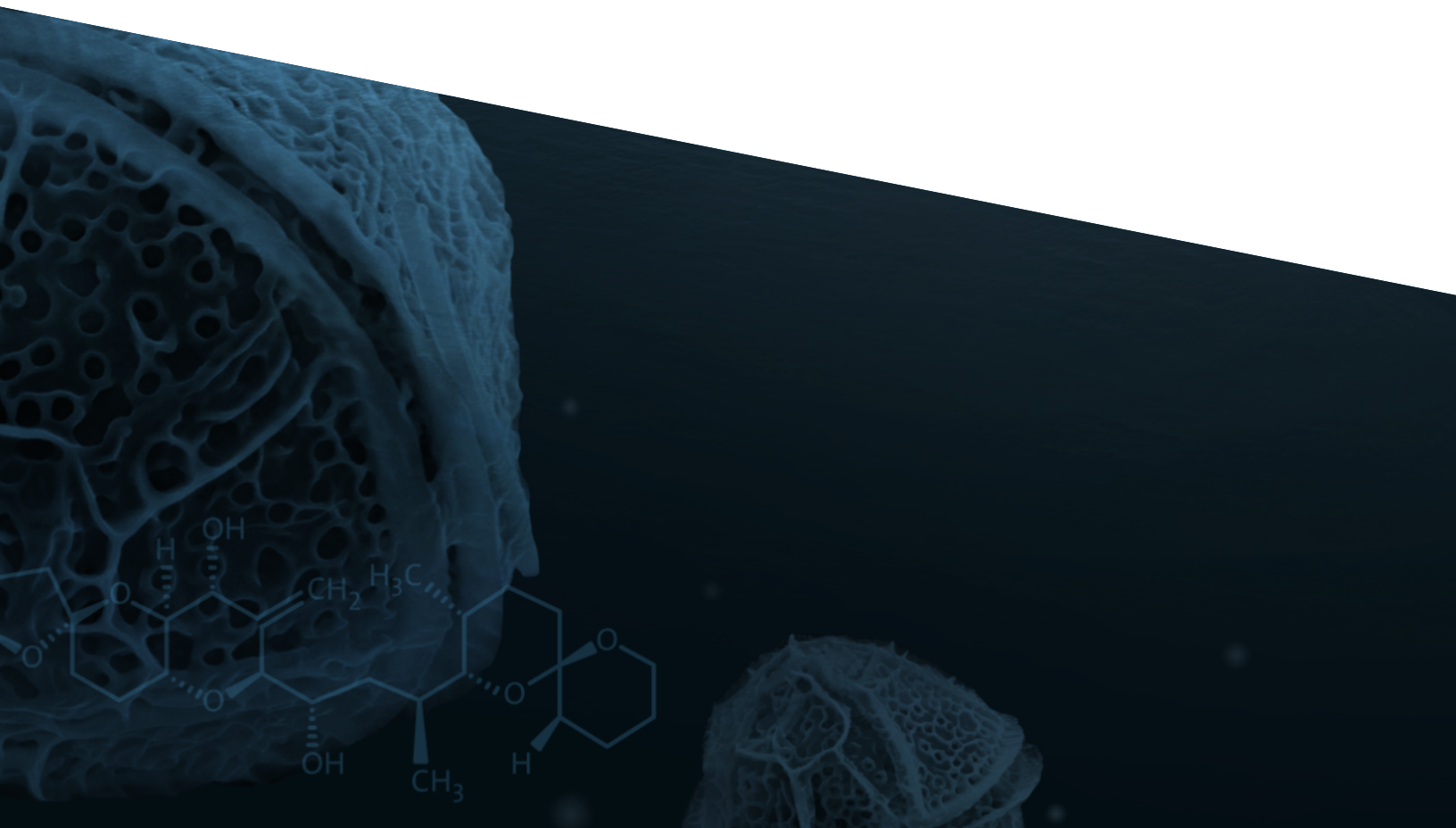
Dr. José A. Aké Castillo
(UV- Veracruz)

Dra. Sonia Quijano Scheggia
(UCOL- Colima)

FLORECIMIENTOS ALGALES NOCIVOS EN MÉXICO

EDITORES

Ernesto García-Mendoza
Sonia I. Quijano-Scheggia
Aramis Olivos-Ortiz
Erick J. Núñez-Vázquez



Florecimientos Algales Nocivos en México

EDITORES

Ernesto García-Mendoza (CICESE)
Sonia Isabel Quijano-Scheggia (UCOL)
Aramis Olivos-Ortiz (UCOL)
Erick J. Núñez-Vázquez (CIBNOR)

COORDINACIÓN EDITORIAL

Yaireb Alejandra Sánchez Bravo

CORRECCIÓN Y ESTILO

Norma Herrera Hernández
R. Ulises Cruz Aguirre

DISEÑO

Iken – Estudio de Diseño Gráfico

IMPRESIÓN

Imprecolor del Noroeste
Ensenada, Baja California

FORMA DE CITAR:

García-Mendoza, E., Quijano-Scheggia, S. I.,
Olivos-Ortiz, A. y Núñez-Vázquez, E. J. (eds.)
2016. Florecimientos Algales Nocivos en México.
Ensenada, México. CICESE. 438 p

Derechos reservados D.R. ©

Copyright, CICESE, 2016

Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California. Carretera
Ensenada-Tijuana Núm. 3918, Zona Playitas,
CP 22860. Ensenada, Baja California, México.

ISBN: 978-607-95688-5-6



Índice

Presentación	8
Prólogo	9
Introducción general García-Mendoza, Ernesto; Quijano-Scheggia, Sonia I.; Olivos-Ortiz, Aramis; Núñez-Vázquez, Erick Julian y Pérez-Morales, Alfredo.	10
01 COSTA OCCIDENTAL DE BAJA CALIFORNIA	21
Introducción Mary Carmen Ruiz-de la Torre	23
Florecimientos algales nocivos y su impacto ecológico, económico y a la salud pública en la costa occidental de la península de Baja California Medina-Elizalde, Jennifer; García-Mendoza, Ernesto; Ruiz-de la Torre, Mary Carmen; Peña-Manjarrez, José Luis; Sánchez-Bravo, Yaireb Alejandra; Paredes-Banda, Patricia Estefanía.	26
Florecimientos algales nocivos en la costa occidental de Baja California Sur Gárate-Lizárraga, Ismael; Verdugo-Díaz, Gerardo; Okolodkov, Yuri B.	44
Ficotoxinas en la costa occidental de la península Baja California Sánchez-Bravo, Yaireb Alejandra; García-Mendoza, Ernesto; Blanco, Juan; Paredes-Banda, Patricia Estefanía; Medina-Elizalde, Jennifer.	60

	Estudios de ecofisiología sobre especies fitoplanctónicas nocivas en Baja California	78
	Paredes-Banda, Patricia Estefanía; Cruz-López, Ricardo; García-Mendoza, Ernesto; Santiago-Morales, Ivonne; Ruiz-de la Torre, Mary Carmen; Murillo-Martínez, Ramón; Peña-Manjarrez, José Luis; Sánchez-Bravo, Yaireb Alejandra; Medina-Elizalde, Jennifer.	
	Modelación numérica de interacción físico-biológica aplicada a florecimientos del fitoplancton en el Pacífico Mexicano frente a Baja California	92
	Rivas, David; Cruz-Rico, Jorge; Vivas-Téllez, Iván; Arellano, Beatriz; Bermúdez, Anahí.	
	Quistes de dinoflagelados de pared orgánica en las costas de México	108
	Peña-Manjarrez, José Luis; Flores-Trujillo, Juan Gabriel; Helenes-Escamilla, Javier.	
02	GOLFO DE CALIFORNIA	125
	Introducción	127
	Band-Schmidt, Christine Johanna.	
	Microalgas formadoras de florecimientos algales en el Golfo de California	130
	Gárate-Lizárraga, Ismael; Okolodkov, Yuri B.; Cortés-Altamirano, Roberto.	
	Condiciones ambientales asociadas a florecimientos algales nocivos en el Golfo de California	146
	López-Cortés, David Javier; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo; Band-Schmidt, Christine Johanna; Bustillos-Guzmán, José Jesús; Núñez-Vázquez, Erick Julian.	
	Ficotoxinas en aguas del Golfo de California: Una revisión	162
	Bustillos-Guzmán, José Jesús; Leyva-Valencia, Ignacio; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo; Band-Schmidt, Christine Johanna; López-Cortés, David Javier; Núñez-Vázquez, Erick Julian.	
	Autoecología de microalgas nocivas aisladas del Golfo de California	180
	Band-Schmidt, Christine Johanna; Bustillos-Guzmán, José Jesús; Durán-Riveroll, Lorena María; López-Cortés, David Javier; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo; Núñez-Vázquez, Erick Julián	

	Impactos de los FAN en la salud pública y animal (silvestres y de cultivo) en el Golfo de California	196
	Núñez-Vázquez, Erick Julian; Band-Schmidt, Christine Johanna; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo; Bustillos-Guzmán, José Jesús; López-Cortés, David Javier; Cordero-Tapia, Amaury; Heredia-Tapia, Alejandra; García-Mendoza, Ernesto; Peña-Manjarréz, José Luis; Ruíz-de la Torre, Mary Carmen; Medina-Elizalde, Jennifer.	
03	PACÍFICO TROPICAL MEXICANO	213
	Introducción	215
	Aramis Olivos-Ortiz; Sonia Quijano-Scheggia.	
	Registros de microalgas nocivas o tóxicas formadoras de florecimientos algales en las bahías de Manzanillo, Colima, México	218
	Quijano-Scheggia, Sonia I.; Olivos-Ortiz, Aramis; Pérez-Morales, Alfredo; Álvarez-García, Carmen; Gaviño-Rodríguez, Juan H.; Sosa-Avalos, Ramón.	
	Florecimientos algales nocivos en las aguas costeras del estado de Guerrero, México	228
	Gárate-Lizárraga, Ismael; Pérez-Cruz, Beatriz; Díaz-Ortiz, Jesús Antonio; Okolodkov, Yuri B.; López-Silva, Saúl.	
	Florecimientos algales nocivos en la costa de Oaxaca	242
	Santiago-Morales, Ivonne Sandra.	
	Condiciones hidrográficas en el Pacífico Central Mexicano relacionadas con florecimientos algales en la zona costera de Colima	256
	Olivos-Ortiz, Aramis; Quijano-Scheggia, Sonia I.; Pérez-Morales, Alfredo; Gaviño-Rodríguez, Juan H.; Kono-Martínez, Tadashi; Pelayo-Martínez, Gloria C.; Ortega-Ortiz, Christian D.; Verduzco-Zapata Manuel G.	
	La temperatura superficial del mar y su relación con florecimientos algales nocivos en áreas costeras del Pacífico Tropical Mexicano	268
	Acosta-Chamorro, Verónica; Moreno-Ramos, Olga Lidia; Cano-Ibarra, Gregorio.	
	Control de Florecimientos Algales Nocivos con aplicación en la camaronicultura	282
	Frausto-Sotelo, Elizabeth Dalila; Alonso-Rodríguez, Rosalba.	

04	GOLFO DE MÉXICO	293
	Introducción	295
	Aké-Castillo, José Antolín.	
	FAN en el Golfo de México: panorama general sobre eventos y especies	298
	Aké-Castillo, José Antolín; Poot-Delgado, Carlos Antonio.	
	Toxinas marinas en el Golfo de México: orígenes e impactos	308
	Núñez-Vázquez, Erick Julian; Ramírez-Camarena, Casimiro; Poot-Delgado, Carlos Antonio; Almazán-Becerril, Antonio; Aké-Castillo, José Antolín; Pérez-Morales, Alfredo; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo; Fernández-Herrera, Leyberth José; Heredia-Tapia, Alejandra; Band-Schmidt, Christine Johana; Bustillos-Guzmán, José; López-Cortés, David Javier; Domínguez-Solis, Gabriel; Ley-Martínez, Tai Coh; Cauich-Sánchez, Yonkany Raúl; Barra-González, Luis Alfredo.	
	FloreCIMIENTO de <i>Heterocapsa rotundata</i> (Dinophyta) en el estuario río Jamapa, Veracruz	322
	Aké-Castillo, José Antolín; Rodríguez-Gómez, Carlos Francisco; Perales-Valdivia, Héctor; Sanay-González, Rosario.	
	Especies fitoplanctónicas formadoras de florecimientos algales en los sistemas fluvio-deltáicos Palizada del Este y Pom-Atasta	334
	Muciño-Márquez, Rocío Elizabeth; Figueroa-Torres, María Guadalupe; Aguirre-León, Arturo.	
05	CARIBE MEXICANO	347
	Introducción	349
	Almazán-Becerril, Antonio.	
	Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe Mexicano (2014-2015)	352
	Rodríguez-Martínez, Rosa Elisa; van Tussenbroek, Brigitta I; Jordán-Dahlgren, Eric.	
	El género <i>Gambierdiscus</i> de Quintana Roo, México	366
	Almazán-Becerril, Antonio; Irola-Sansores, Elda Damaris; Escobar-Morales, Sergio.	

	Morfología y taxonomía de los géneros <i>Ostreopsis</i> y <i>Coolia</i> en el Caribe Mexicano	378
	Almazán-Becerril, Antonio; Escobar-Morales, Sergio; Irola-Sansores, E. D.; Delgado-Pech, Benjamín.	
	Proliferaciones de <i>Lyngbya</i> en arrecifes coralinos del Caribe Mexicano	394
	Delgado-Pech, Benjamín; Almazán-Becerril, Antonio; Escobar-Morales, Sergio; Cervantes-Ontiveros, Augusto.	
06	AGUAS INTERIORES	405
	Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México	408
	Pérez-Morales, Alfredo; Olivos-Ortiz, Aramis; Quijano-Scheggia, Sonia Isabel; Espinosa-Rodríguez, Cristian Alberto; Jiménez-Santos, Marco Antonio.	
	Florecimientos algales de cianobacterias en un cenote de Quintana Roo y su relación con la calidad del agua	422
	Hernández-Terrones, Laura Margarita; Nava-Ruiz, Viridiana Margarita; Escobar-Morales, Sergio; Ortega-Camacho, Daniela.	
	Anexo	434
	Agradecimientos	437

Presentación

La extracción de moluscos bivalvos, su cultivo y la producción de peces en encierros representan actividades económicas importantes en el estado de Baja California. Los florecimientos algales nocivos (FAN), por su parte, pueden condicionar el desarrollo de estas actividades. Esta problemática es abordada por el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) mediante la generación de conocimiento básico y aplicado para generar acciones de mitigación.

El centro ha apoyado el establecimiento de un laboratorio (FICOTOX) dedicado a la atención de la problemática y el fortalecimiento de un grupo de investigación sobre FAN en el noroeste de México. Asimismo, el CICESE ha sido responsable y ha coordinado el trabajo de la Red Temática sobre Florecimientos Algales Nocivos (RedFAN) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología desde su creación. En esta red están involucrados investigadores en la temática de varias instituciones del país y algunas del extranjero.

Uno de los objetivos del CICESE es difundir la investigación realizada en el centro y en colaboración con otras entidades. Para esto, hemos apoyado la edición de libros de gran relevancia, constituyéndonos en una institución reconocida en esta actividad. Me complace en esta ocasión presentar el libro *Florecimientos Algales Nocivos en México*, obra realizada en colaboración con la RedFAN.

La presente obra establece el estado del conocimiento de la temática en el país; integra revisiones y trabajos originales de diferentes regiones de México e incluye también algunas contribuciones en aguas interiores. Esperamos que este libro sea una obra de referencia para el sector académico, productivo y de regulación en México, y marque un parateguas en la investigación sobre la temática en el país.

Dr. Silvio Guido Lorenzo Marinone Moschetto

Director General
CICESE

Prólogo

Dos océanos, mares confinados, infinidad de aguas continentales, 3,231 km de norte a sur, que suponen casi 20° de latitud, y 11,122 km de costa, hacen de México un país con alta diversidad de flora acuática, en el que la aparición de diversos tipos de floraciones de algas nocivas (FAN) es inevitable. Los efectos de estas FAN afectan la economía de la zona y, en menor grado, a la salud pública. Mortandades de peces, arribazones de macroalgas y riesgos de intoxicación por toxinas generadas por el fitoplancton y acumuladas en organismos consumidores, como peces o moluscos bivalvos, producen daños tanto en el sector turístico como en la acuicultura y, dado que es esperable un aumento a futuro de estas actividades, es evidente que el impacto de las FAN también lo haga.

La preocupación por estos procesos en México, en el ámbito científico, no es nueva. En la última treintena de años se han desarrollado diversos estudios que han aportado el conocimiento básico de los problemas en distintas áreas del país. Sin embargo, como es habitual en estos casos, la información obtenida es heterogénea y ha sido recopilada en publicaciones diversas durante las últimas décadas. Esto dificulta su utilización para un análisis general de la situación desde el punto de vista científico, y prácticamente imposibilita las planificaciones estratégicas que deben diseñar las administraciones públicas y los diversos sectores empresariales para sobrellevar este fenómeno y minimizar sus consecuencias. Resulta, por tanto, imprescindible valorar el trabajo realizado haciendo una labor de recopilación, organización y síntesis de la información disponible, de forma que sea fácilmente accesible tanto a la comunidad científica como a otros agentes del progreso de la sociedad. Esta labor es la que se ha realizado con la preparación de este libro que, con toda seguridad, ha requerido un esfuerzo muy importante de sus autores y editores.

La recién creada Red Temática sobre Florecimientos Algales Nocivos (RedFAN), está llamada a desempeñar un papel crucial en la futura coordinación de los estudios sobre algas nocivas y es clave para la difusión a la sociedad de los conocimientos adquiridos. Mejora, así, la eficacia con la que los sectores productivos manejan este tipo de situaciones, y forma a los consumidores para un uso seguro y responsable. Esta red es una construcción que amalgama conocimientos, prácticas y grupos humanos y, como tal, requiere una base sólida, como la que este libro aporta recopilando la información existente sobre los problemas ya detectados, los riesgos existentes –en forma de presencia de especies nocivas, de sus toxinas o de condiciones oceanográficas que favorecen los florecimientos –, así como sus impactos económicos, sociales y sobre la salud pública.

Esta recopilación muestra claramente las fortalezas y debilidades del sistema en relación con los FAN. Está llamada a ser la referencia para el desarrollo de los estudios sobre este tema en México que, en vista de las características del área y de la calidad y coordinación de los equipos de investigación existentes, serán de alto interés tanto para el país como para la comunidad científica internacional.

Dr. Juan Blanco Pérez
Centro de Investigación Mariñas
Vilanova de Arousa, España

Introducción general

García-Mendoza, Ernesto¹; Olivos-Ortiz, Aramis²;
Quijano-Scheggia, Sonia²; Núñez-Vázquez, Erick
Julián³; Pérez-Morales, Alfredo²

¹ CICESE, Departamento de Oceanografía Biológica. Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, CP 22860 Ensenada, Baja California, México. ergarcia@cicese.mx

² Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Barra de Navidad Km 20, Col. El Naranjo CP 28860. Manzanillo, Colima, México.

³ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Instituto Politécnico Nacional 195, Playa Palo de Santa Rita Sur, La Paz, BCS, México; CP 23096.



El presente libro recopila contribuciones originales y trabajos de revisión sobre varios aspectos de investigación relacionados a florecimientos algales nocivos (FAN) en diversas regiones costeras de México. Considerando características oceanográficas y ambientales particulares de las costas de México, el libro se estructuró en secciones que integran capítulos sobre la investigación de FAN en la costa occidental de la península de Baja California, el Golfo de California, el Pacífico Oriental, Golfo de México y el Caribe Mexicano. Cada sección contiene trabajos que describen las características y consecuencias de los FAN, sobre el registro de especies potencialmente nocivas, conocimiento de su ecología y, por último, aportaciones sobre su autoecología, que comprende investigaciones en laboratorio sobre fisiología, producción de toxinas y efecto nocivo sobre otros organismos. Se presentan dos capítulos sobre FAN en aguas interiores, donde la problemática asociada a estos fenómenos es poco estudiada.

Esta obra representa el *estado del conocimiento* de la temática en el país y se espera que sirva de referencia a investigadores y estudiantes que trabajan sobre la temática, así como para incentivar a nuevos participantes para que se integren al estudio de los FAN. No menos importante, se espera que el libro represente una fuente de información para tomadores de decisiones del sector salud y gubernamental que atienden los problemas asociados a los FAN. El libro será, asimismo, una referencia para el sector productivo (principalmente de pesca, acuicultura y turismo) que se ve afectado por estos fenómenos naturales.

FAN: Conceptos básicos, definiciones, impactos negativos y un poco de historia

Un FAN es un fenómeno natural que se caracteriza por una acumulación de biomasa algal que puede tener un impacto negativo sobre la salud pública, sobre organismos o actividades económicas. Según la Comisión Internacional Oceanográfica de la UNESCO, el término FAN es un descriptor socio-económico, pero no estrictamente científico porque se refiere a la percepción humana de la nocividad y la variedad de impactos negativos causados por microalgas; por ejemplo, diatomeas dinoflagelados y cianobacterias, y por macroalgas (Kudela *et al.*, 2015).

Es difícil establecer cuánta biomasa o cuántas células se deben de presentar para que exista un efecto nocivo. El carácter o potencial nocivo y tipo de impacto es específico de cada especie. Por ejemplo, una abundancia de 200 cél/l de algunas especies de dinoflagelados del género *Dinophysis* es suficiente para acumular toxinas de tipo diarreico en moluscos bivalvos (Reguera *et al.*, 2014), y puede ocasionar una veda sanitaria (prohibición de extracción y comercialización). Para otras especies, el efecto nocivo se presenta cuando existe una acumulación celular del orden de millones de células por litro, y generalmente se encuentra asociado a la degradación de las condiciones ambientales. Por ejemplo, un florecimiento del dinoflagelado *Akashiwo sanguinea* que alcanzó estas abundancias, causó la mortandad masiva de aves en la costas del noroeste de Estados Unidos debido a la producción excesiva de espumas, lo que afectó la permeabilidad de las plumas de los organismos, ocasionando su muerte (Jessup *et al.*, 2009). Por otro lado, la disminución de oxígeno en el agua asociada a un florecimiento de *Ceratium spp.*, ocasionó la muerte de langostas (2000 t), con un impacto de 50 millones de dólares en Sudáfrica (Pitcher y Probyn, 2009). En 2004, en el estado de Baja California, México, se presentó una mortandad de atunes en encierros durante un florecimiento de *C. furca* que alcanzó abundancias de hasta 10^7 cél/l (Orellana-Cepeda *et al.*, 2004).

En el caso de macroalgas, también es difícil establecer cuánta biomasa debe acumularse para que exista un impacto negativo. Durante el verano de 2014 y el invierno de 2015, en las costas del Caribe Mexicano arribaron en promedio 2360 m³ por kilómetro de playa de las macroalgas pardas pelágicas *Sargazo fluitans* y *S. Natans*. Esto representó una erogación del gobierno federal de 60 millones de pesos para atender la acumulación de materia orgánica y minimizar sus efectos, principalmente sobre el sector turístico de la zona (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016 -en este libro-).

Por otra parte, los florecimientos de cianobacterias en agua dulce son comunes en cuerpos de agua eutrofizados. En México, diversas especies se han reportado como formadoras de florecimientos. Los principales géneros implicados son *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Phormidium*, *Planktothrix* y *Pseudanabaena* (Pérez-Morales *et al.*, 2016 -en este libro-). Estos géneros producen cianotoxinas que causan efectos adversos sobre diferentes especies, afectando animales y seres humanos. Las cianotoxinas comúnmente detectadas en agua dulce son microcistinas, cilindrospermopsinas, saxitoxinas, nodularinas y lipopolisacáridos, que causan afectaciones en diversos órganos. Se han clasificado en hepatotóxicas, neurotóxicas, citotóxicas y dermatotóxicas. En la actualidad no se realizan monitoreos continuos en reservorios donde se han detectado cianotoxinas, lo que se suma a la falta de normas regulatorias en México para prevenir intoxicaciones por estos compuestos.

Es necesario reconocer que la existencia de un efecto nocivo es una característica inherente para catalogar la acumulación de biomasa algal como FAN. Estos fenómenos tienen un impacto negativo sobre la salud pública o salud animal, y afectan al ambiente. Por lo tanto, diferentes aspectos de la actividad humana y salud ambiental son afectados por los FAN (Fig. 1). Los efectos nocivos se describen posteriormente, pero antes es necesario distinguir los FAN de otros conceptos asociados a la acumulación de biomasa fitoplanctónica.

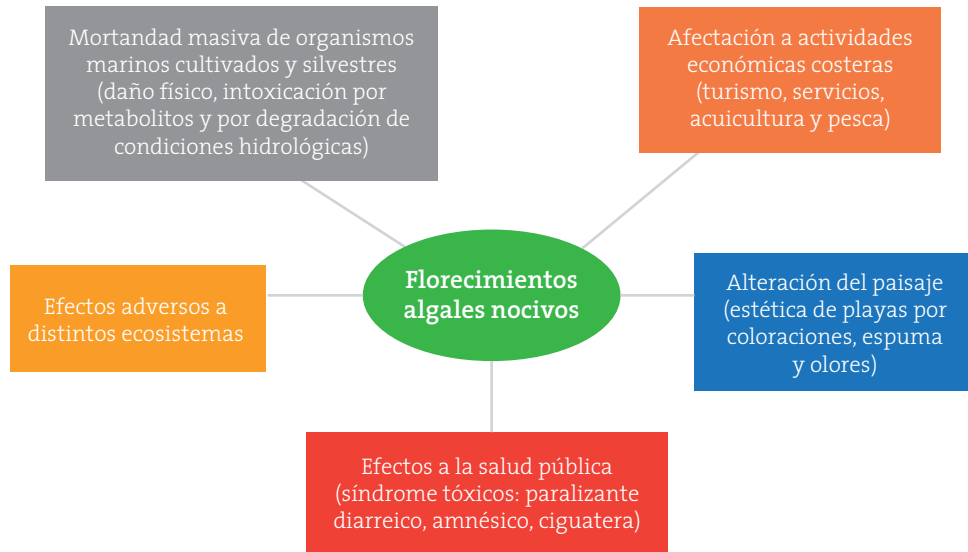


Figura 1. Impactos negativos de los florecimientos algales nocivos.

El término “marea roja” se utiliza coloquialmente cuando en el océano se detecta una tonalidad rojiza (con ciertas variaciones de pardo a café) asociada a la acumulación de biomasa fitoplanctónica y sus pigmentos característicos. Una “marea roja”, aun cuando representa una señal de alarma, no implica necesariamente un efecto nocivo; esto depende de las especies presentes durante el evento. Por lo tanto, una “marea roja” no es necesariamente un FAN, sino la parte visual solamente de un fenómeno dinámico que incluye fases bentónicas y planctónicas. Aunado a esto, la acumulación de algunas especies con potencial nocivo no siempre se encuentra vinculado a un cambio en la tonalidad del océano, y esto debe ser considerado para el manejo de la problemática. Con relación al color del océano, otro término erróneamente usado para describir un FAN o una acumulación de biomasa fitoplanctónica es el de “discoloraciones algales o marinas”. El color del océano se encuentra relacionado a los procesos de absorción y dispersión de la luz en el mar y estos, a su vez, con el material particulado y disuelto presente en la columna de agua (Kirk, 1994). Uno de los principales componentes que absorbe la luz es el fitoplancton, y el color que se percibe en el océano durante un florecimiento algal se asocia a la composición pigmentaria de las especies presentes. Por lo tanto, el océano no se “discolora” cuando se presenta un incremento en la abundancia del fitoplancton. Otros conceptos incorrectos son “FAN inocuos” y “FAN tóxicos o nocivos”. El primero es una contradicción y el segundo, una redundancia.

La percepción de los FAN puede ser diferente para los sectores involucrados en la problemática. Para la academia, los FAN son fenómenos complejos; su estudio involucra diferentes áreas del conocimiento y aproximaciones metodológicas diversas. Para el sector gubernamental son un problema de salud pública a atender, y para el sector productivo representan una pérdida económica y un riesgo importante para el desarrollo de su actividad. Los FAN pueden afectar a la acuicultura, pesca y turismo, y representar un costo importante para estas actividades, impactando así la economía costera. Un ejemplo de esto sucedió en Irlanda en 2001, donde la extracción de mejillón estuvo prohibida aproximadamente por un año debido a la presencia de toxinas asociadas a microalgas por arriba del límite máximo permitido en la legislación sanitaria internacional (Hess, 2010). Uno de los eventos recientes más relevantes fue la afectación sobre el cultivo y extracción de salmón en Chile, donde una abundancia promedio de 4×10^5 cél/l de *Pseudochattonella* sp. produjo una mortandad de salmón que se tradujo en pérdidas por más de 500 millones de dólares, fenómeno que derivó en protestas sociales (Clement *et al.*, 2016).

El impacto económico de los FAN es significativo. Datos conservadores en Estados Unidos señalan que estos fenómenos marinos tienen un impacto entre 50 y 90 millones de dólares por año. De éstos, 20 millones se encuentran relacionados a la salud pública. Otros países como Australia han calculado un impacto entre 120-150 millones de dólares por año; en Europa alrededor de 850 millones y Asia 1 billón de dólares (Anderson *et al.*, 2000; Hoagland *et al.*, 2002; Bernard *et al.*, 2014; Trainer y Yoshida, 2014; Sanseverino *et al.*, 2016). En el caso de los FAN en aguas interiores, los costos en algunos países son aún más elevados, como China y Estados Unidos, con 6.5 y 4.6 billones, respectivamente (Bernard *et al.*, 2014).

En México, uno de los primeros casos documentados sobre la intoxicación por consumo de moluscos ocurrió en 1979 en Mazatlán, Sinaloa, con 19 intoxicados (De la Garza-Aguilar, 1983; Mee, *et al.*, 1986). Sin embargo, ya desde 1939 se conocen casos de intoxicados en el Pacífico de México (Bagnis *et al.*, 1970; Band-Schmidt *et al.*, 2010) y en 1976 se presentaron casos en el estado

de Oaxaca (Saldate-Castañeda *et al.*, 1991). Después de los tres decesos ocurridos en el evento de 1979 asociados a toxinas paralizantes, y de eventos de intoxicación en los años 80 en el mismo estado, especialistas del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL) de la UNAM iniciaron el monitoreo de microalgas nocivas, particularmente las que producen toxinas paralizantes, como el dinoflagelado *Gymnodinium catenatum* (Cortés-Altamirano y Núñez-Pasten, 1992). Otros eventos relacionados con toxinas paralizantes con impacto en la salud pública sucedieron en la década de los 80 y 90, en los estados de Oaxaca, Chiapas y Guerrero, asociadas a FAN del dinoflagelado *P. bahamense* (Saldate-Castañeda *et al.*, 1991; Cortés-Altamirano *et al.*, 1993; Parrilla-Cerillo *et al.*, 1993; Ochoa *et al.*, 1998). Estos y otros acontecimientos generaron el inicio de un monitoreo más intenso y continuo por parte de las autoridades de salud y pesca, así como el inicio de la investigación de los FAN por varias instituciones académicas del país.

La investigación y atención de la problemática FAN ha evolucionado desde entonces y se encuentra descrita en los capítulos que constituyen el presente libro. El monitoreo de eventos y reconocimiento de especies constituyó uno de los objetivos principales al comenzar la investigación de los FAN. Este objetivo sigue siendo importante al presentarse nuevos registros de especies en diferentes regiones costeras del país. En paralelo, se desarrollaron las capacidades de detección de metabolitos nocivos producidos por estas especies, su estudio químico y su efecto fisiológico en modelos animales. El estudio y detección de ficotoxinas es un campo reciente al detectarse toxinas no reportadas anteriormente México (toxinas emergentes). La investigación sobre la temática también se desarrolló en el área de la ecología y fisiología de especies con potencial nocivo.

Entre las instituciones que iniciaron el monitoreo de FAN y ficotoxinas en la década de los 90 del siglo pasado, destaca el desaparecido Laboratorio Nacional de Salud Pública (actualmente Comisión de Control Analítico y Ampliación de Cobertura, que forma parte de la Comisión Federal para la Protección de Riesgos Sanitarios de la Secretaría de Salud -CCAYAC-COFEPRIS-) en la Ciudad de México; el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) y el Centro de Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), en La Paz, Baja California Sur; el laboratorio estatal de salud pública “Soberón y Parra”, en Acapulco, Guerrero; el INAPESCA de la Ciudad de México; el ICMyL-Unidad Mazatlán de la UNAM, y desde el año 2010 el laboratorio FICOTOX del Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE). En ellos inició y se mantiene la investigación y monitoreo de diversas toxinas marinas de importancia para productores acuícolas y el sector salud (Núñez-Vázquez *et al.*, 2010). Por la importancia y trascendencia de la temática, actualmente existen distintas instituciones en el país que aportan conocimiento sobre los FAN, los cuales tienen contribuciones en este libro sobre eventos en aguas continentales, monitoreo, ecología, oceanografía, fisiología e identificación de especies, toxínología y toxinas emergentes y su impacto socio económico.

Impacto de los FAN en salud pública

Uno de los aspectos negativos más importantes de los FAN es su impacto sobre la salud pública. Algunas especies de microalgas formadoras de FAN producen toxinas (ficotoxinas) que pueden afectar a los humanos al consumir alimentos contaminados con estos compuestos o al entrar en

contacto con aerosoles o agua. El consumo de moluscos bivalvos como almejas, ostiones o mejillones puede provocar varios síndromes tóxicos (Tabla 1) (Yasumoto y Murata, 1993; Van Dolah, 2000). Existe además otro síndrome conocido como ciguatera, que es producido por el consumo de pescado (Lehane y Lewis, 2000; Dickey y Plakas, 2010). Por representar un problema de salud pública, existe una legislación sanitaria que establece límites máximos permitidos de los compuestos que causan estas intoxicaciones. La Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009 y la guía técnica del Programa Mexicano de Sanidad de Moluscos Bivalvos (PMSMB) establecen los límites máximos permitidos de toxinas de microalgas en moluscos bivalvos y peces, en el caso de la ciguatera. Cuando se rebasan estos límites se establece una veda sanitaria (Tabla 1).

Tabla 1. Síndromes tóxicos en humanos y toxinas asociadas. Se presenta el límite máximo permitido establecido en la legislación sanitaria y especies productoras de estos metabolitos.

SÍNDROME	TOXINA	LÍMITE MÁXIMO PERMITIDO (LEGISLACIÓN SANITARIA MEXICANA)	ESPECIES PRODUCTORAS
Intoxicación paralizante por consumo de mariscos	Saxitoxina y análogos	800 µg STXeq/kg	<i>Alexandrium</i> spp., <i>Gymnodinium</i> spp., <i>Pyrodinium bahamense</i>
Intoxicación amnésica por consumo de mariscos	Ácido domóico	20 mg/kg	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.
Intoxicación diarreica por consumo de mariscos	Ácido okadaico y dinofisistoxinas	160 µgAOeq/kg	<i>Dinophysis</i> spp. <i>Prorocentrum</i> spp.
Intoxicación neurotóxica por consumo de mariscos	Brevetoxinas	20 UR/100g	<i>Karenia brevis</i>
Intoxicación con azaspirácidos por consumo de mariscos	Azaspirácidos	160 µg/kg	<i>Azadinium</i> spp.
Ciguatera	Ciguatoxinas	2.5 UR/100g	<i>Gambierdiscus</i> spp.
No identificado	Yesotoxinas	1 mg/kg	<i>Gonyaulax spinifera</i> , <i>Protocera-tium reticulatum</i> , <i>L. polyedrum</i> .

Impacto de los FAN en la salud animal

Las toxinas y otros metabolitos producidos por microalgas afectan directamente a diferentes organismos (silvestres y cultivados). Diversas toxinas como las paralizantes, el ácido domóico, las brevetoxinas, entre otras, han causado epizootias en diferentes partes del mundo (Geraci *et al.*, 1989; Hernández *et al.*, 1997; Sholin *et al.*, 1999; Landsberg, 2002; Shumway *et al.*, 2003; Fleming *et al.*, 2005). Asimismo, existen especies ictiotóxicas que han causado mortandades masivas de peces debido a la producción de especies reactivas de oxígeno principalmente, que afectan su sistema respiratorio (Kim *et al.*, 1999). Los peces se ven afectados por un daño directo de especies formadoras de FAN, debido a que algunas estructuras de microalgas pueden producir lesiones en las branquias y pueden derivar en su muerte (Núñez-Vázquez *et al.*, 2011). Otra forma de afectación y que actualmente ha cobrado relevancia es la degradación de las condiciones ambientales por la acumulación de materia orgánica y su degradación asociada

a los FAN. La formación de zonas y condiciones hipóxicas o anóxicas asociadas a FAN, han ocasionado epizootias en diferentes partes del mundo y en algunos casos se han detectado “zonas muertas” permanentes (Heisler *et al.*, 2008; Beman *et al.*, 2005; Díaz & Rosenberg, 2008). En México, algunos FAN y sus toxinas han causado problemas serios de salud animal. En el caso de los animales silvestres se han presentado mortandades masivas de peces, moluscos, aves, tortugas y mamíferos marinos. Igualmente, han afectado el cultivo de crustáceos, moluscos bivalvos, peces y sobre todo camarones. Los FAN han ocasionado pérdidas millonarias al prohibirse la extracción y comercialización de productos marinos por vedas sanitarias. En algunos casos se ha presentado mortandad masiva de organismos de cultivo (ver capítulos sobre las especies y sus impactos en este libro y número especial de la *Jornada Ecológica*: <http://www.jornada.unam.mx/2016/07/25/ecologica.pdf>).

Los FAN y la RedFAN

La conceptualización y desarrollo de este libro se encuentra enmarcada en los objetivos de la Red Temática de Florecimientos Algales Nocivos (RedFAN), creada en el 2014. El objetivo de la RedFAN es contribuir al conocimiento científico de los FAN para entender las causas que los originan, su efecto negativo sobre los ecosistemas, su impacto en la salud pública, mitigación y propuestas de manejo para el beneficio de la sociedad y sus actividades productivas. Tiene como meta contribuir en el diseño e implementación de políticas públicas para la atención de esta problemática. La red pretende generar el Programa Nacional de Investigación sobre FAN. Para esto, es necesario establecer la línea base o el “estado del conocimiento” de estos fenómenos en el país, y conocer el tipo de investigaciones que actualmente se realizan sobre la temática con el fin de identificar fortalezas y necesidades de desarrollo.

Existe el consenso de que la frecuencia de aparición, duración y extensión de los FAN en las últimas décadas ha aumentado globalmente (Hallegraeff, 1993; Anderson, 1997; Glibert y Bultholter, 2006; Anderson *et al.*, 2008; Heisler *et al.*, 2008). En México esta tendencia se observa en algunas regiones. Al impactar la salud de los ecosistemas costeros, los FAN pueden condicionar el desarrollo de una zona, afectando negativamente diferentes actividades económicas.

La mitigación del impacto de los FAN involucra varias áreas de atención, desde la correcta implementación de medidas regulatorias, el desarrollo de capacidades técnicas de monitoreo de biotoxinas y microalgas nocivas, la generación de información básica y aplicada sobre la fisiología y ecología de especies nocivas, así como la implementación de planes de manejo de especies con importancia comercial susceptibles de ser afectadas por los FAN, entre otras.

El presente trabajo es el resultado de un esfuerzo colectivo de investigadores y estudiantes miembros de la RedFAN, así como la colaboración de investigadores de distintas regiones y disciplinas. Este libro integra el trabajo pionero de algunos especialistas en el país, considera el conocimiento generado en las líneas de investigación actuales y refleja la situación actual de los FAN en México. Es el primer paso para establecer líneas de acción y generación de conocimiento en diferentes áreas de investigación, y permitirá generar una respuesta adecuada ante la evolución de la problemática asociada a los FAN en el país.

► Literatura citada

- Anderson, D. M. (1997). Turning back harmful red tide. *Nature*, 388, 513-514.
- Anderson, D. M., Hoagland, P., Kaoru, Y., & White, A. (2000). Estimated Annual Economic Impacts from Harmful Algal Blooms (HABs) in the United States. Technical Report. Woods Hole, U. S.
- Anderson, D. M.; Burkholder J. M.; Cochlan, W. P.; Glibert, P. M.; Obler, C. J.; Heil, C. A.; Kudela, R. M.; Parsons, M. L.; Jack Rensel, J. E.; Townsend, D. W.; Trainer, V. L. & Vargo, G. A. (2008). Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful Algae*, (8), 39-53.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J., Gárate-Lizarrga, I., López-Cortes, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., & Hernández-Sandoval, F. E. (2010). Ecological and physiological studies of *Gynodinium catenatum* in the Mexican Pacific; A review. *Marine Drugs*, 8(6), 1935-1961.
- Beman J., Arrigo K., & Matson, P. (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434, 211-214.
- Bernard, S., Kudela, R. & Velo-Suarez, L. (2014). Developing global capabilities for the observation and prediction of harmful algal blooms. In: Djavidnia, S., Cheung V., Ott, M. & Seeyave S. (eds.), *Oceans and Society Blue Planet*. Pp. 46-53. United Kingdom. Cambridge Scholars Publishing.
- Clement, A., Lincoqueo, L., Saldivia, M., Brito, C. G., Muñoz, F., Fernández, C., Pérez, F., Malunje, C.P., Correa, N., Moncada, V. & Contreras, G. (2016). Excepcional Summer Conditions and HABs *Pseudochattonella* in Southern Chile Create Record Impacts on Salmon Farms. *Harmful Algal News*, 53, 1-3.
- Cortés-Altamirano, R. y A. Núñez-Pasten (1992). Doce años (1979-1990) de registros de mareas rojas en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM, 19(1), 113-121.
- Cortés-Altamirano, R., L. Muñoz-Cabrera y Sotomayor-Navarro, O. (1993). Envenenamiento paralítico por mariscos (PSP), causado por el dinoflagelado *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* en la Costa Suroeste de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM, 20 (1), 43-54.
- De la Garza-Aguilar J. (1983). Intoxicación alimentaria por ingestión de mariscos contaminados. *Salud Pública México*, 25, 145-50.
- Diaz R., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321, 926-929.
- Dickey, R. W., & Plakas, S. M. (2010). Ciguatera: a public health perspective. *Toxicon*, 56(2), 123-136.
- Geraci, J. R., Anderson, D. M., Tiemperi, R. J., Aubin, D., Early, G. A. J., Prescott, J. H. & Mayo, C. A. (1989). Humpback whales (*Megaptera novaengeliae*) fatally poisoned by dinoflagellate toxin. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science* 46, 1895-1898.
- Fleming, L. J., Naar, J. P., Abbott, J. P., Baden, D. G., Barros, N. B., Bossart, G. D., Bottein, M. Y. D., Hammoud, D. G., Haubold, E. M., Heil, C. A., Henry, M. S., Jacocks, H. M., Leighfield, T. A., Pierce, R. H., Pitchford, T. D. Rommel, S. A., Scott, P. S., Steidinger, K. A., Truby, E. W., Van Dolah, F. M. & Landsberg, J. H. (2005). Brevetoxicosis: red tide and marine mammal mortalities. *Nature*, 435, 755-756.
- Glibert, P.M. & Burkholder, J.M. (2006). The complex relationships between increasing fertilization of the earth, coastal eutrophication and proliferation of harmful algal blooms. In: Granéli, E. & Turner, J. (eds.). *Ecology of Harmful Algae*. Springer, New York. pp. 341-354.

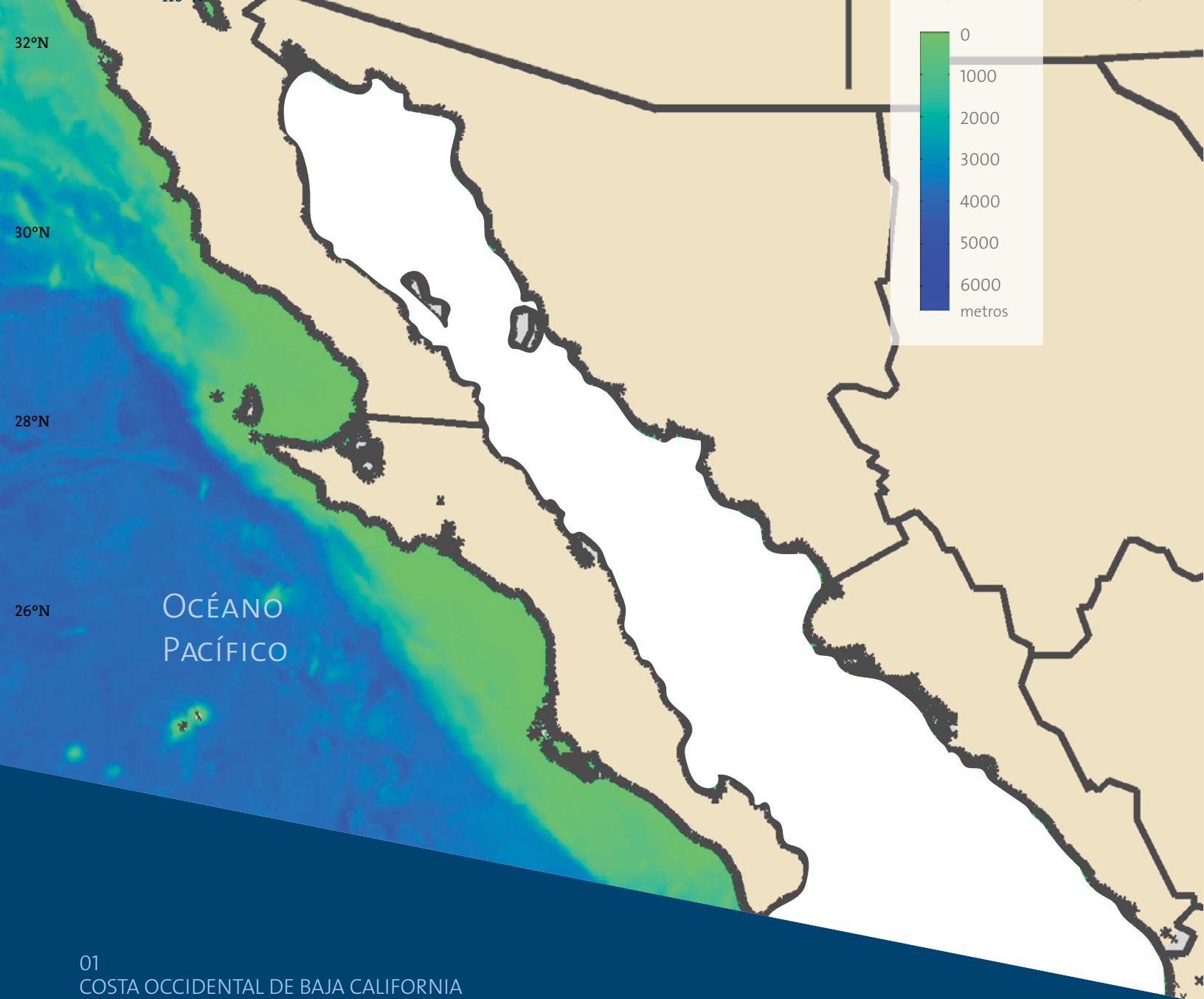
- Guo, H., Ding, D., Guan, Ch. & Yi, T. (2014). The economic cost of red tides in China from 2008–2012. pp. 47-85. In: Trainer, V. L. & Yoshida, T. eds. *Proceedings of the Workshop on Economic Impacts of Harmful Algal Blooms on Fisheries and Aquaculture*. Australia: PICES Science Reports.
- Hallegraeff, G. M. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32(2), 79-99.
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, C., Dennison, W. C., Dortch, Q., Gobler, C. J., Heil, C. A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H. G., Sellner, K., Stockwell, D. A., Stoecker, D. K., & Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*, 8, 3-13.
- Hernández, M., Robinson, I., Aguilar, A., Gonzalez, L.M., López-Jurado, L.F., Reyero, M. I., Cacho, E., Franco, J., López-Rodas, V. & Costas, E. (1998). Did algal toxins cause monk seal mortality?, *Nature* 393, 28-29.
- Hess, P. (2010). Requirements for screening and confirmatory methods for the detection and quantification of marine biotoxins in end-product and official control *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 397, 1683–1694.
- Hoagland, P., Anderson, D. M., Kaoru, Y., & White, A. (2002). The Economic Effects of Harmful Algal Blooms in the United States: Estimates, Assessment Issues, and Information Needs. *Estuaries*, 25 (4), 819-837.
- Jessup D. A., Miller M. A., Ryan J. P., Nevins H. M., Kerkering H. A., Mekebri A., Crane, D. B., Jhonson, T. A. & Kudela, R. M. (2009). Mass Stranding of Marine Birds Caused by a Surfactant-Producing Red Tide. *PLoS ONE*, 4(2), e4550.
- Kim, C. S., Lee, S. G., Lee, C. K., Kim, H. G., & Jung, J. (1999). Reactive oxygen species as causative agents in the ichthyotoxicity of the red tide dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides*. *Journal of Plankton Research*, 21(11), 2105-2115.
- Kirk, J. T. O., (1994). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems* (2nd ed.). United Kingdom: Cambridge University Press.
- Kudela, R. M., Berdalet, E., Bernard, S., Burford, M., Fernand, L., Lu, S., Roy, S., Tester, P., Usup, G., Magnien, R., Anderson, D. M., Cembella, A., Chinain, M., Hallegraeff, G., Reguera, B., Zingone, A., Enevoldsen, H. & Urban. Eds. (2015). Harmful Algal Blooms. A Scientific Summary for Policy Makers. *IOC/UNESCO*, Paris (IOC/INF-1320).
- Ladsberg, J. H. (2002). The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. *Reviews in Fisheries Science*, 10(2), 113-390.
- Lehane, L. & Lewis, R. J. (2000). Ciguatera: recent advances but the risk remains. *International Journal Food Microbiology*, 61(2-3), 91-125.
- Mee L. D., Espinosa M., & Diaz G. (1986). Paralytic Shellfish Poisoning with a *Gymnodinium catenatum* Red Tide on the Pacific Coast of Mexico. *Marine Environmental Research*, 19, 77-92.
- Núñez-Vázquez, E. J., Bustillos Guzmán, J. J., Band-Schmidt, C. J., Ramírez-Camarena, C., Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D., García-Mendoza, E., Heredia-Tapia, A. & Hernández-Sandoval, F. E. (2010). Breve Historia de la Toxinología del fitoplancton de México. *XVI Reunión de la Sociedad Mexicana de Planctología A.C. y IX International Meeting of the Mexican Society of Planktology*, 27-30 de abril de 2010; La Paz, Baja California Sur, México.
- Núñez-Vázquez, E. J., Gárate-Lizárraga, I., Cordero-Tapia, A., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F. E., Heredia-Tapia, A. & Bustillos-Guzmán, J. (2011). Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf of California. *Journal of Environmental Biology*, 32, 413-423.

- Ochoa, J. L., Sierra-Beltrán, A., Alonso-Colmenares, G., Barrada-Sánchez, H., Cruz-Villacorta, A., Núñez-Vázquez, E., & Sánchez-Paz, A. (1998). Biotoxins in the Pacific coasts of Mexico. In: M. Miraglia, H. van Egmond, C. Brera & J. Gilbert (eds.). *Mycotoxins and Phycotoxins- Developments in Chemistry, Toxicology and Food Safety*. International Union Purity Analytical Chemistry (IUPAC). IX IUPAC International Symposium on Mycotoxins and Phycotoxins. pp: 441-448. Rome, Italy. Alaken, Inc. Fort Collins Co. U. S.
- Orellana-Cepeda, E., C. Granados-Machuca & Serrano-Esquer, J. (2004). *Ceratium furca*: One possible cause of mass mortality of cultured blue-fin tuna at Baja California, Mexico. pp. 514-516. In: Steidinger, K. A., Landsberg, J., Tomas, C. R. & Vargo, G. A. (eds.), *Harmful Algae 2002. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography y Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*, St. Petersburg, Florida, USA.
- Parrilla-Cerrillo, M. C., Vázquez-Castellanos, J. L., Sáldate-Castañeda, E. O. y Nava-Fernández, L. M. (1993). Brotes de toxiinfecciones alimentarias de origen microbiano y parasitario. *Salud Pública de México*, 35, 456-463.
- Pérez-Morales, A., Olivos-Ortiz, A., Quijano-Scheggia, S. I., Espinosa-Rodríguez, C. A. y Jiménez-Santos, M. A. (2016). Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. En este libro.
- Pitcher, G. C. & Provyn, T. A. (2009). Anoxia in southern Benguela during the autumn of 2009 and its linkage to a bloom of the dinoflagellate *Ceratium balechii*. *Harmful Algae*, 11, 23-32.
- Reguera, B., Riobó, P., Rodríguez, F., Díaz, P. A., Pizarro, G., Paz, B., Franco, J. M., & Blanco, J. (2014). *Dinophysis* Toxins: Causative Organisms, Distribution and Fate in Shellfish. *Marine Drugs*, 12 (1), 394-461.
- Rodríguez-Martínez, R. E.; van Tussenbroek, B. I. & Jordán-Dahlgren, E. (2016). Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe mexicano (2014-2015). En este libro.
- Saldate-Castañeda, O., Vázquez-Castellanos, J. L., Galván, J., Sánchez Anguiano, A. y Nazar, A. (1991). Intoxicaciones por toxina paralizante de molusco en Oaxaca. *Salud Pública en México*, 33, 240-247.
- Sanseverino, I., Conduto, D., Pozzoli, L., Dobricic, S., & Lettieri, T. (2016). *Algal bloom and its economic impact* (1st ed). Italy: CRC Science Hub.
- Sholin, C. A., Gulland, F., Doucette, G. J., Benson, S., Busman, M., Chavez, F. P., Cordaro, J., de Long, R., de Vogelaere, A., Harvey, J., Haulena, M., Lefebvre, K., Lipscomb, T., Loscutoff, S., Lowenstine, L. J., Marin, R., Miller, P. E., McLellan, W. A., Moeller, P. D. R., Powell, C. L., Rowles, T., Silvagni, P., Silver, P., Spraker, T., Trainer, V., & Van Dolah, F. M. (1999). Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature*, 403, 80-84.
- Shumway, S. E., Allen, S. M., & Boersma, P. D. (2003). Marine birds and harmful algal blooms: sporadic victims or under-reported events?, *Harmful Algae*, 2, 1-17.
- Van Dolah, F. (2000). Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives*, 108, 135-141.
- Yasumoto, T., & Murata, M. (1993). Marine toxins. *Chemical Reviews*, 93 (5), 1897-1909.



1

**COSTA
OCCIDENTAL DE
BAJA CALIFORNIA**



01 COSTA OCCIDENTAL DE BAJA CALIFORNIA

Introducción

Florecimientos algales nocivos y su impacto ecológico, económico y a la salud pública en la costa occidental de la península de Baja California

Florecimientos algales nocivos en la costa occidental de Baja California Sur

Ficotoxinas en la costa occidental de la península de Baja California

Estudios de ecofisiología sobre especies fitoplanctónicas nocivas en Baja California

Modelación numérica de interacción físico-biológica aplicada a florecimientos del fitoplancton en el Pacífico mexicano frente a Baja California

Quistes de dinoflagelados de pared orgánica en las costas de México



Introducción

Ruíz-de la Torre, Mary Carmen¹

¹Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas.
Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3917, Colonia Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.
mary.ruiz@uabc.edu.mx

La costa occidental de Baja California se ubica en la región oceanográfica al límite sur del Sistema de la Corriente de California (SCC), en donde confluyen varios procesos, como el transporte de aguas templadas hacia el ecuador, que favorece la ocurrencia de surgencias costeras en respuesta al forzamiento del viento a lo largo de la costa; una contracorriente subsuperficial hacia el polo, que genera el transporte de aguas superficiales mar adentro, y el afloramiento de aguas frías y ricas en nutrientes hacia la superficie (Pérez-Brunius *et al.*, 2007; Durazo *et al.*, 2010).

Las surgencias frente a Baja California tienen un ciclo estacional y variabilidad interanual, en una área de transición donde el patrón de corrientes responde a forzamientos de escala estacional (Durazo, 2009 y Durazo *et al.*, 2010). La diversidad biológica en la región resulta de los cambios en las fronteras entre las masas de agua y la mezcla que se caracteriza por la presencia de agua subártica (ASA), agua tropical superficial (ATS) y agua subtropical superficial (AStS), que provienen del sur y suroeste de la península, y por la Contra Corriente de California (CCC), que lleva agua ecuatorial subsuperficial (AEEz) y aguas profundas que se hunden, como el agua intermedia del Pacífico (AIP). En la región se han documentado procesos oceánicos de mesoescala como meandros, remolinos y filamentos. A escalas estacionales domina la influencia del ASA durante las surgencias en primavera y verano, y la influencia de ATS y AStS durante el verano y otoño (Durazo y Baumgartner, 2002).



La climatología, hidrografía y dinámica de esta región ha sido ampliamente descrita en los últimos 30 años (Pérez-Brunius *et al.*, 2006; Durazo *et al.*, 2010; Gaxiola-Castro y Durazo, 2010). Sin embargo, a pesar de ser una de las regiones más estudiadas de México, no existen registros sobre florecimientos algales nocivos (FAN) previos a 2000. Es a partir de 2002 que se documentan algunos eventos (Orellana *et al.*, 2004). Recientemente se ha reportado la presencia de FAN en la Bahía de Todos Santos, BC (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005; García-Mendoza, 2009, 2014; Ruiz-de la Torre *et al.*, 2013; Sánchez-Bravo, 2013), enfrente de la Bahía de San Quintín (Barocio-León *et al.*, 2008) y en el sistema lagunar de Bahía Magdalena-Almejas, en Baja California Sur (Gárate *et al.*, 2007).

En la última década, la presencia de FAN en la costa occidental de Baja California ha generado gran interés debido a la presencia de ficotoxinas (toxinas de origen fitoplanctónico) que pueden generar un riesgo a la salud pública, impactos socio económicos importantes debido a las vedas sanitarias en las zonas de producción acuícola y pesquera, y a los efectos negativos sobre la vida silvestre (epizootias).

En esta sección se muestra el estado de conocimiento de los FAN en la costa occidental de la península de Baja California. Se abordan los estudios realizados sobre ecofisiología de las especies formadoras de FAN y las ficotoxinas reportadas para la región, en donde se destaca la presencia de toxinas emergentes como las de tipo lipofílicas reportadas durante un FAN en 2012 (García-Mendoza *et al.*, 2014). También se describen los FAN en las costas de Baja California Sur, así como el impacto ecológico, económico y a la salud pública de los eventos registrados en Baja California. Asimismo, se describen los estudios relacionados sobre la dinámica de estos florecimientos en la región norte de la península, basados en modelos numéricos oceánicos de interacción físico-biológica, a través de una simulación ecológica Nutriente-Fitoplancton-Zooplancton-Detritus, que permite evaluar los efectos de los patrones de gran escala en la formación, permanencia y término de FAN en la región.



► Literatura citada

- Barocio-León O. A., Millán-Núñez, R., Santamaría-del-Ángel, E., González-Silvera, A., Trees, C. C. & Orellana-Cepeda, E. (2008). Bio-optical characteristics of a phytoplankton Bloom event off Baja California Peninsula (30-31°N). *Continental Shelf Research*, 28, 672-681.
- Durazo, R. (2009). Climate and upper ocean variability off Baja California, México: 1997-2008. *Progress in Oceanography*, 53, 361-368.
- Durazo, R. & Baumgartner, T. R. (2002). Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography*, 54, 7-31.
- Durazo, R., Ramírez-Manguilar A. M., Miranda, L. y Soto-Mardones, L. A. (2010). Climatología de variables hidrográficas. En: Gaxiola-Castro G. y Durazo R. (Eds.), *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997-2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California* (1er ed.). pp. 25-57. México: INE/CICESE/UABC/SEMARNAT.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Verdugo-Díaz, G., Muñetón-Gómez, M. S. y Félix-Pico, E. F. (2007). Dinoflagelados (*Dinophyceae*) del sistema lagunar Magdalena-Almejas. En: Funes-Rodríguez, R., Gómez-Gutiérrez, J. y Palomares-García, R. (Eds.), *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena*. La Paz, BCS (1er ed.). pp. 145-174. México: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas - Instituto Politécnico Nacional.
- García-Mendoza, E., Rivas, D., Olivos-Ortiz, A., Almazán-Becerril, A., Castañeda-Vega, C. & Peña-Manjarrez, J. L. (2009). A toxic *Pseudo-nitzschia* bloom in Todos Santos Bay, northwestern Baja California, México. *Harmful Algae*, 8:493-503.
- García-Mendoza, E., Sánchez-Bravo, Y. A., Turner, A., Blanco, J., O'Neil, A., Mancera-Flores, J., Pérez-Brunius, P., Rivas, D., Almazán-Becerril, A. & Peña-Manjarrez, J. L. (2014). Lipophilic toxins in cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Baja California, México. *Toxicon*, 90, 111-123.
- Gaxiola-Castro, G. y Durazo, R. (2010). *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007. Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California*. México: INE/CICESE/UABC/SEMARNAT.
- Peña-Manjarrez, J. L., Helenes-Escamilla, J., Gaxiola-Castro, G. & Orellana-Cepeda, E. (2005). Dinoflagellate cysts and bloom events at Todos Santos Bay, Baja California, México, 1999-2000. *Continental Shelf Research*, 25, 1375-1393.
- Pérez-Brunius, P., López M. & Pineda, J. (2006). Hydrographic conditions near the coast of northwestern Baja California: 1997- 2004. *Continental Shelf Research*, 26, 885-901.
- Pérez-Brunius, P., López M., Parés-Sierra, A. F., & Pineda, J. (2007). Comparison of upwelling indices off Baja California derived from three different wind data sources. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 48, 204-214.
- Ruiz-de la Torre, M. C., Maske, H., Ochoa, J. & Almeda-Jauregui, C. O. (2013) Correction: Maintenance of Coastal Surface Blooms by Surface Temperature Stratification and Wind Drift. *PLoS ONE* 8(6):e58958.
- Sánchez-Bravo, Y. A. (2013). Concentración de toxinas lipofílicas en el mejillón mediterráneo (*Mytilus galloprovincialis*) asociadas a la presencia de dinoflagelados del género *Dinophysis* durante enero a diciembre del 2012, en la Bahía de Todos Santos, BC, México. (Tesis de Licenciatura). Universidad Autónoma de Baja California, Baja California, México.

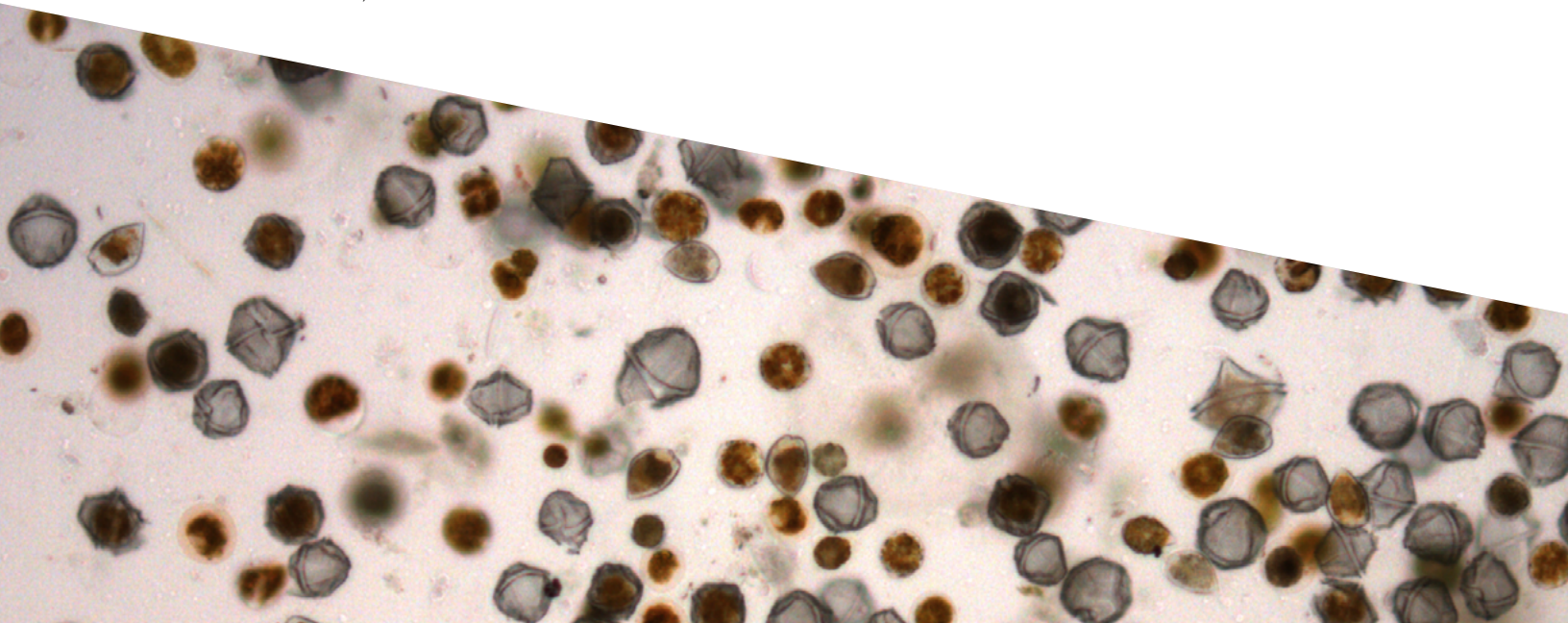
Florecimientos algales nocivos y su impacto ecológico, económico y a la salud pública en la costa occidental de la península de Baja California

Medina-Elizalde, Jennifer^{1,*}; García-Mendoza, Ernesto¹; Ruíz-de la Torre, Mary Carmen²; Peña-Manjarrez, José Luis³; Sánchez-Bravo, Yaireb¹; Paredes-Banda, Patricia¹

¹ Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Departamento de Oceanografía Biológica. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3918, Zona Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México. jennifer.medina.elizalde@gmail.com

² Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3917, Colonia Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.

³ Centro de Estudios Tecnológicos del Mar Núm. 11. Km 6.5 Carretera Ensenada-Tijuana, CP 22760. Ensenada, Baja California, México.



Resumen

La costa occidental de la península de Baja California es una de las regiones marinas más productivas de México, donde se presentan diversos procesos oceanográficos que favorecen la formación de florecimientos algales (FA). Los FA pueden tener un carácter nocivo (FAN) al presentarse especies productoras de toxinas o al acumularse una alta biomasa que afecta a otros organismos o actividades económicas. En el presente trabajo presentamos una descripción de reportes de estos eventos y se analiza la situación sobre FAN en la región. Describimos los casos de acumulación de microalgas asociados a un impacto negativo (FAN). Por otra parte, mencionamos florecimientos algales de especies nocivas en los que no se registró un efecto adverso. Por último, enlistamos los registros de mortandades de organismos (epizootias) que pudieron estar asociados a un FAN pero que no se identificó al agente causal. Se identificaron solamente dos FAN que afectaron las actividades de acuicultura en la Bahía de Todos Santos, Ensenada, BC. Sin embargo, se han implementado 14 vedas sanitarias en toda la región. Además, se han documentado dos florecimientos algales de especies nocivas pero sin registrarse daños económicos o ecológicos, y al menos seis eventos de mortandades de organismos que se han asociado a la presencia de ficotoxinas pero en las que no se ha registrado el agente causal. Como eventos relacionados al impacto sobre la salud pública se describen los reportes de intoxicación por ciguatoxinas de habitantes de California, EUA, después de consumir peces capturados al este de Bahía Magdalena, BCS.

Palabras clave: Acuicultura, epizootias, ficotoxinas, veda sanitaria.

Abstract

The west coast of the Baja California peninsula is one of most productive marine regions of Mexico. Oceanographic processes promote the formation of algae blooms in the region. Algae blooms may become harmful (HAB) when toxin-producing species are present or the accumulation of biomass deteriorate environmental conditions that can affect other organisms. In this paper we describe reports of these events and we analyze HAB situation in the region. We describe cases in which accumulation of microalgae was associated with a negative impact to marine organisms or economic activities. Also, we list records of massive mortalities of organisms (animal die-offs) that might have been caused by a HAB but the causative species nor the intoxication agent was documented. We identified only two HAB that affected aquaculture activities in Todos Santos Bay, Ensenada, BC. However, 14 sanitary bans have been implemented in the region. Also two algae blooms of harmful species have been documented. However, no economic or ecological negative impacts have been recorded during these blooms. Six massive mortalities of marine organisms were associated with the presence of phycotoxins, but the species that produced these toxins were not identified. There is only one case of a negative impact to public health related to a HAB in the region. We describe the report of intoxication by ciguatoxins in California, USA, after consumption of fish caught east of Magdalena Bay, BCS.

Key words: Aquaculture, die-offs, phycotoxins, sanitary bans.



► Introducción

Los florecimientos algales nocivos (FAN) son una amenaza global para la vida marina y la salud pública. Los FAN han afectado por décadas a humanos, a diferentes especies marinas y actividades socioeconómicas de comunidades costeras (Hallegreaff, 1998). Los FAN han existido siempre, pero su prevalencia, distribución geográfica e impactos negativos se han incrementado recientemente en diferentes partes del mundo y específicamente en la costa oeste de Norteamérica (Lewitus *et al.*, 2012).

La costa occidental de la península de Baja California es una de las regiones marinas más productivas de México debido a la influencia de la Corriente de California, procesos oceanográficos de mesoescala y eventos de fertilización costera. Los procesos de aporte de nutrientes a la zona eufótica ocasionan florecimientos algales en primavera y verano que son típicos en zonas costeras con márgenes occidentales y latitudes templadas (Trainer *et al.*, 2010). Durante estos florecimientos algales se puede presentar una acumulación significativa de microalgas con potencial nocivo. En este trabajo describimos los eventos de acumulación de microalgas asociados a un impacto negativo (FAN) sobre la salud pública, organismos marinos o actividades económicas, así como los reportes de epizootias que pudieron estar asociadas a especies de microalgas nocivas pero sin que se comprobara esta hipótesis.

Eventos FA(N) registrados en la costa occidental de Baja California

En la Tabla 1 se sintetiza la información sobre eventos FAN en la región. Para su análisis y descripción, los eventos registrados se categorizaron como: 1) registro de un efecto adverso sobre la salud pública, el ecosistema o actividades económicas debido a la acumulación de

microalgas (FAN, en el sentido estricto); 2) acumulación de especies nocivas pero sin impacto aparente o cuantificable; 3) registro de un efecto negativo como muerte masivas de organismos o intoxicaciones humanas probablemente relacionada a un FAN.

► FAN: acumulación de microalgas y registro de un efecto adverso

En la costa occidental de la península de Baja California se han documentado sólo dos eventos de acumulación de microalgas que causaron un impacto negativo sobre actividades de acuicultura en la región.

En septiembre de 2002, el dinoflagelado *Ceratium furca* causó la muerte de más de 500 t de atunes aleta azul (*Thunnus orientalis*) mantenidos en encierros en la región de Puerto Escondido, localizada 15 millas al sur de la Bahía de Todos Santos, Ensenada, Baja California. Las condiciones de viento de la zona provocaron la acumulación de dinoflagelados dominados por *C. furca* en los cercos de atún, a abundancias mayores de 10^7 cél/l. Este evento causó la muerte de los atunes en menos de 48 horas debido probablemente a altas concentraciones de amonio que se presentaron en la zona. Este FAN causó una pérdida económica de entre 12 a 15 MDD (Orellana-Cepeda *et al.*, 2004).

El otro evento en que se documentó una pérdida económica debido a la acumulación de especies nocivas ocurrió también la región de la Bahía de Todos Santos. En 2012 se implementaron dos vedas sanitarias (Tabla 2) asociadas a la acumulación de toxinas de tipo diarreico (ácido okadaico y dinofisistoxinas) por arriba del límite permitido en la regulación nacional (COFEPRIS 2016) en mejillones cultivados. La acumulación de estas toxinas estuvo relacionada a la presencia de *Dinophysis* spp. en el área de cultivo de los moluscos. Específicamente, *Dinophysis fortii* se presentó en abundancias máximas de 4.3×10^3 cél/l a 10 m de profundidad durante julio de 2012. Esta especie se volvió a presentar en abundancias de aproximadamente 1×10^3 cél/l a finales de septiembre en muestra discretas de superficie y 10 m, y dominó en muestras de fitoplancton (70%) colectado mediante arrastres verticales de red (Sánchez-Bravo, 2013; García-Mendoza *et al.*, 2014). Estas abundancias celulares se detectaron durante periodos de una alta estratificación de la columna de agua relacionados a pulsos de agua fría. La presencia de *Dinophysis* spp. y toxinas asociadas causó la prohibición de la extracción de moluscos bivalvos por alrededor de tres meses, representando probablemente una reducción de la producción de aproximadamente 200 t de mejillones cultivado (Fig. 1).

Acumulación de especies con potencial nocivo sin impacto aparente

En la región se han identificado diferentes especies con potencial nocivo (Peña-Manjarrez, 2008; Sánchez-Bravo 2016), pero se han documentado pocos florecimientos algales de especies potencialmente nocivas en los cuales no se han registrado daños económicos o ecológicos (Tabla 1).

En abril de 2007, en la Bahía de Todos Santos se detectó un florecimiento de *Pseudo-nitzschia australis*, diatomea productora de ácido domoico. El florecimiento estuvo relacionado a condiciones de surgencia presentes en la región norte de la bahía, con temperaturas de alrededor de 14°C y salinidad más alta que en las zonas circundantes. Durante este evento la abundancia máxima de la diatomea fue de 3.02×10^5 cél/l a una profundidad de 7 m, y la concentración máxima de ácido domoico en material particulado fue de 0.86 µg/l (García-Mendoza *et al.*, 2009).

Otro caso importante de acumulación de una especie con potencial nocivo son los florecimientos algales recurrentes de *Lingulodinium polyedra* en la región norte de la península de Baja California. Esta ha sido una de las especies más estudiadas en la región, y los eventos y su persistencia en ella se describen en una sección aparte.

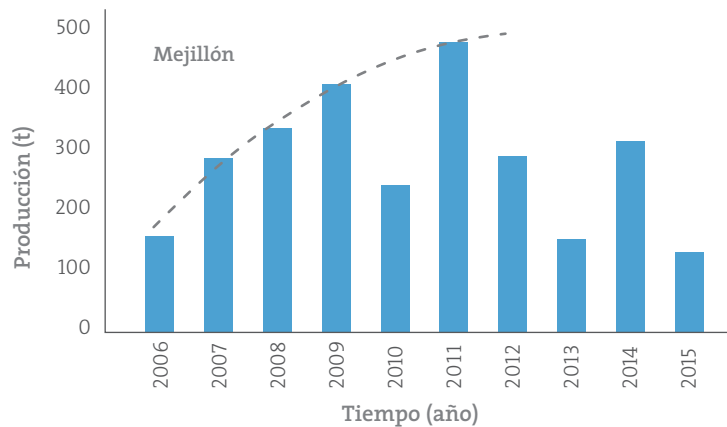


Figura 1. Producción anual de mejillón en Baja California (Rincón de Ballenas es la única área de cultivo de esta especie). Se presenta un ajuste a un modelo de crecimiento exponencial (línea discontinua) de la producción de 2006 a 2012. En 2012 se comercializaron aproximadamente 200 t menos que en el año previo y respecto a la tendencia de crecimiento de la producción. La disminución de la producción en 2013 fue aún mayor y estuvo asociada al cierre de frontera de EU por ocho meses para la exportación del producto. La caída drástica en la producción en 2012 probablemente estuvo asociada a las condiciones ambientales anómalas presentes durante este año en la región (ver Sánchez-Bravo 2016). La información sobre la producción se obtuvo de la base de datos del Comité Estatal de Sanidad e Inocuidad de Baja California.

Efectos adversos probablemente relacionados a FAN

Es difícil establecer una conexión inequívoca entre un FAN y su efecto adverso. Es común que se detecten intoxicaciones en humanos o mortandades de organismos cuando el FAN ha desaparecido, y si no existe un programa de monitoreo de la comunidad fitoplanctónica en la zona de afectación es difícil encontrar al agente causal. Respecto a la salud pública, en muchas ocasiones los casos de intoxicaciones asociadas a microalgas no se reportan por falta de conocimiento del personal que las atienden, o porque los síntomas de algunos síndromes pueden confundirse con disenterías causadas por infecciones bacterianas provocadas, a su vez, por el mal estado de

los alimentos. Aunado a esto, generalmente no se realizan las pruebas o mediciones necesarias para determinar la causa de las mortandades o intoxicaciones. Este es el caso para varios eventos registrados en la región occidental de la península de Baja California (Tabla 1).

Tabla 1. Registros de eventos relacionados con florecimientos algales en la costa occidental de la península de Baja California.

FECHA	LUGAR	ESPECIE (abundancia máxima registrada)	EFECTO NOCIVO REGISTRADO	FUENTE
Acumulación de microalgas y registro de un efecto adverso				
04 septiembre 2002	Puerto Escondido, Ensenada, BC	<i>Ceratium furca</i> > 10 ⁷ cél/l	Más de 500 t de atún aleta azul (<i>Thunnus orientalis</i>). Pérdida económica de \$12 a 15 MDD	Orellana-Cepeda <i>et al.</i> , 2004
13 junio - 31 julio 2012	Rincón de Ballenas, Ensenada, BC	<i>Dinophysis fortii</i> 4.3 x 10 ³ cél/l	Veda sanitaria por la detección de ácido okadaico en bivalvos (COFEPRIS 2016)	Sánchez-Bravo, 2013; García-Mendoza <i>et al.</i> , 2014
Acumulación de especies con potencial nocivo, pero sin impacto aparente o cuantificable				
Abril 2007	Bahía Todos Santos, Ensenada, BC	<i>Pseudo-nitzschia australis</i> 3.02 x 10 ⁵ cél/l	No registrado (especie productora de ácido domoico)	García-Mendoza <i>et al.</i> , 2009
Fechas varias	Bahía Todos Santos, Ensenada, BC	<i>Lingulodinium polyedra</i> (hasta 10 ⁷ cél/l)	No registrado (especie productora de yesotoxina)	Peña-Manjarréz <i>et al.</i> , 2005; Ruiz de la Torre <i>et al.</i> , 2013
Registro de efecto adverso probablemente relacionadas a un FAN				
1992	San Diego, Ca. – Rocas Alijos, BCS	No documentada	21 personas intoxicadas en total	Barton <i>et al.</i> , 1995
1992	Ensenada, BC	No documentada	110 pelícanos	Morales Chávez <i>et al.</i> , 1994 en Sierra-Beltrán <i>et al.</i> , 1997
Enero y abril 1992	Bahía Ojo de Liebre, BCS	No documentada	Alta mortalidad de bivalvos	Ochoa <i>et al.</i> , 1997
Octubre 1992	Bahía Magdalena, BCS	Asociadas a la presencia de dinoflagelados	Alta mortalidad de bivalvos	Ochoa <i>et al.</i> , 1997
Diciembre 1995 a enero 1996	Cabo San Lucas, BCS	Especie no identificada pero detección de ácido domoico	Varias gaviotas y más de 100 pelícanos	Sierra-Beltrán <i>et al.</i> , 1997
2002	Playas entre la frontera con Estados Unidos y Ensenada, BC	Posible intoxicación por ácido domoico	87 lobos marinos <i>Zalophus californianus</i>	Hernández-Becerril <i>et al.</i> , 1995
Agosto y septiembre 2007	Punta Abreojos, BCS	<i>Akashiwo sanguinea</i>	100 mil langostas (<i>Panulirus interruptus</i> , 45 t), abulones (<i>Haliotis</i> spp., 2.5 t) y ostiones (<i>Crassostrea</i> spp. 3 siembras) en cultivo	Gómez Tagle, 2007; Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2007, 2008

Mayo 2007	Ejido Eréndira, al sur de la Bahía de Todos Santos, Ensenada, BC	<i>Ceratium divaricatum</i> 4.6 x 10 ⁶ cél/l	Estrellas marinas, cangrejos, 5 t de langostas	Orellana-Cepeda <i>et al.</i> , 2007
16 a 21 junio 2011	Cabo San Lucas, BCS	<i>Myrionecta (=Mesodinium) rubra</i>	Mortandad de 50 t de peces	De la Cruz Agüero <i>et al.</i> , 2012

En marzo de 1992, cuatro miembros de una familia de San Diego, California, EUA acudieron a la sala de emergencias con náuseas, vómito, mareo y desórdenes neurológicos (parestesia de la cara, brazos y piernas), síntomas que presentaron después de cenar pescado. Semanas después, otras tres personas presentaron síntomas similares y fueron diagnosticadas con intoxicación por ciguatera. Los servicios de salud ambiental (EHS, *Environmental Health Services*) de California determinaron que la causa de estas intoxicaciones fue el consumo de cabrilla pescada en el área de las Rocas Alijos, ubicadas a 300 millas al este de Bahía Magdalena, BCS. Mediante el análisis fotográfico de los organismos pescados se determinó que el vector fue la cabrilla bandera, *Epinephelus labriformis*. Más tarde ese año, ocurrieron más intoxicaciones. En junio se presentaron síntomas de ciguatera en un hombre de 66 años y 16 miembros de la tripulación de un barco atunero. Todos ellos habían consumido peces capturados en Rocas Alijos, BCS y *E. labriformis* fue identificado nuevamente como el organismo vector. Varias semanas después, otro miembro de la misma tripulación presentó síntomas al comer cabrillas de la misma captura que mantenía congeladas. Muestras de los peces y de sangre de los intoxicados fueron analizadas por la Universidad de Hawaii, detectándose compuestos con características similares a la ciguatoxina en el pescado (Barton, *et al.*, 1995).

Otro evento de intoxicación por ciguatoxinas ocurrió en 1993. La tripulación del barco atunero “Tungui” sufrió síntomas de intoxicación de tipo ciguatera después de consumir peces de las familias Serranidae y Labridae, en los cuales se detectó la presencia de toxinas tipo ciguatera por bioensayo en ratón (Lechuga-Devezé y Sierra-Beltrán, 1995). En ninguna de estas intoxicaciones se registró la presencia de un FAN del organismo productor de las ciguatoxinas.

En 1994, Morales-Chávez *et al.* (descrito en Sierra-Beltrán *et al.*, 1997) reportaron la muerte de 110 pelicanos en Ensenada, Baja California, ocurrida en 1992. De acuerdo con Sierra-Beltrán *et al.* (1997), en esta epizootia las aves mostraron desórdenes del sistema nervioso central. En eventos similares ocurridos en California, EUA, se determinó que la causa de muerte fue la intoxicación por ácido domoico, producido por las diatomeas *Pseudo-Nitzschia pungens* f. *multiseriis* y *P. australis* (Work *et al.*, 1993). Sin embargo, en el caso mexicano no se identificó al agente causal ni se hicieron análisis de la presencia de la toxina en los organismos afectados (Sierra-Beltrán *et al.*, 1997).

En enero y abril de 1992 se presentó una mortandad de moluscos bivalvos en la Bahía Ojo de Liebre, localizada al norte de Baja California Sur (Ochoa *et al.*, 1997). En octubre del mismo año en Bahía Magdalena, BCS, se registraron mortandades de delfines, lobos marinos, aves marinas, peces y tortugas, asociadas a la presencia de dinoflagelados. No se pudo determinar la causa ni el tipo de toxina probablemente involucrada en estas epizootias; asimismo, no se reportó un FAN asociado en ambos casos. Las características de los eventos sugieren la presencia de

florecimientos del dinoflagelado *Gymnodinium sanguineum* (= *Akashiwo sanguinea*), pero no se caracterizó la presencia de esta especie o ficotoxinas, y tampoco hubo elementos para relacionar ambos eventos (Sierra-Beltrán *et al.*, 1998).

El único caso de una epizootia en la que se identificó la causa de muerte de los organismos fue la mortandad de varias gaviotas y más de 100 pelícanos entre diciembre de 1995 y enero de 1996 en Cabo San Lucas, Baja California Sur. En este evento se detectó la presencia de ácido domoico en organismos afectados que demostró que la muerte fue causada por la intoxicación con esta toxina. Adicionalmente, en el contenido gástrico de pelícanos y macarelas se encontraron frústulas de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, posiblemente provenientes de un FAN en mar abierto (Sierra-Beltrán *et al.* 1997). Sin embargo, no se identificó a la especie productora del ácido domoico.



Otro caso relacionado probablemente a una intoxicación por ácido domoico fue la muerte de 87 lobos marinos (*Zalophus californianus*) en 2002, que fueron encontrados varados en playas entre la frontera con Estados Unidos y Ensenada, BC. Los signos presentes en los animales se relacionaron a una intoxicación por ácido domoico al consumir anchoveta, que es considerado el pez vector en las intoxicaciones en aves y mamíferos marinos (Hernández-Becerril *et al.*, 2007). Sin embargo, no se realizaron estudios para comprobar esta especulación.

Otros eventos en los que no se comprobó la causa de la muerte masiva de organismos marinos fueron los registros que ocurrieron en 2007. En mayo de ese año se registró la muerte de estrellas marinas, cangrejos y langostas, además de algunas especies de peces en playa Eréndira, a 100 km al sur de la Bahía de Todos Santos. Se reportó que la población de langostas fue la más afectada, con la muerte de aproximadamente 5 t que causó severas pérdidas en el sector pesquero (Orellana-Cepeda *et al.*, 2007). La muerte de estos organismos bentónicos se atribuyó a

un florecimiento intenso del dinoflagelado *Ceratium divaricatum* que causó condiciones anóxicas. Sin embargo, no se documentó el FAN de este organismo, ni se realizaron mediciones de la concentración de oxígeno en la columna de agua en la zona de ocurrencia de la epizootia. El único registro de una alta abundancia de *C. divaricatum* durante el periodo de ocurrencia de la epizootia fue de 4×10^6 cél/l en la Bahía de Todos Santos (García-Mendoza *et al.*, 2009).

La muerte masiva de especies bentónicas también fue reportada desde Punta Abreojos hasta La Bocana, al norte de Baja California Sur, para 2007. Se informó de la muerte de aproximadamente 100 mil langostas (*Panulirus interruptus*, 45 t), la mayoría hembras ovígeras, que representó una pérdida económica de entre 15 y 20 MDP (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007). Adicionalmente se documentaron altas mortandades de abulones (2.5 t de *Haliotis* spp.) y ostiones (3 siembras de *Crassostrea* spp.) en cultivo, gasterópodos y peces, con una pérdida aproximada de 3.2 MDP (Gómez-Tagle, 2007). Esta epizootia se asoció a un florecimiento de hasta 4.6×10^6 cél/l de *A. sanguinea* que posiblemente causó condiciones anóxicas (Gárate-Lizárraga *et al.* 2008). Sin embargo, no se describe el FAN de esta especie ni las causas de muerte de los organismos. *A. sanguinea* produce sustancias surfactantes que pueden afectar a aves marinas (Jessup *et al.*, 2009), pero no se han reportado efectos nocivos de esta especie sobre organismos bentónicos. Por lo tanto, es difícil concluir que la epizootia ocurrida en Punta Abreojos estuvo asociada a un FAN de esta especie.

Se han reportado en medios de comunicación diversas epizootias ocurridas recientemente en la costa occidental de Baja California; sin embargo, la publicación más reciente corresponde a De la Cruz Agüero *et al.* (2012). Estos autores reportaron la muerte masiva de alrededor de 50 t de peces en 43.5 km de playa al sureste de Cabo San Lucas, BCS. De acuerdo a De la Cruz Agüero *et al.* (2012), la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) de Baja California Sur realizó algunas necropsias y atribuyeron la epizootia a un florecimiento del ciliado *Myrionecta rubra* (= *Mesodinium rubrum*). Sin embargo, los informes de las necropsias no se publicaron, por lo que no fue posible descartar otras causas.

Vedas sanitarias implementadas por COFEPRIS

La descripción de FAN o eventos relacionados con esta fenomenología están descritos en publicaciones académicas. Sin embargo, es necesario describir también las acciones sanitarias implementadas por la COFEPRIS. Las vedas sanitarias se implementan por la presencia de fitotoxinas en moluscos bivalvos o por la acumulación de especies potencialmente nocivas.

Entre 2009 y 2016, la COFEPRIS implementó diez vedas sanitarias en la costa occidental de la península de Baja California debido a la detección de toxinas en moluscos bivalvos sin confirmar a la especie productora, así como cuatro vedas por la presencia de organismos potencialmente nocivos (*Pyrodinium bahamense var compressum*, *Pseudo-nitzschia* spp., *Gymnodinium catenatum*, *Prorocentrum* spp., *Dinophysis* spp.), sin que se presentara toxicidad en moluscos (Tabla 2).

El mayor número de vedas sanitarias se han implementado en Rincón de Ballenas, área certificada para la producción de moluscos bivalvos en la Bahía de Todos Santos, seguida de otra área certificada para esta actividad en Baja California Sur, el estero El Coyote (Tabla 2).

Asimismo, de las diez vedas asociadas a la presencia de ficotoxinas, sólo una fue por la detección de ácido domoico sobrepasando el límite máximo permitido; el resto se asoció a la detección de toxinas diarreicas en moluscos bivalvos.

De acuerdo a esto, la costa occidental de la península de Baja California, y particularmente en el estero El Coyote y en Rincón de Ballenas, la acumulación de especies productoras de ácido okadaico y dinofisistoxinas es un problema recurrente y existe, por lo tanto, la probabilidad de intoxicación de humanos por estas toxinas. Sin embargo, es difícil concluir esto. Se necesita información sobre la dinámica poblacional de especies productoras de toxinas diarreicas (y de tipo lipofílicas) en estas áreas, ya que durante la implementación de las acciones sanitarias no se detectó al agente causal, a excepción de dos vedas ocurridas en 2012 en la Bahía de Todos Santos (García-Mendoza *et al.*, 2014; ver sección de descripción de FAN). Otro aspecto importante a determinar es si el bioensayo en ratón es un método adecuado para la detección de las toxinas diarreicas. Este método puede presentar falsos positivos cuando existe la presencia de otras toxinas o compuestos lipofílicos que pueden afectar al ratón.



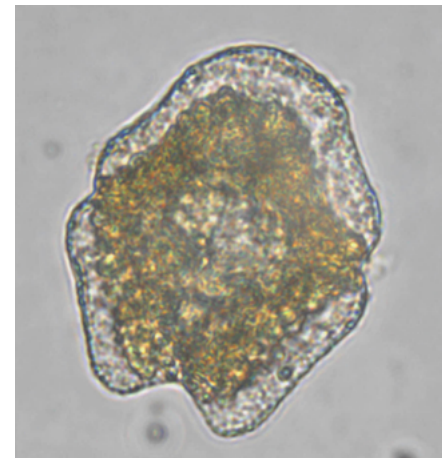
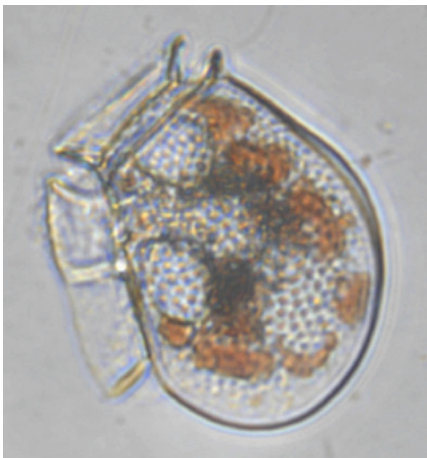


La mayoría de las vedas sanitarias fueron de al menos un mes de duración, lo que implica que durante este tiempo la extracción y consumo de moluscos bivalvos de una región estuvo prohibida. Esto representa una pérdida económica considerable en las zonas certificadas para el cultivo de moluscos bivalvos. Por ejemplo, la reducción en la producción de aproximadamente de 200 t de mejillón en la Bahía de Todos Santos relacionada probablemente a tres vedas sanitaria en 2012 representa una pérdida de más de 3 MDP (15.76 pesos el kg promedio entre 2005-2010, SEPESCA-BC, 2016). Por lo tanto, las acciones regulatorias representan otro impacto negativo asociado a la fenomenología FAN en la región que debe ser cuantificado.

► El caso de *Lingulodinium polyedra*

L. polyedra es una especie potencialmente tóxica asociada a la producción de yesotoxinas (Tubaro *et al.*, 1998). Asimismo, la acumulación de biomasa asociada a los florecimientos de esta especie puede deteriorar el ambiente. *L. polyedra* se acumula durante primavera y verano, y produce cambios en la tonalidad de la superficie del mar de la franja costera del norte de la península de Baja California por periodos prolongados (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005). No hay reportes de impactos negativos de los florecimientos intensos de esta especie en la región, pero su ocurrencia puede indicar la evolución y cambios en el ecosistema costero.

Antes de 1975, la especie dominante durante los florecimientos de primavera en la región sur de la Corriente de California era *Prorocentrum micans*, mientras que *L. polyedra* dominaba en los florecimientos del final del verano y el otoño (Gregorio y Pieper, 2000). Desde 1975 hasta 1994 no se registraron proliferaciones de dinoflagelados sino hasta el invierno-primavera de 1995. Después de una intensa precipitación pluvial, se presentaron vientos Santa Ana y en enero se desarrolló una proliferación de *L. polyedra* a lo largo de toda la costa del sur de California, con abundancias mayores a 2×10^6 cél/l frente a La Jolla, California (Gregorio y Pieper, 2000). En la región de la Bahía de Todos Santos, los florecimientos algales asociados a esta especie se han incrementado en frecuencia e intensidad desde 1995 (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005). En la primavera de 2000 se observaron dos florecimientos de *L. Polyedra*: uno ocurrido del 4 al 12 de abril, con abundancias máximas de 6.9×10^5 cél/l, y el otro entre el 5 de mayo y el 22 de junio. El 17 de mayo la mancha marrón cubría aproximadamente 50% de la bahía (60 km²), con abundancias celulares cercanas a 1.2×10^7 cél/l (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005). Durante estos florecimientos se encontraron concentraciones altas de quistes de celulosa en la columna de agua y de quistes de resistencia en sedimentos. Los autores relacionaron los eventos con el incremento de la irradiancia superficial debido a la mayor duración del día y a anomalías de la temperatura del agua. Durante el primer florecimiento se presentó un incremento de la temperatura superficial del mar y durante el segundo, la temperatura fue de 18.8 a 20.5°C, lo que propició la formación de una termoclina hasta los 7 m de profundidad (Peña-Manjarrez *et al.*, 2001, 2005).



Entre mayo y septiembre de 2005 se presentó en la costa occidental de Baja California el florecimiento de *L. polyedra* más intenso documentado en la región. La mancha marrón se extendió desde Ensenada hasta la mitad de la península, con abundancias máximas de 9×10^6 cél/l en la Bahía de Todos Santos (Peña-Manjarrez, 2008). En octubre de 2011 se presentó un evento con una duración de veinte días; se documentó el efecto de la estratificación térmica superficial (1-3 m), y el viento en el transporte superficial del florecimiento hacia la costa (Ruiz-de la Torre *et al.*, 2013). El florecimiento de 2011 inició a principios de octubre; durante dos semanas se registró la temperatura superficial durante el día y el transporte superficial del agua mediante cuerpos de deriva tipo CODE. Se encontró que durante el florecimiento, la estratificación térmica superficial promovía el transporte neto del florecimiento hacia la costa y, con ello, su mantenimiento en una región hidrográfica muy dinámica. Durante este florecimiento la concentración más alta de clorofila *a* fue de 138 mg/m^2 integrado de 0 y 2 m, y una abundancia celular de hasta 7×10^9 cél/l.



Aunque se han reportado yesotoxinas asociadas a la acumulación de *L. polyedra* en la región de La Jolla, Ca (Howard *et al.*, 2008), en la Bahía de Todos Santos la presencia de estas toxinas no están asociadas a esta especie (García-Mendoza *et al.*, 2014; Sánchez-Bravo *et al.*, 2016, este volumen). En la región, el único impacto negativo que se puede asociar con los florecimientos de *L. polyedra* es sobre la actividad turística, ya que el aspecto marrón del mar aleja a los bañistas. Sin embargo, la bioluminiscencia producida por esta especie es un atractivo para los visitantes y habitantes de la zona.

Tabla 2. Vedas sanitarias implementadas por la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) en la costa occidental de la península de Baja California.

FECHA	LUGAR	ESPECIE	OBSERVACIONES
8 de julio a 19 de julio de 2004	Rincón de Ballenas, BC	<i>Prorocentrum</i> sp. <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i>	No se confirmó la presencia de toxinas en bivalvos
1 de julio a 2 de agosto de 2005	Punta Abreojos, estero El Coyote en BCS	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	No se confirmó la presencia de toxinas en bivalvos
7 de mayo a 29 de junio 2007	Bahía Salsipuedes, Bahía de Todos Santos y poblado de Eréndira, BC	<i>Ceratium furca</i> , <i>C. tripos</i> , <i>C. lineatum</i> y <i>C. dens</i>	No se confirmó la presencia de toxinas en bivalvos. Mortandad de especies bentónicas
19 junio a 14 julio 2009	Esteros El Coyote, Punta Abreojos, BCS	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp. <i>Gymnodinium catenatum</i> , <i>Prorocentrum</i> spp., <i>Dinophysis</i> spp.	No se detectó AD en bivalvos
20 mayo a 15 junio 2010	Bahía de San Quintín y laguna de Guerrero Negro, BC	No identificada	Detección de toxinas diarreas
21 a 31 diciembre 2010	Rincón de Ballenas, BC	No identificada	Detección de toxinas diarreas en bivalvos
15 a 24 septiembre 2011	Rincón de Ballenas, BC	No identificada	Detección de toxinas diarreas en bivalvos
2 a 16 abril 2012	Rincón de Ballenas, Ensenada, BC	No identificada	Detección de toxinas diarreas en bivalvos
13 junio a 31 julio 2012	Rincón de Ballenas, Ensenada, BC	No identificada*	Detección de toxinas diarreas en bivalvos
17 septiembre a 16 noviembre 2012	Rincón de Ballenas, Ensenada, BC	No identificada*	Detección de toxinas diarreas en bivalvos
9 de mayo a 6 junio de 2014	Laguna Ojo de Liebre, Guerrero Negro, BCS	No identificada	Detección de toxinas diarreas en bivalvos
26 de mayo a 2 de julio de 2014	Esteros El Coyote en Punta Abreojos, BCS	No identificada	Detección de toxinas diarreas en bivalvos
15 julio a 23 agosto 2013	Rincón de Ballenas y Bahía Soledad. Ensenada, BC	No identificada	Detección de toxinas diarreas en bivalvos
12 enero a 9 febrero 2016	Esteros El Coyote, Punta Abreojos, BCS	No identificada	Detección de toxinas diarreas en ostión <i>Crassostrea gigas</i>

*Sánchez-Bravo (2013) y García-Mendoza *et al.* (2014) identificaron a *Dinophysis fortii* como agente causal de estas vedas (En la Tabla 1 y la sección "FAN: acumulación de microalgas y registro de un efecto adverso" de este capítulo se describe este evento).



► Conclusiones

Existen numerosos registros de eventos relacionados con FAN en la costa occidental de Baja California. Las epizootias probablemente asociadas a FAN representan el mayor número de reportes, así como los registros de acciones de regulación sanitaria. En un número mucho menor se describen florecimientos en los que se registró un efecto nocivo, por lo que la información sobre causas, potencial nocivo de las especies y consecuencias es escasa. Asimismo, la mayoría de los reportes de FAN o de epizootias que pudieran ser consecuencia de una intoxicación por toxinas producidas por microalgas se presentan en publicaciones no arbitradas o resúmenes de reuniones académicas, con una descripción escasa del fenómeno o sin comprobación de ellos. Sin embargo, se puede observar un incremento de los FAN o eventos relacionado con estos en las últimas décadas en la región. Esta fenomenología ha impactado a la salud pública (al menos dos intoxicaciones documentadas), así como a organismos marinos y de manera importante a la actividad económica costera en la costa occidental de Baja California, donde existe la mayor producción de moluscos bivalvos cultivados en el país.

► Literatura citada

- Barton, E. D., Tanner, P., Turchen, S. G., Tunget, C. L., Manoguerra, A. & Clark, R. F. (1995). Ciguatera fish poisoning-A Southern California epidemic. *West Journal of Medicine*, 163:31-35
- COFEPRIS (2016). Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. Alertas sanitarias vigentes por presencia de Florecimiento de Algas Nocivas (FAN) y biotoxinas marinas. Recuperado de <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Marea%20Roja/EmergenciasSanitariasEstatales.aspx>.
- De la Cruz-Agüero, J., Gárate-Lizárraga, I., Tiburcio-Pintos, G., Sánchez-García, C. & Acevedo-Ruiz E. (2012). Mass stranding of fish in the Cape region of Gulf of California. *Marine Biodiversity Records* 5(e70), 1-4.
- García-Mendoza, E., Rivas, D., Olivos-Ortiz, A., Almazán-Becerril, A., Castañeda-Vega, C. & Peña-Manjarrez, J. L. (2009). A toxic *Pseudo-nitzschia* bloom in Todos Santos Bay, northwestern Baja California, Mexico. *Harmful Algae* 8,493–503.
- García-Mendoza, E., Sanchez-Bravo, Y. A., Turner, A., Blanco, J., O'Neil, A., Mancera-Flores, J. M., Pérez-Brunius, P., Rivas, D., Almazán-Becerril, A. & Peña-Manjarrez, J. L. (2014). Lipophilic toxins in cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Baja California, Mexico. *Toxicon* 90,111-123.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Verdugo-Díaz, G., Muñetón-Gómez, M. S. y Félix-Pico, F. E. (2007). Dinoflagelados (Dinophyceae) del sistema lagunar Magdalena-Almejas. En: Funes-Rodríguez, R *et al.* eds. *Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena* pp. 145-174. México: CICIMAR-IPN, FORMAR-Gobierno de BCS.
- Gárate-Lizárraga, I., Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortiz, J. y Band-Schmidt, C. J. (2008). Microalgas y biotoxinas marinas en las costas mexicanas. *Conversus* 9, 22-26.
- Gómez-Tagle, A. (2007). Informe de evaluación correspondiente al mes de agosto del 2007. Componentes Inocuidad y Sanidad Acuícola. Comité de Sanidad Acuícola de BCS, Baja California Sur. p. 7.
- Gregorio, E. D. & Pieper, R. E. (2000). Investigations of red tides along the Southern California Coast. *Bulletin Southern California Academic Science* 99, 147–160.
- Hallegraeff, G. M. (1998). Concluding remarks on the autecology of harmful algal blooms. En: Anderson, D.M., Cembella, A.D. y Hallegraeff, G.M. eds. *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. pp. 371–378. NATO ASI Series, vol. G 41. USA: Springer-Verlag.
- Hernández-Becerril, D. U., Alonso-Rodríguez, R., Álvarez-Góngora, C., Barón-Campis, S. A., Ceballos-Corona, G., Herrera-Silveira, J., Meave del Castillo, M. E., Juárez-Ruiz, N., Merino-Virgilio, F., Morales-Blake, A., Ochoa, J. L., Orellana-Cepeda, E., Ramírez-Camarena, C. & Rodríguez-Salvador, R. (2007) Toxic and harmful marine phytoplankton and microalgae (HABs) in Mexican Coasts, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42:10, 1349-1363.
- Jessup, D. A., Miller, M. A., Ryan, J. P., Nevins, H. M. & Kerkering H. A. (2009) Mass Stranding of Marine Birds Caused by a Surfactant-Producing Red Tide. *PLoS ONE* 4(2), e4550.
- Lechuga-Devezé, C. & Sierra-Beltrán, A. P. (1995) Documented case of ciguatera on the Mexican Pacific coast. *Natural Toxins* 3, 415–418.
- Lewitus, A. J., Horner, R. A., Caron, D. A., García-Mendoza, E., Hickey, B. M., Hunter, M., Huppert, D. D., Kudela, R. M., Langlois, G. W., Largier, J. L., Lessard, E. J., RaLonde, R., Jack Rensel, J. E., Strutton, P. G., Trainer, V. L. & Tweddle, J. F. (2012) Harmful algal blooms along the North American west coast region: History, trends, causes, and impacts. *Harmful Algae* 19, 133–159.
- Morales Chávez, R., Martínez García, G. & Jiménez Pérez, L. C. (1994) Abstracts book I. International

- Symposium on *Marine Biology*, Ensenada, BC, 13-17 June 1994. Mexico. En: Sierra Beltrán, A., Palafox-Uribe, M., Grajales-Montiel, J., Cruz-Villacorta, A. & Ochoa, J. L. 1997. Sea bird mortality at Cabo San Lucas, Mexico: evidence that toxic diatom blooms are spreading. *Toxicon* 35(3), 447-453.
- Núñez Vázquez, E. J., Gárate Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Cordero-Tapia, A., Hernández Sandoval, F. E., Heredia-Tapia, A. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2011) Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf of California. *Journal of Environmental Biology* 32, 413-423.
- Ochoa, J. L., Sanchez-Paz, A., Cruz-Villacorta, A., Núñez-Vázquez, E. J. & Sierra-Beltran, A. P. (1997) Toxic events in the North Pacific coastline in Mexico during 1992-1995: origin and impact. *Hydrobiologia* 352,195-200.
- Orellana-Cepeda, E., Granados-Machuca, C. & Serrano-Esquer, J. (2004) *Ceratium furca*: one possible cause of mass mortality of cultures blue fin tuna at Baja California, México. Pp. 514-516. En: Steidinger, K.A., Landsberg, J.H., Thomas, C.R. & Vargo, G.A. eds. *Proceedings of the 10th International Conference on Harmful Algae*, Harmful algae. St. Peresburg, Florida, USA.
- Orellana-Cepeda, E., Canino-Herrera, R., Santamaría del Ángel, E., Granados-Machuca, C., Valdez, M. y Morales-Zamorano, L. A. (2009) Florecimiento de *Ceratium divaricatum* frente a la costa Noroeste de Ensenada, Baja California, durante la primavera de 2007. p. 16. En: Almazán Becerril, A., García Mendoza, E. y Peña Manjarrez, J.L. eds. *Informe Técnico: Resultados, análisis y conclusiones de las ponencias y mesas de trabajo. Segundo Taller de Florecimientos Algales Nocivos*. 21-23 de noviembre de 2007. Ensenada, Baja California, México.
- Peña-Manjarrez, J. L., Gaxiola-Castro, G., Helenes-Escamilla, J. & Orellana-Cepeda, E. (2001) Cysts of *Lingulodinium polyedrum*, red tide producing organism in the Todos Santos Bay (Winter-Spring, 2000). *Ciencias Marinas* 27, 543-558.
- Peña-Manjarrez, J. L., Helenes-Escamilla, J., Gaxiola-Castro, G. & Orellana-Cepeda, E. (2005) Dinoflagellate cysts and bloom events at Todos Santos Bay, Baja California, México, 1999-2000. *Continental Shelf Research* 25, 1375-1393.
- Peña-Manjarrez, J. L. (2008) Ecología de Dinoflagelados Productores de Florecimientos en la Bahía de Todos Santos, Baja California. (Tesis de Doctorado en Ciencias). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Baja California, México.
- Ruiz-de la Torre, M. C., Maske, H., Ochoa, J. & Almeda-Jauregui, C.O. (2013) Correction: Maintenance of Coastal Surface Blooms by Surface Temperature Stratification and Wind Drift. *PLoS ONE* 8(6).
- Sánchez-Bravo, Y. A. (2013) Concentración de toxinas lipofílicas en el mejillón mediterráneo (*Mytilus galloprovincialis*) asociados a la presencia de dinoflagelados del género *Dinophysis* durante enero a diciembre del 2012, en la Bahía de Todos Santos, BC, México. (Tesis de Licenciatura) Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas, Baja California, México.
- Sánchez-Bravo, Y. A. (2016) Distribución espacio-temporal del dinoflagelado *Dinophysis fortii*, productor de toxinas lipofílicas en la Bahía de Todos Santos, Baja California, México. (Tesis de Maestría en Ciencias). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- SEPESABC (2016) Estadísticas: Producción pesquera y Acuícola de Baja California. Recuperado de: <http://www.sepescabc.gob.mx/x/estadisticas/>
- Sierra Beltrán, A., Palafox-Uribe, M., Grajales-Montiel, J., Cruz-Villacorta, A. & Ochoa, J. L. (1997) Sea bird mortality at Cabo San Lucas, Mexico: evidence that toxic diatom blooms are spreading. *Toxicon* 35(3), 447-453.

- Sierra Beltrán, A. P., Cruz, A., Núñez-Vázquez, E. J., Del Villar, L. M., Cerecero, J. & Ochoa, J.L. (1998) An overview of the marine food poisoning in Mexico. *Toxicon* 36(11), 1493-1502.
- Trainer, V. L., Pitcher, G. C., Reguera, B. & Smayda, T. J. (2010) The distribution and impacts of harmful algal bloom species in eastern boundary upwelling systems. *Progress in Oceanography*, 85(1), 33-52.
- Tubaro, A., Sirari, L., Della Loggia, R. & Yasumoto, T. (1998) Occurrence of yessotoxin-like toxins in phytoplankton and mussels from the northern Adriatic Sea. pp. 470-472 En: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M.L. & Wyatt, T. eds. *Harmful Algae*. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia and IOC of UNESCO.
- Work, T. M., Beale, M. A., Fritz, L., Quilliam, M. A., Silver, M., Buck, K. & Wright, J. L. C. (1993) Domoic acid intoxication of brown pelicans and cormorants in Santa Cruz California. pp. 643-649 En: Smayda, T.J. & Shimizu, Y. eds. *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Amsterdam: Elsevier.

Florecimientos algales nocivos en la costa occidental de Baja California Sur

Gárate-Lizárraga, Ismael¹; Verdugo-Díaz, Gerardo¹; Okolodkov, Yuri B.²

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México.
igarate@ipn.mx

² Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Calle Hidalgo Núm. 617, Colonia Río Jamapa, CP 94290. Boca del Río, Veracruz, México.



Resumen

El estado de Baja California Sur (BCS), México, dispone de 2200 km de litoral, de los cuales 1400 km corresponden a la costa occidental y 800 km a la oriental (Golfo de California). Los primeros estudios sobre fitoplancton en la costa de la península de Baja California fueron publicados por W.E. Allen en 1923 y 1924. Aunque existe un número importante de estudios sobre el fitoplancton realizados por investigadores mexicanos, no se cuenta con un seguimiento continuo de los florecimientos algales nocivos (FAN). En este estudio se presenta una recopilación de los datos sobre los FAN en la costa occidental de BCS. Treinta y seis especies y taxa infraespecíficos se han identificado como responsables de producir FAN, causados por diatomeas (25), dinoflagelados (9), prasinofíceas (1) y ciliados (1). Once FAN pertenecieron al género de diatomeas *Chaetoceros*, siendo *C. compressus* y *C. costatus* las más comunes. De *Pseudo-nitzschia* se reportaron ocho FAN, destacando *P. pungens* y *P. pseudodelicatissima*, las cuales son potencialmente tóxicas. Los dinoflagelados *Akashiwo sanguinea* y *Prorocentrum minimum* son los mayores formadores de FAN, siendo *A. sanguinea* causante de mortandades masivas de peces e invertebrados marinos. En concentraciones bajas se han encontrado especies de dinoflagelados de los géneros *Alexandrium*, *Pyrodinium*, *Dinophysis*, *Phalacroma*, *Lingulodinium*, *Gonyaulax* y *Protoceratium*, los cuales son conocidos por producir toxinas que pueden afectar tanto a la fauna marina como al ser humano. La ocurrencia de florecimientos en diversas áreas de la costa occidental de BCS parece estar relacionada con los eventos de surgencia.

Palabras clave: Diatomeas, dinoflagelados, fitoplancton, florecimientos algales nocivos, microalgas, Bahía Magdalena.

Abstract

The State of Baja California Sur (BCS), Mexico, possesses 2200 km of littoral, of which 1400 km are on the west coast and 800 km are on the east coast (Gulf of California). The first phytoplankton studies of the Baja California Peninsula were published by W.E. Allen in 1923 and 1924. Although the number of phytoplankton studies published by Mexican scientists is important, a continuous surveillance of harmful algal blooms (HAB) has not been performed. The data on HAB along the west coast of BCS have been compiled. Thirty-six species and infraspecific taxa, belonging to diatoms (25), dinoflagellates (9), prasinophyceans (1) and ciliates (1), have been responsible for HAB. Eleven HAB were caused by the diatom genus *Chaetoceros*, *C. compressus* and *C. costatus* being the most common species. Eight HAB were produced by the genus *Pseudo-nitzschia*, of which the potentially toxic *P. pungens* and *P. pseudodelicatissima* were noticeable. The dinoflagellates *Akashiwo sanguinea* and *Prorocentrum minimum* are the main HAB-causing species; the former being responsible for mass mortalities of marine fish and invertebrates. Diverse species of the dinoflagellate genera *Alexandrium*, *Pyrodinium*, *Dinophysis*, *Phalacroma*, *Lingulodinium*, *Gonyaulax* and *Protoceratium*, producers of toxins that can affect both marine fauna and human health, were found in low abundances. The occurrence of blooms in diverse areas of the west coast of BCS seems to be related to upwelling events.

Keywords: Diatoms, dinoflagellates, phytoplankton, harmful algal blooms, microalgae, Bahía Magdalena.

► Introducción

El estado de Baja California Sur (BCS) tiene 2200 km de litoral, de los cuales 1400 km corresponden a la costa occidental y 800 km a la oriental (Golfo de California), donde se han presentado florecimientos algales nocivos (FAN). Los primeros estudios sobre fitoplancton en la costa de la península de Baja California se realizaron como resultado de expediciones llevadas a cabo por investigadores de la Universidad de California (Allen, 1923; 1924). En estos primeros estudios se encontró que las diatomeas son el componente mayoritario del fitoplancton, resaltando Punta Eugenia, Punta Abreojos y Cabo San Lázaro como las áreas con mayores abundancias. Allen (1924) estimó concentraciones de 182×10^3 a 497×10^3 células por litro (cél/l). Posteriormente, Allen (1934) reportó los primeros florecimientos de diatomeas en la costa occidental de BCS. Estos florecimientos fueron causados por las diatomeas *Chaetoceros costatus* con 2000×10^3 cél/l en Punta Eugenia y *Asterionellopsis glacialis* con 1000×10^3 cél/l en Bahía Magdalena. Posteriormente, ocurrieron diversos florecimientos de la diatomea *Thalassiosira eccentrica* en Bahía Magdalena (Longhurst *et al.*, 1967), del dinoflagelado *Lingulodinium polyedra* y del ciliado *Mesodinium rubrum* en Punta San Hipólito (Blasco, 1977; Packard *et al.*, 1979). Aunque existe un número importante de estudios sobre el fitoplancton realizados por investigadores mexicanos,



no se cuenta con un seguimiento continuo de los florecimientos algales, siendo en su mayoría eventos registrados de manera fortuita. No obstante, el personal del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN) ha realizado cruceros oceanográficos en la costa occidental y desde 1980 ha muestreado de manera regular el sistema lagunar Magdalena-Almejas, donde se han registrado FAN de diversos grupos fitoplanctónicos. El presente trabajo es una recopilación y análisis de los registros de FAN que existen en diversas publicaciones científicas, de divulgación, tesis, datos de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), así como algunos datos no publicados de muestreos realizados en la costa occidental de BCS. Además, se utilizan datos no publicados de los muestreos realizados en Bahía Magdalena en 1988-1989 y recientes. Asimismo, se incluyeron resultados que no han sido publicados de muestreos realizados durante dos ciclos circadianos del 16 al 17 y del 23 al 24 de febrero de 1989 en la boca de Bahía Magdalena.

► Área de estudio

La costa occidental de BCS es parte de la región central del océano Pacífico oriental (Fig. 1), que se caracteriza por presentar una plataforma continental de una extensión reducida, misma que incrementa su magnitud en zonas de lagunas costeras (Chase, 1968). Presenta áreas relativamente someras, así como algunas montañas y trincheras submarinas (Wooster y Cromwell, 1958). Las surgencias tienen lugar principalmente durante invierno y primavera hacia el sur de Bahía Magdalena (Sverdrup *et al.*, 1942).

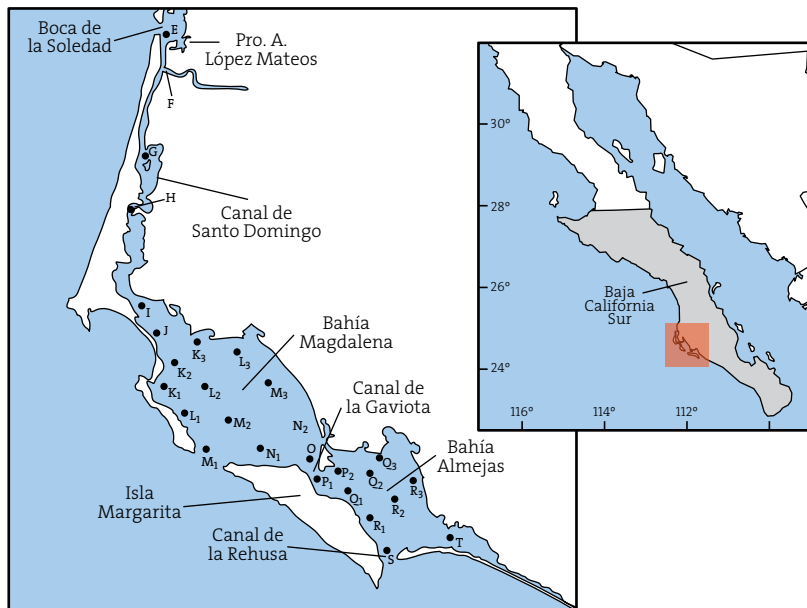


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo dentro del sistema lagunar Magdalena-Almejas, Baja California Sur, durante 1982-1989.

En esta zona, la Corriente de California tiene gran influencia principalmente durante el invierno, ya que lleva aguas de origen subártico, caracterizada por su temperatura y salinidad relativamente bajas y por un alto contenido de oxígeno disuelto (Sverdrup *et al.*, 1942). Biológicamente, se caracteriza por su alta productividad primaria, que es el resultado de surgencias costeras producidas por un transporte de Ekman hacia fuera de la costa, que genera el transporte vertical de agua subsuperficial. Estas surgencias costeras son producto del flujo hacia el ecuador y se caracterizan por ser agua fría, salada y rica en nutrientes. El sistema lagunar Bahía Magdalena-Almejas se localiza en la costa sur-occidental de la península de Baja California (24°16' N - 25°45' N y 111°20' O - 112°18' O). El sistema lagunar presenta condiciones fisicoquímicas particulares al estar formado por zonas geomorfológicamente distintas (Fig. 1), como la zona de canales (137 km²) ubicada al noroeste, Bahía Magdalena (883 km²) situada en la parte central del complejo, y Bahía Almejas (370 km²) situada al sureste (Álvarez-Borrogo *et al.* 1975; Nienhuis y Guerrero, 1985).

► Metodología

Además de la información recopilada de publicaciones científicas, de divulgación, tesis, memorias de congresos, para este trabajo se utilizaron datos no publicados de muestreos de la COFEPRIS en la costa occidental de BCS (COFEPRIS, 2014), realizados en Bahía Magdalena en 1988-1989, así como de muestreos realizados durante dos ciclos de 24 horas, llevados a cabo en la boca de Bahía Magdalena del 16 al 17 y del 23 al 24 de febrero de 1989.

La colecta, fijación, preservación y metodología utilizada en el análisis de las muestras se describe y se cita en cada referencia. Para el caso particular de las muestras, recolectadas de fitoplancton o de florecimientos algales por el personal del Departamento de Plancton y Ecología Marina del CICIMAR-IPN en Bahía Magdalena, se utilizaron botellas van Dorn. Asimismo, se realizaron arrastres horizontales y verticales (desde 15 m) con una duración de aproximadamente 5 minutos, utilizando una red de 20 µm de luz de malla. La fijación de las muestras se hizo utilizando solución de acetato lugol y después se preservaron con formol al 5%. Además, se llevaron a cabo colectas superficiales de muestras con redes de 20 ó 64 µm de luz de malla. La identificación de las especies de dinoflagelados se hizo consultando los trabajos tradicionales de Kofoed y Swezy (1921), Schiller (1933, 1937), Taylor (1976), Dodge (1982), Fukuyo *et al.* (1990), Steidinger y Tangen (1996) y Avancini *et al.* (2006). Para la identificación de diatomeas se utilizaron los trabajos de Hustedt (1930), Cupp (1943), Hasle y Syvertsen (1996), así como artículos especializados.

► Resultados y discusión

Como resultado de esta revisión, se encontró que 39 especies y taxa infraespecíficos son responsables de producir FAN en la costa occidental de BCS y pertenecen a los siguientes grupos taxonómicos: diatomeas, dinoflagelados, prasinofíceas y ciliados (Allen, 1923, 1934; Cupp y Allen, 1938; Longhurst *et al.*, 1976; Blasco, 1978; Packard *et al.*, 1978; Nienhuis y Guerrero, 1985;

Gárate-Lizárraga 1992; Martínez-López *et al.*, 1993; Licea-Durán *et al.*, 1999; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001a, 2001b, 2007, 2009). Los datos de abundancia se expresan en células por litro (cél x 10³/l) (Tablas 1 y 2).

Del grupo de las diatomeas, se identificaron 25 especies que formaron florecimientos (Tabla 1), de las cuales 11 eventos pertenecieron al género *Chaetoceros*. *C. compressus* y *C. costatus* fueron las especies con mayor número de eventos registrados. Los FAN del género *Chaetoceros* pueden causar lesiones en el epitelio de las branquias de los peces que producen un exceso de mucus, dando como resultado la muerte de los peces por asfixia (Kent *et al.*, 1995). Los FAN de especies que forman colonias, como *C. socialis*, han sido reportados en aguas chilenas por tener un efecto en la pérdida del apetito de los peces (Clement y Lembeye, 1993). Gárate-Lizárraga *et al.* (2007) reportaron varios florecimientos de *C. compressus*, *C. curvisetus* y *Eucampia zodiacus* durante ciclos circadianos. El florecimiento de *E. zodiacus* se mantuvo durante el ciclo diurno independiente del periodo de la marea; se observaron diferencias entre los niveles de muestreo. Verdugo-Díaz (1993) registró proliferaciones masivas de esta especie en mayo de 1989 a lo largo de las bahías Magdalena y Almejas. La diatomea *Proboscia alata* forma florecimientos puntuales y masivos a lo largo de todo el sistema lagunar Magdalena-Almejas (Gárate-Lizárraga 1992; Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones, 1998), así como en la región adyacente a este sistema lagunar (Martínez-López, 1993). La especie es característica del periodo cálido, y su dominancia se ve favorecida durante los periodos de “El Niño” (Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones, 1998).

Del género *Pseudo-nitzschia* se reportaron ocho florecimientos, destacando *P. pungens*, *P. pseudodelicatissima* y *P. subfraudulenta*, especies potencialmente nocivas. Adicionalmente a estos registros, Hernández-Becerril *et al.* (2007) reportaron *P. delicatissima*. Algunas cepas de *P. pungens* aisladas de diferentes áreas geográficas como Nueva Zelanda (Rhodes *et al.*, 1996), el estado de Washington, EUA (Trainer *et al.*, 1998) y la Bahía de Monterey (Bates *et al.*, 1998) han sido reportados como nocivos. *P. pseudodelicatissima* también es una especie productora de ácido domoico (Moschandreu *et al.*, 2010). Las cepas de *P. subfraudulenta* no se han descrito como nocivas (Teng *et al.*, 2013). *Cylindrotheca closterium* fue responsable de seis florecimientos. Esta especie se ha considerado nociva, ya que produce sustancias químicas alelopáticas que inhiben el crecimiento de otras especies como el alga rafidofícea *Heterosigma akashiwo* (Hiromi *et al.* 1995). *Skeletonema costatum* también produce efectos alelopáticos que afectan el crecimiento de diversas especies de fitoplancton (Khairy, 2010). El resto de las especies que formaron florecimientos se consideraron inocuas.

Tabla 1. Florecimientos algales de diatomeas registrados en la costa occidental de Baja California Sur (1931-2014).

ESPECIE/ DIATOMEAS	FECHA	LOCALIDAD	ABUNDANCIA (cél x 10 ³ /l)	REFERENCIA
<i>Chaetoceros costatus</i>	Abril de 1931	Punta Eugenia	2000	Allen (1934)
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Abril de 1931	Bahía Magdalena	1000	Allen (1934)
<i>Chaetoceros costatus</i>	Marzo de 1937	San Juanico	855	Cupp y Allen (1938)

<i>Chaetoceros costatus</i>	Marzo de 1937	San Lázaro Frente a Bahía	211	Cupp y Allen (1938)
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	Junio de 1964	Frente a Bahía Magdalena	5300	Longhurst et al. (1967)
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	Junio de 1964	Frente a Bahía Magdalena	10200	Longhurst et al. (1967)
<i>Cylindrotheca closterium</i>	Junio de 1964	Frente a Bahía Magdalena	14600 - 23700	Longhurst et al. (1967)
<i>Leptocylindrus danicus</i>	Junio de 1964	Frente a Bahía Magdalena	6700 - 8200	Longhurst et al. (1967)
<i>Proboscia alata</i>	Octubre de 1986	Bahía Magdalena	500 - 1200	Gárate-Lizárraga (1992)
<i>Proboscia alata</i>	Julio de 1982	Frente a Isla Margarita	170	Martínez-López (1993)
<i>Cylindrotheca closterium</i>	Abril de 1988	Bahía Magdalena	164	Este estudio
<i>Cerataulina pelagica</i>	Abril de 1988	Bahía Magdalena	164	Este estudio
<i>Chaetoceros compressus</i>	Abril de 1988	Bahía Magdalena	107	Este estudio
<i>Rhizosolenia bergonii</i>	Abril de 1988	Bahía Magdalena	123-204	Este estudio
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Abril de 1988	Bahía Magdalena	50	Este estudio
<i>Guinardia striata</i>	Abril de 1988	Zona de Canales	28.2 - 37.6	Este estudio
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	Junio de 1988	Zona de Canales	43.6 - 55.2	Este estudio
<i>Eucampia zodiacus</i>	Junio de 1988	Bahía Magdalena	223.6 - 640	Este estudio
<i>Eucampia zodiacus</i>	Junio de 1988	Bahía Almejas	45.4 - 53.6	Este estudio
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	Junio de 1988	Zona de Canales	28.4 - 208.4	Este estudio
<i>Leptocylindrus danicus</i>	Julio de 1988	Bahía Magdalena	110 - 429	Este estudio
<i>Leptocylindrus danicus</i>	Julio de 1988	Canal de la Gaviota	124	Este estudio
<i>Thalassiosira gravida</i>	Octubre de 1988	Bahía Almejas	87 - 140	Este estudio
<i>Eucampia zodiacus</i>	Mayo de 1989	Bahía Magdalena	211 - 763	Este estudio
<i>Eucampia zodiacus</i>	Mayo de 1989	Bahía Almejas	112 - 396	Gárate-Lizárraga et al. (2001b)
<i>Chaetoceros compressus</i>	Febrero de 1989	Bahía Magdalena	312 - 228	Gárate-Lizárraga et al. (2001b)
<i>Chaetoceros compressus</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	110 - 475.6	Este estudio
<i>Chaetoceros affinis</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	45.6 - 112.4	Este estudio
<i>Chaetoceros compressus</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	15.8 - 583	Este estudio
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	7.2 - 274.4	Este estudio
<i>Chaetoceros debilis</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	100 - 527.2	Este estudio
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	148.8 - 423.4	Este estudio
<i>Hemiaulus sinensis</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	12 - 203.2	Este estudio

<i>Leptocylindrus danicus</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	128	Este estudio
<i>Eucampia zodiacus</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	64.2 - 72.6	Este estudio
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	42.6 - 50.8	Este estudio
<i>Eucampia zodiacus</i>	Mayo de 1989	Bahía Magdalena	560	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2001b)
<i>Eucampia zodiacus</i>	Mayo de 1990	Canal de la Gaviota	312	Este estudio
<i>Cylindrotheca closterium</i>	Septiembre de 1996	Laguna Ojo de Liebre	481.5	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2001b)
<i>Cylindrotheca closterium</i>	Julio de 1996	Golfo de Ulloa	884 - 1008	Este estudio
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Marzo de 1998	Bahía Ballenas	26498	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Marzo de 1998	San Ignacio	10559	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Cylindrotheca closterium</i>	Marzo de 1998	San Ignacio	2000	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Cylindrotheca closterium</i>	Junio de 1998	San Ignacio	1100	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Nitzschia ovalis</i>	Marzo de 1998	San Ignacio	1550	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Pseudo-nitzschia subfraudulenta</i>	Marzo de 1998	San Ignacio	220	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Pseudo-nitzschia subfraudulenta</i>	Junio de 1998	San Ignacio	160	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima</i>	Marzo de 1998	San Ignacio	662	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima</i>	Junio de 1998	San Ignacio	1987	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	Junio de 1998	Bahía Ballenas	357	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Skeletonema costatum</i>	Junio de 1998	San Ignacio	4640	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Skeletonema costatum</i>	Junio de 1998	Bahía Ballenas	180	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	Julio-agosto de 2005	Punta Abreojos	sin conteos	COFEPRIS (2014)
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	Junio-julio de 2009	Punta Abreojos	sin conteos	COFEPRIS (2014)

cc= ciclos circadianos.

Del grupo de los dinoflagelados se han identificado 9 especies que forman florecimientos; de éstas, 7 son tecadas y 2 son desnudas (Tabla 2). Del grupo de los dinoflagelados desnudos, *Akashiwo sanguinea* es la única especie que ha causado florecimientos en la costa occidental de BCS, los cuales pueden durar varios meses y han sido relacionados con mortandades de peces e invertebrados marinos (Turrubiates-Morales, 1994; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007). Dado que *A. sanguinea* no es una especie productora de toxinas, las mortandades masivas de organismos han estado asociadas al abatimiento de oxígeno (Horner *et al.*, 1997; Kahru *et al.* 2004; Gárate-

Lizárraga *et al.*, 2007). Recientemente, se reportó que la mortandad de aves marinas ocurrida en la Bahía de Monterey, California, EUA, se debió a los exudados de un aminoácido tipo micosporina producidos por *A. sanguinea*, los cuales son surfactantes solubles en agua (Jessup *et al.*, 2009). *Noctiluca scintillans* es otro dinoflagelado desnudo que proliferó en Bahía Magdalena sin consecuencias para la fauna marina (Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones, 1998; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007).

Tabla 2. Florecimientos algales de dinoflagelados, prasinofíceas y ciliados registrados en la costa occidental de Baja California Sur (1972-2014).

ESPECIE/ DINOFLAGELADOS	FECHA	LOCALIDAD	DENSIDAD (cél/s × 10 ³ /l)	REFERENCIA
<i>Lingulodinium polyedra</i>	Marzo de 1972	San Hipólito	18.4 - 89.1	Blasco (1977)
<i>Akashiwo sanguinea</i>	Abril de 1986	Costa occidental de BCS	2000 - 2200	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2001a)
<i>Akashiwo sanguinea</i>	Abril-agosto de 1991	Costa occidental de BCS	93 - 866	Turrubiates-Morales (1994)
<i>Prorocentrum triestinum</i>	Julio de 1988	Bahía Almejas	123.6 - 605.4	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2007a)
<i>Prorocentrum triestinum</i>	Julio de 1988	Bahía Magdalena	18.4 - 22.6	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2007a)
<i>Prorocentrum koreanum</i>	Febrero de 1989; cc	Bahía Magdalena	165 - 209	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2001a)
<i>Akashiwo sanguinea</i>	Julio de 1996	Costa occidental	669	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2001a)
<i>Akashiwo sanguinea</i>	Septiembre de 1996	Laguna Ojo de Liebre	284.6	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2001a)
<i>Akashiwo sanguinea</i>	Julio de 1996	Boca de la Soledad	378 - 611	Este estudio
<i>Prorocentrum triestinum</i>	Julio de 1996	Boca de la Soledad	42.4	Este estudio
<i>Tripos furca</i>	Julio de 1996	Costa occidental	1636	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2001a)
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	Septiembre de 1996	Laguna Ojo de Liebre	1307 - 1703	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2001a)
<i>Tripos furca</i>	Julio de 1996	Punta Eugenia	123	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Akashiwo sanguinea</i>	Julio de 1996	Punta Eugenia	1806	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Prorocentrum minimum</i>	Marzo de 1998	San Ignacio	1330	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Prorocentrum minimum</i>	Junio de 1998	San Ignacio	662	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	Junio de 1998	Bahía Ballenas	662	Licea-Durán <i>et al.</i> (1999)
<i>Noctiluca scintillans</i>	Enero de 2000	Bahía Magdalena	1000 - 3200	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> (2007)
<i>Akashiwo sanguinea</i>	Octubre de 2007	Bahía Tortugas	3400 - 4600	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i>
<i>Heterocapsa</i> sp.	Febrero de 2008	Bahía Magdalena	1310	Este estudio

<i>Peridinium quadridentatum</i>	Julio de 2009	López Mateos	1200	Este estudio
<i>Prorocentrum koreanum</i>	Mayo-julio de 2014	Punta Abreojos	sin conteos	COFEPRIS (2014)
<i>Prorocentrum compressum</i>	Mayo-julio de 2014	Punta Abreojos	sin conteos	COFEPRIS (2014)
<i>Pyramimonas grossii</i>	Octubre de 1986	Bahía Magdalena	400 - 820	Gárate-Lizárraga (1992)
<i>Mesodinium rubrum</i>	Abril-mayo de 1973	Punta San Hipólito	236 - 538	Packard <i>et al.</i> (1978)
<i>Mesodinium rubrum</i>	Febrero de 2008	Bahía Magdalena	894	Este estudio

cc= ciclos circadianos.

Entre los dinoflagelados tecados, destacan las especies del género *Prorocentrum*: *P. koreanum* (posiblemente, reportada anteriormente como *P. micans*), *P. compressum*, *P. triestinum* y *P. minimum*. Esta última es potencialmente nociva para los humanos ya que puede causar la intoxicación diarreica por consumo de mariscos. Algunas cepas de *P. minimum* aisladas de la costa francesa del Mediterráneo y los mariscos expuestos en una área donde proliferó esta especie, presentan neurotoxinas que pueden matar ratones (Heil *et al.*, 2005). En la costa occidental de BCS también se han detectado otras especies como *P. lima* y *P. rathymum*, reportadas como productoras de ácido okadaico y sus derivados, venerupina, toxinas de acción rápida o sustancias alelopáticas. *Prorocentrum compressum* y *P. triestinum* son especies inocuas. El dinoflagelado *Lingulodinium polyedra*, que forma FAN en la costa occidental de BCS ha sido reportado como productor de yesotoxinas. Se han reportado cuatro análogos diferentes en esta especie, aunque no hay reportes de intoxicación en humanos causada por este tipo de toxinas (Paz *et al.*, 2008). Otras especies que también producen yesotoxinas y que están presentes en la costa occidental, son *Gonyaulax spinifera* y *Protoceratium reticulatum*. *Scrippsiella trochoidea* es otro dinoflagelado que ha proliferado en estas costas sin consecuencias sobre la fauna marina; sin embargo, algunas cepas de *S. trochoidea* aisladas del Atlántico noroccidental causaron 100% de mortalidad de larvas de ostión oriental *Crassostrea virginica* durante tres días de exposición; asimismo, esta especie exhibió efectos letales sobre las larvas de almeja blanca *Mercenaria mercenaria* (Tang y Gobler, 2012).



Ceratium furca ha sido reportada como nociva ya que estuvo asociada a la muerte de peces en cautiverio e invertebrados marinos (Orellana-Cepeda *et al.*, 2002). Aunque no reportan su abundancia celular, Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones (1998) registraron florecimientos puntuales de *C. furca* y *C. fusus* para el sistema lagunar Magdalena-Almejas, haciendo hincapié en que los dinoflagelados nunca desplazan a las diatomeas. Es importante mencionar que en este sistema lagunar, como en el resto de la costa occidental, destaca la presencia de especies potencialmente productoras de toxinas diarreicas, como *Dinophysis acuminata*, *D. caudata*, *D. fortii*, *D. miles*, *D. norvegica*, *D. sacculus*, *D. tripos*, *Phalacroma mitra* y *P. rotundatum* (Smayda, 1975; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001a, 2001b, 2007; Gárate-Lizárraga y Verdugo-Díaz, 2001; Okolodkov y Gárate-Lizárraga, 2006).



Otra especie presente en la costa occidental y en el sistema lagunar Magdalena-Almejas es *Alexandrium monilatum* (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007), la cual ha sido reportado por provocar mortalidad de peces por la producción de sustancias hemolíticas (Bass *et al.*, 1983). Del grupo de dinoflagelados que producen toxinas paralizantes, se ha reportado la presencia de *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*, *Alexandrium tamiyavanichii* y *Gymnodinium catenatum*, las cuales son poco frecuentes y se han presentado en muestras de red (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007; Gárate-Lizárraga y González-Armas, 2011) y en muestras de botella (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2014). Las toxinas paralizantes producen intoxicación paralizante por consumo de mariscos en el ser humano causando problemas de salud pública.

Del grupo de las cianobacterias se han identificado tres especies potencialmente formadoras de FAN: *Trichodesmium erythraeum*, *T. thiebautii* y *Nostoc spumigena* (Nienhuis y Guerrero, 1985; Gárate-Lizárraga, 1992, Martínez-López, 1993; Gárate-Lizárraga y Verdugo-Díaz, 2001). *T. erythraeum* fue abundante en septiembre de 1984 y febrero de 1986 (Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones, 1998). Del grupo de las prasinofíceas, sólo se registró el florecimiento de *Pyramimonas grossii* con abundancias hasta de 840×10^3 cél/l. Finalmente, del ciliado fotosintético *M. rubrum* sólo se han reportado dos proliferaciones, una en San Hipólito y la otra en Bahía Magdalena (Packard *et al.*, 1978; este estudio). Los florecimientos de este ciliado representan una entrada de carbono importante al ambiente pelágico; sin embargo, las altas abundancias pueden llegar a causar la mortandad de peces e invertebrados al bloquear sus superficies respiratorias.

► Conclusiones

En la actualidad, los estudios sobre FAN en la costa occidental de BCS son escasos, ya que resulta costoso realizar muestreos sistemáticos. Sin embargo, los estudios realizados demuestran que las especies responsables de estos FAN son principalmente diatomeas, seguidas en menor proporción por los dinoflagelados. Debido a que se ha trabajado poco con muestras vivas de fitoplancton, no se conoce mucho sobre las especies de dinoflagelados desnudos en la costa occidental de BCS. Estos dinoflagelados son afectados por los fijadores como la formalina y el lugol, por lo que pueden no reconocerse o pueden destruirse por completo. Tal es el caso de las especies de *Cochlodinium*, *Levanderina* y *Amphidinium*. Algunas especies de dinoflagelados desnudos son nocivas, por ello es importante trabajar con material vivo para poder hacer un seguimiento de sus FAN. Se conoce la temporalidad de algunas especies como *A. sanguinea* y *C. closterium* (ocurren principalmente en el verano). Es importante hacer un seguimiento de las especies tóxicas que se han reportado a lo largo de la costa occidental de BCS, tanto del género *Pseudo-nitzschia* como de *Alexandrium*, ya que sus efectos no sólo pueden afectar a organismos marinos, sino también al ser humano.

Agradecimientos. Se agradece al IPN por su apoyo financiero a través de diferentes proyectos de investigación (SIP-20141181, SIP-20141095, SIP-20150500 y 20150537). Al personal del Departamento de Plancton y Ecología del CICIMAR-IPN y a la tripulación del buque oceanográfico “El Puma” por su ayuda en la recolecta de muestras de fitoplancton y de mareas rojas. A Mario Cas-

tillo-Chávez, responsable del proyecto Marea Roja de la COFEPRIS, por permitir el uso de información sobre mareas rojas ocurridas en BCS. A Roberto Cortés-Altamirano (UNAM-Mazatlán) y a Rocío Muciño-Márquez (UAM-Xochimilco), por haber facilitado literatura importante para esta revisión. A Marcia M. Gowing de la Universidad de California en Santa Cruz, California, EUA, por la revisión del resumen en inglés. A Gerardo Hernández-García del Departamento de Difusión y Divulgación del CIBNOR, por la elaboración de la figura 1. IGL es becario COFAA. GVD es becario COFAA y EDI. YBO es miembro del SNI.

► Literatura citada

- Allen, W. E. (1923). Observations on surface distribution of marine diatoms of Lower California in 1921. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 12, 435-445.
- Allen, W. E. (1924). Observations on surface distribution of marine diatoms of Lower California in 1922. *Ecology*, 5, 389-392, 1 fig.
- Allen, W. E. (1934). Marine plankton diatoms of Lower California in 1931. *Botanical Gazette*, 95, 485-492.
- Allen, W. E. (1937). Plankton diatoms of the Gulf of California obtained by the G. Allan Hancock expedition of 1936. *The University of Southern California Press*, 3, 47-59, 1 fig.
- Allen, W. E. (1938). The Templeton Crocker expedition to the Gulf of California in 1935 - the phytoplankton. *American Microscopy Society Transaction*, 57, 328-335, 1 fig.
- Álvarez-Borrego, S., Galindo-Bect, L. A., Chee-Barragán, A. (1975). Características hidrodinámicas de Bahía Magdalena, BCS. *Ciencias Marinas*, 2, 94-109.
- Avancini, M., Cicero, A. M., Di Girolamo, I. Innamorati, M., Magaletti E. & Sertorio-Zunini, T. (2006). *Guida al riconoscimento del plancton dei mari italiani, Vol. 1 - Fitoplancton*. (1ST ed.). Roma: Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – ICRAM.
- Bass, E. J., Pinion, J. P. & Sharif, M. E. (1983). Characteristics of a hemolysin from *Gonyaulax monilata* Howell. *Aquatic Toxicology*, 3, 15-22.
- Bates, S. S., Garrison, D. L. & Horner, R. A. (1998). Bloom dynamics and physiology of domoic-acid-producing *Pseudo-nitzschia* species In: Anderson, D. M., Cembella, A. D. & Hallegraeff, G. eds. *Physiological ecology of harmful algal blooms*. pp. 267-292. Berlin, Heidelberg, Germany: Springer Verlag.
- Blasco, D. (1977). Red tide in the upwelling region of Baja California. *Limnology and Oceanography*, 22, 255-263.
- Chase, T. E. (1968). Sea floor topography of the central eastern Pacific Ocean. *Department of the Interior United States Fish and Wildlife Service. Bureau of Commercial Fisheries*, 291, 1-33.
- Clement, A. & Lembeye, G. (1993). Phytoplankton monitoring program in the fish farming region of South Chile. In: Smayda, T. J. & Shimizu, Y. eds. *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. (1ST ed.). pp. 223-228. New York, USA: Elsevier.
- Cofepris (2014). Antecedentes en México. Presencia de Marea Roja en costas nacionales durante 2014. Recuperado de [http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Marea Roja/Antecedentes-Mexico.aspx](http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Marea%20Roja/Antecedentes-Mexico.aspx)
- Cupp, E. E. (1943). Marine plankton diatoms of the west coast of North America. *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography*, 5(1), 1-237.
- Cupp, E. E. & Allen, W. E. (1938). Plankton diatoms of the Gulf of California obtained by Allan

- Hancock Pacific expedition of 1937. *University of Southern California Press, Allan Hancock Pacific Expedition*, 3, 61–99, pl. 4–15.
- Dodge, J. D. (1982). *Marine dinoflagellates of the British Isles*. (1ST ed.). London, UK: HM Stat. Office.
- Fukuyo, Y., Takano, H., Chihara, M. & Matsuoka, K. (1990). *Red tide organisms in Japan. An illustrated taxonomic guide*. (1ST ed.). Tokyo, Japan: Uchida.
- Gárate-Lizárraga, I. (1992). Variación espacio temporal de la abundancia fitoplanctónica y de la estructura de las asociaciones microfitoplanctónicas en el Sistema Lagunar Magdalena-Almejas durante 1984-1986. (Tesis de maestría). Centro Interdisciplinario de Ciencias del Mar, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, México.
- Gárate-Lizárraga, I. (2013). Bloom of *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae: Gymnodiniales) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 67, 217-222.
- Gárate-Lizárraga, I. & Siqueiros-Beltrones, D. A. (1998). Time variation in phytoplankton assemblages in a subtropical lagoon system after the 1982-1983 “El Niño” event (1984 to 1986). *Pacific Science*, 52(1), 79-97.
- Gárate-Lizárraga, I. & Verdugo-Díaz, G. (2001). Checklist of marine phytoplankton in a subtropical lagoon system in Baja California Sur, México, from 1980-1989. In: Rushton, B. S., P. Hackney & Tyrie, C. R. eds. *Biological collections and biodiversity*. Linnean Society Occasional Publications, 3. pp. 255-270. London, UK: Westbury Publishing.
- Gárate-Lizárraga, I. & González-Armas, R. (2011). Occurrence of *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* along the southern coast of Baja California Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 626-630.
- Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Orozco, M. L., Band-Schmidt, C. J. & Serrano-Casillas, G. (2001a). Red tides along the coasts of Baja California Sur, Mexico (1984 to 2001). *Oceánides*, 16(2), 127-134.
- Gárate-Lizárraga, I., Verdugo-Díaz, G. & Siqueiros-Beltrones, D. A. (2001b). Variations in phytoplankton assemblages during 1988-1989 in a subtropical lagoon system on the west coast of Mexico. *Oceánides*, 16(1), 1-16.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Verdugo-Díaz, G., Muñetón-Gómez, M. S. y Félix-Pico, E. F. (2007). Dinoflagelados (Dinophyceae) del sistema lagunar Magdalena-Almejas. En: Funes-Rodríguez, R., Gómez-Gutiérrez, J. y Palomares-García, R. eds. *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena*. (1er ed.). pp. 145-174. La Paz, BCS, México: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional.
- Gárate-Lizárraga, I., Poot-Delgado, C. A., Ramírez-Castillo, E. R. & Páez-Hernández, M. H. (2013). Proliferation of *Pseudo-nitzschia brasiliensis* and *P. cf. pseudodelicatissima* (Bacillariophyceae) in the Estero Santa Cruz, northern Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48(2), 387-393.
- Gárate-Lizárraga, I., González-Armas, R., Tiburcio-Pintos, G., Sánchez-García, C., Olvera-Guevara, G. & Montero-Becerril, P. (2014). Fish die-offs along the southern coast of Baja California. *Harmful Algae News*, 48, 8-9.
- Gilbert, J. Y. & Allen, W. E. (1943). The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the “E. W. Scripps” in 1939 and 1940. *Journal of Marine Resources*, 5 (Contribution of the Scripps Institution of Oceanography, N. S., 183), 89-110.
- Hasle, G. R. & Syvertsen, E. E. (1996). Marine diatoms. In: Tomas, C. R. ed. *Identifying marine diatoms and dinoflagellates*. (1ST ed.). pp. 5-385. Academic Press, San Diego.
- Heil, C. A., Glibert, P. M. & Fan, C. L. (2005). *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller - A review of a harmful algal bloom species of growing worldwide importance. *Harmful Algae*, 4(3), 449-470.

- Hernández-Becerril, D. U., Bravo Sierra, E. & Aké-Castillo, J. A. (2007). Phytoplankton in western coast of Baja California in two distinct seasons in 1998. *Scientia Marina*, 71(4), 735-743.
- Hiroimi, J., Imanishi, D. & Kadota, S. (1995). Effect of *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) on the growth of red-tide raphidophycean flagellate *Heterosigma akashiwo*. *Bulletin of the College of Agriculture and Veterinary Medicine, Nihon University*, 52, 122-125.
- Horner, R., Garrison, D. & Plumley, F. (1997). Harmful algal bloom and red tide problems on the U.S. west coast. *Limnology and Oceanography*, 42, 1076-1088.
- Hustedt, F. (1930). Bacillariophyta. In: Pascher, A. ed. *Die Susswasser Flora Mitteleuropas*. (1ST ed.). pp. 10: 1-466. Gustav Fischer, Jena, Germany: Otto Koeltz Scient.
- Jessup, D. A., Miller, M. A., Ryan, J. P., Nevins, H. M., Kerkerling, H. A., Mekebri, A., Crane, D. B., Johnson, T. A. & Kudela, R. M. (2009). Mass stranding of marine birds caused by a surfactant-producing red tide. *PLoS ONE*, 4 (2), e4550.
- Kahru, M., Mitchell, B. G., Diaz, A. & Miura, M. (2004). MODIS detects a devastating algal bloom in Paracas Bay, Peru. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 85(45), 465-472.
- Kent, M. L., Whyte, J. N. C. & LaTrace, C. (1995). Gill lesions and mortality in seawater pen-reared Atlantic salmon *Salmo salar* associated with a dense bloom of *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira* species. *Diseases of Aquatic Organisms*, 22, 77-81.
- Khairy, H. M. (2010). Allelopathic effects of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyta) exometabolites on the growth of *Nannochloropsis oculata* and *Tetraselmis chuii* (Chlorophyta). *The Egyptian Society of Experimental Biology (Botany)*, 6(2), 79-85.
- Kofoed, C. A. & Swezy, O. (1921). *The free-living unarmored Dinoflagellata*. *Mem. Univ. Calif.*, 5. (1ST ed.). Berkeley, California, USA: University California Press.
- Licea-Durán, S., Gómez-Aguirre, S., Cortés-Altamirano, R. & Gómez, S. (1999). Notas sobre algunos florecimientos algales y la presencia de especies tóxicas en cinco localidades del Pacífico mexicano (1996-1999). En: Tresierra-Aguilar, A. E. & Culquichicón-Malpica, Z. G., eds. *VIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar*. ALICMAR y Universidad Nacional de Trujillo, Perú, 17-21 de octubre de 1999. pp. 335-337.
- Longhurst, A. R., Lorenzen, C. J. & Thomas, W. H. (1967). The role of pelagic crabs in the grazing of phytoplankton off Baja California. *Ecology*, 48(2), 190-200.
- Martínez-López, A. (1993). Efectos del evento "El Niño" 1982-83 en la estructura del fitoplancton en la costa occidental de Baja California Sur. (Tesis de maestría). Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, México.
- Moschandreu, K. K., Papatfthimiou, D., Katikou, P., Kalopesa, E., Panou, A., & Nikolaidis, G. (2010). Morphology, phylogeny and toxin analysis of *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (Bacillariophyceae) isolated from Thermaikos Gulf, Greece. *Phycologia*, 49, 260-273.
- Nienhuis, H. & Guerrero, R. (1985). A quantitative analysis of the annual phytoplankton cycle of the Magdalena lagoon-complex. *Journal of Plankton Research*, 7, 427-441.
- Okolodkov, Y. B. & Gárate-Lizárraga, I. (2006). An annotated checklist of dinoflagellates from the Mexican Pacific. *Acta Botánica Mexicana*, 74(1), 1-154.
- Omura, T., Iwataki, M., Borja, V. M., Takayama, H. & Fukuyo, Y. (2012). *Marine phytoplankton of the Western Pacific*. (1ST ed.). Tokyo, Japan: Kouseisha Kouseikaku.
- Orellana-Cepeda, E., Granados-Machuca, C. & Serrano-Esquer, J. (2002). *Ceratium furca*: One possible cause of mass mortality of cultured blue fin tuna at Baja California, Mexico. pp. 514-516. In: Steidinger, K. A., Landsberg, J. H., Tomas, C. R. & Vargo, G. A. eds. *Proceedings of the Xth International Conference on Harmful Algae*. St. Pete Beach, Florida, USA, October 21-25, 2002.

- Packard, T. T., Blasco, D. & Baber, R. T. (1978). *Mesodinium rubrum* in the Baja California upwelling system. In: Boje, R. & Tomczak, M. eds., *Upwelling ecosystems*. (1ST ed.). pp. 73-89. Berlin, Germany: Springer-Verlag.
- Paz, B., Daranas, A. H., Norte, M., Riobó, P., Franco, J. M. & Fernández, J. J. (2008). Yessotoxins, a group of marine polyether toxins: an overview. *Marine Drugs*, 6(2), 73-102.
- Rhodes, L., White, D., Syhre, M. & Atkinson, M. (1996). *Pseudo-nitzschia* species isolated from New Zealand coastal waters: domoic acid production in vivo and links with shellfish toxicity. In: Yasumoto, T., Oshima, Y. & Fukuyo, Y. eds. *Harmful and toxic algal blooms*. pp. 155-158. Paris, France: IOC-UNESCO.
- Schiller, J., (1933). Dinoflagellatae (Peridineae). In: Rabenhorst, L. ed. *Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, 2. Aufl. X. Band 3. Abt. 1 Teil*. (1ST ed.). Leipzig, Germany: Akademische Verlagsgesellschaft. m.g.H.
- Schiller, J., (1937). Dinoflagellatae (Peridineae). In: Rabenhorst, L. ed. *Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, 2. Aufl., X. Band, 3. Abt., 2 Teil*. (1ST ed.). Leipzig, Germany: Akademische Verlagsgesellschaft. m.g.H.
- Smayda, T. J., (1975). Net phytoplankton and the greater than 20-micron phytoplankton size in upwelling waters off Baja California. *Fishery Bulletin*, 73(1), 38-50.
- Steidinger, K. A. & Tangen, K. (1997). Dinoflagellates. In: Tomas, C. R. ed. *Identifying marine phytoplankton*. pp. 387-584. San Diego, USA: Academic Press.
- Sverdrup, H. W., Johnson, M. W. & Fleming, R. H. (1942). *The oceans: their physics, chemistry and general biology*. (1ST ed.). Englewood Cliff, New Jersey, USA: Prentice Hall, Inc.
- Tang, Y. Z. & Gobler, C. J. (2012). Lethal effects of Northwest Atlantic Ocean isolates of the dinoflagellate, *Scrippsiella trochoidea*, on Eastern oyster (*Crassostrea virginica*) and Northern quahog (*Merccenaria mercenaria*) larvae. *Marine Biology*, 159, 199-210.
- Taylor, F. J. R. (1976). Dinoflagellates from the International Indian Ocean Expedition. A report on material collected by the R.V. "Anton Bruun" 1963-1964. *Bibliotheca Botanica*, 132, 1-234, pl. 1-46.
- Teng, S. T., Leaw, C. P., Lim, H. C. & Lim, P. T. (2013). The genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in Malaysia, including new records and a key to species inferred from morphology-based phylogeny. *Botanica Marina*, 56(4), 375-398.
- Trainer, V., Wekell, J. Horner, R. Hatfield, C. & Stein, J. (1998). Domoic acid production by *Pseudo-nitzschia pungens*. pp. 337-339. In: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M. L. & Wyatt, T. eds. *Harmful Algae, VIII International Conference, Vigo, Spain, 25-29 June 1997*. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- Turrubiates-Morales, J. R., (1994). Registro de *Gymnodinium sanguineum* Hirasaka 1922, en la marea roja observada en bahía Tortugas, BCS, durante abril-agosto de 1991. pp. 81-85. En: Siqueiros-Beltrones, D. A., ed. *Memorias IX Simposio Internacional de Biología Marina*. La Paz, Baja California Sur, México.
- Verdugo-Díaz, G., (1993). Estructura de las asociaciones microfitoroplanctónicas, abundancia numérica total y fraccionada durante un ciclo anual (1988-1989) en el Sistema Lagunar Magdalena-Almejas, BCS (Tesis de licenciatura), Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México.
- Wooster, W. S. & Cromwell, T. (1958). An oceanographic description of the Eastern Tropical Pacific. *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography*, 7(3), 169-282.

Ficotoxinas en la costa occidental de la península de Baja California

Sánchez-Bravo, Yaireb Alejandra¹; García-Mendoza, Ernesto¹; Blanco, Juan²; Paredes-Banda, Patricia Estefania¹; Medina-Elizalde, Jennifer¹.

¹ Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Departamento de Oceanografía Biológica. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3918, Zona Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.
yaireb.sanchez@gmail.com

² Centro de Investigaciones Mariñas. Pedras de Corón S/N. Vilanova de Arousa, España.



Resumen

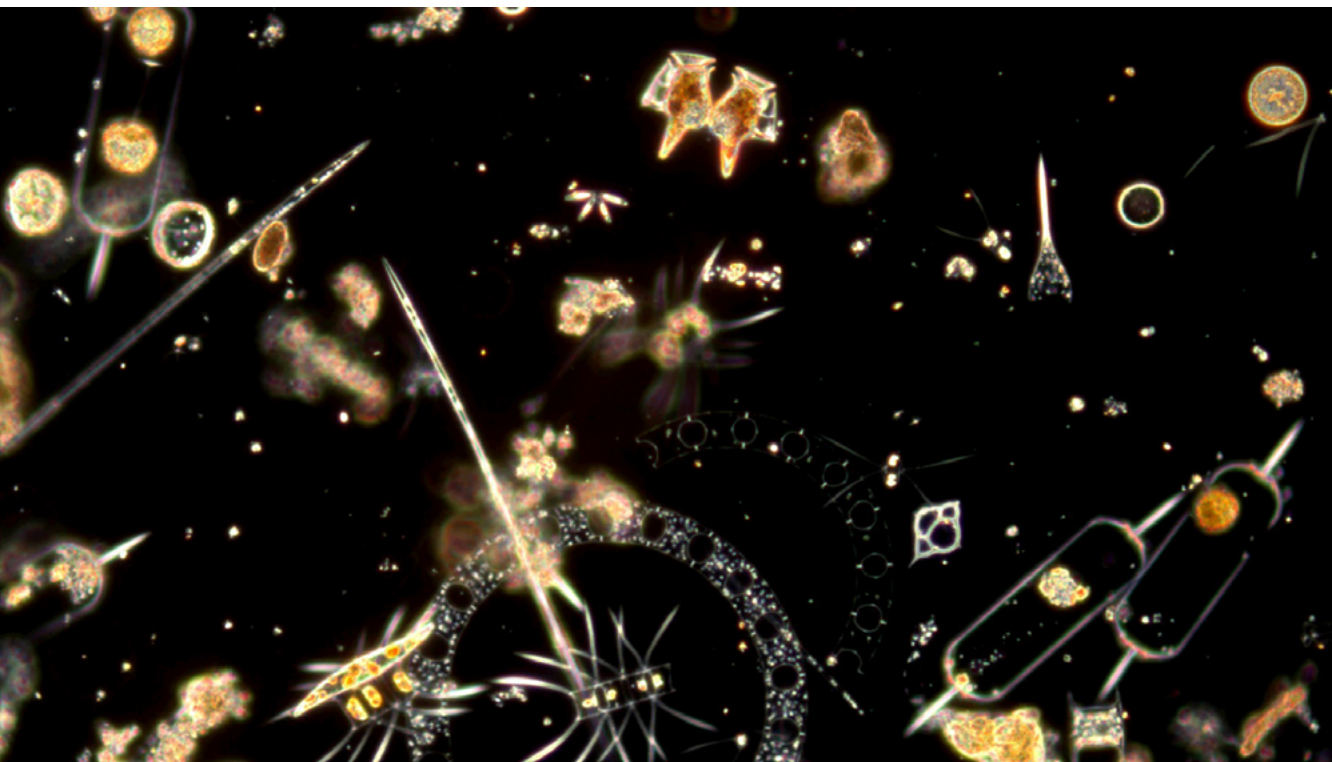
La costa occidental de la península de Baja California es una de las principales zonas acuícolas y pesqueras de México. En los últimos años la presencia de diversos tipos de toxinas de origen fitoplanctónico (ficotoxinas) ha afectado negativamente en la industria acuícola de la región debido a pérdidas económicas relacionadas con cierres en las zonas de producción. En el presente trabajo describimos la temporalidad de aparición y concentración de las ficotoxinas detectadas en la región. El ácido domoico (AD) es una toxina clave a monitorear, ya que su presencia se ha detectado en diferentes organismos (fitoplancton, mejillón, sardinas y anchovetas). Sin embargo, la presencia de toxinas de tipo lipofílico representa un problema emergente y el mayor número de vedas sanitarias implementadas en la costa occidental de la península de Baja California estuvieron asociadas a la detección de este tipo de toxinas. Se han encontrado 5 grupos de toxinas de tipo lipofílico por cromatografía de líquidos acoplada a espectrometría de masas (HPLC-MS/MS): ácido okadaico (ácido okadaico y dinofisistoxinas), yesotoxinas, pectenotoxinas, iminas cíclicas (espirolidos y gimnodiminas) y azaspirácidos. En 2012, la concentración del ácido okadaico y yesotoxinas sobrepasaron el límite máximo permitido en la legislación nacional. No existe mucha información sobre ficotoxinas en la costa occidental de la península de Baja California, pero la investigación realizada en la región de la Bahía de Todos Santos en los últimos 10 años ha permitido detectar diversas especies potencialmente tóxicas asociadas a la acumulación de estos compuestos en el ambiente.

Palabras clave: Ácido domoico, toxinas lipofílicas, ácido okadaico, azaspirácidos.

Abstract

The west coast of Baja California Peninsula is one of the principal regions of Mexico with intensive aquaculture and fisheries activities. Recently, the presence of different phytoplankton toxins (phycotoxins) have impacted these activities. Important economic losses have been associated to sanitary bans implemented in the region. Here, we describe the temporal variation in the concentration of different phycotoxins monitored in the region. Domoic acid (DA) is a key phycotoxin that must be monitored since it has been detected in phytoplankton, mussels, sardines and anchovies. However, the presence of lipophilic phycotoxins represents an emerging problem. Most of the sanitary bans implemented in the region have been associated with the presence of this type of toxins. Five groups of lipophilic toxins have been detected by liquid chromatography coupled to mass spectrometry (HPLC-MS/MS): okadaic acid (okadaic acid and dinophysistoxins), pectenotoxins, yessotoxins, cyclic imines (spiroolides and gymnoimines) and azaspiracids. In 2012 the concentration of okadaic acid and yessotoxins in cultivated mussels were higher than the maximum action limit established in the national legislation. There is few information about phycotoxin in Baja California Peninsula west coast; however, the work performed in Todos Santos Bay area in the last ten years have permitted to identify different toxic species associated with the accumulation of these compounds in the environment.

Keywords: Domoic acid, lipophilic toxins, okadaic acid, azaspiracids.



► Introducción

Se han reconocido aproximadamente 300 especies de microalgas formadoras de florecimientos algales nocivos (FAN) (Sournia, 1995); pero sólo entre 60 y 80 especies (la mayoría dinoflagelados) son capaces de producir compuestos tóxicos hidrofílicos o lipofílicos que pueden causar efectos hemolíticos, neurotóxicos o enterotóxicos en el humano (Hallegraeff, 2003).

Las ficotoxinas comprenden varios grupos de compuestos bioactivos producidos por microalgas y, en general, son de bajo peso molecular. Las ficotoxinas se clasifican de acuerdo con sus características químicas (estructura química, peso molecular, solubilidad, etc.) y se clasifican también de acuerdo con los principales signos y síntomas que produce en el humano. Se han reconocido ficotoxinas marinas paralizantes, neurotóxicas, amnésicas, diarreicas, ciguatoxinas y azaspirácidos. Cada grupo está relacionado con un síndrome tóxico en humanos y esta clasificación brinda información para el estudio o atención epidemiológica de brotes de intoxicación. Desde que se reconoció que algunas intoxicaciones en humanos por consumo de productos del mar estaban asociadas a ficotoxinas, éstas son consideradas como un riesgo a la salud pública (Hess, 2010).

En la costa oeste de Norteamérica (de Alaska a México), los FAN de microalgas tóxicas han impactado la economía costera y causado intoxicaciones con algunos casos de muerte de humanos (Lewitus *et al.*, 2012). Lewitus *et al.* (2012) reconocen que la presencia de toxinas paralizantes y amnésicas son las principales amenazas para esta región y hacen un recuento de los casos de

detección en el medio ambiente hasta 2011. En el presente trabajo, la descripción se centra para la costa occidental de la península de Baja California y actualizamos la información sobre la presencia de ficotoxinas en el ambiente. Describimos la presencia de ficotoxinas consideradas en la regulación nacional, así como otras no reguladas que pueden tener implicaciones en la toma de decisiones o que pueden afectar a otros organismos en el ambiente. Describimos los reportes sobre la presencia del ácido domoico y toxinas de tipo lipofílico en diferentes organismos. La presencia de toxinas de tipo paralizantes (saxitoxinas) también se ha monitoreado; sin embargo, no hay reportes de su presencia en la costa occidental de la península de Baja California.

► Ácido Domoico

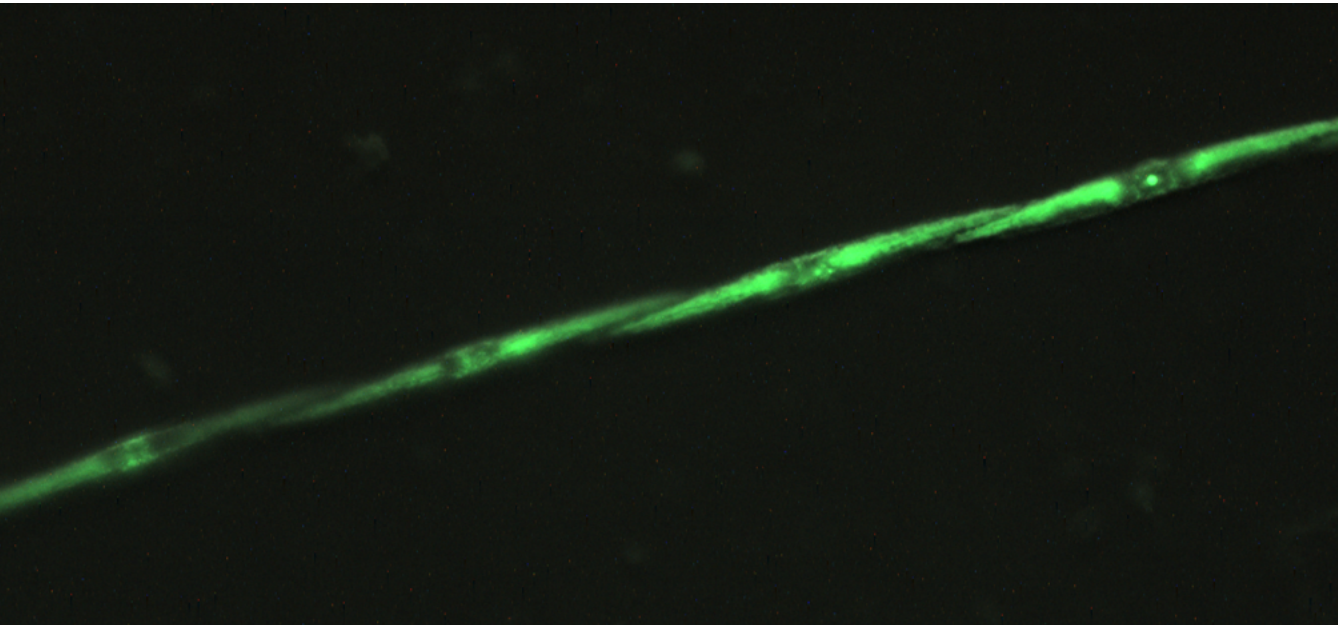
El ácido domoico (AD) es una neurotoxina potente responsable de la intoxicación amnésica por consumo de mariscos (ASP, por sus siglas en inglés). Su presencia en el ambiente se asocia con florecimientos de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* y se han identificado 19 especies de este género capaces de producir esta toxina (Teng *et al.*, 2015). El AD puede acumularse en los tejidos de organismos filtradores como sardinas, anchovetas, eufáusidos y moluscos, que son los vectores de transferencia hacia niveles tróficos superiores e incluso para el humano (Lefebvre *et al.*, 2002).

Desde que se reconoció que el AD fue el responsable de la muerte de tres personas y 105 intoxicados en la isla Príncipe Eduardo en Canadá en 1987 (Bates *et al.*, 1989), la presencia de esta ficotoxina en el ambiente se monitorea en diferentes países. Después del brote en Canadá no se han reconocido intoxicaciones en humanos, pero se han registrado epizootias recurrentes causadas por el AD en la costa oeste de Estados Unidos desde 1991 y principalmente en las costas de California. Por lo tanto, la intoxicación amnésica representa uno de los principales riesgos en el Sistema de la Corriente de California (Lewitus *et al.*, 2012).

En la costa occidental de la península de Baja California se ha reportado la presencia de AD en el ambiente y fue la causa de la muerte de aves marinas en la región de Los Cabos, Baja California Sur. De diciembre de 1995 a enero de 2006, la muerte de aproximadamente 150 aves fue asociada a una intoxicación por AD. Se detectaron 37.1 µg/g en extractos del estómago de un pelícano afectado y en una muestra de macarela (142.8 µg/g) colectada en la región (Sierra-Beltrán *et al.*, 1997).

En la región norte de la costa oeste de Baja California se ha registrado la presencia de esta toxina en diferentes organismos. Se detectó AD en muestras de fitoplancton durante un florecimiento de *Pseudo-nitzschia australis* que se presentó en la región de la Bahía de Todos Santos en 2007. Durante este evento la concentración máxima de AD en material particulado fue de 0.86 µg/l asociada a una abundancia de *P. australis* de 3.02×10^5 cél/l. Al analizar la correspondencia de la concentración de esta toxina con la abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp. se identificaron dos grupos de células con diferente contenido de AD. Se reporta que un grupo presentó una concentración promedio de 2.17 pgAD/cél y el otro un contenido de 42 pgAD/cél (García-Mendoza *et al.*, 2009). La alta variabilidad del contenido celular de AD parece ser una característica de florecimientos de *Pseudo-nitzschia* y particularmente en eventos en los que se presenta *P. australis*,

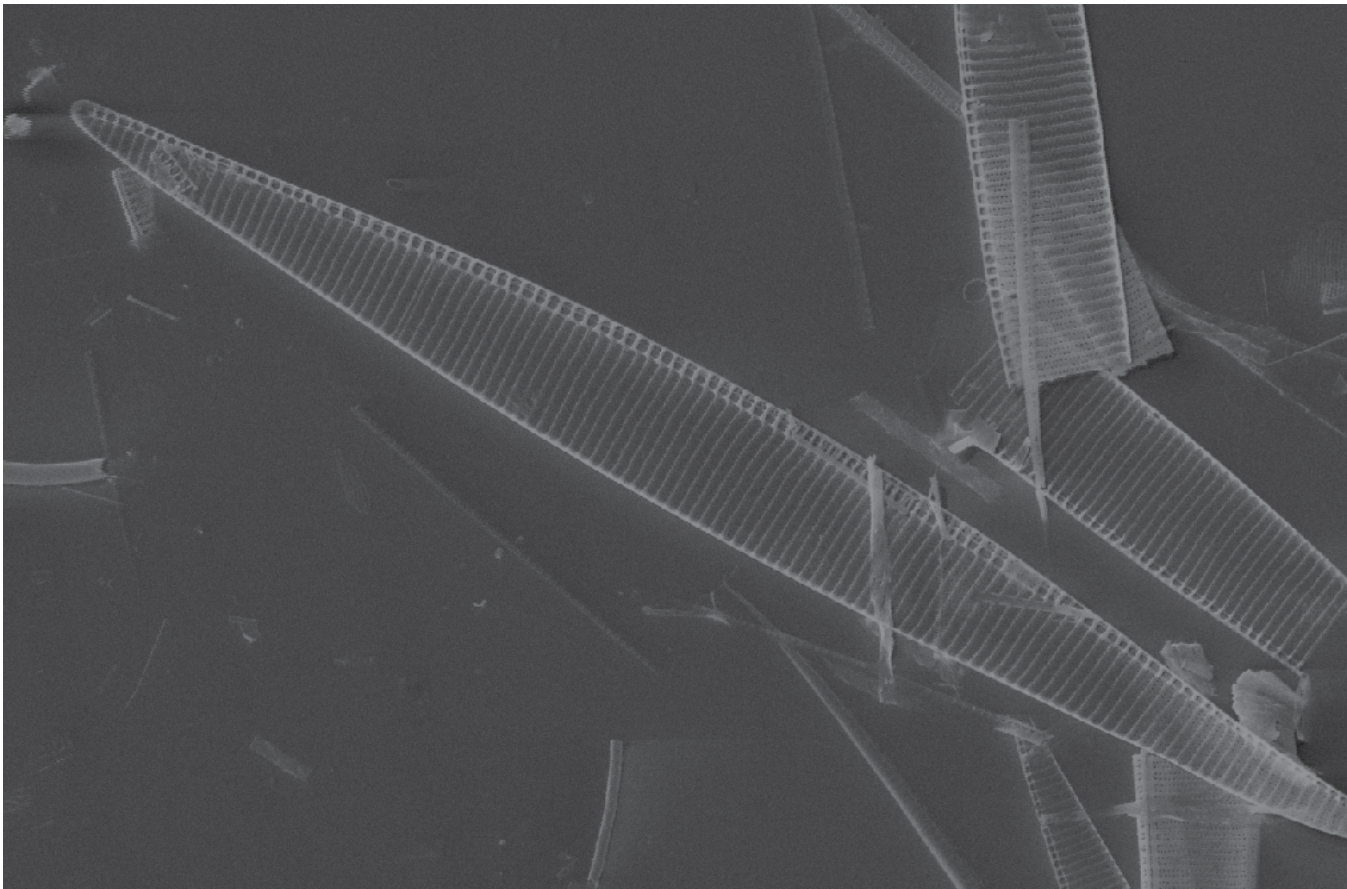
ya que se han reportado concentraciones de 0 a 117 pgAD/cél en FAN de esta especie (Schnetzer *et al.*, 2007). Este es el primer reporte sobre la distribución de *Pseudo-nitzschia* y AD en la costa oeste de Baja California. Sin embargo, se ha detectado esta toxina en moluscos cultivados de la región desde 2003 (Fig. 1A) cuando la Comisión Federal para la Protección Contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) implementó el programa de control de biotoxinas marinas. En abril de 2003 se detectó una concentración de 0.20 µg/g de AD en mejillones cultivados en la Bahía de Todos Santos y posteriormente, en julio, se detectaron 6.72 µg/g de AD, concentraciones menores al límite máximo permitido para moluscos bivalvos de 20 µDA/g (Fig. 1A). Posteriormente, en el marco de los monitoreos del Programa Mexicano de Sanidad de Moluscos Bivalvos (PMSMB) de la COFEPRIS, se presentaron muestras con un concentración significativa de AD hasta abril de 2007, con 4.6 µg/g en mejillones cultivados y se detectaron 8.4 µg/g en mejillones silvestres colectados en las Islas Coronado y procesas en el laboratorio de Biología Algal del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) (Fig. 1A).



Después de 2007 y asociado a la detección del florecimiento de *P. australis*, se intensificó el monitoreo y la investigación sobre el AD en la región. En agosto de 2010 en muestreos del laboratorio FICOTOX del CICESE y del PMSMB, se detectó mejillón con concentraciones de AD de hasta 6.7 µg/g (Fig. 1A). En este periodo se presentó un florecimiento intenso de *P. australis* fuera de la Bahía de Todos Santos registrándose abundancias de hasta 1.7×10^6 células/l y una concentración máxima de AD (74 µg/l), más alta a la registrada en 2007. En muestras colectadas durante la campaña oceanográfica que documentó este florecimiento, el promedio de la concentración de AD en material particulado fue de 11.82 µg/l (n=96) (Fig. 1C). Durante agosto las concentraciones altas de AD en fitoplancton se vieron reflejadas en muestras de peces fitoplanctofagos de la región. Se detectaron concentraciones por arriba de los 800 µg/g de AD en víscera de anchoveta y las sardinas presentaron una concentración máxima de 500 µg/g, superior a la concentración reportada para estos organismos durante 2008 (Fig. 1B; Cabrales Talavera, 2010).

En 2008, Cabrales Talavera (2010) monitoreó la concentración de AD en vísceras de sardinas y anchovetas pescadas en la región de la Bahía de Todos Santos, así como la presencia de *Pseudo-nitzschia* y AD en material particulado en muestras de agua. En este año las concentraciones más altas de AD en peces se presentaron durante primavera y verano, alcanzando un máximo de 289 $\mu\text{g/g}$ de AD en víscera el mes de agosto (Fig. 1C). La concentración máxima de AD en material particulado durante 2008 se presentó en abril (0.4 $\mu\text{g/l}$). Durante este mes se registraron las temperaturas más bajas probablemente asociadas a condiciones de “La Niña”. Las concentraciones más altas de AD tanto en material particulado como en el contenido estomacal de sardina estuvieron asociadas a la presencia de *P. australis*, registrándose abundancias de hasta 40×10^3 cél/l (Cabrales Talavera, 2010).

Con relación al riesgo sanitario, antes de 2011 las concentraciones de AD en moluscos bivalvos no rebasaron el límite máximo permitido. Sin embargo, en septiembre de este año se detectaron muestras con concentraciones por arriba de los 20 $\mu\text{gAD/g}$ por lo que se implementó la primera veda sanitaria por detección de esta toxina en la región (Fig. 1A). Posterior a esta veda, la concentración de AD en moluscos bivalvos ha sido baja y en agosto de 2012 se detectó un máximo de aproximadamente 170 $\mu\text{g/g}$ en muestras de sardina (Fig. 1C). No se ha detectado AD en moluscos cultivados después de 2012; por ello, la intensidad del monitoreo del laboratorio FICOTOX disminuyó al presentarse, asimismo, bajas abundancias de especies de *Pseudo-nitzschia* en la región.



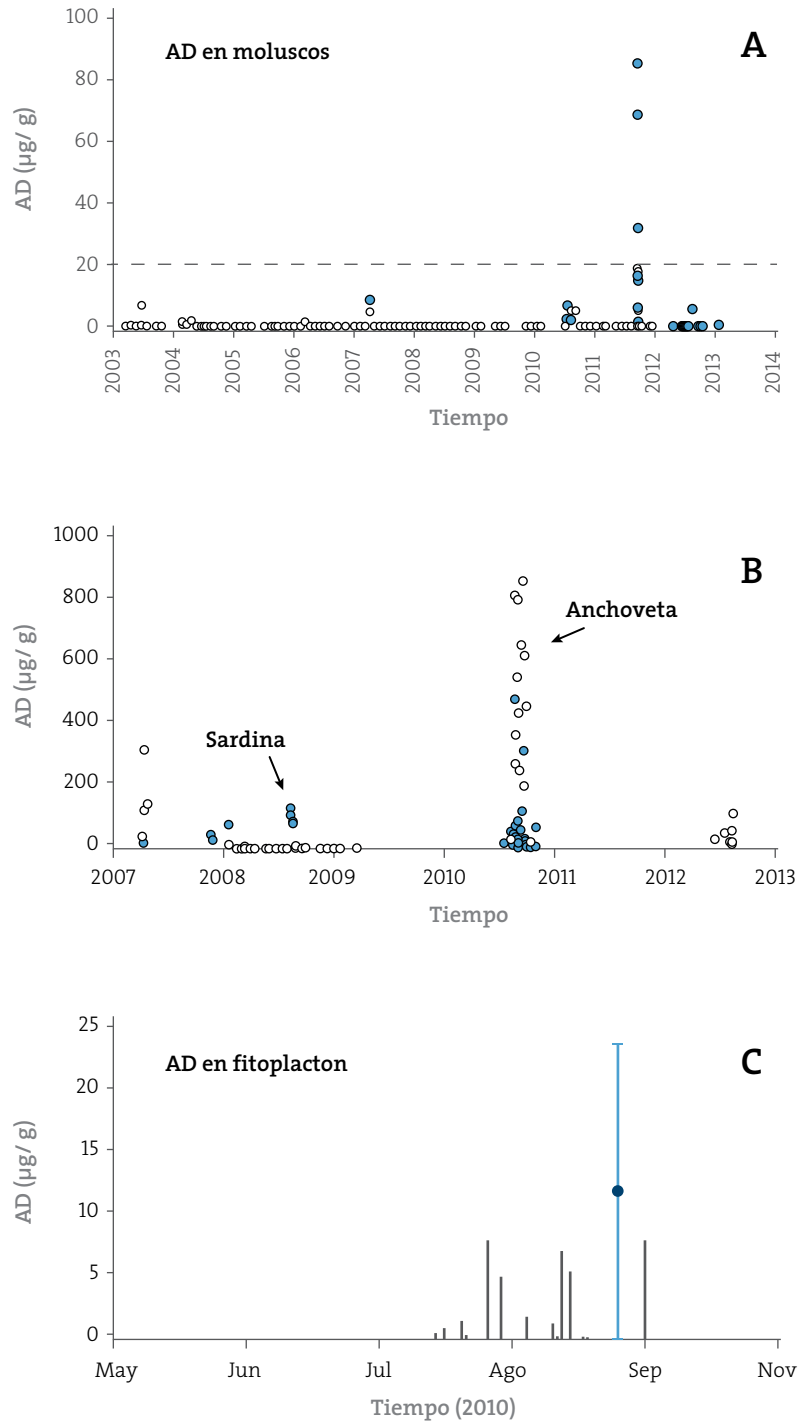
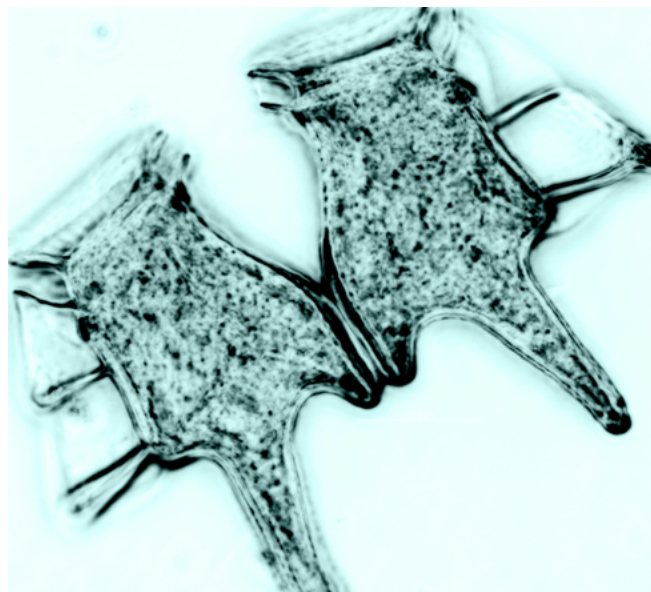


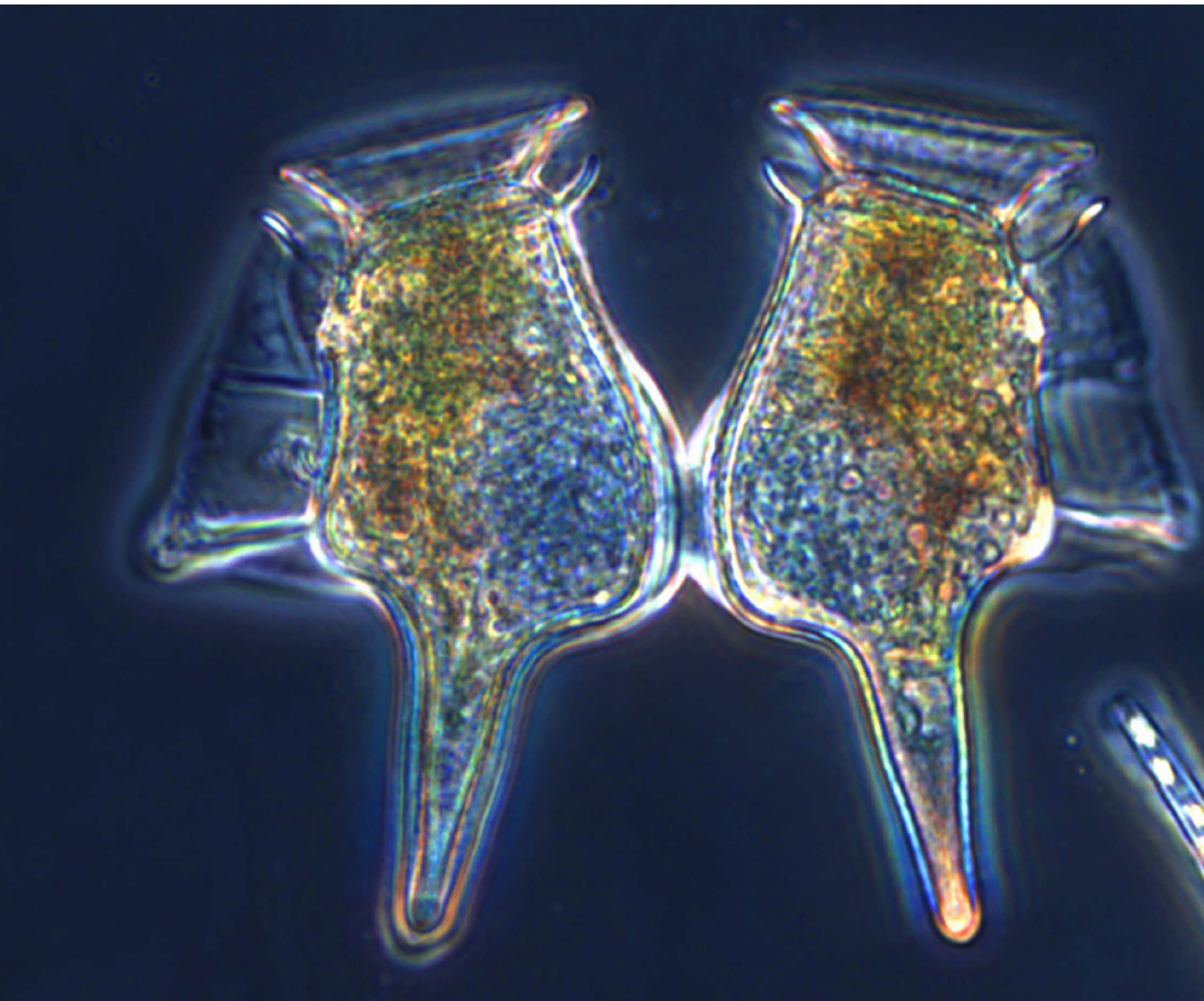
Figura 1. Concentración de ácido domoico (AD) en diferentes organismos de la región de la Bahía de Todos Santos, BC. En el panel A se presenta la concentración de AD en moluscos bivalvos de la región. Los símbolos vacíos son datos proporcionados por la COFEPRIS asociados al programa de monitoreo del PMSMB. Los símbolos en azul es información generada en el laboratorio FICOTOX. En el panel B se presenta la concentración en peces fitoplanctófagos. La concentración de AD (Panel C) en fitoplancton (material particulado) se evaluó en muestras colectadas en Rincón de Ballenas de la Bahía de Todos Santos, BC y durante un crucero oceanográfico realizado en la región (símbolo en azul).

► Toxinas lipofílicas

En la década de los 60, en Holanda se describieron intoxicaciones por consumo de mariscos que provocaban diarrea, náusea, vómito, dolor abdominal y se le denominó intoxicación diarreica por consumo de mariscos (DSP, por sus siglas en inglés; *Diarrhetic Shellfish Poisoning*). A finales de los 70, se identificó que el ácido okadaico (AO) y sus derivados, las dinofisistoxinas (DTX), son las responsables de producir esta intoxicación (Yasumoto *et al.*, 1979). Los síntomas del DSP comienzan entre los 30 minutos y las 3 horas después de haber consumido los moluscos y duran de 3 a 4 días (Sar *et al.*, 2010). La detección y monitoreo del AO y DTX se ha realizado mediante bioensayo en ratón de una extracción con solventes orgánicos, por lo que a diferentes toxinas de carácter lipofílico se les denominaba en general toxinas de tipo diarreico. Sin embargo, las toxinas de tipo diarreico son sólo el AO y las DTX (DTX-1, DTX-2, DTX-3). Otro tipo de ficotoxinas lipofílicas que se coextraen junto con el AO y DTXs son las pectenotoxinas (PTXs), yesotoxinas (YTXs), azaspirácidos (AZAs) y gimnodiminas (GTX), entre otras, pero éstas no causan un cuadro de diarrea en humanos. Algunas de estas toxinas son denominadas toxinas de acción rápida (FAT, del inglés *Fast Acting Toxins*) debido a que producen una muerte rápida en el ratón (Hess, 2010; Speijers *et al.*, 2011).

No todas las toxinas lipofílicas están reguladas, ya que no se ha reconocido un efecto adverso de algunas de ellas en humanos. Con la intención de exportar al mercado europeo, en México se monitorea la presencia del AO en Baja California desde 2007, pero no fue hasta 2011 cuando se incluyó esta toxina en la legislación nacional al publicarse la NOM-SSA1-242-2009 y establecerse un límite máximo permitido (LMP) de 160 µg/kg en tejido de moluscos bivalvos. Originalmente, la NOM-SSA1-242-2009 hacía referencia a “la toxina diarreica” pero fue modificada el 27 de diciembre de 2012 (Anónimo, 2012) al especificarse que se refiere al AO. Por otro lado, en la guía técnica del PMSMB se menciona que un área de cosecha de moluscos puede “cerrarse” (implementación de veda sanitaria) cuando se detecten, además de otras ficotoxinas, concentraciones mayores de 1 mg/kg de YTXs o más de 160 µg/kg de AZAs.





En nuestro país no hay casos registrados de DSP, pero el mayor número de vedas sanitarias implementadas en la costa occidental de la península de Baja California se han asociado a la presencia de AO en moluscos bivalvos cultivados. El AO es la única toxina lipofílica que se monitorea en México y su detección se realiza por bioensayo en ratón. Se han registrado 9 vedas sanitarias por la presencia de AO en la costa occidental de la península de Baja California (Medina-Elizalde *et al*, 2016; en este volumen). En 2010 se prohibió la extracción, consumo y comercialización de moluscos bivalvos de la Bahía de San Quintín, BC y Laguna de Guerrero Negro, BCS, y ese mismo año también se declaró una veda en la Bahía de Todos Santos (BTS). Durante 2012, nuevamente se implementaron tres vedas sanitarias en la BTS debido a la presencia de toxinas de tipo diarreico en moluscos bivalvos; la última ocurrió en julio de 2013. En Baja California Sur aparte de la veda de 2010 se han presentado resultados positivos para AO en tres ocasiones. Se implementó veda en Laguna Ojo de Liebre y Guerrero Negro en 2014 y otra el mismo año en el estero El Coyote. La veda más reciente asociada a resultados positivos de AO se implementó en este estero en enero de 2016.

El bioensayo en ratón es de baja especificidad y puede dar resultados positivos para otras toxinas, pero también para otros compuestos lipofílicos por lo que el porcentaje de falsos positivos al utilizar esta técnica puede ser significativo (Susuki *et al.*, 1996). Por lo tanto, los resultados positivos por bioensayo en ratón deben ser confirmados por métodos analíticos. En la actualidad, la regulación de varios países establece que la cromatografía de líquidos acoplada a un detector de masas (HPLC-MS/MS) es el método oficial de detección de AO, DTX y otras toxinas lipofílicas reguladas (YTZ y AZAs).

► Toxinas lipofílicas detectadas por métodos analíticos

Ácido okadaico y dinofisistoxinas

El DSP es uno de los síndromes asociados a FAN más importantes a nivel mundial debido a la amplia distribución geográfica de las especies fitoplanctónicas que producen AO y DTX. Estas ficotoxinas son poliéteres estables al calor y se acumulan principalmente en los tejidos adiposos de los moluscos. En humanos, el AO y las DTX actúan inhibiendo las fosfatasa tipo serina o treonina (específicamente PP2A y PP1), lo que ocasiona una hiperfosforilación de enzimas y proteínas que controlan la secreción de sodio de las células intestinales o un aumento de la fosforilación de las proteínas citoesqueléticas o de unión, responsables de regular la permeabilidad a los solutos, lo cual ocasiona una pérdida pasiva de fluidos, náuseas, vómito y dolor abdominal (Van Egmond, 2011).

Se ha identificado la presencia de AO y DTXs en diez especies de *Dinophysis* y 2 especies de *Phalacroma* (Reguera *et al.*, 2012), de las cuales seis se han registrado en la región de la BTS (Sánchez Bravo, 2016). En el área de Rincón de Ballenas de esta bahía se evaluó la presencia de toxinas lipofílicas, de enero de 2012 a julio de 2014, en muestra de mejillón cultivado (Fig. 2); en 2012 se detectó AO en 95% de 65 muestras analizadas. El AO se encontró mayormente en forma esterificada. La forma libre sólo representó en promedio 21% de la concentración total de esta toxina (Sánchez-Bravo, 2013; García-Mendoza *et al.*, 2014). La concentración máxima de AO fue de 1614 µg/kg y se detectó a finales de septiembre (Fig. 2). La DTX-2 se presentó sólo en seis muestras con una concentración máxima de 8.4 µg/kg en mejillones colectados en octubre (Sánchez-Bravo, 2013).

Con relación a la salud pública, en 2012 la concentración de AO, DTX2 y PTX2 fue mayor al LMP de 160 µg OA/kg en 22 muestras. Se considera como la concentración total de toxinas diarreas (expresada en µg OA-eq/kg) a la suma de la concentración de AO, DTX2 y PTX2 asignando un factor de toxicidad similar para todas. Las muestras con concentraciones mayores al LMP se presentaron en dos periodos. En julio se detectaron aproximadamente 500 µg OA-eq/kg, y de septiembre a noviembre la concentración superó los 1500 µg OA-eq/kg. La concentración de estas toxinas en los moluscos estuvo asociada a la presencia de *Dinophysis fortii* y *D. acuminata* (Sánchez Bravo, 2013; García-Mendoza *et al.*, 2014).

De julio de 2013 a julio de 2014 se detectó AO en mejillón, pero en concentraciones mucho más bajas que en 2012 y ninguna muestra rebasó el LMP (Fig. 2). Se detectó una concentración

máxima de AO de 90.2 µg/kg en julio del 2013, y en los meses posteriores disminuyó hasta los 5 µg/kg. No se reportó la presencia de DTX en 2013 (Paredes Banda, 2014).

Yesotoxinas

Las yesotoxinas son poliéteres disulfatados que poseen un esqueleto de 47 carbonos en forma de escalera (Murata *et al.*, 1987). Se han caracterizado diversos análogos y son producidas por los dinoflagelados *Protoceratium reticulatum*, (Satake *et al.*, 1997), *Lingulodinium polyedra* (Draisci *et al.*, 1999) y *Gonyaulax spinifera* (Rhodes *et al.*, 2004). Las YTXs se han detectado principalmente en pectinidos y mejillones, acumulándose en las glándulas digestivas pero pueden existir en el tejido muscular en menor porcentaje (Blanco *et al.*, 2005).

Las YTXs están reguladas aun cuando se desconoce su efecto en humanos y no se ha reconocido intoxicación alguna asociada a estas toxinas. Debido a esto, en 2013 la Unión Europea incrementó la concentración del LMP de 1 mg/kg a 3.75 mg/kg (Reglamento CE Núm. 786/2013). En México aún se mantiene el LMP de 1 mg/kg en la guía técnica del PMSMB. En 2012 se detectó una concentración mayor a este límite en una muestra de mejillón colectada en julio del 2012 (1.081 mg/kg; Sánchez Bravo, 2013; García-Mendoza *et al.*, 2014). Durante 2012, las YTX fue el segundo grupo de ficotoxinas más abundantes en los mejillones y se detectaron seis análogos. La carboxy homoYTX y la 44 y la 55.diOH-41a homo YTX se presentaron en muy bajas concentraciones, mientras que la H-YTX representó $50 \pm 25\%$ de los análogos detectados. La YTX fue el segundo análogo más abundante ($31 \pm 24\%$), seguido de la OH h YTX ($14 \pm 13\%$) y la OHYTX ($2 \pm 5\%$) (Sánchez Bravo, 2013; García-Mendoza *et al.*, 2014). La variación de la concentración de YTX presentó un claro patrón temporal en 2012 detectándose las concentraciones más altas en verano (Fig. 2A).



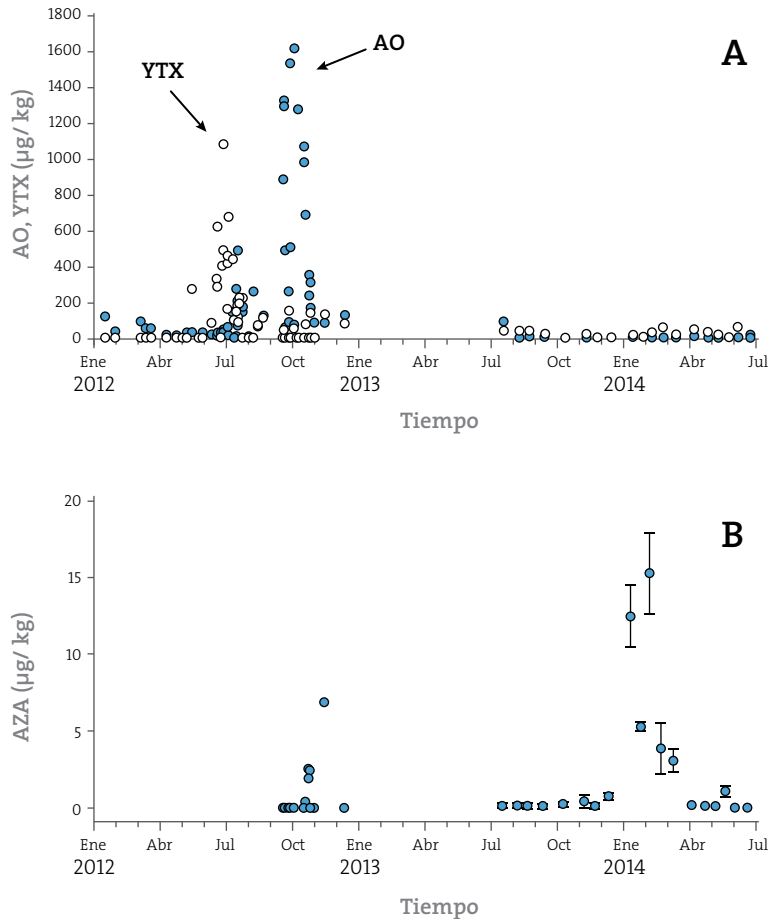


Figura 2. Concentración de toxinas lipofílicas reguladas detectadas en muestras de mejillón cultivado en la Bahía de Todos Santos, BC. En el panel A se presenta la concentración de ácido okadaico (AO; símbolos azules) y yesotoxinas (YTX; símbolos vacíos). La concentración de azaspirácidos (AZA) se presenta en el panel B.

En 2013 y 2014 se detectaron YTXs en mejillón pero a concentraciones mucho menores que en 2012. Aunado a esto, no se observó un patrón temporal de acumulación (Fig. 2A). En julio de 2013 se presentó una concentración máxima de 38.7 µg/kg y hasta de 48 µg/kg en junio de 2014 (Paredes-Banda, 2014). La especie responsable de la producción de estas toxinas no fue identificada y su presencia no coincidió con la acumulación de *Lingulodinium polyedra* (Sánchez-Bravo, 2013; García-Mendoza *et al.*, 2014), especie reconocida como productora de YTX (Draisci *et al.*, 1999).

Azaspirácidos

Otro grupo de ficotoxinas regulado son los azaspirácidos (AZAs). La intoxicación por AZAs se detectó por primera vez en Holanda en 1995 después del consumo de mejillones cultivados

en Irlanda. Los síntomas en las personas fueron similares a la intoxicación producida por el DSP, pero las concentraciones de AO fueron muy bajas (Satake *et al.*, 1997). El modo de acción de estas toxinas no se ha identificado completamente, pero se ha sugerido que esta toxina usa la F-actina para producir algunos de sus efectos, por lo cual el citoesqueleto parece ser el principal blanco celular del AZA1 (Ryan *et al.*, 2011). No se han registrado muertes asociadas a la intoxicación por AZAs, pero el síndrome de intoxicación por azaspirácidos ya es reconocido como un problema de salud pública (Furey *et al.*, 2010).

En la Bahía de Todos Santos sólo se ha detectado al análogo AZA1 en mejillones cultivados. Esta toxina se presentó en concentraciones bajas y sólo en 5 muestras colectadas entre octubre y principios de diciembre de 2012 (Fig. 2). La concentración máxima detectada durante este año fue de 6.8 µg/kg (Sánchez Bravo, 2013; García-Mendoza *et al.*, 2014). Del invierno de 2013 a 2014 se detectó una concentración mayor de AZA1 alcanzando los 15.3 µg/kg, que es aproximadamente 10% de LMP. No se ha identificado a la especie productora de AZAs en la región (Paredes Banda, 2014).

Pectenotoxinas

De manera similar a las YTXs, las pectenotoxinas (PTXs) fueron descubiertas por su toxicidad aguda en ratones. A diferencia del AO, las PTXs no inhiben a las fosfatasa PP2A y PP1 y no causan síntomas diarreicos (Fladmark *et al.*, 1998). No se tiene una evidencia clara del efecto de estas toxinas en humanos, por lo que en algunos países no están consideradas en su legislación sanitaria. Por otro lado, en otros países sí están reguladas debido a que las PTX siempre vienen acompañadas por toxinas del grupo del OA, ya que ambos grupos son producidos por especies de *Dinophysis* (Suzuki *et al.*, 1998).

El único análogo detectado en muestras de mejillón de la BTS fue la PTX2 y estuvo presente en la mayoría de las muestras que presentaron AO. Por lo tanto, la variación temporal de PTX2 fue similar a la del AO. La concentración máxima de PTX2 en 2012 fue de 46.4 µg/kg y en el periodo de 2013 a 2014, de 8.3 µg/kg (Fig. 3). En 2012, la concentración de PTX2 respecto al AO (PTX/AO) fue muy variable. La concentración relativa de PTX detectada respecto al AO fue entre 0 y 50% (Sánchez-Bravo, 2013). El reporte más reciente de esta toxina en la región se atribuye a Sánchez-Bravo (2016), ya que detectó una concentración de 14 pg/cél de PTX2 en células de *Dinophysis fortii* colectadas por micromanipulación de muestras en Rincón de Ballenas, BTS.

Iminas cíclicas

Las iminas cíclicas son toxinas que contienen un grupo funcional imino como parte de su estructura cíclica (Pulido *et al.*, 2011) y al no representar un riesgo a los humanos no están reguladas. En este grupo se incluye a las gimnodiminas, espirolidos, pinnatoxinas, prorocentrólidos y espirocentriminas. Al igual que otras toxinas lipofílicas, la presencia de este grupo fue descubierta por la alta toxicidad observada en ratones al ser inyectados vía intraperitoneal con extractos lipofílicos. En altas concentraciones su presencia puede interferir en el bioensayo, al

producir la muerte rápida de los organismos. Sin embargo, en dosis subletales, el ratón suele recuperarse rápidamente, lo que sugiere la rápida desintoxicación o excreción de la toxina (Richard *et al.*, 2001).

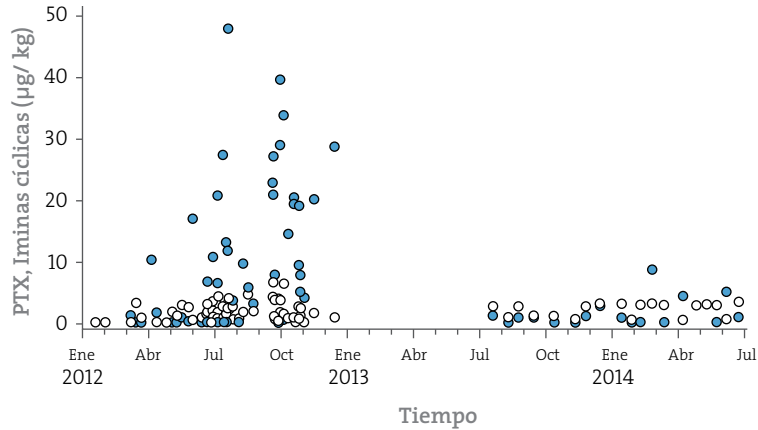


Figura 3. Concentración de toxinas lipofílicas no reguladas detectadas en muestras de mejillón cultivado en la Bahía de Todos Santos, BC. La concentración de las pectenotoxinas (PTX) se presenta en símbolos azules y las iminas cíclicas (espirolidos, gimnodiminas) en símbolos vacíos.

Durante 2012 se detectó a la 13 desmetil espirolido C (13dmSPXC) y a la gimnodimina (GYM) en mejillones cultivados en la BTS. La GYM se presentó principalmente en el segundo semestre del año con una concentración máxima de 3.5 µg/kg detectada en octubre (Fig. 2; Sánchez Bravo, 2013; García-Mendoza *et al.*, 2014). De 2013 a 2014, la concentración máxima de GYM fue 2.06 µg/kg y se detectó en la mayoría de las muestra sin presentar un patrón temporal de aparición (Paredes Banda, 2014). Aun cuando en 2012 se detectó al 13dmSPXC en la mayoría de las muestras analizadas (80%), tampoco se presentó un patrón temporal de aparición (Fig. 3). La concentración máxima fue de 3 µg/kg y el resto del año fluctuó alrededor de los 1.5 µg/kg. De 2013 a 2014, Paredes Banda (2014) también reportó la presencia del 13 dmSPXC con una concentración máxima de 1.02 µg/kg durante octubre de 2013. La toxina estuvo asociada con la presencia del dinoflagelado *Alexandrium ostenfeldii* (3200 cél L⁻¹), siendo el primer registro de esta especie en la región (Paredes Banda, 2014).

► Implicaciones de la detección de diferentes toxinas lipofílicas

La presencia de toxinas de tipo lipofílico representa un problema emergente en la costa occidental de Baja California, donde se localiza el mayor número de áreas de producción de moluscos bivalvos cultivados en el país.

La detección de toxinas reguladas por arriba del LMP implica la implementación de una acción sanitaria inmediata. Para esto, se necesitan protocolos de detección de las toxinas reguladas que presente una alta reproducibilidad y especificidad, lo cual representa un reto analítico debido a la diversidad química de las ficotoxinas de tipo lipofílico. El bioensayo en ratón no reúne estas características. Un ejemplo del problema con el bioensayo en ratón lo reporta Sánchez Bravo (2013). En este trabajo se evaluó la detección de toxinas de tipo lipofílico mediante bioensayo en ratón utilizando hepatopáncreas y cuerpo completo como tejido de prueba y se calculó el porcentaje de error al comparar con resultados obtenidos por HPLC-MS/MS. Se consideró un falso positivo cuando el bioensayo fue positivo (muerte de dos ratones en menos de 24 h) en muestras con concentraciones menores a los 160 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de toxinas de tipo diarreico cuantificadas por HPLC-MS/MS. El bioensayo con extracción en hepatopáncreas presentó 57% de error y disminuyó a 39% con el bioensayo con cuerpo entero (Sánchez Bravo, 2013). Estos altos porcentajes se atribuyeron a la presencia de un tipo de toxinas distintas al AO en las muestras. Como se describió anteriormente, el ratón es altamente susceptible a las YTX, a las PTX y las iminas cíclicas. Estas últimas pueden matar al ratón en minutos (Pulido *et al.*, 2011) y probablemente pudieron interferir en la prueba (Sánchez Bravo, 2013). El uso de métodos no específicos puede afectar los resultados de una prueba y ocasionar pérdidas económicas innecesarias. Por lo tanto, en México deben implementarse técnicas analíticas robustas para la detección de ficotoxinas.



► Conclusión

El ácido domoico se consideraba la toxina clave a monitorear en la costa occidental de la península de Baja California, México. Sin embargo, la presencia de toxinas de tipo lipofílico es un problema emergente en la región. La presencia de especies fitoplanctónicas productoras de estas toxinas y su acumulación en moluscos representa un riesgo a la salud pública y actividades de acuicultura de la región. El estudio de toxinas de tipo lipofílico, así como de las especies de fitoplancton que las producen es relativamente reciente y existe poca investigación sobre la temática. La generación de información básica y el monitoreo son necesarios. Conocer la temporalidad de aparición de las ficotoxinas y especies productoras, tener mecanismos de incorporación y depuración en organismos vectores y contar con las capacidades técnicas adecuadas para su detección es fundamental para establecer las medidas regulatorias necesarias que permitan salvaguardar la salud pública y minimizar el impacto en las actividades productivas de la región.

► Literatura citada

- Anónimo, 2011. Modificación de la NOM-242-SSA-2009 NORMA Oficial Mexicana, (2011). NORMA Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Diario Oficial de la Federación. Jueves 10 de febrero de 2011, México, D.F.
- Blanco, J., Moroño, A., Fernández, M.L. (2005). Toxic Episodes in shellfish, produced by lipophilic phycotoxins: An overview. *Revista galega de recursos mariños* (Monograph). 170 pp.
- Bates, S. S., Bird, C. J., Freitas, A. D., Foxall, R., Gilgan, M., Hanic, L. A., Quilliam, M. A. (1989). Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from eastern Prince Edward Island, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(7), 1203-1215.
- Cabral Talavera, Guadalupe. (2010). Distribución espacial y temporal de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* spp. y la concentración de ácido domoico en la región de la Bahía de Todos Santos, BC, México. (Tesis de maestría en ciencias). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Draisci, R., Ferretti, E., Palleschi, L., Marchiafava, C., Poletti, R., Milandri, A., Ceredi, A., Pompei, M. (1999). High levels of yessotoxin in mussels and presence of yessotoxin and homoyessotoxin in dinoflagellates of the Adriatic Sea. *Toxicon*. 37(8): 1187-1193.
- Fladmark, K. E., Serres, M. H., Larsen, N. L., Yasumoto, T., Aune, T., & DØskeland, S. O. (1998). Sensitive detection of apoptogenic toxins in suspension cultures of rat and salmon hepatocytes. *Toxicon*, 36(8), 1101-1114.
- Furey, A., O'Doherty, S., O'Callaghan, K., Lehane, M., & James, K. J. (2010). Azaspiracid poisoning (AZP) toxins in shellfish: Toxicological and health considerations. *Toxicon*, 56(2), 173-190
- García-Mendoza, E., Rivas, D., Olivos-Ortiz, A., Almazán-Becerril, A., Castañeda-Vega, C., Peña-Manjarrez, J.L. (2009). A toxic *Pseudo-nitzschia* bloom in Todos Santos Bay, northwestern Baja California, Mexico. *Harmful Algae*. 8:493-503.

- García-Mendoza, E., Sánchez-Bravo, Y. A., Turner, A., Blanco, J., O'Neil, A., Mancera-Flores, J., Pérez-Brunius, P., Rivas, D., Almazán-Becerril, A., Peña-Manjarrez, J.L. (2014). Lipophilic toxins in cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Baja California, Mexico. *Toxicon*, 90, 111-123.
- Hallegraeff, G.M. (2003). Harmful algal blooms: a global overview. En: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M., Cembella, A.D. (Ed). *Manual on Harmful Marine Microalgae*. UNESCO Publishing. 25-50.
- Hess, P. (2010). Requirements for screening and confirmatory methods for the detection and quantification of marine biotoxins in end-product and official control. *Analytical and bio-analytical chemistry*, 397(5), 1683-1694.
- Lefebvre, K., Silver, M., Coale, S., & Tjeerdema, R. (2002). Domoic acid in planktivorous fish in relation to toxic *Pseudo-nitzschia* cell densities. *Marine Biology*, 140(3), 625-631.
- Lewitus, A., Horner, R., Caron, D., García-Mendoza, E., Hickey, B., Hunter, M., Huppert, D., Kudela, R., Langlois, G., Largier, J., Lessard, E., RaLonde, R., Rensel, J., Strutton, P., Trainer, V., Tweddle, J. (2012). Harmful algal blooms along the North American west coast region: history, trends, causes and impacts. *Harmful Algae*. 19:133-159.
- Medina-Elizalde, J., García-Mendoza, E., Ruiz, de la Torre, M.C., Peña-Manjarrez, J., Sánchez-Bravo, Y., Paredes-Banda, P. (2016). Florecimientos algales nocivos y su impacto ecológico, económico y a la salud pública en la costa occidental de la península de Baja California.
- Murata, M., Kumagai, M., Lee, J.S., Yasumoto, T. (1987). Isolation and structure of yessotoxin, a novel polyether compound implicated in diarrhetic shellfish poisoning. *Tetrahedron left*. 28:5869-5872.
- Paredes Banda, P. E. (2014). Identificación de *Alexandrium ostenfeldii* como especie productora de espirólidos y su acumulación en *Mytilus galloprovincialis* cultivado. (Tesis de maestría en ciencias). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 95 p.
- Pulido, O., Frémy, J. M., Munday, R., Quilliam, M. A. (2011). Cyclic imines (gymnodimine, spirolides, pinnatoxins, pteriatoxins, pro-centrolide and spiro-procentrimine). En: Lawrence, J., Loreal, H., Toyofuku, H., Hess, P., Karunasagar, I., Ababouch, L. (Eds.), *Assessment and management of biotoxin risks in bivalve molluscs*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 551. Rome, FAO. 99-110.
- Reguera, B., Velo-Suárez, L., Raine, R., Myung, G. P. (2012). Harmful *Dinophysis* species: A review. *Harmful Algae*. 14:87-107.
- Rhodes, L., McNabb, P., Beuzenberg, V., Briggs, L. (2004). Waitaria Bay G14: Yessotoxin in Green-shell mussels and the dinoflagellate *Gonyaulax* cf. *spinifera*. Report No. 937. Nelson, New Zealand, Cawthron Institute.
- Richard, D., Arsenault, E., Cembella, A., Quilliam, M. (2001). Investigations into the toxicology and pharmacology of spirolides, a novel group of shellfish toxins. En: Hallegraeff, G.M., Blackburn, S.I., Bolch, C.J., Lewis, R.J. (Ed.). *Harmful algal blooms 2000*. Proceedings, 9TH International Conference on Harmful Microalgae. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. 383-386.
- Ryan, M., Ito E., Speijers, D., Hess, P. (2011). Azaspiracids. En: Lawrence, J., Loreal, H., Toyofuku, H., Hess, P., Iddya, K., Ababouch, L. (Eds.). *Assessment and management of biotoxin risks in bivalve molluscs*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 551. Rome, FAO. 33-49.
- Sánchez Bravo, Y.A. (2013). Concentración de toxinas lipofílicas en el mejillón mediterráneo (*Mytilus galloprovincialis*) asociadas a la presencia de dinoflagelados del género *Dinophysis* durante enero a diciembre del 2012, en la Bahía de Todos Santos, BC, México. (Tesis de Licenciatura en ciencias). Universidad Autónoma de Baja California. 129p.

- Sánchez Bravo, Y. A. (2016). Distribución espacio-temporal del dinoflagelado *Dinophysis fortii*, productor de toxinas lipofílicas en la Bahía de Todos Santos, Baja California, México. (Tesis de maestría en ciencias). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 105 p.
- Sar, E.A., Sunesen, I., Lavigne, A.S., Goya, A.B. (2010). *Dinophysis* spp. asociadas a detección de rocinas diarreicas en moluscos y a intoxicación diarreica en humanos (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 45:451-460.
- Satake, M., MacKenzie, L., & Yasumoto, T. (1997). Identification of *Protoceratium reticulatum* as the biogenetic origin of yessotoxin. *Natural Toxins*, 5(4), 164-167.
- Schnetzer, A., Miller, P. E., Schaffner, R. A., Stauffer, B. A., Jones, B.H., Weisberg, S.B., DiGiacomo, P.M., Berelson, W.M., Caron, D.A. (2007). Blooms of *Pseudo-nitzschia* and domoic acid in the San Pedro Channel and Los Angeles harbor areas of the Southern California Bight, 2003–2004. *Harmful Algae* 6, 372–387.
- Sierra Beltrán, A., Palafox-Uribe, M., Grajales-Montiel, J., Cruz-Villacorta, A., Ochoa, J.L. (1997). Sea bird mortality at Cabo San Lucas, Mexico: Evidence that toxic diatom blooms are spreading. *Toxicon*. 35(3): 447-453.
- Sournia, A. (1978). Phytoplankton Manual. UNESCO. *Monographs on Oceanographic Methodology*. 6: 337 pp.
- Speijers, G., Rossini, G. P., Aune, T., Holland, P., McNabb, P., Miles, C. O. (2011). Yessotoxins. En: Lawrence, J., Loreal, H., Toyofuku, H., Hess, P., Karunasagar, I., Ababouch, L. (eds.), *Assessment and management of biotoxin risks in bivalve molluscs*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 551. Rome, FAO. 2011. 235-270.
- Suzuki, T., Mitsuya, T., Matsubara, H., Yamasaki, M. (1998). Determination of pectenotoxin-2 after solid-phase extraction from seawater and from the dinoflagellate *Dinophysis fortii* by liquid chromatography with electrospray mass spectrometry and ultraviolet detection: Evidence of oxidation of pectenotoxin-2 to pectenotoxin-6 in scallops. *Journal of Chromatography* 815: 155-160.
- Suzuki, T., Yoshizawa, R., Kawamura, T., Yamasaki, M. (1996). Interference of Free Fatty Acids from the Hepatopancreas of Mussels with the Mouse Bioassay for Shellfish Toxins. *Lipids*. 31(6): 641-645.
- 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. & Leaw, C. P. (2015). A non-toxicogenic but morphologically and phylogenetically distinct new species of *Pseudo-nitzschia*, *P. sabit* sp. nov. (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology*, 51(4), 706-725.
- Van Egmond, H.P. (2011). Okadaic acid. En: Lawrence, J., Loreal, H., Toyofuku, H., Hess, P., Karunasagar, I., Ababouch, L. (eds.), *Assessment and management of biotoxin risks in bivalve molluscs*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 551. Rome, FAO. 2011. 163-192.
- Yasumoto, T., Oshima, Y., Yamaguchi, M. (1979). Occurrence of a new type of toxic shellfish in Japan and chemical properties of the toxin in D.L. Taylor and H.W. Seliger (Ed.). *Toxic dinoflagellate blooms*, Elsevier, New York. 395-398.

Estudios de ecofisiología sobre especies fitoplanctónicas nocivas en Baja California

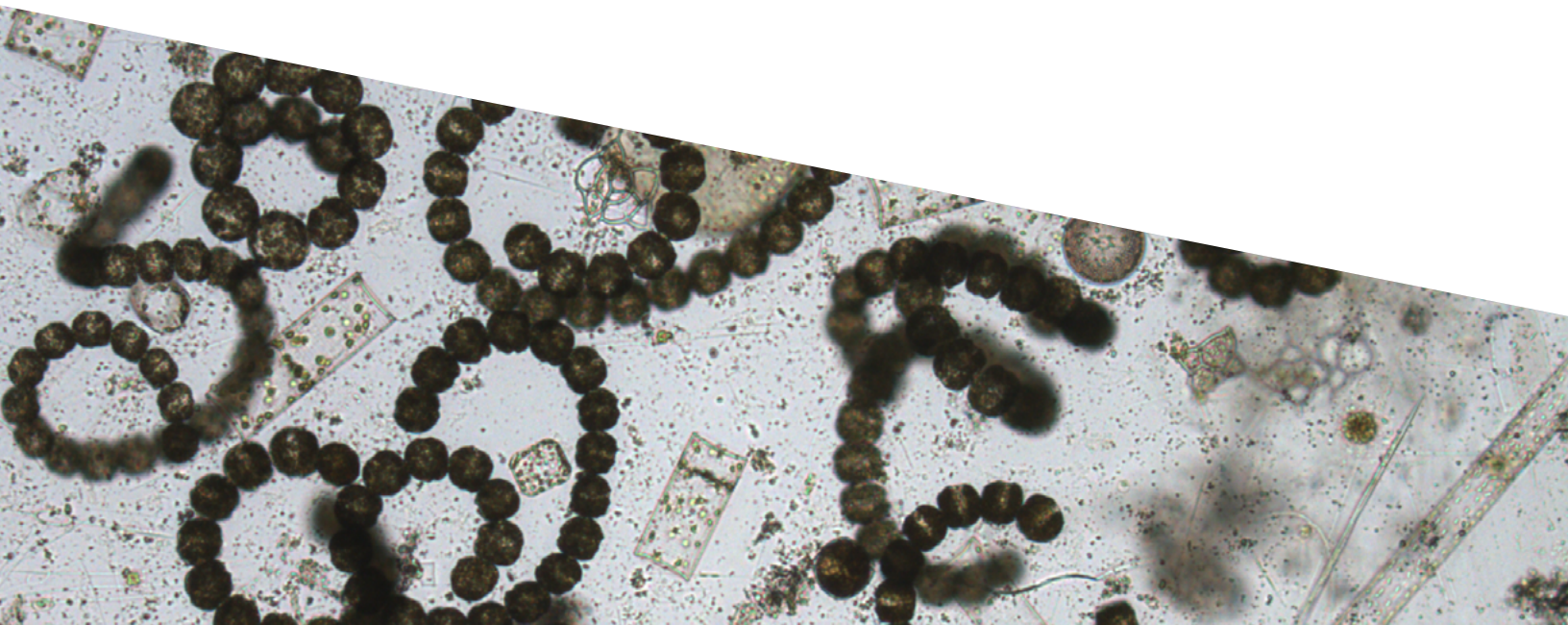
Paredes-Banda, Patricia¹; Cruz-López, Ricardo¹; García-Mendoza, Ernesto¹, Santiago-Morales, Ivonne²; Ruiz-de la Torre, Mary Carmen³; Murillo-Martínez, Ramón¹; Peña-Manjarrez, José Luis⁴; Sánchez-Bravo, Yaireb¹; Medina-Elizalde, Jennifer¹.

¹ Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Departamento de Oceanografía Biológica. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3918, Zona Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México. eparedes@cicese.edu.mx

² Universidad del Mar, Instituto de Industrias. Ciudad Universitaria, CP 70902. Puerto Ángel, Oaxaca, México.

³ Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3917, Colonia Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.

⁴ Centro de Estudios Tecnológicos del Mar Núm. 11. Km 6.5 Carretera Ensenada-Tijuana, CP 22760. Ensenada, Baja California, México.



Resumen

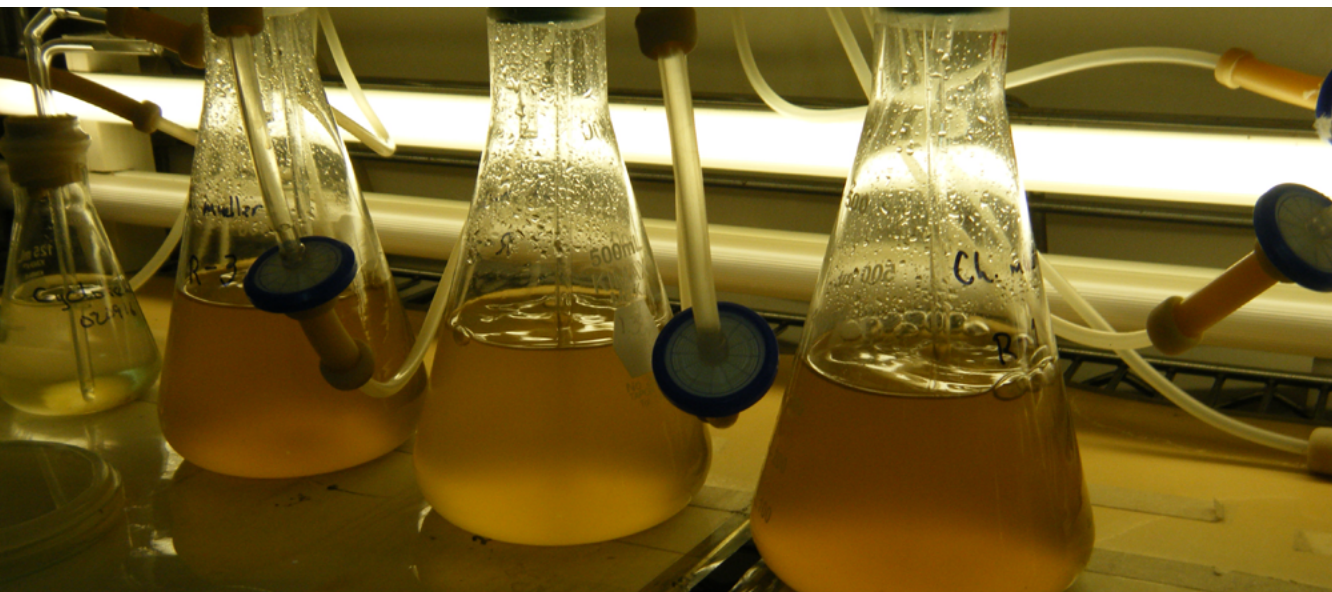
La ecofisiología busca entender el efecto de las variables bióticas y abióticas sobre el crecimiento, reproducción, supervivencia, abundancia y distribución de las especies. Los estudios sobre ecofisiología son fundamentales para caracterizar el crecimiento y producción de toxinas de especies fitoplanctónicas potencialmente nocivas y así entender la dinámica (inicio, mantenimiento y decaimiento) de un florecimiento algal nocivo. En este capítulo presentamos una revisión de las investigaciones realizadas sobre este tema en Baja California. Existen pocos estudios sobre ecofisiología de especies potencialmente nocivas de la región. Se caracterizó el efecto de la temperatura, dos razones de Si a NO₃ y dos niveles de irradiancia sobre el crecimiento poblacional y producción de ácido domoico en la diatomea *Pseudo-nitzschia australis* aisladas en la región. Otros estudios se han realizado con cepas aisladas de otras regiones. Se evaluó el crecimiento del dinoflagelado *Lingulodinium polyedra* cultivado bajo diferentes condiciones ambientales y se investigó una metodología alternativa para determinar su tasa de crecimiento. En otro trabajo se caracterizó la importancia de la comunidad bacteriana sobre la disponibilidad de vitaminas esenciales para el crecimiento de este dinoflagelado responsable de florecimientos extensos en la región. Por último, se describe una investigación sobre la influencia de diferentes irradiancias sobre la producción de toxinas paralizantes y mecanismos de fotoprotección en el dinoflagelado *Gymnodinium catenatum*.

Palabras Clave: Tasa de crecimiento, temperatura, *Gymnodinium catenatum*, *Pseudo-nitzschia-australis*, *Lingulodinium polyedra*.

Abstract

Ecophysiological studies are aimed to understand the effect of environmental and biotic variables on growth, reproduction, survival, abundance and distribution of species. Ecophysiological studies are also important to characterize growth and production of toxins of potentially harmful phytoplankton species and to understand the evolution (initiation, maintenance and decay) of harmful algae blooms. In this chapter we review the investigations on this topic performed in Baja California. The effect of temperature, two ratios of Si to NO₃ and two irradiances on population growth and domoic acid production was characterized in the diatom *Pseudo-nitzschia australis* isolated from the region. Other ecophysiological studies were performed in strains isolated from other regions. The growth of the dinoflagellate *Lingulodinium polyedra* cultivated under different environmental conditions was characterized and the study about an alternative methodology for the evaluation of the growth rate of this species is described. Also, the importance of bacterial community on the availability of vitamins essential for growth of this dinoflagellate was investigated. *L. polyedra* forms extensive blooms in the region. Finally, we describe one work that investigated the influence of different irradiances on the production of paralytic shellfish toxins and photoprotective mechanisms in the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*.

Keywords: Growth rate, strain, temperature, *Gymnodinium catenatum*, *Pseudo-nitzschia australis*, *Lingulodinium polyedra*.



► Introducción

Los florecimientos algales nocivos (FAN) afectan al ambiente y las actividades socioeconómicas de comunidades costeras. Su prevalencia, distribución geográfica e impactos negativos se han incrementado recientemente en la costa oeste de Norteamérica (Lewitus *et al.*, 2012). Los FAN son producidos por diferentes especies de microalgas que representan grupos taxonómicos con características fisiológicas diversas.

El carácter nocivo de un florecimiento algal está relacionado con el incremento poblacional y acumulación masiva de ciertas especies de microalgas que afectan a otros organismos o al ambiente, y con la producción de metabolitos tóxicos impactan la salud pública o animal. Debido a la relevancia que los FAN tienen sobre los ecosistemas así como para la salud pública, es necesario comprender la ecología de especies con potencial nocivo (Epstein *et al.*, 1998). Ha sido un reto entender la formación y evolución de los FAN. Para esto, se requiere investigar el efecto de las variables ambientales sobre el crecimiento de especies con potencial nocivo, así como sus estrategias y respuestas fisiológicas ante cambios ambientales. Los estudios ecofisiológicos permiten comprender las respuestas fisiológicas que desarrollan los organismos en diferentes condiciones ambientales, la importancia funcional de estas características y su historia evolutiva. En la actualidad, la ecofisiología integra ciencias como la fisiología, ecología, bioquímica, biofísica y biología molecular (Lambers *et al.*, 2008).

Los estudios ecofisiológicos también ayudan a conocer cómo las condiciones ambientales influyen en la producción de metabolitos nocivos, su síntesis y rol metabólico en especies productoras de toxinas. Se ha reportado que los factores ambientales ejercen un efecto importante sobre el estado fisiológico de las especies toxigénicas y en su concentración celular de toxinas (Q) (Bates, 1998). La Q puede tener variaciones substanciales en las especies en la medida en que el proceso de biosíntesis, secuestro, interconversión, catabolismo y excreción

de la toxina están directa o indirectamente relacionadas con el metabolismo intermedio. Así, la Q representa un equilibrio entre la tasa del anabolismo y el catabolismo, la excreción, el crecimiento y la división celular (Anderson *et al.*, 1990). En cultivos celulares de especies tóxicas se ha demostrado que factores ambientales como la irradiancia (Jauffrais *et al.*, 2013), temperatura (Anderson *et al.*, 1990; Jauffrais *et al.*, 2013), salinidad (Parkhill y Cembella, 1999) y algunas sustancias que promueven el crecimiento y las interacciones aleloquímicas (Ogata *et al.*, 1996) afectan la Q . Asimismo, las bacterias que se encuentran en el cultivo influyen en este parámetro y, por ejemplo, se ha sugerido que la presencia de bacterias en cultivos de la diatomea *Pseudo-nitzschia multiseriis* reduce el crecimiento poblacional e incrementa la producción de ácido domoico (AD) (Lelong *et al.*, 2014). Por otro lado, Sison-Mangus *et al.* (2013) documentaron que los consorcios microbianos nativos de diferentes cepas tóxicas de *Pseudo-nitzschia* tienen un efecto positivo sobre la producción de AD, y cuando esas mismas comunidades son transplantadas a otras cepas, ejercen un efecto negativo sobre la fisiología de la especie.

Con el propósito de entender cómo las variables físicas, biológicas y químicas afectan el crecimiento y producción de toxinas, es necesario desarrollar estudios de laboratorio y experimentar variables individualmente, o hacer experimentos multifactoriales que permitan caracterizar respuestas fisiológicas, bioquímicas y moleculares de especies formadoras de FAN. La investigación se debe realizar con aislamientos de especies locales ya que una misma especie puede tener respuestas fisiológicas distintas dependiendo del lugar de origen de las cepas. Por ejemplo, *Alexandrium ostenfeldii* aislado de diferentes regiones geográficas presentan perfiles de toxinas distintos (Kremp *et al.*, 2014). En esta contribución presentamos una revisión de estudios sobre ecofisiología realizados en Baja California. Se ha trabajado con cepas aisladas de la costa occidental de este estado y sobre especies con potencial nocivo de otras regiones. Se trabajó con la diatomea *P. australis*, especie productora de AD, y con *Lingulodinium polyedra*, dinoflagelado formador de florecimientos algales extensos en la región. Se describe también otro trabajo realizado con *Gymnodinium catenatum* aislado de Bahía Concepción. En esta especie se evaluó la influencia de diferentes irradiancias sobre la producción de toxinas de tipo paralizante y mecanismos de fotoprotección.

Efecto de la temperatura y diferentes razones de nutrientes sobre el crecimiento de *P. australis*

Se ha reconocido que la temperatura es un factor importante para la distribución y acumulación de *P. australis* en el noroeste de Baja California (García-Mendoza *et al.*, 2009). Durante un florecimiento tóxico de esta especie en 2007 en la región, la temperatura superficial registrada fue relativamente homogénea (13.5 a 15.7°C). Asimismo, las mayores abundancias de *P. australis* se encontraron asociadas con la isoterma de los 14°C, sugiriendo que esta es la temperatura óptima para su crecimiento (García-Mendoza *et al.*, 2009).

La influencia de la temperatura sobre el crecimiento de *P. australis* fue comprobada en un estudio realizado con dos cepas obtenidas de la Bahía de Todos Santos (BTS1 y BTS2). Los organismos no crecieron a 18 y 20°C y se observó una degradación importante de los cloroplastos de las células a estas temperaturas. La tasa de crecimiento específica máxima (1.69/día) se registró a los 15°C; sin embargo, la fase exponencial de crecimiento fue más larga (6 días) a 12 y 14°C, para

las distintas cepas, y la abundancia celular máxima fue de aproximadamente 76×10^3 cél/ml (Santiago-Morales y García-Mendoza, 2011). Estas temperaturas están relacionadas con eventos de surgencia costera en la región (Pérez-Brunius *et al.*, 2006), por lo que la presencia de esta especie se asocia a estos procesos oceanográficos (García-Mendoza *et al.*, 2009). De manera similar, en el sur y centro de California los florecimientos de *P. australis* se presentan cuando la temperatura superficial del agua (SST) es de entre 12.5 y 16°C (Walz *et al.*, 1994; Kudela *et al.*, 2004; Busse *et al.*, 2006).

Los florecimientos de *P. australis* asociados a condiciones de surgencia, pueden estar relacionados a la temperatura o a las concentraciones de macronutrientes presentes durante estos eventos. Para evaluar el efecto de nutrientes sobre el crecimiento de *P. australis* se cultivó a las cepas BTS1 y BTS2 en dos razones de NO_3 a Si (0.5 y 2.5 Si: NO_3). El efecto de estas dos razones de nutrientes sobre el crecimiento de las cepas BTS1 y BTS2 no fue clara; se observó solamente una abundancia celular mayor en cultivos mantenidos a 14°C y a una razón de 0.5 Si: NO_3 (Santiago-Morales y García-Mendoza, 2011).

Efecto de la temperatura y razones de nutrientes sobre la producción de AD en *P. australis*

Santiago-Morales y García-Mendoza (2011) evaluaron la producción de AD en cepas de *P. australis* de la región noroeste de Baja California cultivadas a diferentes temperaturas y en dos concentraciones de nutrientes. La producción de AD fue evaluada en la fase estacionaria de crecimiento debido a que en diversos estudios se ha reportado que la producción de AD está relacionado al estrés fisiológico celular, y éste es más evidente durante esta fase (Bates *et al.*, 1993; Lundholm *et al.*, 2004; Thessen *et al.*, 2009).

El contenido máximo de ácido domoico celular (ADc) (0.81 a 0.87 pg ADc/cél) fue detectado en células cultivadas a 15°C en las dos cepas. Las concentraciones más bajas se detectaron a 14°C para BTS1 (0.11 y 0.17 pg ADc/cél) y a 10°C para BTS2 (0.26 pg AD/cél). También se evaluó la concentración de ácido domoico disuelto (ADd) en el medio de cultivo, el cual es excretado por las células. La concentración máxima de ADd en la cepa BTS1 se registró a 12°C con 1.16 pg ADd/cél y representó 68% del AD total (ADc + ADd). En la cepa BTS2, el ADd máximo fue de 0.13 pg AD/cél a 15°C y representó sólo 24% del AD total. En la cepa BTS2 se presentó una fuerte correlación entre la temperatura y el AD total detectado (Sperman's $r_s=0.39$ y 0.62 $p < 0.05$) (Santiago-Morales y García-Mendoza, 2011). Por otro lado, no se encontró una correlación significativa entre las dos relaciones de nutrientes probadas con la concentración de ADc o ADd (Santiago-Morales y García-Mendoza, 2011).

Efecto de la luz sobre la producción de AD de *P. australis*

Santiago-Morales y García-Mendoza (2011) investigaron la relación entre la concentración de AD con las características de crecimiento y la fisiología fotosintética de las cepas de *P. australis* cultivadas a dos intensidades de luz y dos relaciones de nutrientes. La acumulación celular más



alta (160×10^3 cél/ml) se presentó en cultivos que mantuvieron una relación de 0.5 Si:NO₃ y una irradiancia de 200 $\mu\text{mol cuanta/m}^2\text{s}$ (tratamiento definido como de alta luz: HL). Esta abundancia fue aproximadamente 1.6 veces más alta que la que se presentó en el cultivo preservado a baja luz (LL: 30 $\mu\text{mol cuanta/m}^2\text{s}$) bajo la misma razón de nutrientes. En contraste, no hubo diferencia en la abundancia celular entre los tratamientos de HL y LL cultivados a 2.5 Si:NO₃.

Un resultado importante de estos experimentos fue que existió producción de AD durante las diferentes etapas de crecimiento de *P. australis* aislada de la Bahía de Todos Santos (Santiago-Morales y García-Mendoza, 2011). Como se mencionó anteriormente, se ha reportado que en algunas especies de *Pseudo-nitzschia* la producción de esta toxina se presenta solamente durante la fase estacionaria del cultivo (Bates, 1998). Sin embargo, se detectó ADc en la cepas de *P. australis* durante todo el desarrollo del cultivo a una concentración mínima de 0.5 pg ADc/cél y máxima de 3 pg ADc/cél. Asimismo, las células expuestas a HL presentaron una mayor concentración de ADc (1.8 y 2.1 pg ADc/cél) en los primeros días del cultivo (3 a 6 días), independientemente de la relación de los nutrientes en los cuales se desarrolló. El efecto de las diferentes relaciones de nutrientes se evidenció sólo al final del cultivo, ya que se detectó una concentración de 2.9 y 3.3 pg AD/cél, en las células cultivadas a 0.5 Si:NO₃ y 2.5 Si:NO₃, respectivamente. Las concentraciones celulares detectadas en las cepas aisladas de la región son similares a las encontradas (0.15 a 2.0 pg AD/cél) en cepas de *P. australis* aisladas de Nueva Zelanda y cultivadas en diferentes condiciones (Rhodes, 1998; Rhodes *et al.*, 2004;), pero son mucho menores a las reportadas por Garrison *et al.* (1992) y Cusack *et al.* (2002) con 12 a 37 pg AD/cél. El potencial tóxico de las especies depende de la cantidad de AD producido por célula. Existe una gran variabilidad tanto en crecimiento poblacional como en el contenido de ADc en cepas de la misma especie aisladas de diferentes regiones e incluso aisladas en la misma área geográfica (Bates, 1998; Kudela *et al.*, 2004).

Otro resultado importante del trabajo de Santiago-Morales y García-Mendoza (2011) fue la relación entre la producción de AD y la actividad fotosintética. Se documentó que en la fase de acondicionamiento del cultivo se presentó la mayor concentración total de esta toxina asociada a una tasa fotosintética alta. Este resultado, junto con la observación de una baja concentración de pigmentos del ciclo de las xantofilas (diadinoxantina y diatoxantina), que intervienen en la respuesta fotoprotectiva al estrés por luz en esta especie, permitió proponer que la síntesis de AD sirve como un mecanismo de fotoprotección. La producción de esta toxina requiere un aporte constante de ATP y NADPH (Fig. 1), por lo que puede servir con un sumidero ("sink") de electrones cuando hay una sobreexcitación del aparato fotosintético. Se propone que este sistema puede liberar presión cuando el ATP y NADPH son consumidos durante la síntesis de AD al existir un estrés por alta luz o por otra condición ambiental desfavorable.

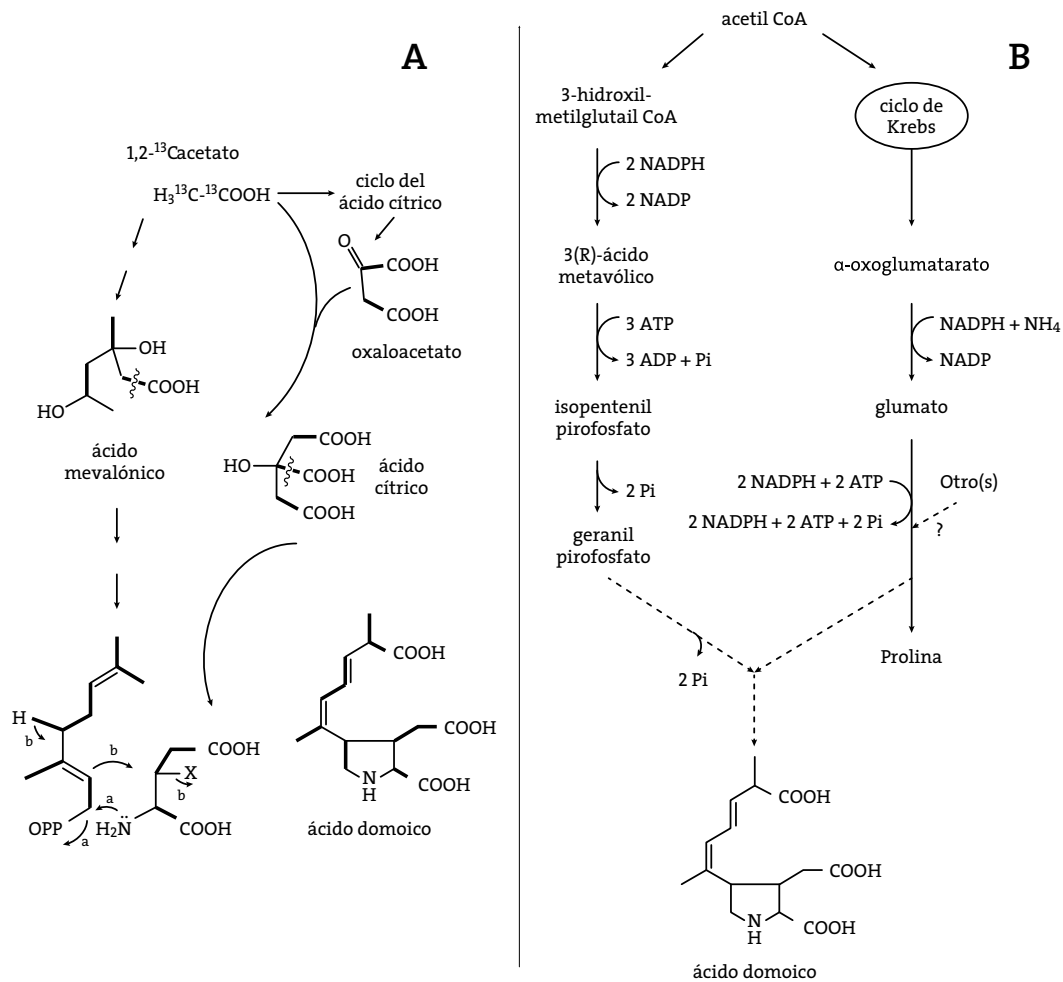


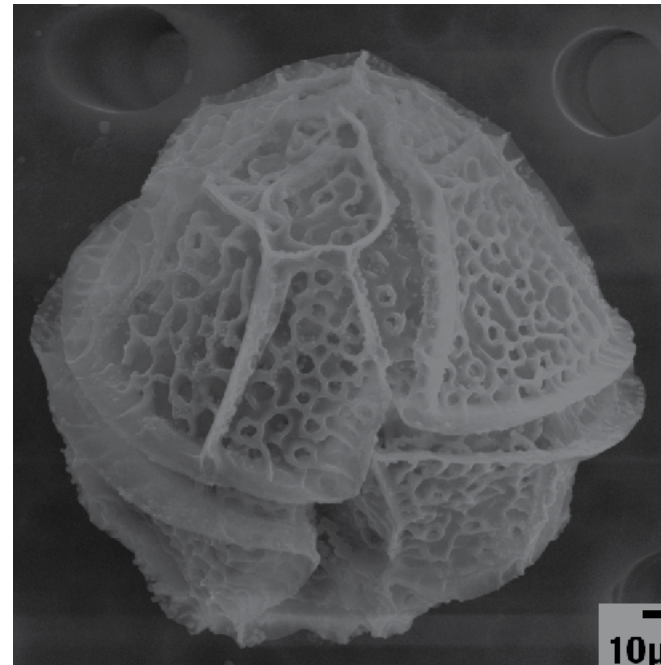
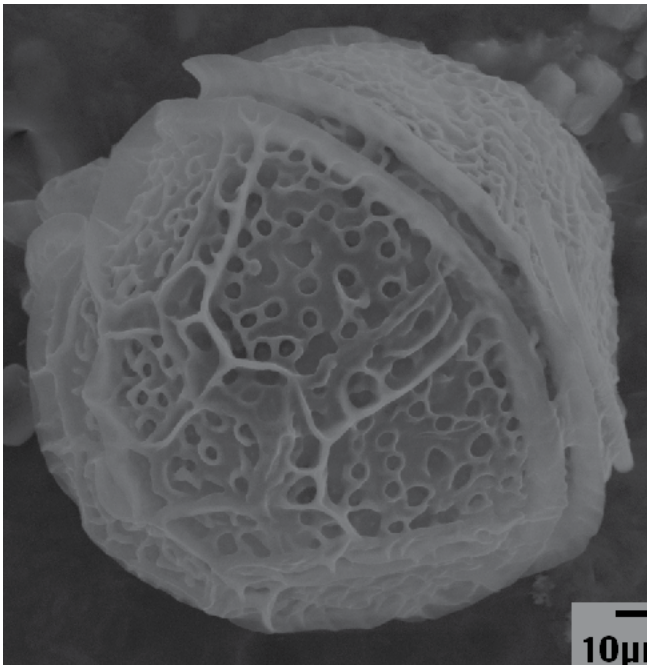
Figura 1. Rutas biosintéticas propuestas para el ácido domoico, basada en experimentos de incorporación de ^{13}C -acetato (Santiago Morales, 2010, con base en los resultados presentados por Douglas *et al.*, 1992; Subba Rao *et al.*, 1998; Kalaitzis *et al.*, 2010).

Estudios en cepas de *L. polyedra*

L. polyedra es una especie formadora de florecimientos algales extensos en la costa noroeste de Baja California (Medina-Elizalde *et al.*, 2016; este volumen). Existen tres estudios realizados por investigadores de instituciones de la región sobre esta especie. No se ha trabajado con organismos aislados de la zona pero sí con una cepa del Golfo de California y del norte de la Bahía de Todos Santos (La Jolla, California, EUA). Dos estudios están relacionados con la caracterización de la tasa de crecimiento en *L. polyedra* y el tercero evaluó la relación que existe entre las vitaminas y la comunidad bacteriana asociada a esta especie.

Evaluación del crecimiento poblacional de *L. polyedra*

Peña-Manjarrez (2008) evaluó el crecimiento de un cepa de *L. polyedra* aislada de Bahía Concepción, BCS y obtenida a través de la Colección de Dinoflagelados Marinos (CODIMAR) del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR). Esta cepa fue cultivada bajo dos niveles de irradiancia y tres temperaturas. En general, en todos los tratamientos la fase estacionaria de los cultivos se presentó a los 20 días, lo que indica que la respuesta de crecimiento de *L. polyedra* es lenta. La tasa de crecimiento máxima (μ_{max}) fluctuó entre 0.30/día y 0.74/día en cultivos mantenidos a 100 μmol cuanta/ m^2s (cultivo baja irradiancia) y entre 0.19/día y 0.52/día en cultivos expuestos a 300 μmol cuanta/ m^2s (cultivos alta irradiancia). De las tres temperaturas probadas (15, 20 y 25°C) en cada tratamiento de irradiancia, la μ_{max} más alta se registró a 20°C. Peña-Manjarrez (2008) concluye que *L. polyedra* es capaz de mantener un crecimiento óptimo en condiciones de baja irradiancia (100 μmol cuanta/ m^2s) a una temperatura de 20°C y presenta una μ_{max} similar a la reportada en otros estudios de laboratorio y en condiciones naturales durante un florecimiento en La Jolla, California (Prezelin y Nelson, 1990).



Ruiz de la Torre (2013) caracterizó el crecimiento de *L. polyedra* con el cambio en el volumen de su núcleo para estimar su tasa de división y planteó que mediante la medición del volumen del núcleo se puede estimar esta tasa. El volumen del núcleo es proporcional a la cantidad de ADN presente en este organelo, por lo que se puede estimar el número de células de una población que se encuentran en diferentes fases del ciclo celular. Específicamente, el núcleo de *L. polyedra* tiene forma de U (Alverca *et al.*, 2006), y se pueden utilizar diferentes proxys de su geometría para estimar su cambio de volumen en cada una de las fases de división mediante microscopía de fluorescencia (Ruiz de la Torre, 2013). Este autor estimó el cambio del volumen del núcleo con mediciones con citometría de flujo de esta especie para dar seguimiento del ciclo celular de las células. No obtuvo una relaciones significativas y concluyó que para establecer un método estadísticamente aceptable es necesario resolver problemas metodológicos como: i) el tiempo de tinción del núcleo, ii) el tiempo de centrifugación para concentrar las células y evitar el rompimiento de las mismas y el método para seguir cada fase.

Vitaminas, bacterias y su relación con *L. polyedra*

De las 333 especies de fitoplancton estudiadas a la fecha, la mayoría requieren una fuente externa de vitaminas debido a que carecen de la ruta metabólica para producirlas, término denominado auxotrofia. De éstas, 54% requieren B₁₂, 27% requieren B₁ y 8% requieren B₇, mientras que para dinoflagelados formadores de florecimientos dichos porcentajes se incrementan a 100, 78 y 32 (%) respectivamente (revisado en Tang *et al.*, 2010; Cruz-López y Maske, 2016).

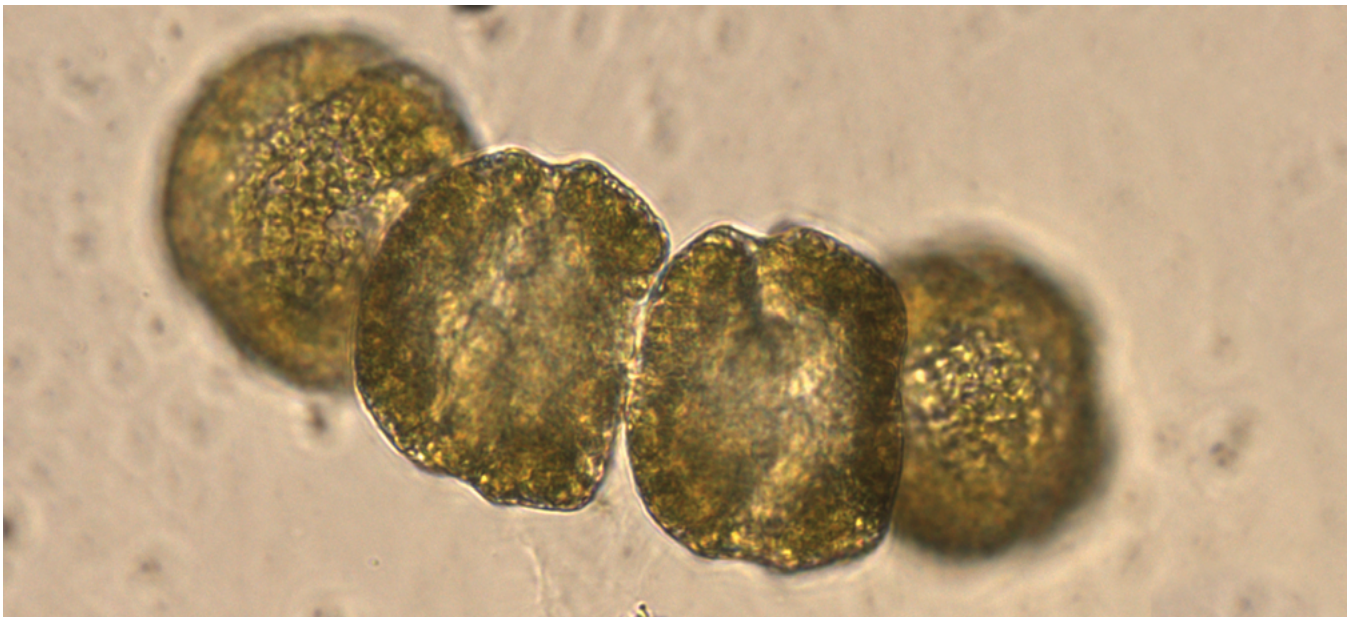
El primer estudio para la región fue realizado por Carlucci (1970), y en él se cuantificaron las concentraciones de B₁₂, B₁ y B₇ durante un florecimiento de *L. polyedra* en la zona de La Jolla (California, EUA). Posteriormente Panzeca *et al.* (2009) cuantificaron concentraciones de B₁₂ y cobalto (Co) para la Bahía de Todos Santos (BC, México) y, al igual que Carlucci (1970), encontraron una correlación entre la concentración de B₁₂ y la abundancia de *L. polyedra*. Esto sugiere una relación entre estas variables; sin embargo, la auxotrofia de la especie no fue investigada experimentalmente. Debido a que *L. polyedra* es una especie mixótrofa (Jeong *et al.*, 2005), el mecanismo por el cual obtiene las vitaminas puede ser a través de fagotrofia, simbiosis o activamente de la fracción orgánica soluble, aunque la contribución relativa de cada uno de los mecanismos se desconoce. La auxotrofia para vitaminas en esta especie fue abordado por Cruz-López (2014), que mediante cultivos en lote demostró que *L. polyedra* es auxótrofo para B₁ y B₁₂, y determinó que existe una limitación independiente entre éstas, identificando un mecanismo de captación activa de la fracción soluble.

Diversos estudios asociados a la ecología microbiana de *L. polyedra* demuestran la alta abundancia y diversidad de bacterias durante sus florecimientos (Fandino *et al.*, 2001; Mayali *et al.*, 2010, 2011). Cruz-López y Maske (2016), usando inóculos de bacterias costeras en cultivos de *L. polyedra*, demostraron que existe una relación simbiótica entre el dinoflagelado y bacterias. Después de 6 meses, la población de *L. polyedra* en cultivos sin vitaminas creció a la misma tasa que cultivos con vitaminas (controles). Los cultivos con poblaciones de bacterias analizados por medio de microscopía de epifluorescencia, combinada con sondas moleculares (FISH) y secuenciación masiva del gen 16S rRNA, presentaron una comunidad bacteriana compuesta por alphaproteobacterias, gammaproteobacterias y bacteroidetes, manteniendo su abundancia y

una proporción constante durante el cultivo. Asimismo, por medio de técnicas inmunológicas (ELISA) se cuantificó la vitamina B₁₂ sintetizada por el consorcio bacteriano que se presentó a condiciones adecuadas para mantener la tasa de crecimiento de *L. polyedra* sin adición de vitaminas. En conjunto, se demostró que la comunidad bacteriana fue capaz de satisfacer los requerimientos de vitaminas, y aunque sólo se cuantificó B₁₂, se infiere que el consorcio producía B₁, además que durante seis meses se mantuvo una población estable, lo cual sugiere una especie-especificidad de la comunidad bacteriana y *L. polyedra* (Cruz-López y Maske, 2016).

Estudio en cepas de *G. catenatum*

Murillo Martínez (2015) evaluó el efecto de la luz sobre los mecanismos de disipación no fotoquímica y producción de toxinas paralizantes en *G. catenatum*, así como las características de crecimiento poblacional en células expuestas a baja luz (BL= 120 $\mu\text{mol cuanta}/\text{m}^2\text{s}$) y alta luz (AL= 350 $\mu\text{mol cuanta}/\text{m}^2\text{s}$). La cepa fue adquirida de la CODIMAR del CIBNOR (cepa GCCV-7). En este estudio se encontró que en células expuestas a AL, la μ_{max} fue de $0.28 \pm 0.06/\text{día}$ y se detectó una abundancia celular de 5,902 cél./ml. La tasa de crecimiento fue 50% menor (0.14/día) y la abundancia celular fue 45% más baja en los cultivos de BL.



G. catenatum presentó una inducción y disipación no fotoquímica de la fluorescencia (NPQ) lenta ($t_{1/2}$ entre 7 y 11 min) en comparación con otras especies de plantas superiores y diatomeas, pero similar a lo reportado para otros dinoflagelados (Murillo Martínez, 2015). Asimismo, las células aclimatadas a BL presentaron una concentración de clorofila *a* y peridina mayor que las aclimatadas a AL, y éstas a su vez, presentaron una concentración 18% mayor de pigmentos fotoprotectores (diadinoxantina y diatoxantina) por lo que el conjunto de pigmentos del ciclo de las xantofilas fue significativamente mayor en este tratamiento de luz. Por lo tanto, las células expuestas a AL presentaron una capacidad de fotoprotección mayor comparadas con las de BL.



Mediante el análisis de la cinética de formación y desaparición del NPQ, la relación entre esta respuesta y la concentración de diatoxantina además de la caracterización de la inducción del NPQ en presencia del inhibidor de la enzima diadinoxantina desepoxidasa, Murillo Martínez (2015) concluyó que los mecanismos de fotoprotección dependen mayormente de la interconversión de los pigmentos del ciclo de las xantofilas. Sin embargo, existe otro mecanismo que afecta al fotosistema II que es independiente de este proceso. Esta observación es importante ya que el control del NPQ es diferente a lo reportado para otras microalgas que tienen un ciclo de xantofilas igual a *G. catenatum* en el que intervienen la diadinoxantina y la diatoxantina.

Por otra parte, Murillo Martínez, (2015), no encontró diferencias en la concentración y el perfil de toxinas de tipo paralizante entre los cultivos aclimatados a BL y AL ni entre las fases de crecimiento, lo que indica que la síntesis de estas toxinas no está directamente regulada por esta variable.

► Conclusiones

El estudio de la fisiología en condiciones controladas de especies fitoplanctónicas es fundamental para entender su respuesta a la variabilidad ambiental y los factores que afectan su crecimiento poblacional. En la región occidental de Baja California sólo se ha trabajado con cepas de una especie productora de toxinas aislada de esta región (*P. australis*). Otros estudios sobre ecofisiología se han realizado con cepas aisladas de otras regiones. Aun cuando esto puede limitar el conocimiento de las cepas regionales, hay que resaltar la importancia de estos estudios para entender la fisiología de las especies potencialmente tóxicas y su interacción con otros organismos. Se cuenta con pocos estudios sobre la fisiología fotosintética de especies productoras de toxinas y menos aún sobre su relación con la comunidad bacteriana, disponibilidad de vitaminas y crecimiento de especies. Es necesario continuar con la investigación sobre ecofisiología de especies de la región, así como diversificar las aproximaciones metodológicas (genómica, proteómica, metabolómica) para entender sus mecanismos de respuesta fisiológica y de síntesis de toxinas. La distribución geográfica de las especies está relacionada con los mecanismos de respuesta fisiológicos y éstos, a su vez, se ven reflejados en el perfil de toxinas de cada cepa.

► Literatura citada

- Anderson, D. M., Kulis, D.M., Sullivan, J. J., Hall, S. & Lee, C. (1990). Dynamics and physiology of saxitoxin production by the dinoflagellates *Alexandrium* spp. *Marine Biology*, 104, 511-524.
- Alverca, E., Franca, S. & Moreno Díaz de la Espina, S. (2006). Topology of splicing and snRNP biogenesis in dinoflagellate nuclei. *Biology of the Cell*, 98(12), 709-720.
- Bates, S. S. Worms, J. & Smith, J. C. (1993). Effects of ammonium and nitrate on growth and domoic acid production by *Nitzschia pungens* in batch culture. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(6), 1248-1254.
- Bates, S. S. (1998). Ecophysiology and Metabolism of ASP Toxin Production, In: Anderson, D. M., Cembella, A. D. & Hallegraeff, G. M. eds. *Physiological ecology of harmful algal blooms*. (1st ed.). pp. 405-426. Germany: Springer.
- Busse, L. B., Venrick, E. L., Antrobus, R., Miller, P. E., Vigilant, V., Silver, M. W., Mengelt, C., Mydlarz, L. & Prezelin, B. B. (2006). Domoic acid in phytoplankton and fish in San Diego, CA, USA. *Harmful Algae*, 5 (1), 91-101.
- Carlucci, A. F. (1970). Part II. Vitamin B₁₂, thiamine, biotin, pp. 23-31. In: Strickland, J. D. H. eds. *The ecology of the phytoplankton off La Jolla, California, in the period April through September, 1967*. Berkeley: University California Press (*Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography*, v. 17).
- Cusack, C. K., Bates, S. S., Quilliam, M. A., Patching, J. W. & Raine, R. (2002). Confirmation of domoic acid production by *Pseudonitzschia australis* (Bacillariophyceae) isolated from Irish waters. *Journal of Phycology*, 38 (6), 1106-1112.
- Cruz López, R. (2014). Bacteria, vitamins and *Lingulodinium polyedrum* - a bloom forming dinoflagellate. (Tesis Doctoral). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Cruz-López, R. & Maske, H. (2016). The vitamin B₁ and B₁₂ required by marine dinoflagellate *Lingulodinium polyedrum* can be provided by its associated bacterial community in culture. *Frontiers in Microbiology*, 7,560.
- Douglas, D. J., Ramsey, U. P., Walter, J. A. & Wright, J. L. C. (1992). Biosynthesis of the neurotoxin domoic acid by the marine diatom *Nitzschia pungens* forma *multiseriis*, determined with [13C]-labelled precursors and nuclear magnetic resonance. *Journal of the Chemical Society, Chemical communications*, 9, 714-716.
- Epstein, P.R., Sherman, K., Spanger-Siegfried, E., Langston, A., Prasad, S. & McKay, B. (1998). Marine ecosystems: emerging diseases as indicators of change. Health Ecological and Economic Dimensions (HEED), NOAA Global Change Program, 85 pp.
- Fandino, L. B., Riemann, L., Steward, G. F., Long, R. A. & Azam, F. (2001). Variations in the bacterial community structure during a dinoflagellate bloom analyzed by DGGE and 16S rDNA sequencing. *Aquatic Microbial Ecology*, 23(2), 119-130.
- García-Mendoza, E., Rivas, D., Olivos-Ortiz, A., Almazán-Becerril, A., Castañeda-Vega, C. & Peña-Manjarrez, J.L. (2009). A toxic *Pseudo-nitzschia* bloom in Todos Santos Bay, northwestern Baja California, Mexico. *Harmful Algae*, 8 (3), 493-503.
- Garrison, D. L., Conrad, S. M., Eilers, P.P. & Waldron, E. M. (1992). Confirmation of domoic acid production by *Pseudonitzschia australis* (Bacillariophyceae) cultures. *Journal of Phycology*, 28(5), 604-607.

- Jauffrais, T., Séchet, V., Herrenknecht, C., Truquet, P., Véronique, S., Tillmann, U. & Hess, P. (2013). Effect of environmental and nutritional factors on growth and azaspiracid production of the dinoflagellate *Azadinium spinosum*. *Harmful Algae*, 27, 138-148.
- Jeong, H., Yoo, Y. D., Park, J. Y., Song, J. Y., Kim, S. T. & Lee, S. H. (2005). Feeding by phototrophic red-tide dinoflagellates: five species newly revealed and six species previously known to be mixotrophic. *Aquatic Microbial Ecology*, 40(2), 133 – 150.
- Kalaitzis, J. A., Chau, R., Kohli, G. S., Murray, S. A. & Neilan B. A. (2010). Biosynthesis of toxic naturally-occurring seafood contaminants. *Toxicon*, 56(2), 244-258.
- Kremp, A., Tahvanainen, P., Litaker, W., Krock, B., Suikkanen, S., Leaw, C. P. & Tomas, C. (2014). Phylogenetic relationships, morphological variation and toxin patterns in the *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) complex: implications for species boundaries and identities. *Journal of Phycology*, 50(1), 81–100.
- Kudela, R., Cochlan, W. & Roberts, A. (2004). Spatial and temporal patterns of *Pseudo-nitzschia* spp. in central California related regional oceanography. In: Steidinger, K.A., Landsberg, J.H., Tomas, C.R. & Vargo, G.A. (eds.). *Harmful Algae 2002*. Florida and Wildlife Conservation Commission. Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 347–349.
- Lambers, H., Chapin III, S. & Pons, T. (2008). *Plant Physiological Ecology*. (2nd ed). pp. 177 – 188. USA: Springer.
- Lelong, A., Hégaret, H. & Soudant, P. (2014). Link between domoic acid production and cell physiology after exchange of bacterial communities between toxic *Pseudo-nitzschia multiseriata* and non-toxic *Pseudo-nitzschia delicatissima*. *Marine Drugs*, 12(2), 3587-3607.
- Lewitus, A., Horner, R., Caron, D., García-Mendoza, E., Hickey, B., Hunter, M., Huppert, D., Kudela, R., Langlois, G., Largier, E., Lessard, E., Raymond, R., Rensel, J., Srtutton, P., Trainer, J. & Tweddle, J. (2012). Harmful algal blooms along the North American west coast region: History, trends, causes and impacts. *Harmful Algae*, 19,133-159.
- Lundholm, N., Hansen, P.J. & Kotaki, Y. (2004). Effect of pH on growth and domoic acid production by potentially toxic diatoms of the genera *Pseudo-nitzschia* and *Nitzschia*. *Marine Ecology Progress Series*, 273, 1–15.
- Mayali, X., Franks, P. J. S. & Burton, R. S. (2011). Temporal attachment dynamics by distinct bacterial taxa during a dinoflagellate bloom. *Aquatic Microbial Ecology*, 63(2), 111-122.
- Mayali, X., Palenik, B. & Burton, R. S. (2010). Dynamics of marine bacterial and phytoplankton populations using multiplex liquid bead array technology. *Environmental Microbiology*, 12(4), 975-989.
- Medina-Elizalde, J., García-Mendoza, E., Ruiz-de la Torre, M.C., Peña-Manjarrez, J., Sánchez-Bravo, Y., Paredes-Banda, P. (2016). Florecimientos algales nocivos y su impacto ecológico, económico y a la salud pública en la costa occidental de la península de Baja California.
- Murillo Martínez, R. (2015). Efecto de la intensidad de la luz sobre los mecanismos de disipación no fotoquímica y producción de toxinas paralizantes en cepas de *Gymnodinium catenatum* (Tesis de Maestría). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Ogata, T., Koike, K., Nomura, S. & Kodama, M. (1996). Utilization of organic substances for growth and toxin production by *Alexandrium tamarense*. pp. 343-346. In: Yasumoto, T., Oshima, Y., Fukuyo, Y., eds. *Harmful and Toxic Algal Blooms*. Paris: UNESCO.
- Panzeca, C., Beck, A. J., Tovar-Sánchez, A., Segovia-Zavala, J., Taylor, G. T. & Gobler, C. J. (2009).

- Distribution of dissolved Vitamin B12 and Co in coastal and open-ocean environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(2), 223–230.
- Parkhill, J. P. & Cembella, A. D. (1999). The effects of salinity, light and inorganic nitrogen on the growth and toxigenicity of the marine dinoflagellate *Alexandrium tamarense* from northeastern Canada. *Journal of Plankton Research*, 21(5), 939 – 955.
- Peña-Manjarrez, J. L. (2008). Ecología de dinoflagelados productores de florecimientos en la Bahía de Todos Santos, Baja California (Tesis Doctoral). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Pérez-Brunius, P., López, M. & Pineda, J. (2006). Hydrographic conditions near the coast of northwestern Baja California: 1997–2004. *Continental Shelf Research*, 26(8), 885–901.
- Prezelin, B. B y Nelson, N. (1990). The formation of ATP and reducing power in the light. In: Dennis, D.T. & Turpin, D. H. eds. *Advanced Plant Physiology: Integration and Control of Metabolism*. pp. 212–223. London: Pitman Publishers.
- Rhodes, L., Holland, P., Adamson, J., Selwood, A. & McNabb, P. (2004). Mass culture of New Zealand isolates of *Pseudo-nitzschia australis* for production of a new isomer of domoic acid. pp. 125–127. In: Steidinger, A.K., Landsberg, J.H., Tomas, C.R. & Vargo, G.A., eds. *Harmful Algae 2000*. USA: UNESCO
- Rhodes, L. L. (1998). Identification of potentially toxic *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in New Zealand coastal waters, using lectins. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32(4) 537–544.
- Ruiz-de la Torre, M. C. (2013). Coastal algal blooms, the near-surface diurnal thermocline and wind transport toward the coast; ecological implications (Tesis Doctoral). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Santiago-Morales, I. S. & García-Mendoza, E. (2011). Growth and domoic acid content of *Pseudo-nitzschia australis* isolated from northwestern Baja California, Mexico, cultured under batch conditions at different temperatures and two Si:NO₃ ratios. *Harmful Algae*, 12, 82-94.
- Santiago-Morales, I. S. (2011). Potencial tóxico de cepas de *Pseudo-nitzschia* aisladas de la costa Occidental de Baja California. (Tesis Doctoral). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Sison-Mangus, M. P., Jiang, S., Tran, K. T. & Kudela, R. M. (2013). Host- specific adaptation governs the interaction of the marine diatom, *Pseudo-nitzschia* and their microbiota. *International Society of Microbial Ecology Journal*, 8(1) 63–76.
- Subba-Rao, D. V., Pan, Y. & Mukhida, K. (1998). Production of Domoic Acid by *Pseudo-nitzschia multiseriata* Hasle, Affected by lithium. *Marine Ecology*, 19 (1), 31-36.
- Tang, Y. Z., Koch, F. & Gobler, C. J. (2010). Most harmful algal bloom species are vitamin B1 and B12 auxotrophs. *Proceeding of the National Academy of Science of the United States of America*, 107(48), 20756-20761.
- Thessen, A. E., Bowers, H. A. & Stoecker, D. K. (2009). Intra- and interspecies differences in growth and toxicity of *Pseudo-nitzschia* while using different nitrogen sources. *Harmful Algae*, 8(5), 792–810.
- Walz, P. M., Garrison, D. L., Graham, W. M., Cattey, M. A., Tjeerdema, R. S. & Silver, M. W. (1994). Domoic acid-producing diatom blooms in the Monterey Bay, California: 1991–1993. *Natural Toxins*, 2, 271–279.

Modelación numérica de interacción físico-biológica aplicada a florecimientos del fitoplancton en el Pacífico Mexicano frente a Baja California

Rivas, David^{1,*}; Cruz-Rico, Jorge¹; Vivas-Téllez, Iván¹; Arellano, Beatriz¹; Bermúdez, Anahí¹

¹ Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Departamento de Oceanografía Biológica. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3918, Zona Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.
drivas@cicese.mx



Resumen

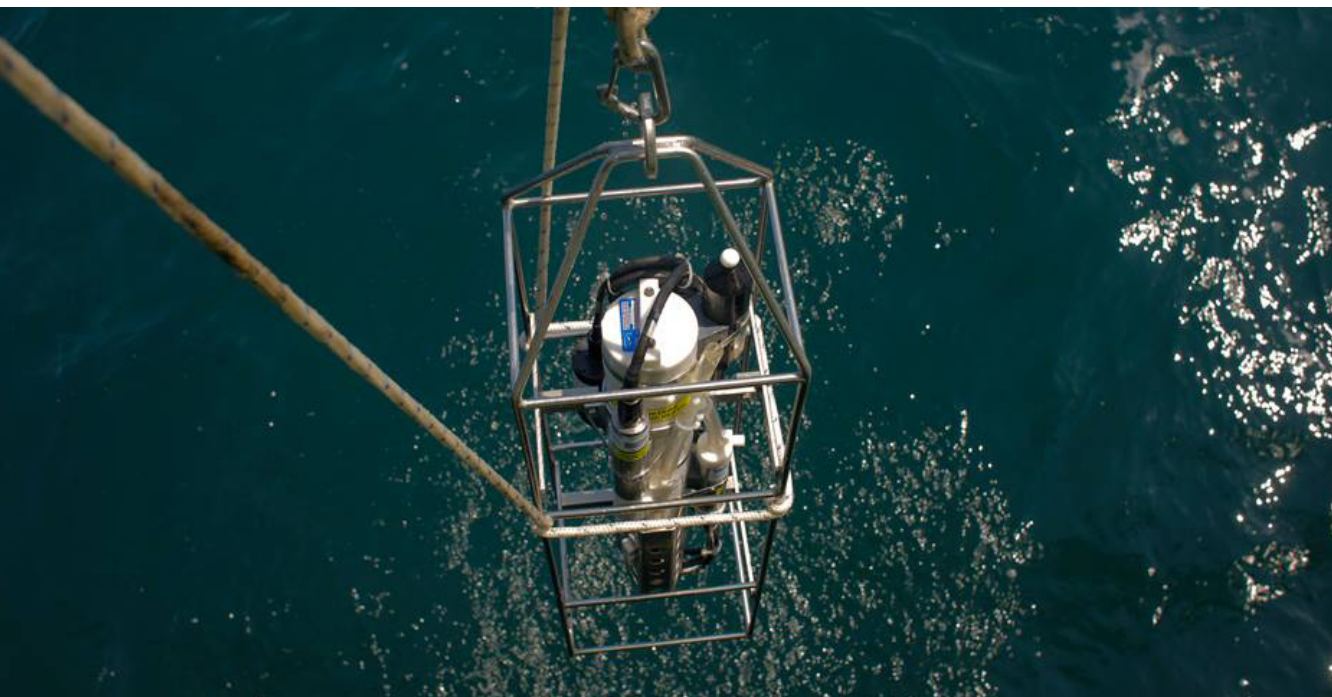
Se presentan resultados de distintos trabajos de investigación sobre la dinámica del florecimiento del fitoplancton en el Pacífico Nororiental Mexicano, basados en modelos numéricos oceánicos de interacción físico-biológica, en los que la dinámica fitoplanctónica está representada por un modelo ecológico de nutrientes-fitoplancton-zooplancton-detritos. De acuerdo con los resultados analizados, es posible reproducir exitosamente un alto porcentaje de la variabilidad del fitoplancton frente a Baja California y en el Golfo de California, en especial en las zonas de surgencia, aspecto de mayor interés en este trabajo. Los modelos permiten evaluar los efectos de los patrones de gran escala sobre localidades como la Bahía de Todos Santos. A partir de las salidas numéricas es posible simularse las trayectorias que siguen las masas de agua asociadas a florecimientos algales nocivos como los ocasionados por el género *Pseudo-nitzschia*, así como la evolución de la abundancia fitoplanctónica a lo largo de dichas trayectorias. Por otro lado, se exploran los posibles efectos del cambio climático sobre la región oceánica frente a Baja California mediante la reducción de escala de las salidas de modelos de circulación general del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático por medio de un modelo regional de mesoescala, cuyos resultados proveen una noción sobre el posible futuro de la dinámica regional, como puede ser una posible intensificación de los vientos costeros y con ello de surgencias costeras. Los resultados de este trabajo demuestran la utilidad de modelos de interacción físico-biológica en el estudio del fitoplancton y de su variabilidad.

Palabras clave: simulación numérica, modelo hidrodinámico, modelo biogeoquímico, acoplamiento, florecimiento de fitoplancton, Pacífico Oriental Mexicano.

Abstract

We present results from different research works on the dynamics of phytoplankton blooms in the Mexican northeastern Pacific, based on coupled physical-biological, oceanic numerical models, in which the phytoplankton dynamics is represented by a nutrients-phytoplankton-zooplankton-detritus ecological model. According to the results, it is possible to reproduce successfully a high percentage of the phytoplankton variability in the coastal region off Baja California and in the Gulf of California, especially the coastal upwelling, an aspect of paramount importance for this research. The models allow the assessment of the effects of large-scale patterns on locations like Todos Santos Bay. From the numerical outputs it is possible to model the trajectories of the water masses associated to the harmful algal blooms caused by the species of genus *Pseudo-nitzschia*, and the evolution of the phytoplankton concentration along those trajectories. On the other hand, the possible effects of climate change on the oceanic region off Baja California have been explored by a downscaling of Intergovernmental Panel on Climate Change's general circulation models with a regional mesoscale model, the results provide insights about the possible future of the regional dynamics, like a possible intensification of coastal winds and hence the coastal upwelling. The results presented in this paper show that coupled physical-biological models are useful to study the phytoplankton and its variability.

Key words: numerical simulation, hydrodynamic model, biochemical model, coupling, phytoplankton bloom, Mexican Eastern Pacific.



► Introducción

Los modelos numéricos oceánicos de interacción físico-biológica resuelven algún modelo biogeoquímico a la par de un modelo hidrodinámico, en los que este último provee variables físicas, como la velocidad de la corriente y la difusividad de trazadores, al modelo biogeoquímico para que éste evolucione congruentemente con las estructuras físicas presentes en la región analizada (e.g., Powell *et al.*, 2006; Fiechter *et al.*, 2009). En las últimas dos décadas se han desarrollado diversos modelos de interacción físico-biológica, cuya complejidad está en función del número de variables biogeoquímicas que resuelven. En específico para el estudio del fitoplancton en la región del Sistema de la Corriente de California, se han realizado diversos estudios en los que se analiza la respuesta del ecosistema pelágico a las características dinámicas de la región (como surgencias, remolinos y filamentos). Dentro de estos trabajos los hay relativamente simplificados, como un modelo trófico de 3 componentes (nutrientes-fitoplancton-zooplancton, NPZ) acoplado a un modelo bidimensional con viento idealizado (Edwards *et al.*, 2000); pero también los hay más complejos: de 4 componentes (nutrientes-fitoplancton-zooplancton-detritos, NPZD; Powell *et al.*, 2006), de 4 componentes (NPZD) incluyendo explícitamente la limitación por hierro (Fiechter *et al.*, 2009), 5 componentes (nitrato, amonio +PZD; Spitz *et al.*, 2005) y hasta 9 componentes (silicato, nitrato, amonio, dos tamaños de fitoplancton, copépodos, doliolidos, eufáusidos y detritos; Moisan *et al.*, 1996). No obstante, la complejidad del modelo no asegura una mejor simulación de las condiciones ambientales (Anderson, 2010), debido a la incertidumbre que puede existir en la formulación matemática de los modelos, de manera que un pequeño error experimental puede ocasionar una serie de errores y sesgos en las variables calculadas, aumentando aún más el grado de incertidumbre. La aproximación que se adopta en el pre-

sente trabajo es la de un modelo trófico de 4 componentes acoplado a diversas configuraciones numéricas de modelos tridimensionales con forzamientos realistas. Este tipo de modelos físico-biológicos demuestra ser adecuado para reproducir muchos de los aspectos dinámicos del fitoplancton en el Pacífico Nororiental frente a Baja California.

Este trabajo muestra una síntesis de los resultados preliminares y parciales de varias investigaciones en proceso (al momento de la preparación de este documento) en las que se aborda la variabilidad del fitoplancton de diversas regiones del Pacífico Oriental Mexicano (POM; que comprende el sur de California, EUA, la península de Baja California, la Bahía de Todos Santos y el Golfo de California), usando modelos numéricos de interacción físico-biológica (hidrodinámica más un modelo ecológico simple). El objetivo fue generar aplicaciones para estimar la abundancia y distribución del fitoplancton como base para el entendimiento de la generación de florecimientos algales nocivos en el POM.

► Metodología

Los análisis presentados en este trabajo están basados en un modelo hidrostático de ecuaciones primitivas con coordenadas verticales que siguen la topografía del fondo: el Sistema de Modelación Oceánica Regional (ROMS, por sus siglas en inglés; Haidvogel *et al.*, 2008), versión 3.6. El modelo fue configurado para cuatro dominios numéricos. Los detalles de la configuración son similares a los utilizados en Rivas *et al.* (2010) y Rivas y Samelson (2011).

En las cuatro configuraciones numéricas del modelo hidrodinámico se acopló un modelo ecológico de cuatro componentes, llamado NPZD: Nitrato (N), Fitoplancton (P), Zooplancton (Z) y Detritos (D), según Powell *et al.* (2006). A pesar de su relativa simplicidad, este modelo ha demostrado ser de utilidad para una representación realista de la variabilidad del fitoplancton en diversas regiones oceánicas (e.g., Powell *et al.*, 2006; Heinle y Slawig, 2013).

Modelo regional

Para el enfoque de los resultados que se presentan en este trabajo, noroeste de Baja California, se definió un dominio numérico entre los 26.8°N y los 35.5°N y de los 113.7°O a los 123.5°O, desde Punta Eugenia, Baja California, México, hasta Punta Concepción en el sur de California, EUA. La resolución horizontal es de $\sim 1/30^\circ$ (~ 3 km) y la resolución vertical consistió en 31 niveles en la vertical.

En las fronteras abiertas (norte, sur y oeste) se utilizaron los datos de la versión de $1/8^\circ$ del Modelo Oceánico Costero de la Naval de EUA (NCOM, por sus siglas en inglés; Barron *et al.*, 2006). Los forzamientos en superficie incluyeron los flujos climatológicos de calor generados por Penven *et al.* (2008) y el esfuerzo del viento calculado a partir del Análisis Multi-Plataforma e Inter-Calibrado del Vector de Viento de la Superficie del Océano (CCMP; Atlas *et al.*, 2011) mediante parametrizaciones propuestas por Smith (1988). Se realizó una simulación continua para el periodo 2004-2011. Para detalles sobre este modelo, vea Cruz Rico (2015).

Modelo de escala fina

Se definió un dominio numérico para la Bahía de Todos Santos ubicada en el noroeste de Baja California. Este dominio se extiende desde los 31.6°N a los 32.1°N y de los 116.6°O a los 117.0°O. La resolución horizontal fue de ~300 m y la resolución vertical fue de 20 niveles en la vertical. En las fronteras abiertas (norte, sur y oeste) se utilizaron los datos provenientes del modelo regional descrito anteriormente, de modo que este modelo de escala fina está “anidado” en el modelo regional, en un solo sentido y mediante postprocesamiento. El forzamiento en superficie y el periodo de la simulación son los mismos que en el modelo regional. Para detalles sobre este modelo, vea Cruz Rico (2015).

Modelo Lagrangiano

Se realizó un análisis de seguimiento de partículas numéricas Lagrangianas, basado en el método de Rivas *et al.* (2010) y Rivas y Samelson (2011). Este método permite obtener las trayectorias tridimensionales de las masas de agua asociadas a la surgencia regional y en específico para aquellas que estuvieron presentes dentro de la Bahía de Todos Santos en la primavera de 2007, periodo de ocurrencia de un intenso florecimiento algal nocivo (FAN) de *Pseudo-nitzschia* (García-Mendoza *et al.*, 2009). Los campos tridimensionales de la velocidad del modelo regional y del modelo de escala fina sirven de entrada para el modelo Lagrangiano y son precisamente estas velocidades las que advectan las partículas numéricas. La advección se realiza en dos etapas. En la primera las partículas son liberadas dentro de la bahía (dominio de escala fina), distribuidas de manera uniforme en la horizontal y todas a una misma profundidad (2 m, en este caso); dichas partículas son advectadas por el campo de velocidad dentro de la bahía y la mayoría de las partículas salen de ésta a través de las fronteras abiertas de ese dominio. Una vez que las partículas salen de la bahía, inicia la segunda etapa, en la cual las partículas son advectadas por el campo de velocidades del dominio regional. Se realizaron experimentos hacia atrás en el tiempo para conocer el origen de las masas de agua (representadas por las partículas), y experimentos hacia delante en el tiempo para conocer la dispersión de dichas masas de agua; el inicio de la advección fue el 24 de abril de 2007, fecha que coincide con la ocurrencia del FAN ya mencionado. Además, a lo largo de las trayectorias se obtuvieron los valores de variables del modelo, como la temperatura. Una vez obtenidas las trayectorias, se seleccionaron aquellas que seguían caminos repetitivos y con una concentración significativa de partículas, a las cuales se les acopló una versión del modelo NPZD (Powell *et al.*, 2006). Así, el modelo NPZD se resolvió para las condiciones ambientales (profundidad, temperatura, etc.) a la que estuvo expuesta cada partícula durante su recorrido hacia o desde la bahía. La versión del modelo NPZD se modificó para un fotoperiodo de 12 h y se incluyó una dependencia de la temperatura en la tasa de crecimiento del plancton, basada en observaciones de laboratorio (Santiago-Morales y García-Mendoza, 2011). Para más detalles sobre este análisis, vea Vivas Téllez (2015).

Modelo extendido

Para estudiar los cambios hidrográficos y biogeoquímicos a largo plazo y bajo escenarios de cambio climático, se definió un dominio que abarca por completo la península de Baja Califor-

nia y la ensenada del sur de California (EUA). Este dominio abarcó desde los 23.1°N a los 34.5°N y de los 110.1°O a los 123.5°O. La resolución horizontal es de $\sim 1/12^\circ$ (~ 8 km) y la resolución vertical consiste en 22 niveles en la vertical.

Las fronteras abiertas (norte, sur y oeste) y la superficie del modelo fue forzado con los datos provenientes de la versión 3.0 del Modelo Climático del Laboratorio de Dinámica de Fluidos Geofísicos (GFDL) de la Administración Nacional de Océano y la Atmósfera de EUA (NOAA), según Donner *et al.* (2011). Estos datos corresponden a la simulación histórica y la de los escenarios RCP6.0 y RCP8.5 definidos por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). Para detalles del periodo histórico y de los escenarios de cambio climático, vea IPCC (2014). El periodo de la simulación es 1976-2005 para el periodo histórico y 2006-2065 para las proyecciones de cambio climático. Para más información sobre este trabajo, vea Arellano Nava (2016).

Modelo al interior del Golfo de California

Como una región de influencia del Pacífico mexicano, se definió un dominio numérico para el Golfo de California. Éste se extiende desde los 22.8°N a los 31.7°N y desde los 106.0°O a los 114.9°O. La resolución horizontal fue de $\sim 1/30^\circ$ (~ 3 km) y la resolución vertical de 22 niveles en la vertical. En la frontera abierta (sur) se utilizaron los datos del Sistema Global de Asimilación de Datos Oceánicos (GODAS; e.g., Huang *et al.*, 2008; Ravichandran *et al.*, 2013). El esfuerzo del viento fue calculado a partir de los datos del Reanálisis Regional de América del Norte (NARR; Mesinger *et al.*, 2006) utilizando parametrizaciones de Smith (1988). El periodo de la simulación comprendió de enero de 2012 a abril de 2015.

► Resultados

Noroeste de Baja California

El modelo regional para el noroeste de Baja California diagnosticó la estructura tridimensional de variables físicas como temperatura, salinidad y velocidad, y las variables biológicas propias del modelo NPZD: nitrato, fitoplancton, zooplancton y detritos. Además, se realizó una simulación continua de varios años, lo que permitió conocer la variabilidad interanual de los campos modelados. Se transformaron los valores obtenidos de la abundancia de fitoplancton a unidades de concentración de clorofila (mg/m^3), aplicando una relación de Chl:N de 1.325 g Chl/molN (derivada de la relación de Redfield C:N de 106:16 mol molCl/molN y una relación C:Chl de 60:1 gC/gChla) (Fiechter *et al.*, 2009).

La Figura 1 muestra el promedio climatológico para el verano (2004-2011) de los campos superficiales de clorofila *a* (Figs. 1A-B) y temperatura (Figs. 1C-D), diagnosticados por el modelo y obtenidos mediante imágenes satelitales. El modelo numérico reproduce satisfactoriamente la variabilidad espacial y temporal de estos parámetros oceanográficos. Una de las características oceanográficas principales de esta región es la zona de surgencia costera en la región noroeste de la península de Baja California, la cual es reproducida por el modelo, ya que se aprecia la franja costera de agua más fría y con altos valores de clorofila.

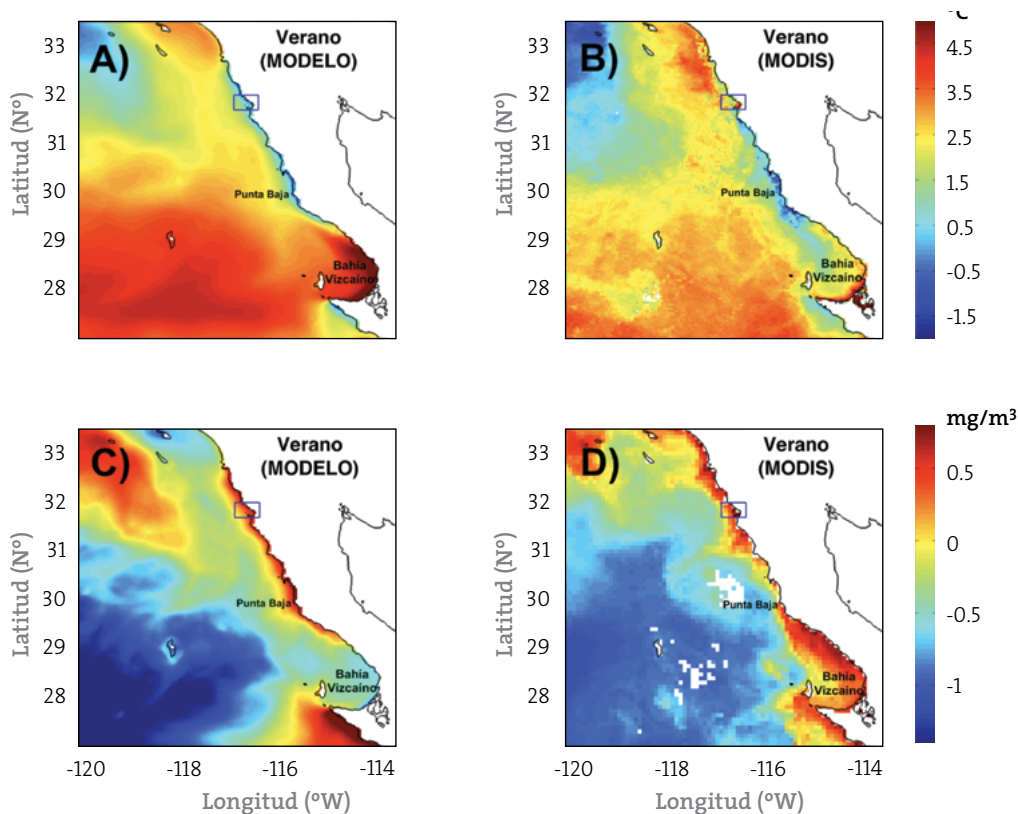


Figura 1. Promedios climatológicos de verano (periodo 2004-2011) de los campos superficiales de temperatura (A, B) y clorofila *a* (C, D), diagnosticados por el modelo numérico regional (A, C) y observados por el satélite MODIS (B, D). Los datos satelitales se obtuvieron del sitio <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/l3>.

Bahía de Todos Santos

La simulación del modelo de escala fina implementado para la Bahía de Todos Santos (BTS) incluyó el mismo periodo que el modelo del noroeste de Baja California, con forzamiento lateral (información a través de sus fronteras abiertas) de este último. Se debe hacer notar que el dominio de la BTS se encuentra en la zona de surgencia del dominio regional (Fig. 1), la cual se resuelve satisfactoriamente. La Figura 2 muestra los promedios climatológicos para verano de la temperatura, clorofila *a* y nitrato en el interior de la BTS. La bahía se caracteriza por tener temperaturas mayores en su zona este, como se ha descrito en la literatura (e.g., García-Mendoza *et al.*, 2009), y por una termoclina a los 10-15 m de profundidad (Figs. 2A-B). Las aguas más cálidas en la zona este son más bajas en clorofila *a*, los mayores valores de esta variable se encontraron hacia la entrada noroeste de la bahía y por debajo de la superficie se encontró un máximo subsuperficial a los 25-30 m de profundidad (Figs. 2C-D). Los mayores valores de nutrientes (nitrato) a nivel superficial se encontraron en la costa norte fuera de la bahía; a nivel subsuperficial se observó una nutriclina que coincide con la termoclina (Figs. 2E-F).

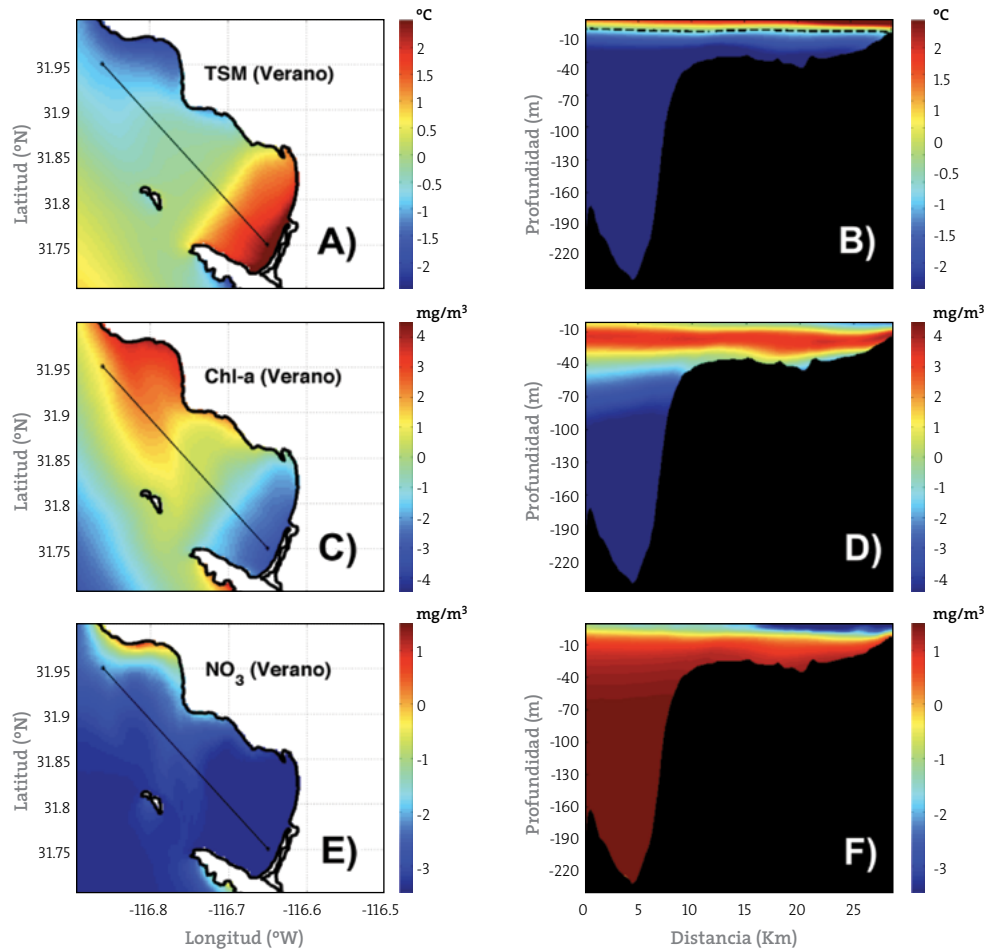


Figura 2. Promedios climatológicos de verano (periodo 2004-2011) de valores superficiales (A, C, E) en la Bahía de Todos Santos, y en una sección a lo largo de ésta (B, D, F), de temperatura, clorofila *a* y nitrato, diagnosticados por el modelo numérico de escala fina.

Seguimiento de masas de agua en los alrededores de la BTS

La Figura 3 muestra las trayectorias Lagrangianas de un grupo de partículas que provienen desde Punta Concepción, California (EUA), en su recorrido al sur a través de la BTS, y la evolución de su profundidad, temperatura y clorofila *a* promedio a lo largo de sus trayectorias. Aunque todas las partículas vienen del norte antes de dirigirse a la BTS, varias de ellas inician su recorrido en aguas profundas más allá de la plataforma continental, al noroeste de la BTS, a profundidades alrededor de los 50 m; una vez que las partículas llegan y pasan a través de la BTS, permanecen cerca de la superficie (Figs. 3A-B). Entre 80 y 60 días antes de emerger en la bahía, las partículas se encuentran a profundidades de 45-55 m, posteriormente éstas se desplazan hacia arriba hasta alcanzar los 10 m de profundidad (Fig. 3B). Durante este periodo los cambios térmicos son menores a excepción de los niveles más superficiales (Fig. 3C), lo que es congruente con una advección cercanamente adiabática, en la que la mezcla es pequeña por debajo de la capa diabática superficial y por consiguiente la temperatura potencial se conserva en buena medida.

Estas condiciones ambientales son propicias para que se presente un pico en la concentración de clorofila *a* centrado en el periodo en que las partículas emergen dentro de la bahía (Fig. 3D). Así, este pico parece ser una representación adecuada del florecimiento algal analizado.

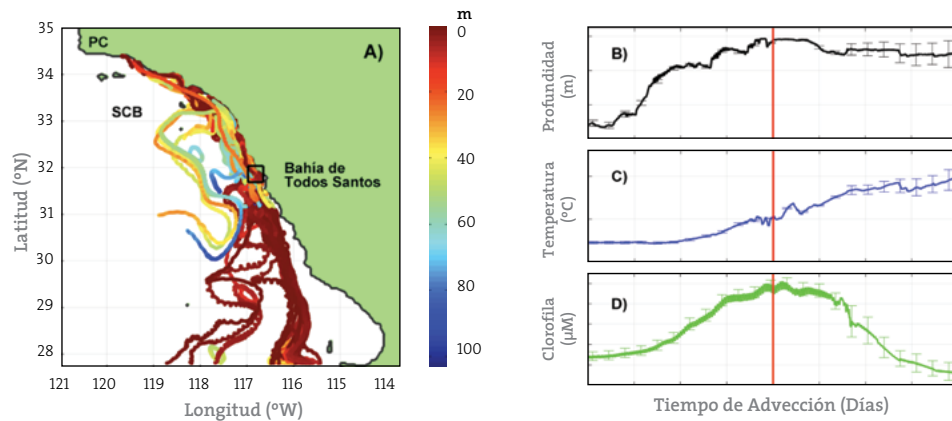
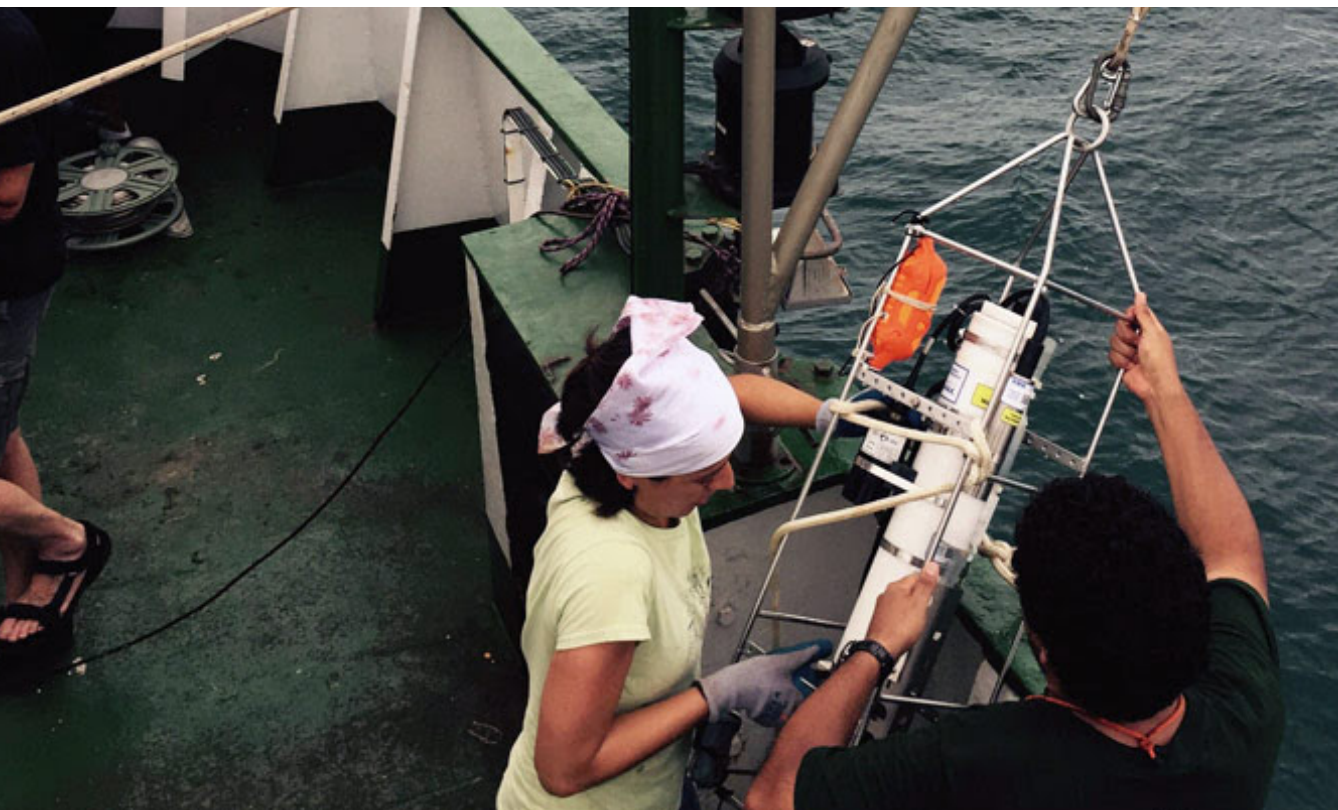


Figura 3. (A) Trayectorias de partículas inicializadas el 24 de abril de 2007, a 2 m de profundidad, dentro de la Bahía de Todos Santos; el color indica la profundidad instantánea (en m). Promedios (\pm desviación estándar) instantáneos de (B) profundidad, (C) temperatura, y (D) clorofila *a* lo largo de las trayectorias de las partículas; la línea roja vertical indica el inicio de la advección. Se muestra la localización de Punta Concepción (PC) y de la ensenada del sur de California (SCB).



Escenarios de cambio climático

Para estimar los cambios oceanográficos en el océano Pacífico Oriental frente a Baja California bajo condiciones de cambio climático se realizó la comparación de las climatologías para el año 2050 (promedio 2041-2060) y la climatología “actual” (promedio 1986-2005). Dentro de los principales resultados para el año 2050 bajo el escenario RCP8.5, la temperatura en el verano a lo largo de la costa disminuirá 1-2°C con respecto a su valor actual (Fig. 4A), mientras que la clorofila *a* aumentará 1-2 mg /m³ (Fig. 4B). Estos valores implican una disminución de 10-15% (en una escala Celsius) (Fig. 4C) y un aumento de 50-100% (Fig. 4D) de estas variables, respectivamente. Estos patrones en general se presentan en toda la península, salvo en la regiones inmediatamente al sur de Punta Baja y Punta Eugenia, en donde se aprecian diferencias cercanas a cero. Lejos de la costa las condiciones son diferentes, se observa un aumento térmico de 10-15% (1-2°C).

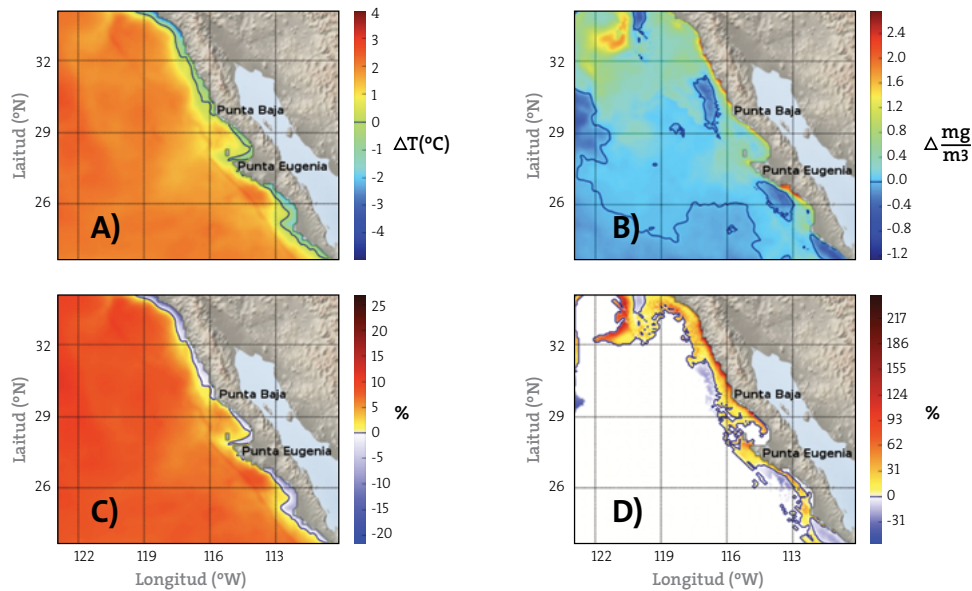


Figura 4. Diferencias entre un escenario de cambio climático (RCP8.5) para mediados del siglo XXI (promedio 2041-2060) y la climatología “actual” (promedio 1986-2005) de los campos superficiales de temperatura (A, C) y de clorofila *a* (B, D) en el verano. Se muestran las diferencias en sus unidades correspondientes (°C y mg/m³, respectivamente) y en porcentajes con respecto a los valores actuales; en el caso de la clorofila *a* sólo se muestran los porcentajes en las zonas donde la clorofila *a* actual es de por lo menos 1 mg/m³, esto para mejor visualización.

Golfo de California

El Golfo de California (GC) es un mar semi-cerrado que se encuentra estrechamente ligado a la dinámica del Pacífico Nororiental Mexicano y en especial a la península de Baja California. La Figura 5 muestra el promedio para diciembre de 2014 de la temperatura superficial y la estructura vertical de la temperatura y la abundancia del fitoplancton en el interior del GC. El modelo muestra las características principales dentro del Golfo (Fig. 5A), como son la

disminución de la temperatura superficial de la boca hacia la cabeza (e.g., Lavín *et al.*, 2003) y los remolinos de mesoescala en la región sur (Lavín *et al.*, 2013). La termoclina aumenta su profundidad de la boca hacia el norte (Fig. 5B), al igual que el máximo subsuperficial de la abundancia de fitoplancton (Fig. 5C), aunque este último desaparece en la región de la cabeza del golfo.

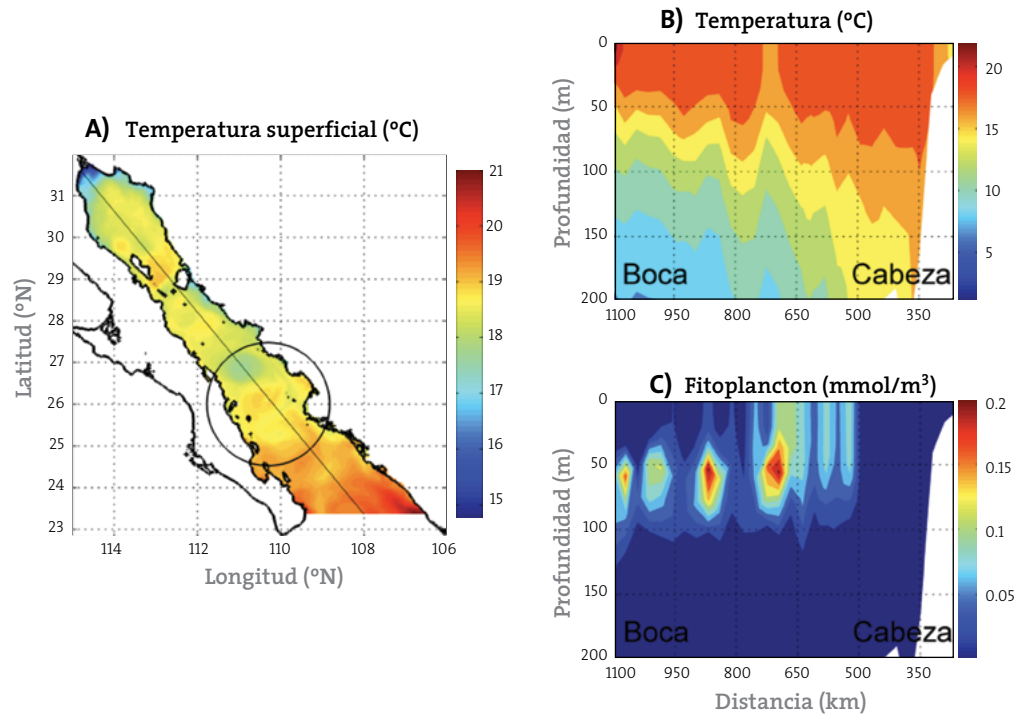


Figura 5. Temperatura superficial del mar y secciones verticales de (B) temperatura y (C) abundancia de fitoplancton en el Golfo de California, promedios de diciembre de 2014. La línea recta en (A) indica la sección transversal mostrada en (B) y (C); en éstos se especifican los extremos que corresponden a la boca (región sur) y a la cabeza (región norte) del Golfo. El círculo en (A) señala una región dominada por remolinos de mesoescala.

► Discusión

En este trabajo se presenta un panorama general de resultados de distintas modelaciones sobre la dinámica del fitoplancton y nutrientes ligados a la hidrodinámica del Pacífico Nororiental frente a Baja California y el Golfo de California. Los distintos ejercicios numéricos realizados han demostrado su capacidad de reproducir los aspectos oceanográficos más importantes, como son las altas abundancias fitoplanctónicas en las zonas de surgencia costera y el máximo subsuperficial de clorofila *a*. En particular para el noroeste de Baja California y la Bahía de Todos Santos, el modelo generalmente logró reproducir la variabilidad espacial de la distribución del fitoplancton. Dentro de las limitaciones del modelo estuvo la dificultad de reproducir apropiadamente las variables oceanográficas en el interior de Bahía Vizcaíno, donde el modelo tiende a sobreestimar la temperatura y subestimar la clorofila *a*. Posiblemente la ausencia del sistema

lagunar (Laguna Ojo de Liebre) en el dominio numérico impide que el modelo reproduzca apropiadamente las condiciones oceánicas en Bahía Vizcaíno, ya que el sistema lagunar puede aportar aguas productivas a la bahía, además de disipar calor mediante evaporación.

La implementación de los modelos numéricos abre la posibilidad no sólo de estudiar la variabilidad intrínseca de los florecimientos fitoplanctónicos sino también de explorar su sensibilidad a diversos forzamientos, como los atmosféricos o las descargas ribereñas, y a los patrones oceánicos de gran escala, como son la Oscilación Decenal del Pacífico (PDO; e.g., Mantua *et al.*, 1997) o la Oscilación del Giro del Pacífico Norte (NPGO; Di Lorenzo *et al.*, 2008). Por ejemplo, un periodo cálido de la PDO aumentaría la temperatura superficial del mar frente a Baja California, aumentando la estratificación y haciendo más profunda la termoclina, y debilitaría los vientos favorables a la surgencia; no sólo disminuiría el afloramiento de aguas del fondo sino que también disminuiría el transporte de nutrientes del norte por el chorro costero asociado al frente de surgencia. Todo esto se traduciría en valores bajos de clorofila *a* en superficie y un máximo subsuperficial relativamente profundo y débil. Entonces, dada la estrecha relación que existe entre las aguas de surgencia y los FAN (e.g., García-Mendoza *et al.*, 2009), un periodo de influencia de aguas cálidas del sur tendería a inhibir su formación en la región de Baja California.

Como se mostró a partir de las salidas del modelo numérico, se pueden calcular las trayectorias Lagrangianas asociadas a algún fenómeno en particular, como puede ser el intercambio de agua entre estructuras de mesoescala, movimiento de las aguas de surgencia y, como se aborda en este trabajo, seguimiento de parcelas de agua asociadas a FAN. La combinación de las dos técnicas de análisis, la Euleriana y la Lagrangiana, puede ayudar a una mejor representación y entendimiento de los FAN y ambas técnicas tienen sus propias ventajas y desventajas (Hense, 2010).

En cuanto a los cambios a largo plazo asociados al cambio climático global, el uso de modelos de interacción físico-biológica como los descritos en este trabajo permiten la reducción de escala de las salidas de los modelos de circulación general usados por el IPCC para estimar los escenarios de cambio climático. Este reescalamiento permite estimar cambios en patrones oceánicos de mesoescala que no son resueltos por los modelos globales, dada su limitada resolución. Los cambios térmicos asociados a un escenario RCP8.5 para el año 2050, descritos anteriormente, sugieren que en aguas más allá de la costa la temperatura superficial del mar aumentará aproximadamente 2°C, lo que incrementaría la estratificación y posiblemente modificará la profundidad de la termoclina, haciéndola más profunda. Por otro lado, en la franja costera se espera que la temperatura disminuya 1-2°C y la productividad primaria aumente 50-100%, esto asociado a una intensificación del régimen de surgencias costeras, el cual en esta zona domina sobre el aumento de la estratificación. Esto es congruente con la hipótesis de que el calentamiento global puede intensificar las surgencias costeras al calentar la superficie continental más que la oceánica, incrementando así el contraste térmico tierra-mar, el cual modula los vientos a lo largo de la costa en las corrientes de frontera oriental (Bakun, 1990). Entonces, la eutrofización asociada a la intensificación de las surgencias costeras implicaría condiciones más favorables para la ocurrencia de FAN en las costas de Baja California hacia el año 2050. A esto hay que agregar los efectos de otras consecuencias del cambio climático, como es la acidificación oceánica, la cual promovería el crecimiento de especies como *Pseudo-nitzschia* y de su toxicidad (NCCOS, 2016).

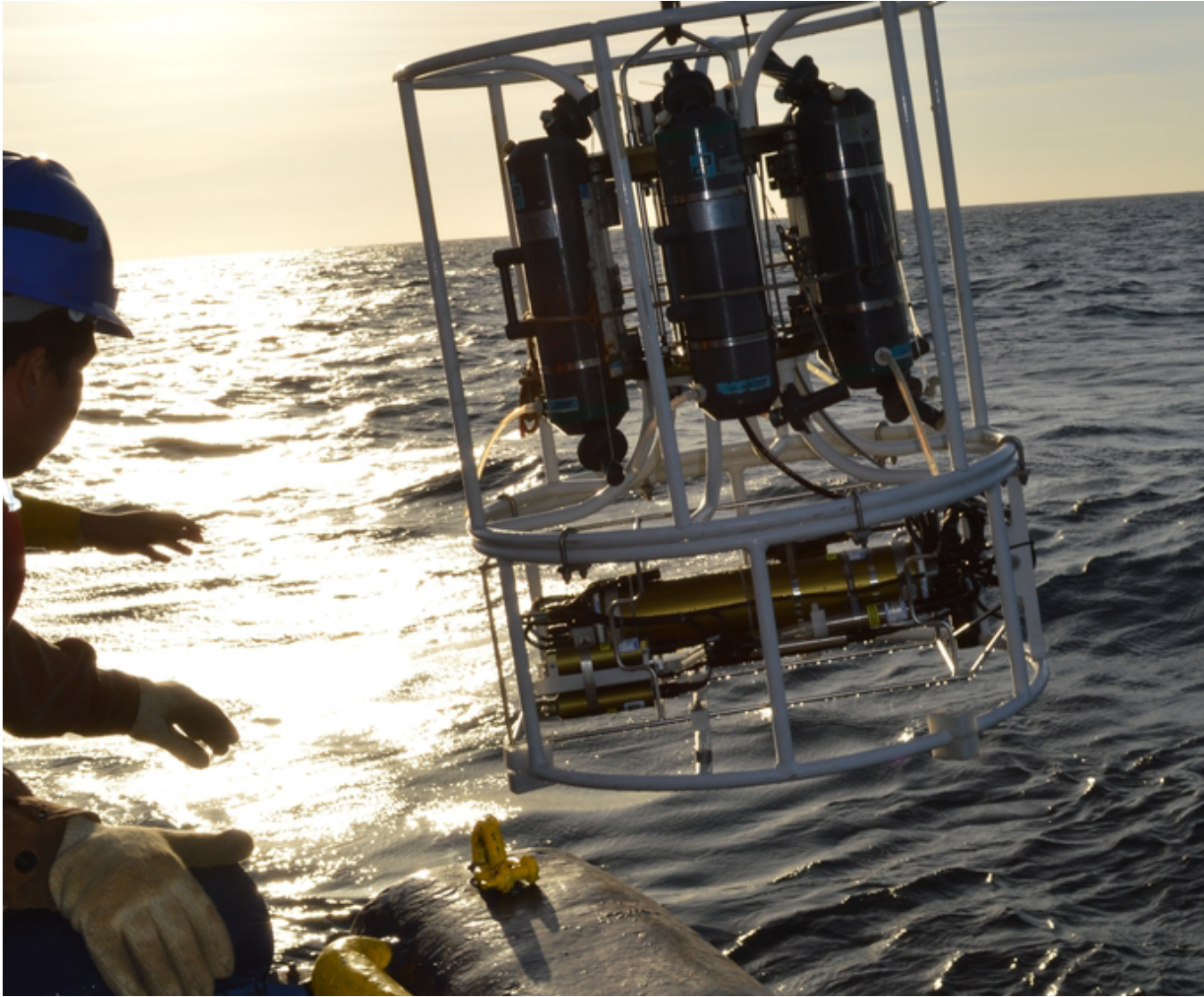
Por otro lado, la simulación del Golfo de California que se describe en este trabajo está enfocada en los efectos que pueden tener las descargas continentales ricas en nutrientes sobre la comunidad fitoplanctónica. Lo anterior está relacionado con el deterioro ambiental que puede estar experimentando el golfo debido al exceso de materia orgánica proveniente de la costa, producto de la agricultura, la acuicultura y aguas residuales urbanas. Se ha planteado la hipótesis de que estas descargas ricas en nutrientes, producto principalmente de las actividades agrícolas del Valle del Yaqui, sirven como detonante de grandes florecimientos de fitoplancton dentro del Golfo de California (Beman, 2005), al alterar el balance relativo entre el aporte y el consumo de nutrientes que suele existir en mares subtropicales como el golfo.

► Conclusiones

Los modelos de interacción físico-biológica han demostrado ser una herramienta útil para el estudio de los florecimientos fitoplanctónicos y de su variabilidad. En particular para el Pacífico Nororiental Mexicano, es posible reproducir la variabilidad del fitoplancton y de nutrientes mediante un modelo NPZD, de modo que es posible explorar los efectos de los patrones de gran escala (como el PDO) en la dinámica de menor escala, como la de la región de surgencias, y a la vez permite evaluar estos efectos para dominios pequeños como la Bahía de Todos Santos. Las salidas de estos modelos Eulerianos pueden utilizarse en modelos Lagrangianos de seguimiento de partículas, los cuales pueden ser usados para el estudio de fenómenos como los FAN. En específico, mediante esta técnica Lagrangiana es posible reproducir un florecimiento de *Pseudo-nitzschia* como aquél ocurrido en la Bahía de Todos Santos en la primavera de 2007. En términos de cambios a largo plazo, mediante una reducción de escala de modelos de circulación general del IPCC con un modelo NPZD regional se obtuvo que para el año 2050, bajo un escenario de altas emisiones (RCP8.5), la región costera puede presentar una intensificación de los vientos y con ello de la surgencia, lo que implicaría un enfriamiento de 1-2°C y un aumento del 50-100% del fitoplancton. Además del Pacífico frente a Baja California, se implementó un modelo para el Golfo de California, el cual logra reproducir el patrón latitudinal de la temperatura y de la abundancia fitoplanctónica, así como la presencia de características dinámicas como los remolinos de mesoescala típicos de la región sur del golfo.

► Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el CICESE, a través del proyecto interno #625118, y por el proyecto UC MEXUS CN-14-106, así como por el CONACYT, a través de becas de maestría del PNPC a B. Arellano, A. Bermúdez, J. Cruz Rico, e I. Vivas Téllez; estos dos últimos también recibieron beca de maestría del proyecto UC MEXUS CN-14-106. Las simulaciones numéricas han sido realizadas en equipo de cómputo adquirido mediante el proyecto CONACYT CB-2009-128940-F. El apoyo técnico computacional de Julián Delgado Jiménez y de Rocío Mancilla Rojas ha sido invaluable para esta investigación.



► Literatura citada

- Anderson, T. R. (2010). Progress in marine ecosystem modelling and the “unreasonable effectiveness of mathematics”. *Journal of Marine Systems*, 81, 4-11.
- Arellano Nava, R. B. (2016). Modelación numérica de la respuesta del ecosistema pelágico frente a la península de Baja California a los efectos pronosticados de cambio climático. (Tesis de Maestría). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Atlas, R., Hoffman, R. N., Ardizzone, J., Leidner, S. M., Jusem, J. C., Smith, D. K. & Gombos, D. (2011). A cross-calibrated, multiplatform ocean surface wind velocity product for meteorological and oceanographic applications. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92, 157-174.

- Bakun, A. (1990). Global climate change and intensification of coastal upwelling. *Science*, 247, 198-201.
- Barron, C. N., Kara, A. B., Martin, P. J., Rhodes, R. C. & Smedstad, L. F. (2006). Formulation, implementation and examination of vertical coordinate choices in the Global Navy Coastal Ocean Model (NCOM). *Ocean Modelling*, 11, 347-375.
- Beman, J. M., Arrigo, K. R. & Matson, P. A. (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434, 211-214.
- Cruz Rico, J. E. (2015). Análisis de la variabilidad de la clorofila en la Bahía de Todos Santos a través de un modelo numérico físico-biológico. (Tesis de Maestría). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Di Lorenzo, E., Schneider, N., Cobb, K. M., Chhak, K., Franks, P. J. S., Miller, A. J., McWilliams, J. C., Bograd, S. J., Arango, H., Curchister, E., Powell, T. M. & Rivière, P. (2008) North Pacific Gyre Oscillation links, ocean climate and ecosystem change. *Geophysical Research Letters*, 35, L08607.
- Donner, L. J., Wyman, B., Hemler, R. S., Horowitz, L. W., Ming, Y., Zhao, M., Golaz, J.-C., Ginoux, P., Lin, S.-J., Schwarzkopf, M. D., Austin, J., Alaka, G., Cooke, W. F., Delworth, T. L., Freidenreich, S., Gordon, C. T., Griffies, S. M., Held, I. M., Hurlin, W. J., Klein, S. A., Knutson, T. R., Langenhorst, A. R., Lee, H.-C., Lin, Y., Magi, B. I., Malyshev, S., Milly, P. C. D., Naik, V., Nath, M. J., Pincus, R., Ploshay, J. J., Ramaswamy, V., Seman, C. J., Shevliakova, E., Sirutis, J. J., Stern, W. F., Stouffer, R. J., Wilson, R. J., Winton, M., Wittenberg, A. T. & Zeng, F. (2011). The dynamical core, physical parameterizations, and basic simulation characteristics of the atmospheric component AM3 of the GFDL Global Coupled Model CM3. *Journal of Climate*, 24 (13), 3484-3519.
- Edwards, C. A., Batchelder, H. P. & Powell, T. M. (2000). Modeling microzooplankton and macrozooplankton dynamics within a coastal upwelling system. *Journal of Plankton Research*, 22, 1619-1648.
- Fiechter, J., Moore, A. M., Edwards, C. A., Bruland, K. W., Di Lorenzo, E., Lewis, C. V. W., Powell, T. M., Curchitsmer, E. N. & Hedstrom, K. (2009). Modeling iron limitation of primary production in the coastal Gulf of Alaska. *Deep-Sea Research II*, 56, 2503-2519.
- García-Mendoza, E., Rivas, D., Olivos-Ortiz, A., Almazán-Becerril, A., Castañeda-Vega, C. & Peña-Manjarrez, J. L. (2009). A toxic *Pseudo-nitzschia* bloom in Todos Santos Bay, northwestern Baja California, Mexico. *Harmful Algae*, 8, 493-503.
- Haidvogel, D. B., Arango, H., Budgell, W. P., Cornuelle, B. D., Curchitser, E. N., Di Lorenzo, E., Fennel, K., Geyer, W. R., Hermann, A. J., Lanerolle, L., Levin, J., McWilliams, J. C., Miller, A. J., Moore, A. M., Powell, T. M., Shchepetkin, A. F., Sherwood, C. R., Signell, R. P., Warner, J. C. & Wilkin, J. (2008). Ocean forecasting in terrain-following coordinate: Formulation and skill assessment of the Regional Ocean Modeling System. *Journal of Computational Physics*, 227, 3595-3624.
- Heinle, A. & Slawig, T. (2013) Internal dynamics of NPZD type ecosystem models. *Ecological Modeling*, 254, 33-42.
- Hense, I. (2010). Approaches to model the life cycle of harmful algae. *Journal of Marine Systems*, 83, 108-114.
- Huang, B., Xue, Y. & Behringer, D. W. (2008). Impacts of Argo salinity in NCEP Global Ocean Data Assimilation System: The tropical Indian Ocean. *Journal of Geophysical Research*, 113, C08002.
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. En: R. K. Pachauri y L. A. Meyer (eds.). Ginebra, Suiza: IPCC.

- Lavín, M. F., Castro, R., Beier, E. & Godínez, V. M. (2013). Mesoscale eddies in the southern Gulf of California during summer: Characteristics and interaction with the wind stress. *Journal of Geophysical Research*, 118, 1367-1381.
- Lavín, M. F., Palacios-Hernández, E. & Cabrera, C. (2003). Sea surface temperature anomalies in the Gulf of California. *Geofísica Internacional*, 42 (3), 363-375.
- Mantua, N.J., Hare, S.R., Zhang, Y., Wallace, J.M. & Francis, R. C. (1997). A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78, 1069-1079.
- Mesinger, F., DiMego, G., Kalnay, E., Mitchell, K., Shafran, P. C., Ebisuzaki, W., Jović, 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. & Shi, W. (2006). North American Regional Reanalysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 87, 343-360.
- Moisan, J. R., Hofman, E. E. & Haidvogel, D. B. (1996). Modeling nutrient and plankton processes in the California coastal transition zone: 2. A three-dimensional physical-bio-optical model. *Journal of Geophysical Research*, 22, 677-22.
- NCCOS. (2016). How Climate Change Could Impact Harmful Algal Blooms. Retrieved from <https://coastalscience.noaa.gov/news/climate/climate-change-impact-harmful-algal-blooms>
- Penven, P., Marchesiello, P., Debreu, L. & Lefèvre, J. (2008). Software tools for pre- and post-processing of oceanic regional simulations. *Environmental Modeling and Software*, 22, 117-122.
- Powell, T. M., Lewis, C. V. W., Curchister, E. N., Haidvogel, D. B., Hermann, A. J. & Dobbins, E. L. (2006). Results from a three-dimensional, nested biologicalphysical model of the California Current system and comparisons with statistics from satellite imagery. *Journal of Geophysical Research*, 111, 1-14.
- Ravichandran, M., Behringer, D., Sivareddy, S., Girishkumar, M. S., Chacko, N. & Harikumar, R. (2013). Evaluation of the Global Ocean Data Assimilation System at INCOIS: The Tropical Indian Ocean. *Ocean Modelling*, 69, 1-13.
- Rivas, D., Mancilla-Rojas, R., García-Mendoza, E. & Almazán-Becerril, A. (2010). Lagrangian circulation in Todos Santos Bay and Baja California during Spring 2007: exploratory experiments. In: Pavia, E., Sheinbaum, J. & Candela, J. eds. *The Ocean, the Wine and the Valley: The Lives of Antoine Badan*. pp.173-201. México: CICESE.
- Rivas, D. & 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.
- Santiago-Morales, I. S. & García-Mendoza, E. (2011). Growth and domoic acid content of *Pseudo-nitzschia australis* isolated from northwestern Baja California, Mexico, cultured under batch conditions at different temperatures and two Si: NO₃ ratios. *Harmful Algae*, 12, 82-94.
- Smith, S. D. (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.
- Spitz, Y. H., Newberger, P. A. & Allen, J. S. (2003). Ecosystem response to upwelling off the Oregon Coast: Behavior of three nitrogen-based models. *Journal of Geophysical Research*, 108, 3062.
- Vivas Téllez, I. E. (2015). Aplicación de un modelo físico-biológico para las trayectorias de parcelas de agua asociadas a florecimientos algales en la Bahía de Todos Santos. (Tesis de Maestría). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.

Quistes de dinoflagelados de pared orgánica en las costas de México

Peña-Manjarrez, José Luis¹; Flores-Trujillo, Juan Gabriel² y Helenes-Escamilla, Javier³

¹ Centro de Estudios Tecnológicos del Mar Núm. 11. Km 6.5 Carretera Ensenada-Tijuana, CP 22760. Ensenada, Baja California, México.
jopema@cetmar1.edu.mx

² Universidad Autónoma del Carmen, Facultad de Ingeniería. Calle 56 Núm. 4 esquina Avenida Concordia, Colonia Benito Juárez, CP 24180. Ciudad del Carmen, Campeche, México.

³ Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Departamento de Geología. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3918, Zona Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.



Resumen

Sedimentos recientes en costas mexicanas contienen quistes de resistencia de dinoflagelados, los cuales son más abundantes durante y al final de sus florecimientos. Los quistes se acumulan en aguas someras asociadas a sedimentos finos con un intervalo de tamaño de 31 a 125 μm , y funcionan como “semilleros”. Al resuspenderse, los quistes detectan las condiciones ambientales en la superficie y, si son adecuadas para cada especie, inician un nuevo florecimiento. Núcleos de sedimentos muestran la presencia de quistes de especies que producen toxinas en las costas de México desde hace cuando menos 500 años. Se registran 85 taxa correspondientes a los órdenes Gonyaulacales, Peridiniales y Gymnodiniales, que representan 14% de las 605 especies descritas en México. Las asociaciones geográficas de estos órdenes en las regiones Pacífico Norte, Pacífico Centro Sur, Golfo de California Norte y Sur, así como las asociaciones estratigráficas en sedimentos laminados, se relacionan con la intensidad de la surgencia y la temperatura superficial. La integración de resultados de los estudios palinoestratigráficos y ecológicos es importante para la reconstrucción ambiental en eventos de florecimientos de dinoflagelados del pasado. Para futuros estudios se recomienda estandarizar las metodologías de análisis, investigar la fisiología de las especies y los procesos oceanográficos de cada región para tener la posibilidad de modelar la ocurrencia de los florecimientos de las especies recurrentes, así como obtener una biogeografía robusta.

Palabras clave: quistes de resistencia, ciclo vital, florecimientos algales.

Abstract

Recent sediments in Mexican coasts contain more resting cysts of dinoflagellates during and at the end of their blooms. Cysts accumulate in shallow environments with fine-grained sediments ranging from 31 to 125 μm , establishing hotbeds. Resuspension of the cysts allow them to detect the environmental conditions at the surface, and if they are appropriate for each species, they initiate a new bloom. Samples from marine sediment cores contain cysts of toxin producing species from at least 500 years ago, and they have 85 taxa, distributed among Gonyaulaclean, Peridinialean and Gymnodinialean. The cyst assemblages represent 14% of the 605 living species reported in Mexico, the geographic affinities of either the north or central Pacific, or north or south Gulf of California, as well as their stratigraphic distribution responds to changes in the intensity of the upwelling conditions and in surface temperature. Integration of the results from palinostratigraphic and ecologic studies is important to reconstruct the environmental conditions during past dinoflagellate blooms. To improve modelling of the strength and location of future blooms, and increase the biogeographic resolution of the species that bloom more frequently, we should homogenize the analytical methodologies, and increase research in physiology and oceanographic processes.

Key words: resting cysts, life cycle, algal blooms.



► Introducción

Entre las 147 especies de microalgas asociadas a Florecimientos Algales Nocivos (FAN), se han encontrado 95 (65%) taxa de dinoflagelados. Aproximadamente 80 de las especies asociadas a FAN son reportadas como productoras de toxinas (Taylor *et al.*, 2003) y de éstas, 61 (49%) son dinoflagelados (Moestrup *et al.*, 2009), por lo que es importante entender su ciclo de vida y las condiciones que propician los FAN de este grupo.

Algunos autores consideran que los FAN han aumentado en las últimas décadas (Glibert *et al.*, 2005). Aunque no se conoce con certeza cuáles son los factores que han impulsado este incremento, hay evidencias de que los procesos de eutroficación (Martínez-López *et al.*, 2007) y el aporte de nutrientes por surgencias (Alonso y Ochoa, 2004), son eventos que promueven la proliferación de los dinoflagelados.

En zonas costeras, los FAN de dinoflagelados también son favorecidos por la combinación de factores diferentes a las surgencias (Morquecho *et al.* 2012), donde pueden proliferar en pe-

riodos con menor concentración de nutrientes, en aguas estratificadas y cálidas (Heisler *et al.*, 2008), aunque dependiendo de la especie, se requieren intervalos específicos de concentración de nutrientes e irradiación solar (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005). La intensidad y duración de los FAN de dinoflagelados están determinados por sus estrategias tróficas, de reproducción y en algunas especies el desplazamiento vertical que les permite explotar la luz superficial durante el día y las altas concentraciones de nutrientes durante la noche (Masó y Garcés, 2006).

Los florecimientos de dinoflagelados están asociados con los factores ambientales y su propio ciclo de vida, lo que da como resultado que sus proliferaciones sean poco regulares (Trainer *et al.*, 2010), tal como sucede en los registros de *Gymnodinium catenatum* y *Lingulodinium polyedra*, cuyos florecimientos pueden no ocurrir hasta por periodos decadales, asociado a los cambios en el régimen hidroclimático de cada región.

En localidades con surgencias, la composición de dinoflagelados es variable en periodos decadales, por lo que no se conoce una flora única de dinoflagelados en estos lugares (Trainer *et al.*, 2010). Sin embargo, hay evidencias de una recurrencia decadal a milenaria, controlada por cambios oceanográficos y climáticos (Banda-Bermúdez, 2002; Flores Trujillo *et al.*, 2009, Palafox-Silva, 2013).

Algunas especies de dinoflagelados producen quistes de resistencia con paredes orgánicas de esporopolenina. Esta estrategia les permite sobrevivir cuando las condiciones no son favorables para las células vegetativas y ampliar su distribución, formando semilleros para futuros florecimientos (McQuoid *et al.*, 2002). De las especies actuales que producen quistes de resistencia en las costas mexicanas, sólo 5 se consideran asociadas a la producción de toxinas: *Alexandrium* spp., *Gymnodinium catenatum*, *Lingulodinium polyedra*, *Protoceratium reticulatum* y *Pyrodinium bahamense*.

Ciclo de vida de dinoflagelados productores de quistes

Los dinoflagelados son microalgas eucariotas unicelulares, que tienen un ciclo de vida con una etapa como células planctónicas móviles con dos flagelos (undulipodios) desiguales y otra como células bentónicas no móviles formando quistes de reposo; esta estrategia les permite sobrevivir a las condiciones adversas durante los meses de invierno en regiones templadas, permaneciendo varios meses en los sedimentos hasta que su reloj biológico y las condiciones ambientales favorables promueven su crecimiento poblacional planctónico (Fensome *et al.*, 1996; Peña-Manjarrez, 2005).

Todas las células vegetativas de dinoflagelados conocidos, con excepción de *Noctiluca scintillans*, son protistas haploides (cromosoma sencillo, n). Bajo condiciones específicas, como la limitación por nutrientes, el estrés por turbulencia y la abundancia celular elevada, se producen gametos de ambos sexos que al fusionarse dan lugar a un cigoto diploide (2n) o planocigoto. Este planocigoto es móvil y se puede transformar en un hipnocigoto o quiste de resistencia, que posee sustancias de reserva y con frecuencia presenta una mancha rojiza (Graham y Wilcox, 2000). En la Figura 1 se ilustra un esquema del ciclo de vida típico de los dinoflagelados que producen quistes de resistencia.

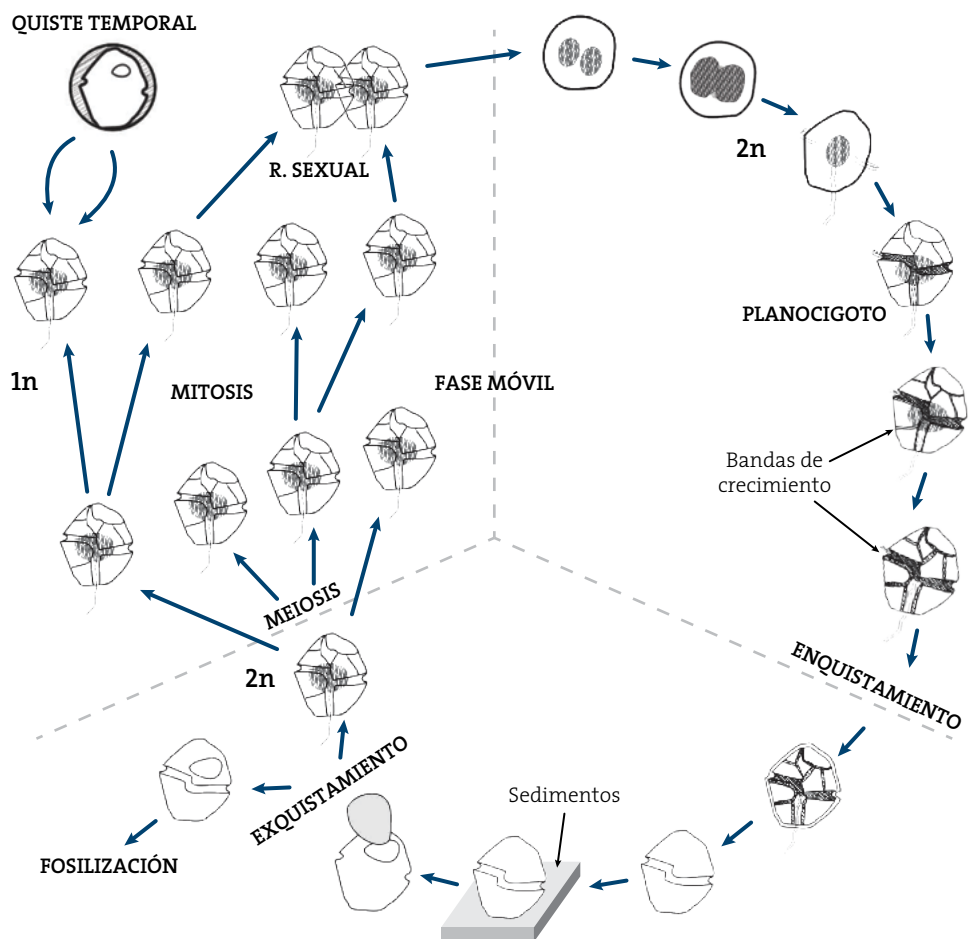


Figura 1. Esquema general del ciclo de vida de un dinoflagelado productor de quistes (modificado de Evtitt, 1985; Graham y Wilcox, 2000; Figueroa y Bravo, 2005).

Se han descrito alrededor de 2 mil especies de dinoflagelados fósiles en el intervalo geológico desde el Triásico al presente, permaneciendo en el registro fósil de los sedimentos marinos de cualquier latitud debido a la producción de quistes de resistencia con paredes orgánicas (Taylor *et al.*, 2008). De las más de 2 mil especies actuales, aproximadamente 15% forman quistes de resistencia.

Los quistes de dinoflagelados recientes presentan las mayores abundancias en los sedimentos cuando el desarrollo del FAN alcanza la mayor abundancia de células planctónicas, así como también al finalizar los florecimientos (Peña-Manjarrez *et al.*, 2001), su estudio permite distinguir cambios oceanográficos regionales y temporales (Pospelova *et al.*, 2008), y hacer interpretaciones cronoestratigráficas con mayor certidumbre en sedimentos que representan ambientes neríticos y transicionales del pasado (Stover *et al.*, 1996; Dale, 2001). También se han utilizado para hacer reconstrucciones paleoambientales, especialmente de productividad, salinidad y temperatura del agua (Pospelova *et al.*, 2008) en ambientes someros y profundos, aunque presentan mayores abundancias en ambientes neríticos (Pross y Brinkhuis, 2005; Figura 2).

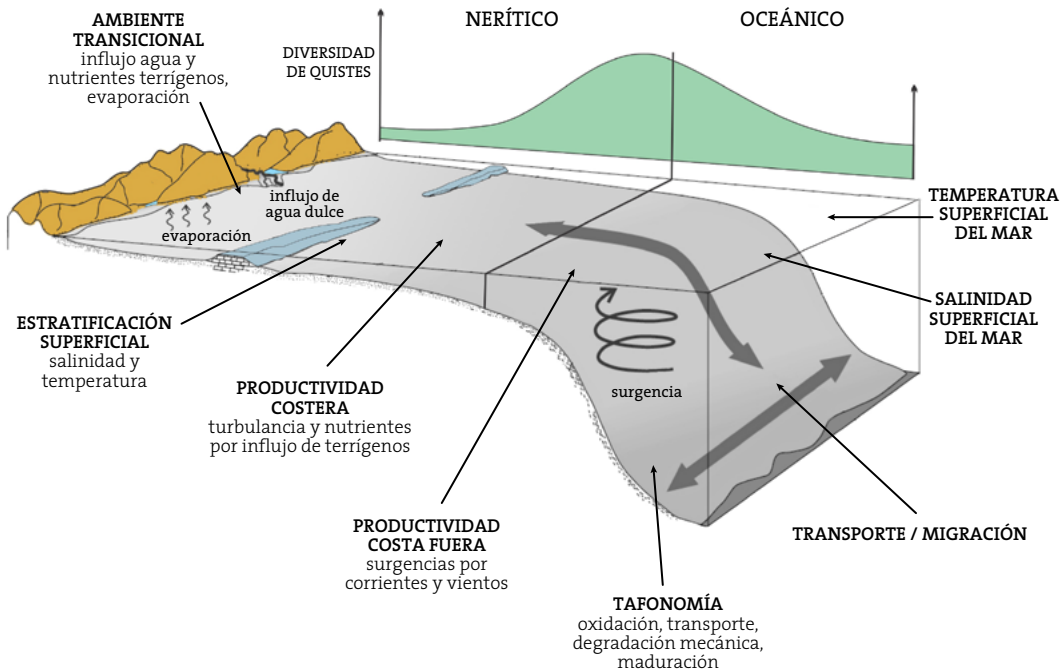


Figura 2. Procesos dinámicos en ambientes marinos neríticos y oceánicos que influyen en la distribución de quistes de resistencia de dinoflagelados (modificado de Pross y Brinkhuis, 2005).

El objetivo de este capítulo es presentar una revisión de los trabajos de investigación sobre quistes de dinoflagelados en costas mexicanas, proporcionando información clave para la predicción y estimación de la ocurrencia de florecimientos en las distintas provincias neríticas de nuestro país. Esta información en conjunto con estudios sobre la fisiología de las especies, los procesos físicos asociados a su acumulación y la ecología de cada región, puede ser útil para proponer modelos de desarrollo de los FAN.

► Metodología

En las costas mexicanas se han estudiado sedimentos marinos aplicando métodos palinológicos para identificar la presencia de quistes de resistencia de dinoflagelados. Algunos de esos trabajos documentan un incremento importante en su frecuencia, así como cambios en su distribución espacial y temporal. Para algunas de las regiones de estudio, las razones de este incremento son: dispersión de especies por tormentas, corrientes y otros procesos dinámicos; eutroficación; aumento de las actividades acuaculturales; transporte en agua de lastre de barcos y cambio climático.

Para localizar geográficamente estos estudios se utilizó la regionalización de Rivera-Arriaga y Villalobos (2001), basada en actividades económicas y geográficas, en cinco regiones (Figura 3) en el marco de la conservación de la biodiversidad con información oceanográfica y climática (PANDSOC-SEMARNAT, 2006; CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA, 2007).

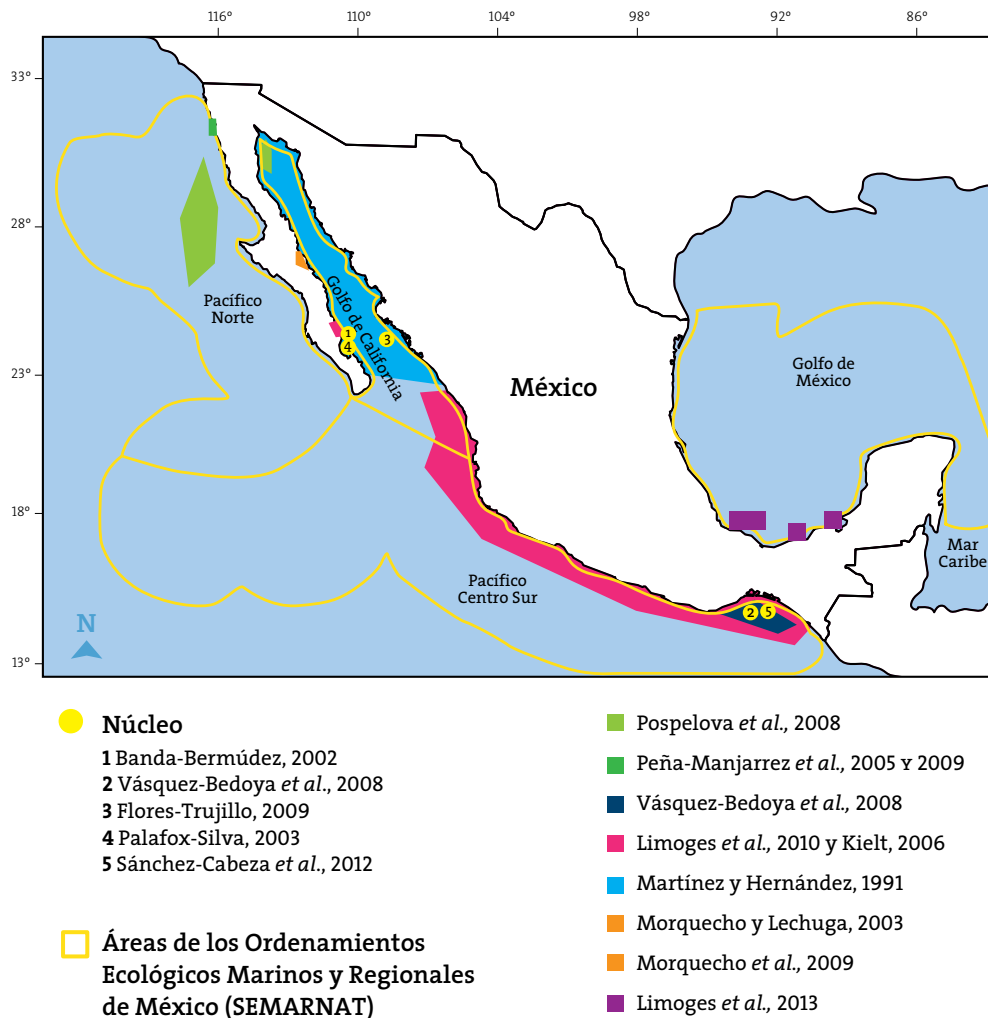


Figura 3. Estudios de quistes de dinoflagelados realizados en las cinco regiones marinas de la República Mexicana (Rivera-Arriaga y Villalobos, 2001).

► Resultados

Los estudios sobre quistes de dinoflagelados en sedimentos superficiales recientes en el Golfo de California (GC) son: Martínez-Hernández y Hernández-Campos (1991); Morquecho y Lechuga-Devéze (2003 y 2004); Pospelova *et al.* (2008); Morquecho *et al.* (2009); Limoges *et al.* (2010), en el Pacífico Centro Sur (PCS): Vázquez-Bedoya *et al.* (2008); Limoges *et al.* (2010), en el Pacífico Norte (PN): Peña-Manjarrez *et al.* (2005 y 2009); Pospelova *et al.* (2008); Verleye *et al.* (2011) y en el Golfo de México (GM): Limoges y de Vernal (2012); Limoges *et al.* (2013 y 2015).

Los estudios estratigráficos en sedimentos laminados en la región sur del Golfo de California son: Banda-Bermúdez (2002); Flores-Trujillo (2009); Flores-Trujillo *et al.* (2009); Palafox-Silva (2013), y en el Golfo de Tehuantepec: Vázquez-Bedoya *et al.* (2008); Sánchez-Cabeza *et al.* (2012).

En estas cuatro áreas de trabajo se han descrito 85 taxa (Tabla 1), que corresponden aproximadamente a 15% de las 605 especies de dinoflagelados descritas en México (Okolodkov y Gárate-Lizárraga, 2006). Esto es consistente con lo reportado por Head (1996), quien documenta que entre 13 y 15% de los dinoflagelados producen quistes de resistencia. Sin embargo, son pocos los trabajos que han realizado estudios de la relación del quiste con su equivalente biológico.

Geográficamente, en las regiones del PN, PCS, norte y sur del GC se documentan asociaciones de especies relacionadas con la intensidad y variabilidad de las surgencias y la temperatura superficial del mar (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005, 2009; Pospelova *et al.*, 2008; Limoges *et al.*, 2010, 2014) y estratigráficamente en sedimentos laminados las asociaciones y abundancias también se relacionan con procesos de surgencias y temperatura superficial del mar (Vásquez-Bedoya *et al.*, 2008; Flores-Trujillo *et al.*, 2009; Palafox-Silva, 2013).

Del orden Peridinales se han reportado 37 taxa: 15 en PN, 31 en GC, 25 en PCS y 16 en GM. Del orden Gonyaulacales se han reportado 43 taxa: 26 en PN, 29 en GC, 12 en PCS y 32 en GM. Y del orden Gymnodiniales se han reportado 5 taxa: 1 en PN, 5 en GC, 3 en el PCS y 2 en GM.

Los taxa de quistes reportados para el PN son los Gonyaulacales: *Impagidinium pallidum*, *I. paradoxum*, *I. velorum*, *Operculodinium janduchenei*, *O. sp. II* y *Pyxidinopsis psilata*; y los Peridinales: *Lejeunecysta sabrina* y *Trinovantedinium variabile*. Para el GC los Gonyaulacales: *Alexandrium* spp., *Operculodinium israelianum*, *O. psilatum*, *Polysphaeridium asperum*, *Spiniferites bentorii* y *Tectatodinium pellitum*; los Peridinales: *Brigantedinium asymmetricum*, *B. grande*, *B. irregulare*, *Lejeunecysta oliva*, *Selenopemphix alticincta*, *S. undulatum*, *Stelladinium bifurcatum?*, *S. reidii* y *Trinovantedinium applanatum*; y los Gymnodiniales: *Gymnodinium* spp. y *Polykrikos hartmanii*. Para el PCS los Peridinales: *Protoperidinium* sp. y *Stelladinium* spp. En la región GM se reportan los Gonyaulacales: *Melitasphaeridium choanophorum*, *Nematosphaeropsis rigida*, *Operculodinium cf. bahamense*, *O. longispinigerum*, *Spiniferites hyperacanthus*, *S. belorius* y los Peridinales: *Pentapharsodinium dalei*, *Islandinium brevispinosum* y *Stelladinium stellatum* (Figura 4).



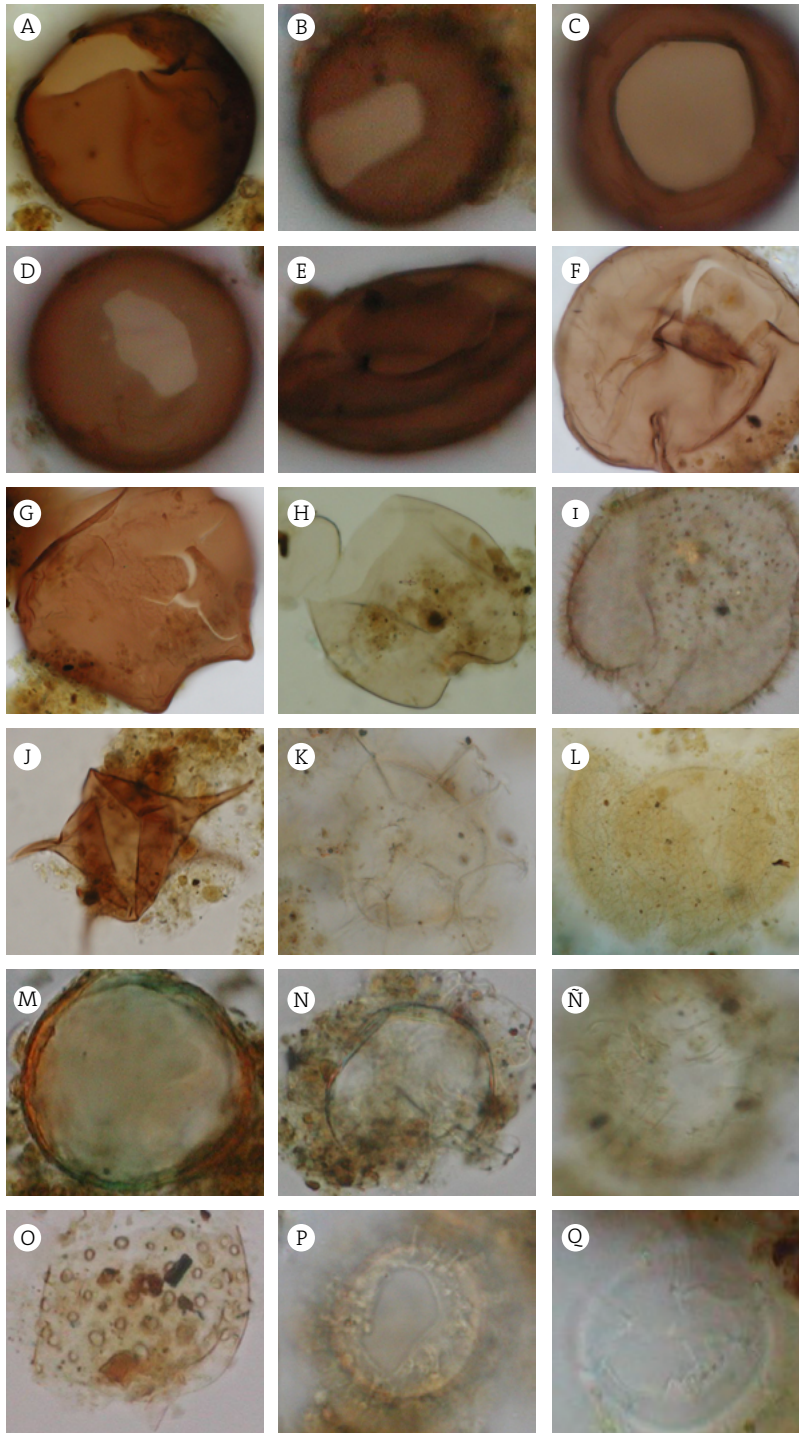


Figura 4. Quistes de dinoflagelados: A) *Brigantedinium grande*, B) *B. asimetricum*, C) *B. simplex*, D) *B. cf. simplex*, E) *B. cariacense*, F) *Selenopemphix nephroides*, G) *Quinquecuspis concreta*, H) *Votadinium calvum*, I) *V. spinosum*, J) *Protopteridinium stellatum*, K) *Spiniferites ramosus*, L) *Bitectatodinium spongium*, M) *B. tepikiense*, N) *Nematosphaeropsis labyrinthus*, O) *Polysphaeridium cf. zoharyi*, P) *Pyrophacus* ("Tuberculodinium") *vancampoae*, Q) *Operculodinium centrocarpum*, 18) *Impagidinium aculeatum*. La escala es en μm .

Tabla 1. Nombres de las especies de quistes de dinoflagelados, afinidad planctónica y registros en las regiones marinas de México.

GONYAULACALES		AFINIDAD PLANCTÓNICA		REGISTROS			
Género	Especie	Género	Especie	PN	GC	PCS	GM
<i>Achomosphaera</i>	sp			1	1		1
<i>Ataxiodinium</i>	<i>choane</i>			1	1		
<i>Bitectatodinium</i>	<i>spongium</i>			1	1	1	1
<i>Bitectatodinium</i>	<i>tepikiense</i>	<i>Gonyaulax</i>	<i>spinifera</i>	1	1		
<i>Dalella</i>	<i>chathamensis</i>			1	1		
<i>Impagidinium</i>	<i>aculeatum</i>	<i>Gonyaulax</i>		1	2		2
<i>Impagidinium</i>	<i>pallidum</i>			1			
<i>Impagidinium</i>	<i>paradoxum</i>			1	1		2
<i>Impagidinium</i>	<i>patulum</i>			2	2		2
<i>Impagidinium</i>	<i>sphaericum</i>	<i>Gonyaulax</i>		1	1		1
<i>Impagidinium</i>	spp.			1	1		1
<i>Impagidinium</i>	<i>striatum</i>			1	1		1
<i>Impagidinium</i>	<i>velorum</i>			1			1
<i>Lingulodinium</i>	<i>machaerophorum</i>			1	1	1	1
<i>Melitasphaeridium</i>	<i>choanophorum</i>						1
<i>Nematosphaeropsis</i>	<i>labyrinthus</i>	<i>Gonyaulax</i>	<i>spinifera</i>	1	2	1	
<i>Nematosphaeropsis</i>	<i>rigida</i>						1
<i>Operculodinium</i>	<i>centrocarpum</i>	<i>Protoceratium</i>	<i>reticulatum</i>	1	2	1	2
<i>Operculodinium</i>	<i>giganteum</i>						1
<i>Operculodinium</i>	cf. <i>bahamense</i>						1
<i>Operculodinium</i>	<i>israelianum</i>				2		2
<i>Operculodinium</i>	<i>janduchenei</i>			1	1		1
<i>Operculodinium</i>	<i>psilatum</i>				1		
<i>Operculodinium</i>	<i>longispinigerum</i>						1
<i>Operculodinium</i>	sp II			1			
<i>Operculodinium</i>	spp						1
<i>Polysphaeridium</i>	<i>asperum</i>				1		
<i>Polysphaeridium</i>	<i>zoharyi</i>	<i>Pyrodinium</i>	<i>bahamense</i>	1	1	1	2
<i>Pyxidinopsis</i>	<i>psilata</i>			1			
<i>Pyxidinopsis</i>	<i>reticulata</i>			1	1		
<i>Alexandrium</i>	spp				1		
<i>Spiniferites</i>	<i>bentorii</i>				2		2
<i>Spiniferites</i>	<i>bulloideus</i>			1	1		2
<i>Spiniferites</i>	<i>delicatus</i>			1	1	1	1
<i>Spiniferites</i>	<i>elongatus</i>				1	1	1
<i>Spiniferites</i>	<i>membranaceus</i>				2	1	2
<i>Spiniferites</i>	<i>mirabilis</i>			1	2	1	2
<i>Spiniferites</i>	<i>ramosus</i>	<i>Gonyaulax</i>	sp.	2	2	1	2
<i>Spiniferites</i>	<i>hyperacanthus</i>						1
<i>Spiniferites</i>	<i>belerius</i>			1		1	1
<i>Spiniferites</i>	spp				1		2
<i>Tectatodinium</i>	<i>pellitum</i>				1	1	1
<i>Tuberculodinium</i>	<i>vancampoae</i>				2		2

Peridinales							
<i>Brigantedinium</i>	spp.			1	1	1	2
<i>Brigantedinium</i>	<i>asymmetricum</i>				1		
<i>Brigantedinium</i>	<i>cariacoense</i>	<i>Protoperidinium</i>	<i>avellanum</i>		1	1	
<i>Brigantedinium</i>	<i>grande</i>	<i>Protoperidinium</i>			1		
<i>Brigantedinium</i>	<i>irregulare</i>				1		
<i>Brigantedinium</i>	<i>majusculum</i>	<i>Protoperidinium</i>	<i>sinuosum</i>	1	1		
<i>Brigantedinium</i>	<i>simplex</i>	<i>Protoperidinium</i>	<i>conicoides</i>		1	1	
<i>Dubridinium</i>	spp.			1	1	1	
<i>Dubridinium</i>	<i>caperatum</i>				1	1	
<i>Echinidinium</i>	spp.				1	1	1
<i>Echinidinium</i>	" <i>aculeatum</i> "			1	1	1	1
<i>Echinidinium</i>	<i>delicatum</i>			1	1	1	1
<i>Echinidinium</i>	<i>granulatum</i>			1	1	1	1
<i>Echinidinium</i>	" <i>transparentum</i> "				1	1	1
<i>Echinidinium</i>	<i>zonneveldiae</i>					1	
<i>Islandinium</i>	<i>brevispinosum</i>						1
<i>Islandinium</i>	<i>minutum</i>			1		1	1
<i>Lejeunecysta</i>	<i>oliva</i>				1		
<i>Lejeunecysta</i>	<i>sabrina</i>			1			
<i>Lejeunecysta</i>	spp.				1	1	1
<i>Quinquecuspis</i>	<i>concreta</i>	<i>Protoperidinium</i>	<i>leonis</i>	1	2	1	1
<i>Pentapharsodinium</i>	<i>daleii</i>	<i>Pentapharsodinium</i>	<i>dalei</i>	1	1	1	1
<i>Protoperidinium</i>	sp.					1	
<i>Protoperidinium</i>	<i>americanum</i>			1	1	1	
<i>Protoperidinium</i>	<i>Nudum</i>				1	1	
<i>Protoperidinium</i>	<i>stellatum</i>				2	1	1
<i>Selenopemphix</i>	<i>alticincta</i>				1		
<i>Selenopemphix</i>	<i>nephroides</i>	<i>Protoperidinium</i>		1	2	1	2
<i>Selenopemphix</i>	<i>quanta</i>		<i>subinermis</i>	1	2	1	2
<i>Selenopemphix</i>	<i>undulatum</i>				1		
<i>Stelladinium</i>	spp.					1	
<i>Stelladinium</i>	<i>reidii</i>				1		
<i>Trinovantedinium</i>	<i>applanatum</i>				1		
<i>Trinovantedinium</i>	<i>variabile</i>			1			
<i>Votadinium</i>	<i>calvum</i>	<i>Protoperidinium</i>		1	1	1	1
<i>Votadinium</i>	<i>spinosum</i>	<i>Protoperidinium</i>	<i>oblongum</i>		1	1	1
<i>Votadinium</i>	spp.		<i>claudicans</i>		1	1	
Peridinales							
<i>Gymnodinium</i>	spp.				1		
<i>Gymnodinium</i>	<i>catenatum</i>	<i>Gymnodinium</i>	<i>catenatum</i>		1	1	
<i>Polykrikos</i>	<i>hartmanii</i>				1		
<i>Polykrikos</i>	<i>kofoidii</i>	<i>Polykrikos</i>	<i>kofoidii</i>	1	1	1	1
<i>Polykrikos</i>	<i>schwartzii</i>	<i>Polykrikos</i>	<i>schwartzii</i>		1	1	2

Estos trabajos han aplicado distintas metodologías, algunos reportan abundancias absolutas y otros relativas, lo que dificulta un análisis biogeográfico estricto. En el PCS se reportan dos asociaciones de quistes de dinoflagelados, relacionadas con los procesos oceanográficos de esta región, separando al Golfo de Tehuantepec del resto de la región marina (Limoges *et al.*, 2010). La metodología empleada en ese estudio es la misma, tanto en análisis palinológicos como en sedimentos laminados (Banda-Bermúdez, 2002; Flores-Trujillo *et al.*, 2009; Palafox-Silva, 2013) y es la recomendable para que en estudios futuros se genere una biogeografía definida para las regiones marinas del país.

La información hasta este momento obtenida reconoce algunas especies exclusivas para cada región sin que se tenga clara una distribución biogeográfica. Es importante mencionar que los estudios palinológicos y los de quistes de dinoflagelados recientes, deben calcular abundancias absolutas, pues ese tipo de resultados resultan en propuestas biogeográficas concluyentes (Escalante, 2009).

Existen especies de mayor interés, principalmente por el impacto económico a las pesquerías y por sus afectaciones en la salud humana. Por ejemplo, la especie *G. catenatum* se ha registrado en el PCS y GC, y debido a las variaciones de la estratificación en la columna de agua y de la temperatura superficial del mar en las escalas interanual (ENSO) e interdecadal (Flores-Trujillo *et al.*, 2009) o en el ámbito del cambio climático, pudiera registrarse en la región Pacífico Norte al encontrar condiciones ecológicas adecuadas para su desarrollo.

Un aspecto importante a considerar es la posibilidad de que algunas especies pudiesen ser introducidas a las costas mexicanas a través del agua de lastre, así como las importaciones de semilla de moluscos, crustáceos y peces para la acuicultura. Cada año, más de veinte mil embarcaciones descargan más de 50 millones de toneladas de agua de lastre en los puertos mexicanos (García-Escobar y Arellano-Peralta, 2007), y aunque en 2008 nuestro país se unió al Convenio Internacional sobre Control y Manejo de Agua de Lastre y Sedimentos de los Buques, emitido por la OMI (GEF/UNDP/IMO, 2004), no se ha establecido una Norma Oficial Mexicana (NOM) para controlar la introducción intencional o accidental de las especies nuevas, que pueden causar cambios significativos y perjudiciales.

De acuerdo con Zhang y Dickman (1999), el agua de lastre transporta algunas especies de quistes de dinoflagelados potencialmente tóxicos que al ser introducidos podrían producir efectos adversos en los ecosistemas. Un ejemplo es la Bahía de Manzanillo, donde se reporta la posible introducción de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* y dinoflagelados del género *Prorocentrum* (Dickman y Zhang, 1999). Por ello es recomendable que las autoridades realicen las acciones necesarias para reglamentar y verificar que se cumple con el tratado internacional de no vertimiento de agua de lastre, y así estar en posibilidades de evitar daños a los ecosistemas.

► Discusión y conclusiones

En México existe una comunidad de investigadores especializados en el estudio de los quistes de dinoflagelados. Se recomienda incorporar este tipo de trabajos al estudio científico de los

FAN para fortalecer la red nacional de investigadores en esta área del conocimiento, con el objeto de definir estrategias y programas conjuntos. De esta manera, se podrán concentrar esfuerzos en las diferentes regiones hidrológicas que requieren estudios y programas integrales orientados a comprender los procesos y mecanismos que subyacen en el inicio, mantenimiento y decaimiento de los FAN.

Para generar una biogeografía claramente definida en las regiones marinas del país, los estudios futuros para el análisis palinológico en sedimentos, así como los trabajos paleoestratigráficos en sedimentos laminados, deben aplicar la misma metodología cuantitativa y sistemática taxonómica.

Las especies de dinoflagelados en cada área costera tienen sus propios requerimientos nutricionales y ambientales; por ello es necesario que el estudio de los FAN incluya una componente de análisis de la producción de quistes durante los eventos FAN y su posterior revisión en los sedimentos marinos. Asimismo, se debe investigar sobre las interacciones entre el ambiente y las especies causantes de FAN. Por ejemplo, con base en los estudios de producción de quistes en la época de invierno en aguas mexicanas, se puede estimar la población semilla que participará en la ocurrencia de florecimientos del siguiente año.

También es necesario efectuar estudios ambientales, fisiológicos y ecológicos, para conocer la estacionalidad y velocidad de ocurrencia de los florecimientos de cada especie. Es recomendable incrementar el intercambio y discusión de los resultados de laboratorio y observaciones de campo. Se requiere efectuar reuniones de análisis y retroalimentación entre investigadores involucrados en estudios del ambiente marino y los especialistas que desarrollan modelos.

La comunidad de investigadores y la sociedad deben impulsar acciones que apoyen a las autoridades mexicanas hacia el establecimiento de una NOM que regule sobre los análisis y monitoreo de aguas de lastre en embarcaciones, así como la importación de semillas para la acuicultura. El no hacerlo puede tener consecuencias adversas para nuestros ecosistemas costeros y las áreas productivas.

► Literatura citada

- Alonso, R. A. & Ochoa, J. L. (2004). Hydrology of winter–spring “red tides” in Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Harmful Algae*, 3(2), 163–171
- Banda-Bermúdez, L. (2002). Dinoflagelados y Paleoclimatología de sedimentos marinos laminados en la parte sur del Golfo de California (Tesis de Maestría), Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México.
- CONABIO-CONANP-TNC-Pronatura (2007). Sitios prioritarios terrestres para la conservación de la biodiversidad, escala 1:1 000 000. Programa México, Pronatura. México.
- Dale, B. (2001). The sedimentary record of dinoflagellate cyst: looking back into the future of phytoplankton blooms. *Scientia Marina*, 65 (2), 257-272.

- Dickman, M. & Zhang, F. (1999). Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 2: Effects of vessel type in the transport of diatoms and dinoflagellates from Manzanillo, Mexico to Hong Kong, China. *Marine Ecology Progress Series*, 176, 253-262.
- Escalante, T. (2009). Un ensayo sobre regionalización biogeográfica. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80, 551-560.
- Evitt, W. R. (1985). *Sporopollenin dinoflagellate cysts: their morphology and interpretation*. Austin, Texas: American Association of Stratigraphic Palynologist Foundation.
- Fensome, R. A., Riding, J. B. & Taylor, F. J. R. (1996). Dinoflagellates. In: Jansonius, J. & McGregor, D. C. eds. *Palynology: Principles and Applications*. (1st ed.). pp. 1, 107-169. USA: American Association of Stratigraphic Palynologists Foundation.
- Figueroa, R. I. & Bravo, I. (2005). Sexual reproduction and two different encystment strategies of *Lingulodinium polyedra* (Dinophyceae) in culture. *Journal of Phycology*, 41, 370-379.
- Flores-Trujillo, J. G. (2009). Registro palinológico en sedimentos laminados de la parte sur del Golfo de California y su relación con cambios paleoceanográficos y paleoclimáticos (Tesis Doctoral), Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México.
- Flores-Trujillo, J. G., Helenes, J., Herguera, J. C. & Orellana-Cepeda, E. (2009). Palynological record (1483–1994) of *Gymnodinium catenatum* in Pescadero Basin, southern Gulf of California, Mexico. *Marine Micropaleontology*, 73 (1), 80-89.
- García-Escobar, H. y Arellano-Peralta, V. A. (2007). Agua de lastre: propuesta de investigación interdisciplinaria. pp 183-185. En: Ríos-Jara, E., Esqueda-González M. C y Galván-Villa M. C. eds. Estudios sobre la Malacología y Conquiliología en México. pp. 286. México: Universidad de Guadalajara.
- GEF/UNDP/IMO. (2004). Global Ballast Water Management Programme (GloBallast). Retrieved from <http://globallast.imo.org/>
- Glibert, P. M., Anderson, D. M., Gentien, P., Granéli, E. & Sellner, K. G. (2005). The Global Complex Phenomena of Harmful Algal Blooms. *Oceanography*, 18(2), 137-147.
- Graham, L. E. & Wilcox, L. W. (2000). *Algae* (3rd ed). London. Prentice Hall.
- Head, M. J. (1996). Modern dinoflagellate cysts and their biological affinities. *Palynology: principles and applications*, 3, 1197-1248.
- Heisler, J., Glibert, P.M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., Dortch, Q., Gobler, C. J., Hail, C. A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H. G., Sellner, K., Stockwell, D. A., Stoecker, D. K. & Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*, 8(1), 3–13
- Limoges, A., Kiehl, J. F., Radi, T., Ruíz-Fernández, A. C. & de Vernal, A. (2010). Dinoflagellate cyst distribution in surface sediments along the South-western Mexican coast (14.76°N to 24.75°N). *Marine Micropaleontology*, 76, 104-123.
- Limoges, A. & de Vernal, A. (2012). A comparative study of the modern dinocyst assemblages from the Pacific coast of Mexico (15° N to 25° N) and the Gulf of Mexico (17° N to 29° N). *Palynological Society of Japan, IPC-XIII / IOPC-IX Abstracts*, 285, 129-130.
- Limoges, A., Londeix, L. & de Vernal, A. (2013). Organic-walled dinoflagellate cyst distribution in the Gulf of Mexico. *Marine Micropaleontology*, 102, 51-68.
- Limoges, A., Mertens, K. N., Ruiz-Fernández, A. C., Sánchez-Cabeza, J. A., & de Vernal, A. (2014). Sedimentary Records of Harmful Bloom-Producing Dinoflagellates from Alvarado Lagoon (Southwestern Gulf of Mexico). *AGU Fall Meeting Abstracts*, #GC21A-0520.

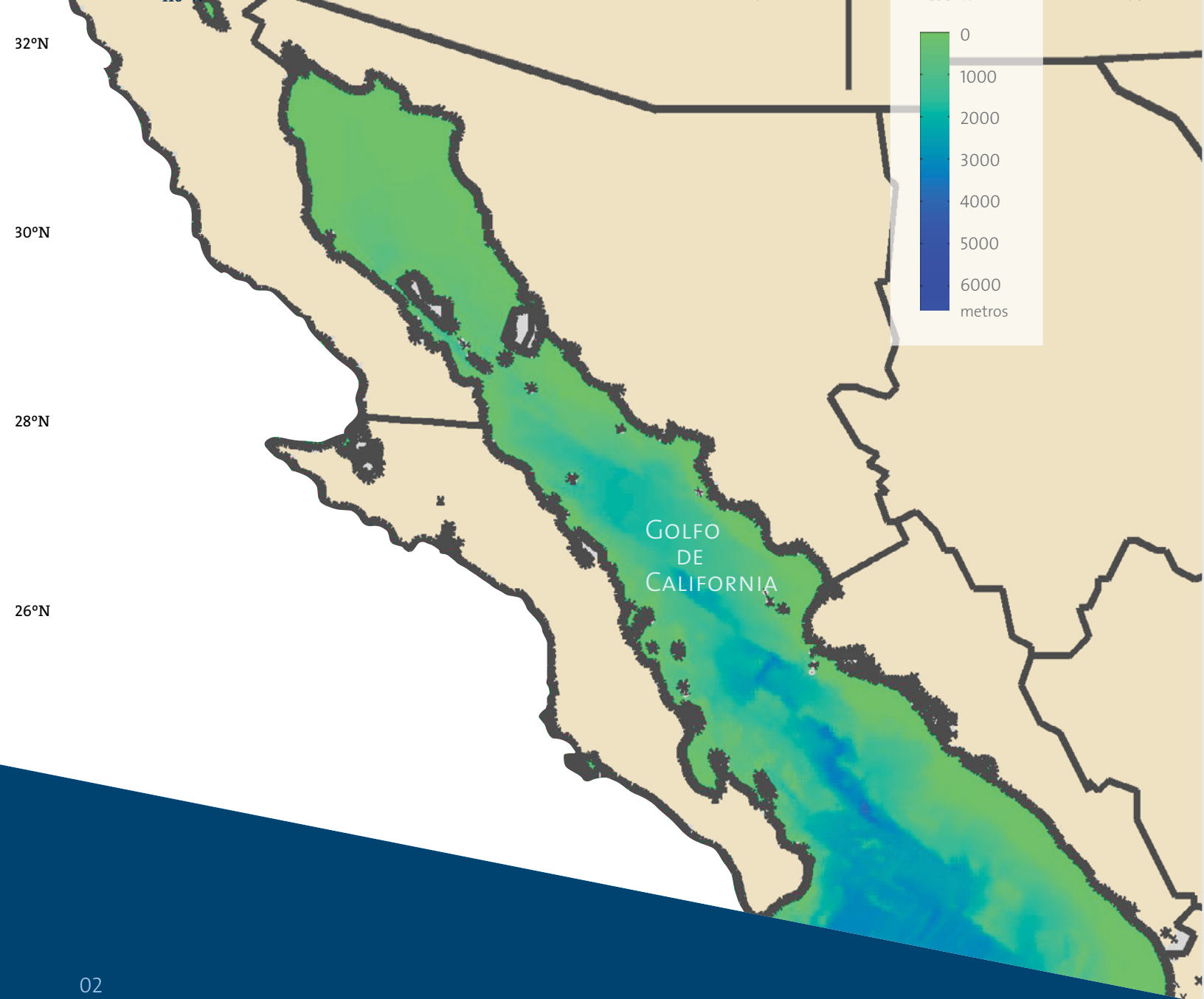
- Limoges, A., Mertens, K. N., Ruíz-Fernández, A. C. & de Vernal, A. (2015). First report of fossilized cysts produced by the benthic *Bysmatrum subsalsum* from a shallow Mexican lagoon in the Gulf of Mexico. *Journal of Phycology*, 51(1), 211-215.
- Martínez-Hernández, E. y Hernández-Campos, H. E. (1991). Distribución de quistes de dinoflagelados y acritarcas en sedimentos Holocénicos del Golfo de California, *Paleontología Mexicana*, 57,1-159.
- Martínez-López, A., Ulloa-Pérez, A. E. & Escobedo-Urías, D. C. (2007). First Record of Vegetative Cells of *Pyrodinium bahamense* (Gonyaulacales: Goniodomataceae) in the Gulf of California. *Pacific Science*, 65(2), 285-289.
- Masó, M. & Garcés, E. (2006). Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them. *Marine Pollution Bulletin*, 53(10-12), 620-630.
- McQuoid, M., Godhe, A. & Nordberg, K. (2002). Viability of phytoplankton resting stages in the sediments of a coastal Swedish fjord. *European Journal of Phycology*, 37(2), 191-201.
- Moestrup, Ø., Lindberg, K., & Daugbjerg, N. (2009). Studies on woloszynskioid dinoflagellates V. Ultrastructure of *Biecheleriopsis* gen. nov., with description of *Biecheleriopsis adriatica* sp. nov. *Phycological Research*, 57(3), 221-237.
- Morquecho, L., & Lechuga-Devéze, C. H. (2003). Dinoflagellate cysts in recent sediments from Bahía Concepción, Gulf of California. *Botanica Marina*, 46(2), 132-141.
- Morquecho, L., & Lechuga-Devéze, C. H. (2004). Seasonal occurrence of planktonic dinoflagellates and cyst production in relationship to environmental variables in subtropical Bahía Concepción, Gulf of California. *Botánica Marina*, 47(4), 313-322.
- Morquecho, L., Góngora-González, D. T., y Okolodkov, Y. B. (2009). Relaciones quiste-teca de Gonyaulacales y Peridinales (Dinophyceae) de Bahía Concepción, Golfo de California. *Acta Botánica Mexicana*, (88), 9-29.
- Morquecho, L., Alonso-Rodríguez, R., Arreola-Lizárraga, J. A., & Reyes-Salinas, A. (2012). Factors associated with moderate blooms of *Pyrodinium bahamense* in shallow and restricted subtropical lagoons in the Gulf of California. *Botanica Marina*, 55(6), 611-623.
- Morquecho, L., Alonso-Rodríguez, R., & Martínez-Tecuapacho, G. A. (2014). Cyst morphology, germination characteristics, and potential toxicity of *Pyrodinium bahamense* in the Gulf of California. *Botánica Marina*, 57(4), 303-314.
- Okolodkov, Y. B., & Gárate-Lizárraga, I. (2006). An annotated checklist of dinoflagellates (Dinophyceae) from the Mexican Pacific. *Acta Botánica Mexicana*, (74), 1-154.
- Palafox-Silva, L. H. (2013). Registro palinológico en sedimentos laminados de la cuenca La Paz, Baja California Sur y su relación con cambios paleoceanográficos y paleoclimáticos (Tesis de Maestría). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México.
- Peña-Manjarrez, J. L., Gaxiola-Castro, G., Helenes-Escamilla, J. y Orellana-Cepeda, E. (2001). Quistes de *Lingulodinium polyedra*, productor de mareas rojas en la Bahía de Todos Santos (invierno-primavera, 2000). *Ciencias Marinas*, 27(4), 543-558.
- Peña-Manjarrez, J. L., Helenes, J., Gaxiola-Castro, G., & Orellana-Cepeda, E. (2005). Dinoflagellate cysts and bloom events at todos Santos Bay, Baja California, Mexico, 1999–2000. *Continental Shelf Research*, 25(11), 1375-1393.
- Peña-Manjarrez, J. L., Gaxiola-Castro, G., & Helenes-Escamilla, J. (2009). Environmental factors influencing the variability of *Lingulodinium polyedrum* and *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae) cyst production. *Ciencias Marinas*, 35(1), 1-14.

- Pospelova, V., de Vernal, A. & Pedersen, T. F. (2008). Distribution of dinoflagellate cysts in surface sediments from the northeastern Pacific Ocean (43–25°N) in relation to sea–surface temperature, salinity, productivity and coastal upwelling. *Marine Micropaleontology*, 68(1), 21-48.
- Pross, J. & Brinkhuis, H. (2005). Organic-walled dinoflagellate cysts as paleoenvironmental indicators in the Paleogene; a synopsis of concepts. *Paläontologische Zeitschrift*, 79(1), 53-59.
- Rivera-Arriaga, E., & Villalobos, G. (2001). The coast of Mexico: approaches for its management. *Ocean & Coastal Management*, 44(11), 729-756.
- Sánchez-Cabeza, J. A., Ruíz-Fernández, A. C., de Vernal, A., & Machain-Castillo, M. L. (2012). Reconstruction of *Pyrodinium* blooms in the tropical East Pacific (Mexico): are they related to ENSO?. *Environmental science & technology*, 46(12), 6830-6834.
- SEMARNAT. (2006). Política Ambiental Nacional para el Desarrollo Sustentable de Océanos y Costas: Estrategias para su Conservación y Uso Sustentable. Coordinación y Edición: Dirección de Integración Regional DGPAIRS/SEMARNAT y Dirección de Investigación y Análisis Institucional y de Política Pública DGIPEA/INE. 86 p.
- Stover, L. E., Brinkhuis, H., Damassa, S. P., de Verteuil, L., Helby, R. J., Monteil, E., Partridge, A., Powell, A. J., Riding, J. B., Smelror, M., Williams, G. L. (1996). Mesozoic–Tertiary dinoflagellates, acritarchs and prasinophytes. In: Jansonius, J., McGregor, D.C. eds. *Palynology: Principles and Applications*. pp. 641–750 USA: American Association of Stratigraphic Palynologists Foundation.
- Taylor, F. J. R., Fukuyo, Y., Larsen, J. & Hallegraeff, G. M. (2003). Taxonomy of harmful dinoflagellates. In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. & Cembella, A.D. eds. *Manual on Harmful Marine Microalgae*. pp. 393-432. Amsterdam: Elsevier.
- Taylor, F. J. R., Hoppenrath, M., & Saldarriaga, J. F. (2008). Dinoflagellate diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation*, 17(2), 407-418.
- Trainer, V. L., Pitcher, G. C., Reguera, B., & Smayda, T. J. (2010). The distribution and impacts of harmful algal bloom species in eastern boundary upwelling systems. *Progress in Oceanography*, 85(1), 33-52.
- Vásquez-Bedoya, L. F., Radi, T., Ruiz-Fernández, A. C., De Vernal, A., Machain-Castillo, M. L., Kieft, J. F., & Hillaire-Marcel, C. (2008). Organic-walled dinoflagellate cysts and benthic foraminifera in coastal sediments of the last century from the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Coast of Mexico. *Marine Micropaleontology*, 68(1), 49-65.
- Verleye, T. J., Pospelova, V., Mertens, K. N., & Louwye, S. (2011). The geographical distribution and (palaeo) ecology of *Selenopemphix undulata* sp. nov., a new late Quaternary dinoflagellate cyst from the Pacific Ocean. *Marine Micropaleontology*, 78(3), 65-83.
- Zhang, F., & Dickman, M. (1999). Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 1: Seasonal factors affecting the transport of harmful diatoms and dinoflagellates. *Marine Ecology Progress Series*, 176, 243-251.



2

**GOLFO DE
CALIFORNIA**



02 GOLFO DE CALIFORNIA

Introducción

Microalgas formadoras de florecimientos
algales en el Golfo de California

Condiciones ambientales asociadas a florecimientos
algales nocivos en el Golfo de California

Ficotoxinas en aguas del Golfo de California: Una revisión

Autoecología de microalgas nocivas aisladas del Golfo de California

Impactos de los FAN en la salud pública y animal (silvestres y de
cultivo) en el Golfo de California



Introducción

Band-Schmidt, Christine Johanna

Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina.
Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México. cbands@ipn.mx

El Golfo de California, también llamado Mar de Cortés o Mar Bermejo, se ubica al noroeste de México y está rodeado por los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Nayarit y la parte norte de Jalisco (Fig. 1). Se caracteriza por ser una zona de alta producción primaria (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991) que sostiene pesquerías importantes (camarón, sardina, anchoveta, calamar, entre otras). Es considerada la zona pesquera más importante de México y, en 2003, 69% del volumen total de la pesca nacional provenía del Golfo de California, representando 57% del valor total nacional (http://www.gbcbiotech.com/genomica_y_pesca/acervo/pesca_mexico.html).

Cuenta además con una gran biodiversidad: 30 especies de mamíferos marinos, cinco de las siete especies de tortugas marinas del mundo, más de 800 especies de peces, 210 variedades de aves, 4500 especies de invertebrados y 450 de macroalgas. De las 271 especies de peces de arrecife coralino, 20% es endémico y de las 28 especies de cetáceos, la vaquita marina es endémica del Alto Golfo. No hay datos de especies de bacterias marinas y de virus; sin embargo, es muy probable que ocurran en magnitudes mucho mayores que los organismos pluricelulares (Luque-Agraz y Gómez, 2007).

El 14 de julio de 2005, 244 islas e islotes; cuatro áreas de protección de flora y fauna; cuatro reservas de la biósfera; dos santuarios y dos parques nacionales fueron declarados Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO en su



categoría de bienes naturales (Luque-Agraz y Gómez, 2007). Desde entonces se han venido protegiendo ecosistemas del desierto, marinos y estuarinos, así como especies particulares como la ballena y la tortuga marina.



Figura 1. Golfo de California. 1) B. San Jorge, 2) I. Ángel de la Guarda, 3) Pto. Libertad, 4) B. Kun Kaak, 5) B. Kino, 6) Guaymas, 7) Bacoichampo, 8) Laguna Yavaros, 9) Sta. Ma. Ohuira, 10) Navachiste, 11) Cruz Elota, 12) Mazatlán, 13) Crestón, 14) I. Cardón, 15) B. Banderas, 16) San Felipe, 17) B. de Los Ángeles, 18) B. Concepción, 19) I. San José, 20) San Evaristo, 21) El Pardito, 22) I. Espíritu Santo, 23) Balandra, 24) I. Cerralvo, 25) Ensenada de Muertos, 26) Cabo Pulmo, 27) Cabo San Lucas, 28) Bahía de La Paz.

Durante la II Guerra Mundial se realizó por primera vez una misión oceanográfica en el buque *E.W. Scripps*, de mayo de 1942 a junio de 1943, que además de tener fines militares, es uno de los primeros cruceros donde se realizó una investigación oceanográfica abarcando aspectos físicos, químicos, de microbiología, geología submarina, fitoplancton, zooplancton, macroalgas y peces, entre otros. Durante esta travesía marítima, Bibiano Fernández Osorio Tafall (1903-1990), un exiliado español en México, describe por primera ocasión a varias especies de dinoflagelados: *Ceratocorys allennii* (= *C. gourretii*), *Parahistioneis pieltianni*, *Prorocentrum mexicanum*, *P. robustum* y *P. veloi* (Osorio-Tafall, 1942). Posteriormente, Osorio-Tafall (1943) reporta otras especies de dinoflagelados del Golfo de California. Gilbert y Allen (1943), analizan muestras de fitoplancton colectadas en cruceros realizados en 1939 y 1940, identificando 24 especies de dinoflagelados. En 1939 se reporta por primera vez un florecimiento algal nocivo (FAN) de la especie identificada como *Gonyaulax catenella* (Allen, 1942). Posteriormente, Herbert W. Graham (1905-2009) la describe como una nueva especie asignándole el nombre de *Gymnodinium catenatum* (Graham, 1943). A partir de esta fecha, sólo existen dos reportes de esta especie en el mundo en un periodo de 40 años. Es hasta la década de los 80 que tanto el médico mexicano Javier de la Garza Aguilar (n. 1955), así como el científico escocés Lawrence Mee (1951-2014), relacionan esta especie con la intoxicación paralizante por consumo de moluscos asociada a un florecimiento extenso de *G.*

catenatum en las costas de Jalisco, Nayarit y Sinaloa en 1979 (De La Garza Aguilar, 1983; Mee *et al.*, 1986). En este evento ocurrieron intoxicaciones humanas, incluyendo dos casos mortales. A partir de esa década, las investigaciones de esta especie a nivel nacional y mundial se incrementaron de manera notable (revisiones en Band-Schmidt *et al.*, 2010; Hallegraeff *et al.*, 2011).

A la fecha existe un vasto número de estudios en el Golfo de California sobre florecimientos algales nocivos que van desde el reporte de eventos, descripción de especies nuevas, estudios ecológicos, ficotoxinas, bioensayos con diversos organismos y toxicología, principalmente, los cuales resumimos en esta sección.

► Agradecimientos

Se agradece a Gerardo Hernández García, del Departamento de Difusión y Divulgación del CIBNOR, por la elaboración del mapa, y a la Red Temática sobre Florecimientos Algales Nocivos del CONACYT por financiar esta publicación.

► Literatura citada

- Allen, W. E. (1942). Twenty years statistical studies of marine plankton dinoflagellates of southern California. *American Midland Naturalist*, 26, 603-635.
- Álvarez-Borrego, S. & Lara-Lara, J. R. (1991). The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. *The gulf and peninsular province of the Californias*, 47, 555-567.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortes, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Núñez-Vázquez, E. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2010). Ecological and physiological studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific. *Marine Drugs*, 8, 1935-1961.
- De la Garza Aguilar, J. (1983). Intoxicación alimentaria por ingestión de mariscos contaminados. *Salud Pública de México*, 25, 145-150.
- Gilbert, J.Y. & Allen, W. E. (1943). The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the "E.W. Scripps" in 1939 and 1940. *Journal of Marine Research*, 5 (Contrib. Scripps Inst. Oceanogr., N.S., No. 183), 89-110.
- Graham, H. W. (1943). *Gymnodinium catenatum*, a new dinoflagellate from the Gulf of California. *Transactions of the American Microscopical Society*, 62(3), 259-261.
- Hallegraeff, G. M., Blackburn, S. I., Doblin, M. A. & Bolch, C. J. S. (2011). Global toxicology, ecophysiology and population relationships of the chain forming PST dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*. *Harmful Algae Blooms*, 14, 130-143.
- Luque-Agraz, D. y Gómez, E. (2007). La construcción de la región del Golfo de California desde lo ambiental y lo indígena. *Ra Ximhai*, 3, 83-116.
- Mee, L., Espinosa, M. & Díaz, G. (1986). Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific coast of Mexico. *Marine Environmental Resources*, 19, 17-92.
- Osorio Tafall, B. F. (1942). Notas sobre algunos dinoflagelados marinos planctónicos marinos de México, con descripción de nuevas especies. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas de México*, 2, 435-447.
- Osorio Tafall, B. F. (1943). El Mar de Cortés y la productividad fitoplanctónica de sus aguas. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas de México*, 3, 73-118.

Microalgas formadoras de florecimientos algales en el Golfo de California

Gárate-Lizárraga, Ismael¹; Okolodkov, Yuri B.²;
Cortés-Altamirano, Roberto³

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México. igarate@ipn.mx

² Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Calle Hidalgo Núm. 617, Colonia Río Jamapa, CP 94290. Boca del Río, Veracruz, México.

³ Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Apartado postal 811, CP 82040. Mazatlán, Sinaloa, México.



Resumen

El Golfo de California es un mar parcialmente cerrado, conocido por su alta diversidad y su productividad, y con aproximadamente 3000 km de costa. Los florecimientos algales nocivos son conocidos desde la llegada de los españoles en el siglo XVI; no obstante, no fue sino después del florecimiento del dinoflagelado productor de toxinas *Gymnodinium catenatum* ocurrido en 1979, cuando los investigadores mexicanos pusieron mayor atención a estos sucesos. A partir de este evento se ha registrado un total de 94 especies y taxa infraespecíficos de diferentes grupos de microalgas causantes de proliferaciones. De éstas, 46 especies son dinoflagelados, 34 diatomeas, 4 rafidofíceas, 3 cianobacterias, 2 silicoflagelados, 2 coccolitofóridos, 1 prasinofícea, 1 euglenofícea y 1 criptofícea. Del total de especies reportadas, 36 son consideradas como potencialmente nocivas. Los dinoflagelados *Noctiluca scintillans* y *G. catenatum* son las especies con más proliferaciones ocurridas en aguas del Golfo de California. Recientemente se han observado proliferaciones moderadas de *Pyrodinium bahamense* en algunas lagunas costeras del Golfo de California. Las especies productoras de sustancias reactivas de oxígeno están representadas por algunos taxa de los géneros *Cochlodinium*, *Chattonella* y *Eutreptiella*. Algunas especies de los géneros *Dinophysis*, *Phalacroma* y *Gonyaulax*, consideradas como tóxicas, ocurrieron en densidades bajas. Es por ello que se debe de continuar con el monitoreo de florecimientos algales, en particular de las especies potencialmente tóxicas.

Palabras clave: Fitoplancton, *Gymnodinium catenatum*, Golfo de California, microalgas, proliferaciones, toxicidad.

Abstract

The Gulf of California is a semi-enclosed water body known for its high biodiversity and productivity, with approximately 3000 km of coastline. Although harmful algal blooms (HABs) have been known since the arrival of the Spanish conquerors in the 16th century, it was only after the 1979 bloom of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* that Mexican researchers brought major attention to these events. Since this event, a total of 94 species and intraspecific taxa of different groups of microalgae that can form HABs have been reported. Of these, 46 species are dinoflagellates, 34 diatoms, 4 raphidophyceans, 3 cyanobacteria, 2 silicoflagellates, 2 coccolithophores, 1 prasinophycean, 1 euglenophycean and 1 cryptophycean. Of the total of species reported, 36 are considered to be harmful non-toxic and toxic microalgae. The dinoflagellates *Noctiluca scintillans* and *G. catenatum* are the species with the highest number of proliferations in the Gulf of California. Recently, moderate proliferations of *Pyrodinium bahamense* have been observed in some coastal lagoons. The species producing reactive oxygen species are represented by some taxa of the genera *Cochlodinium*, *Chattonella* and *Eutreptiella*. Several species of the genera *Dinophysis*, *Phalacroma* and *Gonyaulax*, which are considered to be toxic, occurred in low densities. For this reason, the monitoring of algal blooms, especially of the potentially toxic species, must be continued.

Key words: *Gymnodinium catenatum*, Gulf of California, microalgae, phytoplankton, proliferations, toxicity.

► Introducción

El fitoplancton está compuesto por microalgas que viven tanto en aguas continentales como en el océano, y son importantes por constituir la base de la cadena alimenticia. Las microalgas son la fuente principal de alimento de moluscos bivalvos, peces herbívoros y crustáceos. Bajo ciertas condiciones ambientales las microalgas pueden llegar a proliferar, formando florecimientos algales nocivos (FAN), cuasi, mono o multi-específicos. En la actualidad se conocen más de 4 mil especies marinas de microalgas planctónicas (Simon *et al.*, 1995), y aproximadamente 300 especies han proliferado en diversas partes del mundo, de las cuales 75 pueden ser nocivas (Smayda, 1997) al producir taponamiento o ruptura de las branquias, abatimiento de oxígeno disuelto en la columna de agua y liberación de metabolitos. Las microalgas que producen toxinas pueden afectar no sólo a la fauna marina, sino también al ser humano.

Los primeros reportes de florecimientos algales en el Golfo de California datan de 1878 (Streets, 1878). Las especies responsables de estos eventos fueron el dinoflagelado *Noctiluca scintillans* (Fig. 1A) y el ciliado *Mesodinium rubrum*. Durante la expedición de G. Allan Hancock en el Golfo de California, se registró un florecimiento masivo de *N. scintillans* el 20 de marzo de 1937, al norte de la Isla Ángel de la Guarda, el cual alcanzó densidades por arriba de 3000×10^3 cél/l (Allen, 1937). En la expedición de 1939 se registró un florecimiento monoespecífico de la diatomea *Asterionellopsis glacialis* frente al puerto de Guaymas, el cual alcanzó densidades de 3800×10^3 cél/l (Gilbert y Allen, 1943). En esa misma expedición se encontró un florecimiento moderado de *Chaetoceros vanheurckii* al norte de isla San José con abundancias entre 191×10^3 cél/l y 265×10^3 cél/l. Fue en esta expedición donde se registró el primer florecimiento y se realizó la descripción del dinoflagelado tóxico *Gymnodinium catenatum*, el cual ocurrió en la parte norte del Golfo de California con densidades de 1000×10^3 cél/l, en un intervalo de temperatura entre 14°C y 17°C y de salinidad entre 35.07 y 35.50.

Posteriormente, diversos florecimientos fueron reportados de manera esporádica en otras áreas del golfo (Keifer y Lasker, 1975). Sin embargo, el florecimiento de *G. catenatum* (Fig. 1B), ocurrido en 1979 en las aguas costeras de Sinaloa, Nayarit y Jalisco (Mee *et al.*, 1986), marcó un parteaguas en el estudio de los FAN en México, ya que a partir de este evento surgió un mayor interés en el estudio de estos episodios por parte de la comunidad científica mexicana, debido a la magnitud del evento, su extensión geográfica, la mortandad de invertebrados marinos y la intoxicación de seres humanos. A partir de los 1980, se incrementaron las investigaciones de los FAN en el Golfo de California, siendo una de las regiones más estudiadas no sólo en México, sino en Latinoamérica. Es por ello que el objetivo de este trabajo fue realizar una revisión exhaustiva de los registros de especies de microalgas formadoras de FAN en publicaciones científicas, de divulgación, así como tesis de licenciatura y posgrado realizadas en las diferentes áreas geográficas que conforman el Golfo de California.

► Resultados y discusión

Como resultado de esta revisión, se encontró que 94 especies de microalgas son formadoras de florecimientos algales en el Golfo de California, mismas que se ordenaron por grupos

taxonómicos y alfabéticamente en la Tabla 1. Estas microalgas pertenecen a los siguientes grupos taxonómicos: dinoflagelados, diatomeas, cianobacterias, silicoflagelados, coccolitofóridos, rafidofíceas, prasinofíceas, euglenofíceas y criptofíceas (Cortés-Altamirano y Núñez-Pasten, 1991; Cortés-Altamirano y Hernández-Becerril, 1996; Thunell *et al.*, 1996; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001a, 2006, 2009; Alonso-Rodríguez y Ochoa, 2004; Barraza-Guardado *et al.*, 2004; Band-Schmidt *et al.*, 2005, Martínez-López *et al.*, 2006; Cortés-Lara *et al.*, 2012; Cortés-Altamirano *et al.*, 2014). Del total de especies reportadas, 36 son consideradas como nocivas por la literatura especializada.

De los dinoflagelados se han identificado 46 especies y taxa infraespecíficos que han formado florecimientos, de éstas 35 son tecadas y 11 son atecadas. De las especies tecadas, *Alexandrium cf. tamarensis*, *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* (Fig. 1C) y var. *bahamense* (Fig. 1D) son productoras de toxinas paralizantes (TP). Las formas vegetativas de ambas variedades se han registrado recientemente en las costas del Golfo de California (Martínez-López *et al.*, 2007; Morquecho-Escamilla, 2008; Morquecho-Escamilla *et al.*, 2012; Gárate-Lizárraga y González-Armas, 2011; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2015). Morquecho-Escamilla *et al.* (2012) reportaron abundancias de 63 a 151 x 10³ cél/l de *P. bahamense* en la porción central-sur del Golfo de California. *A. tamiyavanichii* (Fig. 1E) y *A. catenella* son otras especies productoras de TP, que recientemente se han reportado en abundancias bajas o en muestras de red (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004a; Esqueda-Lara y Hernández-Becerril, 2010; Gárate-Lizárraga, 2012). *A. affine* (Fig. 1F) es una especie que ha proliferado en Bahía Concepción con abundancias de 60 a 1000 x 10³ cél/l (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001b). *G. catenatum* es un dinoflagelado desnudo y una de las especies productoras de TP más estudiadas en el Golfo de California (Mee *et al.*, 1979; Cortés-Altamirano *et al.*, 1995; Cortés-Altamirano y Alonso-Rodríguez, 1997; Manrique y Molina, 1997; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2005, 2009; Gómez-Villarreal *et al.*, 2007; Band-Schmidt *et al.*, 2010; Cortés-Lara *et al.*, 2012). *G. catenatum* ha causado FAN y se distribuye en ambas costas a lo largo del todo el Golfo de California. Otros dinoflagelados atecados que han proliferado son *Cochlodinium fulvescens* (Fig. 1G), *C. polykrikoides* (Fig. 1H), *Karenia mikimotoi*, *Levanderina fissa* (Fig. 1I) y *Polykrikos hartmannii* (Fig. 1J). *C. polykrikoides* es una especie ictiotóxica que han sido relacionadas con mortandades masivas de peces en la porción sur del golfo (Cortés-Lara *et al.*, 2004; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004b; Gárate-Lizárraga, 2014a; 2014b). *C. polykrikoides* también presenta una amplia distribución en las costas del Pacífico Mexicano (Gárate-Lizárraga, 2013).

Tabla 1.- Listado de especies de microalgas formadoras de florecimientos algales en el Golfo de California (*especies reportadas como nocivas).

Dinoflagelados	<i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>bahamense</i> *	<i>Thalassiosira</i> sp.
	<i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> *	<i>Skeletonema costatum</i>
<i>Akashiwo sanguinea</i> *	<i>Scripssiella trochoidea</i> *	<i>Stephanopyxis palmeriana</i>
<i>Alexandrium affine</i>	<i>Scripssiella</i> sp.	<i>Thalassionema nitzschioides</i>

<i>Alexandrium</i> cf. <i>tamarense</i> *	<i>Tripes balechii</i>	
<i>Alexandrium</i> sp.	<i>Tripes furca</i> *	Rafidoficeas
<i>Amphidinium carterae</i> *	<i>Tripes fusus</i>	
<i>Ceratoperidinium falcatum</i>	<i>Tripes hircus</i>	<i>Chattonella marina</i> var. <i>marina</i> *
<i>Cochlodinium fulvescens</i> *		<i>Chattonella marina</i> var. <i>ovata</i> *
<i>Cochlodinium polykrikoides</i> *	Diatomeas	<i>Chattonella subsalsa</i> *
<i>Dinophysis caudata</i> *		<i>Fibrocapsa japonica</i> *
<i>Dinophysis tripos</i> *	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	
<i>Ensiculifera</i> sp.	<i>Bellerochea malleus</i>	Cianobacterias
<i>Gonyaulax spinifera</i> *	<i>Chaetoceros brevis</i>	
<i>Gonyaulax polygramma</i> *	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	<i>Trichodesmium</i> <i>erythraeum</i> *
<i>Gymnodinium catenatum</i> *	<i>Chaetoceros debilis</i>	<i>Trichodesmium</i> <i>thiebautii</i> *
<i>Gyrodinium spirale</i>	<i>Chaetoceros radicans</i>	<i>Lyngbya majuscula</i> *
<i>Heterocapsa pigmaea</i>	<i>Chaetoceros socialis</i>	
<i>Heterocapsa triquetra</i>	<i>Chaetoceros vanheurckii</i>	Cocolitofóridos
<i>Karenia mikimotoi</i> *	<i>Corethron criophilum</i>	
<i>Kapelodinium vestifici</i>	<i>Corethron pennatum</i>	<i>Gephyrocapsa</i> <i>oceanica</i>
<i>Levanderina fissa</i> *	<i>Cylindrotheca closterium</i>	<i>Emiliana huxleyi</i>
<i>Lingulodinium polyedra</i> *	<i>Eucampia zodiacus</i>	
<i>Noctiluca scintillans</i> *	<i>Falcula hyalina</i>	Silicoflagelados
<i>Ostreopsis siamensis</i> *	<i>Haslea gretharum</i>	
<i>Pentaparsodinium</i> <i>trachodium</i>	<i>Lauderia annulata</i>	<i>Dictyocha californica</i>
<i>Peridinium quadridentatum</i> *	<i>Leptocylindrus danicus</i>	<i>Dictyocha octonaria</i>
<i>Polykrikos hartmannii</i> *	<i>Lioloma pacificum</i>	
<i>Prorocentrum balticum</i>	<i>Nitzschia longissima</i>	Prasinofitas

<i>Prorocentrum dentatum</i>	<i>Nitzschia sigma</i>	
<i>Prorocentrum donghaiense</i>	<i>Pleurosigma elongatum</i>	<i>Nephroselmis</i> sp.
<i>Prorocentrum gracile</i>	<i>Pseudohimantidium pacificum</i> *	
<i>Prorocentrum koreanum</i>	<i>Pseudo-nitzschia brasiliiana</i> *	Euglenofitas
<i>Prorocentrum mexicanum</i>	<i>Pseudo-nitzschia fraudulenta</i> *	
<i>Prorocentrum minimum</i> *	<i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatisima</i> *	<i>Eutreptiella marina</i> *
<i>Prorocentrum rhathymum</i> *	<i>Pseudo-nitzschia sabit</i> (<i>P. cf subcurvata</i>)	
<i>Prorocentrum triestinum</i>	<i>Pseudo-nitzschia subfraudulenta</i> *	Criptofíceas
<i>Protoceratium reticulatum</i> *	<i>Rhizosolenia debyana</i>	
<i>Protoperidinium pacificum</i>	<i>Thalassiosira eccentrica</i>	Fitoflagelado identificado por sus huellas pigmentarias
<i>Protoperidinium</i> sp.	<i>Thalassiosira mala</i>	



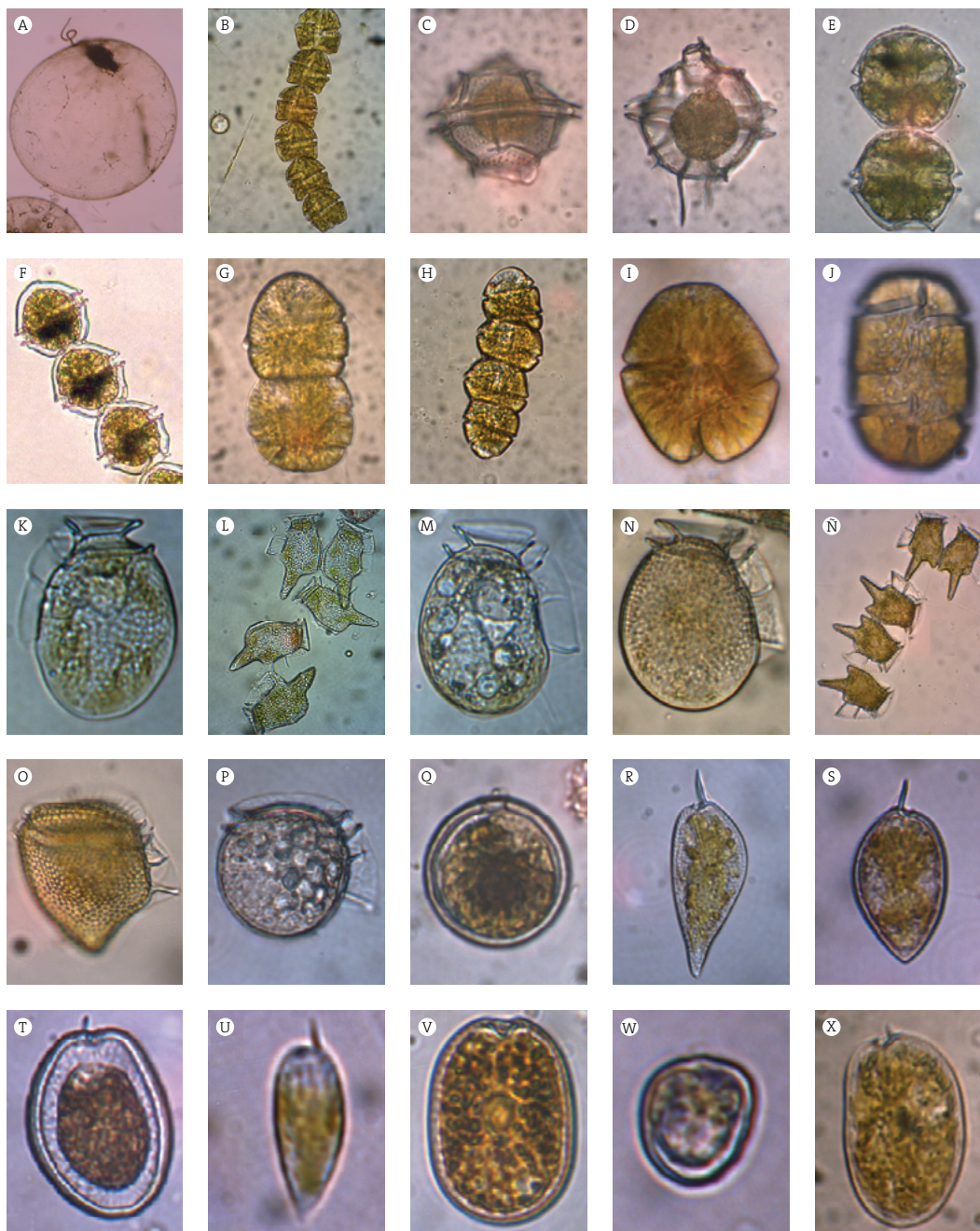


Figura 1. Imágenes de microalgas nocivas reportadas para el Golfo de California. Las microfotografías de las microalgas son de células vivas. (A) *Noctiluca scintillans*, (B) *Gymnodinium catenatum*, (C) *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*, (D) *P. bahamense* var. *bahamense*, (E) *Alexandrium tamiyavanichii*, (F) *A. affine*, (G) *Cochlodinium fulvescens*, (H) *C. polykrioides*, (I) *Levanderina fissa*, (J) *Polykrikos hartmannii*, (K) *Dinophysis acuminata*, (L) *D. caudata*, (M) *D. fortii*, (N) *D. tripos*, (Ñ) *D. ovum*, (O) *Phalacrocoma mitra*, (P) *P. rotundatum*, (Q) *Prorocentrum balticum*, (R) *P. gracile*, (S) *P. koreanum*, (T) *P. mexicanum*, (U) *P. triestinum*, (V) *P. lima*, (W) *P. minimum*, (X) *P. rhathymum*.

Algunas especies de los géneros *Dinophysis* y *Phalacroma* se han asociado a toxinas diarreas (Hallegraeff *et al.*, 1995). En diversas bahías del Golfo de California se han reportado algunas especies como *Dinophysis acuminata* (Fig. 1K), *D. caudata* (Fig. 1L), *D. tripos* (Fig. 1M), *D. fortii* (Fig. 1N), *D. acuta*, *D. miles*, *D. norvegica*, *D. ovum* (Fig. 1Ñ), *Phalacroma mitra* (Fig. 1O) y *P. rotundatum* (Fig. 1P), las cuales también se han asociado a toxinas diarreas (Reguera *et al.*, 2014). Del género *Prorocentrum*, se han detectado florecimientos inoocuos de algunas especies como *P. balticum* (Fig. 1Q), *P. gracile* (Fig. 1R), *P. koreanum* (anteriormente identificada como *P. micans*; Fig. 2S), *P. mexicanum* (Fig. 1T) y *P. triestinum* (Fig. 1U). Otras especies de este género como *P. maculosum* (Fig. 1V), *P. minimum* (Fig. 1W) y *P. rathymum* (Fig. 1X), son productoras de ácido okadaico y sus derivados, venerupina o bien pueden producir toxinas de acción rápida o sustancias alelopáticas (Yasumoto *et al.*, 1987; Heredia-Tapia *et al.*, 2002). De noviembre de 1999 a abril de 2000 se presentaron florecimientos de *P. minimum* en las costas de Sinaloa, siendo la proliferación ocurrida en abril de 2000 la de mayor magnitud; causó mortalidad de peces por una posible disminución de oxígeno disuelto y el incremento del pH (Martínez-López *et al.*, 2008).

Recientemente, se reportó un FAN de *Gonyaulax spinifera* (Fig. 2A) en la Bahía de La Paz. Esta especie, al igual que *Protoceratium reticulatum* (Fig. 2B) y *Lingulodinium polyedra* (Fig. 2C), ha causado mortandad de organismos marinos en otras partes del mundo debido a que producen yesotoxinas. *Gonyaulax polygramma* (Fig. 2D), *Scrippsiella trochoidea* (Fig. 2E) y *Peridinium quadridentatum* (Fig. 2F) han formado FAN en el Golfo de California. No obstante, pueden considerarse potencialmente nocivas debido a que han causado daños a la fauna marina en otras regiones (Koizumi *et al.*, 1996; Tang y Gobler, 2012). *Akashiwo sanguinea* (Fig. 2G) es una especie que ha formado florecimientos en el Golfo de California. FAN de esta especie que han provocado mortandades de peces, moluscos y langostas, se han reportado para la costa occidental de la península de Baja California (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007a). Entre octubre y noviembre de 2007 en las costas de Monterey, California, EUA., un FAN de esta especie provocó la muerte de aves marinas a través de la producción de sustancias surfactantes (Jessup *et al.*, 2009).

En aguas costeras del Golfo de California existen pocos estudios de microalgas bentónicas. Entre los taxa bentónicos incluidos en los listados de especies se han reportado a *Amphidinium carterae* (Fig. 2H), *Gambierdiscus* sp. (Fig. 2I), *Coolia* sp. (Fig. 2J), *Prorocentrum lima* y *P. rathymum* (Heredia-Tapia *et al.*, 2002; Gárate-Lizárraga, 2012), las cuales pueden producir toxinas ciguatéricas y cooliatoxina (Pagliara y Caroppola, 2012). También se han registrado *Ostreopsis siamensis* y *O. heptagona* en la parte sur del golfo (Cortés-Lara *et al.*, 2005; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2014); ambas especies son potencialmente tóxicas. La presencia de estas especies en el plancton resaltan la importancia del monitoreo de estos dinoflagelados, cuyos efectos adversos pueden reflejarse en los estadios tempranos de algunos organismos marinos (invertebrados y peces), especialmente aquellas especies de importancia comercial (Pagliara y Caroppola, 2012). De las diatomeas se han identificado 34 especies formadoras de FAN. De ellas destacan las especies del género *Pseudo-nitzschia*, ya que además de formar FAN pueden producir toxinas de tipo amnésico. Los florecimientos de estas especies se han enfocado a aspectos taxonómicos y cuantitativos (Hernández-Becerril, 1998; Gómez-Aguirre *et al.*, 2004; Sierra-Beltrán *et al.*, 2005; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007b, 2013). La presencia de toxinas amnésicas producidas por *P. pseudodelicatissima* (Fig. 2K), *P. fraudulenta* (Fig. 2L) y *P. brasiliana* (Fig. 2M) ha sido documentada (Sierra-Beltrán *et al.*, 2005; Sahraoui *et al.* 2011; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2013; López-

Cortés *et al.*, 2015). Los florecimientos de *P. pseudodelicatissima* han causado la mortandad de varias toneladas de sardinas, así como de diversas especies de mamíferos marinos en las aguas costeras de Sinaloa (Sierra-Beltrán *et al.*, 2005).

La proliferación de especies nocivas como *Thalassiosira eccentrica* provocó una mortandad de peces en la Bahía de La Paz (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007b; López-Cortés *et al.*, 2015). Este florecimiento co-ocurió con *Pseudo-nitzschia fraudulenta*. El resto de las especies de diatomeas como *Cylindrotheca closterium* (Fig. 2N), *Asterionellopsis glacialis*, *Pseudo-nitzschia sabit* (*P. cf. subcurvata*), *Stephanopyxis palmeriana* y seis especies del género *Chaetoceros*, que han proliferado, son inocuas (Manrique y Molina, 1997; Licea-Durán *et al.*, 1999; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001a, 2006; Morquecho *et al.*, 2012). De éstas, los FAN de *Chaetoceros socialis* (Fig. 2Ñ) son los más comunes. Las diatomeas como *Pseudohimantidium pacificum* (Fig. 2O), *C. closterium* y *Falcula hyalina* se desarrollan sobre el exoesqueleto de copépodos marinos (Gárate-Lizárraga y Muñetón-Gómez, 2008; Gárate-Lizárraga y Esqueda-Escárcega, 2016). *P. pacificum* ha sido señalada como la causa principal de la muerte de juveniles de langosta en cautiverio (Hargraves y Maranda, 2002).

De las cianobacterias se presentaron tres especies formadoras de FAN: *Trichodesmium erythraeum* (Fig. 2P), *T. thiebautii* (Fig. 2Q) y *Lyngbya majuscula* (Fig. 2R) (Cortés-Altamirano, 1988; Gárate-Lizárraga y Muciño-Márquez, 2012a; Núñez-Vázquez *et al.*, 2013). De esta última, se detectaron cianotoxinas y toxinas paralizantes (Núñez-Vázquez *et al.*, 2013). *Dictyocha californica* (Fig. 2S) y *D. octonaria* (Fig. 2T) son silicoflagelados que han formado FAN (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009; Cortés-Lara *et al.*, 2012). En abril de 2009, en Bahía de Banderas, Nayarit, se detectó un FAN de *D. californica*, el cual afectó algunos recursos pesqueros (sardinas) (Cortés-Lara *et al.*, 2012). De los cocolitofóridos se reportan *Gephyrocapsa oceanica* y *Emiliana huxleyi* (Thunell *et al.*, 1996; Zivory y Thunell, 1998). *Nephroselmis* sp. y *Eutreptiella marina* (Fig. 3U) son los únicos representantes de los grupos prasinofíceas y euglenofíceas, respectivamente, que se han encontrado como formadoras de FAN en aguas del golfo.



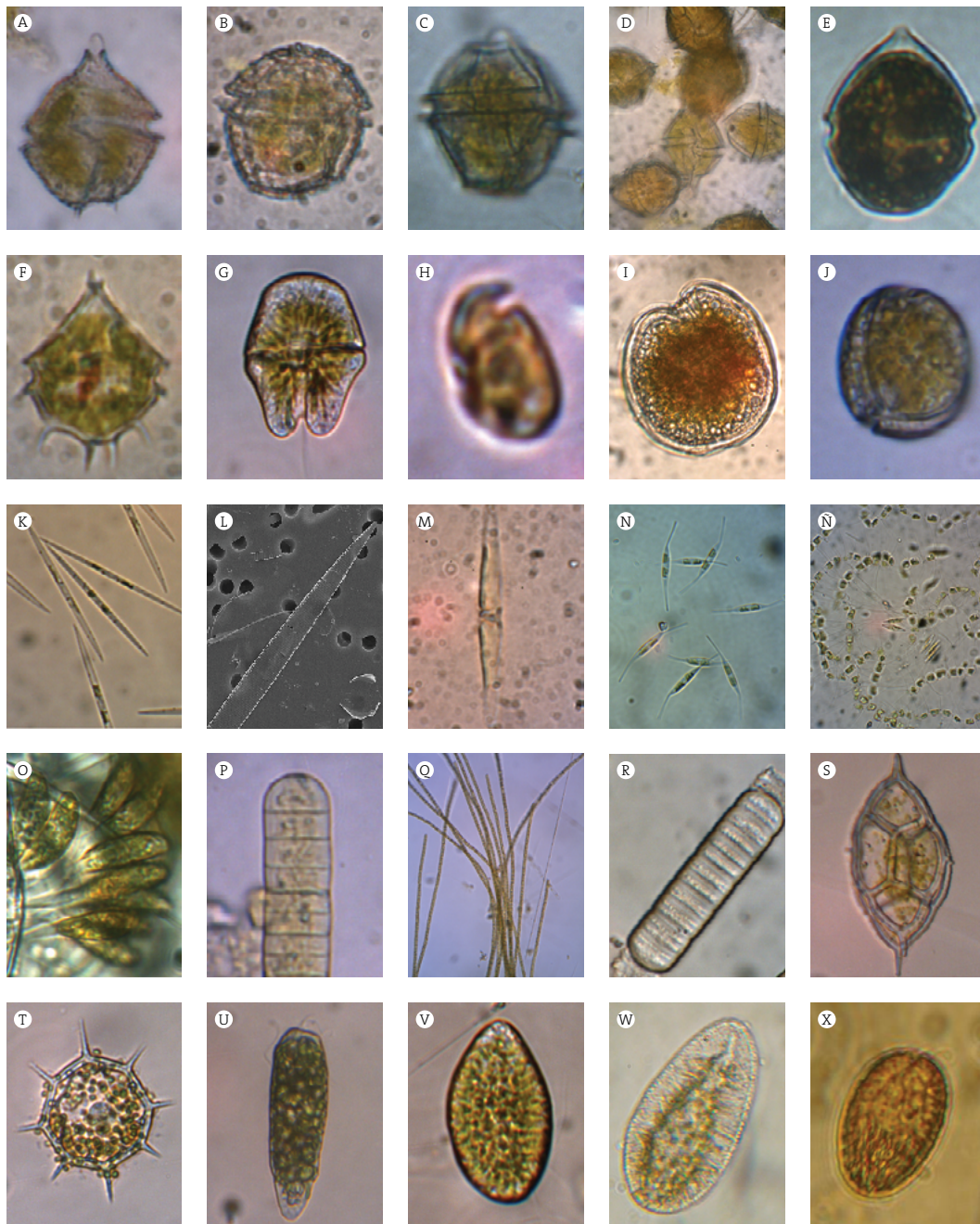


Figura 2. Imágenes de microalgas nocivas reportadas para el Golfo de California. Las microfotografías de las microalgas son de células vivas. (A) *Gonyaulax spinifera*, (B) *Protoceratium reticulatum*, (C) *Lingulodinium polyedra*, (D) *G. polygramma*, (E) *Scrippsiella trochoidea*, (F) *Peridinium quadridentatum*, (G) *Akashiwo sanguinea*, (H) *Amphidinium carterae*, (I) *Gambierdiscus* sp., (J) *Coolia* sp., (K) *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*, (L) *P. fraudulenta*, (M) *P. brasiliana*, (N) *Cyndrotheca closterium*, (Ñ) *Chaetoceros socialis*, (O) *Pseudohimantidium pacificum*, (P) *Trichodesmium erythraeum*, (Q) *T. thiebautii*, (R) *Lyngbya majuscula*, (S) *Dictyocha californica*, (T) *D. octonaria*, (U) *Eutreptiella marina*, (V) *Chattonella marina* var. *marina*, (W) *C. marina* var. *ovata*, (X) *Fibrocapsa japonica*.

Eutreptiella marina es una especie generadora de radicales libres de oxígeno tales como anión superóxido (O_2^-), hidroxilo (OH) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) (Kim *et al.*, 1999). Del grupo de las rafdofíceas se han detectado algunos FAN en diversas áreas del golfo, destacando la presencia de *Chattonella marina* var. *marina* (Fig. 3V), *C. marina* var. *ovata* (Fig. 3W), *C. subsalsa* y *Fibrocapsa japonica* (Fig. 3X) (Cortés-Lara *et al.*, 2003; Barraza-Guardado *et al.*, 2004; Band-Schmidt *et al.*, 2005; Cortés-Altamirano *et al.*, 2006; Martínez-López *et al.*, 2006; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009). Estas especies son productoras de radicales de superóxido (Band-Schmidt *et al.*, 2012). Algunos FAN de rafdofíceas han provocado mortandades de peces (Barraza-Guardado *et al.*, 2004; Cortés-Altamirano *et al.*, 2006). En Bahía de La Paz se ha hecho un seguimiento de las rafdofíceas *C. marina* var. *ovata*, observándose en diciembre de 2011 (Gárate-Lizárraga, 2012), y de *C. marina* var. *marina*, esta última con 6800 cél/l y 8200 cél/l en agosto de 2014 (Gárate-Lizárraga, 2014a).

El ciliado *M. rubrum* genera FAN en ambas costas del Golfo de California (Cortés-Altamirano, 1984; Hernández-Becerril, 1987; Manrique y Molina, 1997; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001a, 2006; Cortés-Lara *et al.*, 2002, 2014; López-Cortés *et al.*, 2008). Esta especie presenta una asociación simbiótica con criptofíceas, por lo que la proliferación de estas microalgas parece ser una condición para el florecimiento de *M. rubrum* (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2002). La ocurrencia de estos florecimientos representa una entrada importante de carbono al ambiente pelágico. Por otro lado, las altas densidades del ciliado pueden causar mortandad de peces e invertebrados al bloquear sus superficies respiratorias. Por esta razón ha sido monitoreado junto a las microalgas.



► Conclusiones

En las últimas tres décadas se ha generado una mayor información sobre las especies causantes de FAN en el Golfo de California, determinando su temporalidad, su distribución geográfica y potencial nocivo. Los florecimientos de dinoflagelados han recibido una mayor atención por ser más conspicuos, de mayor duración y por la toxicidad de algunas de sus especies. Los FAN de *G. catenatum* han sido los más estudiados desde 1979 a la fecha; la especie se encuentra distribuida a lo largo del Golfo de California y prolifera bajo condiciones de surgencia. A partir del año 2000, se registró el primer florecimiento de *C. polykrikoides*. Los FAN de esta especie se han vuelto recurrentes en diversas áreas del golfo. Recientemente se registraron ambas variedades de *P. bahamense*, lo cual representa un riesgo potencial para la salud pública, ya que ambas producen toxinas paralizantes. Son escasos los registros de microalgas bentónicas nocivas que se han documentado, por lo que es necesario realizar estudios taxonómicos y toxinológicos. Las especies de diatomeas que producen FAN son principalmente inocuas, siendo pocas las especies potencialmente nocivas. Debido a su potencial tóxico, se ha generado un mayor interés por estudiar las especies del género *Pseudo-nitzschia*. Los FAN de rafdofíceas han sido poco estudiados a pesar de representar un riesgo para la fauna circundante. Por todo lo anterior, es importante continuar con el seguimiento de los FAN en el Golfo de California.

► Agradecimientos

Se agradece al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo brindado a través de los siguientes proyectos: SIP-20141095, SIP-20150537, y SIP-20161235. A Marcia M. Gowing de la Universidad de California en Santa Cruz, California, EUA, por la revisión del resumen en inglés. A Rocío Muciño-Márquez (UAM-Xochimilco) por su ayuda en obtención de bibliografía. IGL es becario COFAA. YBO es miembro del SNI. A la RedFAN del CONACYT, por el apoyo para la realización y actualización de la presente revisión.

► Literatura citada

- Allen, E. (1937). A large catch of *Noctiluca*. *Science New York N.S.*, 86, 197-198.
- Alonso-Rodríguez, R. & Ochoa, J. L. (2004). Hydrology of winter spring 'red-tide' in Bahía de Mazatlán, Sinaloa, Mexico. *Harmful Algae*, 3, 163-171.
- Band-Schmidt, C. J., Martínez-López, A. & Gárate-Lizárraga, I. (2005). First record of *Chattonella marina* in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Harmful Algae News*, 28, 6-7.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Núñez-Vázquez, E. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2010). Ecological and physiological studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific. *Marine Drugs*, 8, 1935-1961.
- Band-Schmidt, C. J., Martínez-López, A., Bustillos-Guzmán, J. J., Carreón-Palau, L., Morquecho, L., Olguín-Monroy, N. O., Zenteno-Savín, T., Mendoza-Flores, A., González-Acosta, B., Hernández-Sandoval, F. H. & Tomas, C. R. (2012). Morphology, biochemistry and growth of raphidophyte strains from the Gulf of California. *Hydrobiologia*, 693, 81-97.

- Barraza-Guardado, R., Cortés-Altamirano, R. & Sierra-Beltrán, A. (2004). Marine die-offs from *Chattonella marina* and *Ch. cf. ovata* in Kun Kaak Bay, Sonora in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 25, 7-8.
- Cortés-Altamirano, R. (1984). Mareas rojas producidas por el ciliado *Mesodinium rubrum* (Lohmann) en el área litoral de Mazatlán, Sinaloa, México. *Biotica*, 9(3), 259-269.
- Cortés-Altamirano, R. (1988). Abundancia de *Oscillatoria erythraea* (cianofita planctónica marina), en el litoral de Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 30, 169-179.
- Cortés-Altamirano, R. y Núñez-Pasten, A. (1991). Registros de mareas rojas en la bahía de Mazatlán, Sin., México (1985-1990). *Revista Investigación Científica, UABCS*, 2(1), 44-55.
- Cortés-Altamirano, R. y Alonso-Rodríguez, R. (1997). Mareas rojas durante 1997 en la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Ciencias del Mar UAS*, 15, 29-35.
- Cortés-Altamirano, R. y Hernández-Becerril, D. U. (1998). *Especies responsables y probables de mareas rojas*. En: Cortés-Altamirano, R. ed. Las mareas rojas en México. pp. 43-79. México, D. F., México: AGT Editores.
- Cortés-Altamirano, R., Hernández-Becerril, D. U. y Luna-Soria, R. (1995). Mareas rojas en México, una revisión. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 37, 343-352.
- Cortés-Altamirano, R., Cortés-Lara, M. C., Alonso-Rodríguez, R. y Licea-Durán, S. (2014). Impacto ambiental de los florecimientos algales nocivos (FAN). En: Botello, A. V., Páez-Osuna, F., Méndez, L., Betancourt, M., Álvarez-Borrego, S. y Lara-Lara, R. eds. *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. (1er ed.). pp. 445-458. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE, México.
- Cortés-Lara, M. C., Cortés-Altamirano, R. & Cupul-Magaña, A. L. (2003). First record of *Fibrocapsa japonica* in Matanchen Bay, Nayarit, Mexican Pacific coast. *Harmful Algae News*, 24, 1 & 3-4.
- Cortés-Lara, M. C., Cortés-Altamirano, R., Sierra-Beltrán, A. & Reyes-Juárez, A. (2005). *Ostreopsis siamensis* (Dinophyceae) a new tycho planktonic record from Isabel Island National Park, Pacific Mexico. *Harmful Algae News*, 28, 4-5.
- Cortés-Lara, M. C., Cortés-Altamirano, R., Cupul-Magaña, A., Rodríguez-Nava, L. V. y Vega-Villasante, F. (2012). *Guía de florecimientos microalgales (2000-2011) causantes de mareas rojas en la Bahía Banderas, Jalisco/Nayarit, México* (1er ed.). Guadalajara, Jalisco, México: Prometeo Editores S.A. de C.V.
- Cortés-Lara, M. C., Cúpul-Magaña, A. L., Rodríguez-Troncoso, A. P. & Cortés-Altamirano, R. (2015). Harmful algae blooms in Banderas Bay, Jalisco, Mexico, 2013. *Harmful Algae News*, 51, 7-8.
- Esqueda-Lara, K. y Hernández-Becerril, D. U. (2010). *Dinoflagelados microplanctónicos marinos del Pacífico central de México (Isla Isabel, Nayarit y costas de Jalisco y Colima)*. México, D. F., México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gárate-Lizárraga, I. (2012). Proliferation of *Amphidinium carterae* (Gymnodiniales: Gymnodiniaceae) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *CICIMAR Océánides*, 27, 1-13.
- Gárate-Lizárraga, I. (2014a). Occurrence of *Cochlodinium fulvescens* (Gymnodiniales: Dinophyceae) in the southwestern Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49, 123-127.
- Gárate-Lizárraga, I. (2014b). Proliferation of *Levanderina fissa* and *Polykrikos hartmannii* (Dinophyceae: Gymnodiniales) in Bahía de La Paz, Gulf of California, Mexico. *CICIMAR Océánides*, 29(2), 25-35.
- Gárate-Lizárraga, I. & González-Armas, R. (2011). Occurrence of *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* along the southern coast of Baja California Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 626-630.

- Gárate-Lizárraga, I. & Muciño-Márquez, R. E. (2012). Blooms of *Trichodesmium erythraeum* and *T. thiebautii* (Cyanobacteria, Oscillatoriales) in the Bahía de La Paz, Gulf of California. *CICIMAR Océánides*, 27, 61-64.
- Gárate-Lizárraga, I. & Esqueda-Escárcega, G. M. (2016). Proliferation of *Falcula hyalina* and *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) on copepods in Bahía de La Paz, Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(1), 197-201.
- Gárate-Lizárraga, I. Hernández-Orozco, M. L., Band-Schmidt, C. J. & Serrano-Casillas, G. (2001a). Red tides along the coasts of Baja California Sur, Mexico (1984 to 2001). *Océánides*, 16(2), 127-134.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Hernández-Sandoval, F. E. & Murillo-Murillo, I. (2001b). Physicochemical characteristics and phytoplankton biomass during El Niño 1997–1998 in Bahía Concepción, Gulf of California. *American Society of Limnology and Oceanography*. Albuquerque, New Mexico. p. 56.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Erler, K., Muñetón-Gómez, S., Luckas, B. & Tripp-Quezada, A. (2004a). Paralytic shellfish toxins in the chocolata clam, *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae), in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Revista de Biología Tropical*, 52, 133-140.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2004b). Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniaceae) in the Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 52(Suppl. 1), 51-58.
- Gárate-Lizárraga, I., Muñetón-Gómez, M. S. y Maldonado-López, V. (2006). Florecimiento del dinoflagelado *Gonyaulax polygramma* frente a la isla Espíritu Santo, Golfo de California, México. *Revista de Investigaciones Marinas*, 27, 31-39.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Verdugo-Díaz, G., Muñetón-Gómez, M. S. y Félix-Pico, E. F. (2007). Dinoflagelados (Dinophyceae) del sistema lagunar Magdalena-Almejas. En: Funes-Rodríguez, R., Gómez-Gutiérrez, J. y Palomares-García, R. eds. *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena*. (1er ed.). pp. 145-174. La Paz, BCS, México: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2007b). Bloom of *Pseudo-nitzschia fraudulenta* in Bahía de La Paz, Gulf of California (June-July 2006). *Harmful Algae News*, 33, 6-7.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Aguirre-Baena, F. & Grayeb del Álamo, T. (2009). A multi-species microalgae bloom in Bahía de La Paz, Gulf of California, Mexico (June 2008). *CICIMAR Océánides*, 24(1), 15-29.
- Gárate-Lizárraga, I., Poot-Delgado, C. A., Ramírez-Castillo, E. R. & Páez-Hernández, M. H. (2013). Proliferation of *Pseudo-nitzschia brasiliensis* and *P. cf. pseudodelicatissima* (Bacillariophyceae) in the Estero Santa Cruz, northern Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48(2), 387-393.
- Gárate-Lizárraga, I., González-Armas, R., Tiburcio-Pintos, G., Sánchez-García, C., Olvera-Guevara, G. & Montero-Becerril, P. (2014). Fish die-offs along the southern coast of Baja California. *Harmful Algae News*, 48, 8-9.
- Gárate-Lizárraga, I., Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortiz, J. A., López-Silva, S. y González-Armas, R. (2015). Distribución del dinoflagelado *Pyrodinium bahamense* en la costa pacífica de México. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 16(12), 2666-2669.
- Gilbert, J. Y. & Allen, W. E. (1943). The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the "E. W. Scripps" in 1939 and 1940. *Journal of Marine Resources*, 5, 89-110.

- Gómez-Aguirre, S., Licea-Durán, 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(Supl. 1), 69-76.
- Gómez-Villarreal, M. C., Gárate-Lizárraga, I. y Bustillos-Guzmán, J. J. (2007). Toxinas paralizantes en ostión de piedra, *Crassostrea iridescens* en Bahía de Banderas. pp. 1-2. En: *Recursos y Medio Ambiente: Memorias del XIV Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología*, 29-31 Octubre 2007, Nuevo Vallarta, México.
- Hallegraeff, G. M., Anderson, D. M. & Cembella, A. D. (1995). *Manual on harmful marine microalgae*. (1st ed.). IOC Manuals and Guides No. 33. Paris, France: UNESCO.
- Hargraves, P.E. & Maranda, L. (2002). Potentially toxic or harmful microalgae from the northeast coast. *Northeastern Naturalist*, 9, 81-120.
- Heredia-Tapia, A., Arredondo-Vega, B. O., Núñez-Vázquez, E. J., Yasumoto, T., Yasuda, M. & Ochoa, J. L. (2002). Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn. *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DSP) risk assessment in the Gulf of California, Mexico. *Toxicon*, 40, 1121-1127.
- Hernández-Becerril, D. U. (1987). Un caso de marea roja en el Golfo de California. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 29(2), 171-174.
- Hernández-Becerril, D. U. (1998). Species of the planktonic diatom genus *Pseudo-nitzschia* of the Pacific coast of Mexico. *Hydrobiologia*, 379, 77-84.
- Jessup, D. A., Miller, M. A., Ryan, J. P., Nevins, H. M., Kerkering, H. A., Mekebri, A., Crane, D. B., Johnson, T. A. & Kudela, R. M. (2009). Mass stranding of marine birds caused by a surfactant-producing red tide. *PLOS ONE*, e4550.
- Kiefer, D. A. & Lasker, R. (1975). Two blooms of *Gymnodinium splendens*, an unarmored dinoflagellate. *Fisheries Bulletin*, 73(3), 675-678.
- Koizumi, Y., Kohno, J., Matsuyama, N., Uchida, T. & Honjo, T. (1996). Environmental features and the mass mortality of fish and shellfish during the *Gonyaulax polygramma* red tide occurred in and round Uwajima Bay, Japan, in 1994. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 62, 217-224.
- López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2008). Blooms of *Myrionecta rubra* in Bahía de La Paz, Gulf of California, during early summer of 2005. *CICIMAR Oceanides*, 23(1, 2), 1-10.
- López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., Band-Schmidt, C. J., Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Sandoval, F. E. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2015). Mass fish die-off during a diatom bloom in the Bahía de La Paz, Gulf of California. *Hidrobiológica*, 25(1), 39-48.
- Manrique, F. A. y Molina, R. E. (1997). Presencia de mareas rojas en la Bahía de Bacochibampo, Guaymas, Sonora, México. *Hidrobiológica*, 7(1), 81-86.
- Martínez-López, A., Band-Schmidt, C. J., Escobedo-Urías, D. & Ulloa-Pérez, A. E. (2006). Bloom of *Chattonella subsalsa* in an impacted coastal lagoon in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 31, 4-5.
- Martínez-López, A., Ulloa-Pérez, A. E. & Escobedo-Urías, D. (2007). First record of vegetative cells of *Pyrodinium bahamense* (Gonyaulacales: GoniDOMATAceae) in the Gulf of California. *Pacific Science*, 61, 289-293.
- Martínez-López, A., Escobedo-Urías, D. C., Ulloa-Pérez, A. E. & Aguirre, R. (2008). Dynamics of a *Prorocentrum minimum* bloom along the northern coast of Sinaloa, Mexico. *Continental Shelf Research*, 28, 1693-1701.
- Mee, L., Espinosa, M. & Díaz, G. (1986). Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific coast of Mexico. *Marine Environmental Resources*, 19, 17-92.

- Morquecho-Escamilla, M. L. (2008). Morphology of *Pyrodinium bahamense* Plate (Dinoflagellata) near Isla San José, Gulf of California, Mexico. *Harmful Algae*, 7: 664-670.
- Morquecho-Escamilla, M. L., Alonso-Rodríguez, R., Arreola-Lizárraga J. A. & Reyes-Salinas, A. (2012). Factors associated with moderate blooms of *Pyrodinium bahamense* in shallow and restricted subtropical lagoons in the Gulf of California. *Botanica Marina*, 55(6), 611-623.
- Núñez-Vázquez, E. J., Pérez-Estrada C. J., Cordero-Tapia, A., Hernández-Sandoval, F. E., Bustillos-Guzmán, J. J., Latisnere-Barragán, H., López-Cortés, D. J. y Ley, T. (2013). Proliferación de *Lyngbya majuscula* en la playa de Balandra, BCS y detección de cianotoxinas tipo lyngbyatoxinas y paralizantes. p. 57. En: *Memorias de la 2da Reunión Nacional Sociedad Mexicana para el Estudio de los Florecimientos Algaes Nocivos*, 30-31 de octubre de 2013, Manzanillo, Colima, México.
- Pagliara, P. & Caroppola, C. (2012). Toxicity assessment of *Amphidinium carterae*, *Coolia* cfr. *monotis* and *Ostreopsis* cfr. *ovata* (Dinophyta) isolated from the northern Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Toxicon*, 60(6), 1203-1214.
- Reguera, B., Riobó, P., Rodríguez, F., Díaz, P., Pizarro, G., Paz, B., Franco, J. M. & Blanco, J. (2014). *Dinophysis* toxins: causative organisms, distribution and fate in shellfish. *Marine Drugs*, 12(1), 394-461.
- Sahraoui, I., Bates, S. S., Bouchouicha, D., Mabrouk, H. H. & Hlaili, A. S. (2011). Toxicity of *Pseudo-nitzschia* populations from Bizerte Lagoon, Tunisia, southwest Mediterranean, and first report of domoic acid production by *P. brasiliana*. *Diatom Research*, 26, 293-303.
- Sierra-Beltrán, A. P., Cortés-Altamirano, R., Gallo-Reynoso, J. P., Licea-Durán, S. & Égido-Villarreal, E. (2005). Is *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* toxin the principal cause of sardines, dolphins, sea lions and pelicans mortality in 2004 in Mexico? *Harmful Algae News*, 29, 6-8.
- Simon, N., Cras, A. L., Foulon, E. & Lemée, R. (2009). Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies*, 332,159-170.
- Smayda, T. (1997). What is a bloom? A commentary. *Limnology and Oceanography*, 42, 1132-1136.
- Streets, T. H. (1878). The discolored waters of the Gulf of California. *American Naturalist*, 12(2), 85-90.
- Tang, Y. & Gobler, C. (2012). Lethal effects of Northwest Atlantic Ocean isolates of the dinoflagellate, *Scrippsiella trochoidea*, on Eastern oyster (*Crassostrea virginica*) and Northern quahog (*Mercenaria mercenaria*) larvae. *Marine Biology*, 159, 199-210.
- Thunell, R. C., Pride, C. J., Ziveri, P., Muller-Karger, F. E., Sancetta, C. & Murray, D. (1996). Plankton response to physical forcing in the Gulf of California. *Journal of Plankton Research*, 18(11), 2017-2026.
- White, A. E., Watkins-Brandt, K. S., McKibben, S. M., Wood, A. M., Hunter, M., Forster, Z., Xiuning, D. & Peterson, W. T. (2014). Large-scale bloom of *Akashiwo sanguinea* in the Northern California current system in 2009. *Harmful Algae*, 37, 38-46.
- Yasumoto, T., Seino, N., Murakami, Y. & Murata, M. (1987). Toxins produced by benthic dinoflagellates. *Biological Bulletin*, 172, 128-131.
- Ziveri, P. & Thunell, R. (2000). Coccolithophore export production in Guaymas Basin, Gulf of California: Response to climate forcing. *Deep-Sea Research Part 2. Topical Studies in Oceanography*, 47(9-11), 2073-2100.

Condiciones ambientales asociadas a florecimientos algales nocivos en el Golfo de California

López-Cortés, David Javier¹; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo¹; Band-Schmidt, Christine Johanna²; Bustillos-Guzmán, José Jesús¹; Núñez-Vázquez, Erick Julian¹.

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Av. Instituto Politécnico Nacional Núm. 195, Playa Palo de Santa Rita Sur, CP 23096. La Paz, Baja California Sur, México.

² Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México. dlopez04@cibnor.mx



Resumen

El Golfo de California es un ecosistema altamente productivo. La distribución de temperatura, de salinidad y concentración de nutrientes son influenciados por diferentes eventos como “El Niño”, las corrientes superficiales marinas y las surgencias. Los florecimientos de fitoplancton nocivo se han asociado a estos cambios. En los registros que se tienen de estas proliferaciones no se cuenta con la información completa de las condiciones ambientales que prevalecen. Sin embargo, hay estudios de algunos florecimientos de especies de fitoplancton donde se destaca que los vientos, surgencias, cambios súbitos de temperatura, eventos de transición mezcla-estratificación de la columna de agua, así como aportes de nutrientes provenientes de la agricultura, acuacultura y aguas de deshecho de origen humano, influyen en las proliferaciones masivas de algunas especies de fitoplancton en el Golfo de California.

Palabras clave: Florecimientos, microalgas, nocivas, hidrografía.

Abstract

The Gulf of California is a highly productive ecosystem. Thermal distribution, salinity and nutrient concentration are influenced by different events such as “El Niño”, marine surface currents and upwellings. Blooms of harmful phytoplankton have been associated with these changes. From the records obtained of these proliferations not enough information of the environmental conditions prevailing. However there are studies of blooms of some species of phytoplankton which highlight the influence of wind, upwelling, sudden temperature changes, transition events mix-stratification of the water column, and nutrient inputs from agriculture, aquaculture, and water waste of human source on the massive blooms in the Gulf of California.

Key words: Blooms, microalgae, harmful, hydrography.



► Introducción

Las costas del Golfo de California están expuestas a los aportes de compuestos fosfatados y nitrogenados; estos últimos regulan su alta producción biológica (Beman *et al.*, 2005), y su fuente, entre otras, son las surgencias que transportan nutrientes del fondo marino enriqueciendo las aguas superficiales (Álvarez-Borrego *et al.*, 1978). Sin embargo, también recibe grandes aportes por las actividades humanas como la acuicultura y agricultura, ocasionando alteración en el balance N:P (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2003; Páez-Osuna *et al.*, 2003; Beman *et al.*, 2005). Aumento en los aportes de compuestos nitrogenados, cambios térmicos, lluvia, arrastre de elementos orgánicos e inorgánicos por escorrentías, propician, probablemente en forma sinérgica, la proliferación del fitoplancton, que en algunas ocasiones puede ser nocivo, principalmente cuando las especies producen toxinas. Más de un centenar de florecimientos algales nocivos (FAN) se han registrado en las aguas costeras del Golfo de California, algunos han sido inocuos, pero tienen potencial nocivo. Sin embargo, los florecimientos causados por especies productoras de toxinas han causado alteraciones en la biota marina, en la salud animal y del humano (Mee, *et al.*, 1986; Ochoa *et al.*, 1998; Sierra-Beltrán *et al.*, 2005a; Núñez-Vázquez *et al.*, 2011). Los registros de las condiciones ambientales en muchos de los eventos FAN son incompletos o nulos, pero

no por eso menos importantes. El objetivo del presente trabajo es hacer una descripción de los trabajos más relevantes que asocien las condiciones ambientales con los FAN en el Golfo de California.

► Eventos:

Gymnodinium catenatum, especie productora de toxinas paralizantes

En abril de 1979 en las costas de Sinaloa, uno de los FAN más importantes por su extensión geográfica y toxicidad fue el de *G. catenatum*, especie productora de toxinas paralizantes (Mee *et al.*, 1986). Este evento ocurrió al final de un evento prolongado de surgencias característico de esta zona. Dos semanas antes se registró un banco de niebla matutina persistente, acentuado por un pronunciado gradiente térmico aire/mar. Durante el FAN se presentó un gradiente térmico de 5.0°C desde la superficie a los 10 m de profundidad. Basados en dos estudios que demuestran una relación inversa entre la temperatura y la concentración de nutrientes oxidados en la Bahía de Mazatlán, los autores suponen que las aguas del fondo ricas en nutrientes prevalecieron durante este evento.

Manrique y Molina (1997) en la bahía de Bacochibampo, en Guaymas, Sonora, registraron durante 25 años la presencia de florecimientos algales, principalmente de *Noctiluca scintillans*, *G. catenatum*, *Gonyaulax* sp. y *Mesodinium rubrum*, asociándolas a surgencias, vientos y a una relación inversa con el fenómeno de “El Niño”.

Alonso-Rodríguez (1998) asocia un FAN multi-especie en la Bahía de Mazatlán, entre febrero de 1995 y agosto de 1996, donde se presentó *G. catenatum* en condiciones de mezcla de la columna de agua ocasionada por los vientos, lo que contribuyó a un incremento de nutrientes y resuspensión de quistes, pero sin una clara relación con los procesos de eutrofización.

Cortés-Altamirano *et al.* (1999) mencionan que la temperatura en la costa este del Golfo de California es la variable más influyente en el desarrollo de FAN de *G. catenatum* y que la mayor abundancia de esta especie en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa y Puerto Libertad, Sonora, se registró a intervalos térmicos entre 20.0 y 21.0°C, y de 16.0 a 17.0°C, respectivamente.

En esta bahía, en febrero de 1996, se registró un descenso abrupto de temperatura superficial del mar (de 24.5 a 22.0°C), seguido de un incremento repentino de temperatura a 24.0°C durante tres días, que coincidió con un FAN de *G. catenatum*, sugiriendo que el cambio de temperatura favoreció el crecimiento de esta especie (Aguirre-Gómez *et al.*, 1999). Gárate-Lizárraga *et al.* (2004a) mencionan que las temperaturas óptimas para esta especie son entre 18.0 y 25.0°C en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa y en Bahía Concepción, BCS. En la Bahía de La Paz, en febrero-marzo de 2007 durante un FAN de *G. catenatum*, se registraron valores promedio de temperatura y de oxígeno superficial de 20.9±0.7°C y de 6.9±0.3 mg/l, respectivamente. Las concentraciones de nutrientes (µM) fueron de 0.22±0.05, 1.04±0.33, 0.89±0.88, 0.81±0.76 y 8.85±1.60 para nitritos, nitratos, amonio, fosfatos y silicatos, respectivamente. En esta bahía se asociaron las condiciones de invierno-primavera para su proliferación (Hernández-Sandoval *et al.*, 2009).

Pyrodinium bahamense, especie productora de toxinas paralizantes

Otro organismo registrado en el Golfo de California que produce toxinas paralizantes es el dinoflagelado tecado del género *Pyrodinium*, que incluye una especie con dos variedades: *bahamense* y *compressum*. Sus quistes fueron reportados en el Golfo de California (Martínez-Hernández y Hernández-Campos, 1991). Ambas variedades fueron registradas por Gárate-Lizárraga y González-Armas (2011) en la parte sur de la península de Baja California. Un florecimiento de *P. bahamense* fue estudiado en tres lagunas subtropicales en la costa este y oeste del Golfo de California (Morquecho *et al.*, 2012). Los autores registraron intervalos de temperatura de 28.8 a 34.5°C. Mencionan que en las aguas aledañas a la isla San José, la abundancia de esta especie se correlacionó significativamente con la salinidad, temperatura, silicatos y amonio (Morquecho *et al.*, 2012). La mayor abundancia de *P. bahamense* se presentó al inicio de la época de huracanes, entre una transición de una condición “El Niño” a “La Niña”. La mayor abundancia se registró en la laguna El Colorado, por los aportes de nutrientes, principalmente formas nitrogenadas y fosfatos provenientes de los aportes de agua de lluvia, arrastre de los excedentes de la agricultura, acuicultura y aguas de desecho urbanos (Morquecho *et al.*, 2012). Adicionalmente, sugieren que *P. bahamense* se presentó entre salinidades de 31.1 y 46.0 UPS, y sus proliferaciones pudieron ser controladas por nutrientes de origen terrestre en forma de material orgánico proveniente de los manglares. Postulan además que el hábitat de esta especie se restringe a áreas cercanas a los manglares, donde hay acumulación de fosforita en los sedimentos y son influenciadas por eventos de surgencias costeras.

Mesodinium rubrum, especie nociva

De 1980 a 1982, Cortés-Altamirano (1984) registró en las costas de Mazatlán, Sinaloa, florecimientos del ciliado *M. rubrum*. El intervalo térmico de esta especie fue de 17.0 a 33.0°C, registrándose las mayores abundancias ($>2 \times 10^6$ cél/l) a 29.0°C con salinidades de 34 a 35. Adicionalmente, aunque no mencionan concentraciones de nutrientes, el autor sugiere que las surgencias proveen las condiciones para la proliferación y presencia estacional de *M. rubrum*.

En una extensión más amplia, en las costas de Sonora, Sinaloa y BCS, durante el invierno de 1998 Gárate-Lizárraga *et al.* (2002) hacen referencia a diferentes proliferaciones de *M. rubrum*. El intervalo de temperatura registrado durante estos eventos fue de 20.3 a 23.2°C, salinidad de 34.7 a 35.2, oxígeno disuelto de 7.4 a 9.5 mg/l y el pH de 8.1 a 8.7. Durante este periodo registraron valores de nutrientes (μM) para la costa de Sinaloa de 0.05 a 0.22; 0.05 a 0.41, y 0.49 a 1.97 de nitritos, nitratos y fosfatos, respectivamente. Concluyen que las proliferaciones están relacionadas con altas concentraciones de fosfatos. Además de la clorofila *a*, reportaron la presencia de pigmentos carotenoides y aloxantinas característicos de las criptofitas (Hansen y Fenchel, 2006). Gárate-Lizárraga *et al.* (2002) también sugieren que estos florecimientos están asociados con las surgencias que fertilizan las aguas superficiales, principalmente con fosfatos.

En la parte suroeste de la Bahía de La Paz, López-Cortés *et al.* (2008) registraron dos florecimientos de *M. rubrum* que ocurrieron en junio y julio de 2005. La temperatura varió de 19.0 a 24.2°C con concentraciones de oxígeno disuelto de 4.2 a 6.7 mg/l. El índice de estratificación térmica durante este evento fue de 0.18°C/m, indicando un proceso de transición mezcla-estratificación

en la columna de agua. Las concentraciones de nutrientes (μM) fueron relativamente bajas con intervalos de 0.16 a 0.82; 1.14 a 2.27; 1.12 a 1.64, y 8.9 a 16.30 de nitratos, amonio, fosfatos y silicatos, respectivamente. Las concentraciones de clorofila *a* fueron altas (55 mg/m^3), y el de la aloxantina fue de 8.1 mg/m^3 . López-Cortés *et al.* (2008) sugieren que este florecimiento prevaleció por las condiciones de baja estratificación, y que en periodos cortos hubo efecto de los vientos del sureste que mezclaron la columna de agua promoviendo la resuspensión de nutrientes, ocasionando el crecimiento de las criptófitas. Estas a su vez fueron alimento de *M. rubrum*, sosteniendo su crecimiento y permanencia como florecimiento por un largo periodo.

Cochlodinium polykrikoides, especie ictiotóxica

En septiembre del año 2000 hubo proliferaciones del dinoflagelado ictiotóxico *C. polykrikoides* en la ensenada de La Paz, BCS. Se detectaron altas biomásas en zonas someras de la ensenada (a 1 y 4 m de profundidad) a una temperatura entre los 29.0 a 31.0°C . Las concentraciones de clorofila *a* variaron entre 2.7 y 56.8 mg/m^3 (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2000). Las concentraciones de nutrientes (μM) fueron de 0.165 a 0.897; 0.16 a 3.25, y 1.0 a 35.36, de nitritos más nitratos, fosfatos y silicatos, respectivamente. La concentración de peridinina, pigmento característico de esta especie varió de 0.68 a 32.03 mg/m^3 (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004b). Estos autores mencionan que el incremento de los nutrientes provenientes de las granjas de camarón, por el arrastre pluvial, la remoción que generan los vientos y los aportes antropogénicos, propician condiciones especiales para que se presenten los FAN de *C. polykrikoides*.



El 16 y 17 de agosto de 2012, Gárate-Lizárraga (2013a) nuevamente registra un florecimiento de *C. polykrikoides* en la Bahía de La Paz. Este dinoflagelado fue la especie dominante, además se registró la presencia de otras tres especies del mismo género a temperaturas entre 29.0 a 30.0°C. Posteriormente, de septiembre a noviembre del mismo año, López-Cortés *et al.* (2014) describen las condiciones ambientales durante un florecimiento de *C. polykrikoides*. El intervalo térmico fue ligeramente mayor a la registrada en los eventos pasados, 30.3 a 31.3°C, con una salinidad entre 35.2 y 36.8, oxígeno disuelto de 6.8 a 15.46 mg/l y elevados porcentajes de saturación de oxígeno. Durante la máxima abundancia del florecimiento, las concentraciones (μM) de nitratos, fosfatos y la relación N:P fue de 8.5, 3.4 y 2.9, respectivamente. En cuanto a los pigmentos, la concentración de clorofila *a* fue de 121.1 mg/m³ y la concentración de peridina fue de 40.2 mg/m³. Pevio al evento, los vientos dominantes en la región fueron del NNE, acompañados de lluvia intensa de 68 mm. A los nueve días se presentó un cambio en la dirección del viento hacia el SSE con una intensidad de >1.3 m/s, coincidiendo con la mayor biomasa del *C. polykrikoides*. López-Cortés *et al.* (2014) concluyen que vientos del NNE, la intensa lluvia y arrastres terrígenos asociados fertilizaron la ensenada de La Paz, ocasionando la proliferación y permanencia de *C. polykrikoides*.



Rafidoficeas ictiotóxicas

En la Bahía de Mazatlán y en Bahía Concepción, Band-Schmidt *et al.* (2004) registraron la presencia de organismos ictiotóxicos de la clase Raphidophyceae: *Chattonella marina*, *Fibrocapsa japonica* y *Heterosigma akashiwo*. En la parte central de Bahía Concepción, la presencia de esta especie probablemente se relacionó con una fuerte estratificación caracterizada por una abundante concentración de nutrientes, principalmente silicatos, fosfatos y una capa anóxica por debajo de los 20 m (Bustillos-Guzmán *et al.*, 2000; Lechuga-Déveze *et al.*, 2001). En abril de 2003, en la bahía de Kun Kaak, Sonora, se presentó una gran mortandad de peces, moluscos, larvas de camarón y otros organismos marinos, durante un FAN de *C. marina* y de *C. cf. ovata* (Barraza-Guardado *et al.*, 2004). Estos autores asocian el evento a una temperatura superficial

del agua de mar de 25.9 a 26.9°C, altas salinidades de 36 a 38 UPS, y concentraciones de nitratos y fosfatos (μM) de 1.61 a 24.19 y de 5.69 a 31.59, respectivamente. Las altas concentraciones de fosfatos se atribuyen a las surgencias estacionales y a los aportes de actividades acuícolas.

Barraza-Guardado *et al.* (2004) sugieren que las rafidofíceas pueden ser especies indicadoras de condiciones de eutrofización y que el aumento en su frecuencia de aparición representa un riesgo para la acuicultura y la pesca por la periodicidad y aumento en el registro de estas especies. García-Hernández *et al.* (2005) durante este mismo evento registraron salinidades de 34 a 42, pH de 7.8 a 8.3, nitratos de 14.51 a 37.09 μM , fosfatos de 1.05 a 5.16 μM , temperatura de 23.7 a 26.0°C y oxígeno disuelto de 2.8 a 10.7 mg/l. De acuerdo a estos autores, las altas concentraciones de nutrientes se asociaron a actividades de la acuicultura. De abril a mayo de 2005, en la Bahía de La Paz, BCS, se reportó un FAN de *C. marina* a una temperatura de 22.0°C (Band-Schmidt *et al.*, 2005). Un florecimiento de esta especie junto con *C. cf. ovata* y bajas abundancias de *G. catenatum* (148 cél/ml), se presentó de abril a mayo de 2006 en las costas de Sinaloa. Durante este evento hubo una gran mortandad de peces, moluscos y crustáceos (Cortés-Altamirano *et al.*, 2006). En los sitios de la proliferación, la temperatura superficial osciló entre 21.2 a 22.7°C, la salinidad de 34.5 a 34.7 y el oxígeno disuelto de 5.3 mg/l. Cortés-Altamirano *et al.* (2006) reportan que la causa probable de la mortandad de peces fue una sinergia de las actividades de limpieza de las refinerías del azúcar, el abatimiento de oxígeno por los desechos de la acuicultura del camarón, y la presencia masiva de *C. marina* que produce metabolitos ictiotóxicos.

De diciembre de 2008 a mayo de 2009, Gárate-Lizárraga *et al.* (2009a) registran en la Bahía de La Paz cinco especies de rafidofitas: *C. marina*, *C. ovata*, *C. subsalsa*, *F. japonica* y *H. akashiwo* en un intervalo de temperatura de 18.5-22.5°C. López-Cortés *et al.* (2011) reportan la co-ocurrencia de *C. marina* y *G. catenatum*, con un predominio de la primera especie. La proliferación se presentó en la primera mitad de mayo de 2009, con una temperatura de 19.5 a 22.0°C, al inicio de la estratificación, con una diferencia térmica de 5.0°C entre la superficie y 20 m de profundidad y concentración de nutrientes (μM) de 0.5 a 11.0 de nitratos y 0.4 a 2.6 de fosfatos y concentración máxima de clorofila *a* de 7.0 mg/m³. López-Cortés *et al.* (2011) concluyen que la disminución de los procesos de mezcla crearon las condiciones ambientales para el florecimiento de estas especies.

Aguas de deshecho antropogénico con aporte de nutrientes por actividades de acuicultura y agricultura son vertidas continuamente en la bahía de Navachiste, Sinaloa. En esta región, un florecimiento de *C. subsalsa* fue monitoreado en septiembre de 2005. Martínez-López *et al.* (2006) reportan una temperatura de 33.1°C, pH de 7.9, salinidad de 38.5, oxígeno disuelto de 6.8 y clorofila *a* de 8.7 mg/m³. La concentración (μM) de nutrientes fueron de 0.28, 0.64, 4.4 y 0.46 de nitritos, nitratos, amonio y fosfatos respectivamente, y asumen que estas fueron condiciones favorables para su proliferación.

Noctiluca scintillans, especie nociva

Bajo condiciones similares de temperatura arriba mencionadas para la Bahía de Mazatlán (21.2 a 22.7°C), se registró un FAN del dinoflagelado heterotrófico *N. scintillans* alimentándose de *G. catenatum*, lo que probablemente representa un control de la proliferación de este

dinoflagelado tóxico (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2005). Un fenómeno similar de co-ocurrencia y depredación entre estas dos especies fue observado en marzo y abril de 2007, en la Bahía de La Paz (Bustillos-Guzmán *et al.*, 2013). Este evento ocurrió a una temperatura de 20.0 a 21.9°C y valores de nutrientes relativamente bajos ($<3 \mu\text{M}$), excepto los silicatos con concentraciones de 6.9 a 10.4 μM . Asimismo se presentaron condiciones hidrográficas de transición entre el periodo de mezcla y estratificación.



Diatomeas

Las diatomeas tienen un rol fundamental en la productividad de los ecosistemas acuáticos marinos. Algunos de sus florecimientos son altamente benéficos para los consumidores primarios pero otros pueden ser nocivos o tóxicos para el ambiente, la fauna marina y el humano. Son escasos los reportes de FAN de este grupo de microalgas para el Golfo de California. Entre estos trabajos se puede mencionar a Gárate-Lizárraga *et al.* (2003), que describen un florecimiento extenso (~22 km) de *Rhizosolenia debaryana* en el canal de San Lorenzo (Bahía de La Paz). La temperatura registrada durante este evento fue de 26.0°C, y la concentración de nutrientes de 0.44 μM de nitritos+nitratos, 0.71 μM de fosfatos y 4.7 μM de silicatos, con valores altos de clorofila *a* de 17.15 a 41.45 mg/m^3 . La presencia y persistencia de *R. debaryana* fue favorecida por condiciones de estratificación térmica de la columna de agua y escasa influencia de vientos. En junio de 2003 en esta misma bahía, López-Cortés *et al.* (2006) reportan agregaciones superficiales y varamiento en la playa de una especie de krill (*Nematocelis difficilis*). Diez días antes de la mortandad predominaron vientos del sur con un intervalo de velocidad de 4 a 5 m/s. Asimismo, imágenes de satélite mostraron la presencia de agua fría de 18.0°C y 22.0°C a lo largo de la costa, las cuales fueron más bajas a las temperaturas típicas estacionales del mes de junio (26.0°C a 28.0°C). Durante este evento predominó la diatomea *Chaetoceros debilis*. Las concentraciones de nutrientes (μM) fueron de 4.48, 7.35, 1.36 y 4.58 de nitratos, amonio, fosfatos y silicatos, respectivamente. La concentración de clorofila *a* fue alta (557 mg/m^3), seguida de la fucoxantina

(228.2 mg/m³), la peridininina (1.54 mg/m³) y la clorofila *b* (18.6 mg/m³). El efecto prolongado de los vientos del sur provocó la fertilización de la zona eufótica por re-suspensión de nutrientes de áreas someras e influencia de aguas de surgencias ricas en nutrientes. Esto promovió el incremento masivo del fitoplancton y una disminución de nutrientes, generándose una alta producción de materia orgánica en superficie y reducción del oxígeno al hundirse la materia orgánica. Esto ocasionó que los organismos que viven en el fondo se desplazaran a aguas superficiales más oxigenadas, como fue el caso de *N. difficilis*, que mediante corrientes superficiales fueron llevados hacia la costa ocasionando su varamiento en zonas someras de la bahía.

Gárate-Lizárraga *et al.* (2007) describen un florecimiento de *Thalassiosira* sp. y *P. fraudulenta* en la Bahía de La Paz (junio-julio de 2006), con una concentración de nutrientes (μM) de <0.5 de amonio, de 0.1 a 0.18 de nitritos, de 0.1 a 2.71 de nitratos, 0.073 a 1.44 de fosfatos y de 2.94 a 35.5 de silicatos. El oxígeno disuelto varió de 6.60 a 8.42 mg/l, la clorofila *a* fue de 1.03 a 23.03 mg/m³ y la fucoxantina varió de 0.36 a 6.38 mg/m³. Proponen que el florecimiento ocurrió por efecto de la surgencia y temperaturas bajas (18.5 a 19.0°C) comparadas con los valores típicos de junio (26.0 a 28.0°C). Un primer hallazgo de un florecimiento de *P. brasiliana* fue documentado por Gárate-Lizárraga *et al.* (2013b), así como también el de *P. cf. pseudodelicatissima* en el estero de Santa Cruz, Sonora, donde la temperatura superficial fue alta (de 32.5 a 34.0°C), la salinidad de 34 a 37 y el pH se mantuvo entre 7.6 y 7.7.

En esta misma bahía, en junio y julio de 2006 hubo una mortandad inusual de peces asociada a un florecimiento de diatomeas dominado por *Thalassiosira eccentrica*, *Chaetoceros* spp. y presencia de tres especies tóxicas del género *Pseudo-nitzschia* (López-Cortés *et al.*, 2015). El pigmento dominante después de la clorofila *a* fue la fucoxantina, con un máximo de 9.3 μg/l. Utilizando imágenes de satélite los autores demuestran un incremento térmico drástico de 19.0 a 27.0°C durante el florecimiento. Los valores promedio de los nutrientes (μM) fueron de 1.0±0.6 de nitrógeno inorgánico y de 15.5±8.0 de silicatos. Las relaciones de Redfield fueron bajas (de 0.65 a 6.0). Concluyen que cambios repentinos en la temperatura del agua y las altas concentraciones de nitrógeno inorgánico y silicatos ocasionaron el desarrollo del florecimiento de las diatomeas.

Posteriormente, en la parte noroeste de la Bahía de La Paz (cerca de los ranchos atuneros), Muciño-Márquez (2010) registró 78 especies que pueden formar FAN, 17 de ellas potencialmente tóxicas. En condiciones de estratificación de la columna de agua (de junio a septiembre de 2006) dominaron la diatomea *P. fraudulenta* y la cianofita *Trichodesmium erythraeum*.

Otras especies

Se han registrado FAN del dinoflagelado mixotrófico *Prorocentrum minimum* en diferentes regiones de México, incluyendo el Golfo de California. En esta región y específicamente en la parte sur de Sinaloa, se encontraron altas abundancias de este organismo a finales de verano y principios de otoño de 1992 y 1993 (Sierra-Beltrán *et al.*, 2005b). Estos florecimientos fueron favorecidos por el aporte de nutrientes ocasionado por arrastre superficial de las lluvias. En Bahía Concepción se reportaron florecimientos de esta especie a finales del verano de 1993 y 1994, en agosto de 2003. En Bahía Kino, Sonora, también se observó una proliferación y los autores sugieren que el material orgánico particulado fue un promotor de la formación del florecimiento.

En estanques de camarón, la proliferación de *P. minimun* se ha asociado a pH altos, de aproximadamente 9.0. Sierra-Beltrán *et al.* (2005b) concluyen que los florecimientos de esta especie están asociados a las actividades antropogénicas de la región, principalmente de eutrofización. Esta hipótesis también es propuesta por Beman *et al.* (2005), quienes mediante imágenes de satélite, demostraron que las surgencias y los grandes aportes provenientes de la agricultura del Valle del Yaqui fertilizan las aguas costeras y oceánicas al noreste del Golfo de California. Los autores proponen que los aportes de compuestos nitrogenados provocan una fertilización anual en este valle de aproximadamente 36.8×10^6 a 201×10^6 moles de N, y pueden ser un factor que promueven los florecimientos fitoplanctónicos en el Golfo de California.

Alonso-Rodríguez y Ochoa (2004) describen uno de los eventos FAN más persistentes e intensos que ocurrió en la Bahía de Mazatlán, entre el 4 de febrero y el 4 de junio de 2000; las especies dominantes fueron *P. balticum*, *P. mexicanum* y *Ceratium furca*. La temperatura registrada a 10 y 20 m fue de 19.0°C, inusualmente fría, en comparación al promedio de 21.5°C de los últimos diez años, la salinidad fue alta (35.9), y un gradiente térmico promedio de 3.4°C con un máximo de 7.0°C. Estos autores concluyen que en invierno-primavera de 2000, una combinación de una débil surgencia, presencia de agua inusualmente fría y una fuerte estratificación de la columna de agua favorecieron la abundancia fitoplanctónica. Agregan que la débil presencia de surgencias y ondas internas pudieron haber favorecido la duración de los florecimientos durante cortos periodos de relajación, en los cuales hubo intercambio de nutrientes del fondo hacia la superficie del agua.

En octubre de 2004, en la Bahía de La Paz proliferó el dinoflagelado mixotrófico *Gonyaulax polygramma* frente a la isla Espíritu Santo. La temperatura fue de 26.0°C, con una concentración de nutrientes (μM) de 2.46, 3.89 y 5.91 de nitritos+nitratos, fosfatos y silicatos, respectivamente; los valores de clorofila *a* fueron de 3.5 a 14.75 mg/m^3 (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2006). En este evento, 5% de las células de *G. polygramma* estaban infectadas con el dinoflagelado parásito *Amoebophrya ceratii*, el cual puede retardar o inhibir su crecimiento (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2006). Estos autores mencionan que otras especies como: *R. debyana*, *Eucampia zodiacus*, *Chaetoceros debilis* y *Scrippsiella trochoidea* proliferan en abril y junio bajo condiciones de estratificación de la columna de agua o bien durante surgencias locales. Para la misma zona, Gárate-Lizárraga *et al.* (2009b) describen un florecimiento multi-específico, asociándolo con condiciones parecidas a surgencias estacionales, que generaron bajas temperaturas de aproximadamente 24.0°C, comparadas con valores típicos de esta temporada (26.0 a 28.0°C).

En la entrada de la ensenada de La Paz, en la parte suroeste de la Bahía de La Paz, Gárate-Lizárraga *et al.* (2008) describen un florecimiento del dinoflagelado tecado *Peridinium quinquecorne* después de cuatro días de lluvia, en julio de 2003. Los intervalos de temperatura durante el evento oscilaron entre 26.2 y 27.0°C, con concentración de nutrientes (μM) de 1.01 a 3.56, 0.26 a 1.86, 0.31 a 3.59, 0.65 a 1.42 y de 2.13 a 10.21 de amonio, nitritos, nitratos, ortofosfatos y silicatos, respectivamente. Se registró la presencia de otras 26 especies de fitoplancton con concentraciones de clorofila *a* entre 13.20 y 17.75 mg/m^3 . Las concentraciones de nutrientes fueron mayores a las reportadas por otros autores para la misma zona y época en otros años (1997 a 1998) (Cervantes-Duarte *et al.*, 2001). *P. quinquecorne* es una especie que está adaptada a ambientes bénticos y planctónicos de ensenadas someras subtropicales ricas en nutrientes (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2008).

Eventos de FAN se han presentado en sistemas acuícolas, principalmente en estanques de cultivo de camarón. Gárate-Lizárraga *et al.* (2009c) afirman que los organismos fitoplanctónicos dominantes en estos sistemas en el noroeste de México son cianobacterias y dinoflagelados (Cortés-Altamirano y Agraz-Hernández, 1994; Cortés-Altamirano y Licea-Durán, 1999; Ochoa *et al.*, 2004; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009c, 2012). Gárate-Lizárraga *et al.* (2009c, 2012) describen un florecimiento del dinoflagelado *S. trochoidea* en estanques de camarón en el suroeste del Golfo de California, en noviembre de 1998 se registraron temperaturas de 26.5 a 27.0°C, una relación molar de N:P de 4±2 y reportan que esta relación no es constante por el suministro de alimento. La concentración de clorofila *a* fue alta (1.5 a 50 mg/m³). Las concentraciones de fosfato (0.2 a 0.8 µM) conjuntamente con la luz solar y la temperatura crearon condiciones óptimas para el florecimiento de *S. trochoidea* sin afectar a los camarones. *S. trochoidea* produce sustancias que eliminan materiales reactivos de oxígeno, lo cual probablemente reduce el estrés oxidativo en los camarones (Sato *et al.*, 2007).



► Conclusiones

El Golfo de California es una región productiva, influenciada por diversos fenómenos climáticos y oceanográficos de gran escala, como son los eventos “El Niño” y las surgencias que influyen en la presencia y permanencia de FAN. La mezcla de la columna de agua promovida por efecto de los vientos, la influencia de la lluvia, los arrastres terrígenos por agua de lluvia, el acarreo de los excedentes de los compuestos nitrogenados y de fosfato provenientes de las actividades agrícolas, acuícolas y aguas de desecho antropogénico, adicionalmente, enriquecen de nutrientes las aguas del Golfo de California, propiciando en algunas zonas los florecimientos de microalgas y cianobacterias. La estratificación de la columna de agua y cambios repentinos de temperatura también ocasionan que algunas especies generen FAN. Conocer la variabilidad ambiental permitirá entender las relaciones ecológicas de muchas de las especies que producen estos florecimientos.

► Agradecimientos

Al Programa de Planeación Ambiental y Conservación, del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C (CIBNOR, S.C). Se agradece al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo brindado a través del proyecto SIP 2016-1180, al proyecto SEP-CONACyT 178227. CJBS es becario EDI y COFAA y a la Red de Florecimientos Algaes Nocivos - CONACyT por la invitación a participar en la elaboración de este capítulo.

► Literatura citada

- Aguirre Gómez, R., Álvarez, R. & Salmerón-García, O. (1999). Red tide evolution in the Mazatlán Bay area from remotely sensed sea surface temperatures. *Geofísica Internacional*, 38 (2), 63-71.
- Álvarez Borrego, S., Rivera, J. A., Gaxiola-Castro, G., Acosta-Ruiz, M. J. y Schwartzlose, R.A. (1978). Nutrientes en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 5 (2), 53-71.
- Alonso-Rodríguez, R. (1998). Ocurrencia de mareas rojas y calidad del agua en la zona sur de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. (Tesis de Maestría). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Alonso-Rodríguez, R. & Páez-Osuna, F. (2003). Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*, 219, 317-336.
- Alonso-Rodríguez, R. & Ochoa, J. L. (2004). Hydrology of winter-spring “red tide” in Bahía de Mazatlán, Sinaloa, Mexico. *Harmful Algae*, 3, 163-171.
- Alonso-Rodríguez, R., Ochoa, J. L. & Uribe-Alcocer, M. (2005). Grazing of heterotrophic dinoflagellate *Noctiluca scintillans* (Mcartney) Kofoid on *Gymnodinium catenatum* Graham. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 47 (1), 6-10.
- Band-Schmidt, J., Morquecho, M. L., Hernández-Becerril, D. U., Reyes-Salinas, A. & Bravo-Sierra, E. (2004). Raphidophyceae on the coasts of Mexico. *Hydrobiologia*, 515, 79-89.

- Band-Schmidt, C. J., Martínez-López, A. & Gárate-Lizárraga, I. (2005). First record of *Chattonella marina* in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Harmful Algae News*, 28, 6-7.
- Barraza-Guardado, R., Cortés-Altamirano, R. & Sierra-Beltrán, A. (2004). Marine die-offs from *Chattonella marina* and *Ch. cf. ovata* in Kun Kaak Bay, Sonora in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 25, 7-8.
- Beman, J. M., Arrigo, K. R. & Matson, P. A. (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434, 211-214.
- Bustillos-Guzmán, J., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F. & Murillo, I. (2000). Pigments signatures associated with an anoxic coastal zone: Bahía Concepción, Gulf of California. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 249, 77-88.
- Bustillos-Guzmán, J. J., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F. E., Núñez-Vázquez, E. J. & Gárate-Lizárraga, I. (2013). Grazing of the dinoflagellate *Noctiluca scintillans* on the paralytic toxin-producing dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*: Does grazing eliminate cells during o blooms? *Ciencias Marinas*, 39 (3), 291-302.
- Cervantes Duarte, R., Aguirre-Baena, F., Reyes-Salinas, A. y Valdez-Holguín, J. E. (2001). Caracterización hidrológica de una laguna costera de Baja California Sur, México. *Oceánides*, 16: 1-11.
- Cortés-Altamirano, R. (1984). Mareas rojas producidas por el ciliado *Mesodinium rubrum* (Lohmann) en el área litoral de Mazatlán, Sinaloa, México. *Biótica*, 9 (3), 259-269.
- Cortés-Altamirano, R. y Agraz-Hernández, C. M. (1994). Presencia de *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller en estanques para cultivo de camarón. *Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa*, 1 (13), 11-16.
- Cortés-Altamirano, R. y Licea-Durán, S. (1999). Florecimientos de microalgas nocivas en estanque de cultivo semi-intensivo de camarón en México. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 41, 157-166.
- Cortés-Altamirano, R., Núñez-Pasten, A. y Pasten-Miranda, N. (1999). Abundancia anual de *Gymnodinium catenatum* Graham dinoflagelado tóxico de la costa Este del Golfo de California. *Ciencia y Mar, Universidad del Mar-Oaxaca*, 3 (7), 50-56.
- Cortés-Altamirano, R., Alonso-Rodríguez, R. & Sierra-Beltrán, A. (2006). Fish mortality associated with *Chattonella marina* and *C. cf. ovata* (Raphidophyceae) blooms in Sinaloa (Mexico). *Harmful Algae News*, 31, 7-8.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Morquecho, M. L. & Lechuga-Déveze, C. (2000). First outbreak of *Cochlodinium polykrikoides* in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 21, 7.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Cervantes-Duarte, R. y Escobedo-Urías, D.G. (2002). Mareas rojas de *Mesodinium rubrum* (Lohmann) Hamburger y Budenbrock ocurridas en el Golfo de California durante el invierno de 1998. *Hidrobiológica*, 12(1), 15-20.
- Gárate-Lizárraga, I., Siqueiros-Beltrones, D. A. & Maldonado-López, V. (2003). First Record of a *Rhizosolenia debaryana* Bloom in the Gulf of California, Mexico. *Pacific Science*, 57(2), 141-145.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Alonso-Rodríguez, R. & Luckas, B. (2004a). Comparative paralytic shellfish toxin profiles in two marine bivalves during outbreaks of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 378-402.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & Hernández-Sandoval, F. (2004b). Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniaceae) occurring in the Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 52 (1), 51-58.
- Gárate-Lizárraga, I., Muñetón-Gómez, M. S. y Maldonado-López, V. (2006). Florecimiento del dinoflagelado *Gonyaulax polygramma* frente a la Isla Espíritu Santo, Golfo de California (Octubre-2004). *Revista de Investigaciones Marinas*, 27(1), 31-39.

- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & Erler, K. (2007). Bloom of *Pseudo-nitzschia fraudulenta* in Bahía de La Paz, Gulf of California (June-July 2006). *Harmful Algae News*, 33, 6-7.
- Gárate-Lizárraga, I. & Muñetón-Gómez, M. S. (2008). Bloom of *Peridinium quinquecorne* Abé in la Ensenada de La Paz, Gulf of California (July 2003). *Acta Botánica Mexicana*, 83, 33-47.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J. & Bustillos-Guzmán J. J. (2009a). Raphidophytes in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Harmful Algae News*, 40, 1-4.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Aguirre-Bahena, F. & Grayeb-Del Alamo, T. (2009b). A multi-species microalgae bloom in Bahía de La Paz, Gulf of California, Mexico (june 2008). *Oceánides*, 24 (1), 15-29.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J. & Muñetón-Gómez, M. S. (2009c). Bloom of *Scrippsiella trochoidea* (Gonyaulacaceae) in a shrimp pond from the southwestern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 145-149.
- Gárate-Lizárraga, I. & González-Armas, R. (2011). Occurrence of *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* along the southern coast of the Baja California Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 626-630.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Band-Schmidt, C. J. & Muñetón-Gómez, M. S. (2012). Short-term dinoflagellate bloom in a shrimp pond in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Journal of Applied Aquaculture*, 24, 235-246.
- Gárate-Lizárraga, I. (2013a). Bloom of *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae: Gymnodiniales) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 67, 217-222.
- Gárate-Lizárraga, I., Poot-Delgado, C. A., Ramírez-Castillo, E. R. & Páez-Hernández, M. H. (2013b). Proliferation of *Pseudo-nitzschia brasiliensis* 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-Hernández, J., García-Rico, L., Jara-Marini, M. E., Barraza-Guardado, R. & Weaver, A. H. (2005). Concentrations of heavy metals in sediment and organisms during a harmful algal bloom (HAB) at Kun Kaak Bay, Sonora, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 733-739.
- Hansen, P. J. & Fenchel, T. (2006). The bloom-forming ciliate *Mesodinium rubrum* harbours a single permanent endosymbiont. *Marine Biology Research*, 2, 169-177.
- Hernández-Sandoval, F. H., López-Cortés, D. J., Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J. y Gárate-Lizárraga, I. (2009). Toxinas paralizantes en moluscos bivalvos durante una proliferación de *Gymnodinium catenatum* en la Bahía de La Paz, México. *Hidrobiológica*, 19 (3), 245-256.
- Lechuga-Déveze, C. H., Reyes-Salinas, A. & Morquecho-Escamilla, M. L. (2001). Anoxia in a coastal bay: a case of study of a seasonal event. *Revista de Biología Tropical*, 49, 525-534.
- López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & Gárate-Lizárraga, I. (2006). Unusual mortality of krill (Crustacea: Euphausiacea) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Pacific Science*, 60, 233-240.
- López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J. & Hernández-Sandoval, F. (2008). Blooms of *Myrionecta rubra* in Bahía de La Paz, Gulf of California, during early summer of 2005. *Oceánides*, 22 (1, 2), 1-10.
- López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Hernández-Sandoval, F. E. y Núñez-Vázquez, E. J. (2011). Condiciones hidrográficas durante la presencia de Rafidofíceas en la Bahía de La Paz, Golfo de California. *Hidrobiológica*, 21 (2), 185-195.
- López-Cortés, D. J., Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Hernández-Sandoval, F. E., Flores-Mendoza, A. y Núñez-Vázquez, E. J. (2014). Condiciones ambientales durante un florecimiento

- de *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniales, Dinophyceae) en la Ensenada de La Paz, Golfo de California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49 (1), 97-110.
- López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Hernández-Sandoval, F. H. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2015). Mass fish die-off during a diatoms bloom in the Bahía de La Paz, Gulf of California. *Hidrobiológica*, 25 (1), 51-60.
- Martínez-Hernández, E. y Hernández-Campos, H. E. (1991). Distribución de quistes de dinoflagelados y acritarcas en sedimentos holocénicos del Golfo de California. *Paleontología Mexicana*, 57, 1-133.
- Martínez-López, A., Band-Schmidt, C. J., Escobedo-Urías, D. & Ulloa-Pérez, A. E. (2006). Bloom of *Chattonella subsalsa* in an impacted coastal lagoon in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 31, 1-4-5.
- Manrique, F. A. y Molina, R. E. (1997). Presencia de mareas rojas en la Bahía de Bacochibampo, Guaymas, Sonora, México. *Hidrobiológica*, 7, 81-86.
- Mee, L. D., Espinosa, M., Díaz, G. (1986). Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific Coast of Mexico. *Marine Environmental Research*, 19, 77-92.
- Morquecho, L., Alonso-Rodríguez, R., Arreola-Lizárraga, J. A. & Reyes-Salinas, A. (2012). Factors associated with moderate blooms of *Pyrodinium bahamense* in shallow and restricted subtropical lagoons in the Gulf of California. *Botánica Marina*, 55 (6), 611-623.
- Muciño Márquez, R. E. (2010). Variación estacional de la comunidad fitoplanctónica en granjas atuneras en la Bahía de La Paz, Baja California, Sur. (Tesis de Maestría). Centro Interdisciplinario de Investigaciones Marinas-Instituto Politécnico Nacional, La Paz, BCS, México.
- Núñez-Vázquez, E. J., Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Cordero-Tapia, A., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F. E., Heredia-Tapia, A. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2011). Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf of California. *Journal of Environmental Biology*, 32, 413-423.
- Ochoa, J. L., Sierra-Beltrán, A. P., Olaiz-Fernández, G. & Del Valle-Ponce, L. (1998). Should mollusk toxicity in Mexico be considered a public health issue? *Journal Shellfish Research*, 17: 1671-1673.
- Ochoa, J. L., Pérez-Linares, J., Rodríguez, C. y Núñez-Vázquez, E. J. (2004). Impacto de cianobacterias tóxicas en el cultivo de camarón blanco en México. *Panorama Acuícola*, 10, 34-36.
- Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L.P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A. & Ruíz-Fernández, A.C. (2003). Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 806-815.
- Sato, E., Niwano, Y., Matsuyama, Y. & Kim, D. (2007). Some Dinophyceae red tide plankton species generate a superoxide scavenging substance. *Bioscience, Biotechnology and Biochemistry*, 7, 704-710.
- Sierra-Beltrán, A., Cortés-Altamirano, R., Gallo-Reynoso, J. P., Licea, S. & Egido-Villareal, J. (2005a). Is *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* toxin the principal cause of sardines, dolphins, sea lions and pelicans mortality in 2004 in Mexico. *Harmful Algae News*, 29, 6-8.
- Sierra-Beltrán, A. P., Cortés-Altamirano, R. & Cortés-Lara, M. C. (2005b). Occurrences of *Prorocentrum minimum* (Pavillard) in Mexico. *Harmful Algae*, 4, 507-517.

Ficotoxinas en aguas del Golfo de California: Una revisión

Bustillos-Guzmán, José Jesús¹; Leyva-Valencia, Ignacio²; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo¹; Band-Schmidt, Christine Johanna³; López-Cortés, David Javier¹; Núñez-Vázquez, Erick Julián¹

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Av. Instituto Politécnico Nacional Núm. 195, Playa Palo de Santa Rita Sur, CP 23096. La Paz, Baja California Sur, México.
jose04@cibnor.mx.

² Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México. Catedrático CONACYT.

³ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México.



Resumen

En esta revisión se describe la concentración de toxinas y los perfiles de toxinas registrados en aguas del Golfo de California (GOLCA). La presencia de las toxinas paralizantes (TP) asociadas al dinoflagelado *Gymnodinium catenatum* es de las más estudiadas en cepas aisladas del GOLCA aunque los registros son limitados. La concentración de toxinas en fitoplancton fueron bajas (<5 pg STXeq/cél) con un dominio de toxinas sulfocarbamoiladas aunque, dado el bajo número de reportes (cuatro), es difícil generar una conclusión en cuanto al perfil o concentración de toxinas. Los registros de concentración de toxinas y los perfiles de TP encontradas en moluscos bivalvos fueron en muchos casos mayores al límite máximo permitido para el consumo humano establecido en la legislación mexicana. Los perfiles fueron dominados generalmente por toxinas de menor potencia (sulfocarbamoil). Otro grupo de toxinas importante es el de las toxinas amnésicas (ácido domoico y análogos), que se han asociado a mortandad de aves y mamíferos marinos. Reportes sobre otras toxinas asociadas a la intoxicación diarreica por consumo de mariscos o a la ciguatera son escasos. En el último caso, se confirmó la presencia de ciguatoxinas por bioensayo en ratón y cromatografía de líquidos de alta resolución. Se concluye que si bien las TP han sido las más frecuentes, es probable que toxinas asociadas a otras intoxicaciones estén presentes, pero debido a la ausencia de técnicas analíticas para su detección en laboratorios de investigación regionales su registro puede estar subestimado.

Palabras clave: Ciguatera, intoxicación paralizante por consumo de mariscos, intoxicación amnésica por consumo de mariscos, intoxicación diarreica por consumo de mariscos.

Abstract

We present a review of toxins associated to Harmful Algal Blooms in the natural environment of the Gulf of California (GOLCA). By far saxitoxin and its analogs are the most studied toxins in natural conditions, followed by amnesic toxins. However, reports on natural occurring *Gymnodinium catenatum* toxicity and toxin profiles is limited (only four reports). Data shown low cell toxicity (<5 pg STXeq/cell) and dominance of toxins from the sulfocarbamoyl group but a generalization is difficult because of the low data set. Paralytic Shellfish Poisoning in bivalves, show a higher toxicity than the maximum amount of toxins permitted by the Mexican legislation. Toxin profiles, in general, had a dominance of less potent toxins from the sulfocarbamoyl group. Amnesic toxins, domoic acid and analogs, are the second group of toxins more recurrently found in the GOLCA and have been linked to bird and marine mammal mortalities. Diarrheic and ciguatera toxins have also been recorded with a low incidence. Ciguatoxins have been confirmed by mouse bioassay and HPLC analysis. We conclude that, although PSP is conspicuous in the Gulf of California, other toxins such as DSP, ASP, and Ciguatera are important but due to limitations on the regional analytical capacities, the records could be underestimated.

Key words: Amnesic shellfish poisoning, ciguatera, diarrheic shellfish poisoning, Gulf of California, paralytic shellfish poisoning, toxins.

► Introducción

El Golfo de California es una zona de interés para la comunidad científica como lo demuestra la gran cantidad de trabajos publicados (recopilados por Schwartzlose *et al.*, 1992; Brusca, 2016). La temática de los florecimientos algales y sus biotoxinas se ha abordado principalmente durante eventos que han tenido un efecto importante en la vida silvestre o en humanos. Por ejemplo, la mortalidad de aves en la región sur del GOLCA (Sierra-Beltrán *et al.*, 1997) o las intoxicaciones de humanos en las costas de Sinaloa (Mee *et al.*, 1986) llevan al registro de toxinas amnésicas y paralizantes, respectivamente. En tiempos recientes, los reportes de eventos y sus toxinas se han incrementado asociado al interés del gobierno por proteger a la población de intoxicaciones y a la formación de grupos de investigación con intereses en la ecología y fisiología de las especies formadoras de florecimientos. El objetivo de este capítulo es hacer una descripción de estos eventos con énfasis en concentración de toxinas y perfiles de toxinas asociados a estos eventos.

Toxinas paralizantes (TP)

Desde el aislamiento de la saxitoxina de la almeja *Saxidomus giganteus* (de ahí el origen de su nombre) y posteriormente de otros homólogos, éstas se han registrado en prácticamente todas las costas continentales en diversos organismos (Hallegraeff & Fraga, 1998). Estas toxinas, conocidas como toxinas paralizantes (TP), interactúan con los canales de sodio, potasio y calcio, inhibiendo la transmisión nerviosa (Cusick & Saylor, 2013), lo que conlleva a una serie de síntomas de quienes la ingieren y en casos extremos a la muerte. En el Golfo de California, se han identificado al menos tres especies que potencialmente producen estas toxinas y que a través de diversos vectores, como moluscos bivalvos y peces, han alcanzado al hombre y otros organismos (Núñez-Vázquez *et al.*, 2011).

Gymnodinium catenatum es una especie conspicua y responsable de la formación de florecimientos a lo largo de las costas del Pacífico Mexicano (Mee *et al.*, 1986; Saldate-Castañeda *et al.*, 1991; Cortés-Altamirano y Núñez-Pasten, 1992; Licea *et al.*, 1999; Morales-Blake *et al.*, 2000; Band-Schmidt *et al.*, 2010; Quijano-Scheggia *et al.*, 2012). El primer registro de *G. catenatum* como responsable de intoxicación de personas en la zona de Mazatlán ocurrió en 1979, cuando se presentó un florecimiento extenso en las costas de Sinaloa (De la Garza, 1983; Mee *et al.*, 1986). A pesar de ser una de las especies formadoras de florecimientos común en nuestras costas, la concentración de toxinas y los perfiles de toxinas sólo han sido reportados para un florecimiento en la Bahía de Mazatlán (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004a) y para la zona de San Felipe en Baja California (García-Mendoza *et al.*, en preparación). En el primer caso, Gárate-Lizárraga *et al.* (2004a) reportan una concentración de toxinas de 1.0 pg STXeq/cél que es baja en comparación con cepas cultivadas en condiciones de laboratorio que presentan una toxicidad entre 26 y 101 pg STXeq/cél (Band-Schmidt *et al.*, 2004, 2006). Este aumento en concentración de toxinas, de acuerdo a los autores puede deberse a las condiciones de cultivo, ya que se les provee con una mayor cantidad de nutrientes, condiciones estables de luz y temperatura. Las toxinas mayormente encontradas fueron de los grupos sulfocarbamoil (C2) y decarbamoil (dcGTX2/3) con una representación de cada grupo de 50% molar del contenido total de toxinas. En el caso de San Felipe, el florecimiento de *G. catenatum* ocurrió a principios de 2015 y las toxinas do-minantes fueron la C1/2 representando 95% molar, y con contribuciones menores de



dcGTX3, dcNeo y GTX2/3 con una concentración celular promedio de 3.7 pg STXeq/cél (García-Mendoza *et al.*, en preparación). Adicionalmente a estos reportes de toxinas paralizantes en *G. catenatum*, existen otros tres reportes, dos para la Bahía de La Paz y uno para Bahía Concepción, donde se realizaron análisis de muestras de fitoplancton colectado mediante red, por lo que sólo son reportes cualitativos. En el caso de Bahía de La Paz, Gárate-Lizárraga *et al.* (2004b) reportan toxinas sulfocarbamoil (B y C) en proporciones bajas ($\leq 1\%$ molar) con dominancia de toxinas decarbamoil (dcGTX2/3 y dcSTX) ($>70\%$ molar). En un florecimiento algal ocurrido en la misma bahía en 2007, Hernández-Sandoval *et al.* (2009) reportan a las toxinas C1/2 como las más abundantes ($>68\%$) y a las toxinas STX, NeoSTX, GTX2/3 y dcGTX3 con contribuciones molares menores y variables. En un FAN de *G. catenatum* en 2002 en Bahía Concepción, el perfil de toxinas de muestras de red se caracterizó por un dominio general (en 7 de 8 muestras) de dcGTX2/3 con contribuciones altas (en cuatro casos de 100%) y detectándose C1/2 solamente en una muestra (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2006).

Pyrodinium bahamense, otro dinoflagelado productor de toxinas paralizantes, se reportó para la región del Golfo de California por primera vez en 2007 en el sistema lagunar Topolobampo–Santa María–Ohuira (Martínez-López *et al.*, 2007), posteriormente, en 2008, en la Isla San José (Morquecho, 2008) y en la región de Cabo San Lucas en 2010 (Gárate-Lizárraga & González-Armas, 2011). Este dinoflagelado produce TP, particularmente los análogos NeoSTX, dcSTX, STX y B1/2 (Usup *et al.*, 2012). El perfil de TP en moluscos bivalvos durante los FAN de esta especie en el Pacífico Sur Mexicano que han tenido mayor impacto en la salud pública en los años de 1989, 1995 y 2001 en esta zona, fueron descritos por Núñez-Vázquez *et al.* (2007), y estuvieron compuestos por: STX, GTX2, dcSTX, dcGTX2, dcGTX3 y B1 en el ostión *Crassostrea iridescens*; STX, NeoSTX, GTX2, GTX3 y B1 en la almeja *Donax gracilis* y STX, GTX2, GTX3 y B1 en el mejillón *Modiolus capax*. En todos los perfiles predominaron las toxinas carbamatadas. En las costas de Acapulco, Guerrero, el perfil de toxinas de *P. bahamense* var. *compressum* estuvo compuesto por STX, GTX3, B1/2 y C1 (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2012). Recientemente, Morquecho-Escamilla *et al.* (2014) analizaron la concentración de TP, por HPLC-FLD, en una cepa de *P. bahamense* obtenida a partir de quistes, aislada de la Isla San José (al norte de la Bahía de La Paz, Golfo de California). La concentración de TP fue de 95 pg STXeq/cél.

Toxinas paralizantes en moluscos bivalvos

El primer reporte documentado de toxinas paralizantes en México es el de un florecimiento algal ocurrido en abril de 1979 en las costas de Sinaloa. La especie responsable de este evento fue identificada por el Dr. De la Garza (1983) como *Gonyaulax monilata*; posteriormente Mee *et al.* (1986) concluyen que el organismo responsable del FAN fue *G. catenatum*. En ambos trabajos se analizó el contenido de toxinas mediante el bioensayo en ratón, dando resultados positivos en el ostión de piedra *Crassostrea iridescens* y la almeja *Donax* sp. Adicionalmente, Mee *et al.* (1986) analizaron muestras del ostión *C. corteziensis*, de langosta (*Panurilus* sp.) y de fitoplancton. La almeja *Donax* sp. presentó las mayores concentraciones de toxinas (7640 μg STXeq/100 g considerando que una unidad ratón es igual a 0.2 μg de STX), seguido por *C. iridescens* (1070 a 1720 μg STXeq/100 g). En las muestras de fitoplancton de red los valores de toxinas fueron de 5093 μg STXeq/100 de peso seco. De la Garza (1983) reportó hasta 20000 UR en la almeja *Donax* sp. (equivalente a 4000 μg STXeq/100 g).



Posteriormente, de 1992 a 1994 se realizó un monitoreo mensual en Bahía Concepción, donde se reportaron toxinas paralizantes en diversas especies de moluscos (Sierra-Beltrán *et al.*, 1996; Lechuga-Devéze & Morquecho-Escamilla, 1998; Lechuga-Devéze *et al.*, 2000). Las mayores concentraciones de toxinas se encontraron en marzo y abril con valores máximos de 2400 UR/100 g (480 mg STXeq./100 g). Las TP se reportaron en la almeja voladora (*Argopecten ventricosus*) con concentraciones de 298 µg STXeq/100 g en mayo de 1999, y para mayo de 2000 y 2001 la concentración de toxinas disminuyó a menos de 65 µg STXeq/100 g (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004a; 2006). En 1999 y en 2001, el perfil de toxinas estuvo dominado por las toxinas sulfocarbamoil (B y C) mientras que en 2000, el mayor porcentaje fue aportado (70%) por las decarbamoil (dcGTX2/3 y dcSTX). El dominio de las toxinas C1/2 también fue importante ($\geq 50\%$) de enero a julio del 2001 en muestras de esta especie (Band-Schmidt *et al.*, 2005) seguidas por las toxinas decarbamoil (dcGTX2/3 y dcSTX).

En diciembre de 2001 inició el monitoreo de toxinas paralizantes en la Bahía de La Paz encontrando valores bajos (0.14 a 5.46 µg STXeq/100 g) en la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004b). El perfil de toxinas en la almeja presentó 9 análogos entre los que destacan la STX y la GTX 2/3 que representaron más de 90% del contenido total molar. Sin embargo, en 2002 el perfil estuvo dominado por análogos sulfocarbamoil (toxinas C1/2) con contribuciones relativas de hasta 79% molar. El análogo B1 estuvo presente aunque en proporciones bajas (menores de 8%). Las toxinas decarbamoil (dcGTX2/3 y dcSTX) en algunos casos representaron una parte importante, en base molar, del total (45%). Estos autores también analizaron muestras de red de fitoplancton y el perfil de toxinas estuvo dominado por los análogos decarbamoil ($\geq 55\%$ molar). Notoriamente en estas muestras, que los autores consideran asociados a *G. catenatum*, sólo se registraron los análogos sulfocarbamoil (C1/2 y B1) en proporciones bajas ($\leq 11\%$ molar).



Durante un florecimiento de *G. catenatum* en la Bahía de La Paz de enero a abril de 2007, Hernández-Sandoval *et al.* (2009) reportan TP en diversas especies de moluscos: callo de hacha (*Pinna rugosa*), almeja chocolata café (*Megapitaria squalida*), almeja chocolata roja (*Megapitaria aurantiaca*), almeja roñosa (*Periglypta multicostata*), almeja blanca (*Dosinia ponderosa*) y choro (*Modiolus capax*). Los moluscos con mayor contenido de toxinas fueron *M. capax*, *P. rugosa* y *M. aurantiaca* (31.14, 37.74 y 25.89 $\mu\text{g STXeq}/100\text{ g}$, respectivamente). El perfil de toxinas fue cuantitativamente muy variable, sin embargo en todos los organismos se presentaron 11 análogos de saxitoxina. Los análogos más abundantes en porcentaje molar, fueron los sulfocarbamoil (C1/2 y B1/2), seguidos de los decarbamoil (dcSTX y dcGTX2/3) y finalmente los carbamoil (STX, GTX2/3 y NeoSTX). Las contribuciones promedio, en porcentaje molar, de cada grupo de análogos fueron de 69%, 18% y 12%, respectivamente.

En Bahía de Los Ángeles, Gárate-Lizárraga *et al.* (2007a) analizaron ejemplares de almeja mano de león (*Nodipecten subnodosus*) de febrero a diciembre de 2006, así como muestras de red y botella de fitoplancton encontrando valores bajos de toxicidad en moluscos (entre 3.1 y 54 $\mu\text{g STXeq}/100\text{ g}$). Los valores máximos se registraron en febrero, y las menores en diciembre y agosto. Al igual que en otros cuerpos de agua, las toxinas de menor potencia (C1/2 y B1) fueron las dominantes. La STX, la dcSTX y la dcGTX2/3 también estuvieron presentes. En las muestras de red y de botella sólo se encontró a *G. catenatum*, por lo que asumen que las TP en la almeja provienen de este especie.

En enero de 2015 en la zona de San Felipe hubo mortandades masivas de aves, delfines y peces (García-Mendoza *et al.*, en preparación). El análisis del contenido estomacal de algunas aves muertas, compuestas principalmente de peces, así como de bivalvos de la zona confirma la presencia de TP. En algunas muestras la concentración de toxinas fue muy baja (entre 0.5 y 19.7 µg STXeq/100 g en el contenido estomacal de las aves), mientras que en la almeja generosa (*Panopea generosa*) varió entre 243.6 y 1015.4 µg de STXeq/100 g (García-Mendoza *et al.*, en preparación). Un dominio importante de las toxinas C1/2 (>80%) fue un carácter distintivo de los perfiles de estos organismos. Toxinas del grupo decarbamoil también estuvieron presentes (dcSTX y dcGTX2/3) así como GTX2/3.

Otra región con un registro importante de FAN de esta especie es la Bahía de Mazatlán (Cortés-Altamirano, 1987; Cortés-Altamirano y Núñez-Pasten, 1991, 1992; Cortés-Altamirano y Alonso-Rodríguez, 1997; Cortés-Altamirano *et al.*, 1999 a, b); sin embargo, este registro presenta un fuerte componente ecológico. Con respecto a los análisis cualitativos, vía HPLC-fluorescencia, de las toxinas en organismos, el primer reporte de TP se realizó en ostión de piedra (*Striostrea prismatica* = *Crassostrea iridescens*, *Ostrea iridescens*) (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004b). La concentración de toxinas fue de apenas 39 µg STXeq/100 g con una contribución importante de las toxinas C1/2 (57.3% molar) y la dcSTX (17.4% molar). También se reportó NeoSTX, dcGTX2/3 y B1/2 con contribuciones menores a 10%. Acevedo-Medina (2005) analiza también la concentración de toxinas de este molusco durante un ciclo anual en 2003 y encuentra toxicidades variables: en abril de 778 µg STXeq/100 g, en marzo de 257 µg STXeq/100 g, en mayo de 62.42 µg STXeq/100 g y en noviembre 63.61 µg STXeq/100 g. Al igual que Gárate-Lizárraga *et al.* (2004b) se muestra un predominio de toxinas sulfocarbamoil (C1/2) y decarbamoil (dcGTX2/3).

Para la región más al sur del Golfo, sólo se ha examinado al ostión de piedra de Bahía Banderas, Nayarit, durante la primavera de 2007, con una baja toxicidad, entre 11 y 13 µg STXeq/100 g y un perfil de toxinas conformado por siete análogos: C1/2, dcSXT, dcGTX2/3, STX y en menor proporción por la B1 (Gómez-Villarreal *et al.*, 2007). En la tabla 1 (anexo A) se presenta un resumen de estos eventos.

Toxinas diarreicas (Td)

Las toxinas diarreicas (Td) son compuestos liposolubles causantes del síndrome de intoxicación diarreica por consumo de mariscos (DSP, por sus siglas en inglés). El ácido okadaico (AO) es el principal representante de este grupo de toxinas. Esta toxina fue descrita por primera vez en 1981 a partir de la esponja negra *Halichondria okadai* (Tachibana *et al.*, 1981) así como de *H. melanodocia* (Valdiglesias *et al.*, 2013). Los primeros casos documentados de intoxicación humana por Td ocurrieron en Japón en 1976 y 1977 (Yasumoto *et al.* 1978), posteriormente se reportaron en varios países de Europa, y en América en Canadá, Chile y Argentina (Van Egmond *et al.*, 1993; Todd, 1997; Aune & Yndestad, 1993; Ferrari, 2001; De Schrijver *et al.*, 2002; Trainer *et al.*, 2013). Los derivados del AO, las dinofisitoxinas (DTX) también tienen potencial diarreico. Otras toxinas que aunque no son consideradas Td también son compuestos liposolubles y, por ende, suelen extraerse junto con el AO y las DTX son: las pectenotoxinas (PTX); los poliéteres sulfatados y sus derivados las yessotoxinas (YTX), los azaspirácidos (AZA) y las iminas cíclicas como los espirólidos (SPX), las gymnodiminas (GYM), las pinnatoxinas (PnTx) y las pteriatoxinas (PtTx) (FAO, 2005; Stivala *et al.*, 2015).

Las Td se han monitoreado en pocas regiones de México desde hace apenas 6 años, iniciando su regulación oficial a partir de 2011 (Lewitus *et al.*, 2012; NOM-242-SSA1-2009). Uno de los síntomas característicos de la intoxicación por Td en humanos es la diarrea; no obstante, debido a que otro tipo de padecimientos gastrointestinales relacionados con infecciones bacterianas y/o virales también son causantes de diarrea, posiblemente sea una de las razones por las que no hay registros claros de casos asociados a intoxicaciones por consumo de mariscos contaminados con Td en nuestro país. En las últimas tres décadas se tienen registros de al menos 10 FAN donde fueron identificadas 12 especies productoras de Td de los géneros *Dinophysis* y *Prorocentrum* (Gárate-Lizárraga y Martínez-López, 1997; Ochoa *et al.*, 1997, 1998; Sierra-Beltrán *et al.*, 1998; Lechuga-Devéze y Morquecho-Escamilla, 1998; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001, 2011; COFEPRIS, 2016). No han ocurrido muertes en humanos ni se ha comprobado su relación con la muerte de fauna silvestre, no obstante la detección de Td por arriba del límite máximo permisible ha generado la implementación de vedas sanitarias, impactando la actividad económica de la población y resultando en pérdidas económicas cuantiosas (COFEPRIS, 2016).

Se ha documentado la proliferación de *Dinophysis caudata* en la parte central del Golfo de California alcanzando abundancias entre 75 y 90 x 10³ cél/l, la cual estuvo asociada a florecimientos de *Alexandrium catenella*, dinoflagelado productor de TP, en marzo de 1993 y abril de 1994 (Ochoa *et al.*, 1997; Lechuga-Devéze & Morquecho-Escamilla, 1998). Durante 1992, 1994 y 1995 se detectó la presencia de AO y DTX-1 en moluscos bivalvos de Bahía Concepción, aunque las toxinas no fueron cuantificadas, basándose en los resultados del bioensayo en ratón (BR), los autores sugieren la posibilidad de altas concentraciones de Td, destacando su presencia en conjunto con toxinas paralizantes (Ochoa *et al.*, 1997).

Una cepa de *Prorocentrum lima* denominada PRL1 aislada de la isla El Pardito, al norte de la Bahía de La Paz, en el Golfo de California, fue caracterizada bioquímicamente y determinada su toxicidad mediante BR, pruebas antimicrobianas y *Artemia salina*, así como su perfil de toxinas diarreicas mediante cromatografía en capa fina (TLC) y cromatografía de líquidos de alta resolución acoplada a espectrometría de masas (HPLC-MS). Las TD detectadas fueron AO, DTX-1 y diolesteres (Heredia-Tapia *et al.*, 2002). Posteriormente, Núñez-Vázquez *et al.* (2002), mediante BR e infusión directa por espectrometría de masas, detectaron en esta cepa la presencia de toxinas de acción rápida (prorocentrolidos).

En junio de 2011 fueron registradas tres especies de *Dinophysis* (*D. acuminata*, *D. caudata* y *D. fortii*) durante la muerte masiva de peces marinos en el sur del Golfo de California; sin embargo, no se cuantificó al AO o la DTX para determinar su posible relación con esta mortandad (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2011).

Ciguatoxinas (CFP)

La ciguatera ocurre al ingerir pescado que a su vez consumió otros peces herbívoros contaminados con ciguatoxinas (CFP). Este síndrome se caracteriza por la manifestación de problemas gastrointestinales, neurológicos y cardiovasculares (Arcila-Herrera *et al.*, 2001; Litaker *et al.*, 2010). Las CFP son poliéteres liposolubles, relativamente estables en el jugo gástrico, resistentes

al calor y a la congelación, por lo tanto conservan su toxicidad incluso después de la cocción y de exponerse a condiciones ácidas o básicas suaves (Lehane, 2000; Lehane & Lewis, 2000).

Los dinoflagelado reconocidos como productores de CFP son especies del género *Gambierdiscus* (Munday, 2014). *Gambierdiscus toxicus* fue la primera especie asociada a este síndrome (Adachi & Fukuyo, 1979). La ciguatera ha sido rara y esporádica en Baja California Sur. En 1984 se registraron 200 casos de personas intoxicadas con CFP en la Bahía de La Paz, BCS, después de consumir peces de la especie *Lutjanus* sp. (Parrilla-Cerrillo *et al.*, 1993). En mayo de 1993 en Rocas Alijos, BCS, al occidente de la península de Baja California ocurrió otro brote de CFP. En esa ocasión la tripulación de un barco pesquero presentó los síntomas de ciguatera después de consumir carne de peces *Serranidae* y *Labridae* (Lechuga-Devéze & Sierra-Beltrán, 1995). Otros casos de intoxicación que se tienen registrados ocurrieron entre marzo y julio de 1993 a 1997 (5 casos en 4 eventos) en la isla El Pardito y punta San Evaristo en el Golfo de California, donde las personas habían consumido hígado de garropa gaspeada (*Mycteroperca prionura*) y pargo colorado (*Lutjanus colorado*). La presencia de toxinas CFP en extractos lipofílicos de hígado de *M. prionura* colectada en la isla El Pardito, fueron confirmados mediante bioensayo en ratón y HPLC, detectándose presuntamente CTX-1 (Núñez-Vázquez *et al.*, 1998, 2005, 2009).

Ácido domoico (AD)

El ácido domoico es una toxina que afecta al hipocampo, el cual está involucrado en el procesamiento de la memoria y funciones primordiales, causando amnesia anterógrada, náusea, vómito, dolor abdominal, diarrea y cefalea intensa (Lefebvre *et al.*, 2001; Tiedeken *et al.*, 2005; Nogueira *et al.*, 2010). En los casos más severos puede presentarse inestabilidad de la presión sanguínea, convulsiones y coma. El primer registro de esta toxina fue en 1987, cuando provocó la intoxicación de más de 100 personas que habían consumido mejillones *Mytilus edulis* cultivados en esteros de la isla Prince Edward, en Canadá (Bates *et al.*, 1989; Perl *et al.*, 1990).

La presencia de AD en el ambiente a sido relacionada con la proliferación de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, actualmente se reconoce que 14 especies de este grupo producen ácido domoico. En México se han registrado aproximadamente 21 especies de *Pseudo-nitzschia*, tanto en costas del Pacífico como del Golfo de California. Entre las especies potencialmente productoras de AD están: *P. australis*, *P. brasiliana*, *P. fraudulenta*, *P. pungens* y *P. pseudodelicatissima* (Hernández-Becerril, 1998; Cortés-Altamirano *et al.*, 2006; García-Mendoza *et al.*, 2009; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2013).

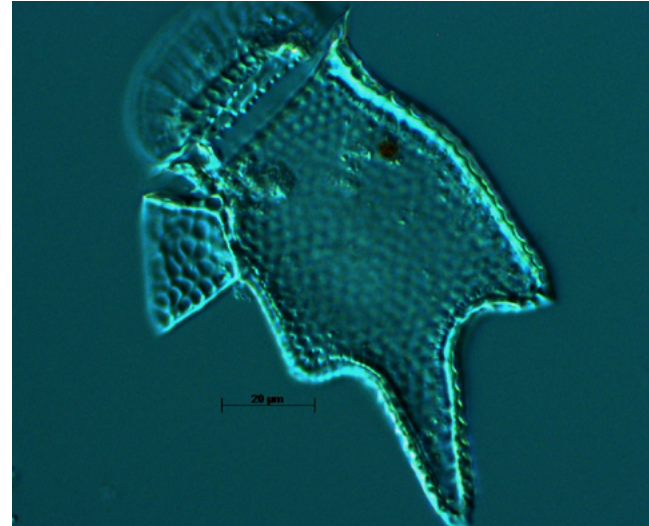
Entre los eventos documentados donde se detectó AD están el ocurrido en 1996 que causó la muerte de más de 150 pelícanos café (*Pelecanus occidentalis*) que consumieron macarelas (*Scomber japonicum*) contaminadas con *Pseudo-nitzschia* sp. (Ochoa *et al.*, 1996; Sierra-Beltrán *et al.*, 1997) y la mortandad de aves y mamíferos marinos en el Golfo de California en 1997 donde se detectaron concentraciones de AD de 3.0 µg/g¹ en cerebro y corazón y 0.6 µg/l en sangre de *Delphinus delphis* (SEMARNAP-PROFEPA, 1997; Sierra-Beltrán *et al.*, 1998, 1999). En julio de 2004 en la Bahía de Mazatlán se observaron manchas de color pardo originadas por las diatomeas *P. pseudodelicatissima* y *P. subfraudulenta*, la abundancia de ambas fue 4.85 x 10⁶ cél/l,

representando 83% de la biomasa de la muestra, una semana después ocurrió la mortandad de *P. occidentalis* (Cortés-Altamirano *et al.*, 2006), no se reportaron concentraciones de AD, aunque por la densidad celular de estas diatomeas los autores sugirieron que pudo ser la causa de muerte de los pelicanos.

En la Bahía de La Paz en 2006 se registró una mortandad de peces que se relacionó con la presencia de *Pseudo-nitzschia* spp., *Chaetoceros* spp. y *Thalassiosira* sp., esta última durante la primera semana del evento alcanzó densidades de $1.24-1110 \times 10^3$ cél/l mientras que las abundancias de *Pseudo-nitzschia* spp. fueron de $5-13 \times 10^5$ cél/l. En muestras de red de fitoplancton se encontraron de 24 a 52 ng/filtro de AD. La mortalidad de peces se atribuyó a la asfixia provocada por la obstrucción de las branquias y varias toneladas fueron retiradas de las playas durante la primera y segunda semana del florecimiento (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007b; López-Cortés *et al.*, 2015). De las tres especies de *Pseudo-nitzschia* identificadas, *P. pseudodelicatissima* y *P. pungens* fueron menos abundantes que *P. fraudulenta*, esta última especie es considerada poco común en el Golfo de California y debido a las condiciones oceanográficas en las que ocurrió el florecimiento, los autores sugieren que se trata de una especie asociada a surgencias (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007b). Asociado a este FAN se implementó una veda y vigilancia en centros de distribución del 9 de junio al 7 de julio de 2006, no hubo reportes de intoxicados. Del 28 de julio al 10 de agosto del mismo año se implementó otra veda a la extracción de productos marinos a través de SAGARPA en el norte de la Bahía de La Paz (El Cayo, Punta Estero, interior del estero, boca del estero, El Pardito isla sur, Francisquito y El Portugués), por la presencia de *Pseudo-nitzschia* spp. y de AD. También, se instruyó a productores del mar y a la población del riesgo que representa la comercialización y consumo de productos contaminados con esta toxina (COFEPRIS, 2016).

► Conclusiones y recomendaciones

Las toxinas paralizantes son las más estudiadas en la región seguidas de las amnésicas. Sin embargo, consideramos que los registros para otras toxinas como las diarreicas, ciguatoxinas y las toxinas emergentes (azaspirácidos, yesotoxinas e iminas cíclicas), están limitados por la carencia de la capacidad analítica de los laboratorios involucrados en su estudio, tal como ocurre con las iminas cíclicas. Investigaciones recientes (datos no publicados por los autores del presente capítulo) sobre la presencia de toxinas lipofílicas han permitido la detección de ácido okadaico, pectenotoxinas, yesotoxinas e iminas cíclicas en Bahía Concepción y la Bahía de La Paz, detectadas por cromatografía acoplada a espectrometría de masas/masas. Seguramente en el futuro cercano, la aplicación de estas técnicas nos dará más información sobre la diversidad y distribución de las toxinas presentes en nuestros mares. Otro aspecto a destacar es el creciente interés hacia las toxinas asociadas a los FAN por parte de investigadores, el sector salud y productores por su importancia ecológica, en la salud pública y comercial de los productos marinos. Monitoreos sistemáticos en nuestras costas y la utilización de técnicas modernas para análisis de las toxinas sería una recomendación fundamental para reconocer las toxinas en nuestros mares y en consecuencia implementar planes para mitigar sus efectos.



► Agradecimientos

Proyecto PC 0.11 y PC 0.12 del programa de Planeación Ambiental y Conservación del CIBNOR. Se agradece al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo brindado a través del proyecto SIP 2016-1180, a los proyectos SEP-CONACyT 178227 y proyecto CONACyT 248468. CJBS es becario EDI y COFAA, y a la Red Temática sobre Florecimientos Algales Nocivos del CONACyT por financiar esta publicación.

► Literatura citada

- Acevedo-Medina, G. (2005). Concentración y variación de la composición bioquímica de las biotoxinas del tipo PSP en el ostión de roca *Striostrea prismatica* Gray, 1825 *Ostrea iridescens* (=Hanley, 1854) en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa. (Tesis licenciatura). Instituto Tecnológico de Mazatlán, Sinaloa, México.
- Adachi, R. & Fukuyo, Y. (1979). The thecal structure of a marine toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* gen. et sp. nov. collected in a ciguatera-endemic area. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45, 67–71.
- Arcila-Herrera, H., Mendoza-Ayora, J., González-Franco, M. F., Montero-Cervantes, L. y Castelo-Navarrete, A. (2001). Revisión de una enfermedad poco conocida: La ciguatera. *Revista Biomédica*, 12, 27–34.
- Aune, T. & Yndestad, M. (1993). Diarrhetic shellfish poisoning. (Chapter 5). In: Falconer, I.R. ed. *Algal Toxins in Seafood and Drinking Water*, London, UK, Academic Press. pp. 87–104.
- Band-Schmidt, C. J., Morquecho, M. L., Lechuga-Devéze, C. H. & Anderson, D. M. (2004). Effects of growth medium, salinity, seawater source and temperature on the growth of *Gymnodinium catenatum* from Bahía Concepción, Mexico. *Journal of Plankton Research*, 26 (12), 1459–1470.

- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J., Gárate-Lizárraga, I., Lechuga-Devéze, C. H., Reinhardt, K. & Luckas, B. (2005). Paralytic shellfish toxin profile in strains of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham and the scallop *Argopecten ventricosus* G.B. Sowerby II from Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico. *Harmful Algae*, 4(1), 21–31.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J., Morquecho, L., Gárate-Lizárraga, I., Alonso-Rodríguez, R., Reyes-Salinas, A., Erler, K. & Luckas, B. (2006). Variations of PSP toxin profiles during different growth phases in *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) strains isolated from three locations in the Gulf of California, Mexico. *Journal of Phycology*, 42(4), 757–768.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D., Gárate-Lizárraga, I., Núñez-Vázquez, E. J. & Hernández-Sandoval, F. J. (2010). Ecological and physiological studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific: A review. *Marine Drugs* 8, 1935-196.
- Bates, S. S., Bird, C.J., de Freitas, A.S.W., Foxall, R., Gilgan, M., Hanic, L.A., Johnson, G. R., McCulloch, A. W., Odense, P., Pocklington, R., Quilliam, M. A., Sim, P. G., Smith, J. C., Subba-Rao, D. V., Todd, E. C. D., Walter, J. A. & Wright, J. L. C. (1989). Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from Eastern Prince Edward Island, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(7), 1203–1215.
- Brusca, R. (2016). A bibliography for the Gulf of California. Recuperado de http://www.rickbrusca.com_index.html/Research_files/Gulf%20Bibliography.pdf.
- Comisión Federal Para la Protección Contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). (2016). *Marea Roja/ Antecedentes en México/Presencia de marea roja en costas nacionales*. Recuperado de <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Marea%20Roja/AntecedentesMexico.aspx>
- Cortés-Altamirano, R. (1987). Observaciones de mareas rojas en la Bahía de Mazatlán, Sin., México. *Ciencias Marinas*, 13, 1–19.
- Cortés-Altamirano, R. y Núñez-Pasten, A. (1991). Registros de mareas rojas en la Bahía de Mazatlán, Sin., México (1985-1990). *Revista Investigación Científica*, UABCS, 2(1), 44–55.
- Cortés-Altamirano, R. y Núñez-Pasten, A. (1992). Doce años (1979-1990) de registros de mareas rojas en la Bahía de Mazatlán, Sin., México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, 19, 113–121.
- Cortés-Altamirano, R. y Alonso-Rodríguez, R. (1997). Mareas rojas durante 1997 en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Ciencias del Mar UAS*, 15, 29-35.
- Cortés-Altamirano, R., Núñez-Pastén, A. y Pastén-Miranda, N. (1999a). Abundancia anual de *Gymnodinium catenatum* Graham dinoflagelado tóxico de la costa este del Golfo de California. *Ciencias del Mar*, 35, 51–56.
- Cortés-Altamirano, R., Núñez-Pasten, A. y Pastén-Miranda, N. (1999b). Abundancia anual de *Gymnodinium catenatum* Graham dinoflagelado tóxico de la costa Este del Golfo de California. *Ciencia y Mar, Universidad del Mar-Oaxaca*, 3 (7), 50–56.
- Cortés-Altamirano, R., Sierra-Beltrán, A. y Barraza-Guardado, R. (2006). Mortandad de peces debido a microalgas nocivas y tóxicas: Cinco casos de marea roja en la costa continental del Golfo de California (2003-2004). pp. 79-90. En: S. Salas, M. A., Cabrera, J., Ramos, D., Flores y Sánchez, J. eds. *Memorias Primera Conferencia de Pesquerías Costeras en América Latina y el Caribe. Evaluando, Manejando y Balanceando Acciones*. 4–8 octubre de 2004, Mérida, Yucatán, México.
- Cusick, K. D. & Saylor, G. S. (2013). An overview on the marine neurotoxin, saxitoxin: genetics, molecular targets, methods of detection and ecological functions. *Marine Drugs*, 11, 991–1018.
- De la Garza Aguilar, J. (1983). Intoxicación alimentaria por ingestión de mariscos contaminados. *Salud Pública de México*, 25, 145–150.

- De Schrijver, K., Maes, I., de Man, L. & Michelet, J. (2002). An outbreak of Diarrhoeic shellfish poisoning in Antwerp, Belgium. *Eurosurveillance Monthly Archives* 7(10), 138–141.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación). (2005). Biotoxinas Marinas, Intoxicación diarreica por mariscos (DSP). Biotoxinas marinas. *Estudio FAO: alimentación y nutrición*. Roma, Italia. pp. 278.
- Ferrari, G. (2001). HABs in the Southwestern Atlantic Ocean. In: Zhu, M., Zou, Y., Cheong L., & S. Hall, eds. *Proceedings of the Second International Conference on Harmful Algae Management and Mitigation*, Qingdao, China. IOC UNESCO, Paris. pp. 34–35.
- Gárate-Lizárraga, I. & Martínez-López, A. (1997). Primer registro de una marea roja de *Prorocentrum mexicanum* (Prorocentraceae) en el Golfo de California. *Revista de Biología Tropical*, 45(3), 1263–1271.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Alonso-Rodríguez, R. & Luckas, B. (2004a). Comparative paralytic shellfish toxin profiles in two marine bivalves during outbreaks of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 378–402.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Erler, K., Muñetón-Gómez, S., Luckas, B. & Tripp-Quezada, A. (2004b). Paralytic shellfish toxins in the chocolata clam, *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae), in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Revista de Biología Tropical*, 52, 133–140.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2004c). Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniaceae) in the Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 52 (Suppl. 1), 51–58.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F., Erler, K. & Luckas, B. (2006). Paralytic shellfish toxin profiles in net phytoplankton samples from Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 800–806.
- Gárate-Lizárraga, I., Arellano-Martínez, M., Ceballos-Vázquez, B. P., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J. y Hernández-Sandoval, F. (2007a). Fitoplancton tóxico y presencia de toxinas paralizantes en la almeja mano de león (*Nodipecten subnodosus*, Sowerby, 1835) en la Bahía de Los Ángeles, BC p. 20. *Resúmenes del II Taller sobre Florecimientos Algales Nocivos*, 21–23 noviembre de 2007, Ensenada, BC, México.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2007b). Bloom of *Pseudo-nitzschia fraudulenta* in Bahía de La Paz, Gulf of California (June-July 2006). *Harmful Algae News*, 33, 6–7.
- Gárate-Lizárraga, I. & González-Armas, R. (2011). Occurrence of *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* along the southern coast of the Baja California Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 626–630.
- Gárate-Lizárraga, I., González-Armas, R., Tiburcio-Pintos, G., Sánchez-García, C., Olvera-Guevara, G. y Montero-Becerril, P. (2011). Mortandad de peces en la región de Los Cabos, Baja California Sur (Junio-2011). p 68. 1er Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana para el Estudio de los Florecimientos Algales Nocivos, 16-18 de noviembre de 2011, Mazatlán, Sinaloa, México.
- Gárate-Lizárraga, I., Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortiz, J. A., Alarcón-Tacuba, M., Chávez-Almazán, L., Alarcón-Romero, M. A., López-Silva, S., Bustillos-Guzmán, J. J. & Licea-Durán, S. (2012). Toxicity and paralytic toxin profile in *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* and violet oyster in Bahía de Acapulco, Guerrero, Mexico. *Harmful Algae News*, (45), 2–3.
- Gárate-Lizárraga, I., Poot-Delgado, C. A., Ramírez-Castillo, E. R. y Páez-Hernández, M. H. (2013). Proliferation of *Pseudo-nitzschia brasiliensis* and *P. cf. pseudodelicatissima* (Bacillariophy-

- ceae) in the Estero Santa Cruz, northern Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48(2), 387–393.
- García-Mendoza, E., Rivas, D., Olivos-Ortiz, A., Almazán-Becerril, A., Castañeda-Vega, C. & Peña-Manjarrez, J. L. (2009). A toxic *Pseudo-nitzschia* bloom in Todos Santos Bay, northwestern Baja California, Mexico. *Harmful Algae*, 8, 493–503.
- Gómez-Villarreal, M. C., Gárate-Lizárraga, I. y Bustillos-Guzmán, J. J. (2007). Toxinas paralizantes en ostión de piedra, *Crassostrea iridescens* en Bahía de Banderas. *Recursos y Medio Ambiente: Memorias del XIV Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología*, 29–31 octubre 2007, Nuevo Vallarta, México.
- Hallegraeff, G. M. & Fraga, S. (1998). Bloom dynamics of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*, with emphasis on Tasmanian and Spanish coastal waters. In: Anderson, D. M., Cembella, A. D. & Hallegraeff, G. M. eds. *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. Vol. 41. Springer-Verlag, Berlin, pp. 59–80
- Hernández-Becerril, D. U. (1998). Species of the planktonic diatom genus *Pseudo-nitzschia* of the Pacific coast of Mexico. *Hydrobiologia*, 379, 77–84.
- Hernández-Sandoval, F. E., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., Band-Schmidt, C. J., Gárate-Lizárraga, I. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2009). Comparative paralytic shellfish toxin profile in six bivalve molluscs during the first outbreak of *Gymnodinium catenatum* in Bahía de La Paz, Mexico. 2007. *Hidrobiológica*, 19(3), 245–256.
- Heredia-Tapia, A., Arredondo-Vega, B. O., Núñez-Vázquez, E. J., Yasumoto, T., Yasuda, M. & Ochoa, J. L. (2002). Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn. *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DSP) risk assessment in the Gulf of California, Mexico. *Toxicon* 40 (8), 1121–1127.
- Lechuga-Devéze, C. & Sierra-Beltrán, A. (1995). Documented case of ciguatera on Mexican Pacific Coast. *Natural Toxins*, 3, 415–418.
- Lechuga-Devéze, C. & Morquecho-Escamilla, M. L. (1998). Early spring potentially harmful phytoplankton in Bahía Concepción, Gulf of California. *Bulletin of Marine Science*, 63, 503–512.
- Lechuga-Devéze, C. H., Morquecho-Escamilla, M. L., Reyes-Salinas, A. & Hernández-Alfonso, J. R. (2000). Environmental natural disturbances at Bahía Concepción, Gulf of California. p. 245-255, In: M. Munawar, S. G. Lawrence, I. F. Munawar & D. F. Malley, eds. *Aquatic Ecosystems of México. Status and scope*. Ecovision World Monograph Series, Blackhuys Publishers, Leiden. 435 p.
- Lefebvre, K. A., Dovel, S. L. & Silver, M. W. (2001). Tissue distribution and neurotoxic effects of domoic acid in a prominent vector species, the northern anchovy *Engraulis mordax*. *Marine Biology*, 138, 693–700.
- Lehane, L. (2000). Ciguatera update. *Medical Journal of Australia*, 172, 176–179.
- Lehane, L. & Lewis, R. J. (2000). Review Ciguatera: recent advances but the risk remains. *International Journal of Food Microbiology*, 61, 91–125.
- Lewitus, A. J., Horner, R. A., Caron, D. A. García-Mendoza, E., Hickey, B. M., Hunter, M., Hupper, D. D., Kudela, R. M., Langlois, G. W., Largier, J. L., Lessard, E. J., RaLonde, R., Jack-Rensel, J. E., Stratton, P. G., Trainer, V. L. & Tweddle, J. F. (2012). Harmful algal blooms along the North American west coast region: History, trends, causes, and impacts. *Harmful Algae*, 19, 133–159.
- Licea, S., Gómez-Aguirre, S., Cortés-Altamirano, R. y Gómez, S. (1999). Notas sobre algunos florecimientos algales y la presencia de especies tóxicas en cinco localidades del Pacífico Mexicano (1996–1999). pp. 335–337. *VIII Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar*, 17–21 Octubre 1999, Trujillo, Perú.
- Litaker, R. W., Vandersea, M. W., Faust, M. A., Kibler, S. R., Nau, A. W., Holland, W. C., Chinain, M., Holmes, M. J. & Tester, P. A. (2010). Global distribution of ciguatera causing dinoflagellates in the genus *Gambierdiscus*. *Toxicon*, 56, 711–730.

- López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., Band-Schmidt, C. J., Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Sandoval, F. E. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2015). Mass fish die-off during a diatom bloom in the Bahía de La Paz, Gulf of California. *Hidrobiológica*, 25 (1), 39–48.
- Martínez-López, A., Ulloa-Pérez, A. & Escobedo-Urías, D. (2007). First record of vegetative cells of *Pyrodinium bahamense* (Gonyaulacales: Goniodomataceae) in the Gulf of California. *Pacific Sciences*, 61, 289–293.
- Mee, L., Espinosa, M. & Díaz, G. (1986). Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific coast of Mexico. *Marine Environmental Resources*, 19, 17–92.
- Morales-Blake, A., Hernández-Becerril, D. U. y Cavazos-Guerra, C. (2000). Registros de mareas rojas en las bahías de Manzanillo, Colima, México. En: Ríos-Jara, E., Juárez-Carrillo, E., Pérez-Peña, M., López-Linares, E., Robles-Jarero, E. G., Hernández-Becerril, D. U. y Silva-Briano, M., eds. *Estudios sobre Plancton en México y el Caribe*. pp. 81–82. Mexico: Sociedad Mexicana de Planctología y Universidad de Guadalajara.
- Morquecho, L. (2008). Morphology of *Pyrodinium bahamense* Plate (Dinoflagellata) near Isla San José, Gulf of California, Mexico. *Harmful Algae*, 7(5), 664–670.
- Morquecho, L., Alonso-Rodríguez, R. & Martínez-Tecuapacho, G. A. (2014). Cyst morphology, germination characteristics, and potential toxicity of *Pyrodinium bahamense* in the Gulf of California. *Botanica Marina*, 57(4), 303–314.
- Munday, R. (2014). Toxicology of seafood toxins: A critical review. In: Botana (ed). *Seafood and freshwater toxins: pharmacology, physiology, and detection* (2nd ed.). pp. 197-290, CRC press.
- Nogueira, I., Lobo-da-Cunha, A., Afonso, A., Rivera, S., Azevedo, J., Monteiro, R., Cervantes, R, Gago-Martínez, A., & Vasconcelos, V. (2010). Toxic effects of domoic acid in the seabream *Sparus aurata*. *Marine Drugs*, 8, 2721–2732.
- Norma Oficial Mexicana (2012). NOM-242-SSA1-2009, modificación de los numerales 3.1, 4.2, 6.13.3, 7.1.1.1.2, 7.1.5.2.3, 7.1.7, 7.1.10 y eliminación del apéndice normativo A de la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Pp. 3.
- Núñez-Vázquez, E. J., Sierra-Beltrán, A., Cruz-Villacorta, A. & Ochoa, J. L. (1998). Ciguatera en *Serranidae* and *Lutjanidae* fish of Baja California Sur, Mexico. *Toxicon*, 36(9), 1224.
- Núñez-Vázquez, E. J., Heredia-Tapia, A., Pérez-Urbiola, J. C., Alonso-Rodríguez, R., Arellano-Blanco, J., Cordero-Tapia, A., Pérez-Linares, J. & Ochoa, J. L. (2002). Evaluation of dinoflagellate toxicity implicated in recent HAB events in the Gulf of California, Mexico. In: Holland, P., Rhodes, L., Brown, L. eds. *Cawtron Report No. 906. Proceedings from HABTech 2003*, APEC. pp 64. A workshop on technologies for monitoring of harmful algal blooms and marine biotoxins. Cawthron Institute. 26-30 November 2003 Nelson, New Zealand.
- Núñez-Vázquez, E. J. (2005). Biotoxinas marinas en peces comestibles de Baja California Sur: origen, identificación y cuantificación. (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Núñez-Vázquez, E. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Heredia-Tapia, A., Yasumoto, T., Cruz-Villacorta, A., Band-Schmidt, C. J., Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D.J., Hernández-Sandoval, F. y Ochoa, J. L. (2009). Múltiples toxinas marinas en el hígado de *Mycteroperca prionura*, *M. rosacea* y *Lutjanus colorado* asociados a ciguatera en la isla El Pardito, BCS. México. p. 52. III Taller sobre Florecimientos Algales Nocivos, noviembre de 2009, Acapulco, Guerrero, México.
- Núñez-Vázquez, E. J., Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Cordero-Tapia, A., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F. E., Heredia-Tapia, A. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2011). Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf of California. *Journal of Environmental Biology*, 32 (1/2), 413–423.

- Ochoa, J. L., Sierra-Beltrán, A., Cruz-Villacorta, A. & Núñez-Vázquez, E. (1996). Domoic Acid in Mexico. In: R.W. Penney ed. *Proceedings of the Fifth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae*. St John's, Newfoundland, Canada. September 11-13. Department of Fisheries and Oceans. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2138, 82-90.
- Ochoa, A., Sánchez-Paz, A., Cruz-Villacorta, A., Núñez-Vázquez, E. J. & Sierra-Beltrán, A. (1997). Toxic events in the North Pacific coastline in Mexico during 1992-1995: origin and impact. *Hydrobiologia*, 352, 195-200.
- Parrilla-Cerrillo, M. C., Vázquez-Castellanos, J. I., Saldade-Castañeda, E. O. & Nava-Fernández, L. M. (1993). Intoxicación alimentaria en México. *Salud Pública México*, 35, 456-463.
- Perl, T. M., Bédard, L., Kosatsky, T., Hockin, J. C., Tood, E. C. & Remis, R. S. (1990). An outbreak of toxic encephalopathy caused by eating mussels contaminated with domoic acid. *New England Journal of Medicine*, 322, 1775-1780.
- Ramírez-Camarena, C., Cortés-Altamirano, R. y Muñoz-Cabrera, L. (1999). Mareas rojas provocadas por *Gymnodinium catenatum* en la Bahía de Mazatlán, Sin., México, durante 1997. *Revista de Biología Tropical*, 47, 77-80.
- Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A., Bustillos-Guzmán, J. J., Garcés, E., Gaviño-Rodríguez, J. H., Galicia-Pérez, M. A., Patiño-Barragán, M., Band-Schmidt, C. J., Hernández-Sandoval, F. J. & López-Cortés, D. J. (2012). Bloom of *Gymnodinium catenatum* in Bahía Santiago and Bahía Manzanillo, Colima, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 60, 173-186.
- Saldade-Castañeda, O., Vázquez-Castellanos, J. L., Galván, J., Sánchez-Anguiano, A. & Nazar, A. (1991). Poisoning from paralytic shellfish toxins in Oaxaca, Mexico. *Salud Pública de México*, 33, 240-247.
- SEMARNAT-PROFEPA (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Procuraduría Federal de Protección al Ambiente) (1997). Mortandad de mamíferos marinos cuyos cadáveres arribaron a las costas de Sinaloa. *Informe Técnico*. Distrito Federal, México. 34 p.
- Sierra-Beltrán, A. P., Morquecho-Escamilla, M. L., Lechuga-Devéze, C. & Ochoa, J. L. (1996). PSP monitoring program at Baja California Sur, Mexico. In: Yasumoto, T., Oshima, Y. & Fukuyo Y. eds. *Harmful and Toxic Algal Blooms*. IOC-UNESCO, París. 105-108.
- Sierra-Beltrán, A., Palafox-Urbe, M., Grajales-Montiel, J., Cruz-Villacorta, A. & Ochoa, J. L. (1997). Sea bird mortality at Cabo San Lucas, Mexico: evidence that toxic *Pseudonitzschia* sp. is spreading. *Toxicon*, 35, 447-453.
- Sierra Beltrán, A., Cruz, A., Núñez-Vázquez, E., Del Villar, M., Cerecero, J. & Ochoa, J. L. (1998). An overview of the marine food poisoning in Mexico. *Toxicon* 36(9), 1493-1502.
- Sierra-Beltrán, A. P., Ochoa, J. L., Lluch-Cota, S. E., Cruz-Villacorta, A., Rosiles, R., López-Valenzuela, M., Del Villar-Ponce, L. M. y Cerecero-Gutiérrez, J. (1999). *Pseudonitzschia australis* (Frengurlli), responsable de la mortandad de aves y mamíferos marinos en el Alto Golfo de California, México, en 1997. p 886-887. En: Tresierra-Aguilar A. E. y Culquichicón-Malpica, Z. G. eds. *Memorias del VIII Congreso Latinoamericano en Ciencias Marinas (Latinamerican Congress on Marine Sciences)* 17-21 de octubre, Trujillo, Perú.
- Schwartzlose, R. A., Álvarez-Millán, D. y Brueggeman, P. (1992). Golfo de California: Bibliografía de las Ciencias Marinas [Gulf of California: Bibliography of Marine Sciences]. Ensenada, Baja California, México. Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, 425 pp.
- Stivala, C. E., Benoit, E., Aráos, R., Servent, D., Novikov, A., Molgó, J. & Zakarian A. (2015). Synthesis and biology of cyclic imine toxins, an emerging class of potent, globally distributed marine toxins. *Natural Product Reports*, 32, 411-435.

- Tachibana, K., P.J. Scheuer, Y. Tsukitani, H. Kikuchi, D. V. Engen, J. Clardy, Y. Gopichand & Clardy, J. (1981). Okadaic acid, a cytotoxic polyether from two marine sponges of the genus *Halichondria*. *Journal of the American Chemical Society*, 103 (9), 2469–2471.
- Tiedeken, J. A., Ramsdell, J. S. & Ramsdell, A. F. (2005). Developmental toxicity of domoic acid in zebrafish (*Danio rerio*). *Neurotoxicology and Teratology*, 27, 711–717.
- Trainer, V. L., Bates, S. S., Lundholm, N., Thessen, A. E., Cochlan, W. P., Adams, N. G. & Trick, Ch. G. (2012). *Pseudo-nitzschia* physiological ecology, phylogeny, toxicity, monitoring and impacts on ecosystem health. *Harmful Algae*, 14, 271–300.
- Todd, E.C.D. (1997). Seafood-associated diseases and control in Canada. *Revue scientifique et technique International Office of Epizootics*, 16 (2), 661–672.
- Usup, G., Ahmad, A., Matsuoka, K., Lim, P. T. & Leaw, Ch. P. (2012). Biology, ecology and bloom dynamics of the toxic marine dinoflagellate *Pyrodinium bahamense*. *Harmful Algae*, 14, 301–314.
- Van Egmond, H.P., Aune, T., Lassus, P., Speijers, G. & Waldock, M. (1993). Paralytic and diarrhoeic shellfish poisons: occurrence in Europe, toxicity, analysis and regulation. *Journal of Natural Toxins*, 2: 41-83.
- Valdiglesias, V., Prego-Faraldo, M. V., Pásaro, E., Méndez, J. & Laffon, B. (2013). Okadaic acid: more than a diarrheic toxin. *Marine Drugs*, 11, 4328–4349.
- Yasumoto, T., Oshima, Y. & Yamaguchi, M. (1978). Occurrence of a new type of shellfish poisoning in the Tohoku district. *Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish*, 44, 1249–1255.

Autoecología de microalgas nocivas aisladas del Golfo de California

Band-Schmidt, Christine Johanna¹; Bustillos-Guzmán, José Jesús²; Durán-Riveroll, Lorena María³; López-Cortés, David Javier²; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo²; Núñez-Vázquez, Erick Julián²

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México. cbands@ipn.mx

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Av. Instituto Politécnico Nacional Núm. 195, Playa Palo de Santa Rita Sur, CP 23096. La Paz, Baja California Sur, México.

³ Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Acuática. Circuito Exterior s/n, Coyoacán, Ciudad Universitaria, CP 04510. Ciudad de México, México.



Resumen

En la región del Golfo de California se han realizado varios trabajos de autoecología de los dinoflagelados *Alexandrium affine*, *Cochlodinium polykrikoides*, *Gymnodinium catenatum*, *Prorocentrum lima* y *Pyrodinium bahamense*. También se han realizado estudios sobre las especies de la clase Raphidophyceae: *Chattonella marina*, *C. subsalsa* y *Fibrocapsa japonica*. Estos trabajos han contribuido a confirmar su identificación taxonómica, definir sus características de crecimiento y en algunos casos de su ciclo de vida, así como caracterizar sus respuestas fisiológicas a diferentes condiciones ambientales y la descripción detallada sobre su efecto nocivo sobre otros organismos. Los estudios de autoecología de las especies fitoplanctónicas nocivas de la región sin duda nos permiten obtener información sobre la fisiología y ecología de las especies presentes en nuestras costas, y complementan los resultados obtenidos en las investigaciones ecológicas de la zona.

Palabras clave: Cepas, dinoflagelados, Raphidophyceae, toxinas.

Abstract

In the region of the Gulf of California several autoecology studies have been done in the dinoflagellates: *Alexandrium affine*, *Cochlodinium polykrikoides*, *Gymnodinium catenatum*, *Prorocentrum lima*, *Pyrodinium bahamense*; and on species of Raphidophyceae: *Chattonella marina*, *C. subsalsa*, and *Fibrocapsa japonica*. Laboratory studies have contributed to confirm their identification to species level by combining detailed morphological and genetic sequences, defining their growth characteristics and in some cases their life cycle; as well as their physiological characteristics under different environmental conditions, and the detailed description of the harmful effect on other organisms. The laboratory studies on harmful phytoplankton allows us to have information on the physiology of the species that are present in this region and complement these results obtained with the ecological studies of the zone.

Key words: Dinoflagellates, growth, Raphidophyceae, strains, toxins.

► Introducción

En la región del Golfo de California se han realizado diversos trabajos de ecofisiología de especies de fitoplancton formadoras de florecimientos algales nocivos (FAN). Las cepas se han aislado principalmente de las costas de los estados de Baja California Sur y Sinaloa, donde se concentran el mayor número de investigadores que se dedican al estudio de los FAN de la región. Las investigaciones se han centrado en especies de dinoflagelados productores de toxinas paralizantes y diarreas, así como en especies de dinoflagelados y rafdofíceas ictiotóxicas. Además de determinar sus características fisiológicas, los trabajos también se han centrado en conocer sus efectos nocivos sobre otros organismos. El objetivo de este subcapítulo es describir los principales resultados de estas investigaciones, para ello se realizó una revisión de artículos científicos publicados en los últimos 16 años sobre los estudios realizados de autoecología en especies de fitoplancton formadores de FAN en el Golfo de California.

Alexandrium affine

Dinoflagelado no tóxico, aislado de Bahía Concepción (ver Fig. 1 de Introducción), formador de florecimientos algales (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2002; Morquecho y Lechuga-Devéze, 2004). *Alexandrium affine* es una especie homotática e isogámica que puede formar quistes en condiciones de limitación de nutrientes (ausencia de nitrógeno o fósforo) (Band-Schmidt *et al.*, 2003a). Asimismo, estos autores evaluaron el tiempo de maduración de los quistes, que varió entre dos semanas y tres meses, en función de la temperatura. El tiempo de germinación fue más prolongado a temperaturas menores y la luz no representó una influencia significativa en el proceso. Tanto los quistes como las células vegetativas de *A. affine* toleran un amplio intervalo de tem-



peratura, y germinan desde los 5 hasta los 25°C. Las células vegetativas tienen un intervalo más estrecho de tolerancia a la temperatura, y pueden multiplicarse entre 15 y 35°C, con las mayores tasas de crecimiento (0.25-0.34 div/día) entre 20 y 30°C.

La identificación taxonómica de *A. affine* se corroboró mediante secuenciación de la región LSU del ADNr (Band-Schmidt *et al.*, 2003b), agrupándose con 100% de similitud al compararse con las secuencias genéticas de cepas provenientes de otras regiones geográficas.

Cochlodinium polykrikoides

Dinoflagelado icthiotóxico, productor de sustancias reactivas de oxígeno (ROS) y hemolisinas, aislado de la Bahía de La Paz (ver Fig. 1 de Introducción). Se ha demostrado actividad hemolítica en cepas de *C. polykrikoides* del Golfo de California en eritrocitos de pez y de humanos (HE₅₀ de 4.88 y 5.27 x 10⁶ cél/l, respectivamente) (Dorantes-Aranda *et al.*, 2009). Los autores proponen que la actividad hemolítica podría estar relacionada con los ácidos grasos poliinsaturados 16:0, 22:6n3 y 18:5n3 que representan 62% del total de los ácidos grasos de esta especie. Al exponer al pez *Lutjanus guttatus* a este dinoflagelado, se observó una disminución en la actividad de la catalasa del hígado y en la peroxidación lipídica, lo que sugiere que el estrés oxidativo contribuye, al menos en parte, al efecto icthiotóxico de *C. polykrikoides* (Dorantes-Aranda *et al.*, 2010).

Gymnodinium catenatum

Dinoflagelado heterotálico, productor de toxinas paralizantes. Se han aislado diversas cepas de esta especie a lo largo de la costa del Pacífico Mexicano y es la especie más ampliamente estudiada en la región (ver revisión de Band-Schmidt *et al.*, 2010). *Gymnodinium catenatum*, en condiciones de laboratorio tolera un intervalo amplio de salinidad, desde 15 hasta 40, dependiendo de la fuente de agua de mar empleada, presentando las tasas máximas de crecimiento (0.28 a 0.31 div/día) a una salinidad entre 28 y 38 (Band-Schmidt, 2004a). Tiene una amplia tolerancia a la temperatura, desde los 11.5°C hasta los 33°C, con una tasa de crecimiento máxima (de 0.32 a 0.39 div/día) entre 21 y 24°C, con biomásas máximas entre 4700 y 5500 cél/ml (Band-Schmidt *et al.*, 2004a; 2014). Asimismo, tolera proporciones de N:P de 5.4 a 74.3 (µM) con tasas de crecimiento entre 0.20 y 0.24 div/día, y alcanza la mayor biomasa (5852 cél/ml) con una proporción N:P de 23.5 (Bustillos-Guzmán *et al.*, 2012).

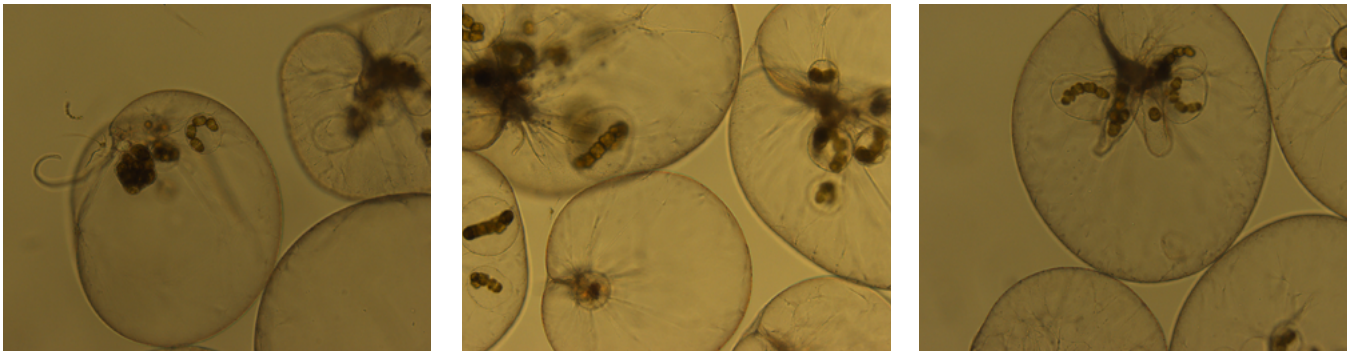
Se han realizado diversos estudios del perfil de toxinas de cepas de *G. catenatum* aisladas de diversas zonas del Golfo de California en condiciones de cultivo. Los estudios muestran que esta especie produce los siguientes análogos de saxitoxina: neosaxitoxina (NeoSTX), saxitoxina (STX), decarbamoil saxitoxina (dcSTX), decarbamoil gonyautoxina 2/3 (dcGTX2/3), toxinas B1/2 (B1/2), toxinas C1/2 (C1/2) y toxinas C3/C4 (C3/C4), con una dominancia molar de las toxinas sulfocarbamoil (80-90%) seguidas de las toxinas decarbamoil (Band-Schmidt *et al.*, 2004a, 2005, 2006). La concentración de estas toxinas puede variar en función de las condiciones de cultivo. Por ejemplo, al cultivar a las cepas en medio f/2 modificado (reducción de cobre y adición de selenio), las cepas de Bahía Concepción presentaron dcSTX, dcGTX2/3 y C1/2 principalmente,

mientras que NeoSTX, GTX2/3 y B1/2 sólo se presentaron en algunas cepas con una concentración molar baja ($\leq 5.5\%$) (Band-Schmidt *et al.*, 2006). En contraste, cuando se cultivaron en medio GSe, el perfil de toxinas estuvo representado por un mayor número de análogos (STX, NeoSTX, dcSTX, dcGTX2/3, B1/2, C1/2 y C3/4), con una mayor contribución de NeoSTX (hasta 46% en porcentaje molar) (Band-Schmidt *et al.*, 2006). También se han observado diferencias relacionadas con el lugar de origen de las cepas (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2005; 2006; Band-Schmidt *et al.*, 2006). Las cepas aisladas de Bahía Concepción (BACO) presentaron un contenido mayor de C1/2 (50-56% molar); las de Bahía de La Paz (BAPAZ) (ver Fig. 1 de Introducción) y de Bahía de Mazatlán (BAMAZ) tuvieron un mayor porcentaje de NeoSTX (25-46% molar) (Band-Schmidt *et al.*, 2006). Adicionalmente, se han observado diferencias relacionadas con la edad del cultivo en cepas de BAMAZ y BAPAZ, ya que los cultivos con cadenas más largas (fase exponencial) presentan un porcentaje mayor de NeoSTX, en comparación con cultivos con cadenas más cortas. También existen diferencias en la toxicidad por célula, siendo las cepas de BAPAZ y BAMAZ las más tóxicas (101 pg STX eq/cél), mientras que las de BACO presentaron una menor toxicidad (13 pg STX eq/cél).

Al cultivar a *G. catenatum* bajo diferentes relaciones de N:P (de 5.4 a 74.3) se observó mayor biomasa en una proporción N:P de 23.5 (5852 cél/ml), y no hubo diferencias significativas en las tasas de crecimiento con las diferentes proporciones de N:P, que variaron entre 0.20 y 0.24 div/día (Bustillos-Guzmán *et al.*, 2012). En cuanto al perfil de las toxinas y la toxicidad, no se observaron diferencias en los cultivos con diferentes proporciones de N:P, pero sí hubo diferencias entre las fases de crecimiento con un mayor porcentaje molar de toxinas sulfocarbamoil en la fase exponencial de crecimiento, mientras que en la fase estacionaria y de decaimiento hubo una mayor contribución de las toxinas carbamoil y decarbamoil (Bustillos-Guzmán *et al.*, 2012). En un estudio posterior del perfil de toxinas paralizantes realizado con 8 cepas aisladas del Pacífico Mexicano (6 de ellas del Golfo de California) expuestas a diversas temperaturas (de 16 a 33°C) no se observaron diferencias con el origen geográfico de las cepas con respecto al perfil de toxinas; las diferencias encontradas fueron específicas de cada cepa, independientemente del lugar de origen. A menores temperaturas de crecimiento, las toxinas C1/2 presentaron una mayor proporción (80% molar); a mayores temperaturas, se observó una mayor proporción de toxinas B1/2 (42% molar) y a 21°C una mayor proporción de toxinas decarbamoil (Band-Schmidt *et al.*, 2014).

En todos los estudios publicados entre 2005 y 2014 se utilizó el método de cromatografía de líquidos de alta resolución con detección por fluorescencia (HPLC-FLD) y oxidación postcolumna de Hummert *et al.* (1997) modificado por Yu *et al.* (1998). Sin embargo, en un estudio del perfil de toxinas de una cepa de Bahía Concepción, utilizando oxidación pre-columna se confirmó la presencia de toxinas sulfocarbamoil (tipo B y C) y decarbamoil (dcGTX y dcSTX) y GTX, pero no se detectó ni STX, ni Neo (Bustillos-Guzmán *et al.*, 2011). Esto llevó a los autores a señalar algunos inconvenientes del método utilizado y han recomendado que se realicen un número mayor de estudios del perfil de toxinas con métodos confirmativos. Bustillos-Guzmán *et al.* (2015), mediante cromatografía de líquidos acoplada a espectrometría de masas en tándem (LC-MS/MS), describen el perfil de toxinas paralizantes de *G. catenatum*, incluyendo a los análogos benzoil, de 5 cepas del Pacífico Mexicano (dos de Bahía Concepción, dos de Bahía de La Paz y una de Bahía de Mazatlán), confirmando nuevamente las principales toxinas (tipo B y C) y la ausencia de STX y de Neo. Con este nuevo estudio se confirma que el perfil de las cepas analizadas está dominado por las toxinas menos potentes, las sulfocarbamoil (más del 90% en porcentaje molar), y el resto de los análogos está representado por el grupo decarbamoil (dcSTX, dcNeo y dcGTX1/4).

Para el caso particular de los análogos tipo benzoil (GC), Bustillos-Guzmán *et al.* (2011) demostraron que una cepa aislada de Bahía Concepción presenta al menos tres tipos de análogos (GC): los análogos GC1-2, que contienen el anillo benzoil *para* hidroxilado en la cadena lateral, sulfatados (OSO_3^-) en la posición 11 del núcleo de la molécula y el análogo GC3, que también presenta el anillo benzoil *para* hidroxilado pero sin el grupo sulfato. En este estudio, los autores deducen la presencia de estos análogos por comparación de los cromatogramas obtenidos de los aislados del Golfo de California y Pacífico Mexicano, con los reportados para una cepa de *G. catenatum* de Portugal, en la cual previamente se había confirmado su presencia mediante espectrometría de masas. Posteriormente, la existencia del grupo benzoil fue confirmada mediante resonancia magnética nuclear (Durán-Riveroll *et al.*, 2013). Hasta el momento se ha reportado la detección de 5 análogos hidroxi-benzoil (GC1/2, GC3 y GC4/5) y dos análogos benzoil sulfatados (GC1b/2b) mediante cromatografía de líquidos acoplada a espectrometría de masas en cepas de *G. catenatum* de Bahía Concepción y Bahía de La Paz (Bustillos-Guzmán *et al.*, 2015).



También existen diversos estudios donde se han investigado los posibles efectos nocivos de esta especie sobre otros organismos. Se han realizado estudios de pastoreo en invertebrados (dinoflagelados, crustáceos y diversas especies de moluscos) para determinar su respuesta ante la presencia de *G. catenatum* o de las toxinas que produce bajo condiciones experimentales. Bustillos-Guzmán *et al.* (2013) ofrecieron diferentes concentraciones de *G. catenatum* (312, 625 y 1015 cél/ml) a otro dinoflagelado, *Noctiluca scintillans*. Más de 70% de las células de *N. scintillans* presentaron *G. catenatum* dentro de sus vacuolas alimenticias; las tasas de ingesta variaron de 30 a 40 cél de *G. catenatum*/h por célula de *N. scintillans*. Durante los primeros cuatro días, *N. scintillans* duplicaba su número cada 48 h; sin embargo, después del quinto día se observaron varias células trofontes desprendiéndose de su membrana celular, indicando un posible daño. De acuerdo a estos autores, los resultados sugieren que *N. scintillans* ingiere a *G. catenatum* pero ésta ocasiona daño celular en *N. scintillans* en un periodo corto de tiempo.

Sólo se ha realizado un trabajo del efecto de *G. catenatum* sobre una especie de copépodo, *Acartia clausi*. No se encontraron efectos negativos en las tasas de pastoreo, producción de huevos y eclosión de huevos al alimentar al copépodo con *G. catenatum* (Palomares-García *et al.*, 2006). Por el contrario, la producción de huevos y el porcentaje de eclosión aumentó con un mayor proporción de *G. catenatum* en la dieta. También se demostró que *A. clausi* puede ser un vector de transferencia de toxinas paralizantes al presentar NeoSXT, dcSTX, dcGTX2/3, B1/2 y C2 con una toxicidad de 12.7 pg STXeq/copépodo.

Pérez-Linares *et al.* (2008) inyectaron diferentes dosis de extractos de toxinas paralizantes obtenidas de cultivos de *G. catenatum* a juveniles y adultos de *Litopenaeus vannamei* (juveniles de 0.5 a 5.0 UR, adultos de 5.0 a 20.0 UR de SXT). Los principales síntomas observados, tanto en juveniles como en adultos, fueron parálisis en antenas y pereiópodos en todas las dosis aplicadas. Al inyectar dosis mayores a 1.0 UR, los organismos mostraron desequilibrio y nado atípico. A pesar de la parálisis en antenas y pereiópodos, se observó actividad en los órganos internos. Todas las dosis probadas fueron letales en ambos estadios, presentándose espasmos musculares y contracciones abdominales antes de morir. Posteriormente, se expuso a postlarvas (PL 30) de *L. vannamei* a diferentes densidades celulares (10^3 , 10^4 y 10^6 cél/l por 48 h) de *G. catenatum* (Pérez-Linares *et al.*, 2009). Los ensayos demostraron una buena tasa de sobrevivencia del camarón a bajas concentraciones de *G. catenatum* (10^3 cél/l), mientras que con concentraciones $>10^4$ cél/l de *G. catenatum* el tiempo de muerte de *L. vannamei* fue entre 6 y 32 h, presentando letargo, parálisis de pereiópodos y movimiento irregular de antenas, pleópodos y branquias, con espasmos abdominales previos a la muerte. Las exposiciones crónicas (por 45 días, con una concentración de 10^3 cél/l, alimentados con pellet comercial también) mostraron diferencias significativas en la sobrevivencia, porcentaje de alimentación y peso de los camarones expuestos a *G. catenatum* con respecto al control. Se detectaron toxinas paralizantes en todos los tejidos comestibles del camarón y permanecieron por un periodo mayor de tiempo en las glándulas gástricas y el músculo, comprobando que los camarones pueden ser un vector de transferencia de toxinas paralizantes. Además, se observaron daños histológicos en corazón, glándula gástrica y cerebro.

Se han realizado diversos ensayos para determinar el efecto tóxico de *G. catenatum* en moluscos. Al alimentar a juveniles de *Nodipecten subnodosus* con *G. catenatum* durante 7 h, se observó la producción de pseudo-heces, cierre parcial de valvas, incremento en la melanización y agregación de hemocitos, aunque no se registró mortalidad (Estrada *et al.*, 2007). También se presentaron cambios en la actividad de enzimas antioxidantes e hidrolíticas, lo que puede indicar una respuesta de los mecanismos de defensa y procesos digestivos para la degradación de las toxinas. El manto, las branquias y la glándula digestiva son los primeros órganos donde se observaron cambios en la actividad enzimática ante la presencia del dinoflagelado tóxico. Al inyectar a especímenes de *N. subnodosus* con extractos de análogos de toxinas paralizantes (GTX 2/3) de *G. catenatum*, se observó contracción muscular, parálisis, retracción del manto e incapacidad del cierre de valvas, pero no hubo mortalidad (Estrada *et al.*, 2010). Con dosis mayores (50-100 UR) se observó parálisis permanente en el músculo y disminución en el número de hemocitos. En los ejemplares adultos inyectados con las dosis mayores (50-100 UR), la parálisis se acompañó de la producción de óxido nítrico, peroxidación lipídica y cambios en la actividad de enzimas antioxidantes e hidrolíticas en casi todos los tejidos, excepto las branquias, con diferencias significativas en gónada, manto y hemocitos. Posteriormente se probó que el número menor de hemocitos encontrados en el músculo aductor de *N. subnodosus*, al ser inyectado con GTX 2/3, fue el resultado de que las células sufren apoptosis (Estrada *et al.*, 2014). La apoptosis es un mecanismo esencial en la regulación de la homeostasis y defensa inmunológica de los moluscos. Aunado a ello, se observaron alteraciones morfológicas visibles en la membrana citoplasmática, daño en la membrana celular, condensación de la cromatina, fragmentación del ADN y liberación de fragmentos de ADN hacia el citoplasma.

La ingesta de *G. catenatum* también causa estrés en el ostión *Crassostrea gigas* de acuerdo a las alteraciones fisiológicas en el comportamiento alimenticio y en la sobre-expresión de genes an-

tioxidantes y del sistema inmune, indicando que una dieta con base al dinoflagelado tóxico altera la homeostasis de los genes de estrés, lo que afecta negativamente la salud del ostión e incrementa la susceptibilidad a enfermedades (García-Lagunas *et al.*, 2013).

Prorocentrum lima

Dinoflagelado bentónico y productor de toxinas diarreas. Se aisló una cepa de la isla El Pardito (ver Fig. 1 de Introducción), BCS, después de un caso de intoxicación de un pescador por consumo de hígado de peces (Heredia-Tapia *et al.*, 2002). La cepa se cultivó en medio ES-Si; el tamaño de las células aisladas fueron un poco menores a lo reportado (largo promedio $37.4 \pm 0.89 \mu\text{m}$ y ancho promedio $27.2 \pm 1.09 \mu\text{m}$), pero dentro del rango de variabilidad para esta especie (Faust, 1991; Bouaïcha *et al.*, 2001). La tasa de crecimiento fue de 0.107 div/día, y la biomasa máxima (33500 cél/ml) se obtuvo entre 23 y 25 días de cultivo. Se confirmó la presencia de ácido okadaico y dinofisitoxina 1 mediante HPLC-MS (Heredia-Tapia *et al.*, 2002). La confirmación de la identificación molecular de esta cepa se realizó mediante la secuenciación de la región LSU y SSU del ADNr por Cohen-Fernández *et al.* (2010). Asimismo, estos autores confirman la identificación taxonómica de cuatro cepas de *Prorocentrum* aisladas de la región del Golfo de California: *Prorocentrum gracile* (2), *P. mexicanum* y *P. lima* (Cohen-Fernández *et al.*, 2010).

Hasta el momento se ha probado el efecto de *P. lima* en el sistema inmune del camarón *L. vannamei* y en dos especies de moluscos (*N. subnodosus* y *C. gigas*) (Campa-Córdova *et al.*, 2009). Con abundancias bajas de este dinoflagelado (500 cél/ml) se incrementó la actividad de la enzima superóxido dismutasa (SOD) en *L. vannamei* y en *N. subnodosus*, con una mayor actividad en el camarón (Campa-Córdova *et al.*, 2009). Al exponer al ostión *C. gigas* a *P. lima* hubo una modulación de la expresión del ARNm de genes involucrados en el ciclo de regulación celular y en el sistema inmune, al tiempo que incrementó de manera significativa la expresión del gen Cg-LGBP. La activación del sistema inmune del ostión ante la presencia de *P. lima* sugiere que los ostiones reconocen a este dinoflagelado como un agente patógeno (Romero-Geraldo *et al.*, 2014).

Pyrodinium bahamense

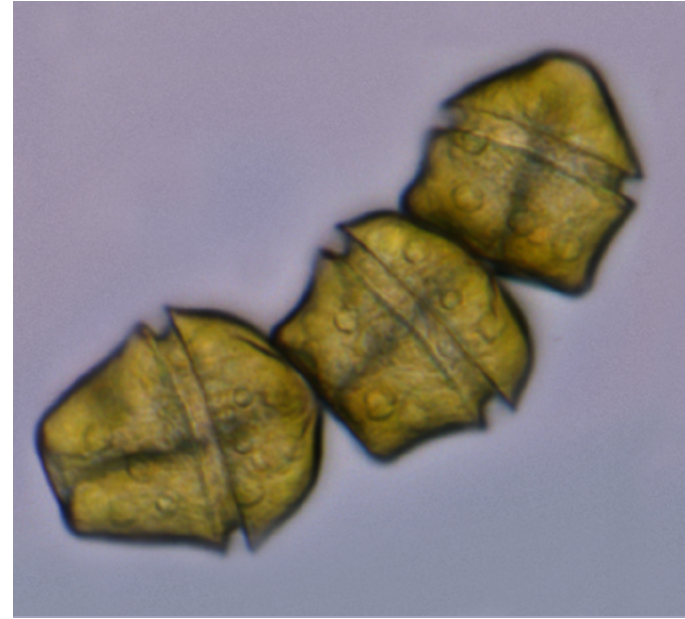
Dinoflagelado tóxico, productor de toxinas paralizantes, que se ha encontrado en florecimientos algales de *Pseudo-nitzschia* spp. en el sur de la isla de San José (ver Fig. 1 de Introducción) (Morquecho *et al.*, 2014). Se realizó un estudio de germinación de quistes colectados de sedimento de las inmediaciones de la isla exponiendo los quistes a diferentes temperaturas (de 15°C a 35°C) y salinidades (de 15 a 35), en diferentes medios de cultivo (agua de mar, medio GSe y f/2) (Morquecho *et al.*, 2014). Los quistes de *P. bahamense* presentaron características termofílicas y eurihalinas. El tiempo de germinación de los quistes fue corto, germinando entre 5 y 23 días de incubación. El mayor porcentaje de germinación ocurrió entre 25°C y 30°C (50-88%), y a salinidades entre 20 y 35. Los quistes germinaron en los tres medios de cultivo, pero hubo mayor germinación a la temperatura óptima en medio GSe (Morquecho *et al.*, 2014). Se aislaron nueve cepas de *Pyrodinium*, pero sólo en una de ellas que creció a 25°C en medio GSe, a una salinidad de 15, se detectó la producción de saxitoxina (95 pg STX eq/cél).

Raphidophyceae

Se han establecido cultivos de varias especies ictiotóxicas del género *Chattonella* y de *Fibrocapsa japonica* aisladas de la región del Golfo de California (Band-Schmidt *et al.*, 2004b). El estudio de estas especies sólo se puede hacer con células vivas debido a su fragilidad ante los diferentes fijadores usados de manera convencional para la preservación de muestras de fitoplancton (Katano *et al.*, 2009). Band-Schmidt *et al.* (2004b) realizaron un trabajo con cepas de rafdofíceas y demostraron que la morfología de *C. marina* varía con la edad y con el medio de cultivo. Las células generalmente son el doble de largo que de ancho (62-77 μm x 35-37 μm) y presentan dos flagelos heterodinámicos. Conforme el cultivo envejece, las células se tornan más ovoides y se observan células esféricas (11-38 μm) sin movimiento. En condiciones limitantes de nitrógeno las células se adelgazan (21-31 μm) y pierden pigmentación, pero no se observó la formación de quistes. *F. japonica* en condiciones óptimas es más alargada (21-33 μm) que ancha (19-24 μm) y tiene dos flagelos apicales. Esta especie también cambia su morfología con la edad y el medio de cultivo. En medio f/2 y en medio f/2 sin fosfato las células son más ovaladas; en medio GSe y en medio f/2 sin nitrógeno las células adquieren forma de pera y algunas de ellas son amorfas. Tanto *Chattonella marina* como *F. japonica* presentaron una menor biomasa en medio f/2 sin fosfato (1328 cél/ml y 1870 cél/ml, respectivamente), comparado con medio GSe, f/2 y f/2 sin nitrógeno (de 2783 a 3726 cél/ml a 3500 a 4139 cél/ml, respectivamente) (Band-Schmidt *et al.*, 2004b). Las tasas de crecimiento de *C. marina* y *C. subsalsa* en f/2 a 20°C en un ciclo de luz: oscuridad 12:12 y una intensidad luminosa 150 $\mu\text{mol E/m}^2\text{s}$ variaron entre 0.21 y 0.35 div/día, obteniendo las mayores biomásas entre los 9 y 13 días de cultivo, con una variación entre 3168 y 492 cél/ml. *F. japonica* presentó una tasa de crecimiento de 0.25 div día⁻¹ y una biomasa máxima de 5589 cél/ml (Band-Schmidt *et al.*, 2004b).

Posteriormente Band-Schmidt *et al.* (2012) determinaron la producción de diversos metabolitos de estas especies y confirmaron su identificación a nivel de especie y variedad mediante secuenciación genética. En el perfil de pigmentos de las cepas de rafdofíceas no hubo diferencias importantes entre las diferentes especies. El principal pigmento fue la clorofila *a* (0.184 – 0.495 pmol/cél), seguido de la fucoxantina (0.096 – 0.170 pmol/cél), clorofila *c1* y *c2* (0.045 – 0.085 pmol/cél), violaxantina (0.009 – 0.046 pmol/cél), β -caroteno (0.011 – 0.036 pmol/cél) y diadinoxantina (0.002 – 0.012 pmol/cél). La fucoxantina fue el pigmento más variable entre las cepas. En cuanto al contenido de toxinas, se confirmó la ausencia de brevetoxina-1, -2, -3, -6, -9, brevetoxina-ácido carboxílico, brevenal y brevisina por LC-MS/MS en las cepas de *Chattonella* y en *F. japonica* (Band-Schmidt *et al.*, 2014). También se determinó la producción del radical superóxido ($\text{O}_2^{\cdot-}$) y la peroxidación lipídica (TBARS). La producción del radical superóxido varió entre 0.009 nmol/min mg de proteína en *C. marina* var. *marina* a 0.058 nmol/min mg de proteína en *F. japonica*. Los niveles de TBARS variaron significativamente entre cepas (de 2.99 nmol/min de proteína en *C. marina* var. *ovata* a 138.10 nmol/min proteína en *Chattonella* sp.) (Band-Schmidt *et al.*, 2012).

Debido a que se ha hipotetizado la relación de los ácidos grasos poliinsaturados con el efecto nocivo de estas especies sobre otros organismos, se llevó a cabo el análisis del perfil de ácidos grasos. Todas las cepas presentaron: 14:0, 15:0, 16:0, 18:0, 16:1 *n*-7, 16:1, 18:1*n*-9, 18:1*n*-7, 18:3*n*-3, 18:4*n*-3, 20:5*n*-3 y 22:5*n*-6. De los ácidos grasos saturados, el 16:0 fue el más abundante, re-



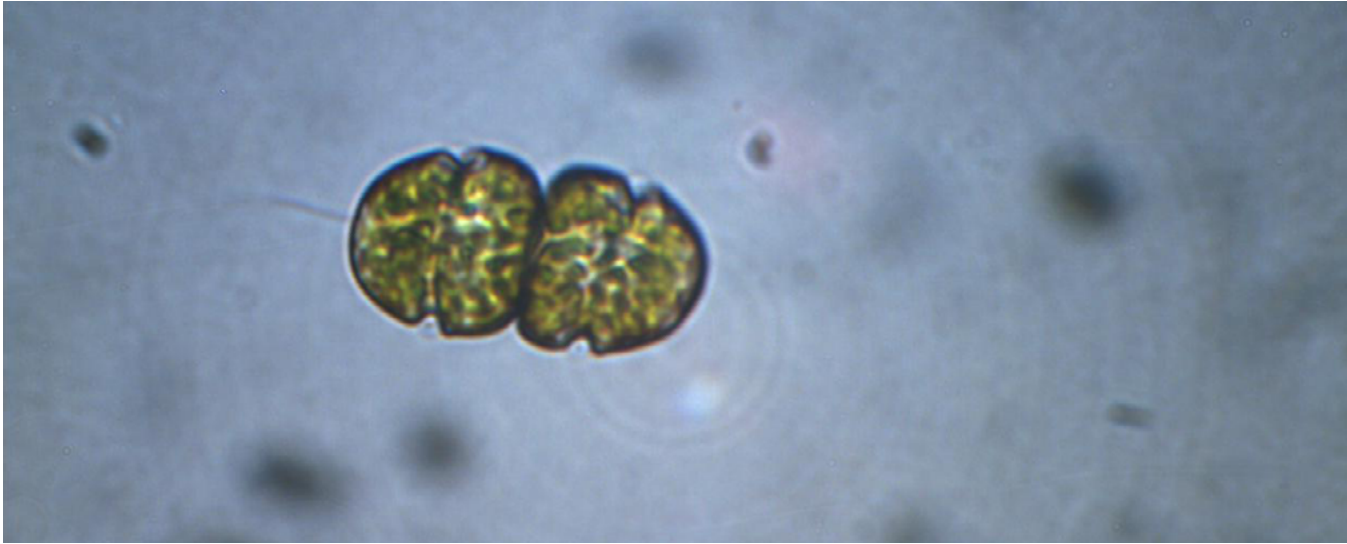
presentando 7% del total de ácidos grasos en *F. japonica* al 25.8% en *C. subsalsa*. Los ácidos grasos poliinsaturados fueron los más abundantes, particularmente el 18:4*n*-3 (18.2–21.8%) y el 20:5*n*-3 (19.8–34.9%), con la excepción de *C. subsalsa*, que presentó valores menores a 1.1 y 10.1%, respectivamente (Band-Schmidt *et al.*, 2012). El perfil de ácidos grasos de *F. japonica* fue diferente al de las cepas de *Chattonella* con una menor abundancia de 16:0 (7%), 16:1*n*-7 (0.5%), 16:1*n*-1(0.1%), 22:5*n*-6 (0.3%) y 22:6*n*-3 (0.01%), ausencia de los ácidos grasos saturados 22:0 y 24:0, y un mayor porcentaje de 14:0 (13.3%), 18:1*n*-7 (1.8%), 16:3*n*-3 (1.2%) y 20:5*n*-3 (34.9%) (Band-Schmidt *et al.*, 2012).

La identificación molecular de las cepas a nivel de especie y variedad se realizó mediante la secuenciación de la región 5.8S y el gen citocromo oxidasa (COI) del ADNr. Se compararon los resultados con 20 secuencias de cepas de rafdoficea de otras regiones geográficas. La agrupación filogenética de las cepas del Golfo de California fue similar con ambos genes secuenciados. Con el gen 5.8S se logró confirmar la identificación de una cepa como *C. subsalsa* y tres cepas dentro del clado *C. marina/antiqua/ovata*. Con los análisis filogenéticos de la región COI se formaron tres agrupaciones: *C. marina/antiqua/ovata*, *C. subsalsa* y *H. akashiwo*. Una cepa del Golfo de California se agrupó dentro del clado de *C. subsalsa* con 100% de soporte. En el clado de *C. marina/antiqua/ovata* se formaron tres subclados con un soporte mayor de 40 donde se agruparon tres cepas en el clado de *C. marina* var. *marina* (Subrahmanyam) Y. Hara y Chiahara y tres cepas en el clado de *C. marina* var. *ovata* (Y. Hara y Chiahara) Demura y Kawachi (Band-Schmidt *et al.*, 2012).

Existe sólo un trabajo donde se evaluó el efecto tóxico de cepas de *Chattonella marina* var. *ovata*, *C. marina* var. *marina* y *C. subsalsa* del Golfo de California en tres etapas de desarrollo de larvas de la cabrilla arenera (*Paralabrax maculatofasciatus*): fase de segmentación (ES), embrión (EM) y eleuterioembrión (EL), hasta la fase de apterolarva (Pérez-Morales *et al.*, 2014). Todas las cepas

de *Chattonella* causaron mortalidades por arriba de 40% en las larvas de *P. maculatofasciatus* en un tiempo de exposición corto. El estadio más sensible fue el de segmentación, con una mortalidad de 98% al ser expuestas a células de *C. subsalsa*. En segundo lugar, con mortalidades de aproximadamente 90% en este mismo estadio, al exponerlos a filtrados de *C. subsalsa*. Los estadios de embrión y eleuteroembrión presentaron mortalidades por abajo de 60%. Con estos resultados se demuestra que las etapas larvarias de *P. maculatofasciatus* son altamente sensibles a la exposición de especies de *Chattonella* y que no se requiere un contacto directo con las células para que las larvas mueran.





También se determinó el efecto alelopático de *Chattonella marina* var. *marina* en el dinoflagelado *Gymnodinium catenatum* (Fernández-Herrera *et al.*, 2016). Ambas especies son formadoras de florecimientos algales nocivos y pueden coexistir en el ambiente (López-Cortés *et al.*, 2011). Las mayores mortalidades de *G. catenatum* se presentaron al haber contacto físico entre células de ambas especies, pero también hubo mortalidad sin contacto celular, indicando que los metabolitos tóxicos de la rafidofita son liberados al medio de cultivo. Además de la alta mortalidad, se observaron cambios en la morfología de *G. catenatum* en presencia de células y filtrados de *C. marina*, tales como pérdida de flagelos, movilidad, hinchamiento, núcleo prominente, ruptura de membrana y lisis. También se observó la presencia de quistes temporales. Estos resultados sugieren que los metabolitos tóxicos de *C. marina* son liberados al medio afectando el ciclo de vida e inhibiendo el crecimiento de *G. catenatum*.

► Conclusiones y recomendaciones

Los estudios de autoecología de especies tóxicas y nocivas del Golfo de California iniciaron a partir del siglo XXI. La mayor cantidad de trabajos se han centrado en la especie productora de toxinas paralizantes *Gymnodinium catenatum*, donde se detalla su perfil de toxinas, efecto tóxicos en otros organismos y rangos ambientales de tolerancia. En el caso de otras especies productoras de toxinas paralizantes en el Golfo de California, *P. bahamense* y *Alexandrium* sp., los estudios son incipientes y para la primera especie sólo se describen las condiciones de germinación de los quistes. Es necesario continuar con los estudios autoecológicos de *P. bahamense* en el Golfo de California debido a que esta zona es el límite norte de su distribución y nos aportará mayor información sobre los rangos de tolerancia ambientales y de toxicidad. A la fecha no hay ningún trabajo publicado del Golfo de California referente a especies tóxicas del género *Alexandrium*; se requiere corroborar la toxicidad de las especies de este género reportadas en la región, así como confirmar su identificación taxonómica por métodos moleculares. A partir de la revisión de muestras vivas de fitoplancton se lograron identificar varias especies frágiles no reportadas para nuestras costas. Se han realizado estudios detallados sobre varias especies

ictiotóxicas: *Chattonella* spp., *Fibrocapsa japonica* y *Cochlodinium polykrikoides*, confirmado su identificación taxonómica, la producción de sustancias reactivas de oxígeno, hemolisinas y ácidos grasos poliinsaturados, su acción nociva en otros organismos, así como el efecto alelopático sobre otras especies de fitoplancton. Referente a las especies bentónicas, sólo existen estudios sobre *Prorocentrum lima*, especie productora de toxinas diarreas, quedando pendiente investigar un gran número de especies bentónicas tóxicas reportadas en el golfo. Sin duda, los estudios autoecológicos de las especies fitoplanctónicas formadoras de florecimientos algales seguirán incrementando en el futuro y complementarán los demás estudios de las especies presentes en nuestro país.

► Agradecimientos

Se agradece al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo brindado a través del proyecto SIP 2016-1180; al proyecto SEP-CONACyT 178227 y a los proyectos PC0.11 y PC0.12 del Programa de Planeación Ambiental y Conservación-CIBNOR. CJBS es becario EDI y COFAA.

► Literatura citada

- Band-Schmidt, C. J., Lechuga-Devéze, C. H., Kulis, D. M. & Anderson, D. M. (2003a). Culture studies of *Alexandrium affine* (Dinophyceae), a non-toxic cyst forming dinoflagellate from Bahía Concepción, Gulf of California. *Botanica Marina*, 46, 44-54.
- Band-Schmidt, C. J., Lilly, E. L. & Anderson, D. M. (2003b). Identification of *Alexandrium affine* and *A. margalefi* (Dinophyceae) using DNA sequencing and LSU rDNA-based RFLP-PCR assays. *Phycologia*, 42(3), 261-268.
- Band-Schmidt, C. J., Morquecho, M. L., Lechuga-Devéze, C. H. & Anderson, D. M. (2004a). Effects of growth medium, salinity, seawater source and temperature on the growth of *Gymnodinium catenatum* from Bahía Concepción, Mexico. *Journal of Plankton Research*, 26(12), 1459-1470.
- Band-Schmidt, C. J., Morquecho, L., Hernández-Becerril, D. U., Reyes-Salinas, A. & Bravo-Sierra, E. (2004b). Raphidophyceae on the coasts of Mexico. *Hydrobiologia*, 515, 79-89.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J., Gárate-Lizárraga, I., Lechuga-Devéze, C. H., Reinhardt, K. & Luckas, B. (2005). Paralytic shellfish toxin profile in strains of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham and the scallop *Argopecten ventricosus* G.B. Sowerby II from Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico. *Harmful Algae*, 4(1), 21-31.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J., Morquecho, L., Gárate-Lizárraga, I., Alonso-Rodríguez, R., Reyes-Salinas, A., Erler, K. & Luckas, B. (2006). Variations of PSP toxin profiles during different growth phases in *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) strains isolated from three locations in the Gulf of California, Mexico. *Journal of Phycology*, 42(4), 757-768.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortes, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Núñez-Vázquez, E. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2010). Ecological and physiological studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific. *Marine Drugs*, 8, 1935-1961.
- Band-Schmidt, C. J., Martínez-López, A., Bustillos-Guzmán, J. J., Carreón-Palau, L., Morquecho, L., Olguín-Monroy, N. O., Zenteno-Savín, T., Mendoza-Flores, A., González-Acosta, B., Hernández-

- Sandoval, F. H. & Tomas, C. R. (2012). Morphology, biochemistry, and growth of raphidophyte strains from the Gulf of California. *Hydrobiologia*, 693, 81-97.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Hernández-Sandoval, F. E., Núñez-Vázquez, E. J. & López-Cortés, D. J. (2014). Effect of temperature on growth and paralytic toxin profiles in isolates of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) from the Pacific coast of Mexico. *Toxicon*, 90, 199-212.
- Bouaïcha, N., Chézeau, A., Turquet, A., Quod, J.-P. & Puiseux-Dao, S. (2001). Morphological and toxicological variability of *Prorocentrum lima* clones isolated from four locations in the southwest Indian Ocean. *Toxicon*, 39, 1195-1202.
- Bustillos-Guzmán, J. J., Vale, P. & Band-Schmidt, C. J. (2011). Presence of benzoate type toxins in *Gymnodinium catenatum* Graham isolated from the Mexican Pacific. *Toxicon*, 57(6), 922-926.
- Bustillos-Guzmán, J. J., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Núñez-Vázquez, E. J. y Hernández-Sandoval, F. E. (2012). Variaciones en el crecimiento y toxicidad en *Gymnodinium catenatum* Graham del Golfo de California bajo diferentes proporciones de nitrógeno y fósforo. *Ciencias Marinas*, 38(1A), 101-117.
- Bustillos-Guzmán, J. J., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F. E., Núñez-Vázquez, E. J. & Gárate-Lizárraga, I. (2013). Grazing of the dinoflagellate *Noctiluca scintillans* on the paralytic toxin-producing dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*: Does grazing remove cells during a bloom? *Ciencias Marinas*, 39(3), 291-302.
- Bustillos-Guzmán, J. J., Band-Schmidt, C. J., Durán-Riveroll, L. M., Hernández-Sandoval, F. E., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., Cembella, A. & Krock, B. (2015). Paralytic toxin profile of the marine dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham from the Mexican Pacific as revealed by LC-MS/MS. *Food Additives & Contaminants: Part A: Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment*, 32(3), 381-394.
- Campa-Córdova, A. I., Núñez-Vázquez, E. J., Luna-González, A., Romero-Geraldo, M. J. & Ascencio, F. (2009). Superoxide dismutase activity in juvenile *Litopenaeus vannamei* and *Nodipecten subnodosus* exposed to the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 149(3), 317-322.
- Cohen-Fernández, E., Pedroche, F. F., Rodríguez-Palacios, M., Álvarez-Hernández, S. & Meave del Castillo, M. (2010). Molecular phylogeny of *Prorocentrum* (Dinoflagellata) from the Pacific Coast of Mexico based on the parsimony analysis of fragments of LSUrDNA and SSUrDNA. *International Journal of Plant Physiology and Biochemistry*, 2(3), 29-37.
- Dorantes-Aranda, J. J., Parra, L. M. G.-d. I., Alonso-Rodríguez, R. & Morquecho, L. (2009). Hemolytic activity and fatty acids composition in the ichthyotoxic dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* isolated from Bahía de La Paz, Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1401-1405.
- Dorantes-Aranda, J. J., García-de la Parra, L. M., Alonso-Rodríguez, R., Morquecho, L. & Voltolina, D. (2010). Toxic effect of the harmful dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* on the spotted rose snapper *Lutjanus guttatus*. *Environmental Toxicology*, 25(4), 319-326.
- Durán-Riveroll, L. M., Peralta-Cruz, J., Bustillos-Guzmán, J. J. y Band-Schmidt, C. J. (2013). Evidencia de la presencia de toxinas tipo benzoato en una cepa de *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) aislada de Manzanillo, Colima, México. *Hidrobiológica*, 23(2), 169-175.
- Errera, R. M., Bourdelais, A., Drennan, M. A., Dodd, E. B., Henrichs, D. W. & Campbell, L. (2010). Variation in brevetoxin and brevenal content among clonal cultures of *Karenia brevis* may influence bloom toxicity. *Toxicon*, 55, 195-203.
- Estrada, N., de Jesús Romero, M., Campa-Córdova, A., Luna, A. & Ascencio, F. (2007). Effects of the

- toxic dinoflagellate, *Gymnodinium catenatum* on hydrolytic and antioxidant enzymes, in tissues of the giant lions-paw scallop *Nodipecten subnodosus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 146(4), 502-510.
- Estrada, N., Rodríguez-Jaramillo, C., Contreras, G. & Ascencio, F. (2010). Effects of induced paralysis on hemocytes and tissues of the giant lions-paw scallop by paralyzing shellfish poison. *Marine Biology*, 157(6), 1401-1415.
- Estrada, N., Ascencio, F., Shoshani, L. & Contreras, R. G. (2014). Apoptosis of hemocytes from lions-paw scallop *Nodipecten subnodosus* induced with paralyzing shellfish poison from *Gymnodinium catenatum*. *Immunobiology*, 219 (12), 964-974.
- Faust, M. A. (1991). Morphology of ciguatera causing *Prorocentrum lima* from widely different sites. *Journal of Phycology*, 27, 642-648.
- Fernández-Herrera, L. J., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, J. J., Hernández-Guerrero, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & Núñez-Vázquez, E. (2016). Allelopathic effect of *Chattonella marina* var. *marina* (Raphidophyceae) on *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae). *Harmful Algae*, 51, 1-9.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Hummert, C., Luckas, B. & López-Cortés, D. J. (2002). Seasonal variations of PSP toxins in the catarina scallop (*Argopecten ventricosus*) in Bahía Concepción, Gulf of California. p. 101. *Xth International Conference on Harmful Algae, book of abstracts*. 21-25 de octubre de 2002, St. Pete Beach, Florida, EUA.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Morquecho-Escamilla, M. L., Band-Schmidt, C. J., Alonso-Rodríguez, R., Luckas, B., Reyes-Salinas, A., Góngora-González, D. T. & Reinhardt, K. (2005). Comparative paralytic shellfish toxin profiles in *Gymnodinium catenatum* Graham strains in the Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 211-217.
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F., Erler, K. & Luckas, B. (2006). Paralytic shellfish toxin profiles in net phytoplankton samples from Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 800-806.
- García-Lagunas, N., Romero-Geraldo, R. & Hernández-Saavedra, N. Y. (2013). Genomics study of the exposure effect of *Gymnodinium catenatum*, a paralyzing toxin producer, on *Crassostrea gigas* defense system and detoxification genes. *PLoS One*, 8(9), e72323.
- Heredia-Tapia, A., Arredondo-Vega, B. O., Núñez-Vázquez, E. J., Yasumoto, T., Yasuda, M. & Ochoa, J. L. (2002). Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn. *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DSP) risk assessment in the Gulf of California, Mexico. *Toxicon*, 40, 1121-1127.
- Hummert, C., Ritscher, M., Reinhardt, K. & Luckas, B. (1997). Analysis of the characteristic PSP profiles of *Pyrodinium bahamense* and several strains of *Alexandrium* by HPLC based on ion-pair separation, post-column oxidation, and fluorescence detection. *Chromatographia*, 45, 312-316.
- Katano, T., Yoshida, M., Lee, J., Han, M.-S. & Hayami, Y. (2009). Fixation of *Chattonella antiqua* and *C. marina* (Raphidophyceae) using Hepes-buffered paraformaldehyde and glutaraldehyde for flow cytometry and light microscopy. *Phycology*, 48, 473-479.
- López-Cortés, D. J., Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Sandoval, F. E. y Núñez-Vázquez, E. J. (2011). Co-ocurrencia de *Chattonella marina* y *Gymnodinium catenatum* en la Bahía de La Paz, Golfo de California (primavera 2009). *Hidrobiológica*, 21, 185-196.
- Morquecho, L. & Lechuga-Devéze, C. H. (2004). Seasonal occurrence of planktonic dinoflagellates and cyst production in relationship to environmental variables in subtropical Bahía Concepción, Gulf of California. *Botánica Marina*, 47, 313-322.

- Morquecho, L., Alonso-Rodríguez, R. & Martínez-Tecuapacho, G. A. (2014). Cyst morphology, germination characteristics, and potential toxicity of *Pyrodinium bahamense* in the Gulf of California. *Botánica Marina*, 57(4), 303-314.
- Palomares-García, R., Bustillos-Guzmán, J. J., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. y Luckas, B. (2006). Efecto del dinoflagelado tóxico *Gymnodinium catenatum* sobre el consumo, la producción de huevos y la tasa de eclosión del copépodo *Acartia clausi*. *Ciencias Marinas*, 32(1B), 111-119.
- Pérez-Linares, J., Ochoa, J. L. & Gago-Martínez, A. (2008). Effect of PSP toxins in white leg shrimp *Litopenaeus vannamei* Boone, 1931. *Journal of Food Science*, 73(4), T69-T73.
- Pérez-Linares, J., Ochoa, J. L. & Gago-Martínez, A. (2009). Retention and tissue damage of PSP and NSP toxins in shrimp: Is cultured shrimp a potential vector of toxins to human population? *Toxicon*, 53(2), 185-195.
- Pérez-Morales, A., Band-Schmidt, C. J., Ortiz-Galindo, J. L. & Sobrino-Figueroa, A. S. (2014). Mortality in the initial ontogeny of *Paralabrax maculatofasciatus* (Actinopterygii, Perciformes, Serranidae) caused by *Chattonella* spp. (Raphidophyceae). *Hydrobiologia*, 722(1), 247-261.
- Romero-Geraldo, R. J., García-Lagunas, N. & Hernández-Saavedra, N. (2014). Effects of *in vitro* exposure to diarrhetic toxin producer *Prorocentrum lima* on gene expressions related to cell cycle regulation and immune response in *Crassostrea gigas*. *PLoS ONE*, 9(5), e97181.
- Yu, R., Hummert, C., Luckas, B., Qian, P., Li, J. & Zhou, M. (1998). A modified HPLC method for analysis of PSP toxins in algae and shellfish from China. *Chromatographia*, 48(9-10), 671-676.

Impactos de los FAN en la salud pública y animal (silvestres y de cultivo) en el Golfo de California

Núñez-Vázquez, Erick Julián^{1,2*}; Band-Schmidt, Christine Johanna³;
Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo¹; Bustillos-Guzmán, José Jesús¹;
López-Cortés, David Javier¹; Cordero-Tapia, Amaury^{1,2}; Heredia-Tapia,
Alejandra²; García-Mendoza, Ernesto⁴; Peña-Manjarréz, José Luis⁵;
Ruíz de la Torre, Mary Carmen⁶; Medina-Elizalde, Jennifer⁴.

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Av. Instituto Politécnico Nacional Núm. 195, Playa Palo de Santa Rita Sur, CP 23096. La Paz, Baja California Sur, México.
*enunez04@cibnor.mx

² Investigación para la Conservación y el Desarrollo. Andador 2 Núm. 245, Banobras, CP 23080. La Paz, Baja California Sur, México.

³ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México.

⁴ Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Departamento de Oceanografía Biológica. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3918, Zona Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.

⁵ Centro de Estudios Tecnológicos del Mar Núm. 11. Km 6.5 Carretera Ensenada-Tijuana, C.P. 22760. Ensenada, Baja California, México.

⁶ Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3917, Colonia Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.



Resumen

Los florecimientos algales nocivos (FAN) en el Golfo de California han sido descritos en documentos históricos y en la literatura especializada. En la presente contribución revisamos los impactos en la salud pública (269 intoxicados con 20 decesos) que han tenido estos eventos en los últimos 35 años en el Golfo de California. Además, se analizan las mortandades masivas de animales silvestres (invertebrados, peces, aves y mamíferos marinos) y de cultivo (camarones y peces). Entre las principales especies de microalgas responsables de efectos nocivos se encuentran los dinoflagelados *Akashiwo sanguinea*, *Cochlodinium polykrioides*, *Dinophysis* spp., *Gymnodinium catenatum*, *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum minimum*; las diatomeas *Chaetoceros* spp., *Pseudo-nitzschia australis*, *P. fraudulenta*, *Pseudo-nitzschia* sp., *Thalassiosira* sp.; las rafidofíceas *Chattonella subsalsa*, *Chattonella marina*, *Chattonella* sp., *Fibrocapsa japonica*, *Heterosigma akashiwo*, y las cianobacterias *Lyngbya majuscula* y *Schizotrix calcicola*. Se concluye sobre la necesidad de continuar y fortalecer investigaciones interdisciplinarias entre oceanólogos, biólogos marinos, ecólogos, taxónomos y especialistas de las ciencias químicas y biomédicas (químicos analíticos, bioquímicos, toxicólogos, farmacólogos, fisiólogos, médicos, médicos veterinarios, epidemiólogos y patólogos, entre otros). Asimismo, es prioritario evaluar el impacto económico de los FAN por especialistas de las ciencias sociales.

Palabras clave: Microalgas nocivas, toxinas marinas, intoxicación humana, epizootias, noroeste de México.

Abstract

The harmful algal blooms (HAB) in the Gulf of California have been described in historical documents as well as in specialized literature. In the present study, we carry out an update of the impacts that these events have had in the past 35 years in the Gulf of California in public health (269 intoxications with 20 deaths), mass mortalities of wild (invertebrates, fish, birds, and marine mammals) and cultured animals (shrimp and fish). Between the main responsible harmful microalgae species are the dinoflagellates *Akashiwo sanguinea*, *Cochlodinium polykrioides*, *Dinophysis* spp., *Gymnodinium catenatum*, *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum minimum*; Diatoms: *Chaetoceros* spp., *Pseudo-nitzschia australis*, *P. fraudulenta*, *Pseudo-nitzschia* sp., *Thalassiosira* sp.; the raphidophyceans *Chattonella subsalsa*, *Chattonella marina*, *Chattonella* sp., *Fibrocapsa japonica*, *Heterosigma Akashiwo*, and the cyanobacteria *Lyngbya majuscula* and *Schizotrix calcicola*. We emphasize the need to continue with the realization of interdisciplinary research among oceanographers, marine biologists, ecologists, taxonomists and specialists of the chemical sciences and biomedical (chemical analytical, biochemical, toxicologists, pharmacologists, physiologists, physician, veterinary physician, epidemiologists and pathologists, among others), including the priority to assess their economic impact through social sciences specialists.

Key words: Harmful microalgae, marine toxins, human intoxication, epizootic, northwest of the Mexico.

► Introducción

Existe un consenso internacional sobre el aumento de eventos denominados florecimientos algales nocivos (FAN), así como un incremento de su impacto en la salud pública y animal, afectando actividades productivas como la acuicultura, pesquerías y el turismo (WHO, 1984; Anderson, 1994; Zingone y Enevoldsen, 2000; Hallegraeff *et al.*, 2004; FAO, 2005; Heilser *et al.*, 2008).

En México se han presentado FAN en todas las costas del país (Golfo de México, Mar Caribe, Pacífico y Golfo de California). Algunos de ellos han causado problemas de salud pública y animal (animales silvestres y de cultivo). En el Golfo de California su presencia ha sido descrita en documentos históricos (Allen, 1941; Graham, 1943; Osorio-Tafall, 1942; 1943a,b), así como en la literatura especializada reciente (Ochoa *et al.*, 1997; Ochoa, 2003; Cortés-Altamirano, 1998; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2004a; Band-Schmidt *et al.*, 2010, 2011; Núñez-Vázquez *et al.*, 2011; Lewitus *et al.*, 2012), donde se han reportado las principales especies de microalgas nocivas registradas para el Golfo de California. En el presente capítulo se realiza una revisión del impacto que han tenido los FAN y las toxinas marinas (Fig. 1) en los últimos 35 años en esta región, en la salud pública y en los animales silvestres (mamíferos, aves, peces e invertebrados) y de cultivo (camarones y peces).



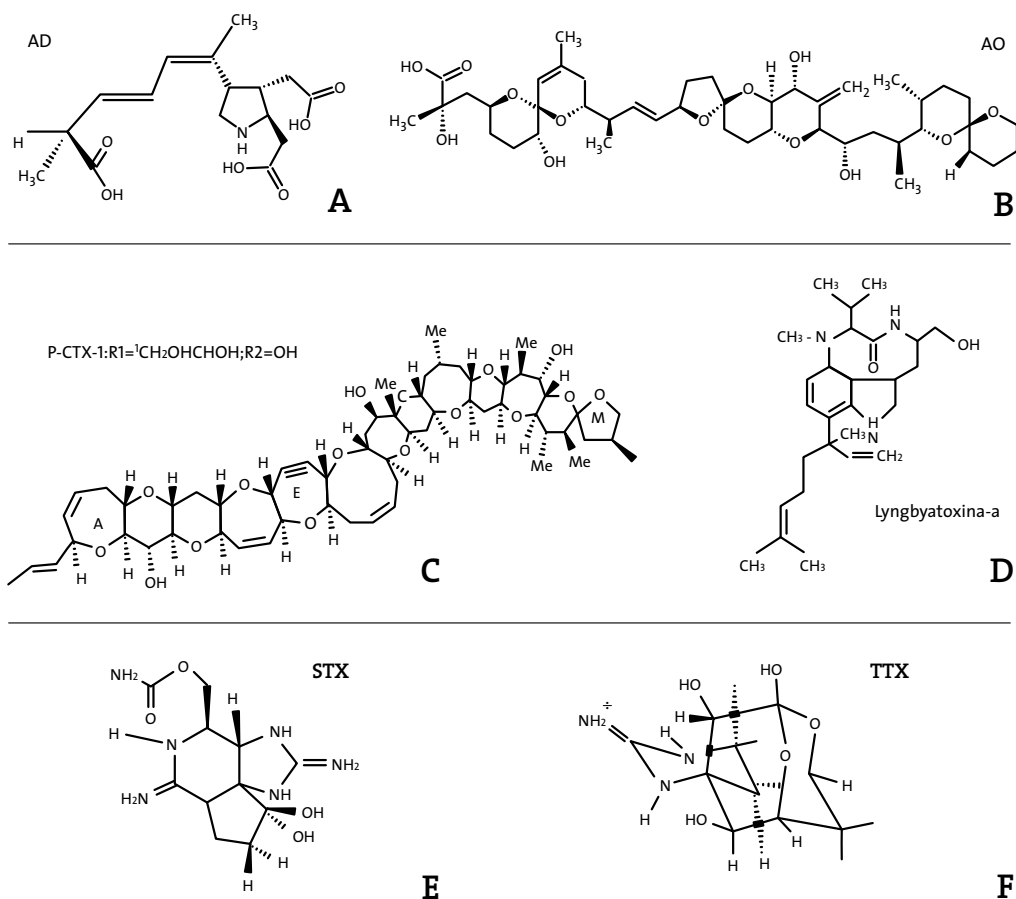


Figura 1. Estructuras químicas de las principales toxinas marinas que han tenido impacto en la salud pública y animal en el Golfo de California. A) Ácido domoico (AD); B) Ácido okadaico (AO) y análogos; C) P-Ciguatoxinas (P-CTX); D) Lyngbyatoxinas (LbTx); E) Saxitoxina (STX) y análogos; F) Tetrodotoxina (TTX) y análogos.

En este trabajo revisamos los últimos reportes científicos (revisiones, artículos especializados, resúmenes de congreso) y la información disponible en los últimos 35 años de la Comisión Federal para la Protección de Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), de la Secretaría de Salud y de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), sobre los impactos de los FAN en la salud pública y en la salud animal (animales de vida silvestre y de cultivo) en el Golfo de California.

Salud pública

Los estados del noroeste de México que limitan con el Golfo de California son Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit. En esta zona se han presentado diversos eventos FAN que son descritos por distintos autores (Tabla 1 y 2). Los eventos producidos por el dinoflagelado *Gymnodinium catenatum* han impactado desde 1979 a la salud pública por la intoxicación paralizante por consumo de mariscos (particularmente moluscos bivalvos). Se ha presentado



STX y análogos en tres ocasiones en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, y recientemente (2015) en el estado de Baja California (Tabla 1). También se han presentado más de 200 casos de ciguatera (aunque muy raros y esporádicos) al sur de la península de Baja California asociadas al consumo de peces carnívoros de gran tamaño, como meros, garropas y pargos de los géneros *Epinephelus*, *Mycteroperca* y *Lutjanus*. Otras intoxicaciones por consumo de peces “botete” (Tetraodontidae) de los géneros *Sphoeroides* y *Arothron* se han presentado ocasionalmente en Baja California Sur y Sinaloa, pero con una alta tasa de mortalidad. Diversas especies de este tipo de peces, además de contener TTX y análogos (las cuales pueden ser producidas por dinoflagelados del género *Alexandrium*; Kodama *et al.*, 1993 y 1996), también presentan una proporción de toxinas paralizantes en sus tejidos (Nakamura *et al.*, 1984; Sato *et al.*, 2000; Ladsberg *et al.*, 2006). En particular, se ha determinado la presencia de Gonyatoxina-2 y C-1 en estos dos géneros de botete en el Golfo de California (Núñez-Vázquez *et al.*, 2009). Recientemente, en Baja California Sur, se ha descrito la dermatitis en bañistas producida por el contacto con proliferaciones bénticas de cianobacterias del género *Lyngbya* (Tabla 1).

Tabla 1. Impacto de las toxinas marinas en la salud pública en el Golfo de California.

Síndrome	Lugar y fecha	Número de intoxicados (decesos)	Referencia
CFP (Ciguatera; CTX)	La Paz, BCS (1984)	200	Parrilla-Cerillo <i>et al.</i> , 1993
	Isla El Pardito y punta San Evaristo	7	Núñez-Vázquez <i>et al.</i> , 1997; Heredia-Tapia <i>et al.</i> , 2002
	Isla Cerralvo, Ensenada de Muertos y El Sargento	3	Este estudio*
		Total (CFP): 210	
Dermatitis severa del bañista (LbTx)	Playa Balandra, BCS	2	Núñez-Vázquez, <i>et al.</i> 2013
		Total (LbTx): 2	
PFP (Intoxicación por consumo de botete; TTX/PSP)	Guerrero Negro, La Paz, Vizcaíno, San Juan de la Costa, BCS; Teacapán, Sinaloa	Total (PFP): 21 (17 decesos) Núñez-Vázquez <i>et al.</i> , 2000, 2012,	
PSP (Intoxicación paralizante por consumo de mariscos; STX)	Mazatlán, Sinaloa	19 (3 decesos)	De la Garza-Aguilar, 1983; Mee <i>et al.</i> , 1986
	Mazatlán, Sinaloa	10	Cortés-Altamirano y Núñez-Pasten, 1992
	Alto Golfo de California	8	COFEPRIS, en García-Mendoza <i>et al.</i> , 2015a
		Total (PSP): 37 Intoxicados: 269 (20 decesos)	

*Información obtenida a partir de la realización de encuestas epidemiológicas realizadas por el Laboratorio de Toxinas Marinas y Aminoácidos del CIBNOR, para recabar información sobre casos de intoxicación por consumo de mariscos en el estado de BCS. En éstas se documentó la intoxicación de tres pescadores en 2007 por el consumo de una “garropa” (*Mycteroperca sp.*) de talla grande, la cual fue capturada cerca a la isla Cerralvo, al sur del Golfo de California. Los pescadores presentaron entre las 6 y 12 h después del consumo de músculo e hígado de este pez, desórdenes gastrointestinales y neurológicos característicos de la ciguatera, como diarrea, vómito, náuseas, prurito, dolor de estómago, mialgias, atralgias, escalofríos, parestesia y cambios en la percepción de la temperatura, entre otros.

Salud Animal

Desde inicios de la década de los 80 a la fecha, se han descrito diversas mortandades de animales marinos en el Golfo de California. Ejemplo de ello son los trabajos de Nishikawa *et al.*, (1982) y Delgado-Estrella *et al.*, (1994). Sin embargo, solo recientemente se han asociado a FAN y en un reducido número de casos se ha tratado de documentar la causa probable. En la tabla 2 se muestran las principales especies de microalgas asociadas, así como organismos acuáticos (silvestres y de cultivo) afectados.

Tabla 2. Impacto de los FAN en animales silvestres y de cultivo en el Golfo de California (Modificada de Núñez-Vázquez *et al.*, 2011).

Microalga (Toxina asociada)	Especie (s) afectada (s) (Núm. de organismos muertos)	Lugar (fecha)	Referencia
N. d. (TTX?)	Peces y aves botetes: <i>Sphoeroides</i> spp., <i>Lagocephalus</i> spp. y <i>Arothron</i> spp. (t) Pelicanos: <i>Pelecanus</i> spp.	Pacífico Nororiental Mexicano y Golfo de California (1981)	Nishikawa <i>et al.</i> , 1982
<i>Gonyaulax polygramma</i>	Peces	Bahía de los Ángeles (1987)	Millán-Núñez, 1988
<i>Prorocentrum minimum</i> (venuperina?/ neurotoxina?)	Crustáceos, camarón cultivado: <i>Penaeus vannamei</i>	Sinaloa (1990, 1991, 1992)	Cortés-Altami- rano y Agraz, 1994; Cortés- Altamirano <i>et al.</i> , 1997; Cortés- Altamirano y Licea-Durán, 1999
<i>Schizothrix calcicola</i> (aplixiatoxinas?, lingbiatoxinas?)	Crustáceos, camarón cultivado: <i>Pvannamei</i>	Sinaloa (1990, 1991, 1992)	Cortés- Altamirano y Licea-Durán, 1999
<i>Chattonella</i> spp (PbTxS?, ROS?)	Peces bentónicos y corales	Cabo San Lucas (1996)	Ochoa <i>et al.</i> , 1997
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. (AD)	Aves <i>P. occidentalis</i> (150 aves) Crustáceos	Cabo San Lucas (1996)	Ochoa <i>et al.</i> , 1996; Sierra <i>et al.</i> , 1997
<i>G. catenatum</i> (TP?)	Camarón: <i>P. vannamei</i> [cultivo de larvas y adultos] (Mortalidad 70-100%)	Sinaloa (1997; 2001 y 2003)	Alonso-Rodrí- guez y Páez-Osu- na, 2003; Alon- so-Rodríguez <i>et al.</i> , 2004a,b

<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. (AD)	Aves y mamíferos marinos: Colimpos: <i>G. immer</i> (766 animales) Rorcuales: <i>B. physalus</i> (4 animales) Delfines: <i>Delphinus delphis</i> (55 animales) Lobos marinos: <i>Zalophus californianus</i> (8 animales)	Alto Golfo de California (1997)	SEMARNAT-PROFEPA,1997; Sierra <i>et al.</i> , 1999
<i>Procentrum?</i> spp., <i>Chattonella?</i> spp. (TD?, PbTX?, ROS?)	Pez ángel <i>Holacanthus passer</i> , botetes <i>Canthigaster punctatissima</i> , <i>Diodon holanthus</i> , <i>Abudefduf troschelii</i> , <i>Microspathodon dorsalis</i> , <i>Thalassoma lucasanum</i> , <i>Scarus</i> sp., <i>Halichoeres</i> sp., <i>Prionurus</i> sp., <i>Balistes</i> sp.	Cabo Pulmo, BCS (1999)	PROFEPA,1999
<i>Cochlodinium polykrikoides</i> (ROS?) <i>C.catenatum</i> (ROS?)	Peces de cultivo: Pargo, huachinango y roncacho: <i>Lutjanus argentiventris</i> (4 animales), <i>Lutjanus peru</i> (102 animales) y <i>Pomadasys macracanthus</i> (60 animales) [reproductores] <i>Canthigaster punctatissima</i> , <i>Diodon holacanthus</i> , <i>Apterichthys equatorialis</i> , <i>Letharchus rosenblatii</i> , <i>Chaetodon humeralis</i> , <i>Astroscopus zephyreus</i> , <i>Balistes polylepis</i> , <i>Muruena argus</i> , <i>Cirrhitus rivulatus</i> , <i>Holacanthus passer</i> y especies de las familias <i>Cupeidae</i> , <i>Haemulidae</i> y <i>Bothidae</i> Pulpos: <i>Octopus</i> spp.	Bahía de La Paz, BCS(2000, 2001) Bahía de Mazatlán, isla Venados, El Verde, Sinaloa. Bahía de Banderas, Jalisco, Nayarit. (2000)	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2000, 2004; Núñez-Vázquez <i>et al.</i> , 2004; Alonso-Rodríguez <i>et al.</i> , 2004a Cortés-Lara, 2002 a,b; Cortés-Lara <i>et al.</i> , 2001; Cortés-Lara <i>et al.</i> , 2004
<i>Chattonella</i> spp., <i>G. catenatum</i> , <i>A. sanguinea</i> , <i>Heterocapsa</i> sp., <i>Dinophysis caudata</i> , <i>Trichodesmium erythraeum</i> (PbTX?, ROS?, TP?,TD?)	Moluscos, crustáceos y peces. Moluscos: callos de hacha: <i>Atrina maura</i> , <i>A. tuberculosa</i> , <i>Pinna rugosa</i> ; almeja blanca: <i>Dosinia ponderosa</i> ; almeja reina: <i>Megapitaria aurantiaca</i> , almeja chocolata: <i>Megapitaria squalida</i> ; almeja china: <i>Chione gnidia</i> ; caracol chino rosa: <i>Hexaplex erythrostomus</i> ; Pulpo: <i>Octopus</i> spp. (Estimación de un área afectada de 94 km ² de pesquerías de moluscos bivalvos) Crustáceos: <i>P. vannamei</i> [postlarvas de cultivo] (40% mortalidad) Peces: <i>Haemulopsis nitidus</i> , <i>Ophichthus triserialis</i> , <i>Congriperla estriada</i> , <i>Ophiodon galaeoides</i> , <i>Gnathypops snyderi</i> , <i>Citarichthys gilberti</i> .	Bahía de Kun Kaak, Sonora. (2003)	Alonso-Rodríguez <i>et al.</i> , 2004a,b; Cortés-Altamirano <i>et al.</i> , 2006; Barraza-Guardado <i>et al.</i> , 2004; Band-Schmidt <i>et al.</i> , 2004

<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. (AD)	Peces, aves y mamíferos. Sardinias: <i>Sardinops</i> sp. (20 t) Pelícanos: <i>P. occidentales</i> (9 animales) Delfines: <i>D. delphis</i> (9 animales) <i>D. cepensis</i> (103 animales) Lobos marinos: <i>Zalophus californianus</i> (195 animales)	Bahía de San Jorge, Sonora. (2004)	Cortés-Altamirano <i>et al.</i> , 2006, Sierra-Beltrán <i>et al.</i> , 2005
<i>Noctiluca scintillans</i> (Amonio?)	Moluscos Nudibranquios	Bahía de La Paz, Bahía Concepción, BCS	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2001
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp., <i>Chaetoceros</i> spp. y <i>Thalassiosira</i> sp. (Bloqueo de branquias y AD)	Peces: <i>Scomber japonicum</i> , <i>C. punctatissima</i> , <i>S. sagax</i> , <i>Scarus</i> sp., <i>Eucinostomus</i> sp., <i>Bodianus</i> sp.	Bahía de La Paz, BCS (2006)	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2007; López-Cortés <i>et al.</i> , 2015.
<i>Chaetoceros debilis</i>	Krill (crustáceo): <i>Nematoscelis difficilis</i>	Bahía de La Paz, BCS (2006)	López-Cortés <i>et al.</i> , 2006
<i>Chattonella marina</i> y <i>Chattonella cf ovata</i>	<i>Trachinotus paitensis</i> (de 12,000-15,000 peces; aproximadamente 48 a 60 t)	Río San Lorenzo (Cosalá), El Walamo (Mazatlán) y Las Cabras (Escuinapa)	Cortés-Altamirano <i>et al.</i> , 2006
<i>Gymnodinium catenatum</i>	Aves marinas: Más de 6,000 aves de las especies <i>Gavia immer</i> (colimbos); <i>P. occidentales</i> (pelícanos) y <i>Phalacrocorax</i> spp. (cormoranes) Mamíferos marinos: Más de 150 de las especies <i>Delphinus</i> sp., <i>Delphinus delphis</i> ; (delfines) Lobos marinos: <i>Zalophus californianus</i>	Alto Golfo de California	García-Mendoza <i>et al.</i> , 2015a

N.d. no determinada; TTX: Tetrodotoxinas y análogos; PbTx: brevetoxinas; ROS: Especies reactivas de oxígeno; AD: Ácido Domoico; TP: Toxinas Paralizantes (saxitoxina y análogos); TD: Toxinas diarreas (ácido okadaico y análogos); ?: sin identificación definitiva.

► Consideraciones finales

Los grupos principales de animales afectados han sido los peces, seguido de crustáceos, aves y mamíferos marinos. Sin embargo, recientemente se han visto afectados moluscos bivalvos y cefalópodos (Barraza-Guardado *et al.*, 2004; García-Hernández *et al.*, 2005; Cortés-Altamarino *et al.*, 2006). Los FAN y toxinas marinas asociadas han afectado la salud humana y están teniendo un importante impacto en la salud de organismos silvestres y cultivados en el Golfo de California. Por ello, es necesario mantener y ampliar los monitoreos de las microalgas nocivas y toxinas marinas en las zonas donde ha sido recurrente su presencia, como en las bahías de Mazatlán (Sinaloa), Guaymas y Kun Kaak (Sonora), La Paz y Concepción (Baja California Sur), así como su reciente presencia en el Alto Golfo de California (Bahía de San Jorge, San Felipe a Puertecitos, Puerto Peñasco y golfo de Santa Clara, entre otros).

Nuevos FAN y toxinas emergentes como lyngbyatoxinas, microcistinas, pectenotoxinas, yesotoxinas, espirilidos, gymnomidinas, azaspirácidos y pinnatoxinas, están surgiendo en el Golfo de California, por lo que se ha ampliado el espectro de toxinas por analizar (García-Mendoza *et al.*, 2015b; Hernández-Castro *et al.*, 2015; Núñez-Vázquez, 2015; Núñez-Vázquez *et al.*, 2015). Es clave y urgente la interacción interdisciplinaria de especialistas en oceanología, biología marina, ecología, toxicología y, a su vez, la interrelación de éstos con especialistas de las ciencias biomédicas, tales como la fisiología, patología, epidemiología y salud animal, con el objetivo de conocer las toxinas involucradas, los organismos que las producen, su permanencia y dinámica oceanográfica y su efecto (respuesta fisiológica, bioquímica e inmune, morbilidad, mortalidad y acción a nivel celular y molecular) en distintos modelos acuáticos.

En México, los FAN producen pérdidas millonarias debido a las vedas que se implantan para la extracción y comercialización de productos marinos en las regiones donde se presentan. Asimismo, los FAN provocan en algunos casos la mortandad masiva de organismos de cultivo, afectando así el comercio de especies marinas de alto valor, causando un impacto en el mercado interno del país y de exportación (Band-Schmidt *et al.*, 2011; Núñez-Vázquez *et al.*, 2011).

Otro impacto económico directo es la inversión en la atención médica y hospitalaria de las personas intoxicadas, así como el efecto indirecto a la industria turística. Un ejemplo es el caso del reciente FAN de *G. catenatum* en el Alto Golfo de California entre enero y marzo de 2015, que provocó una epizootia en la que se presentó una mortandad masiva de organismos acuáticos y concentraciones elevadas de toxinas paralizantes en moluscos bivalvos de alto valor económico destinados para su comercio dentro y fuera del país (García-Mendoza *et al.*, 2015a; Ruíz de la Torre *et al.*, 2016; Núñez-Vázquez y Bustillos-Guzmán 2016). Este evento ha sido considerado, por su dimensión y permanencia, como uno de los eventos FAN de mayor impacto socioeconómico que se tenga conocimiento en nuestro país, y aún se desconoce el efecto que tuvo en las poblaciones locales y migratorias de aves, mamíferos marinos y otros organismos; tampoco se conocen con exactitud las pérdidas económicas que se tuvieron en el sector pesquero y turístico. Es prioritario evaluar el impacto económico que los FAN han producido en las diversas actividades productivas en el Golfo de California y otras regiones del país, para lo cual es necesario realizar estudios socioeconómicos de especialistas de las ciencias sociales.



► Agradecimientos

El autor EJNV agradece a la primera bienal de la agenda de investigación y posteriores reuniones sobre el Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California, convocadas por el Instituto Nacional de Ecología de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (INE-SEMARNAT), donde surgieron las primeras ideas de la presente revisión. A la RedFAN del CONACYT, por el apoyo para la realización y actualización de la presente revisión.

► Literatura citada

- Allen, W. E. (1941). Twenty years of statistical studies of marine plankton dinoflagellates of Southern California. *American Midland Naturalist Journal*, 26, 603-635.
- Alonso-Rodríguez, R. & Páez-Osuna, F. (2003). Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*, 219(1-4), 317-336.
- Alonso-Rodríguez, R., Gárate-Lizárraga, I., Luckas, B., Reinhardt, K. y Bustillos-Guzmán, J. (2004a). Mortalidad de larvas de camarón en cultivo en Sinaloa, México, asociado a mareas rojas de *Gymnodinium catenatum*. p. 54-55. XIII Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología. 25-28 de abril de 2004. Nuevo Vallarta, Jalisco, México.

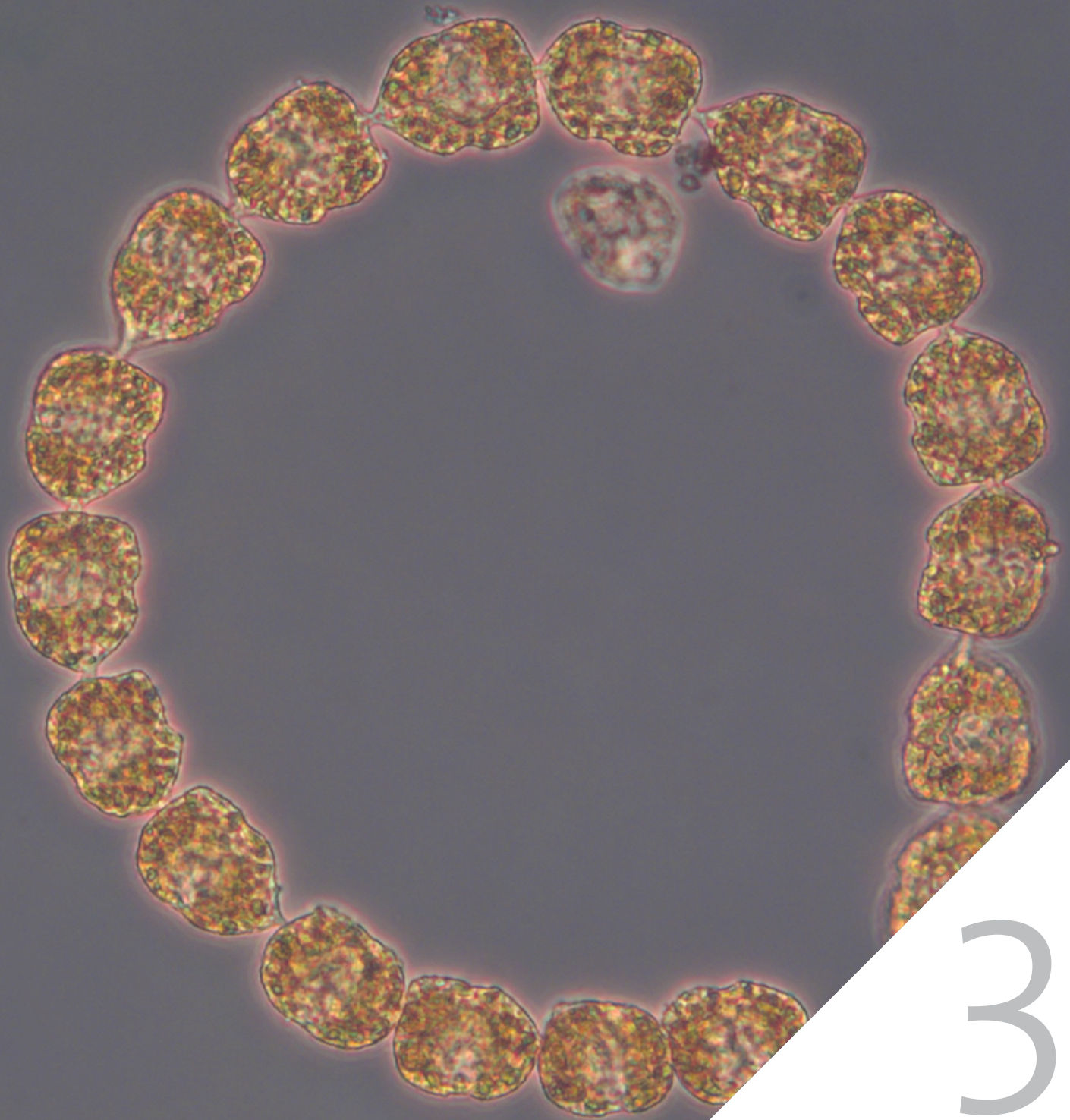
- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F. y Gárate-Lizárraga, I. (2004b). El fitoplancton en la camaricultura y larvicultura: Importancia de un buen manejo. (1ª Ed.). México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM/Comité de Sanidad Acuícola de Sinaloa.
- Anderson, D. M. (1994). Red tides. *Scientific American*, 271, 52-58.
- Band-Schmidt, C. J., Morquecho, L., Hernández-Becerril, D. U., Reyes-Salinas, A. & Bravo-Sierra, E. (2004). Raphidophyceans on the coasts of Mexico. *Hydrobiologia*, 515, 79-89.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Núñez-Vázquez, E. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2010). Ecological and Physiological Studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific: A Review. *Marine Drugs*, 8, 1935-1961.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J. y Hernández-Sandoval, F. E. (2011). El estado actual del estudio de los florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiología*, 21(3), 381-413.
- Barraza-Guardado, R., Cortés-Altamirano, R. & Sierra-Beltrán, A. (2004). Marine die-offs from *Chattonella marina* and *Ch. cf. Ovata* in Kun Kaak Bay, Sonora in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 25, 7-8.
- Cortés-Altamirano, R. (1998). Mareas rojas. (1ª Ed.). México: AGT Editores.
- Cortés-Altamirano, R. y Núñez-Pasten, A. (1992). Doce años (1979-1990) de registros de mareas rojas en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM*, 19, 113-121.
- Cortés-Altamirano, R. y Agraz, H. C. (1994). Presencia de *Prorocentrum minimum* (Pav.) Schiller en estanques de cultivo de camarón. *Ciencias del Mar-UAS*, 13, 11-16.
- Cortés-Altamirano, R., Manrique, A. F. & Luna-Soria, R. (1997). Harmful phytoplankton blooms in shrimp farms from Sinaloa, Mexico. p. 56. VIII the International Conference on Harmful Algae. 25-29 June, 1997. Vigo, Spain.
- Cortés-Altamirano, R. y Licea-Durán, S. (1999). Florecimientos de microalgas nocivas en estanques para cultivo semi-intensivo de camarón en México. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 41, 157-166.
- Cortés-Altamirano, R., Sierra-Beltrán, A. y Barraza-Guardado, R. (2006). Mortandad de peces debido a microalgas nocivas y tóxicas: Cinco casos de marea roja en la costa continental del Golfo de California (2003-2004). p. 79-90. Memorias de la 1a Conferencia de Pesquerías Costeras en América Latina y el Caribe. Evaluando, Manejando y Balanceando Acciones. Salas, S., Cabrera, M. A., Ramos, J., Flores, D. y Sánchez J. (eds). Del 4 al 8 de octubre del 2004, Mérida, Yucatán, México.
- Cortés-Lara, M. C., Gómez-Villareal, M. C. y Cortés-Altamirano, R. 2001. Mortandad de peces debido a *Cochlodinium catenatum* (Okamura, 1916) en Bahía de Banderas, Jalisco Nayarit. p. 60. VIII Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés A. C. y II Symposium Internacional sobre el Mar de Cortés. 29 de mayo a 01 de junio de 2001. Ensenada, BC, México.
- Cortés-Lara, M. C. (2002a). Informe del fenómeno de marea roja en Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, octubre-noviembre de 2001. *Revista Biomédica*, 13, 73-75.
- Cortés-Lara, M. C. (2002b). Primer registro de una marea roja del 2002. Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit (enero del 2002). *Revista Biomédica*, 13, 229-230.
- Cortés-Lara, M. C., Cortés-Altamirano, R. y Sierra-Beltrán, A. (2004). Presencia de *Cochlodinium catenatum* (Gymnodinales: Gymnodinaceae) en mareas rojas de Bahía Banderas en el Pacífico Mexicano. *Revista Biología Tropical*, 52(1), 35-50.
- De la Garza-Aguilar, J. (1983). Intoxicación alimentaria por ingestión de mariscos contaminados. *Salud Pública de México*, 25, 145-150.

- Delgado-Estrella, A., Ortega-Ortiz, J. G. y Sánchez-Ríos, A. (1994). Varamientos de mamíferos marinos durante la primavera-otoño y su relación con la actividad humana en el norte del Golfo de California. *Anales del Instituto de Biología UNAM Serie Zoología*, 64(2), 287-295.
- FAO. 2005. Biotoxinas Marinas. (1ª Ed.). Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).
- Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J., Morquecho-Escamilla, L. M. & Lechuga-Devéze, C. (2000). First outbreak of *Cochlodinium polykrikoides* in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 21, 7.
- Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Orozco, M. L., Band-Schmidt, C. J. & Serrano-Casillas, G. (2001). Red tides along the coasts of Baja California Sur, Mexico (1984-2001). *Oceánides*, 16, 127-134.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. & Hernández-Sandoval, F. (2004). Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* Margalef in the Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 52(1), 51-58.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & López-Cortés, D. J. (2007). Bloom of *Pseudo-nitzschia fraudulenta* in Bahía de La Paz, Gulf of California (June-July 2006). *Harmful Algae News*, 32, 6-7.
- García-Hernández, J., García-Rico, L., Jara-Marini, M. E., Barraza-Guardado, R., & Hudson-Weaver, A. (2005). Concentrations of heavy metals in sediment and organism during a harmful algal bloom (HAB) at Kun Kaak Bay, Sonora, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 733-739.
- García-Mendoza, E., Medina-Elizalde, J., Ruíz de la Torre, M. C., Rosas-Campos, A., Sánchez-Bravo, Y., Bustillos-Guzmán, J. y Núñez-Vázquez, E. J. (2015a). Lecciones aprendidas del florecimiento algal nocivo de enero del 2015 en el norte del Golfo de California. II. Mortandad de organismos marinos. p. 31. III Congreso de la Sociedad Mexicana para el Estudio de los Florecimientos Algales Nocivos. 28-30 de octubre de 2015. Champotón, Campeche, México.
- García-Mendoza, E., Medina-Elizalde, J., Sánchez-Bravo, Y., Paredes-Banda, P. & Rosas-Campos, A. (2015b). Ficotoxinas emergentes en el Noroeste de México. p. 23. Primer Taller sobre Biotoxinas Emergentes. 9-10 de noviembre de 2015. La Paz, BCS, México.
- Graham, H. W. (1943). *Gymnodinium catenatum*, a new dinoflagellate from the Gulf of California. *Transactions of the American Microscopical Society*, 62, 259-261.
- Hallegraeff, G. M., Anderson, D. M., Cembella, A. D. & Enevoldsen, H. O. (2004). Manual on Harmful Marine Microalgae. (2nd ed.). Paris, France: UNESCO Publishing.
- Heisler, J., Gilbert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., Dortch, A., Gobler, C. J., Heil, C. A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H. G., Sellner, K., Stockwell, D. A., Stoecker, D. K. & Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*, 8, 3-13.
- Heredia-Tapia, A., Arredondo-Vega, B. O., Núñez-Vázquez, E. J., Yasumoto, T., Yasuda, M. & Ochoa, J. L. (2002). Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn. *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DSP) risk assessment in the Gulf of California, Mexico. *Toxicon*, 40, 1121-1127.
- Hernández-Castro, J. E., Núñez-Vázquez, E. J., Leyva-Valencia, I., Hernández-Sandoval, F. E., Hernández-Alfonso, J. R., Turner, A. y Band-Schmidt, C. J. (2015). Monitoreo anual de toxinas y dinoflagelados potencialmente tóxicos en el sur de la Bahía de La Paz, BCS p. 12. Primer Taller sobre Biotoxinas Emergentes. 9-10 de noviembre de 2015. La Paz, BCS, México.
- Kodama, M., Sato, S. & Ogata, T. (1993). *Alexandrium tamarense* as a source of tetrodotoxin in the scallop *Patinopecten yessoensis*. In: Smayda, T. J & Shimizu, Y. (Eds). Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea (1st Ed.). pp. 401-406. New York, USA: Elsevier Science Publishers.

- Kodama, M., Sato, S., Sakamoto, S. & Ogata, T. (1996). Occurrence of Tetrodotoxin in *Alexandrium tamarense*, a causative dinoflagellate of Paralytic Shellfish Poisoning. *Toxicon* 34(10): 1101-1105.
- Ladsberg, J. H., Hall S., Johannessen, J. N., White, K. D., Conrad, S. M., Abbott, J. P., Flewelling, L. J., Richardson, R. W., Dickey, R. W., Jester, E. L., Etheridge, S. M., Deeds, J. R., Van Dolah, F. M., Leighfield, T. A., Zou Y., Beaudry, C. G., Benner, R. A., Rogers, P. L., Scott, P. S., Kawabata, K., Wolny, J. L. & Steidinger, K. A. (2006). Saxitoxin puffer fish poisoning in the United States, with the first report of *Pyrodinium bahamense* as the putative toxin source. *Environmental Health Perspectives*, 114(10): 1502-7.
- Lewitus, A. J., Horner, R. A., Caron, D. A., García-Mendoza, E., Hickey, B. M., Hunter, M., Huppert, D. A., Kudela, R. M., Langlois, G. W., Largier, J. L., Lessard, E. J., RaLonde, R., Rensel, J., Strutton, P. G., Trainer, V. L. & Tweddle, J. F. (2012). Harmful algal blooms along the North American west coast region: History, trends, causes, and impacts. *Harmful Algae*, 19, 133-159.
- López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. & Gárate-Lizárraga, I. (2006). Unusual Mortality of Krill (Crustaceae: Euphausiacea) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Pacific Science*, 60, 235-242.
- López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., Band-Schmidt, C. J., Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Sandoval, F. E. & Bustillos-Guzmán, J. (2015). Mass fish die-off during a diatom bloom in the Bahía de La Paz, Gulf of California. *Hidrobiología*, 25(1), 39-48.
- Mee, L. D., Espinosa, M. & Díaz, G. (1986). Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific coast of Mexico. *Marine Environmental Research*, 19, 77-92.
- Millán-Núñez, E. (1998). Marea roja en Bahía de los Ángeles. *Ciencias Marinas* 14, 51-55.
- Nakamura, M., Oshima, Y. & Yasumoto, T. (1984). Occurrence of Saxitoxin in puffer fish. *Toxicon*, 39, 415-418.
- Nishikawa, K., Chávez, J. C. y De Alba, C. R. (1982). Mortandad de peces y aves marinas en el Océano Pacífico Nororiental Mexicano durante el verano de 1981. *Ciencias Marinas*, 3, 109-117.
- Núñez-Vázquez, E. J., Sierra-Beltrán, A. P., Cruz-Villacorta, A. & Ochoa, J. L. (1997). Ciguatoxins on Serranidae and Lutjanidae fish of Baja California Sur, Mexico. *Toxicon*, 36(9), 1124.
- Núñez-Vázquez, E. J., Yotsu-Yamashita, M., Sierra-Beltrán A. P., Yasumoto, T. & Ochoa, J. L. (2000). Toxicities and distribution of tetrodotoxin in the tissues of puffer fish found in the coast of Baja California Peninsula, Mexico. *Toxicon*, 38, 729-734.
- Núñez-Vázquez, E. J., Heredia-Tapia, A., Pérez-Urbiola, J. C., Alonso-Rodríguez, R., Arellano-Blanco, J. Cordero-Tapia, A., Pérez-Linares, J. & Ochoa, J. L. (2004). Evaluation of dinoflagellate toxicity implicated in recent HAB events in the Gulf of California, Mexico. p. 94. *Proceedings from HABTech 2003, APEC. A workshop on technologies for monitoring of harmful algal blooms and marine biotoxins*. Cawthron Institute. 26–30 November 2003 Nelson, New Zealand.
- Núñez-Vázquez, E. J., Gárate-Lizárraga, I., Cordero-Tapia, A., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F. E., Heredia-Tapia, A. & Bustillos-Guzmán, J. (2011). Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf of California. *Journal of Environmental Biology*, 32, 413-423.
- Núñez-Vázquez, E. J., García-Ortega, A., Campa-Córdova, A. I., Abdo de la Parra, I., Ibarra-Martínez, L., Heredia-Tapia, A. & Ochoa, J.L. (2012). Toxicity of cultured bulselle puffer fish *Spherooides annulatus*. *Marine Drugs*, 10(2), 329-339.
- Núñez-Vázquez, E. J., Pérez-Estrada, C. J., Cordero-Tapia, A., Hernández-Sandoval, F. E., Bustillos-Guzmán, J., Lastinere-Barragán, H., López-Cortés, D. J. y Ley-Martínez, T. (2013). Proliferación de *Lyngbya majuscula* en la playa de Balandra, BCS y detección de cianotoxinas tipo

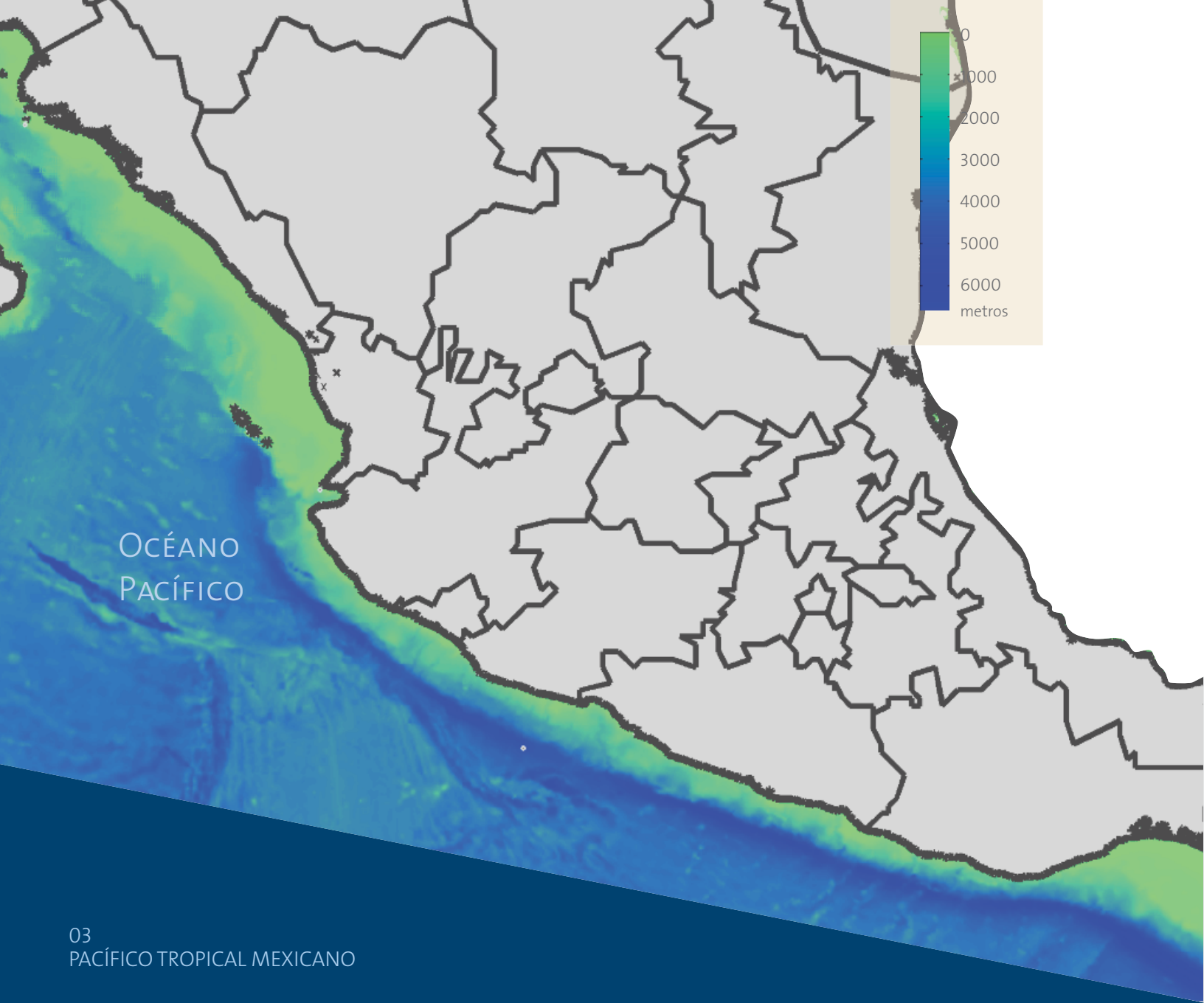
- lyngbiatoxinas y paralizantes. Segundo Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana para el estudio de los Florecimientos Algaes Nocivos. 30-31 de Octubre de 2013. Manzanillo, Colima, México.
- Núñez-Vázquez, E. J., Hernández-Sandoval, F., Heredia-Tapia, A., Ochoa, J. L., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I. y Bustillos-Guzmán, J. (2009). Presencia de toxinas paralizantes en los botetes *Sphoeroides annulatus* de la Bahía de La Paz y *Arothron meleagris* de Punta Pericos. p. 20. XV Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología A. C. y VIII International Meeting of the Mexican Society of Planktology. 21-24 de abril de 2009. Tlalnepantla de Baz, Estado de México, México.
- Núñez-Vázquez, E. J., Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J., López-Cortés, D. J., Hernández-Sandoval, F. E., Turner, A., Cordero-Tapia, A., Leyva-Valencia, I., Ley-Martínez, T. y Hernández-Castro, J. E. (2015). Presencia simultánea de toxinas lipofílicas e hidrofílicas en moluscos bivalvos de Bahía Concepción, Golfo de California. p. 14. Primer Taller sobre Biotoxinas Emergentes. 9-10 de noviembre de 2015. La Paz, BCS, México.
- Núñez-Vázquez, E. J. (2015). Toxinas Marinas emergentes en México y riesgos potenciales en la salud pública y animal: nuevos retos de monitoreo e investigación científica. p. 22. Primer Taller sobre Biotoxinas Emergentes. 9-10 de noviembre de 2015. La Paz, BCS, México.
- Núñez-Vázquez, E. J. y Bustillos-Guzmán, J. (2016). Los efectos de las toxinas marinas en la salud pública y animal de México. *La Jornada Ecológica*. 207. Recuperado de <http://www.jornada.unam.mx/2016/07/25/eco-cara.html>.
- Ochoa, J. L., Sierra-Beltrán, A., Cruz-Villacorta, A. & Núñez-Vázquez, E. J. (1996). Domoic acid in Mexico. In: Penney, R.W. (Ed.). Proceedings of the fifth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2138. pp. 82-90. Canada: Department of Fisheries and Oceans.
- Ochoa, J. L., Sánchez-Paz, A., Cruz-Villacorta, A., Núñez-Vázquez, E. J. & Sierra-Beltrán, A. (1997). Toxic events in the North Pacific Coastline in Mexico during 1992-1995: origin and impact. *Hydrobiologia*, 352, 195-200.
- Ochoa, J. L. (2003). Mareas rojas. Proliferaciones Micro-algaes Nocivas y Biotoxinas Marinas en México: Impacto en Salud Pública, Pesquerías, Acuacultura y Medio Ambiente. (1ª Ed.). La Paz, BCS, México: Gob. Edo. BCS, SEP, CIBNOR.
- Osorio-Tafall, B. F. (1942). Notas sobre algunos dinoflagelados planctónicos marinos de México, con descripción de nuevas especies. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 2, 435-447.
- Osorio-Tafall, B. F. (1943a). El Mar de Cortés y la productividad fitoplanctónica de sus aguas. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 3, 73-118.
- Osorio-Tafall, B. F. (1943b). Algunos datos sobre zoología económica del Mar de Cortés. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 4, 191-210.
- Parrilla-Cerrillo, M. C., Vázquez-Castellanos, J. L., Sáldate-Castañeda, E. O. & Nava-Fernández, L. M. (1993). Brotes de tóxico-infecciones alimentarias de origen microbiano y parasitario. *Salud Pública de México*, 35, 456-463.
- PROFEPA. (1999). Informe sobre Mortandad de peces en las localidades de El Conejo y Cabo Pulmo, Baja California Sur. Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. La Paz, BCS. p 4.
- Ruiz de la Torre, M. C., Peña-Manjarrez, J. L. y Poot-Delgado, C. A. (2016). Impactos económicos de los FAN, caso Baja California. *La Jornada Ecológica*. 207. Recuperado de <http://www.jornada.unam.mx/2016/07/25/eco-cara.html>.

- Sato, S., Ogata, T., Borja, V., González, C., Fukuyo, Y. & Kodama, M. (2000). Frequent occurrence of Paralytic Shellfish Poisoning toxins as dominant toxins in marine puffer from tropical water. *Toxicon*, 38, 1101-1109.
- SEMARNAT-PROFEPA. (1997). Mortandad de mamíferos marinos cuyos cadáveres arribaron a las costas de Sinaloa. Informe Técnico. México, D. F. 34 pp.
- Sierra-Beltrán, A., Palafox-Uribe, M., Grajales-Montiel, J., Cruz-Villacorta, A. & Ochoa, J. L. (1997). Sea bird mortality at Cabo San Lucas, Mexico: evidence that toxic *Pseudonitzschia* sp. is spreading. *Toxicon*, 35, 447-453.
- Sierra-Beltrán, A., Ochoa, J.L., Lluch-Cota, S. E., Cruz-Villacorta, A., Rosiles, R., López-Valenzuela, M., Del Villar-Ponce, L. M. y Cerecero-Gutiérrez, J. (1999). *Pseudo-nitzschia australis* (Frenguelli), responsable de la mortandad de aves y mamíferos marinos en el Alto Golfo de California, México en 1997. En: Tresierra-Aguilar, A. E. y Culquichicon-Malpica, Z. G. (Eds.). Memorias en extenso del VIII Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, Perú. pp. 886-887. Perú: Universidad de Trujillo, Lima.
- Sierra-Beltrán, A., Cortés-Altamirano, R., Gallo-Reynoso, J. P., Licea, S. & Egidio-Villareal, J. (2005). Is *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* toxin the principal cause of sardines, dolphins sea lions and pelicans mortality in 2004 in Mexico? *Harmful Algae News*, 29, 6-8.
- WHO, (1984). Aquatic (Marine and Freshwater) Biotoxins, Environmental Health Criteria 37. Geneva, Italy: World Health Organization.
- Zingone, A. & Enevoldsen, H. O. (2000). The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean and Coastal Management*, 43, 725-748.



3

**PACÍFICO
TROPICAL
MEXICANO**



03 PACÍFICO TROPICAL MEXICANO

Introducción

Registros de microalgas nocivas o tóxicas formadoras de florecimientos algales en las bahías de Manzanillo, Colima, México

Florecimientos algales nocivos en las aguas costeras del estado de Guerrero, México

Florecimientos algales nocivos en la costa de Oaxaca

Condiciones hidrográficas en el Pacífico Central Mexicano relacionadas con florecimientos algales en la zona costera de Colima

La temperatura superficial del mar y su relación con florecimientos algales nocivos en áreas costeras del Pacífico Tropical Mexicano

Control de Florecimientos Algales Nocivos con aplicación en la camaronicultura



Introducción

Olivos-Ortiz, Aramis¹; Quijano-Scheggia, Sonia I.¹

¹ Universidad de Colima, Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas. Km 20 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Colonia El Naranjo, CP 28860. Manzanillo, Colima, México.
aolivos@ucol.mx; quijano@ucol.mx

En este trabajo se consideró a la zona del Pacífico Tropical Mexicano (PTM), a la región biogeográfica que se extiende desde la boca del Golfo de California hasta los límites territoriales de nuestro país con Guatemala, en relación a la hidrográfica y registros de especies fitoplanctónicas que pueden presentar una variabilidad espaciotemporal.

En la región destaca la presencia de la Corriente de California (CC) que se extiende desde los 32°N hasta los 15°N durante su periodo más intenso (invierno-primavera), y la Corriente Costera de Costa Rica (CCCR), que presenta una dirección hacia el norte hasta los 23°N, con su mayor intensidad durante otoño (Wyrтки, 1967). Asimismo, los vientos dominantes a lo largo del año provienen del noroeste, principalmente en invierno-primavera, mientras que en verano-otoño se debilitan, lo cual genera interacción de distintas masas de agua que forman estructuras de mesoescala (giros, meandros y surgencias costeras). Estas estructuras interactúan con la estrecha y accidentada plataforma continental, originando una zona altamente dinámica clasificada como de transición (Fiedler y Talley, 2006; Kessler, 2006; Lavín *et al.*, 2006; Salas *et al.*, 2006).



El PTM se caracteriza por tres grandes periodos en cuanto a los parámetros químico-biológicos: 1) el periodo de surgencias intensas (primavera), donde las tasas de producción y biomasa de fitoplancton son muy altas; 2) el periodo de relajamiento (primavera-verano) con tasas máximas de PP, y 3) el periodo de verano-otoño, caracterizado por una fuerte termoclina y una capa de mezcla de gran espesor, donde los valores de chl-*a* y PP son mínimos (López-Sandoval *et al.*, 2009).

En la zona costera del PTM existe influencia puntual y estacional de aportes pluviales y fluviales que pueden afectar las características físico-químicas y biológicas, que al interactuar con la topografía de la plataforma continental y los rasgos fisiográficos de la línea de costa promueven la formación de estructuras dinámicas cuyas intensidades baroclínicas dependen del esfuerzo de vientos locales y la presencia de ondas internas (Salas *et al.*, 2006). Filonov *et al.* (2000) destacan que la presencia de las ondas internas se caracterizan por la deformación de las isopícnas, generando mezcla a través de la columna de agua, cambios de temperatura y variaciones en la zonificación de la termoclina, que durante la temporada de invierno-primavera se encuentra cerca de la superficie, mientras que para verano-otoño se profundiza.

Estas condiciones hidrográficas permiten el desarrollo de episodios de floraciones algales en el PTM que pueden abarcar amplias zonas con periodos de duración variable, oscilando entre pocos días a varios meses. Los primeros eventos de FAN registrados para el PTM corresponden a la especie *Gymnodinium catenatum* en el año 1976, en la región del Golfo de Tehuantepec (Cortés-Altamirano y Sierra-Beltrán, 2008). Esta especie ha aparecido de manera recurrente formando FAN desde entonces y ha provocado intoxicaciones tanto en humanos como en la vida silvestre (Band-Schmidt *et al.*, 2010; Quijano-Scheggia *et al.*, 2012). Otras especies asociadas a intoxicaciones son *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* y *Alexandrium catenella*, que han sido descritas pero con menos frecuencia en la zona (Hernández-Becerril *et al.*, 2007). Entre las especies ictiotóxicas destaca *Cochlodinium polykrikoides*, identificada por primera vez en el PTM en el año 1989 y que ha continuado formando floraciones recurrentes hasta nuestros días (Morales-Blake *et al.*, 2001). El género *Pseudo-nitzschia* ha sido descrito en varias regiones del PTM, incluyendo especies potencialmente tóxicas como *P. Australis*; sin embargo, a la fecha no se han reportado eventos tóxicos (Hernández-Becerril *et al.*, 2007; Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013).

También destaca la presencia de especies no tóxicas como el ciliado fotosintético *Mesodinium rubrum*, recurrente y en altas abundancias en el PTM, que significa un gran aporte de C al medio marino (Quijano-Scheggia *et al.*, 2013). A pesar del esfuerzo de los investigadores de la región, se tienen pocos registros de especies formadoras de floraciones que serán tratadas a detalle en los siguientes trabajos. Sin embargo, los resultados con que se cuenta hacen indispensable promover la investigación y la formación de recursos humanos en este tema, que puede tener repercusiones en los sectores turísticos, productivos e incluso en la salud de la población.

► Literatura citada

Band-Schmidt, C.J., Bustillos-Guzmán, J., López-Córtes, D., Gárate-Lizárraga, I, Núñez-Vázquez, E.J. & Hernández Sandoval, F. E. (2010). Ecological and Physiological Studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific: A review. *Marine Drugs*, 8, 1935-1961.

- Fiedler, P. C. & Talley L. D. (2006). Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69, 143-180.
- Filonov, A. E. (2000). Estructura espacial de los campos de temperatura y la salinidad en presencia de ondas internas en la plataforma continental de los estados de Jalisco y Colima (México). *Ciencias Marinas*, 26(1), 1-21.
- Hernández-Becerril, D. U., Alonso-Rodríguez, R., Álvarez-Góngora, C., Barón-Campis, S. A., Ceballos-Corona, G., Herrera-Silveira & Rodríguez-Salvadoro, J. (2007). Toxic and harmful marine phytoplankton and microalgae (HABs) in Mexican Coasts. *Journal of Environmental Science Health*, 42(10), 1349-1363.
- Kessler, W. S. (2006). The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69, 181-217.
- Lavín, M. F., Fiedler P. C., Amador, J. A., Ballance, L. T., Färber-Lorda, J. & Mestas-Núñez, A. M. (2006). A review of eastern tropical Pacific oceanography: Summary. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 391-398.
- López-Sandoval D. C., Lara-Lara, J. R., Lavín, M. F., Álvarez-Borrego S. & Gaxiola-Castro, G. (2009). Primary Productivity in the eastern tropical Pacific off Cabo Corrientes, Mexico. *Ciencias Marinas*, 35(2), 169-182.
- Morales-Blake, A., Cavazos-Guerra, C. & Hernández-Becerril, D.U. (2001). Unusual HABs in Manzanillo Bay, Colima, Mexico. *Harmful Algae News*, 22, 6.
- Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A., Rivera-Vilarelle, M., Gaviño-Rodríguez, J., Álvarez, C. y Sosa-Ávalos, R. (2013). Cuatro años de monitoreo de fitoplancton en las Bahías de Manzanillo y Santiago, Manzanillo, Colima. p. 8. *Segundo congreso SOMEFAN*, 30 y 31 de octubre de 2013. Manzanillo, Colima, México.
- Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A., Bustillos-Guzmán, J., Garcés, E., Gaviño-Rodríguez, J.H., Galicia Pérez, M. A. & López-Cortés, D. (2012). Bloom of *Gymnodinium catenatum* in Bahía Santiago and Bahía Manzanillo, Colima, Mexico (May 2010). *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 173-186.
- Rivera-Vilarelle, M., Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A., Gaviño-Rodríguez, J.H., Castro-Ochoa, F. & Reyes-Herrera, A. (2013). The genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in Manzanillo and Santiago Bays, Colima, Mexico. *Botánica Marina*, 56(4), 357-373.
- Salas, J., Gomis, D., Olivos-Ortiz, A. & García-Urbe, G. (2006). Seasonal hydrodynamical features on the shelf of Colima (west coast of Mexico). *Scientia Marina*, 70(4), 719-726.
- Wyrtki, K. (1967). Circulation and water masses in the eastern equatorial Pacific Ocean. *International Journal of Oceanology and Limnology*, 1(2), 117-147.

Registros de microalgas nocivas o tóxicas formadoras de florecimientos algales en las bahías de Manzanillo, Colima, México

Quijano-Scheggia, Sonia I.¹; Olivos-Ortiz, Aramis¹; Pérez-Morales, Alfredo¹; Álvarez-García, Carmen¹; Gaviño-Rodríguez, Juan H.¹; Sosa-Avalos, Ramón¹.

¹ Universidad de Colima, Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas.
Km 20 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Colonia El Naranjo, CP 28860.
Manzanillo, Colima, México.
quijano@ucol.mx



Resumen

El fitoplancton constituye la base de la red trófica y agrupa a diversos grupos taxonómicos. Bajo condiciones adecuadas, estos microorganismos son capaces de proliferar y ocasionar florecimientos algales nocivos (FAN). Algunas especies tienen la capacidad de producir toxinas. Además, su gran número ocasionan condiciones adversas, como baja de oxígeno o turbidez del agua. En el presente estudio se realizó una revisión bibliográfica de la información existente sobre FAN en las bahías de Manzanillo y la zona costera adyacente, en el periodo comprendido entre 1982 hasta 2015, resumiendo los registros de FAN documentados en la zona. En el periodo de estudio se presentaron especies recurrentes formadoras de florecimientos, e.g. *Myrionecta rubrum*, especie no tóxica y *Gymnodinium catenatum*, tóxica con registros de saxitoxinas en moluscos de la región; *Lingulodinium polyedra* y *Ceratium divaricatum* que formaron FAN en dos ocasiones, y *Cochlodinium polykrikoides*, que se ha reportado desde 1999 a la actualidad formando florecimientos recurrentes. Esta revisión mostró que el número de eventos FAN registrados en la zona se ha incrementado en los últimos cinco años, posiblemente relacionado al aumento en la frecuencia e intensidad de los monitoreos realizados en las bahías de Manzanillo.

Palabras claves: FAN, fitoplancton, Pacífico Tropical, toxinas, *Gymnodinium catenatum*.

Abstract

Phytoplankton is the basis of the food web including various taxonomic groups. Under appropriate conditions these microorganisms are able to proliferate and cause harmful algal blooms (HAB). The HAB can be toxic depending on the organisms that caused it, if they are capable of producing toxins, or harmful if its densities cause many adverse conditions such as low oxygen or water turbidity. In this study a literature review was performed of the existing information on the bays of Manzanillo and surrounding coastal area in the period from 1982 to 2015, summarizing HAB records documented in the zone. The analysis showed that in the analyzed period there is recurring species bloom forming e.g. *M. rubrum*, a nontoxic specie, and *Gymnodinium catenatum* with saxitoxins records in shellfish in the region; *Lingulodinium polyedra* and *Ceratium divaricatum* which formed HAB twice; and *Cochlodinium polykrikoides* which has been reported from 1999 to present forming recurring blooms. This revision showed that the number of HAB events recorded in the zone has been increased in the last five years, mainly related to increased frequency and intensity of monitoring conducted in the bays of Manzanillo.

Key words: HAB, phytoplankton, Tropical Pacific, toxins, *Gymnodinium catenatum*.

Introducción

El fitoplancton constituye la base de la red trófica. Se encuentra constituido de microalgas de diferentes grupos taxonómicos, destacando las diatomeas, dinoflagelados, silicoflagelados, prymnesiofitas y rafidofíceas (Falkowski *et al.*, 2004). Las microalgas sirven como la principal fuente de alimento a una amplia diversidad de organismos que integran el mero- y el holoplancton, entre los que se encuentran copépodos, cladóceros, moluscos, así como larvas de peces y crustáceos (Pérez-Morales *et al.*, 2015). El fitoplancton es capaz de proliferar bajo ciertas condiciones ambientales, como son abundancia de nutrientes e irradiación solar entre otras. Cerca de 7%, aproximadamente unas 300, de las 4100 especies fitoplanctónicas que se estima que existen, son capaces de producir eventos conocidos como florecimientos algales nocivos (FAN). Algunas de estas especies son consideradas nocivas como resultado de la producción de biotoxinas, por causar daño físico a diversas especies de la fauna marina, por alterar las condiciones físico-químicas del agua (e.g. anoxia), por reducir la penetración de luz a través de la columna de agua, entre otros diferentes efectos que pueden provocar. Los dinoflagelados destacan del grupo fitoplanctónico ya que conforman aproximadamente 75%, *i.e.* unos 45 ó 60 taxones, de las especies formadoras de FAN (Smayda, 1997, 2010; Trainer *et al.*, 2010). En esta revisión se identificaron las principales especies potencialmente nocivas mediante el análisis de la información de especies fitoplanctónicas generadoras de FAN presentes en las bahías de Manzanillo y zona costera aledaña, con información disponible desde 1982 hasta 2015.

Para realizar esta investigación se recopiló información a nivel nacional e internacional relacionada con reportes de FAN en las bahías de Manzanillo y zona costera aledaña. Se consultaron diferentes fuentes o plataformas con publicaciones periódicas tanto indexadas como de divulgación, resúmenes de congresos, libros, capítulos de libros, tesis, reportes técnicos, así como registros de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) de la Secretaría de Salud.

► Resultados

FAN en la zona costera de Manzanillo, Colima

Década 1980-1989

Los primeros reportes de mareas rojas en la zona costera fueron los realizados por Baltierra-Rodríguez *et al.* (1983) en la laguna de Cuyutlán. Los organismos causantes del FAN fueron los dinoflagelados *Gonyaulax* sp. y *Gymnodinium* sp., que provocaron mortandad en peces al interior del sistema lagunar en 1982 por abatimiento de oxígeno.

En el frente costero de la playa de Campos en Manzanillo, Quijano-Scheggia *et al.* (1986) reportaron especies potencialmente nocivas durante un ciclo anual (1984-1985). Las especies observadas fueron los dinoflagelados *Dinophysis caudata*, *D. ovum*, *D. trypos*, *Prorocentrum micans*, *L. polyedra*, *Gonyaulax polygramma*, *Gymnodinium catenatum* (como *Peridinium catenatum*) y *Noctiluca scintillans*; los silicoflagelados *Dictyocha fibula*, *Diestephanus speculum*, y la cianobacteria *Microcystis aeruginosa*.

En 1986, Cortés-Altamirano (1998) reportó un FAN del dinoflagelado *Ceratium furca* en la Bahía de Manzanillo, con una duración de 30 días. Este evento fue documentado también por otros autores (Ortiz-Lira, 1987; Ortiz-Lira y Jiménez-Quiroz, 2006). No se reportaron efectos negativos en la zona.

Estudios realizados por Quijano-Scheggia y Vidaurri-Sotelos (1987) durante un ciclo anual con muestreos bimensuales entre febrero 1983 y febrero 1984 en las bahías de Manzanillo, zona costera de la Playa de Campos, Laguna de Cuyutlán y Juluapan, reportaron la presencia de los dinoflagelados *D. caudata*, *P. micans* y *N. scintillans*, así como de los silicoflagelados *D. fibula* y *D. speculum*.

En los años 1988-1989, Ortiz-Lira y Jiménez-Quiroz (2006) registraron para el área del puerto interior de Manzanillo, FAN de las siguientes especies: *C. divaricatum*, *Prorocentrum lima*, *P. micans*, *Gonyaulax spinifera* y *Gonyaulax* sp., además de FAN por el silicoflagelado *D. fibula*. Estos mismos autores reportaron en las bahías de Manzanillo y Santiago en el mes de marzo de 1988 un FAN de *M. rubrum* y en el siguiente año (1989), en el mes de agosto, un FAN de *G. catenatum*. No se registraron impactos negativos en el periodo analizado en la zona.

Década 1990-1999

En la información disponible para la Bahía de Manzanillo no se documentan reportes de eventos FAN entre el año 1990 y el año 1998. Sin embargo, en la laguna de Juluapan en el año 1993 se informó de un florecimiento ocasionado por *G. spinifera* en el mes de octubre, con un reporte seguido para marzo de 1994. Por otra parte, Ortiz-Lira y Jiménez-Quiroz, (2006) reportaron en julio de 1997 un florecimiento del dinoflagelado *Prorocentrum* sp. para este mismo sistema.

Blanco-Blanco *et al.* (1999) y Morales-Blake *et al.* (2000) reportaron en 1998, un FAN de *G. catenatum* de aproximadamente dos meses de duración, situación que se repitió en 1999 por tres meses, cubriendo ambas bahías de Manzanillo con abundancias de 3.5×10^6 cél/l. Posteriormente, Ortiz-Lira y Jiménez-Quiroz (2006) reportaron en marzo de 1999, en las bahías de Manzanillo, a *Cochlodinium* cf. *catenatum*, información que posiblemente corresponda a la reportada por ambos autores anteriores. En marzo de este mismo año, Figueroa-Torres y Zepeda-Esquivel (2001) reportaron un florecimiento de *G. catenatum* en el puerto interior de Manzanillo.

Década 2000-2009

El primer reporte de esta década corresponde al de enero de 2000, que describe un florecimiento de *Ceratium furca* y *M. rubrum*, que sucedió en febrero-marzo por *C. polykrikoides*, y posteriormente en abril por el silicoflagelado *D. fibula* (Morales-Blake *et al.*, 2001). Hay que destacar que el organismo causante del mismo evento de marzo de 2000 fue descrito como *Cochlodinium* cf. *catenatum* (Ortiz-Lira y Jiménez-Quiroz, 2006).

En el año 2001 se reportaron tres florecimientos, comenzando en marzo con *M. rubrum*, en julio *Lingulodinium polyedra*, y finalmente en noviembre y diciembre se registró a *C. polykrikoides*.

Para abril de 2002 se reportó la especie tóxica *G. catenatum*, en los siguientes años se identificaron para marzo de 2003 a *M. rubrum* y para mayo de 2004 a *C. divaricatum* (Ortiz-Lira y Jiménez-Quiroz, 2006).

Para los años 2005 y 2006, no hay reportes sobre FAN. En 2007 se presentó la especie tóxica *G. catenatum* en las bahías de Manzanillo para los meses de mayo y junio, y se detectaron toxinas de tipo paralizante en el ostión *Crassostrea iridescens* en concentraciones de 29.58-235 µg/100g de tejido, además informaron de la presencia de *Karenia mikimotoi*, *C. polykrikoides* y *Akashiwo sanguinea* (González-Chan *et al.*, 2007). En estas fechas, la COFEPRIS (2016) implementó por primera vez una veda de pesca y consumo de pescados y mariscos para las bahías de Manzanillo. La duración de esta veda fue del 3 de abril hasta el 27 de junio de 2006 debido a la presencia de *Gymnodinium mikimotoii* y *Gymnodinium sp.* En este mismo año, Morales-Blake *et al.* (2007) reportaron en las bahías a los dinoflagelados *G. catenatum*, *C. polykrikoides* y *C. dens*, y mencionaron que la mancha de este FAN se extendió hasta 10 millas fuera de la costa.

En 2008, la COFEPRIS reportó en el periodo del 6 al 12 de marzo la presencia de *M. rubrum*, y en el periodo del 20 de marzo al 13 de abril a las especies *M. rubrum*, *Prorocentrum spp.*, *D. caudata* y *P. micans* (Morales-Blake *et al.*, 2007). Del 4 al 25 de marzo de 2009, la COFEPRIS informó sobre la presencia de *M. rubrum*. Quijano-Scheggia *et al.*, (2013) también reportaron en marzo de ese mismo año, una abundancia alta del género *Pseudo-nitzschia* (1.78×10^5 cél/l) y *M. rubrum*, (9.87×10^5 cél/l) en las bahías de Manzanillo y Santiago.

Década 2010-2015

En el periodo del 7 de mayo al 14 de junio de 2010, la COFEPRIS informó la presencia de *G. catenatum*, *Prorocentrum spp.*, y *Dinophysis spp.*, implementándose veda sanitaria para la región (Morales-Blake *et al.*, 2007). El evento FAN de *G. catenatum* fue documentado además por Quijano-Scheggia *et al.* (2010, 2012). Quijano-Scheggia *et al.* (2012) asociaron el evento con parámetros físico-químicos, reportando la presencia de toxinas de tipo paralizante (STXs) en el molusco *Chama echinata* con una concentración máxima de 1525.8 µg STX eq/100g. En abril 2010 se registró en las bahías de Manzanillo una alta densidad celular de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, en el orden de 9.18×10^5 cél/l. Para noviembre de este mismo año, se registró la presencia de un florecimiento de *Pyrodinium bahamense var. compressum* y *M. rubrum* (Quijano-Scheggia *et al.*, 2013). Sin embargo, la COFEPRIS reportó este evento en el periodo del 15 de diciembre de 2010 al 5 de enero de 2011, con la presencia de *M. rubrum*, *G. catenatum*, *Dinophysis sp.* y *P. bahamense var. compressum*, declarando veda sanitaria durante este periodo (COFEPRIS, 2016).

En 2011 la COFEPRIS menciona que un FAN ocurrió en una zona de almacenamiento húmedo denominado La Boquita, entre el 7 y 8 de enero, con la presencia de *N. scintillans* (COFEPRIS, 2016). En la misma zona, del 15 al 22 marzo de 2011 se informó de la presencia de *C. dens*, *C. furca*, *P. micans* y *N. scintillans*. En octubre del mismo año, en las bahías de Manzanillo y Santiago, el género *Pseudo-nitzschia* fue abundante con máximos de 2.99×10^6 cél/l (Quijano-Scheggia *et al.*, 2013).

En 2012, Quijano-Scheggia *et al.* (2013) y la COFEPRIS (2016) reportaron un FAN de *G. catenatum* para los meses de enero y febrero. Además, la COFEPRIS (2016) informó de la presencia de *C. polykrikoides*, implementando una veda sanitaria. Del 2 al 6 de marzo se identificó a *M. rubrum*, y del 28 de marzo al 6 de abril a *M. rubrum*, *Protoperdinium* sp., *Chaetoceros* sp. y *Ceratium* sp. Además, para el periodo del 5 al 13 de junio registró un florecimiento de *L. polyedra* en ambas bahías, mencionando que no se detectaron toxinas.

En 2013, la COFEPRIS reportó entre el 2 y el 5 de mayo, un FAN de *M. rubrum* y *Scrippsiella* sp. En el mismo año, entre el 31 de octubre y 27 de noviembre, reportó la presencia de *G. catenatum*, *Dinophysis* sp. y *C. catenatum*, con implementación de veda sanitaria. Esta misma institución en 2014 reportó para la Bahía de Manzanillo a *M. rubrum* entre el 21 y el 31 de marzo de 2014. Posteriormente, entre el 4 y 26 de mayo, reportó la presencia de *G. catenatum*, implementando veda sanitaria (COFEPRIS, 2016).



Al analizar los datos históricos se puede observar un aumento en el número de FAN entre los años 2010 al 2014 (Fig. 1). Se observó un florecimiento de *C. furca* y dos de *C. divaricatum/dens*; *C. polykrikoides* fue identificado en las bahías de Manzanillo y Santiago en 1999, y continuó apareciendo en los siguientes años. *G. catenatum* constituyó una especie recurrente formadora de florecimientos en diez ocasiones; *L. polyedra* fue identificado sólo dos veces, en el año 2001 y 2011; *M. rubrum* se detectó como una especie recurrente formadora de FAN en la zona, siendo detectada en nueve ocasiones. *N. scintillans* sólo se reportó dos veces; el género *Pseudo-nitzschia* se comenzó a detectar a partir del año 2009, posiblemente por los problemas que presenta su correcta identificación. Por último, *P. bahamense* var. *compressum* sólo se reportó en una ocasión. En el año 2015 no se reportaron eventos FAN para las bahías y zona costera de Manzanillo.

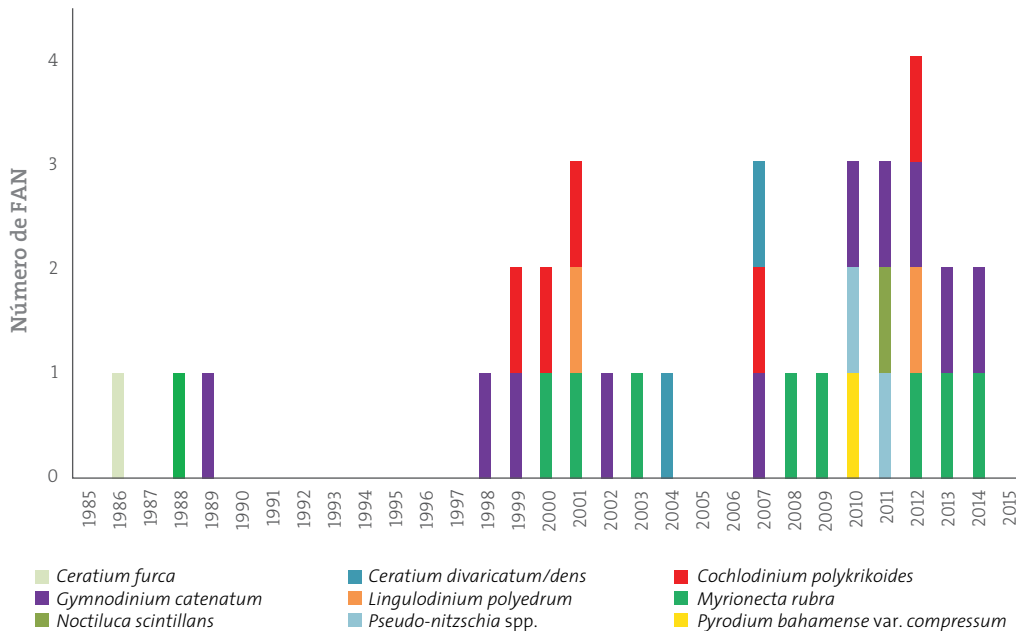


Figura 1. Número de florecimientos algales nocivos (FAN) por año en las bahías de Manzanillo y Santiago, considerando sólo la especie dominante en cada evento.

► Discusión

El análisis de la información existente sobre las bahías de Manzanillo y zona costera aledaña mostró un aumento reciente de eventos FAN desde el 2010. Esta tendencia se debe probablemente al aumento en la frecuencia e intensidad de los monitoreos realizados por diversas instituciones de la región. Antes del año 2000 sólo la Secretaría de Marina realizaba monitoreos esporádicos en la región; a partir de esta fecha, esta misma dependencia, así como investigadores de la Universidad de Colima y otros centros, institutos y dependencias federales, han implementado monitoreos regulares que han evidenciado la ocurrencia de FAN a lo largo del año. Otra posibilidad son las variaciones en las condiciones oceanográficas de la zona, debido a procesos de fertilización oceánica que implican mayores aportes de nutrientes por agua de

fondo en los meses comprendidos entre marzo a mayo y de octubre a noviembre (Olivos-Ortiz *et al.*, este volumen). La posibilidad de un incremento de los aportes costeros de nutrientes en la formación de FAN es poco probable, debido al bajo aporte de ríos de gran caudal en la zona (Olivos-Ortiz *et al.*, 2008).

En cuanto a las especies potencialmente nocivas, existen algunas que se presentaron una vez en el periodo de estudio. *C. furca* se reportó sólo para 1986, mientras que *P. bahamense* var. *compressum* en 2010 y *N. scintillans* en 2011. En contraste, *M. rubrum* fue reportada desde 1989 y ha continuado apareciendo en el periodo analizado. Esta especie se presenta principalmente en marzo y abril, y fue la especie dominante de florecimientos en ocho ocasiones. *L. polyedra* se reportó sólo en dos ocasiones (2001 y 2012) y también *C. divaricatum/dens* (2004 y 2007). *G. catenatum* se observó formando FAN desde el año 1989 y continuó por 10 ocasiones durante el periodo de estudio. *C. polykrikoides* fue identificado por primera vez en el año 1999 y ha formado florecimientos en cuatro ocasiones más. El género *Pseudo-nitzschia* sólo se ha reportado formando florecimientos en dos ocasiones, aunque es probable que previamente no se haya identificado correctamente, esto debido a las dificultades propias que presenta el grupo para su correcta identificación. Adicionalmente, se han realizado análisis de ácido domoico en cultivo y se han detectado algunas especies potencialmente productoras de esta toxina (Rivera-Vilarelle *et al.*, 2013).

► Conclusión

En la zona costera de Manzanillo se han presentado en el periodo analizado numerosos FAN, detectándose un aumento en los últimos cinco años. Las especies potencialmente productoras de toxinas registradas son *G. catenatum* y *P. bahamense* var. *compressum*. Otras especies potencialmente nocivas fueron identificadas como *L. polyedra*, *N. scintillans*, *M. rubrum* y *C. polykrikoides*. El género *Pseudo-nitzschia* puede incluir especies nocivas, algunas de las cuales han sido identificadas en la Bahía de Manzanillo.

► Literatura citada

- Baltierra-Rodríguez, J. L., Gluyas-Millán, G. y Chávez-Comparan, J. C. (1983). La marea roja de abril de 1982 en la laguna de Cuyutlán, Colima, México. *Ciencias Marinas*, 9(1), 35-39.
- Blanco-Blanco, M., Aguilar-Olguín, S. y Morales-Blake, A. (1999). Caracterización de una marea roja en la Bahía de Manzanillo, Colima, México. En: Libro de resúmenes VIII Congreso Latinoamericano, Trujillo, Perú.
- COFEPRIS. (2016). Comisión Federal para la protección contra Riesgos Sanitarios. *Antecedentes en México*. Recuperado de: <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Marea%20Roja/AntecedentesMexico.aspx>
- Cortés-Altamirano, R. (1998). *Las mareas rojas*. México, D. F. Editor A.G.T.
- Falkowski, P. G., Katz, M., Knoll, A. H., Quigg, A., Raven, J. A., Schofield, O., & Taylor, F. J. R. (2004). The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science*, 305, 354-360.

- Figuerola-Torres, M. G. y Zepeda-Esquivel, M. A. (2001). Mareas rojas del puerto interior, Colima, México. *Scientiae Naturae*, 3(2), 39-52.
- González-Chan, R., Hernández-Silva, L. G., Navarro-Ornelas, J. y Blanco-Padilla, M. A. (2007). Proliferación algal nociva en las bahías del puerto de Manzanillo, Colima (marzo-mayo 2007). En: Memorias del XIV Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología 29-31 octubre 2007, Nuevo Vallarta, México.
- Morales-Blake, A., Hernández-Becerril, D. U. y Cavazos-Guerra, C. (2000). Registros de mareas rojas en las bahías de Manzanillo, Colima, México. En: Ríos-Jara, E., Juárez-Carrillo, E., Pérez-Peña, M., López-Linares, E., Robles-Jarero, E. G., Hernández-Becerril, D. U. y Silva-Briano, M. eds., *Estudios sobre Plancton en México y el Caribe* (Vol. 1, p. 155). Guadalajara, México: Sociedad Mexicana de Planctología y Universidad de Guadalajara.
- Morales-Blake, A., Cavazos-Guerra, C., & Hernández-Becerril, D. U. (2001). Unusual HABs in Manzanillo Bay, Colima, Mexico. *Harmful Algae News*, 22, 6.
- Morales-Blake, A., Calva-Chávez, M., Bonilla-González, O., Segoviano-Quinto, L., González-Chavarin, I., Ortiz-Lira, H. y Hernández-Becerril, D. U. (2007). Las proliferaciones algales tóxicas y nocivas de las Bahías de Manzanillo, Colima, México, en el 2007. En: Resúmenes del II Taller sobre Florecimientos Algales Nocivos, Ensenada, BC.
- Olivos-Ortiz, A., Quijano-Scheggia, S. I., Pérez-Morales, A., Gaviño-Rodríguez, J. H., Kono-Martínez, T., Pelayo-Martínez, G. C., Ortega-Ortiz, C. D. y Verduzco-Zapata, M. G. (2017). Condiciones hidrográficas en el Pacífico Central Mexicano relacionadas con florecimientos algales en la zona costera de Colima. Presente libro.
- Ortiz-Lira, H. (1987). Marea roja ocasionada por *Ceratium furca*, en la Bahía de Manzanillo, Colima. En Resúmenes del VII Congreso Nacional de Oceanografía, Ensenada, Baja California, México.
- Ortiz-Lira, H. y Jiménez-Quiroz, M. C. (2006). Registro de eventos de Marea Roja en Manzanillo, Colima (1986-2004). En: Jiménez-Quiroz, M. C. y Espino-Barr, E. eds. Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán (Vol. 1, pp. 324-334). Guadalajara, México: SAGARPA, Secretaría de Pesca.
- Pérez-Morales, A., Martínez-López, A. & Camalich-Carpizo, J. M. (2015). Dry weight, carbon, C/N ratio, hydrogen, and chlorophyll variation during exponential growth of selected microalgae species used in aquaculture. *CICIMAR Oceánides*, 30, 33-43.
- Quijano-Scheggia, S., Vidaurri-Sotelo, A. L., Calderón, L., Gavino-Rodríguez, J. H., Galicia-Pérez, M. A. y Reyes-Hernández, C. (1986). Estudio de protección al ambiente y a la P. T. Manzanillo II (Vol. II, pp. 358). Instituto Oceanográfico de Manzanillo, Secretaría de Marina.
- Quijano-Scheggia, S. y Vidaurri-Sotelo, A. L. (1987). Evaluación de parámetros físico-químicos y productividad primaria en las bahías y lagunas de Manzanillo, Colima. Instituto Oceanográfico de Manzanillo, Secretaría de Marina.
- Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A., Garcés, E., Gaviño-Rodríguez, J. H. y Galicia-Pérez, M. A. (2010). Grupos dominantes de fitoplancton durante el año 2009 y su relación con parámetros físico-químicos en las bahías de Manzanillo y Santiago, Colima, México. En: XVI Reunión de la Sociedad Mexicana de Planctología A. C. y IX International Meeting of the Mexican Society of Planktology 27-30 de abril de 2010, La Paz, Baja California Sur, México.
- Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A., Bustillos-Guzmán, J. J., Garcés, E., Gaviño-Rodríguez, J. H., Galicia-Pérez, M. A. & López-Cortés, D. (2012). Bloom of *Gymnodinium catenatum* in Bahía

- Santiago and Bahía Manzanillo, Colima, Mexico (May 2010). *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 173-186.
- Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A., Rivera-Vilarelle, M., Gaviño-Rodríguez, J. H., Álvarez, C. y Sosa-Avalos, R. (2013). Cuatro años de monitoreo de fitoplancton en las Bahías de Manzanillo y Santiago. En: Segundo congreso SOMEFAN, 30-31 octubre, Manzanillo, Colima, México.
- Rivera-Vilarelle, M., Quijano-Scheggia, S. I., Olivos-Ortiz, A., Gaviño-Rodríguez, J. H., Castro-Ochoa, F. & Reyes-Herrera, A. (2013). The genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in Manzanillo and Santiago Bays, Colima, Mexico. *Botánica Marina*, 56(4), 357-373.
- Smayda, T. J. (1997). Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography*, 42(5), 1137-1153.
- Smayda, T. J. (2010). Adaptations and selection of harmful and other dinoflagellate species in upwelling systems. 2. Motility and migratory behavior. *Progress in Oceanography*, 85(1-2), 71-91.
- Trainer, V. L., Pitcher, G. C., Reguera, B. & Smayda, T. J. (2010). The distribution and impacts of harmful algal bloom species in eastern boundary upwelling systems. *Progress in Oceanography*, 85(1-2), 33-52.

Florecimientos algales nocivos en las aguas costeras del estado de Guerrero, México

Gárate-Lizárraga, Ismael¹; Pérez-Cruz, Beatriz²; Díaz-Ortiz, Jesús Antonio²; Okolodkov, Yuri B.³; López-Silva, Saul⁴

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México. igarate@ipn.mx

² Laboratorio Estatal de Salud Pública "Dr. Galo Soberón y Parra". Boulevard Vicente Guerrero esquina Juan R. Escudero, Ciudad Renacimiento, CP 39715. Acapulco, Guerrero, México.

³ Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Calle Hidalgo Núm. 617, Colonia Río Jamapa, CP 94290. Boca del Río, Veracruz, México.

⁴ Universidad Autónoma de Guerrero, Facultad de Medicina, Centro de Innovación y Desarrollo Tecnológico en Salud. Acapulco, Guerrero, México.



Resumen

Los aproximadamente 500 km de litoral del estado de Guerrero, México, presentan una gran diversidad de atractivos turísticos y están sujetos a la explotación de numerosos recursos pesqueros, particularmente moluscos bivalvos. En este estado los florecimientos algales nocivos (FAN) son comunes a lo largo del año, siendo la Bahía de Acapulco, donde se ha registrado un mayor número de eventos. Los primeros estudios realizados por el Laboratorio Estatal de Salud Pública sobre FAN empezaron en 1985 y los primeros análisis de toxinas paralizantes empezaron en 1993, cuando la FDA (*Food and Drug Administration*) de Estados Unidos certificó al laboratorio en los métodos de análisis de estas toxinas. Aproximadamente 25 especies de microalgas son las responsables de producir FAN en las costas de Guerrero, y pertenecen a los dinoflagelados (14) y a las diatomeas (11). *Gymnodinium catenatum* y *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* son las dos especies que han causado la mayoría de los FAN en la región; son productoras de toxinas paralizantes y responsables de intoxicaciones y decesos de seres humanos. En 2005 se registró por primera ocasión el dinoflagelado ictiotóxico *Cochlodinium polykrikoides*, y sus florecimientos se han vuelto recurrentes. *Karenia mikimotoi* es otro dinoflagelado tóxico que ha causado FAN en la Bahía de Acapulco. Recientemente ha proliferado *Lingulodinium polyedra*, productor de yesotoxinas. Estos florecimientos, a pesar de ser nocivos, no han ocasionado mortandad de peces o de invertebrados. De las diatomeas, se han identificado ocho especies de *Pseudo-nitzschia*, de las cuales *P. cf. pseudodelicatissima*, *P. brasiliiana*, *P. fraudulenta* y *P. pungens* son potencialmente tóxicas.

Palabras clave: Toxicidad, *Gymnodinium catenatum*, *Pyrodinium bahamense*, *Pseudo-nitzschia*, Bahía de Acapulco.

Abstract

Approximately 500 km of the littoral of the state of Guerrero, Mexico, represent a high diversity of tourist attractions and are subjected to exploitation of numerous coastal resources, particularly bivalve mollusks. Harmful algal blooms (HAB) are common in this state. Bahía de Acapulco is the water body with the major number of bloom events. In 1985, the State Laboratory of Public Health performed the first studies on HAB in Acapulco Bay, and in 1993, the U.S. Food and Drug Administration (FDA) certified the laboratory in the analysis of paralytic toxins; the first studies on them followed. About 25 microalgal species responsible for HAB in the coastal waters of Guerrero belong to dinoflagellates (14) and diatoms (11). *Gymnodinium catenatum* and *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* have caused the majority of HAB, and they are responsible for human intoxication and death. In 2005, for the first time, the ichthyotoxic dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* was reported, and HAB caused by this species have become recurrent. *Karenia mikimotoi* is another toxic dinoflagellate that has caused FAN. Recently, *Lingulodinium polyedra* that produces yessotoxins has proliferated. Although being noxious, these HAB have harmed neither fish nor invertebrates. Of diatoms, eight *Pseudo-nitzschia* species were identified; *P. cf. pseudodelicatissima*, *P. brasiliiana*, *P. fraudulenta* and *P. pungens* being potentially toxic.

Keywords: Toxicity, *Gymnodinium catenatum*, *Pyrodinium bahamense*, *Pseudo-nitzschia*, Bahía de Acapulco.

► Introducción

Los florecimientos algales nocivos (FAN) son fenómenos naturales cuya frecuencia de aparición parece tener un incremento en las últimas décadas (Hallegraeff, 1993; Anderson *et al.*, 1998). En México, se ha registrado un importante número de eventos, y cada vez son más frecuentes y periódicos a lo largo del año en las aguas costeras del Pacífico Mexicano (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001, 2006; Díaz-Ortiz *et al.*, 2010; Cortés-Altamirano *et al.*, 2014). En el caso particular de las costas del estado de Guerrero, los registros de FAN datan desde 1985. Aunque durante este evento no se identificó a la especie responsable del florecimiento, se reportaron siete casos de intoxicaciones y dos defunciones humanas (Saldate-Castañeda *et al.*, 1991; Díaz-Ortiz *et al.*, 2010).

En 1991, en Acapulco se creó el Laboratorio de Biotoxinas Marinas bajo la supervisión de instructores de la *U.S. Food and Drug Administration* (FDA), y se capacitó al personal en la identificación de microalgas tóxicas y en el método del bioensayo en ratón para la cuantificación de toxinas de tipo paralizantes. Este laboratorio forma parte del Programa Mexicano de Sanidad de Moluscos Bivalvos (PMSMB), y entre sus actividades principales está el realizar el seguimiento de microalgas formadoras de FAN y de toxinas paralizantes en moluscos bivalvos desde 1991. En 1992 se realizaron los primeros estudios relacionados con eventos de marea roja tóxica en el estado, y en 1993 la FDA certificó al Laboratorio en los métodos de análisis señalados. A partir de esta fecha, el laboratorio ha apoyado al PMSMB, específicamente en los estados ubicados al sur del Pacífico Mexicano. En 1995 se presentó un florecimiento de *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* en diversos puntos de la costa de Guerrero, donde ocurrieron 138 intoxicaciones y dos decesos (Orellana-Cepeda *et al.*, 1998; Díaz-Ortiz *et al.*, 2010). En 2011, el Laboratorio de Biotoxinas Marinas recibió el certificado que lo acreditó como tercero autorizado por parte de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) debido a su buen desempeño y eficiencia, lo que lo convierte en uno de los mejores de la república mexicana. A partir de ese año se ha intensificado el seguimiento de los FAN, poniendo énfasis en aquellas algas tóxicas que pudieran ocasionar problemas de salud pública. Es por ello que el propósito de este trabajo fue realizar una revisión de las microalgas inocuas, nocivas no tóxicas y tóxicas, formadoras de FAN, y la toxicidad en moluscos bivalvos en las aguas costeras del estado de Guerrero.

► Metodología

El estado de Guerrero, situado en el sur de la república mexicana, se localiza en la zona tropical, entre los 16°18' y 18°48' N y los 98°03' y 102°12' O (Fig. 1). La Costa Grande de Guerrero tiene como límites en el oriente al puerto de Acapulco y al occidente la frontera entre Guerrero y Michoacán. En un inicio, se tomaban muestras de agua de mar con una red de plancton con luz de malla de 20 μm , y las especies se reportaban como escasas o abundantes (Díaz-Ortiz *et al.*, 2010); posteriormente, se recolectaban utilizando frascos de plástico de 500 ml. Las muestras recientes se recolectaron con un tubo muestreador de 1 m de largo y se fijaron con una solución de acetato lugol. Para realizar el recuento y la identificación de las especies

FAN, se colocó un mililitro de cada muestra en una cámara Sedgewick-Rafter y se analizó en un microscopio invertido con contraste de fases Carl Zeiss Axiovert 40C (McAlice, 1971). Las fotografías de microalgas formadoras de FAN que aparecen en la figura 3, fueron tomadas con una cámara digital Canon Rebel. Las muestras recolectadas en febrero de 2014 se prepararon para su observación en el microscopio electrónico de barrido (MEB) de acuerdo a lo descrito en Kaczmarska *et al.* (2005). Las imágenes de *Pseudo-nitzschia*, que aparecen en la Figura 3, se obtuvieron con el MEB JEOL JSM-5600.



Figura 1. Área de estudio en el estado de Guerrero y los tres municipios que conforman la costa.

Para la cuantificación de las toxinas de tipo paralizante se usó el método de bioensayo en ratón establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, cuyo fundamento se basa en cuantificar la toxicidad total de estos compuestos presentes en los moluscos bivalvos mediante la respuesta del ratón a concentraciones conocidas de saxitoxina. Por lo tanto, la concentración total de toxinas de tipo paralizantes se expresa en μg de equivalentes de saxitoxina ($\mu\text{g STXeq}$) por cada 100 g de carne analizada. Se emplearon los materiales recomendados por la FDA, así como el estándar de saxitoxina de 100 $\mu\text{g/ml}$ proporcionado por la FDA y las cepas NIH y CD1 de ratones albinos (*Mus musculus*) cultivados en la Universidad Nacional Autónoma de México (Díaz-Ortiz *et al.*, 2010). La concentración de toxinas se expresa en $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ (microgramos de saxitoxina equivalente por 100 g de molusco), y el límite permisible es de 80 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$. Con el fin de contabilizar cuántas especies son las responsables de los florecimientos, se analizaron las revisiones o compilaciones de FAN (Orellana-Cepeda *et al.*, 1998; Licea-Durán *et al.*, 1999; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007, 2010, 2013a, 2013b, 2014, 2015; Díaz-Ortiz *et al.*, 2010; Pérez-Cruz *et al.*, 2015). Se reportan eventos de FAN no descritos anteriormente y que son el resultado de un seguimiento por parte del LESP. Asimismo, se resalta la presencia de aquellas especies que son nocivas (no tóxicas y tóxicas).

► Resultados y discusión

Como resultado de la revisión de los eventos reportados en la literatura y recientemente registrados incluidos en este trabajo, se encontró que 25 especies de microalgas son las responsables de producir FAN en las aguas costeras del estado de Guerrero, que pertenecen principalmente a los grupos de los dinoflagelados (14 especies) y las diatomeas (11 especies). Los primeros florecimientos ocurridos en Guerrero estuvieron relacionados con intoxicaciones humanas y a los géneros *Gymnodinium* y *Pyrodinium* (Saldate-Castañeda *et al.*, 1991; Díaz-Ortiz *et al.*, 2010). Estudios posteriores reportaron concentración de toxinas en el ostión de roca (*Striostrea prismatica*) entre 608 y 6337 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ en Técpan, 570 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ en Zihuatanejo y 3800 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ en Acapulco (Orellana-Cepeda *et al.*, 1998; Licea-Durán *et al.*, 1999; Díaz-Ortiz *et al.*, 2010). La presencia de toxinas en estos moluscos estuvo vinculada a *P. bahamense* var. *compressum* (Fig. 2A). Desde 1995 hasta 2002, *P. bahamense* var. *compressum* y *G. catenatum* (Fig. 2B) han co-ocurrido en diversos eventos. En 1997 se reportaron concentraciones de 640 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ asociada a *G. catenatum* (Díaz-Ortiz *et al.*, 2010). Gárate-Lizárraga *et al.* (2007) reportaron concentraciones de toxina entre 20.65 y 7309 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$, encontrándose este último en el ostión violeta (*Chama mexicana*) en noviembre de 2001 en Las Palmitas, Acapulco, durante el florecimiento de *P. bahamense*. En la Costa Chica se detectaron entre 3947 y 4477 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$. De acuerdo con la información existente en el LESP, durante este florecimiento se reportaron 24 casos de intoxicación: 2 en Acapulco y 22 en la Costa Chica.

Florecimientos de *G. catenatum* se registraron en 2003 con 125×10^3 células por litro (cél/l) y 540 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$; en 2004 con 22×10^3 célula/l y 388 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$; en 2005 con 1604×10^3 célula/l y 217 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$, y en 2006 con abundancias máximas de 10^7 célula/l y una toxicidad de 112 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ (Díaz-Ortiz *et al.*, 2010). A finales de 2005, durante la proliferación de *G. catenatum*, se registró por primera ocasión en la Bahía de Acapulco al dinoflagelado ictiotóxico *Cochlodinium polykrikoides* (Fig. 2C) (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009). La proliferación de ambas especies se observó también en 2007 y a finales de 2008, y en 2009 sólo se observaron proliferaciones de *G. catenatum*. Las abundancias de esta última especie fueron de 54.4×10^3 célula/l en junio, 1.942×10^6 célula/l en noviembre y 13×10^6 célula/l en diciembre. Un florecimiento moderado de *C. polykrikoides* (192×10^3 célula/l) ocurrió en diciembre de 2007. Las abundancias más altas de *C. polykrikoides* variaron de 1.264×10^6 célula/l en Punta Bruja a 8.228×10^6 célula/l y en la Playa Icacos (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009), mientras que las mayores abundancias de *G. catenatum* variaron entre 10×10^6 y 13×10^6 célula/l, y los valores más altos de concentración de toxinas estuvieron por arriba de los 1000 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ (Díaz-Ortiz *et al.*, 2010).

Aunque no se cuantificó la concentración de células, se documentó que en marzo de 2006 proliferó *Akashiwo sanguinea* (Fig. 2D), y en agosto de 2006 proliferó la diatomea *Hemiaulus hauckii* (Fig. 2E). *Prorocentrum gracile* (Fig. 2F) proliferó en abril de 2008 y alcanzó abundancias de 5×10^6 célula/l (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2008), mientras que en julio de 2008 se reportó el florecimiento de *Skeletonema* cf. *pseudocostatum* con una densidad de 568×10^3 célula/l (Meave del Castillo *et al.*, 2012). En mayo de 2009 se registró un florecimiento de *Tripos balechii* (Fig. 2G) en la Costa Grande (51×10^3 célula/l), en Acapulco (564×10^3 célula/l) y en la Costa Chica (7.0×10^6 célula/l). Estos florecimientos estuvieron acompañados de *A. sanguinea* (34×10^3 célula/l). Meave del Castillo *et al.*, (2012) registraron un florecimiento de *Scrippsiella trochoidea* (1.11×10^5 célula/l) en octubre de 2009.

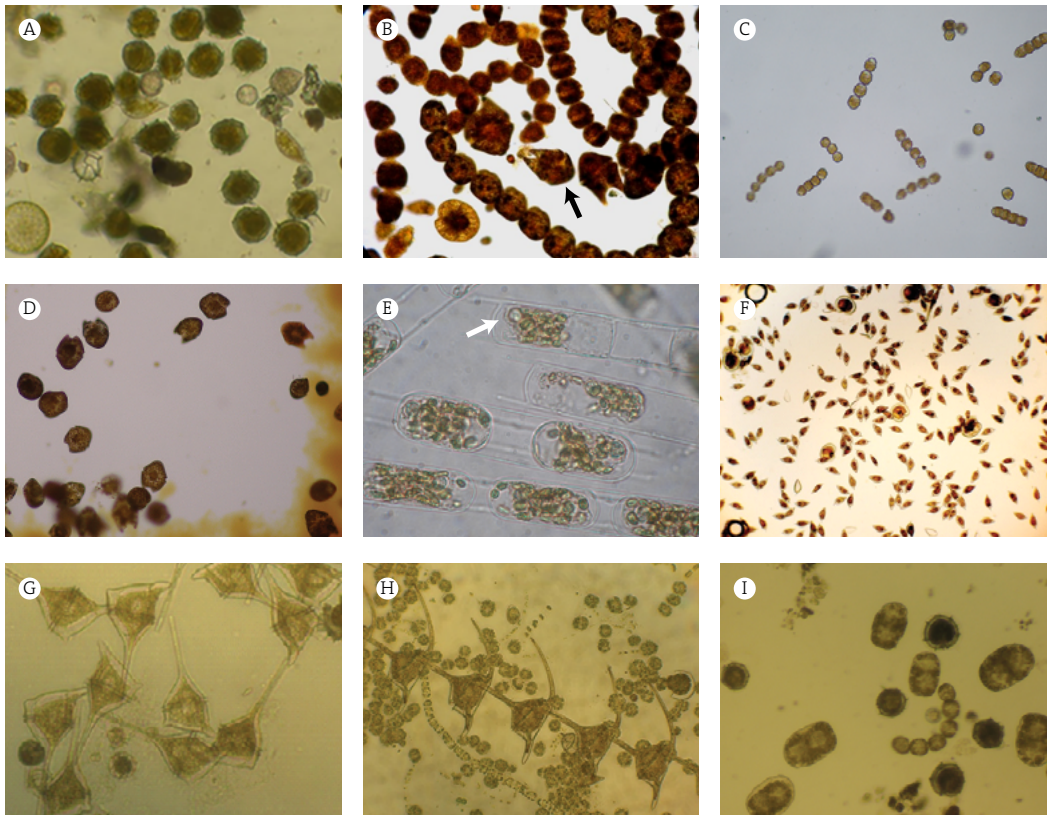
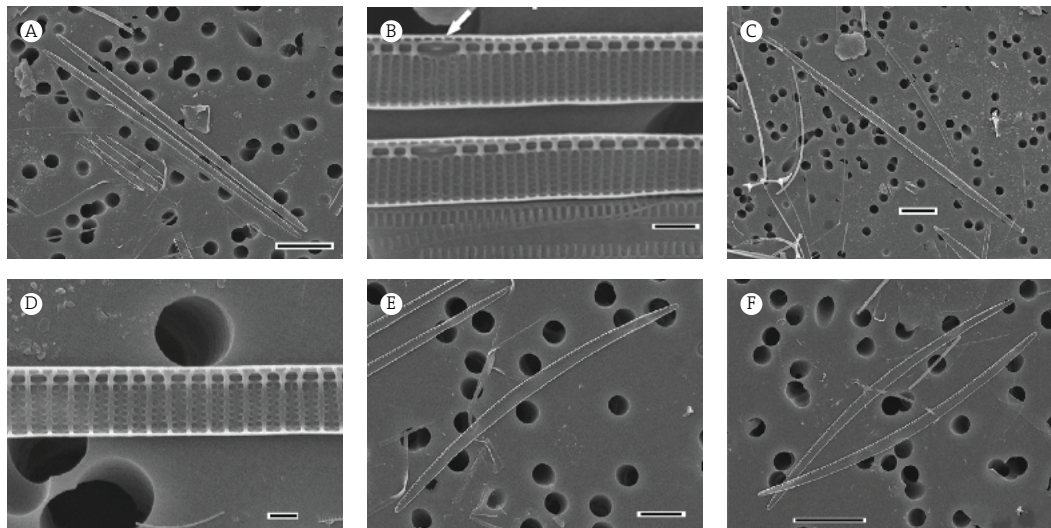


Figura 2. Especies responsables de florecimientos algales en las aguas costeras del estado de Guerrero. A) *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*, B) *Gymnodinium catenatum* (con *Akashiwo sanguinea*, flecha negra), C) *Cochlodinium polykrikoides*, D) *Akashiwo sanguinea*, E) *Hemiaulus hauckii*, flecha blanca indica a la cianobacteria endosimbiótica *Richelia intracellularis*, F) *Prorocentrum gracile*, G) *Tripos balechii*, H) *Karenia mikimotoi* (con *Tripos dens*), I) *Polykrikos hartmannii* (con cadena de *Gymnodinium catenatum* y *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*).

A partir de julio de 2010 reapareció *P. bahamense* var. *compressum* a lo largo de toda la costa de Guerrero (Díaz-Ortiz *et al.*, 2010). Gárate-Lizárraga *et al.* (2011) realizaron un estudio de estos eventos en la Costa Grande, donde se reportó un florecimiento de *Polykrikos hartmannii* (Fig. 2I; 5263×10^3 cél/l), *C. polykrikoides* (18×10^3 cél/l), *P. bahamense* var. *compressum* (410×10^3 cél/l) y *G. catenatum* (129×10^3 cél/l). Las concentraciones de toxinas en el ostión de roca variaron entre 146 y 536 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$. Dos brotes tóxicos ocurrieron en Zihuatanejo el 22 de diciembre de 2010. Doce personas se intoxicaron al ingerir almeja cruda y cocinada con 2541 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$, aproximadamente 30 veces superior al valor permitido para el consumo humano (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2011). La toxicidad de estos brotes tóxicos estuvo asociada a *P. bahamense* var. *compressum* y *G. catenatum*.

En el área de Acapulco se registraron abundancias de 1.0 a 1.462×10^6 cél/l y concentraciones de toxinas de hasta $2092 \mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ (Díaz-Ortiz *et al.*, 2010; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2012; Meave del Castillo *et al.*, 2012). Gárate-Lizárraga *et al.* (2012) determinaron el perfil de toxinas paralizantes en muestras obtenidas directamente de los florecimientos de *P. bahamense* var. *compressum*, identificándose 5 análogos: STX, GTX3, B1, B2 y C. El perfil de toxinas en moluscos bivalvos estuvo compuesto por STX, NeoSTX, GTX3, B1, B2 y C (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2012). Durante 2010 también se detectaron florecimientos de *P. bahamense* var. *compressum* en la Costa Chica de Guerrero, alcanzando abundancias máximas de 194×10^3 cél/l; la concentración de toxinas en el ostión de roca recolectado en los sitios de captura comercial varió entre 46 y $788 \mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2013a). Debido a la rápida intervención de la Secretaría de Salud no se presentaron intoxicaciones ni decesos humanos en Acapulco y en la Costa Chica. Estos autores reportaron que la concentración de toxinas en las muestras de ostión de roca recolectado en las cooperativas pesqueras varió entre 52 y $440 \mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$.

Del grupo de las diatomeas también proliferaron en la Bahía de Acapulco *Chaetoceros curvisetus* (entre 163×10^3 y 660×10^3 cél/l), *C. radicans* (266×10^3 cél/l), *Leptocylindrus danicus* (145×10^3 cél/l), *L. minimus* (287×10^3 cél/l), *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* (306.4×10^3 cél/l), *Thalassionema nitzschioides* (306×10^3 cél/l) (Meave del Castillo *et al.*, 2012) y *Guinardia delictula* (83×10^3 cél/l) (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2013b). Recientemente, Zamudio-Resendiz *et al.* (2012) reportaron la presencia de algunas especies de *Pseudo-nitzschia*: *P. pungens*, *P. subfraudulenta*, *P. cf. pseudodelicatissima*, *P. cf. brasiliiana*, *P. multistriata* y *P. cf. roundii*, con abundancias entre 0.9×10^3 y 4.2×10^3 cél/l. En febrero de 2014 se observó un parche café oscuro en la Bahía de Acapulco y se colectó una muestra de red. En esta muestra destacó la presencia de 5 especies de *Pseudo-nitzschia*, siendo *P. cf. pseudodelicatissima* (Fig. 3A-B) la especie más común, seguida por *P. pungens* (Fig. 3C-D). En menor frecuencia estuvieron *P. sabit* (Fig. 3E-H), *P. fraudulenta* (Fig. 3I-J) y *P. brasiliiana* (Fig. 3K-L), siendo estas dos primeras especies nuevos registros para la Bahía de Acapulco.



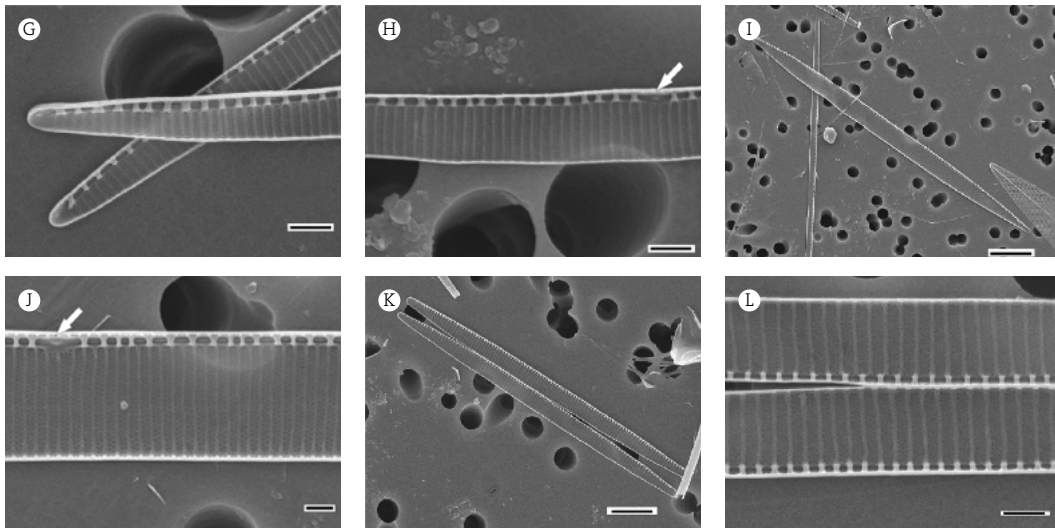


Figura 3. Imágenes de cinco especies de *Pseudo-nitzschia* tomadas en microscopio electrónico de barrido, colectadas en la Bahía de Acapulco, Guerrero, México, en febrero de 2014. A) Frústula completa de *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* (escala = 10 μ m), B) Parte central de la valva de *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima*, flecha mostrando el interespacio central (escala = 1 μ m), C) Frústula completa de *Pseudo-nitzschia pungens* (escala = 10 μ m), D) Parte central de la valva de *Pseudo-nitzschia pungens*, mostrando la ausencia de interespacio central (escala = 10 μ m), E-F) Frústulas completas de *Pseudo-nitzschia sabit*, (escala = 5 y 10 μ m), G) Extremos de dos frústulas *Pseudo-nitzschia sabit* (escala = 1 μ m), H) Parte central de la valva de *Pseudo-nitzschia sabit*, flecha mostrando el interespacio central (escala = 1 μ m), I) Frústula completa de *Pseudo-nitzschia fraudulenta* (escala = 10 μ m), J) parte central de la valva de *Pseudo-nitzschia fraudulenta* mostrando el interespacio central (escala = 1 μ m), K) Frústula completa de *Pseudo-nitzschia brasiliana* (escala = 10 μ m), L) parte central de la valva de *Pseudo-nitzschia brasiliana* mostrando la ausencia de interespacio central (escala = 1 μ m).

Las diatomeas *Chaetoceros lacinosus* (276×10^3 cél/l) y *C. tortissimus* (364×10^3 cél/l) proliferaron en enero de 2011 (Meave del Castillo *et al.*, 2012), seguidas por *G. catenatum*, el cual proliferó en marzo de 2011 (entre 197×10^3 y 230×10^3 cél/l), en febrero (550×10^3 cél/l) y abril de 2012 (137×10^3 cél/l). En este último florecimiento se detectaron $170 \mu\text{gSTXe}/100\text{g}$ en el ostión violeta. *Cochlodinium polykrikoides* proliferó mayormente durante 2011, presentándose florecimientos en septiembre (535×10^3 cél/l) y octubre (28120×10^3 cél/l) en el área de Acapulco; en la Costa Grande se presentó en octubre (1514×10^3 cél/l) y en diciembre en la Costa Chica (38×10^6 cél/l). Dos florecimientos de *T. furca* fueron observados: uno en marzo del 2011 en la Costa Grande con abundancias de 69.5×10^3 cél/l, y otro el 28 de abril de 2012 en la Bahía de Acapulco con abundancias de 120×10^3 cél/l. En enero de 2012 se registró por primera vez un florecimiento de *Levanderina fissa* (= *Gyrodinium instriatum*), cuya abundancia varió entre 796×10^3 cél/l y 2120×10^3 cél/l (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2013b). Los florecimientos de *C. polykrikoides* se volvieron recurrentes en la Bahía de Acapulco, ya que se presentaron en junio (22.5×10^6 cél/l) y octubre de 2012 (340×10^3 cél/l). En febrero de 2012 se observó la proliferación de *Noctiluca scintillans*



en la Bahía de Acapulco (entre 23×10^3 y 603×10^3 cél/l) y la Costa Grande (1.46×10^6 cél/l), *Karenia* sp. (88×10^6 cél/l) y *T. balechii* en la Bahía de Acapulco (entre 8.8×10^6 y 12×10^6 cél/l), en la Costa Grande (690×10^3 cél/l) y la Costa Chica (17×10^6 cél/l) y en marzo se registró en Acapulco con abundancias de 400×10^6 cél/l.

Los FAN ocurridos durante 2013 fueron causados principalmente por *G. catenatum* (2.72×10^6 cél/l) y *A. sanguinea* (10×10^6 cél/l) en mayo en la Bahía de Acapulco; sin embargo, la mayor concentración de toxinas se observó en diciembre en esta bahía ($473 \mu\text{gSTXeq}/100/\text{g}$), en la Costa Chica ($489 \mu\text{gSTXeq}/100/\text{g}$) y en la Costa Grande ($174 \mu\text{gSTXeq}/100/\text{g}$). *C. polykrikoides* proliferó en septiembre en la Bahía de Acapulco (8×10^6 cél/l) y en la Costa Chica (330×10^3 cél/l) y en octubre en la Costa Grande (325×10^3 cél/l). Durante 2014 en la Bahía de Acapulco se observó un mayor número de FAN con respecto a la Costa Grande y la Costa Chica. *G. catenatum* se presentó en la Bahía de Acapulco en enero (20×10^3 cél/l), febrero (6×10^6 cél/l), marzo (747×10^3 cél/l) y abril (1890×10^3 cél/l). Esta especie también proliferó en marzo en la Costa Grande, con abundancias máximas de 181×10^3 cél/l. *P. bahamense* var. *compressum* reapareció en enero de 2014 con abundancias bajas (5×10^3 cél/l), en febrero y marzo con 21×10^3 cél/l. En enero se regis-

traron valores fuera de norma para saxitoxinas; para la región de la Costa Chica se encontraron 176 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$, en la Costa Grande 417 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ y para Acapulco de 249 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$. En marzo, en la Costa Chica, apareció el primer FAN de *Lingulodinium polyedra* con abundancias hasta de 5×10^6 cél/l (Pérez-Cruz *et al.*, 2015). Esta especie también proliferó en abril en la Bahía de Acapulco con abundancias de 3890×10^6 cél/l y 6410×10^3 cél/l. Finalmente, en octubre reapareció *C. polykrikoides* con abundancias de 103×10^3 cél/l.

En el litoral de Guerrero, los FAN son comunes a lo largo del año. El Laboratorio Estatal de Salud Pública (LESP) ha realizado un seguimiento de estos florecimientos, no sólo identificando y cuantificando las especies responsables, sino también determinando la concentración de toxinas en diversas especies de moluscos bivalvos de importancia comercial. De acuerdo con los registros publicados y la información aquí incluida, las dos especies con más proliferaciones fueron *P. bahamense* var. *compressum* y *G. catenatum*. Dado que ambas especies son productoras de toxinas paralizantes, pueden afectar la salud humana al consumir moluscos bivalvos que se hayan alimentado de estas microalgas. Los FAN de *P. bahamense* var. *compressum* han causado un mayor número de intoxicaciones y decesos en esta zona. Por otra parte, Gárate-Lizárraga *et al.* (2012) reportaron el primer perfil de toxinas paralizantes en muestras de un florecimiento de *P. bahamense* para las aguas costeras de Acapulco. *P. bahamense* presentó un perfil de cinco análogos de la saxitoxina (STX, GTX3, B1, B2 y C), mientras que los moluscos bivalvos que consumieron *P. bahamense* presentaron un perfil de seis análogos (STX, NeoSTX, dcSTX, dcGTX2, dcGTX3 y B). En la Bahía de Acapulco se han registrado los dos morfotipos o variedades de *P. bahamense*, var. *compressum* y var. *bahamense* (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2015), ambos tóxicos.

El dinoflagelado ictiotóxico *Cochlodinium polykrikoides* apareció en 2005, cinco años después de haber sido reportado en Manzanillo, Colima (Morales-Blake y Hernández-Becerril, 2001), en Bahía de La Paz, Baja California Sur (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004), y en Puerto Vallarta, Jalisco (Cortés-Lara *et al.*, 2004). Los FAN de *C. polykrikoides* se han vuelto recurrentes en la Bahía de Acapulco (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009); no obstante de haber sido estimado abundancias muy altas, no se ha observado mortandad de peces ni invertebrados marinos durante los eventos. Otras especies que pueden afectar a la flora marina, fueron *Karenia mikimotoi* y *Lingulodinium polyedra*. La primera ha sido reportada como causante de mortandades de peces e invertebrados (Tangen, 1978; Madhu *et al.*, 2011), mientras que la segunda es productora de yesotoxinas (Murata *et al.*, 1987). *Akashiwo sanguinea* es una especie formadora de FAN en el estado de Guerrero, si bien, no es una especie considerada como tóxica, una proliferación masiva de esta especie ocurrida en las costas de Monterey, California, EUA, provocó la muerte de aves marinas posiblemente a través de la producción de sustancias surfactantes (Jessup *et al.*, 2009).

El análisis rutinario de las muestras de fitoplancton ha permitido la identificación de especies tóxicas y nocivas no tóxicas, que potencialmente pueden llegar a formar florecimientos e impactar de manera negativa la fauna marina o provocar intoxicaciones humanas. Estas especies son *Alexandrium tamiyavanichii*, *Alexandrium* spp., *Dinophysis acuminata*, *D. caudata*, *D. fortii*, *D. tripos*, *Gambierdiscus* sp., *Gonyaulax polygramma*, *Gonyaulax spinifera*, *Gyrodinium spirale*, *Gyrodinium fusus*, *Peridinium quadridentatum* (= *Peridinium quinquecorne*), *Phalacroma mitra*, *P. rotundatum*, *Prorocentrum koreanum* (probablemente identificada anteriormente como *Prorocentrum micans*), *P. lima*, *P. minimum*, *P. rathymum* y *Protoceratium reticulatum*, por lo que su monitoreo en las diferentes áreas costeras del estado de Guerrero es necesario.

Del grupo de las diatomeas, se han identificado ocho especies de *Pseudo-nitzschia* (Zamudio-Resendiz *et al.*, 2014; este estudio), de las cuales *P. cf. pseudodelicatissima*, *P. brasiliiana*, *P. fraudulenta* y *P. pungens* son consideradas como potencialmente tóxicas. Al igual que se ha realizado el seguimiento de los dinoflagelados formadores de FAN, se deberían también de monitorear las especies de *Pseudo-nitzschia*, ya que pueden causar intoxicación amnésica por consumo de mariscos en la población humana.

► Conclusiones

Los estudios sobre los FAN en las costas del estado de Guerrero se han incrementado en las últimas tres décadas, lo que ha permitido ampliar nuestro conocimiento sobre las especies causantes de FAN, su temporalidad, su distribución geográfica local y regional y su potencial nocivo. Los FAN de los dinoflagelados *Pyrodinium bahamense* y de *Gymnodinium catenatum* han sido los más estudiados, ya que ambas especies producen toxinas paralizantes y han causado riesgos para la salud pública. Durante los FAN de estas especies se han registrado concentraciones de toxinas por arriba del límite permisible (80 $\mu\text{gSTXeq}/100\text{g}$ de molusco), lo cual ha obligado a las autoridades de LESP de Acapulco a establecer vedas sanitarias, ya que estos valores de toxicidad representan un riesgo potencial para la salud pública. A partir de 2005, se registró el primer florecimiento del dinoflagelado *Cochlodinium polykrikoides*, que no obstante de ser una especie ictiotóxica no ha provocado un impacto negativo sobre la fauna marina. Los FAN de estas tres especies se han vuelto recurrentes en las costas de Guerrero, particularmente en la Bahía de Acapulco. Por otra parte, se ha puesto poca atención en las especies de otros grupos taxonómicos de microalgas como las rafidofíceas, que también producen FAN. Las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* han atrapado el interés de los investigadores debido a su potencial tóxico. Aunque se han registrado dinoflagelados bentónicos en la columna de agua, no han sido estudiados, ya que son poco abundantes. Es importante continuar con el seguimiento de los FAN en las costas del estado de Guerrero con el fin de detectarlos a tiempo y evitar efectos nocivos sobre la fauna marina, así como riesgos para la salud pública.

► Agradecimientos

Se agradece al Laboratorio Estatal de Salud Pública “Dr. Galo Soberón y Parra”, Acapulco, por las facilidades y la información proporcionada para la realización de este trabajo. A los verificadores de regulación sanitaria por su apoyo en la toma de muestras, en particular al técnico Alejandro Torres-Jaramillo por su apoyo en el Laboratorio de Toxicología Ambiental y Forense. A James M. Ehrman (Digital Microscopy Facility, Mount Allison University, Sackville, New Brunswick, Canadá) por las fotografías de *Pseudo-nitzschia*, tomadas con microscopía electrónica. Se agradece por la elaboración de la figura 1 a Gerardo Hernández-García, del Departamento de Difusión y Divulgación del CIBNOR. A Marcia M. Gowing (University of California at Santa Cruz, California, USA), por la revisión del resumen en inglés. Al IPN por su apoyo a través

de los proyectos de investigación (SIP-20141181, SIP-20141095, SIP-20150500, SIP-20150537 y SIP-20161235). IGL es becario COFAA del IPN. YBO es miembro del SNI.

► Literatura citada

- Anderson, D. M. (1998). Physiology and bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species, with emphasis on life cycle transitions. In: Anderson, D. M., Cembella, A. D. & Hallegraeff, G. M. eds. The physiological ecology of harmful algal blooms. (1st ed.). pp. 29-48. Heidelberg, Germany: Springer-Verlag.
- Anderson, D. M., Cembella, A. D. & Hallegraeff, G. M. (2012). Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. *Annual Review of Marine Science*, 4, 143-176.
- Cabrera-Mancilla, E., Ramírez-Camarena, C., Muñoz-Cabrera, L. y Monreal-Prado, A. (2000). Primer registro de *Gymnodinium catenatum* Graham (Gymnodiniaceae) como causante de marea roja en la Bahía de Acapulco, Guerrero. México. En: Ríos-Jara, E., Juárez-Carrillo, E., Pérez-Peña, M., López-Uriarte, E., Robles-Jarero, E. G., Hernández-Becerril, D. U. y Silva-Briano, M. eds. *Estudios sobre plancton en México y el Caribe*. pp. 85-86. Sociedad Mexicana de Planctonología y Universidad de Guadalajara, Jalisco, México.
- Cortés-Lara, M. C., Cortés-Altamirano, R. y Sierra-Beltrán, A. P. (2004). Presencia de *Cochlodinium catenatum* (Gymnodinales: Gymnodiniaceae) en mareas rojas de Bahía Banderas, Pacífico Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 52, 35-50.
- Díaz-Ortiz, J. A., Pérez-Cruz, B., Valdovinos-Sánchez, R., Alarcón-Romero, M. A., López-Silva, S., Chávez-Almazán, L. y García-Barboza, J. L. (2010). Registro histórico de marea roja en la Bahía de Acapulco de 1992 a 2010. *Red Sanitaria*, 7, 1-4.
- Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Orozco, M. L., Band-Schmidt, C. J. & Serrano-Casillas, G. (2001). Red tides along the coasts of Baja California Sur, Mexico (1984 to 2001). *Oceánides*, 16(2), 127-134.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2004). Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniaceae) in the Gulf of California. Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 52, 51-58.
- Gárate-Lizárraga, I., Muñetón-Gómez, M. S. y Maldonado-López, V. (2006). Florecimiento del dinoflagelado *Gonyaulax polygramma* frente a la isla Espíritu Santo, Golfo de California, México. *Revista de Investigaciones Marinas*, 27, 31-39.
- Gárate-Lizárraga, I., Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortiz, J. A. y Band-Schmidt, C. J. (2008). Microalgas y biotoxinas marinas en las costas mexicanas. *Conversus*, 9, 22-26.
- Gárate-Lizárraga, I., Díaz-Ortiz, J. A., Alarcón-Tacuba, M., Pérez-Cruz, B., Torres-Jaramillo, A., Alarcón-Romero, M. A. & López-Silva, S. (2007). Paralytic shellfish toxin in marine mollusks from the Southwestern region of the Mexican coasts (1992-2006). pp. 50-51. In: *40th Annual Meeting of the Western Society of Malacologists*. La Paz, Baja California Sur, Mexico.
- Gárate-Lizárraga, I., Díaz-Ortiz, J., Pérez-Cruz, B., Alarcón-Tacuba, M., Alarcón-Romero, M. A. & López-Silva, S. (2009). *Cochlodinium polykrikoides* and *Gymnodinium catenatum* in Bahía de Acapulco, Mexico 2005–2008. *Harmful Algae News*, 40, 8-9.

- Gárate-Lizárraga, I., Díaz-Ortiz, J. A., Pérez-Cruz, B., Alarcón-Romero, M. A., Chávez-Almazán, L. A., García-Barbosa J. L. & López-Silva, S. (2011). A multi-species dinoflagellate Bloom and shellfish toxicity in Costa Grande, Guerrero, Mexico (December, 2010). *CICIMAR Océánides*, 26(1), 61-71.
- Gárate-Lizárraga, I., Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortiz, J. A., Alarcón-Tacuba, M., Chávez-Almazán, L. A., Alarcón-Romero, M. A., López-Silva, S., Bustillos-Guzmán, J. J. & Licea-Durán, S. (2012). Toxicity and paralytic toxin profile in *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* and violet oyster in Bahía de Acapulco. *Harmful Algae News*, 45, 2-3.
- Gárate-Lizárraga, I., Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortiz, J. A., Alarcón-Tacuba, M. A., Alarcón-Romero, M. A., Chávez-Almazán, L. A., García-Barbosa J. L. & Diego-Valderrama, E. (2013a). Blooms of *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* and rock oyster toxicity in Costa Chica, Guerrero, Mexico. *CICIMAR Océánides*, 28(1), 37-42.
- Gárate-Lizárraga, I., Sevilla-Torres, G., Álvarez-Añorve, M., Aguirre-Bahena, F., Violante-González, J. & Rojas-Herrera, A. (2013b). First record of a red tide caused by *Gyrodinium instriatum* (Dinophyceae: Gymnodiniales) in Bahía de Acapulco, Guerrero. *CICIMAR Océánides*, 28(1), 43-47.
- Gárate-Lizárraga, I., Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortiz, J. A. & López-Silva, S. González-Armas, R. (2015). Distribución del dinoflagelado *Pyrodinium bahamense* en la costa pacífica de México. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 16(12), 2666-2669.
- Hallegraeff, G. M. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32, 79-99.
- Jessup, D. A., Miller, M. A., Ryan, J. P., Nevins, H. M., Kerkerling, H. A., Mekebri, A., Crane, D. B., Johnson, T. A. & Kudela, R. M. (2009). Mass stranding of marine birds caused by a surfactant-producing red tide. *PLoS ONE*, e4550.
- Kaczmarek, I., Martin, J. L., LeGresley, M. M. & Ehrman, J. M. (2005). Diversity of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* Peragallo in the Quoddy Region of the Bay of Fundy, Canada. *Harmful Algae*, 4, 1-19.
- Licea, S., Gómez-Aguirre, S., Cortés-Altamirano, R. y Gómez, S. (1999). Notas sobre algunos florecimientos algales y la presencia de especies tóxicas en cinco localidades del Pacífico Mexicano (1996-1999). pp. 335-337. En: Tresierra-Aguilar, A. E. y Culquichicón-Malpica, Z. G. eds. *Libro de Resúmenes Ampliados del VIII Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar*. Trujillo, Perú. Universidad de Trujillo, Asociación Latinoamericana de Investigadores en Ciencias del Mar.
- Madhu, N. V., Reny, P. D., Paul, M., Ulhas, N. & Resmi, P. (2011). Occurrence of red tide caused by *Karenia mikimotoi* (toxic dinoflagellate) in the south-west coast of India. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 40(6), 821-825.
- McAlice, B. J. (1971). Phytoplankton sampling with the Sedgewick Rafter cell. *Limnology and Oceanography*, 16, 19-28.
- Meave del Castillo, M. E., Zamudio-Resendiz, M. E. y Castillo-Rivera, M. (2012). Riqueza fitoplanctónica de la Bahía de Acapulco y zona costera adyacente, Guerrero, México. *Acta Botánica Mexicana*, 100, 405-487.
- Morales-Blake, A. & Hernández-Becerril, D. U. (2001). Unusual HABs in Manzanillo Bay, Colima, México. *Harmful Algae News*, 21, 6.
- Murata, M., Kumagai, M., Lee, J. S. & Yasumoto, T. (1987) Isolation and structure of yessotoxin, a novel polyether compound implicated in diarrhetic shellfish poisoning. *Tetrahedron Letters*, 28, 5869-5872.

- Orellana-Cepeda, E., Martínez-Romero, E., Muñoz-Cabrera, L., López-Ramírez, P., Cabrera-Mancilla E. & Ramírez-Camarena C. (1998). Toxicity associated with blooms of *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* in southwestern Mexico. p. 60. In: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M. L. & Wyatt, T. eds. Harmful Algae. *Proceedings of the 8th International Conference on Harmful Algae*. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Vigo, Spain.
- Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortiz, J. A., Gárate-Lizárraga, I., Garibo-Ruíz, D., Mata-Díaz, M. A. y Godoy-Galeana, E. (2015). Proliferación de *Lingulodinium polyedrum* en las costas de Guerrero durante la primavera del 2014. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 16(2), 208-211.
- Saldade-Castañeda, O, Vázquez-Castellanos, J. L., Galván, J., Sánchez-Anguiano, A. & Nazar A. (1991). Intoxicaciones por toxina paralizante de molusco en Oaxaca. *Salud Pública de México*, 33, 240-247.
- Tangen, K. (1978). Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms. *Sarsia*, 63, 123-133.
- Zamudio-Resendiz, M. E., González-Rivas, D. & Meave del Castillo, M. E. (2014). Evaluation of *Pseudo-nitzschia* spp. in a tropical bay of the Mexican Pacific. pp. 33-36. In: Kim, H. G., Reguera, B., Hallegraeff, G., Lee, M. K., Han M. S. & Choi, J. K. eds. Harmful Algae 2012, *Proceedings of the 15th International Conference on Harmful Algae*. International Society for the Study of Harmful Algae. Changwon, Gyeongnam, Korea.

Florecimientos algales nocivos en la costa de Oaxaca

Santiago-Morales, Ivonne Sandra¹

¹Universidad del Mar, Instituto de Industrias. Ciudad Universitaria, CP 70902. Puerto Ángel, Oaxaca, México. santiago@angel.umar.mx



Resumen

La costa de Oaxaca es una región de gran riqueza y complejidad ecológica, caracterizada por presentar condiciones favorables para la formación de florecimientos algales. Históricamente, las investigaciones que abordan este tema en la zona, se han centrado en el estudio de especies asociadas a la formación de episodios tóxicos del tipo paralizante, como lo son *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* y *Gymnodinium catenatum*, dejando un vacío de información sobre otras especies formadoras de florecimientos algales nocivos, dentro de las que se incluyen los géneros *Cochlodinium*, *Alexandrium*, *Pseudo-nitzschia*, *Trichodesmium*, *Pseudoanabaena* y *Lyngbya*. En este trabajo se presenta una revisión de los registros de estas especies con potencial nocivo.

Palabras clave: Proliferación, algas, toxinas, Pacífico Mexicano.

Abstract

The coast of Oaxaca is a region with great species richness and ecological complexity. This region is also characterized by environmental conditions suitable for algal blooms development. Historically investigations on this field have been directed towards the study of species associated with paralytic toxic episodes as *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* and *Gymnodinium catenatum*. There is an important information gap related to other potentially harmful algal species, that include the genera *Cochlodinium*, *Alexandrium*, *Pseudo-nitzschia*, *Trichodesmium*, *Pseudoanabaena* and *Lyngbya*. This work presents a review of the records of these species with potential harmful.

Key words: Proliferation, algae, toxins, Mexican Pacific.

► Introducción

En las últimas décadas, el incremento en frecuencia, intensidad y distribución geográfica de los florecimientos algales nocivos (FAN) a nivel mundial es considerado un riesgo para la salud pública, debido a que el potencial tóxico de estos eventos radica en la transferencia de sus toxinas en la red trófica y bioacumulación en otros organismos (vectores) hasta niveles que pueden ser letales para humanos y diversos organismos acuáticos (Zaccaroni y Scaravelli, 2008). La zona costera de Oaxaca es una región con gran riqueza y complejidad ecológica, que se caracteriza por presentar condiciones de “surgencia”, consideradas favorables para la formación de FAN (Pitcher *et al.*, 2010). A través de los años, se han registrado de forma recurrente este tipo de eventos con reportes de intoxicación, muertes humanas y afectaciones a la vida silvestre. A pesar de esto, no se conocen los factores asociados a la formación, mantenimiento y decaimiento de estos eventos, la cuantificación de toxinas no se realiza de forma continua y existen limitaciones en la identificación de algunas especies.

► Intoxicación por toxinas paralizantes y especies asociadas

La intoxicación paralizante por consumo de mariscos (PSP, por sus siglas en inglés) es uno de los síndromes más importantes originado por FAN. Este síndrome causa casi 2 mil casos de intoxicaciones humanas por año, con una tasa de mortalidad de 15%, y ha sido implicado también en la muerte de aves y mamíferos marinos. Se le relaciona a un grupo de más de 58 neurotoxinas análogas producidas principalmente por los dinoflagelados *Gymnodinium catenatum*, *Alexandrium* spp., *Pyrodinium bahamense* y también por algunas cianobacterias (Burrell *et al.*, 2013).

En las costas del Pacífico Mexicano se han registrado eventos de PSP desde 1976, localizándose 95% de estos casos en la región del Golfo de Tehuantepec. A pesar de que *G. catenatum* y *Alexandrium catenella* han estado involucrados en estos episodios, la especie que ha cobrado más vidas humanas por el consumo de moluscos contaminados es *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* (Cortés-Altamirano y Sierra-Beltrán, 2008).

En la costa de Oaxaca se ha registrado de manera irregular la ocurrencia de episodios de este tipo desde 1989, destacando por sus efectos y duración, el ocurrido entre diciembre de 1989 y febrero de 1990 en la región comprendida entre Salina Cruz y Santa Cruz Huatulco, y se asoció a la presencia de *G. catenatum* y *A. catenella* (*Gonyaulax catenella*), reportándose concentraciones máximas de toxina en moluscos bivalvos de 4000 UR/100 g (760 mg STXeq/100 g de tejido), 97 casos de intoxicación y 3 defunciones (Saldade-Castañeda *et al.*, 1991). También un florecimiento de *P. bahamense* var. *compressum* y *G. catenatum* ocurrió entre agosto de 2001 y febrero de 2002 en toda la costa de Oaxaca, con concentraciones de toxina en molusco de hasta 1456 mg STXeq/100 g de tejido, con registro de 17 intoxicados, 3 defunciones y 48 toneladas de peces muertos (Ramírez-Camarena *et al.*, 2004; Band-Schmidt *et al.*, 2010). Otra de las prolifera-



ciones de *P. bahamense* var. *compressum* que afectó a toda la costa oaxaqueña, inició en junio de 2010 y concluyó en febrero de 2011. Se reportaron 23 intoxicados y niveles de toxina de hasta 8500 mg STXeq/100 g de tejido (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2015).

Existen otros reportes de proliferaciones en las que se ha identificado como organismo responsable a *P. bahamense* var. *compressum*, como las ocurridas entre diciembre de 1990 y enero de 1991 en Santa Cruz Huatulco, noviembre de 1995 y enero de 1996 en Salina Cruz (2760 mg STXeq/100 g de tejido), de enero a marzo de 2006 para la región de Sta. Cruz Huatulco y la ocurrida de marzo a abril de 2009 en los municipios de Salina Cruz y Tehuantepec. En los meses de noviembre y diciembre de 2011 se reportó para la región de Salina Cruz un florecimiento que involucró además de *P. bahamense* var. *compressum* a *G. catenatum* (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2015; COFEPRIS, 2016); nuevamente entre diciembre de 2012 y febrero de 2013 se presentó en la región del Istmo de Tehuantepec una proliferación que involucró únicamente a *P. bahamense* var. *compressum* (401.57 mg STXeq/100 g de tejido) (Pérez-Cruz *et al.*, 2013; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2015). En junio y julio de 2014 se implementó una veda sanitaria en la zona de Puerto Escondido (999 mg STXeq/100 g de tejido); sin embargo, no se registró un florecimiento en el mar y tampoco la presencia de los dinoflagelados generalmente asociados a estos eventos (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2015; COFEPRIS, 2016). En esta misma región, entre febrero y marzo de 2016 se reportó uno de los eventos más recientes de PSP (380 mg STXeq/100 g de tejido), el cual se asoció a la presencia de *P. bahamense* var. *compressum* (SSO, 2016).



► Diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*

En los últimos años se ha incrementado el registro de especies de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* presentes en las costas de México y también ha aumentado el número de reportes de proliferaciones que involucran a este género; sin embargo, la información acerca de la presencia de la neurotoxina asociada (ácido domoico) es limitada.

En el estado de Oaxaca, la información acerca de la diversidad y toxicidad de especies del género *Pseudo-nitzschia* (Fig. 1A) es escasa. Hernández-Becerril (1998) registró la presencia de *P. pungens* y *P. lineola* en el Golfo de Tehuantepec en muestras tomadas en los años 1984 y 1989; Meave del Castillo y Hernández-Becerril (1998) reportaron la presencia de *P. australis* en enero de 1989,

además de *P. punges* y *P. delicatissima*, las cuales se presentaron en los meses de enero, mayo y noviembre del mismo año. Reportes posteriores han descrito la presencia de *P. roundii*, *P. inflatula*, *P. australis*, *P. delicatissima* y *P. pacifica* en la región del Istmo de Tehuantepec (Hernández-Becerril y Díaz-Almeyda, 2006; Rojas-Crisóstomo *et al.*, 2007; SEMAR-EIOSC 2010, 2011). Recientemente se anexaron a los reportes existentes *P. brasiliana*, *P. dolorosa*, *P. decipiens*, y *P. cuspidata* (Santiago-Morales *et al.*, 2014), registrando por vez primera la producción de ácido domoico en condiciones de cultivo para *P. brasiliana* y *P. fukuyoi*, aisladas de la Bahía de Puerto Ángel y playa La Colorada, respectivamente (Oviedo-Piamonte *et al.*, 2015).

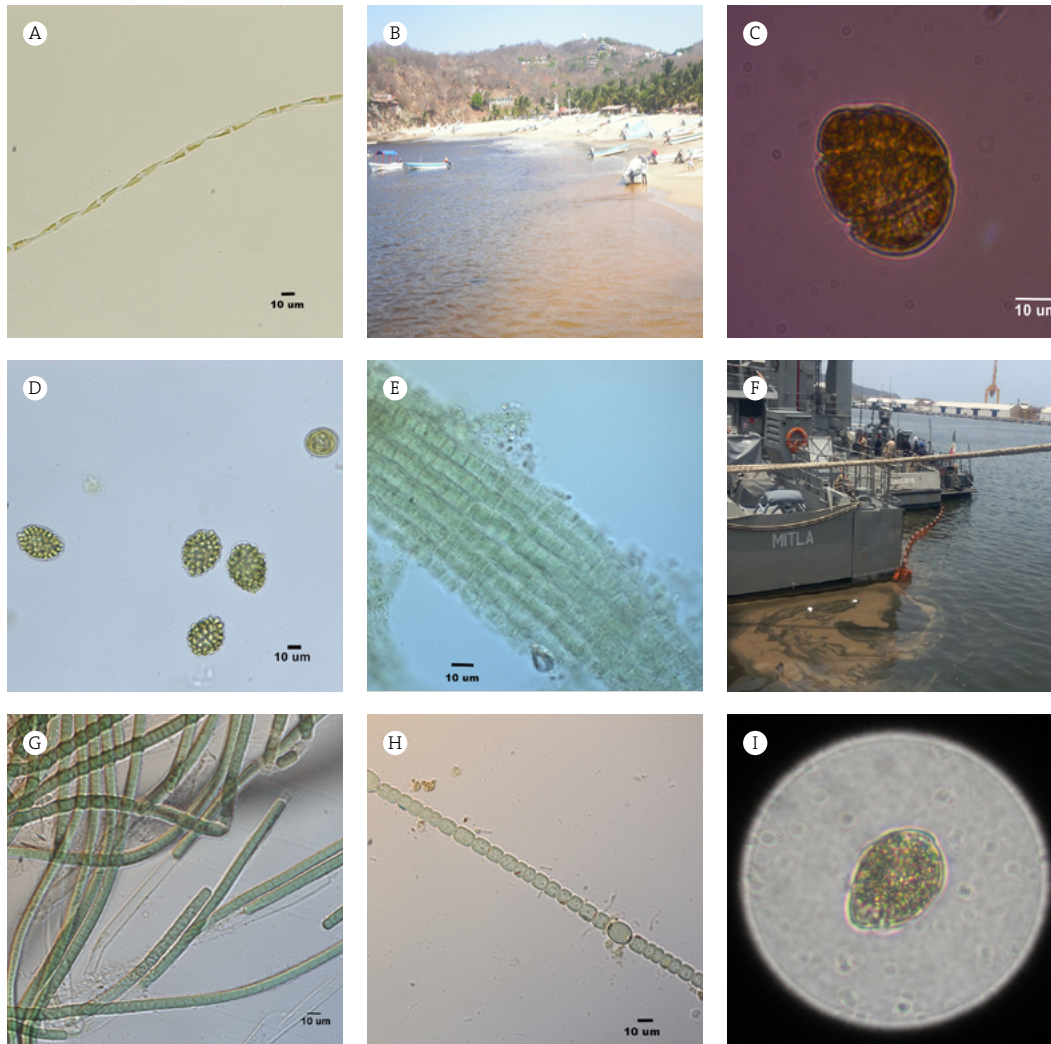


Figura 1. Algas potencialmente nocivas presentes en la costa de Oaxaca. A) Cadena de células de *Pseudo-nitzschia* sp. en vista valvar (Foto: Enrique Acevedo-Martínez). B) Proliferación de *Alexandrium* cf. *tamarense* en la bahía de Puerto Ángel (Foto: Omar García-Concha). C y D) Células vegetativas de *Cochlodinium polykrikoides* y *Chattonella* cf. *marina* (respectivamente). E) *Trichodesmium* sp. F) Florecimiento de *Trichodesmium* sp. en el muelle de Salina Cruz (Foto: Angel Marín-Gutiérrez). G) *Lyngbya* sp. H) *Anabaena* sp. I) *Ostreopsis* sp. de playa La Tijera, San Pedro Pochutla. (Foto C, D, E, G, H, I: Ivonne Santiago-Morales).

► Especies ictiotóxicas

La mayoría de investigaciones sobre FAN se enfocan en especies que representan un riesgo a la salud humana y otorgan menor atención a eventos que involucran la mortalidad de organismos acuáticos. Entre las principales especies que han causado la mortalidad de peces por exposición a compuestos tóxicos se tiene a los dinoflagelados *Cochlodinium polykrikoides*, *Karenia mikimotoi*, *Gymnodinium mikimotoi* y *Pfiesteria piscicida*; las rafidofitas *Chattonella marina*, *C. antiqua*, *Heterosigma akashiwo* y *Fibrocapsa japonica*; las haptofitas *Prymnesium parvum* y *Chrysochromulina polylepsis* (Landsberg, 2002). De manera menos frecuente se han citado como causantes de efectos nocivos a *Karlodinium veneficum*, *Alexandrium catenella*, *A. tamarense*, *A. monilatum*, *Heterocapsa circularisquama* y *Gonyaulax polygramma* (Anderson *et al.*, 2012; Place *et al.*, 2012; Matsuyama, 2012). La ictiotoxicidad de estas microalgas ha sido atribuida variablemente a la producción de especies reactivas de oxígeno (anión superóxido, peróxido de hidrógeno y radical hidroxilo), ácidos grasos libres y ocasionalmente a ficotoxinas (brevetoxinas o karlotoxinas) (Landsberg, 2002; Dorantes-Aranda *et al.*, 2015).

En la costa de Oaxaca se ha reportado la presencia de tres especies del género *Alexandrium*: *A. kutnerae*, *A. catenella* y *A. tamarense* (Okolodkov y Gárate-Lizárraga, 2006), la dos últimas asociadas a reportes de mortalidad de organismos acuáticos en otras latitudes (Landsberg, 2002). Existen tres registros de proliferación de este género en las costas de Oaxaca. En 1991 se reportó la presencia de *Alexandrium catenella* (*Gonyaulax catenella*) en la zona comprendida entre Salina Cruz y las bahías de Huatulco (Saldate-Castañeda *et al.*, 1991); en mayo de 2004 y enero de 2005 se registró la presencia de *A. catenella* y *A. tamarense* en el Golfo de Tehuantepec, alcanzando densidades celulares de 1.1×10^5 y 2.2×10^5 cél/l, respectivamente (Hernández-Becerril *et al.*, 2007). El último registro correspondió a *Alexandrium* cf. *tamarense* (56.64×10^6 cél/l) en mayo de 2009 para el Golfo de Tehuantepec, este crecimiento se asoció a la mortalidad de peces (Fig. 1B) (Meave del Castillo *et al.*, 2010; COFEPRIS, 2016).

Karenia brevis es una especie formadora de FAN recurrente en las costas del Golfo de México, que ha sido implicada en afectaciones a la salud humana y mortalidad masiva de animales (Brand *et al.*, 2012). En el Pacífico Mexicano no se han documentado eventos asociados a esta especie. Meave del Castillo y Hernández-Becerril (1998) reportaron su presencia en el Golfo de Tehuantepec; sin embargo, años después Maciel-Baltazar y Hernández-Becerril (2013a) sugieren que este reporte podría corresponder a *K. asteriochroma* o *K. papilonacea*, la primera asociada a la mortalidad de peces en Tasmania, y la segunda es considerada como potencialmente tóxica (Steidinger *et al.*, 2008; Moestrup *et al.*, 2009). A los registros de este género se anexó *K. bicuneiformis* (Meave del Castillo y Zamudio-Resendiz, 2010), cuyo impacto en humanos y animales aún es desconocido (Brand *et al.*, 2012).

En las costas del Pacífico Mexicano, desde el Golfo de California hasta Chiapas, se tienen reportes de la presencia del género *Cochlodinium* (Cortés-Altamirano *et al.*, 2006a; Maciel-Baltazar y Hernández-Becerril, 2013b). Este género ha proliferado en diversas áreas de Oaxaca; en octubre de 2003 se observó un florecimiento entre Puerto Escondido y Puerto Ángel (Okolodkov y Gárate-Lizárraga, 2006), de mayo a octubre de 2012 se presentaron proliferaciones en la costa de Oaxaca, con abundancias celulares que superaron los 7×10^6 cél/l (Herrera-Galindo y Hernández-Ortiz, 2013). Se tienen registros de mortalidad de peces asociados a la presencia de

C. polykrikoides (Fig. 1C) en mayo de 2012 y febrero de 2013, en las comunidades de Zapotalito y laguna La Pastoria, pertenecientes al Parque Nacional Lagunas de Chacahua (COFEPRIS, 2016). La evaluación de especies reactivas de oxígeno en una cepa de *C. polykrikoides* aislada de la costa de Oaxaca en 2012, mostró valores similares a los reportados para otras cepas ictiotóxicas aisladas de otras partes del mundo (Marshall *et al.*, 2002; Santiago-Morales *et al.*, 2015a).

En México, los fitoflagelados han sido escasamente registrados y la presencia de florecimientos masivos y mortalidades de peces asociadas a estas especies es escasa. Las rafidofíceas con potencial tóxico registradas en el litoral mexicano son *Chattonella marina* (Band-Schmidt *et al.*, 2004; Barraza-Guardado *et al.*, 2004; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009), *Heterosigma akashiwo* (Band-Schmidt *et al.*, 2004), *Fibrocapsa cf. japonica* (Band-Schmidt *et al.*, 2004; Cortés-Lara *et al.*, 2003; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009), *C. subsalsa* (Cortés-Altamirano *et al.*, 2006b), *C. ovata* (Barraza-Guardado *et al.*, 2004; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009). Para la región de Oaxaca, recientemente se registró la presencia de *Chattonella cf. marina* (Fig. 1D), en la playa La Ventosa, Salina Cruz (Santiago-Morales *et al.*, 2015b).



► Cianobacterias tóxicas

Diversos géneros de cianobacterias han sido registrados como formadoras de FAN tanto en ambientes de agua dulce como en sistemas estuarinos y costeros (Granéli y Turner, 2006; O'Neil *et al.*, 2012). Destacan por su amplia distribución y efectos sobre otros organismos *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Nodularia* y *Nostoc* (WHO, 2002). Para el estado de Oaxaca se tienen registros de proliferaciones de este tipo en el sistema lagunar de la zona Huave; en el mes de julio (1989) se reportó a *Trichodesmium erythraeum* (Fig. 1E y F) (Figueroa, 1994) y en abril (2003) a *Pseudanabaena* sp., *Trichodesmium* sp. y *Lyngbya* sp. (Torres-Ariño y Sierra-Beltrán, 2004). Aunado a estos, se tienen reportes de la presencia de especies del género *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Limnothrix*, *Synechococcus*, *Tychonema* y *Merismopedia* (Serrano-Guzmán, 2008; Torres-Ariño y Mora-Heredia, 2010). De éstos, *Lyngbya* (Fig. 1G), *Anabaena* (Fig. 1H), *Oscillatoria* y *Tychonema* han sido descritos como productoras de toxinas (WHO, 2002; O'Neil *et al.*, 2012), mientras que florecimientos de *Trichodesmium* han sido asociados a la mortalidad masiva de peces (Carpenter *et al.*, 1991).



► Dinoflagelados bentónicos

Generalmente sólo se reconocen los efectos de los FAN planctónicos, pero especies bentónicas pueden también causar daños e incluso provocar la muerte de vertebrados e invertebrados marinos, usualmente por exposición de toxinas a través de la dieta (Anderson *et al.*, 2002). Entre mayo y junio de 1984, en las bahías de Huatulco se observó una gran mortandad de crustáceos, equinodermos y peces (Holguín-Quiñones y González-Pedraza, 1989). En 2009 se registró un evento de mortandad del erizo *Diadema mexicanum* en el sistema arrecifal de La Entrega, Huatulco, registrándose mucosidad, desprendimiento de espinas, perforación de las testas y lesiones en el peristoma (Benítez-Villalobos y Valencia-Méndez, 2015). Florecimientos de *Os-*

treopsis han sido relacionados con altas mortalidades de comunidades de erizos de mar en Río de Janeiro y Nueva Zelanda (Granéli *et al.*, 2002; Ferreira, 2006), registrando características similares a las descritas por Benítez-Villalobos y Valencia-Méndez (2015). La presencia de *Ostreopsis* sp. (Fig. 1I) en la zona representa un peligro latente para la comunidad bentónica, ya que el género incluye diversas especies asociadas a eventos tóxicos.

► Recomendaciones

La problemática generada en los últimos años en la región costera de Oaxaca, debido a la presencia de FAN, resalta la necesidad de realizar estudios multidisciplinarios que nos permitan recopilar información de las diferentes especies nocivas presentes, de las condiciones físicas, químicas y biológicas que promueven su formación, y los factores que afectan la producción de toxinas y otros compuestos nocivos. Se sugiere el uso de nuevas tecnologías tanto para el monitoreo de estas proliferaciones, como para la identificación de especies involucradas y cuantificación de las ficotoxinas asociadas. Dentro de éstas podemos citar el procesamiento robotizado de muestras ambientales, la citometría de flujo e imagen submarina, el uso de técnicas moleculares para la identificación de especies o expresión de genes, así como la implementación de tecnologías analíticas de alta resolución para la detección y separación de toxinas.

► Literatura citada

- Alonso-Rodríguez, R., Mendoza-Amézquita, E., Velásquez-López, S. A., Seim, J. A. y Martínez-Rodríguez, V. M. (2015). Florecimientos algales nocivos producidos por *Pyrodinium bahamense* en Oaxaca, México (2009-2010). *Salud Pública de México*, 57(4), 343-351.
- Anderson, D. M., Glibert P. T. & Burkholder, J. M. (2002). Harmful Algal Blooms and Eutrophication: Nutrient Sources, Composition, and Consequences. *Estuaries*, 25(4b), 704-726.
- Anderson, D. M., Alpermann, T. J., Cembella, A. D., Collos, Y., Masseret, E. & Montresor, M. (2012). The globally distributed genus *Alexandrium*: Multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health. *Harmful Algae*, 14:10-35.
- Band-Schmidt, C. J., Morquecho, L., Hernández-Becerril, D. U., Reyes-Salinas, A. & Bravo-Sierra, E. (2004). *Raphidophyceans* on the coasts of Mexico. *Hydrobiologia*, 515, 79-89.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Núñez-Vázquez, E. J. & Hernández-Sandoval, F. E. (2010). Ecological and Physiological Studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific: A Review. *Marine Drugs*, 8, 1935-1961.
- Barraza Guardado, R., Cortés Altamirano, R. & Sierra Beltrán, A. (2004). Marine die-offs from *Chattonella marina* and *Ch. cf. ovata* in Kun Kaak Bay, Sonora in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 25, 7-8.
- Brand, L. E., Campbell, L., Bresnan, E. (2012). *Karenia*: The biology and ecology of a toxic genus. *Harmful Algae*, 14: 156-178.
- Benítez-Villalobos, F., y Valencia-Méndez, O. (2015). Consecuencias de la mortalidad masiva del erizo *Diadema mexicanum* (Diadematoida: Diadematidae) sobre la comunidad íctica arrecifal en bahía La Entrega, Huatulco, México. *Revista de Biología Tropical*, 63(2), 159-171.

- Burrell, S., Gunnarsson, T., Gunnarsson, K., Clarke, D. & Turner, A. D. (2013). First detection of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins in Icelandic mussels (*Mytilus edulis*): Links to causative phytoplankton species. *Food control*, 31, 295-301.
- Carpenter, E. J., Capone, D. G. & Rueter, J. G. (1991). *Marine Pelagic Cyanobacteria: Trichodesmium and other Diazotrophs*. The Netherlands: Kluwer Academic.
- COFEPRIS, (2016). Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. Alertas sanitarias vigentes por presencia de Florecimiento de Algas Nocivas (FAN) y Biotoxinas Marinas. Recuperado de <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Marea%20Roja/EmergenciasSanitariasEstatales.aspx>
- Cortés-Altamirano, R. & Sierra-Beltrán A. P. (2008). Biotoxins from freshwater and marine harmful algal blooms occurring in Mexico. *Toxin Reviews* 27(1), 27-77.
- Cortés-Altamirano, R., Sierra Beltran, A. y Barraza-Guardado, R. (2006a). Mortandad de peces debido a microalgas nocivas y tóxicas: Cinco casos de marea roja en la costa continental del Golfo de California (2003-2004). pp 79-90. En: Salas, S., Cabrera, M. A., Ramos, J., Flores, D., Sánchez, J., eds. *Memorias Primera Conferencia de Pesquerías Costeras en América Latina y el Caribe: Evaluando, manejando y balanceando acciones*. Mérida, Yucatán, México.
- Cortés-Altamirano, R., Alonso-Rodríguez, R. & Sierra-Beltrán, A. (2006b). Fish mortality associated with *Chattonella marina* and *Ch. cf. ovata* (Raphidophyceae) blooms in Sinaloa (Mexico). *Harmful Algae News*, 31, 7-8.
- Cortés-Lara, M. C., Cortés-Altamirano, R. & Cupul Magaña, A. (2003). First record of *Fibrocapsa cf. japonica* in Matanchen Bay, Nayarit, Mexican Pacific Coast. *Harmful Algae News*, 24, 1-4.
- Dorantes-Aranda, J. J., Seger, A., Mardones, J. I., Nichlos, P. D. & Hallegraeff, G. M. (2015). Progress in understanding algal bloom-mediated fish kills: The role of superoxide radicals, phycotoxins and fatty acids. *PLoS ONE*, 10(7), 1-26.
- Figueroa, T. M. G. (1994). Florecimiento de *Trichodesmium erythraeum* Ehr. ex Gomont, en las lagunas Inferior y Oriental, Oaxaca. Serie Grandes Temas de la Hidrobiología: Los sistemas litorales. UAM, UNAM, 2, 15-21.
- Ferreira, C. E. L. (2006). Sea urchins killed by toxic algae. *Journal of the Marine Biological Association, Global Marine Environment*, 3, 23-24.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., López-Cortés, D. J. & Bustillos-Guzmán, J. J. (2009). Raphidophytes in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Harmful Algae News*, 40, 1-4.
- Granéli, E. & Turner, J. T. (2006). *Ecology of Harmful Algae. Ecological Studies 189*. The Netherlands: Springer-Verlag.
- Granéli, E., Ferreira, C. E. L., Yasumoto, T., Rodrigues, E. & Neves, M. H. B. (2002). Sea urchins poisoning by the benthic dinoflagellate *Ostreopsis ovata* on the Brazilian coast. p. 113. Florida, EUA: 10th International Conference on Harmful Algae.
- Hernández-Becerril, D. U. (1998). Species of the planktonic diatom genus *Pseudo-nitzschia* of the Pacific coasts of Mexico. *Hydrobiologia*, 379, 77-84.
- Hernández-Becerril, D. U. & Díaz-Almeyda, E. M. (2006). The *Nitzschia bicapitata* group, new records of the genus *Nitzschia*, and further studies on species of *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyta) from Mexican Pacific coasts. *Nova Hedwigia, Beiheft*, 130, 293-306.
- Hernández-Becerril, D. U., Acosta-Chamorro, V., Alonso-Rodríguez, R., Alvarado-Villanueva, R., Álvarez-Góngora, C., Barón-Campis, S., Ceballos-Corona, G., Herrera-Silveira, J., Meave del Castillo, M., Juárez-Ruíz, N., Merino-Virgilio, F., Morales-Blake, A., Ochoa, J. L., Morales-Ojeda, S., Orellana-Cepeda, E., Ramírez-Camarena, C., Rodríguez-Salvador R. & Zepeda-Esquivel,

- M. A. (2007). Toxic and Harmful Marine Phytoplankton and Microalgae (HABs) in Mexican Coasts. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, A42(10), 1349-1363.
- Herrera-Galindo, J. E., y Hernández-Ortiz, N. (2013). Monitoreo y evaluación de *Cochlodinium polykrikoides* (Margalef 1961) (Dinophyceae: Gymnodiniaceae) en la costa de Oaxaca, México. p. 51. En: Quijano-Scheggia, S. I., ed. *Libro de resúmenes de la 2da. Reunión Nacional de la SOMEFAN*. Manzanillo, Colima: Universidad de Colima.
- Holguín-Quiñones, O. E. y González-Pedraza, A. D. (1989). Moluscos de la Franja Costera del Estado de Oaxaca, México. México: Atlas CICIMAR 7.
- Landsberg, J. H. (2002). The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms. *Reviews in Fisheries Science*, 10(2), 113–390.
- Maciel-Baltazar, E. y Hernández-Becerril, D. U. (2013a). Especies de dinoflagelados atecados (Dinophyta) de la costa de Chiapas, sur del Pacífico Mexicano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48(2), 245-259.
- Maciel-Baltazar, E. y Hernández-Becerril, D. U. (2013b). *Alexandrium globosum* Nguyen-ngoc et Larsen 2004, asociado a un florecimiento de *Cochlodinium polykrikoides*, en la costa de Chiapas. p. 17. En: Quijano-Scheggia, S. I., ed. *Libro de resúmenes de la 2da. Reunión Nacional de la SOMEFAN*. Manzanillo, Colima: Universidad de Colima.
- Marshall, J. A., Hovenden, M., Oda, T. & Hallegraeff, G. M. (2002). Photosynthesis does influence superoxide production in the ichthyotoxic alga *Chattonella marina* (Raphidophyceae). *Journal of Plankton Research*, 24(11), 1231-1236.
- Matsuyama, Y. (2012). Impacts of the harmful dinoflagellate *Heterocapsa circularisquama* bloom on shellfish aquaculture in Japan and some experimental studies on invertebrates. *Harmful Algae*, 14, 144–155.
- Meave del Castillo, M. E., y Hernández-Becerril, D. U. (1998). Fitoplancton. En: Tapia-García, M., ed. *El Golfo de Tehuantepec: El ecosistema y sus recursos*. pp. 59-74. México, D.F. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Meave del Castillo, M. E., Zamudio-Reséndiz, M. E. & Herrera-Galindo, E. (2010). Bloom of *Alexandrium cf. tamarense* (Dinophyta) in Oaxaca's Coast, Mexico, during May 2009. pp. 114-116. In: Pagou, P. & Hallegraeff, G., eds. *Proceedings of the 14th International conference on Harmful Algae*. Crete, Greece: International Society for the Study of Harmful Algae and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- Meave del Castillo, M. E. & Zamudio-Reséndiz, M. E. (2010). *Karenia* species in the Mexican Pacific. p. 111-113. In: Pagou, P. & Hallegraeff, G., eds. *Proceedings of the 14th International conference on Harmful Algae*. Crete, Greece: International Society for the Study of Harmful Algae and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- Moestrup, Ø., Akselmann, R. M., Fraga, S., Hansen, G., Hoppenrath, M., Iwataki, M., Komárek, J., Larsen, J., Lundholm, N. & Zingone, A. (2009 onwards). *IOC-UNESCO Taxonomic reference list of harmful micro algae*. Retrieved from <http://marinespecies.org/hab> on 2015-12-01.
- Okolodkov, Y. & Gárate-Lizárraga, I. (2006). An annotated checklist of dinoflagellates (Dinophyceae) from the Mexican Pacific. *Acta Botánica Mexicana*, 74, 1-154.
- O'Neil J. M., Davis, T. W., Burford, M. A. & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313-334.
- Oviedo-Piamonte, G., Jiménez-Crisanto, C., Santiago-Morales, I. García-Mendoza, E., Quijano-Scheggia, S., Rivera-Vilarelle, M., Huante-González, Y. y Valeriano-Osorio, C. (2015). Especies del género *Pseudo-nitzschia* productoras de ácido domoico, presentes en la Costa de Oaxaca. p. 72. En: Poot-Delgado C. A., ed. *Libro de resúmenes del 3er. Congreso Nacional de la Sociedad*

- Mexicana para el Estudio de los Florecimientos Algales Nocivos*. Champotón, Campeche: Instituto Tecnológico Superior de Champotón.
- Place, A. R., Bowers H. A., Bachvaroff, T. R., Adolf J. E., Deeds, J. R., Sheng, J. (2012). *Karodinium veneficum*—The little dinoflagellate with a big bite. *Harmful Algae*, 14:179–195.
- Pérez-Cruz, B., Díaz-Ortíz, J. A., Gárate-Lizárraga, I., Chávez-Almazán, L., Mata-Díaz, M. A., Alarcón-Romero, M. A. y Huante-Catalán, R. (2013). Toxinas paralizantes en moluscos bivalvos durante 2012-febrero 2013 en Oaxaca. p. 35. En: Quijano-Scheggia S. I., ed. *Libro de resúmenes de la 2da. Reunión Nacional de la SOMEFAN*. Manzanillo, Colima: Universidad de Colima.
- Pitcher, G. C., Figueiras, F. G., Hickey, B. M. & Moita, M. T. (2010). The physical oceanography of upwelling systems and the development of harmful algal blooms. *Progress in Oceanography*, 85(1-2), 5-32.
- Ramírez-Camarena, C., Martínez-García, A., Juárez-Ruiz, N., Rojas-Crisóstomo, R. y Ramírez-García, H. (2004). Impactos de *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* durante el florecimiento algal nocivo 2001-2002, en la Costa Suroeste de México. p.62. XIII Reunión Nacional SOMPAC, VI International Meeting of Planktology. Nayarit, Mexico: ITMar Núm 6.
- Rojas-Crisóstomo, R., Ramírez-García, H., Ramírez-Camarena, C., Juárez-Ruiz, N., Barón-Campis, S. y Castro-Ramos, A. (2007). Presencia de *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* y niveles de toxina en moluscos bivalvos y análisis del agua marina de la Colorada y la Ventosa en el Estado de Oaxaca, durante 2006. Oax., México: Centro Regional de Investigación Pesquera - Salina Cruz.
- Saldate-Castañeda, O., Vázquez-Castellanos, J. L., Galván, J., Sánchez-Anguiano, A. y Nazar, A. (1991). Intoxicaciones por toxina paralizante de moluscos en Oaxaca. *Salud Pública de México*, 33(3), 240-247.
- Santiago-Morales, I., Huante-González, Y., Olivos-Ortíz, A., Quijano-Scheggia, S., Rivera-Villarrelle, M., Oviedo-Piamonte, G., Okolodkov, Y., Jiménez-García, L., Jiménez-Crisanto, S., Acevedo-Martínez, E., Valeriano-Osorio, C. y Lara-Martínez, R. (2014). Especies del género *Pseudonitzschia* en la Costa de Oaxaca, México: Condiciones ambientales asociadas y características de crecimiento. p. 251. Metepec, México: X Congreso de Ficología de Latinoamérica y el Caribe. VIII Reunión Iberoamericana de ficología.
- Santiago-Morales, I., Huante-González, Y., Oviedo-Piamonte, G., Valeriano-Osorio, C., Ramos-Rodríguez, A., Acevedo-Hernández, E., Peña-Manjarrez, J. y Ruiz de la Torre, M. (2015a). Producción de Especies Reactivas de Oxígeno y Actividad Hemolítica del dinoflagelado *Cochlodinium polykrikoides*. p. 54. En: Poot-Delgado C. A., ed. *Libro de resúmenes del 3er. Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana para el Estudio de los Florecimientos Algales Nocivos*. Champotón, Campeche: Instituto Tecnológico Superior de Champotón.
- Santiago-Morales, I. S., Horta-García, M. A., Rojas-Márquez, A. J., Cruz-Villanueva, J., y Aguilar-Narváez, A. (2015b). Toxicidad y características de crecimiento de *Chattonella* sp. aislada de Oaxaca. p. 75. En: Poot-Delgado C. A., ed. *Libro de resúmenes del 3er. Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana para el Estudio de los Florecimientos Algales Nocivos*. Champotón, Campeche: Instituto Tecnológico Superior de Champotón.
- SEMAR-EIOSC (2010). Secretaría de Marina-Estación de Investigación Oceanológica Salina Cruz. Dirección General de Investigación y Desarrollo. Reporte de los resultados de la vigilancia y seguimiento de los eventos de proliferaciones algales nocivas (marea roja tóxica) en la región del Istmo de Tehuantepec. Salina Cruz, Oaxaca.
- SEMAR-EIOSC (2011). Secretaría de Marina-Estación de Investigación Oceanológica Salina Cruz. Dirección General de Investigación y Desarrollo. Reporte de los resultados de la vigilancia

- y seguimiento de los eventos de proliferaciones algales nocivas (marea roja tóxica) en la región del Istmo de Tehuantepec. Salina Cruz, Oaxaca.
- Serrano-Guzmán, J. S. (2008). Plan de manejo acuícola y pesquero de la Zona Huave, Oaxaca. Oaxaca, Méx: Reporte Técnico, CONAPESCA, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura-Oaxaca y UMAR-Puerto Ángel.
- SSO, 2016. Servicios de Salud de Oaxaca, Coordinación de Regulación y Fomento Sanitario. Reporte de los resultados de la vigilancia y seguimiento de los eventos de marea roja en la región de la Costa de Oaxaca.
- Steidinger, K. A., Wolny, J. L. & Haywood, A. J. (2008). Identification of Kareniaceae (Dinophyceae) in the Gulf of México. *Nova Hedwigia*, 133, 269-284.
- Torres-Ariño, A. & Sierra-Beltrán, A. P. (2004). New records of cyanobacteria from Oaxaca state, México, their toxicity and biotechnological applications. In: Pitcher, G., ed. Proceedings of the XI International Conference on Harmful Algal Blooms. Cape Town, South Africa.
- Torres-Ariño, A. & Mora-Heredia, E. (2010). Isolation and characterization of potentially toxic or harmful cyanobacteria from Oaxaca and Chiapas, Mexico. *Journal of Environmental Science and Health Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*. 45(1), 128-136.
- WHO (2002). *Eutrophication and health*. World Health Organization-European Commission. Luxembourg, European Communities.
- Zaccaroni, A. & Scaravelli, D. (2008). Toxicity of sea algal toxins to humans and animals. In: Evangelista, V., Barsanti, L., Frassanito, A. M., Passarelli, V. & Gualtieri P., eds. *Algal Toxins: Nature, Occurrence, Effect and Detection*. pp. 91-158. Italy: Springer.

Condiciones hidrográficas en el Pacífico Central Mexicano relacionadas con florecimientos algales en la zona costera de Colima

Olivos-Ortiz, Aramis¹; Quijano-Scheggia, Sonia I.¹; Pérez-Morales, Alfredo¹; Gaviño-Rodríguez, Juan H.¹; Kono-Martínez, Tadashi²; Pelayo-Martínez, Gloria C.²; Ortega-Ortiz, Christian D.² y Verduzco-Zapata Manuel G.².

¹ Universidad de Colima, Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas. Km 20 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Colonia El Naranjo, CP 28860. Manzanillo, Colima, México. aolivos@ucol.mx.

² Universidad de Colima, Facultad de Ciencias Marinas. Km 20 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Colonia El Naranjo, CP 28860. Manzanillo, Colima, México.



Resumen

Para determinar si la dinámica oceánica del Pacífico Central Mexicano influye en la hidrografía de la zona costera de esta región y esto puede ser un factor modulador de florecimientos algales nocivos (FAN) en la costa, se analizan resultados obtenidos entre 2009 y 2013 realizados en distintas fechas para abarcar la zona oceánica, costera y la estacionalidad entre Cabo Corrientes, Jalisco (21°14'06.1" N, 105°32'40.62" W) y Maruata, Michoacán (18°16'08.12" N, 103°17'51.66" W); con especial énfasis sobre la plataforma continental y zona costera de Colima. Los resultados muestran que la dinámica oceánica influye directamente en la hidrografía y esto se extiende hasta la plataforma continental y la zona costera, donde sus características topográficas y climatológicas locales, generan zonas de surgencias o levantamiento de la capa de mezcla con las condiciones propicias para que ocurran FAN entre marzo-mayo o entre octubre-noviembre, principalmente entre Cabo Corrientes (Jalisco) y Boca de Apiza (Michoacán). Estos procesos son un factor determinante para la fertilización de la zona costera y la generación de FAN, incluso en meses que no hay aporte de nutrientes continentales relacionados a escorrentías por lluvia, lo que permitió que las diatomeas y dinoflagelados fueron los grupos dominantes que más aportan a la productividad de la zona, generando el mayor aumento en la abundancia de diatomeas en abril y octubre de 2010, mientras que en 2011 dominaron los dinoflagelados y en junio de 2012 sólo se registró un aumento en la abundancia de dinoflagelados.

Palabras clave: aportes continentales, FAN, fertilización, frentes, nutrientes, surgencias.

Abstract

To determine if the Mexican Central Pacific ocean dynamics influences the hydrography of the coastal area of this region and this can be a modulator factor of harmful algal blooms (HAB), results obtained between 2009 and 2013 are analyzed to cover the oceanic zone, coastal and seasonality between Cabo Corrientes, Jalisco (21°14'06.1" N, 105°32'40.62" W) to Maruata, Michoacán (18°16'08.12" N, 103°17'51.66" W); with special emphasis on the continental shelf and coastal area of Colima. The results show that ocean dynamics directly influences the hydrography and this extends to the continental shelf and the coastal area, where local topographical and climatic characteristics, generate upwelling zones or adjournment of the mixed layer with favorable conditions for HAB to occur from March to May and from October to November mainly between Cabo Corrientes (Jalisco) or Boca de Apiza (Michoacan). These processes are crucial for the fertilization of the coastal zone and HAB generation, even in months that there is no contribution of continental nutrients related to the rainy factor, allowing diatoms and dinoflagellates were dominant groups and those who contribute most to the primary productivity of the area, generating the higher increase in the abundance of diatoms in April and October 2010, whilst in 2011 the dinoflagellates dominate and in June 2012 was registered only an increase in the abundance of dinoflagellates.

Keywords: continental contributions, HAB, fertilization, fronts, nutrients, upwelling.



► Introducción

Para el fitoplancton, algunos parámetros abióticos como la estabilidad de la columna de agua, profundidad de la termoclina, temperatura, penetración de luz y disponibilidad de nutrientes son determinantes para su desarrollo (Glibert *et al.*, 2005a). Cerca de la zona costera, estos factores presentan mayor variabilidad debido a la morfología costera, batimetría, anchura de la plataforma continental y por la influencia puntual o estacional de descargas de agua continental naturales o antropogénicas (Glibert *et al.*, 2005b), lo cual se ve influenciado por estructuras dinámicas de mesoescala como giros ciclónicos y anticiclónicos, frentes o surgencias (Anderson *et al.*, 2002; Glibert *et al.*, 2009).

El Pacífico Central Mexicano (PCM) es una zona de confluencia de dos sistemas que gobiernan la circulación oceánica: la influencia de la Corriente de California (CC) que fluye hacia el sur entre

invierno y primavera, y la influencia de agua tropical que llega a formar la Corriente Costera Mexicana (CCM), la cual fluye al norte entre verano y otoño (Filonov, 2000; Torres-Orozco *et al.*, 2005). Ambas hacen que esta región sea considerada como una zona de transición donde se generan distintas estructuras dinámicas, que se originan por las variaciones en la estructura termohalina de la columna de agua debidas a la interacción de distintas masas de agua, como el Agua Tropical Superficial (ATS) del Pacífico, el Agua Subtropical Subsuperficial (ASTs) y el agua de la Corriente de California (ACC) (Wyrtsky, 1967; Salas *et al.*, 2006).

Sin embargo, también se deben considerar factores estacionales como tormentas tropicales o efectos de largo periodo como oscilaciones decadales (“El Niño” o “La Niña”), que en esta región influyen en los patrones de circulación de la región (Fiedler y Talley, 2006; Lavin *et al.*, 2009), lo cual se refleja sobre la zona costera entre Jalisco y Michoacán. Esta zona consta de una plataforma continental estrecha (entre 5 y 12 km), con una topografía costera sinuosa y la existencia de cañones submarinos que también contribuyen en los patrones dinámicos de la zona, pues facilitan la formación de surgencias costeras al interactuar los patrones locales de viento (Filonov *et al.*, 2000; Lavin *et al.*, 2006), lo cual se refleja en la variabilidad de parámetros fisicoquímicos.

Así, la dinámica oceánica del PCM influye en la hidrografía de la zona costera de esta región y esto puede ser un factor modulador del surgimiento de florecimientos algales en la costa, ya que interviene en la dinámica poblacional de distintos grupos fitoplanctónicos. Esto influye principalmente en su fisiología, comportamiento e interacciones tróficas, lo cual marca las características que favorecen la permanencia y multiplicación de una o varias poblaciones fitoplanctónicas en esta región. De ahí que el objetivo de este trabajo es conocer las condiciones hidrográficas de la parte oceánica y su posible influencia en la generación de florecimientos algales nocivos (FAN) en la zona costera del PCM para profundizar en el conocimiento de este fenómeno en la región.

► Metodología

Para este trabajo se presentan datos recabados entre 2009 y 2013 realizados en distintas fechas para abarcar la zona oceánica, costera y la estacionalidad entre Cabo Corrientes, Jalisco (21°14'06.1" N, 105°32'40.62" W) y Maruata, Michoacán (18°16'08.12" N, 103°17'51.66" W), con especial énfasis sobre la plataforma continental y zona costera de Colima (Fig. 1). Se trabajó a bordo de una embarcación menor tipo “panga” de 21 pies de eslora con motor fuera de borda, en una embarcación de 42 pies de eslora (Mary Chuy III) y en el Buque de Investigación Pesquera (BIP) XII. En todas las estaciones se realizaron lances de CTD (SeaBird 19 Plus) entre 100 y 200 m de profundidad, según la topografía, y se calculó la profundidad de la capa de mezcla utilizando la metodología de Kara *et al.*, (2000). Se tomaron muestras de agua de mar (100 ml) a profundidades de 0, 25 y 50 m mediante una botella Niskin de 5 l; dichas muestras fueron congeladas para posteriormente analizar la concentración de nutrientes inorgánicos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, PO_4^{3-} y SiO_2) mediante un autoanализador (Skalar San Plus), y la clorofila-*a* con un espectrofotómetro Jenway 6500, siguiendo metodologías colorimétricas (Strickland y Parsons, 1972; Grasshoff *et al.*, 1983).

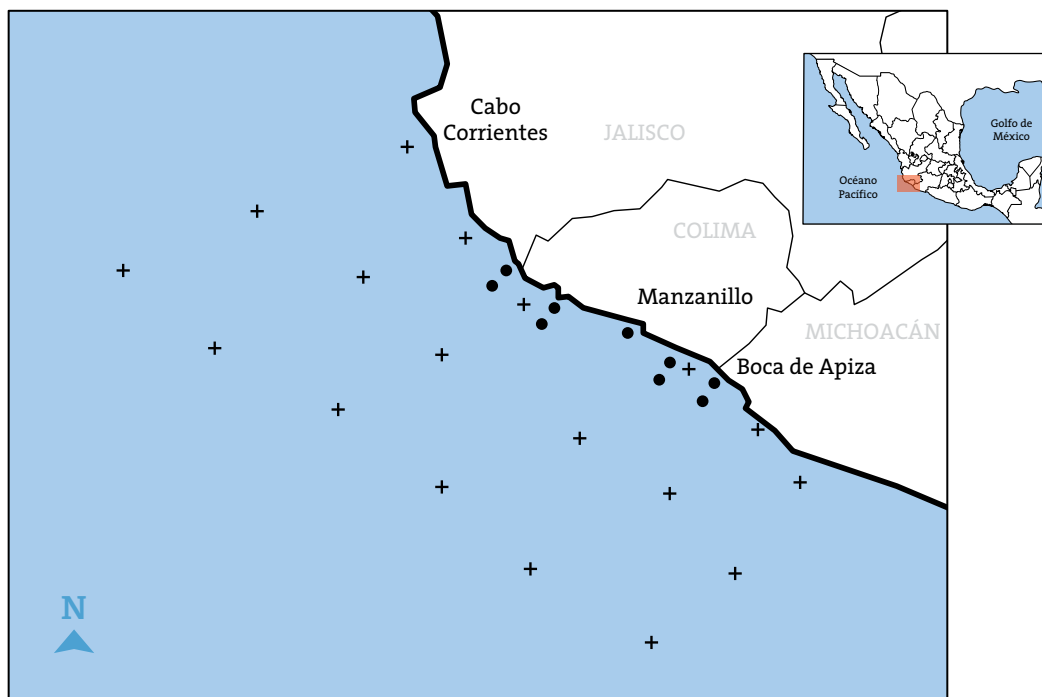


Figura 1. Localización de la zona de estudio, (+) muestras región oceánica, (●) muestras región costera.

Se realizó la identificación de organismos fitoplanctónicos a nivel de género. Las muestras se sedimentaron en cámaras de 10, 50 y 100 ml según su abundancia, y se cuantificaron todas las células presentes en campos o transectos hasta completar un mínimo de 300 organismos. Se extrapola a células/l determinando la abundancia (Utermöhl, 1931).

► Resultados

Temperatura y salinidad

En la región oceánica en general, la temperatura desde superficie hasta 50 m mostró un gradiente con valores altos al sur, que disminuyeron hacia el norte del área de estudio; entre marzo y agosto en la región central oceánica se detectaron estructuras ciclónicas con temperaturas más bajas en su núcleo que oscilaron entre 19.2 y 21.3°C. Entre febrero y marzo de toda la serie de tiempo analizada (excepto en enero de 2010 que fueron entre 25.5 a 28.2°C), se registraron las temperaturas más bajas, entre 19.2 y 21°C. En mayo-junio se registraron las lecturas altas (27.5°C a 31.1°C), mientras que en octubre varió de 24.5 a 29.6°C. En la región costera, la variación de temperatura a 25 m fue, aunque entre distintas épocas del año, significativamente menor entre marzo-abril ($p < 0.01$) que el resto del año, lo cual se relacionó con que frente a Jalisco se detectaron intrusiones de agua fría desde el fondo, que se repitieron con mayor intensidad en mayo-junio, fecha en que se detectaron 16.8°C en la superficie en la misma región.

La salinidad se caracterizó por mostrar valores con un patrón general que incrementa de sur a norte, y con la mayor variabilidad entre 0 y 25 m. Valores entre 33.4-33.6 se registraron entre diciembre y abril; de mayo a junio los máximos de 33.6-33.9 se observaron cerca de la costa, cubriendo la costa de Michoacán y la mayoría de la costa de Colima (hasta 10 km de la costa), mientras que entre julio y noviembre se registraron los mínimos cerca de la costa (32.7-33.3) en distintos periodos coincidentes con las tormentas que generan lluvias torrenciales de temporada en la región.

Temporalmente se presentó diferencia estadística significativa ($p = 0.033$) en las salinidades registradas entre septiembre y octubre respecto a los otros meses, y espacialmente ($p = 0.017$) en las estaciones costeras situadas entre la Bahía de Manzanillo hasta Punta Pérula, Jalisco. Pulsos de agua fría (hasta 16.8°C) y salinidades altas (hasta 33.5) se registraron dentro de la Bahía de Manzanillo entre los meses de marzo-mayo y octubre-noviembre en los distintos años.

Nutrientes

En la región oceánica, la concentración de nutrientes aumentó con la profundidad, sin registrar diferencia significativa entre 25 y 50 m ($p > 0.62$). Los valores mínimos se detectaron entre junio y agosto a 0 m (nitratos-nitritos 3.2 - 45 μM , amonio 0.15-0.7 μM , fosfatos 0.3-0.8 μM y silicatos 3.9-4.9 μM). En la región central de la zona de estudio, a partir de 80 km de la costa frente a Colima se detectaron giros ciclónicos entre marzo-mayo y junio-agosto, que generaron el aumento en las concentraciones por encima de los 25 m en todos los nutrientes. En la región costera, la disponibilidad de nutrientes en general fue más alta a los 25 y 50 m; sin embargo, cuando se detectaron pulsos de agua fría (entre marzo-mayo y octubre-noviembre) se registraron las máximas concentraciones (valores promedio de nitratos-nitritos 18.7 μM , amonio 2.2 μM , fosfatos 3.8 μM y silicatos 23.1 μM), lo cual también se llegó a registrar para el interior de la Bahía de Manzanillo. Estadísticamente se observaron diferencias significativas ($p = 0.019$) en las concentraciones de las estaciones costeras de Jalisco y las otras estaciones costeras.

Clorofila-*a*

La región oceánica (a partir de 80 km de la costa) presentó concentraciones de clorofila-*a* (clo-*a*) entre 0.01 y 2.5 mg/m^3 . También ocurrieron valores altos entre marzo-mayo y entre junio-agosto asociados a la presencia de giros ciclónicos con concentraciones de hasta 1.8 mg/m^3 a 0 m en la región central oceánica de la zona de estudio y frente a Michoacán. Cerca de la costa, los promedios fueron de 2.5, 0.82 y 1.28 mg/m^3 durante enero, mayo-junio y octubre, respectivamente. Los máximos aparecieron durante los pulsos de agua fría, entre marzo-mayo, y generaron hasta 12.86 mg/m^3 frente a Punta Pérula, Jalisco. Esta alta productividad primaria se extendió hacia el sur, hasta la Bahía de Manzanillo, donde se detectaron 8.2 mg/m^3 en los mismos meses. Valores de hasta 12.3 mg/m^3 se presentaron entre octubre-noviembre en Boca de Apiza, Michoacán; los valores a lo largo de la zona costera fueron estadísticamente diferentes ($p = 0.03$) entre Cabo Corrientes y Punta Pérula (Jalisco), y Boca de Apiza (Michoacán) en comparación al resto de puntos de muestreo.

Capa de mezcla

Hacia la región oceánica, la capa de mezcla se localizó entre los 80-100 m durante enero, alcanzando la profundidad mínima en los meses de mayo y octubre (15-20 m, respectivamente) asociada a la presencia de giros ciclónicos localizados entre 80-100 km de la costa frente a Jalisco y Colima. La capa de mezcla en la región costera fue más somera, situándose en promedio entre 34-50 m; sin embargo, durante algunas semanas entre marzo-abril y octubre-noviembre, su profundidad fue mínima, localizándose entre 5 y 10 m, principalmente en la región costera al sur de Jalisco y norte de Michoacán. Sólo para la región costera, el análisis estadístico mostró diferencias significativas ($p = 0.05$) en cuanto a la profundidad de la capa de mezcla entre las estaciones costeras al sur de Jalisco y norte de Michoacán respecto al resto de puntos de muestreo.

Principales grupos fitoplanctónicos

El análisis de las muestras de fitoplancton mostró un incremento general de la abundancia durante abril (Fig. 2, área sombreada gris) y nuevamente durante octubre (Fig. 2, área sombreada celeste), esto último sólo en los años 2010 y 2011. En junio de 2012 se observó un máximo en la abundancia (8.7×10^7 cél/l) ocasionado por un FAN de *Lingulodinium polyedra*, especie que se asocia con la mortandad de peces y moluscos a nivel mundial por la producción de yesotoxinas. En cuanto a los principales grupos fitoplanctónicos, en abril de 2010 dominaron las diatomeas, pero entre mayo y septiembre hubo mayor abundancia de dinoflagelados, y en octubre vuelven a dominar las diatomeas. En 2011 y 2012, la mayor abundancia del mes de abril se debe a dinoflagelados igual que el aumento en octubre de 2011, mientras que en julio de 2012 las diatomeas son dominantes. De forma general se observa que al disminuir la temperatura aumentó la abundancia de diatomeas, y en eventos cálidos los dinoflagelados fueron más abundantes, mientras que la *clo-a* alcanzó mayores concentraciones cuando el grupo de los dinoflagelados fue dominante, aunque en los meses entre febrero y mayo la abundancia de las diatomeas también aumentó junto con los valores de *clo-a*.



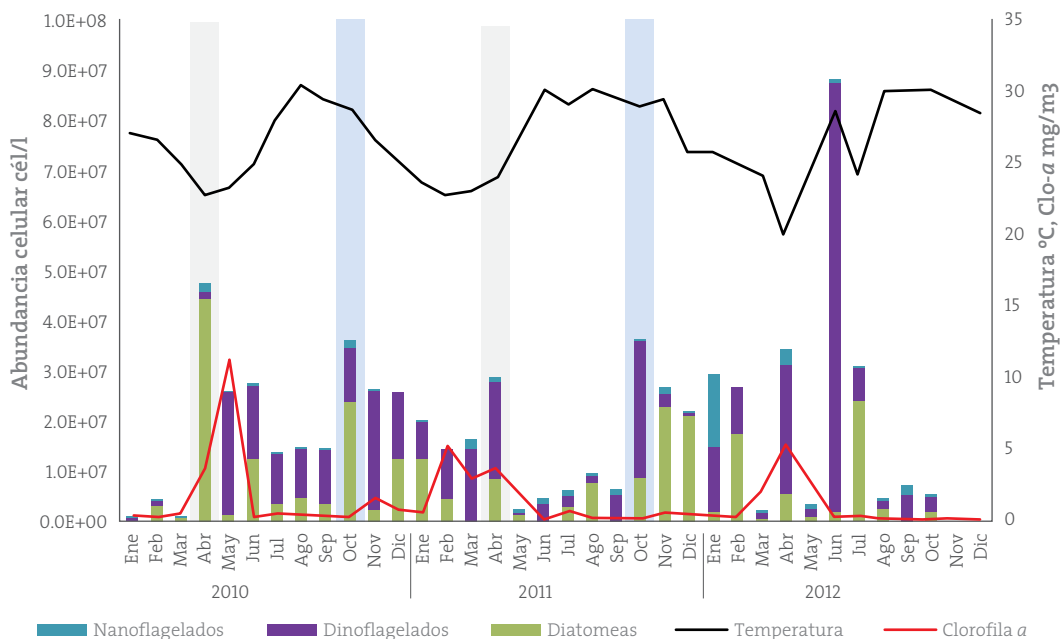


Figura 2. Variabilidad de la abundancia de grupos fitoplanctónicos y promedios de temperatura y Clo-a en la región costera.

► Discusión

En la zona de estudio existen factores naturales y antropogénicos que pueden conjugarse para la formación de FAN, entre los cuales destacan los aportes puntuales de agua pluvial a través de los arroyos Salagua, Santiago o la laguna del Valle de las Garzas durante época de lluvia (entre julio y octubre), que se juntan con los aportes de nutrientes derivados de agua residual urbana que son canalizados por los mismos cuerpos de agua, incrementando significativamente la concentración de N, P y Si durante verano al interior de las bahías de Manzanillo (Olivos-Ortiz *et al.*, 2008). El incremento de la concentración de nutrientes en la zona costera permanece como una de las hipótesis más fuertes relacionada con el incremento de los FAN en varias localidades (Glibert *et al.*, 2005a; Harrison *et al.*, 2012), lo cual se puede conjugar con el transporte de células fitoplanctónicas en el agua de lastre (Smayda, 2007) de los buques que arriban al puerto de Manzanillo, y por las características biogeográficas de la zona. Sin embargo, también se evaluó la hidrografía de la zona oceánica que actúa como un mecanismo natural de fertilización de la columna de agua que favorece el crecimiento y desarrollo de células fitoplanctónicas en la zona costera.

En este estudio se detectó agua proveniente del norte con temperatura de ~20°C, lo que se puede relacionar con la Corriente de California (CC) que, como ha sido descrito por Filonov *et al.*, (2000), influye en la zona de estudio de forma subsuperficial con agua fría (<22°C) proveniente del norte, hecho que también ha sido reportado entre febrero y abril por diversos autores (Wyrтки, 1967; Fiedler y Talley, 2006; Lavín *et al.*, 2006; López-Sandoval *et al.*, 2009). Se ha descrito que este flujo llega a formar estructuras de mesoescala, principalmente giros ciclónicos

hacia la región oceánica central de la zona de estudio, que llegan a influir sobre la plataforma continental, lo cual ha sido definido como potenciales procesos fertilizadores de la costa entre Colima y sur de Jalisco (Salas *et al.*, 2006; Pantoja *et al.*, 2012). Estas estructuras de mesoescala pudieron ocasionar levantamiento (hasta los ~20 m) de la termoclina, principalmente en este periodo, permitiendo una intromisión de agua fría como lo han descrito algunos autores (Filonov, 2000; Filonov *et al.*, 2000; Torres-Orozco *et al.*, 2005; Salas *et al.*, 2006; López-Sandoval *et al.*, 2009). Estos giros se han descrito a lo largo del año; se forman por la interacción de procesos oceánicos sobre la costa y la circulación costera que varía debido a aportes continentales de agua, la topografía marina y los vientos locales dominantes (Galicia-Pérez *et al.*, 2006; Salas *et al.*, 2006).

Se sabe que estos giros afectan la estabilidad de la columna de agua, pero además se ha visto que otros factores originan variación en la profundidad de la capa de mezcla en la zona. Estos factores son: a) diferencias en la intensidad del viento; b) la intensidad de corrientes debido a la interacción entre la CC y la CCM como lo propuso Linacre *et al.*, (2010), y c) por la presencia de una oscilación decadal como “El Niño” de 2010 (http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml), el cual pudo originar que la CCM estuviera más profunda y, con esto, la distribución y disponibilidad de nutrientes inorgánicos también variara a través de la columna de agua, tanto en la región oceánica como costera.

En la región oceánica, la concentración de nutrientes inorgánicos fue mayor en aguas profundas. Previamente se ha demostrado que los giros ciclónicos y surgencias transportan hacia la superficie aguas que son aprovechadas por el fitoplancton para generar biomasa y, por consecuencia, descenso en su concentración (Falkowski, 1997; Cepeda, 2010). Entre los nutrientes indispensables para el crecimiento y reproducción del fitoplancton destacan los nitratos-nitritos, amonio y fosfatos (Falkowski, 1997; Tyrrell, 1999; Pérez-Morales *et al.*, 2015). Además, las diatomeas requieren de silicatos para la síntesis de su exoesqueleto (Justic *et al.*, 1995; Conley *et al.*, 2000). Destaca el hecho de que las concentraciones de fosfatos fueron limitantes en 82% de las estaciones de muestreo, incluso cuando cerca de la costa se presentó agua de fondo.

La concentración de nitratos-nitritos, fosfatos y silicatos fueron elevadas durante invierno, presentándose temperaturas óptimas para el crecimiento de diatomeas cerca de la superficie (18°C - 22°C) (Neori y Holm-Hansen, 1982). La disponibilidad de nutrientes y mayor abundancia de diatomeas, se puede relacionar a condiciones de fertilización por levantamiento de la termoclina asociada a giros ciclónicos, generando condiciones de surgencia, lo cual correspondió al incremento de clo-*a*. Este hecho coincide con lo señalado en otro trabajo por López-Sandoval *et al.* (2009), donde reportan que la temporada de invierno se caracteriza por presentar valores máximos de productividad primaria expresada como clo-*a*, debido a condiciones óptimas de luz y levantamiento de agua de fondo rica en nutrientes.

Otro factor que pudo influir en la fertilización de la región costera es la presencia de pulsos de agua fría desde Cabo Corrientes hasta las costas de Colima, debido a condiciones locales de viento en dirección al océano, que generaron surgencias costeras en distintos meses del año, pero que son más comunes entre verano y otoño (Filonov *et al.*, 2000; Torres-Orozco *et al.*, 2005; Kessler, 2006; López-Sandoval *et al.*, 2009). Esto se pudo relacionar con los FAN registrados entre junio y diciembre que generaron altas densidades de diatomeas inicialmente, y de dinoflagelados posteriormente, pues en esta región costera se observó esta sucesión de especies relacio-



nada con la intensidad y duración del pulso de agua fría en distintas épocas del año. Además, se ha determinado que en esta región las surgencias costeras pueden llegar a acoplarse con la dinámica oceánica (Fiedler y Talley, 2006) y, a su vez, interactuar con aguas cálidas del sur, lo que favorece la formación de giros o frentes sobre la plataforma continental cuyo efecto repercute en el afloramiento de agua fría hacia la superficie (16.8°C) frente a Boca de Apiza (Salas *et al.*, 2006). Esto genera condiciones puntuales de alta productividad que se pueden relacionar con valores máximos de *clo-a* (12.3 mg/m³). Este fenómeno también puede explicar la aparición de FAN entre verano y otoño, en especial la dominancia del dinoflagelado *Lingulodinium polyedra* en la región sur de la zona de estudio durante junio de 2012, llegando a ser notoria en las bahías de Manzanillo. Cabe mencionar que cuando no hay aportes continentales relacionados con la época de lluvia sobre la región costera, las bahías de Manzanillo se clasifican como oligotróficas. Esta dinámica oceánica genera una alternancia en la dominancia de dinoflagelados y diatomeas en la zona de estudio (productividad primaria), lo cual se relaciona con las altas concentraciones de *clo-a* detectadas al ser este su principal pigmento fotosintético (Glibert *et al.*, 2005a).

► Conclusión

La dinámica oceánica en el PCM influye en su hidrografía y se extiende hasta su zona costera, donde las características topográficas y climatológicas locales generan zonas de surgencias o levantamiento de la capa de mezcla con las condiciones propicias para que ocurran FAN a lo largo del año, entre Cabo Corrientes (Jalisco) y Boca de Apiza (Michoacán). También es un factor determinante para la fertilización de sus aguas y la generación de FAN, incluso en meses que no

hay aporte de nutrientes continentales, lo que permite que las diatomeas y los dinoflagelados sean los grupos dominantes que más aportan a la productividad de la zona. Estas surgencias costeras generaron un aumento en la abundancia de diatomeas en abril y octubre de 2010, provocaron que los dinoflagelados dominaran en el 2011, y que se registrara un aumento en la abundancia de dinoflagelados sólo en junio de 2012.

► Literatura citada

- Anderson, D. M., Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25, 704-726.
- Calva-Chávez, M. A. (2011). Aspectos hidrográficos en la región central del Pacífico Mexicano durante 2010. (Tesis de licenciatura). Universidad de Colima, México.
- Cepeda, J. (2010). Respuesta de los productores primarios a algunos procesos dinámicos en la región de transición del Pacífico oriental tropical mexicano. (Tesis de Doctorado). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México.
- Conley, D. J., Stålnacke, P., Pitkänen H. & Wilander A. (2000). The transport and retention of dissolved silicate from rivers in Sweden and Finland. *Limnology and Oceanography*, 45, 1850-1853.
- Falkowski, P. (1997). Evolution of the nitrogen cycle and its influence on the biological sequestration of CO₂ in the ocean. *Nature*, 387, 272-275.
- Fiedler, P. C. & Talley, L.D. (2006). Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69, 143-180.
- Filonov, A. E. (2000). Estructura espacial de los campos de temperatura y la salinidad en presencia de ondas internas en la plataforma continental de los estados de Jalisco y Colima (México). *Ciencias Marinas*, 26(1), 1-21.
- Filonov, A. E., Tereshchenko, I. E., Monzón, C. O., González-Ruelas, M. E. y Godínez-Domínguez, E. (2000). Variabilidad estacional de los campos de temperatura y salinidad en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*, 26(2), 303-321.
- Galicia Pérez, M., Gaviño Rodríguez, J., Torres Orozco, E. y Sánchez Barajas, M. (2006). Condiciones hidrológicas y de circulación en el litoral de Colima durante el año 2002. En: Jiménez Quiroz M. C. y Espino Barr E. eds. *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán* (1er ed.). Pp 41-52. México: Ediciones de la Noche.
- Glibert, P. M., Heil, C. A., Rudnick, D., Madden, C. J., Boyer, J. N., & Kelly, S. (2009). Florida Bay: Water quality status and trends, historic and emerging algal bloom problems. *Contributions in Marine Science*, 38, 5-17.
- Glibert, P. M., Anderson, D. M., Gentien, P., Granelí, E. & Sellner, G. (2005a). The global complex phenomena of harmful algal bloom. *Oceanography*, 18(2), 130-141.
- Glibert, P. M., Seitzinger, S., Heil, C. A., Burkholder, J. M., Parrow, M. W., Codispoti, L. A. & Kelly, V. (2005b). The role of eutrophication in the global proliferation of harmful algal blooms: new perspectives and new approaches. *Oceanography*, 18(2), 198-209.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (1983). *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag Chemie.
- Harrison, P. J., Xu, J., Yin, K., Liu, H., Lee, J., Anderson, D. & Hodgkiss, I. (2012). Is there a link between N:P ratios and red tides in Tolo Harbour, Hong Kong? In: Pagou, K. & Hallegraeff, G. eds.

- Proceedings of 14th International Conference on Harmful Algae*. Hersonissos-Crete: UNESCO.
- Justic, D., Rabalais, N. R., Turner, E. & Dortch, Q. (1995). Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 40, 339-356.
- Kara, A. B., Rochford, P. A. & Hurlburt, H. E. (2000). An optimal definition for ocean mixed layer depth. *Journal of Geophysical Research*, 105(C7), 16803-16821.
- Kessler, W. S. (2006). The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69, 181-217.
- Lavín, M. F., Castro, R., Beier, E., Godínez, V. M., Amador, A. & Guest, P. (2009). SST, thermohaline structure, and circulation in the southern Gulf of California in June 2004 during the North American Monsoon Experiment. *Journal of Geophysical Research*, 114, 20-25.
- Lavín, M. F., Fiedler, P. C., Amador, J. A., Ballance, L. T., Färber-Lorda, J. & Mestas-Núñez, A. M. (2006). A review of eastern tropical Pacific oceanography: Summary. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 391-398.
- Linacre, L., Durazo, R., Hernández-Ayón, J. M., Delgadillo-Hinojosa, F., Cervantes-Díaz, G. & Lara-Lara J. R. (2010). Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station ENSENADA. *Continental Shelf Research*, 30, 1730-1742.
- López-Sandoval, D. C., Lara-Lara, J. R., Lavín, M. F., Álvarez-Borrego, S. & Gaxiola-Castro, G. (2009). Primary productivity in the eastern tropical Pacific off Cabo Corrientes, Mexico. *Ciencias Marinas*, 35(2), 169-182.
- Neori, A. & Holm-Hansen, O. (1982). Effect of temperature on rate of photosynthesis in Antarctic phytoplankton. *Polar Biology*, 1(1), 33-38.
- Olivos-Ortiz A., Quijano-Scheggia S. I., García-Uribe G., Galicia-Pérez M. A. y Gaviño-Rodríguez J. H. (2008). Influencia de los parámetros fisicoquímicos en la distribución de los principales grupos fitoplanctónicos en las costas del estado de Colima durante el 2002. *Ciencia en la frontera*, 3(1), 13-28.
- Pantoja, D.A., Marinone, S. G., Parés-Sierra, A. y Gómez-Valdivia, F. (2012). Modelación numérica de la hidrografía y circulación estacional y de mesoescala en el Pacífico Central Mexicano. *Ciencias Marinas*, 38(2), 363-379.
- Pérez-Morales A., Martínez-López A. & Camalich-Carpizo, J. M. (2015). Dry weight, carbon, C/N ratio, hydrogen, and chlorophyll variation during exponential growth of selected microalgae species used in aquaculture. *CICIMAR Oceanides*, 30, 33-43.
- Salas, J., Gomis, D., Olivos-Ortiz, A. & García Uribe, G. (2006). Seasonal hydrodynamical features on the shelf of Colima (west coast of Mexico). *Scientia Marina*, 70(4), 719-726.
- Smayda, T. J. (2007). Reflections on the ballast water dispersal harmful algal bloom paradigm. *Harmful Algae*, 6, 601-622.
- Strickland J. D. & Parsons T. R. (1972). *A practical handbook of sea water analysis*. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada* (1st ed.). Ottawa: The Alger Press.
- Torres-Orozco, E., Trasviña, A., Muhlia-Melo, A. & Ortega-García, S. (2005). Mesoscale dynamics and yellowfin tuna catches in the Mexican Pacific. *Ciencias Marinas*, 31(4), 671-683.
- Tyrrell, T. (1999). The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production. *Nature*, 400, 525-531.
- Utermöhl, von H. (1931). Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. (Mit besondere Berücksichtigung des Ultraplanktons). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 5, 567-595.
- Wyrski, K. (1967). Circulation and water masses in the eastern equatorial Pacific Ocean. *International Journal of Oceanology and Limnology*, 1(2), 117-147.

La temperatura superficial del mar y su relación con florecimientos algales nocivos en áreas costeras del Pacífico Tropical Mexicano

Acosta-Chamorro, Verónica¹; Moreno-Ramos, Olga Lidia¹ y Cano-Ibarra, Gregorio¹.

¹ Secretaría de Marina - Armada de México, Instituto Oceanográfico del Pacífico. Av. Rompeolas S/N, Colonia Centro, CP 28200. Manzanillo, Colima, México. acostachamorroveronica@gmail.com



Resumen

La Secretaría de Marina mantiene un programa permanente de monitoreo de florecimientos algales nocivos (FAN) en zonas costeras de la parte media del Pacífico Tropical Mexicano (San Blas, Nayarit; Bahía de Banderas, Jalisco; Bahía de Manzanillo, Colima; Lázaro Cárdenas, Michoacán, e Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero). En el presente estudio se consideraron registros *in situ* y satelitales de la temperatura superficial del mar (TSM) durante el periodo de 2005 a 2015 con la finalidad de describir el posible efecto de esta variable sobre algunas especies formadoras de FAN; *Gymnodinium catenatum*, *Prorocentrum* spp. y algunos *Protoperidinium* spp. Estas especies se consideraron un grupo permanente al registrarse en todas las áreas y en las diferentes épocas climáticas. La mayoría de los eventos de FAN fueron dominados por *G. catenatum*. En primavera, bajo la influencia de las aguas frías de la Corriente de California, fue común observar la presencia del ciliado no tóxico *Mesodinium rubrum*. En primavera se registraron intervalos de temperaturas de 26.5 a 30°C; en verano, de 28.7 a 32°C; en otoño, de 27.9 a 28.8°C y en invierno, de 25 a 28.5°C. Durante la primavera fue importante la diversidad de especies de fitoplancton y la TSM del área norte de estudio fue más variable con diferencias significativas ($p=0.05$) en comparación a la TSM de la parte sur donde fue relativamente homogénea. En primavera de 2015 se desarrolló un FAN de *G. catenatum* en temperaturas de 26 a 26.7°C, seguida de *Dinophysis caudata* y por *Alexandrium* spp. cuando la temperatura ascendió de 24.9 a 26°C.

Palabras clave: FAN, estacionalidad, parámetros físico-químicos.

Abstract

The Navy maintains an ongoing program of monitoring of harmful algal blooms (HAB) in coastal areas of the middle part of the Mexican Tropical Pacific (San Blas, Nayarit; Bahía de Banderas, Jalisco; Bay of Manzanillo, Colima; Lazaro Cardenas, Michoacan, and Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero). In the present study *in situ* and satellite records of sea surface temperature (SST) were considered during the period from 2005 to 2015 in order to describe the possible effect of this variable on some forming species HAB; *Gymnodinium catenatum*, *Prorocentrum* spp. and some *Protoperidinium* spp. These species permanent by registering in all areas and in different climatic periods were considered group. Most HAB events were dominated by *G. catenatum*. In the spring under the influence of the cold waters of the California Current was common to observe the presence of non-toxic ciliated *Mesodinium rubrum*. In spring temperature ranges 26.5 were recorded at 30°C, in summer of 28.7 to 32°C, in autumn 27.9 to 28.8°C and in winter from 25 to 28.5°C. During the spring was important species diversity of phytoplankton and TSM northern study area was more variable with significant differences ($p = 0.05$) compared to SST in the southern part where it was relatively homogeneous. In spring 2015, a HAB of *Gymnodinium catenatum* in temperatures of 26 to 26.7°C, followed by *Dinophysis caudata* and *Alexandrium* spp. when the temperature rised from 24.9 to 26°C was developed.

Keywords: HAB, seasonality, physical-chemical parameters.

► Introducción

Un florecimiento algal nocivo (FAN) se describe como el aumento en la abundancia de la población de ciertas especies de fitoplancton marino que tiene un efecto adverso sobre el medio ambiente o salud pública. Muchas especies son tóxicas aun en bajas densidades celulares, mientras que algunas otras desarrollan altas biomásas y no producen toxinas, sin embargo, provocan efectos adversos a ecosistemas someros o cerrados por el abatimiento del oxígeno disuelto, reducción del hábitat para peces y moluscos, así como producción de espumas, entre otras (Hallegraeff *et al.*, 1995). También existen casos de severas intoxicaciones en la salud humana relacionados con FAN, así como muerte de mamíferos marinos, aves y peces (Smayda, 1997). A nivel global los FAN han ido en aumento, tanto en su distribución como en su frecuencia (Smayda, 1990). Con el fin de evaluar los mecanismos que controlan su dinámica, se han implementado proyectos de monitoreo conforme a lo establecido en el programa “Ecología y Oceanografía Globales de los Florecimientos Algales Nocivos” de la Comisión Oceanográfica Internacional (COI) (<http://ioc.unesco.org/hab/GEOHAB.htm>), en el que se pretende desarrollar análisis predictivos basados en información biológica, química y física de largo plazo (Anderson *et al.*, 2010); aunque, las series de datos *in situ* son limitadas debido principalmente a que no se registra la totalidad de las variables ambientales cuando ocurre el FAN. Relacionado con lo anterior, algunos trabajos han empleado imágenes de satélite de la temperatura superficial del mar, a fin de evaluar, en un área sinóptica y en un intervalo de tiempo, la posible influencia que ejercen sobre los procesos oceanográficos y biológicos que sean objeto de estudio. La variabilidad de la temperatura determina el clima del océano e influye directamente en los ciclos de vida y distribución de toda la biota marina (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010). La Secretaría de Marina desarrolla un programa de monitoreo permanente en costas mexicanas y considera el análisis estructural del fitoplancton marino como un tema de estudio. El presente trabajo busca relacionar el posible efecto de la temperatura sobre algunos FAN, analizando los datos obtenidos en un periodo de 2005 a 2015 en áreas costeras de San Blas, Nay.; Bahía de Banderas, Jal.; Bahía de Manzanillo, Col.; Lázaro Cárdenas, Mich.; Bahía de Zihuatanejo e Ixtapa, Gro.

► Metodología

Para el análisis de las muestras de fitoplancton, se colectaron 250 ml a nivel superficial y se preservaron con 1 ml de lugol por cada 100 ml de agua. Las muestras se analizaron de acuerdo a Utermöhl (1958) empleando un microscopio invertido triocular marca IROSCOPE para la observación e identificación de especies. La abundancia poblacional del fitoplancton se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula:

$N = X * [(A * d) / a * V]$, donde:

N= Número de células en un litro de agua (cél/l).

X= Número total de células contabilizadas en la cámara.

A= Área de la cámara.

V= Volumen de la muestra sedimentada en la cámara.

a= Área del campo óptico.

En condiciones de FAN, las muestras se colectaron en los sitios donde se observó coloración atípica en la superficie del mar. Las muestras se observaron vivas (no se agregó conservador o fijador) y se utilizó una cámara Sedgewick-Rafter cuadrículada de 1 ml de capacidad; se observaron las especies por medio del microscopio invertido y se cuantificaron de acuerdo a la siguiente expresión: $N = (\text{Número de células contadas} / \text{Número de cuadros}) (1000)$.

Se realizaron mediciones de temperatura del agua por medio de un sensor YSI-58. Adicionalmente se procesaron imágenes satelitales de color del océano para obtener datos de temperatura superficial, los cuales se tomaron del sensor Aqua-MODIS (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/ftp.html>); las imágenes se adquirieron en formato HDF (Hierarchical Data File) con resolución de 4 km. Para el procesamiento de la imagen se utilizó el programa WIM (Windows Image Manager), de donde se obtuvo el cuadrante del área de estudio desde 99°59'40.54" O a 16°39'34.2" N, hasta 111°43'49.9" O y 22°07'41.87" N (Fig. 1).

Para determinar la variabilidad estacional correspondiente a cada año, con los datos de temperatura *in situ* se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) con pruebas *a posteriori* (Tukey). Los datos de temperatura de las imágenes de satélite recibieron el mismo tratamiento estadístico, divididos en región Norte con los estados costeros de Nayarit y Jalisco, y región Sur con Colima, Michoacán y Guerrero. Así mismo, se realizó un análisis de correlación múltiple con los datos de temperatura *in situ* y las abundancias celulares de FAN. Las pruebas estadísticas se realizaron con el programa Statistica versión 5.5.



Figura 1. Áreas costeras donde la Secretaría de Marina Armada de México realiza estudios de FAN.

► Resultados

La comunidad fitoplanctónica en los meses de invierno y primavera se compuso principalmente por diatomeas con 65% de abundancia relativa; sin embargo, en 2009 y 2011, el grupo mayoritario fueron las especies de dinoflagelados con 65 y 80% de abundancia relativa, respectivamente.

En otoño de 2005 e invierno de 2006, 2010 y 2012 se desarrollaron florecimientos del ciliado fotosintético *Mesodinium rubrum* en abundancias mayores al millón de células/l de agua de mar. En la primavera de 2006, los dinoflagelados que desarrollaron florecimientos fueron: *Akashiwo sanguinea*, *Alexandrium catenella*, *Cochlodinium polykrikoides*, *Dinophysis caudata*, *Gymnodinium catenatum*, *Gymnodinium instriatum*, *Gyrodinium falcatum*, *Gyrodinium fusiforme*, *Gyrodinium spirale*, *Karenia mikimotoi*, *Lingulodinium polyedra*, *Ceratium furca*, *Ceratium balechii*, *Noctiluca scintillans*, *Polykrikos kofoidii*, *Polykrikos schwartzi*, *Prorocentrum gracile*, *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum minimum*, *Prorocentrum balticum*, *Prorocentrum sigmoides*, *Protoperidinium depressum*, *Protoperidinium divergens* y *Scrippsiella trochoidea*.

En verano, las especies observadas fueron: *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum balticum*, *Dinophysis caudata*, *Gymnodinium catenatum*, *Akashiwo sanguinea*, *Gyrodinium lachryma* y diversas especies del género *Protoperidinium*. Particularmente el dinoflagelado *Prorocentrum balticum* junto con *Prorocentrum minimum* formaron un florecimiento en los meses de verano del 2005. En el 2007 también en los meses de verano, se desarrolló un intenso florecimiento de *Gymnodinium catenatum* asociado con *K. mikimotoi*, *A. sanguinea*, *G. fusiforme* y *G. spirale*. Finalmente en otoño de 2015, tanto el dinoflagelado *C. polykrikoides* junto con *G. catenatum* provocaron un florecimiento.

En este estudio se describen 25 especies que se presentaron consistentemente de 2005 a 2015 (Tabla 1). Todas son cosmopolitas, de hábitos neríticos y oceánicos, con afinidad tropical, subtropical, así como de medios templados o fríos (Steidinger y Tangen, 1997). De las 25 especies, ocho son potencialmente nocivas, como: *A. sanguinea*, *C. polykrikoides*, *G. catenatum*, *D. caudata*, *A. catenella*, *C. furca*, *P. micans* y *Scrippsiella trochoidea* (Fig. 1A-C).

Tabla 1. Especies de dinoflagelados responsables de florecimientos algales en las áreas costeras de San Blas, Nay.; Bahía de Banderas, Jal.; Bahía de Manzanillo, Col.; Lázaro Cárdenas, Mich., así como de Ixtapa y Bahía de Zihuatanejo, Gro., de 2005 a 2015. De cada especie se señala por medio de un círculo la temporada que se desarrolló como FAN.

Taxa	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
<i>Akashiwo sanguinea</i> (Hirasaka) G. Hansen et O. Moestrup	●		●●	●							
<i>Alexandrium catenella</i> (Whedon et Kofoid) Balech											●

<i>Cochlodinium polykrikoides</i>	Margalef			●	●			●	●	●●		●	
<i>Dinophyysis caudata</i>	Saville-Kent				●							●	●
<i>Gymnodinium catenatum</i>	Graham			●●	●	●	●	●	●	●	●	●	●●
<i>Gymnodinium instriatum</i>	(Freudenthal et Lee) Coats					●			●	●			
<i>Gyrodinium falcatum</i>	Kofoid et Swezy												
<i>Gyrodinium fusiforme</i>	Kofoid et Swezy			●●	●								
<i>Gyrodinium spirale</i>	(Bergh) Kofoid et Swezy			●●	●								
<i>Karenia mikimotoi</i>	(Miyake et Kominami ex Oda) Hansen et Moestrup			●●	●								
<i>Lingulodinium polyedra</i>	(Stein) Dodge									●		●	
<i>Ceratium furca</i>	(Ehrenberg) Gómez, Moreira et López-García			●	●	●		●					
<i>Ceratium balechii</i>	(Meave, Oklolodkov et Zamudio) Gómez, Moreira et López-García			●	●		●	●					
<i>Noctiluca scintillans</i>	(Macartney)					●	●	●	●	●		●	
<i>Polykrikos kofoidii</i>	Chatton					●							
<i>Polykrikos schwartzi</i>	Bütschli					●							
<i>Prorocentrum gracile</i>	Schütt						●						
<i>Prorocentrum micans</i>	Ehrenberg*			●	●	●	●						

<i>Prorocentrum minimum</i>	(Pavillard) J. Schiller 1933	•																		
<i>Prorocentrum balticum</i>	(Lohmann) Loeblich	•			•	•														
<i>Protoperidinium depressum</i>	(Bailey) Balech																			
<i>Protoperidinium divergens</i>	(Ehrenberg) Balech																			
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	(Stein)																			
<i>Mesodinium rubrum</i>	Lohmann, 1908	•	•			•	•		•				•		••					•

• Invierno • Primavera • Verano • Otoño

Los datos de la temperatura superficial del mar obtenidos *in situ* mostraron un comportamiento

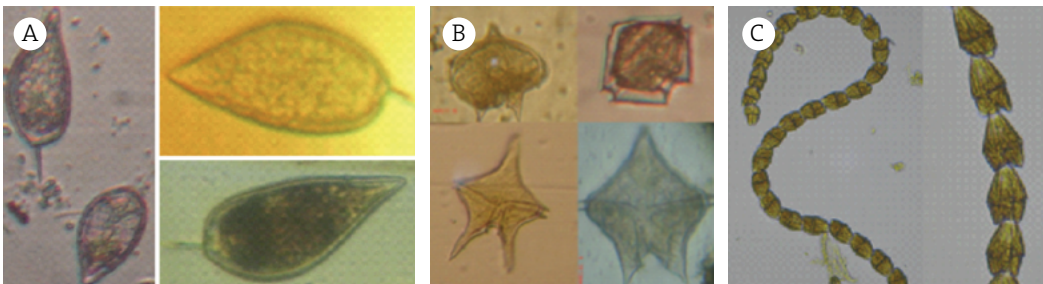


Figura 1. *Prorocentrum micans* (A), especies de *Protoperidinium* spp. (B) y *Gymnodinium catenatum* (C), especies presentes en todas las temporadas de 2005 a 2015 observadas en las áreas costeras de San Blas, Nayarit; Bahía de Banderas, Jalisco; Bahía de Manzanillo, Colima; Lázaro Cárdenas, Michoacán y Bahía de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero.

estacional definido, con diferencias significativas ($p < 0.05$) en cada una de las áreas de estudio. El análisis *a posteriori* determinó que la temperatura fue diferente en todos los meses. Derivado de los registros satelitales de la temperatura se observaron diferencias entre la región norte (Nayarit y Jalisco) y sur (Colima, Michoacán y Guerrero); en general, el norte fue relativamente más frío (promedio 24.75°C) que el sur (promedio 26.42°C) (Tabla 2), lo anterior se atribuye a que la parte norte se encuentra bajo mayor influencia de las masas de agua con bajas temperaturas de la Corriente de California. En la región sur, la distribución fue relativamente más homogénea aunque hubo temperaturas bajas de 19°C muy próximas a las costas de Colima y se presentó con mayor distribución un intervalo de 25 a 27°C en invierno y de 25 a 28.5°C en primavera.

Tabla 1. Distribución de la temperatura superficial del mar estimada de imágenes satelitales en los distintos estados costeros.

	Zona norte			Zona sur		
	Nayarit y Jalisco			Colima, Michoacán y Guerrero		
	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med
Invierno	27.8	18.5	23.2	28.5	20	24.3
Primavera	29	17	23	29.7	19	24.4
Verano	34.5	22	28.3	35	25	30
Otoño	28	21	24.5	32	22	27

En la figura 2 se presentan imágenes satelitales de algunos años, mostrando la variabilidad espacial de la temperatura superficial del mar (TSM). Asimismo, se consultó el Índice Multivariado a fin de describir la variabilidad de la temperatura del cuadrante del área de estudio con las condiciones oceanográficas establecidas del respectivo índice. Desde el 2005 hasta la primavera de 2007, fueron años con influencia de un “El Niño” débil, seguida de una transición de condiciones neutras, aunque, en el invierno hubo periodos ligeramente cálidos con temperaturas de aproximadamente 25.7°C en respuesta a un “El Niño” débil. Durante el verano de 2007 y hasta el inicio de 2009, la distribución de la TSM resultó con características de evento “La Niña” con una transición hacia condiciones “El Niño” a partir de la primavera de ese mismo año; posteriormente, la distribución reflejó una ligera disminución de la temperatura a aproximadamente 23°C en un tiempo corto, continuando con el efecto de un “El Niño” relativamente débil con temperaturas en verano de 22 a 30°C y en otoño de 20 a 27°C. Esta condición prevaleció hasta el verano de 2010 cuando se inició un evento débil de “La Niña” que predominó en la primavera de 2011 con un intervalo de 17.5 a 24°C y otoño con 17 a 20°C; la condición antes descrita se mantuvo hasta principios de 2012 cuando se observó la transición hacia condiciones neutras, prevaleciendo hasta el 2014. En la figura 2 se muestra la estacionalidad del año 2013: en invierno la TSM varió de 18 a 24°C, en primavera aumentó ligeramente de 18.5 a 31.5°C, en verano se registraron temperaturas de aproximadamente 24°C muy alejadas de la costa y de 31 a 35°C en la franja costera y, por último, en otoño la distribución fue relativamente más homogénea con una variación de 30 a 32°C. En el 2015, las condiciones fluctuaron desde condiciones neutrales en invierno (19 a 23°C) a un “El Niño” débil en primavera (19 a 30°C), una transición a un “El Niño” moderado en verano (29 a 35°C) y otoño (30 a 33°C).

La distribución estacional de la temperatura en condiciones de invierno y otoño mostró una correlación significativa con *G. catenatum*, así como con el incremento de la temperatura de primavera a los meses de verano, cuando se presentó como FAN en los años 2007 a 2011 y 2014 a 2015. De igual forma, las especies de *Prorocentrum* y *Protopeiridium* establecieron una correlación positiva con la temporalidad de la temperatura ya que estuvieron presentes en toda el área de estudio y en todos los meses muestreados (Tabla 3).

Tabla 3. Matriz de coeficientes de correlación entre el grupo permanente de especies de dinoflagelados con la temperatura.

		1	2	3	I	P	V	O
1	<i>Gymnodinium catenatum</i>	1	0.6	0.6	0.8	-0.6	-0.8	0.5
2	<i>Prorocentrum</i> spp.		1	0.5	0.6	0.6	0.6	0.6
3	<i>Protoperidinium</i>			1	0.5	0.5	0.5	0.5
I	Invierno 25 – 28.5°C				1	0.5	0.5	0.3
P	Primavera 26.5 - 30°C					1	0.3	0.3
V	Verano 28.7 – 32°C						1	0.3
O	Otoño 27.9 – 28.8°C							1

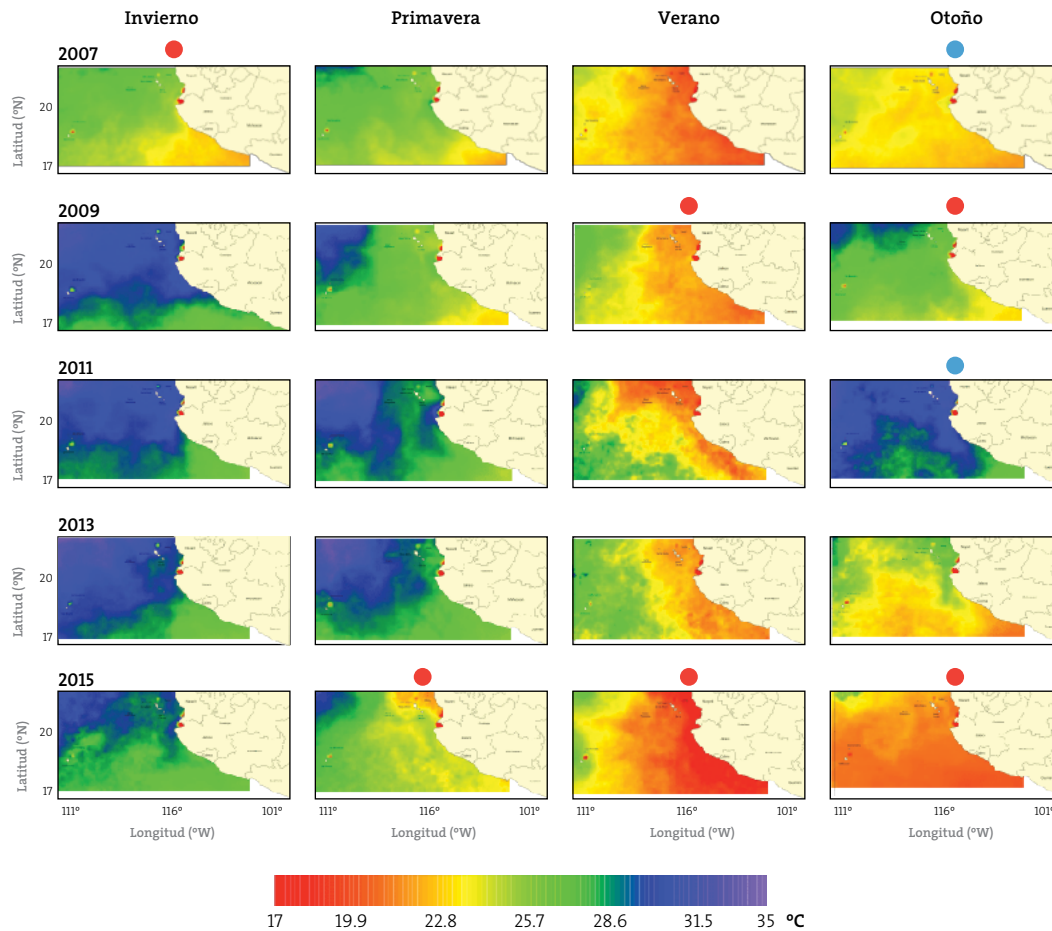


Figura 2. Distribución de la temperatura superficial del mar estimada de imágenes satelitales. Sólo se muestran las figuras de algunos años del estudio y se señala con (●) los meses con condiciones Niño y (●) los meses de influencia Niña.

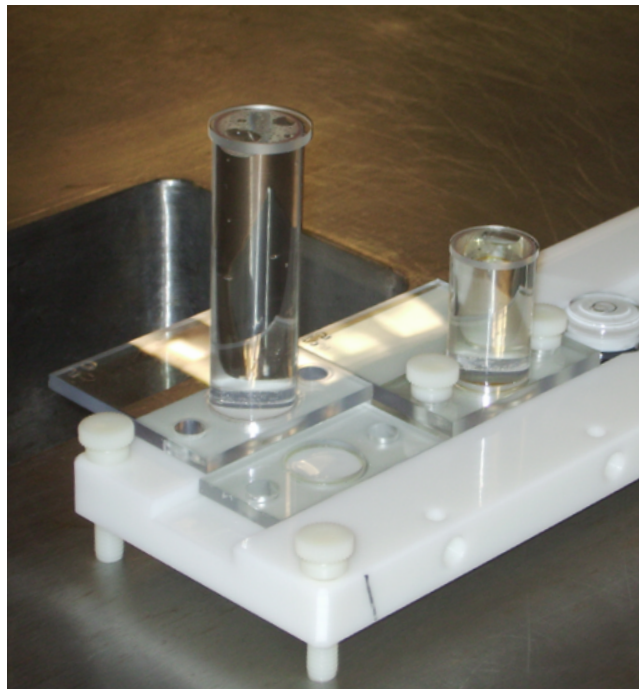
► Discusiones

Las especies formadoras de FAN, tanto de diatomeas como de dinoflagelados, han aumentado su persistencia en condiciones de primavera. En esta temporada es común observar la presencia del ciliado no tóxico *M. rubrum*, cuyos florecimientos se han considerado como eventos regionales por abarcar grandes extensiones cuando se presenta la Corriente de California hasta la latitud de 17° N. El rol ecológico de este ciliado consiste en servir de alimento para los cardúmenes de peces; además, sus florecimientos densos indican el desplazamiento de aguas frías ricas en nutrientes. Aunque en el presente estudio no se realizaron correlaciones con otras variables como la salinidad, intensidad luminosa, cambios en la proporción de nutrientes, procesos de mezcla y estratificación de la columna de agua, las cuales influyen en la distribución del fitoplancton, así como en el desarrollo de FAN, la información obtenida de la temperatura *in situ* junto con la interpretación del índice ENOS proporciona una buena aproximación para describir las posibles condiciones en las que se han desarrollado los eventos FAN, así como la frecuencia de las especies indicadoras. Por ejemplo, el ciliado *M. rubrum* junto con los dinoflagelados *N. scintillans* y varias especies de *Ceratium* se han relacionado con agua proveniente de latitudes templadas en las temporadas de invierno y primavera (Meave del Castillo *et al.*, 1988; Hernández-Becerril *et al.*, 2003). En la parte del Pacífico Tropical Mexicano, objeto del presente estudio, la presencia de especies formadoras de FAN y el desarrollo de florecimientos de las especies arriba mencionadas ha sido en condiciones de transición de “La Niña” hacia ENSO neutral o viceversa. Lo anterior puede ser debido a que en la región tropical durante primavera, las condiciones oceanográficas promueven la formación de una capa de mezcla que permite al fitoplancton mantenerse en la superficie donde hay disponibilidad de nutrientes y energía lumínica necesaria (Olivos-Ortiz *et al.*, 2002; Sosa-Avalos *et al.*, 2006). De manera general, la presencia de “El Niño” se asocia con el debilitamiento de los vientos Alisios en la región ecuatorial del Pacífico, provocando temperaturas cálidas en la capa superficial del mar. Además, aumenta la profundidad de la capa de mezcla, lo que sumerge la posición vertical de la termoclina próxima a la región costera y reduce el aporte de nutrientes hacia la superficie y, por lo tanto, disminuye la producción biológica (Barber *et al.*, 1985; Luch-Cota *et al.*, 1999; Bograd *et al.*, 2001). Contrario a esto, los eventos “La Niña” están asociados a temperaturas bajas en la capa superficial del mar, ya que debido al incremento de los vientos del noroeste, se transporta agua subártica, lo cual provoca un aumento en la elevación de la nutriclina cerca de la costa con el consecuente transporte vertical de alta concentración de nutrientes, lo que incrementa la producción biológica en la zona eufótica del océano (Larkin y Harrison, 2002; Checkley y Barth, 2009; Gaxiola-Castro *et al.*, 2010).

El análisis de correlación múltiple mostró una asociación significativa de la temperatura en condiciones de invierno con *G. catenatum*, así como con el incremento de la temperatura de primavera y verano, cuando se presentó como evento FAN en los años 2007-2011 y 2014-2015; esta especie tiene una amplia adaptación a diferentes hábitats (Band-Schmidt *et al.*, 2004). De igual forma, las especies de *Prorocentrum* y *Protoperdinium* estuvieron presentes en todas las temporadas y en cada área de estudio con una asociación positiva con la temperatura. La transición de las épocas estacionales no parecen tener un efecto en la distribución anual en el periodo estudiado, lo que podría explicarse por la característica fisiológica de estos dinoflagelados de formar quistes que germinan con la elevación de la temperatura, la disminución de la salinidad y el aumento de la intensidad luminosa (Anderson, 1998). Es importante mencionar que no se

observaron propiamente los quistes en una proporción considerable, sin embargo, pudieron haber sido transportados por medio de corrientes o descargas del agua de lastre de los barcos, entre otras formas (Hallegraeff, 1993; Hamer *et al.*, 2000). La especie causante del mayor número de eventos FAN en esta parte del Pacífico Tropical Mexicano fue *G. catenatum*. En general, las transiciones de ENSO neutro hacia “La Niña” o “El Niño” débil han creado las condiciones necesarias para los FAN de este dinoflagelado, por lo cual es considerado una especie típica para la región (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2004; Band-Schmidt *et al.*, 2004; SEMAR, 2015) y tolera un amplio intervalo de temperatura, salinidad, nitrógeno y fosfatos, lo que probablemente ha permitido su amplia distribución en el Pacífico Mexicano (Band-Schmidt *et al.*, 2004).

En los meses de verano y otoño, en el Pacífico Mexicano se forman depresiones tropicales (Filonov *et al.*, 2000) y en la franja costera aumenta la posibilidad de aporte de materiales terrígenos y de agua continental. Esto influye en el aumento de la concentración de nutrientes e induce en la sucesión de especies de fitoplancton, enriqueciendo algunas veces su diversidad, siendo los dinoflagelados el grupo mayoritario seguido de diatomeas (Kiorboe, 1993; Olivos-Ortiz *et al.*, 2002); aunque también en ciertas regiones costeras el aporte constante de nutrientes ha promovido la fertilización de las aguas, provocando el ambiente adecuado para que algunas especies de fitoplancton permanezcan constantes en las distintas temporadas (Humborg *et al.*, 2000; Ochoa *et al.*, 2003). La temperatura juega un papel importante en la sucesión estacional de las comunidades fitoplanctónicas, al influenciar la predominancia y la biomasa de ciertos grupos algales. El crecimiento del fitoplancton disminuye ante incrementos de temperatura, lo que provoca un desplazamiento de grupos menos adaptados a temperaturas elevadas (Harrison y Platt, 1980; Levasseur *et al.*, 1984). En la primavera de 2015 se desarrolló un FAN de *G. catenatum* en temperaturas de 26 a 26.7°C, siendo desplazada por *Dinophysis caudata* y posteriormente por *Alexandrium* spp., cuando la temperatura descendió de 26 a 24.9°C.



► Conclusiones

El *G. catenatum*, *Prorocentrum* spp. y algunos *Protoperidinium* spp. se consideraron como grupo consistente en toda la región, puesto que se encontraron en las distintas épocas del año y mostraron una correlación positiva con la temperatura superficial del mar.

La mayoría de los eventos de florecimientos algales nocivos fueron dominados por *G. catenatum*.

En primavera bajo la influencia de las aguas frías de la Corriente de California fue común observar la presencia del ciliado no tóxico *M. rubrum*, por lo que sus floraciones se han considerado como eventos regionales al abarcar grandes extensiones geográficas.

El efecto de los cambios oceanográficos y climáticos de alcance global como el fenómeno de “El Niño” y “La Niña” influyeron en la composición biológica; sin embargo, en temporadas con condiciones neutras también se han desarrollado FAN.

Durante la primavera fue importante la riqueza de especies de fitoplancton y, por lo tanto, ha sido muy variada la composición de especies durante los FAN.

► Literatura citada

- Alonso-Rodríguez, R. F. Páez-Osuna y I. Garate-Lizárraga. (2004b). El fitoplancton en la camaronicultura y larvicultura: importancia de un buen manejo. Inst. Cienc. Mar y Limnol.-UNAM/CESASIN. México. 147 p.
- Anderson, D. M., B. Reguera, G. C., Pitcher & H. O. Enevoldsen. (2010). The IOC International Harmful Algal Bloom Program. *History and Science. Oceanography*, 23(3), 72-85.
- Badan-Dangón, A. (1997). La corriente costera de Costa Rica en el Pacífico Mexicano. En: M.F. Lavín (ed). *Contribuciones a la Oceanografía Física en México*. México: Unión Geofísica Mexicana.
- Band Schmidt, C. J., Morquecho, L., Lechuga-Devéze, C. H. y Anderson, D. M. (2004). Effects of growth medium, temperature, salinity and seawater source on the growth of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) from Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico. *Journal Plankton Research*, 26, 1459-1470.
- Barber, R. T., Kogelschartz, J. E. & Chavez, F. P. (1985). Origin of productivity anomalies during the 1982-1983 El Niño. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 26, 65-71.
- Bograd, S. J., Chereskin, T. K. & Roemmich, D. (2001). Transport of mass, heat, salt, and nutrients in the southern California Current System: Annual cycle and interannual variability. *Journal of Geophysical Research*, 106 (5), 9255–9275.
- Checkley, D. M. & Barth, J. A. (2009). Patterns and processes in the California Current System. *Progress in Oceanography*, 83 (1), 49–64.
- Filonov, A. E., Tereshchenko, I. E., Monzón, C. O., González-Ruelas, M. E. y Godínez-Domínguez, E. (2000). Variabilidad Estacional de los Campos de Temperatura y Salinidad en la Zona Costera de los Estados de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*, 26 (2), 303-321.

- Frausto-Sotelo, E. D., Alonso-Rodríguez, R. (2012). Composición y abundancia relativa del fitoplancton en la Bahía de Matanchén, San Blas, Nayarit, durante un ciclo anual (enero-diciembre 2012). *XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar*. Los Cabos, Baja California Sur. 1-3 de Octubre de 2013.
- Gaxiola-Castro, G., Lavaniegos, B. E., Martínez, A., Castro, R. & Espinosa-Carreón, T. L. (2010). Pelagic ecosystem response to climate variability in the Pacific Ocean of Baja California. In: Simard S. ed. *Climate Change and Variability*. pp. 163-182. Croacia: InTech. Available from: <http://www.intechopen.com/books/climate-change-and-variability/pelagic-ecosystem-response-to-climate-variability-in-the-pacific-ocean-off-baja-california>
- Galicia-Pérez, M. A., Gaviño-Rodríguez, J. y Torres-Orozco, E. (2008). Aspectos de la Circulación Marina y el Oleaje en la Bahía de Manzanillo. *Revista Iridia*. Universidad de Colima, 6, 40-49.
- Hallegraeff, G. M. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32, 79-99.
- Hallegraeff, G. M. (1995). Harmful Algal Blooms: A global overview. In: Manual on Harmful Marine Microalgae. Hallegraeff, G. M., D. M. Anderson, A. D. Cembella y H. O. Enevoldsen. eds. *Intergovernmental Oceanographic Commission, Manuals and Guides* No. 33. pp. 1-22. Paris: UNESCO.
- Harrison, W. G. y T. Platt. (1980). Variations in the assimilation number of coastal marine phytoplankton: Effects of environmental covariates. *Journal of Plankton Research*, 2, 249-260.
- Hernández-Becerril D. U. (2003). Diversidad del fitoplancton marino de México. Un acercamiento actual. En: Barreiro-Güemes M. T., Meave, M. E., Signoret-Poillon, M. y Figueroa-Torres M. G. eds. *Planctología Mexicana*. Pp. 1-17. México: Sociedad Mexicana de Planctología, A.C.
- Larkin, N. K. & Harrison, D. E. (2002). ENSO warm (El Niño) and cold (La Niña) event life cycles: Ocean surface anomaly patterns, their symmetries, asymmetries, and implications. *Journal of Climate*, 15 (10), 1118-1140.
- Trasviña, A., Lluch Cota, D., Filonov, A. E. y Gallegos A. (2004). Oceanografía y El Niño. En: Magaña-Rueda, V. ed. *Los impactos del El Niño en México*. Recuperado de http://www.atmosfera.unam.mx/editorial/libros/el_nino/index.html
- Meave del Castillo, M. E., Zamudio-Resendiz M. E., Ake-Castillo J., Guerra-Martínez S. L. y Barbosa-Ledezma, I. F. (1988). Biodiversidad de diatomeas (Bacillariophyta) en la columna de agua del Pacífico Mexicano. En: Barreiros-Güemes M. T., M. E. Meave del Castillo, M. Signoret-Poillon y Figueroa Torres M. G. (eds). *Planctología Mexicana*. pp 43-84. Sociedad Mexicana de Planctología, A. C. México.
- Olivos-Ortiz, A., Quijano-Scheggia, S., García-Uribe, G., Galicia-Pérez, M. A. y Gaviño-Rodríguez, J. H. (2005, 1 de marzo). Influencia de los parámetros fisicoquímicos en la distribución de los principales grupos fitoplanctónicos en las costas del estado de Colima durante el 2002. *Ciencia en la Frontera*. Recuperado de http://www.uacj.mx/Publicaciones/cienciaenlafrontera/volumenes/VolIII_num1.pdf
- SEMAR-IOP. 2015. "Florecimientos Algales Nocivos y su relación con las Condiciones Oceanográficas en San Blas, Nay., Bahía de Banderas, Jal., Bahía de Manzanillo, Col., Lázaro Cárdenas, Mich., Ixtapa y Bahía de Zihuatanejo, Gro. Durante 2014". Informe Técnico.
- Sosa-Ávalos, R., Martínez-Gaxiola M. D. y Gaxiola-Castro G. (2006). Producción primaria en el Pacífico Tropical Mexicano estimada a partir de datos derivados de sensores remotos. En: M. C. Jiménez-Quiroz y Espino-Barr, E. eds. *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán* (1er ed.). pp. 315-325. México: Editorial Omega.

- Smayda, T. J. (1990). Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. In: Granéli, E., B. Sundström, L. Edler y D. M. Anderson (eds.). *Toxic Marine Phytoplankton*. pp. 29-40. Elsevier, Amsterdam.
- Smayda, T.J. (1997). Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography*. 43, 1137-1153.
- Steidinger, K. & Tangen K. (1997). Dinoflagellates. In: Tomas, C. R. (ed.). *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press, Inc. San Diego, USA. pp. 387-584.
- Kiorboe, T. y J.L.S. Hansen. (1993). Phytoplankton aggregate formation: Observations of patterns and mechanisms of cell sticking and the significance of exopolymeric material. *Journal Plankton Research*. 15, 993-1018.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 9, 1-38.

Control de Florecimientos Algales Nocivos con aplicación en la camaronicultura

Frausto-Sotelo, Elizabeth Dalila¹ y Alonso-Rodríguez, Rosalba²

¹Centro de Estudios Tecnológicos del Mar Núm. 26. CP 63740. San Blas, Nayarit, México.

²Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
Apartado postal 811, CP 82040. Mazatlán, Sinaloa, México.
Autor de correspondencia rosalba@ola.icmyl.unam.mx



Resumen

Con el fin de evaluar la eficiencia de remoción de dos especies formadoras de florecimientos algales nocivos (*Cochlodinium polykrikoides* y *Gymnodinium catenatum*) en tres abundancias ($2, 3$ y 4×10^6 cél/l y $1, 2$ y 3×10^6 cél/l, respectivamente), se aplicaron tres arcillas (caolín, arcilla roja y montmorillonita) en tres concentraciones (0.25, 0.5 y 0.75 g/l) en recipientes conteniendo juveniles de camarón *Litopenaeus vannamei* en agua del estanque de una granja camaronícola en condiciones de laboratorio (23°C, salinidad de 36, pH de 8 y aireación). El diseño experimental del bioensayo de 24 h constó de 5 tratamientos los cuales incluyeron pruebas y controles. Se determinó el tipo y concentración de arcilla y la abundancia del dinoflagelado en la que se presentó la mayor eficiencia de remoción. En el caso de *C. polykrikoides* la mayor eficiencia de remoción (80%) fue a una concentración de 2×10^6 cél/l con una concentración de 0.75 g/l de caolín. En el caso de *G. catenatum*, la mayor eficiencia de remoción (34%) fue a una abundancia de 2×10^6 cél/l con una concentración de 0.75 g/l de arcilla roja. Se encontraron diferencias significativas en la eficiencia de remoción en presencia de camarón debido a que provoca resuspensión de los flóculos. Las arcillas aplicadas no afectaron el comportamiento del camarón. Los tratamientos con *C. polykrikoides* no tuvieron ningún efecto sobre el camarón. Los tratamientos con *G. catenatum* provocaron mortalidad de 100% del camarón, en las primeras 9 horas del bioensayo.

Palabras clave: Eficiencia de remoción, arcilla, *Cochlodinium polykrikoides*, *Gymnodinium catenatum*, *Litopenaeus vannamei*.

Abstract

In order to evaluate the efficiency of removal of two forming species of harmful algal blooms (*Cochlodinium polykrikoides* and *Gymnodinium catenatum*) in three abundances ($2, 3$ and 4×10^6 cell/l and $1, 2$ and 3×10^6 cell/l, respectively), three clays were applied (kaolin, montmorillonite and red clay) in three concentrations (0.25, 0.5 and 0.75 g/l) in containers with juvenile shrimp *Litopenaeus vannamei* in water shrimp farm ponds in laboratory conditions (23°C, salinity 36, pH 8 and aeration). Type and concentrations of clay and cell abundance, were determined according to the results of removal efficiency. The higher removal efficiency in the case *C. polykrikoides* (80%) was at an abundance of 2×10^6 cell/l with a concentration of 0.75 g/l kaolin. In case of *G. catenatum* higher removal efficiency (34%) was at abundance of 2×10^6 cell/l with concentration 0.75 g/l red clay. The experimental design 24 h bioassay consisted of 5 treatments which included controls. Significant differences in removal efficiency were found in the presence of shrimp because causes resuspension of the flocs. Clays applied did not affect shrimp behavior. The treatments with *C. polykrikoides* had no effect on shrimp. The treatments with *G. catenatum* caused shrimp death of 100% in the first 9 hours of the bioassay.

Key words: Removal efficiency, clay, *Cochlodinium polykrikoides*, *Gymnodinium catenatum*, *Litopenaeus vannamei*.

► Introducción

El fitoplancton está formado por microalgas unicelulares en su mayoría fotosintéticas que en determinadas condiciones ambientales, de disponibilidad de nutrientes y en ausencia de depredadores pueden formar florecimientos algales nocivos (FAN), ya que producen daños a otros organismos o al ecosistema. Los FAN ponen en riesgo a pesquerías comerciales, la acuicultura y la salud humana en la zona costera (Beaulieu *et al.*, 2005). El control de los FAN se ha llevado a cabo desde hace varias décadas mediante la aplicación de varias estrategias de tipo mecánico, biológico, químico, genético y ambiental (Anderson, 2009). Una de las estrategias más usadas en aguas costeras y en sistemas de cultivo de peces es la de tipo mecánico que provoca la floculación y sedimentación de fitoplancton nocivo mediante la aplicación de materiales de origen natural como las arcillas (Cuéllar-Martínez *et al.*, 2016).

Las especies formadoras de florecimientos algales a las cuales se les han aplicado estas medidas de control pertenecen a las diatomeas, dinoflagelados, primsnesiofitas, rafidofíceas y cianobacterias y se ha demostrado que su efectividad es especie-específica (Beaulieu *et al.*, 2005). Los dinoflagelados desnudos *Cochlodinium polykrikoides* y *Gymnodinium catenatum* son dos especies que forman FAN en el Pacífico Mexicano (Mee *et al.*, 1986; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004; Cortés-Altamirano *et al.*, 2014). *C. polykrikoides* provoca la muerte de peces por una combinación de efectos asociados principalmente a la producción de especies reactivas de oxígeno (Dorantes *et al.*, 2009a) y de compuestos hemolíticos (Dorantes *et al.*, 2009b). *G. catenatum* produce toxinas paralizantes hidrofílicas que afectan a peces y crustáceos por contacto directo y que son acumuladas principalmente en moluscos bivalvos, transfiriéndose así a la cadena alimenticia (Pérez-Linares, 2009; Costa, 2014).

El cultivo de camarón es una industria que se ha desarrollado en las últimas décadas en el noroeste de nuestro país contribuyendo con 94% de la producción total de este crustáceo en 2012 (Anuario Estadístico Acuicultura y Pesca, 2012). La aplicación de arcillas, la muerte de las microalgas y la liberación de sus toxinas pueden provocar problemas en los organismos bentónicos, por lo cual debe considerarse el efecto potencial sobre organismos en el sistema acuático o el cultivo. En este trabajo se evalúa a nivel de laboratorio la eficiencia de remoción de tres arcillas para el control de FAN (*C. polykrikoides* y *G. catenatum*) en presencia de camarón juvenil (*L. vannamei*). Se realizaron en bioensayos de exposición aguda (24 h) la aplicación de tres arcillas a dos especies formadoras de FAN en presencia de camarón juvenil.

► Metodología

Dinoflagelados

Se escalaron las cepas de dinoflagelados *C. polykrikoides* (CPPV-1) y *G. catenatum* (GCMQ-2) adquiridas de la Colección de Dinoflagelados Marinos (CODIMAR) del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) en medio de cultivo GSe (Doblin *et al.*, 1999) a 23°C, salinidad de 36 y fotoperiodo de 12:12 h. El escalamiento se llevó a cabo cada nueve días, ocupando un

tercio del volumen de un frasco de cultivo de 50 ml, matraces de 125, 250, 1 l y 4 l. Las abundancias de células probadas fueron para *C. polykrikoides* 2×10^6 , 3×10^6 y 4×10^6 y para *G. catenatum* 1×10^6 , 2×10^6 y 3×10^6 cél/l.

Arcillas

Las arcillas probadas fueron: arcilla roja (Hidalgo, México), caolín (Hidalgo, México) y montmorillonita (Cat. 69911 Fluka) en concentraciones de 0.25, 0.5 y 0.75 g/l. Las muestras fueron tomadas después de 2.5 h de realizada la aplicación de cada concentración de arcilla en 50 ml del cultivo de cada especie de dinoflagelado en las abundancias pre-determinadas (Sengco, 2001). La eficiencia de remoción se estimó a partir de la ecuación:

ER (%) = $[1 - (\text{Número de células posterior a la aplicación de arcilla} \div \text{Número de células iniciales})] \times 100$

Camarón

Juveniles de *L. vannamei* (1.25 ± 0.49 g) fueron obtenidos de una granja camaronera y colocados en un recipiente plástico de 30 litros, se aclimataron a 23°C y salinidad de 36. Los organismos fueron mantenidos durante una semana con aireación a una concentración de oxígeno disuelto de 6 mg/l. Diariamente se eliminaron los desechos del fondo del recipiente y se cambió 50% del agua.

Bioensayos

Se colocaron 10 camarones en 1 litro de agua de estanque de una granja camaronícola en recipientes de 2 litros por triplicado. Se aplicó la abundancia del dinoflagelado y la concentración de la arcilla a la que la eficiencia de remoción resultó mayor en cada caso y se realizaron observaciones cada hora durante 24 h.

Tabla 1. Esquema de diseño de experimento.

<i>Cochlodinium polykrikoides</i>				<i>Gymnodinium catenatum</i>			
Tratamiento	Camarón ejemplares	Caolín g/l	Dinoflagelado ($\times 10^6$ cél/l)	Tratamiento	Camarón ejemplares	Caolín g/l	Dinoflagelado ($\times 10^6$ cél/l)
C5	0	0.75	0	G5	0	0.75	0
C6	10	0	0	G6	10	0	0
C7	10	0	2	G7	10	0	2
C8	10	0.75	0	G8	10	0.75	0
C9	10	0.75	2	G9	10	0.75	2

Análisis estadístico

Para evaluar la combinación de la abundancia del dinoflagelado y la concentración de arcilla se realizó un análisis de varianza de dos vías sin réplica (Zar, 1996). Para la eficiencia de remoción en el bioensayo se realizó un análisis de varianza de dos vías para determinar si la presencia del camarón influye en la eficiencia de remoción (Zar, 1996).

► Resultados

Eficiencia de remoción

Se utilizó análisis de varianza para determinar el tipo, la concentración de arcilla, así como la abundancia de células cuya combinación presentara diferencias que permitieran determinar los mejores porcentajes de remoción (Tabla 2). En el caso del dinoflagelado *C. polykrikoides*, se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de remoción con respecto al tipo, a la concentración de arcilla, y también con respecto a las abundancias de células. En cuanto a las concentraciones de arcilla utilizadas, la eficiencia de remoción con caolín a una concentración de 0.75 g/l fue de 80%, mayor a las obtenidas con la montmorillonita y la arcilla roja, casi en todos los casos se obtuvieron mejores resultados con una abundancia de 2×10^6 cél/l de microalgas. En el caso de *G. catenatum* se encontró mayor eficiencia de remoción para las tres abundancias del dinoflagelado con la arcilla roja en comparación con las otras dos arcillas (Tabla 2). La eficiencia de remoción obtenida con 2×10^6 cél/l y 0.75 g/l de arcilla roja fue 34%. Por lo anterior y para efectos comparativos se eligió realizar el bioensayo usando una abundancia de 2×10^6 cél/l y concentración de 0.75 g/l de caolín para la remoción de *C. polykrikoides* y de arcilla roja para la remoción de *G. catenatum*.

Tabla 2. Resultados de análisis de varianza de dos vías sin réplica para la selección del tipo, concentración de arcilla y abundancia del dinoflagelado.

	<i>Cochlodinium polykrikoides</i>		<i>Gymnodinium catenatum</i>	
	Concentración de arcilla	Abundancia del dinoflagelado	Concentración de arcilla	Abundancia del dinoflagelado
Arcilla roja	9.2847*	8.2390*	15.3073*	4.3667
Caolín	4.0458	8.3331*	2.9382	17.2759*
Montmorillonita	71.4989*	5.8426*	3.5310	7.8470*
F crítica	4.7571	5.1433	4.7571	5.1433

* Diferencias significativas.

Bioensayo con *Cochlodinium polykrikoides*

En este experimento de adición de caolín no se presentó mortalidad de camarón ni cambios en su comportamiento con respecto al control. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la eficiencia de remoción entre los tratamientos que tienen camarón con respecto a los que no lo tienen (Fig. 1).

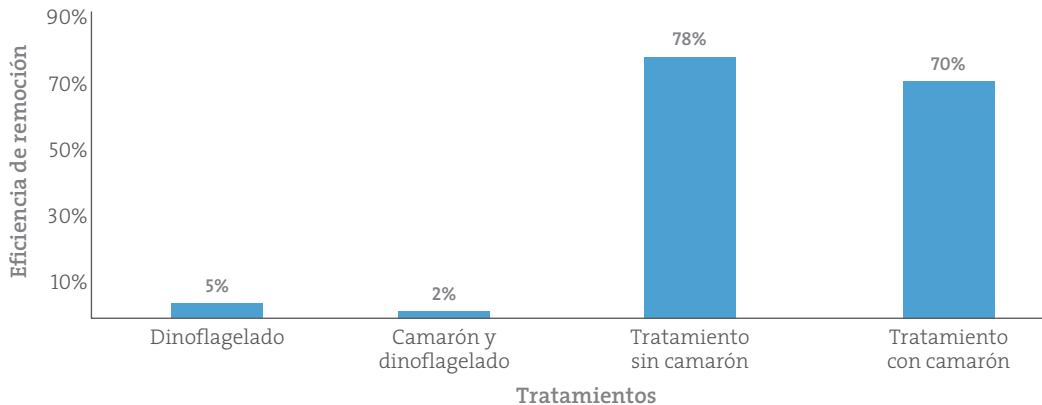


Figura 1. Porcentaje de eficiencia de remoción del dinoflagelado *Cochlodinium polykrikoides* con caolín.

Bioensayo con *Gymnodinium catenatum*

Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la eficiencia de remoción entre los tratamientos que tienen camarón con respecto a los que no lo tienen (Fig. 2). En este experimento de adición de arcilla roja en presencia de *G. catenatum* se observó falta de apetito y comportamiento irregular a partir de la hora 4 hasta la 9 cuando se presenta el último deceso en comparación con los controles que se mantuvieron con apetito y comportamiento habitual (Tabla 3, Fig. 3).

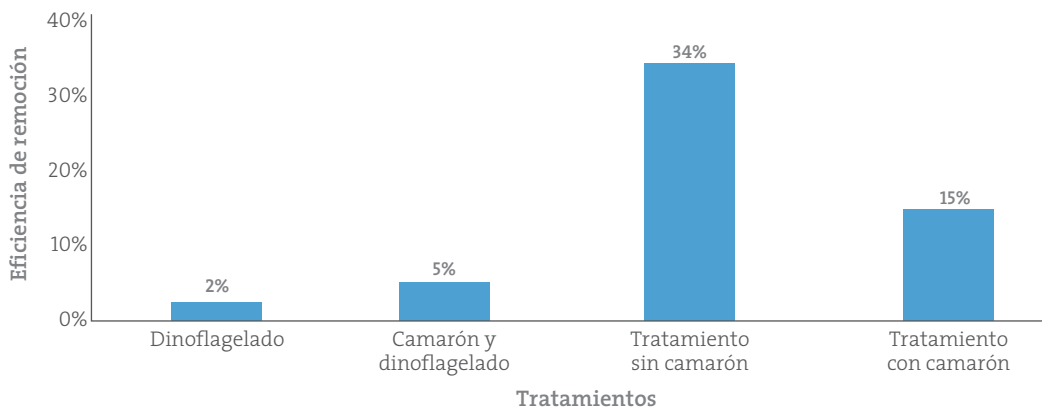


Figura 2. Porcentaje de eficiencia de remoción del dinoflagelado *Gymnodinium catenatum* con la arcilla roja.

Tabla 3. Comportamiento del camarón expuesto a la arcilla roja y al dinoflagelado *G. catenatum*.

Tratamiento	Tiempo (horas)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
G6	habitual	habitual	habitual	con apetito	habitual	habitual	habitual	con apetito	habitual
G7	habitual	habitual	habitual	sin apetito nado de cabeza	aletargado	aletargado	aletargado	aletargado y muerte	
G8	habitual	habitual	habitual	con apetito	habitual	habitual	habitual	con apetito	habitual
G9	habitual	habitual	habitual	sin apetito nado de cabeza	aletargado	aletargado	aletargado	aletargado	nado de cabeza y muerte

Tratamientos ver Tabla 1.

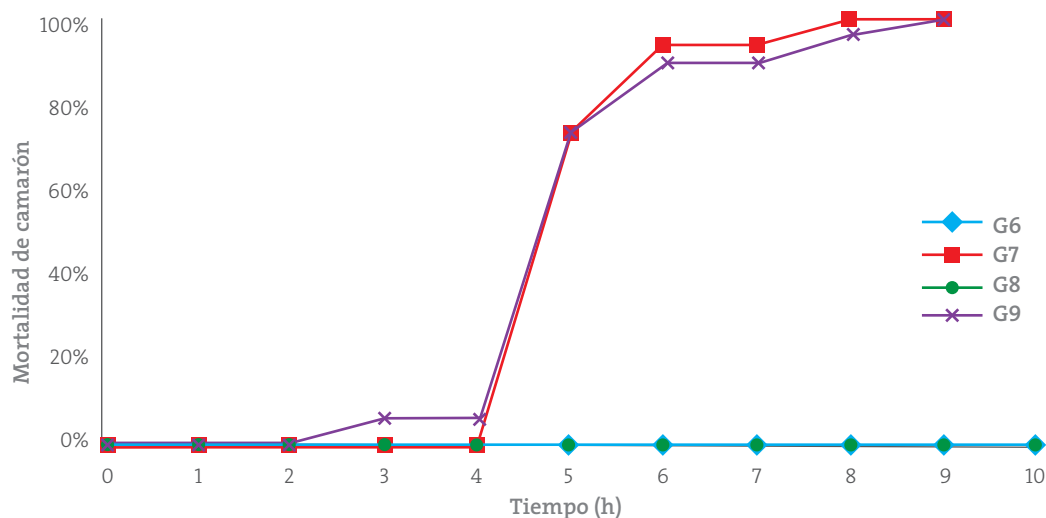


Figura 3. Porcentaje de mortalidad de los camarones expuestos a *G. catenatum* (ver tratamientos en Tabla 1).

► Discusión

Los factores que modifican la eficiencia de remoción son el tipo y concentración de arcilla, tamaño y potencial zeta (intensidad del campo eléctrico) de la partícula de arcilla y de la célula, el tiempo de contacto entre arcilla y célula (velocidad de flujo), forma de adición de la arcilla (en suspensión o en polvo), tipo, morfología, abundancia y etapa de crecimiento de las microalgas, entre otras variables (Tian *et al.*, 2014). Para mejorar la eficiencia de remoción de los FAN se usan arcillas y se buscan sustancias que aumenten su eficiencia y que sean ambientalmente amigables.

La alta eficiencia de remoción de *C. polykrikoides* obtenida con caolín en este estudio coincide con Yu *et al.* (1995) quien encontró que el caolín es más efectivo que la montmorillonita para remover a los dinoflagelados *Noctiluca scintillans* y *Prorocentrum minimum*, y a la diatomea *Skeletonema costatum* debido a su mayor capacidad de coagulación. Estos resultados contradicen las pruebas realizadas con otro dinoflagelado desnudo, *Karenia brevis*, en las que el caolín fue ineficiente debido a su baja capacidad de retención de agua entre su estructura bi-laminar (Sengco, 2001). La exposición del camarón al caolín y al dinoflagelado *C. polykrikoides* no provocó ningún daño o efectos sobre su comportamiento de acuerdo con Sun *et al.* (2001) y Núñez-Vázquez *et al.* (2003); nuestros resultados corroboran el uso ambientalmente amigable de esta arcilla de origen natural y la inocuidad del dinoflagelado sobre el camarón.

Las diferencias significativas de la eficiencia de remoción entre los tratamientos sin camarón y con camarón se deben a que a los hábitos bentónicos y el movimiento natural producido por el nado del camarón provocan resuspensión (Martínez, 1993).

Las bajas eficiencias de remoción obtenidas con la aplicación de las tres arcillas probadas en este estudio en el caso de *G. catenatum* indican la necesidad de realizar más pruebas con otros floculantes-coagulantes (Cuéllar-Martínez *et al.*, 2016).

La exposición del camarón a la arcilla roja no provocó efectos en su comportamiento; sin embargo, la exposición del camarón al dinoflagelado *G. catenatum* provocó falta de apetito, comportamiento irregular, nado de cabeza y muerte desde la hora 4 hasta la 9 cuando se alcanzó 100% de mortalidad. Este cambio de comportamiento ha sido registrado por Pérez-Linares *et al.* (2008, 2009), el cual incluye parálisis en los pereiópodos, desequilibrio, espasmos abdominales y muerte al exponer al camarón *L. vannamei* en diferentes etapas de desarrollo a toxinas paralizantes obtenidas de un cultivo de *G. catenatum*.

El uso de arcillas para el control de FAN en la camaronicultura depende de múltiples variables que deben ser consideradas en los experimentos antes de su aplicación en los estanques de cultivo, incluyendo el destino de las toxinas y células.

► Conclusiones

Se encontró 80% de eficiencia de remoción de *C. polykrikoides* con el caolín y eficiencias de remoción menores al 40% con las tres arcillas probadas en el caso de *G. catenatum*.

La presencia del camarón disminuye la eficiencia de remoción de las arcillas probadas debido a que provoca un efecto de resuspensión. No se observaron efectos de la aplicación de arcillas en el comportamiento y hábitos del camarón.

Gymnodinium catenatum provocó la muerte del camarón por exposición a una abundancia de 2×10^6 cél/l.

► Agradecimientos

A Germán Ramírez R. por su apoyo en el análisis de datos. A Clara Ramírez J. por su apoyo bibliográfico. A Maricultura del Pacífico S.A. de C.V. por la donación del camarón. Al Dr. Carlos Green R. por la donación de la arcilla roja y el caolín. A la CODIMAR-CIBNOR por facilitar las cepas de dinoflagelados y brindar la capacitación para su cultivo. A la DGEST por la beca otorgada para la realización de los estudios de maestría del primer autor.

► Literatura citada

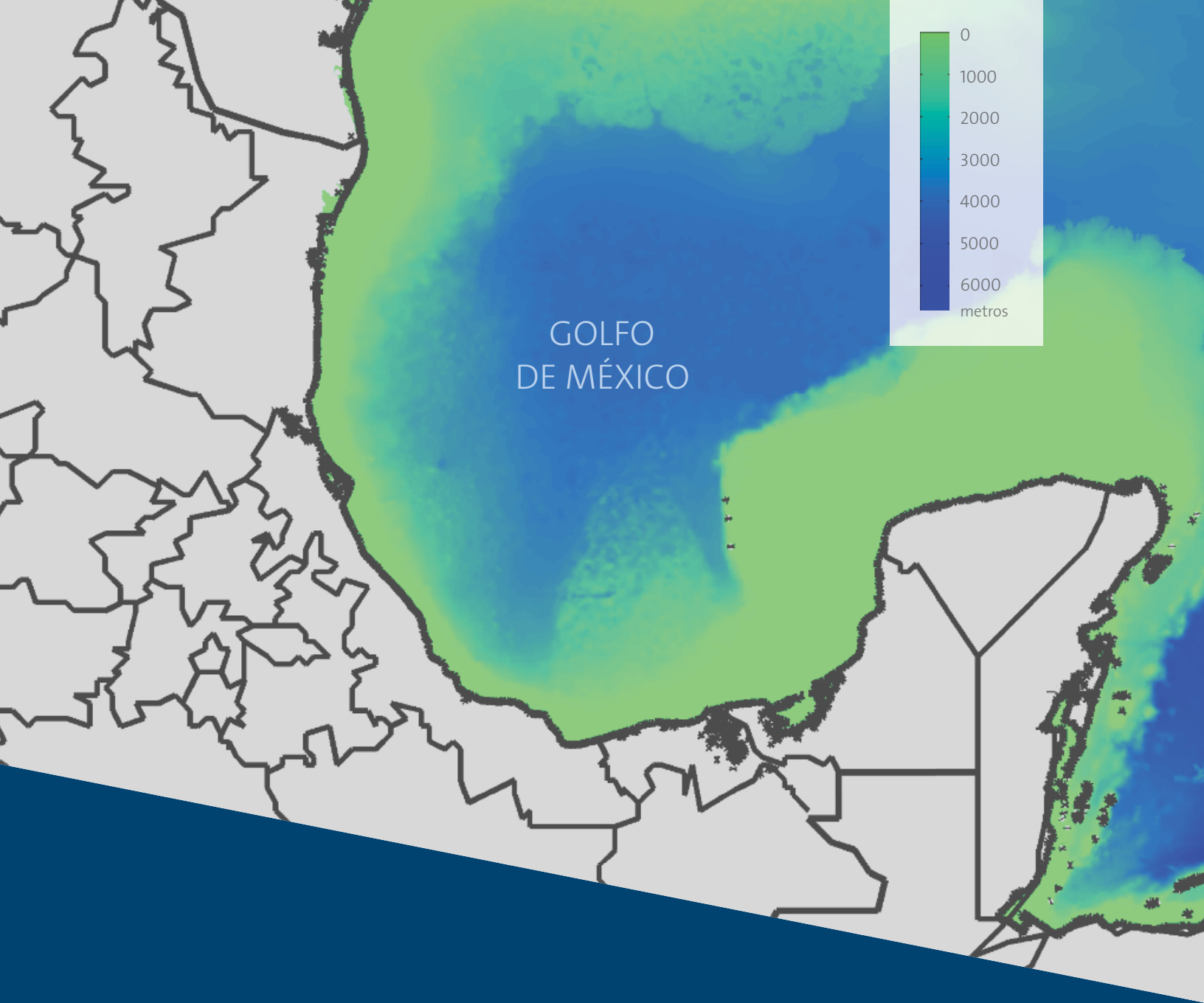
- Anderson, D. M. (2009). Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean & Coastal Management*, 52, 342–347.
- Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca (2012). Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca 2012. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 385 p. Recuperado de http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca
- Beaulieu, S. E., Sengco, M. R. & Anderson, D. M. (2005). Using clay to control harmful algal blooms: deposition and resuspension of clay/algal flocs. *Harmful Algae*, 4, 123–138.
- Cortés-Altamirano, R., Cortés-Lara, M. C., Alonso-Rodríguez, R. y Licea-Durán, S. (2014). Impacto ambiental de los Florecimientos Algales Nocivos (FAN). En: Botello, A.V., Páez-Osuna, F., Méndez, L., Betancourt, M., Álvarez-Borrego S. y Lara-Lara R. eds. *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. pp. 445–458. México: UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE.
- Costa, P. R. (2014). Impact and effects of paralytic shellfish poisoning toxins derived from harmful algal blooms to marine fish. *Fish and Fisheries*, 1–23.
- Cuéllar Martínez, T. C., Alonso Rodríguez, R. Voltolina, D. & Morquecho, L. (2016). Effectiveness of coagulants-flocculants for removing cells and toxins of *Gymnodinium catenatum*. *Aquaculture*, 452, 188–193.
- Doblin, M. A., Blackburn, S. I. & Hallegraeff, G. M. (1999). Growth and biomass stimulation of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Graham) by dissolved organic substances. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 236, 33–47.
- Dorantes-Aranda, J. J., García de la Parra, L. M., Alonso-Rodríguez, R., Morquecho, L. & Voltolina, L. (2009a). Toxic effect of the harmful dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* on the spotted rose snapper *Lutjanus guttatus*. *Environmental Toxicology*, 25(4), 319–326.
- Dorantes-Aranda, J. J., García de la Parra, L. M., Alonso-Rodríguez, R. & Morquecho, L. (2009b). Hemolytic activity and fatty acids composition in the ichthyotoxic dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* isolated from Bahía de la Paz, Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, (58), 1401–1406.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D. J., Bustillos-Guzmán, J. J. & Hernández-Sandoval, F. (2004). Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodinaceae) in the Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 52 (Suppl. 1), 51–58.
- Martínez, C. L. R. (1993). *Camaronicultura, bases técnicas y científicas para el cultivo de camarones penaeidos*. México, D.F.: A.G.T. Editor.

- Mee, L. D., Espinosa, M. & Diaz, G. (1986). Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific coast of Mexico. *Marine Environmental Research*, 19(1), 17-92.
- Núñez-Vázquez, E. J., Heredia-Tapia, A., Pérez-Urbiola, J. C., Alonso-Rodríguez, R., Arellano-Blanco, J., Cordero-Tapia, A., Pérez-Linares, J. & Ochoa, J.L. (2003). Evaluation of dinoflagellate toxicity implicated in recent HAB events in the Gulf of California, Mexico. p. 90. HABTECH 2003 Workshop, Universidad de Nueva Zelanda, 26-30 de noviembre de 2003, Nelson, Nueva Zelanda.
- Pérez Linares, J. Ochoa, J. L. & Gago Martínez, A. (2008). Effect of PSP toxins in white leg shrimp *Litopenaeus vannamei* Boone, 1931. *Journal of Food Sciences*, 73(4), 69–73.
- Pérez Linares, J., Ochoa J. L. & Gago Martínez, A. (2009). Retention and tissue damage of PSP and NSP toxins in shrimp: Is cultured shrimp a potential vector of toxins to human population? *Toxicon*, 53(2), 185-195.
- Sengco, M. (2001). The aggregation of clay minerals and marine microalgal cells: Physicochemical theory and implications for controlling harmful algal blooms. (Ph. D. Thesis). Joint Program in Oceanography. Massachusetts Institute of Technology, Dept. of Biology, and Woods Hole Oceanographic Institution. United States. Retrieved from <http://hdl.handle.net/1721.1/29050>
- Sun, X. X., Zhang, B. & Yu, Z. (2001). Toxicity study of anti-HABs agent on *Penaeus chinensis*. *Marine Science Bulletin*, 3(1), 51–54.
- Tian, F., Zhou, J., Sun, Z., Cai, Z. Xu, N., An, M. & Duan, S. (2014). Inhibitory effects of Chinese traditional herbs and herb-modified clays on the growth of harmful algae, *Phaeocystis globosa* and *Prorocentrum donghaiense*. *Harmful Algae* 37, 153-159.
- Yu, Z., Zou, J. Z. & Ma, X. (1995). Application of clays to removal of red tide organisms: the coagulation of kaolin on red tide organisms. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 13, 316–324.
- Zar, J. H. (1996). *Biostatistical analysis*, (3rd ed.), Prentice Hall: Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall.



4

**GOLFO
DE MÉXICO**



04 GOLFO DE MÉXICO

Introducción

FAN en el Golfo de México: panorama general sobre eventos y especies

Toxinas marinas en el Golfo de México: orígenes e impactos

FloreCIMIENTO de *Heterocapsa rotundata* (Dinophyta) en el estuario río Jamapa, Veracruz

Especies fitoplanctónicas formadoras de florecimientos algales en los sistemas fluvio-deltáicos Palizada del Este y Pom-Atasta



Introducción

Aké-Castillo, José Antolín

¹ Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Calle Hidalgo Núm. 617, Colonia Río Jamapa, CP 94290. Boca del Río, Veracruz, México. aake@uv.mx

El Golfo de México constituye uno de los grandes ecosistemas marinos del mundo (Sherman 1991). Tiene una extensión aproximada de 1 millón 600 mil km² y se caracteriza principalmente por ser un mar semi-cerrado, demarcado políticamente por Estados Unidos y México. El litoral mexicano comprende aproximadamente 2,203 km de longitud abarcando los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán (De la Lanza *et al.*, 2012), que potencialmente están expuestos a los eventos de FAN.

El gran número de ríos y lagunas costeras de la parte mexicana afecta la zona costera por sus descargas de agua dulce, de materia orgánica disuelta y otros materiales que llegan al mar (Toledo-Ocampo, 2005). El sistema fluvial más importante es el Grijalva-Usumacinta, pero otros sistemas tienen efectos importantes en la dinámica costera, como son los ríos Pánuco y Papaloapan, ambos en Veracruz. Las lagunas costeras importantes por su extensión superficial son: Laguna Madre, Tamiahua, Alvarado, Pom-Atasta, Términos y Celestún (De la Lanza *et al.*, 2012).



El establecimiento de poblaciones humanas a lo largo de la zona costera data desde la época prehispánica. A partir de la conquista de México se estableció la primera ciudad en Veracruz, que actualmente constituye una de las ciudades de mayor movimiento portuario en el Golfo de México. Otras ciudades importantes por su actividad portuaria a lo largo del litoral mexicano son Altamira, Tampico, Tuxpan, Coatzacoalcos, Dos Bocas y Progreso (SCT, 2008). Esta actividad origina que la población aumente en éstas y otras ciudades aledañas, lo cual indudablemente tiene un efecto directo o indirecto en la zona marina costera (Ortiz-Lozano *et al.*, 2005), causando eutrofización que pueden causar apariciones de FAN.

Los FAN en el Golfo de México han sido observados desde tiempos remotos y se tienen registros desde la época colonial (Núñez-Ortega, 1879). El dinoflagelado *Karenia brevis* ha sido la especie que históricamente ha tenido impactos negativos en el ambiente y la salud humana, debido a la potente toxina que produce (Magaña *et al.*, 2003). Los efectos letales de la brevetoxina generalmente se han observado en eventos evidentes de FAN, y su transferencia en la cadena trófica es compleja y constituye un riesgo potencial para la biota marina y para los humanos (Langsberg *et al.*, 2009).

En las últimas tres décadas se ha puesto atención al fenómeno y otras especies, además de *K. brevis*, han sido reportadas causando FAN en diferentes sitios del Golfo de México (Cortés-Altamirano *et al.*, 1995; Band-Schmidt *et al.*, 2011; Aké-Castillo *et al.*, 2014). A pesar de que es evidente que los estudios de FAN en México se van consolidando (Band-Schmidt *et al.*, 2011), los grupos de trabajo dedicados a la temática en los diferentes estados en el Golfo de México son insuficientes y, en consecuencia, la información generada es poca en comparación con el conocimiento que se tiene en la costa del Pacífico Mexicano.

En esta sección se provee información del panorama general del conocimiento actual de los FAN en Tamulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán, así como otras contribuciones de eventos FAN específicos y toxinas.

► Literatura citada

- Aké-Castillo, J. A., Okolodkov, Y. B., 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 Gold-Bouchot, G. (eds.), *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. p. 133-146. México: UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J. y Hernández-Sandoval, F.E. (2011). El estado actual del estudio de los Florecimientos Algales Nocivos en México. *Hidrobiológica*, 21 (3), 381-413.
- Cortés-Altamirano, R., Hernández-Becerril, D.U. y Luna-Soria, R. (1995). Mareas rojas en México, una revisión. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 37, 343-352.
- De la Lanza Espino G., Ortiz Pérez M. A. y Carbajal Pérez J. L. (2012). Diferenciación hidromorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe. *México: Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía.

- Landsberg, J. H., Flewelling, L. J., & Naar, J. (2009). *Karenia brevis* red tides, brevetoxins in the food web, and impacts on natural resources: Decadal advancements. *Harmful Algae*, 8, 598-607.
- Magaña, H. A., Conteras, C. & Villareal, T. A. (2003). A historical assessment of *Karenia brevis* in the western Gulf of Mexico. *Harmful Algae*, 2: 163-171.
- Núñez-Ortega, D. A. (1879). Ensayo de una explicación del origen de las grandes mortandades de peces en el Golfo de México. *La Naturaleza*, 6, 188-197.
- Ortiz-Lozano, L., Granados-Barba, A., Solís-Weiss, V. & García-Salgado, M. A. (2005). Environmental Evaluation and Development Problems of the Mexican Coastal Zone. *Ocean & Coastal Management*, 48, 161-176.
- SCT, 2008. Situación actual del sistema portuario nacional. Coordinación General de Puertos y Marina Mercante. Dirección General de Puertos. Dirección de Desarrollo Portuario. Recuperado de: <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/CGPMM/PNDP2008/doc/pndp/pndp-sac.pdf>
- Sherman, K. (1991). The large marine ecosystem concept: research and management strategy for living marine resources. *Ecological applications*, 4, 349-360.
- Toledo-Ocampo, A. (2005). Marco conceptual: caracterización ambiental del Golfo de México, p. 25-52. En: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y Agraz-Hernández, C. (eds.), *Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. México: UAC, UNAM, INE.

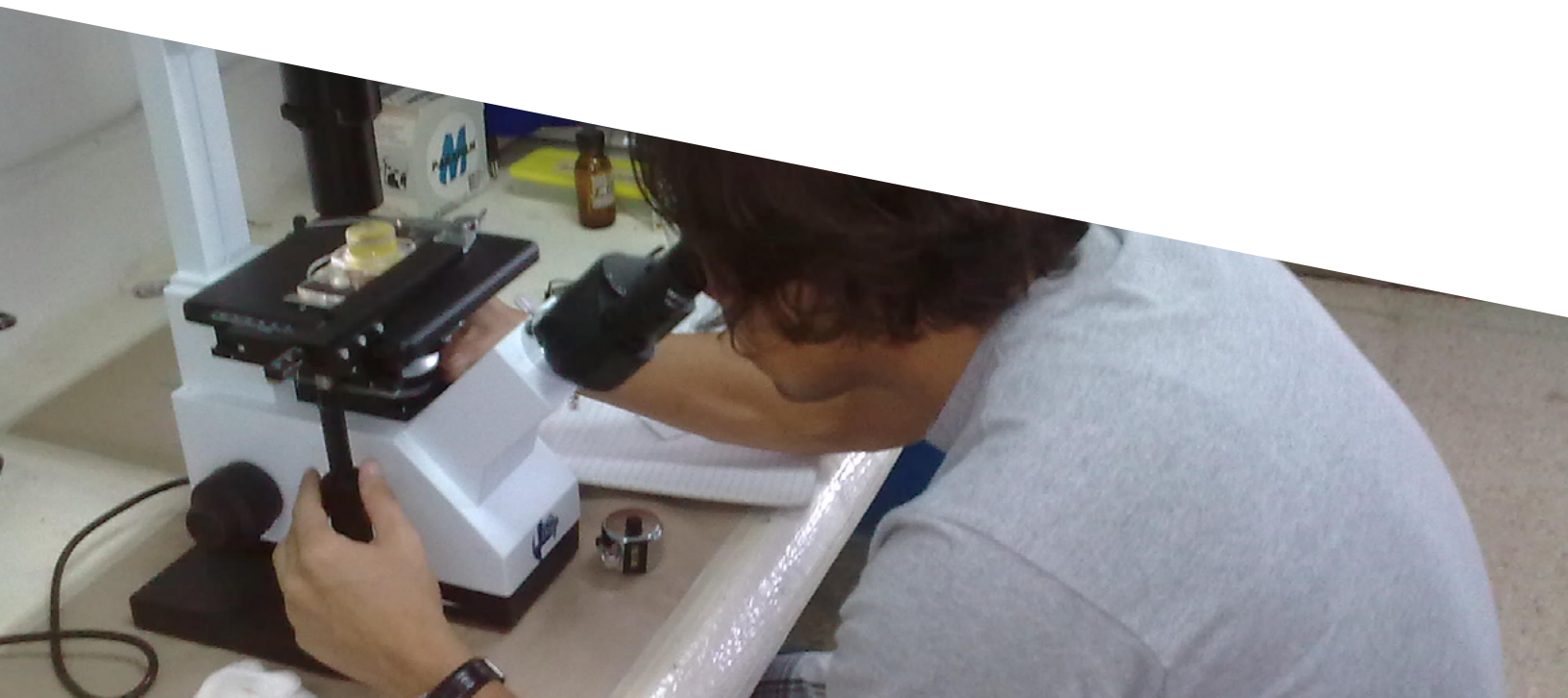
FAN en el Golfo de México: panorama general sobre eventos y especies

Aké-Castillo, José Antolín¹ y Poot-Delgado, Carlos Antonio^{2,3}

¹ Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Calle Hidalgo Núm. 617, Colonia Río Jamapa, CP 94290. Boca del Río, Veracruz, México.
aake@uv.mx

² Centro de Estudios Tecnológicos del Mar, Campeche 02. Km 1 carretera Campeche-Hampolol, Colonia Palmas, CP 24027. Campeche, Campeche, México.

³ Instituto Tecnológico Superior de Champotón. Km 2 Carretera Champotón-Isla Aguada, Col. El Arenal, CP 24400. Champotón, Campeche, México.



Resumen

Los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán que colindan con el Golfo de México tienen registros de florecimientos algales nocivos (FAN). La Secretaría de Salud es la responsable de la regulación, control y fomento sanitario en materia de FAN que afectan la salud humana, por lo que tienen registros de eventos FAN sucedidos en los diferentes estados de la República Mexicana. Adicionalmente, la comunidad científica ha generado información acerca del tema. Con base en esta información, se presenta un panorama general de los acontecimientos de FAN y las especies que se han presentado, ya sea de manera ocasional o recurrente en la región. Tamaulipas y Tabasco son los estados con menos reportes de FAN. Tamaulipas es el más afectado por FAN de la especie tóxica *Karenia brevis*, que representa un problema regional al haber registros en todo el litoral del Golfo de México. *Peridinium quadridentatum* var. *quadridentatum* y especies de *Pseudo-nitzschia* constituyen un riesgo potencial regional al incrementar sus reportes al igual que *Prorocentrum minimum* y *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* para el sur y sureste del Golfo de México. *Cylindrotheca closterium* se perfila como una especie potencialmente formadora de FAN en el litoral mexicano del Golfo de México.

Palabras clave: FAN, Golfo de México, especies recurrentes.

Abstract

Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche and Yucatán, states that define the Gulf of Mexico have records of harmful algal blooms (HABs). Health Department in México is the responsible of regulation, control and sanitary promotion related to HAB issues that have repercussion in human health and hence it has records of events in Mexico. In addition, scientific community has generated information about the topic. Using this information, a general scene of occurrences of HAB and species that have occasionally or recurrently occurred is presented. Tamaulipas and Tabasco are the states with less records of HAB. Tamaulipas is the state more affected by the toxic dinoflagellate *Karenia brevis* that represents a regional problem because of the records in sites along all states. *Peridinium quadridentatum* var. *quadridentatum* and different species of *Pseudo-nitzschia* are considered a potential problem due to the increment of HAB occurrences along Mexican coast, and *Prorocentrum minimum* and *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* represents a problem to the south and southeast of Gulf of Mexico. *Cylindrotheca closterium* is thought to be appearing in HAB all along Mexican coast in the Gulf of Mexico.

Key words: HAB, Gulf of Mexico, recurring species.

► Introducción

Los cinco estados mexicanos que conforman el Golfo de México tienen registros de la presencia de florecimientos algales nocivos (FAN) en sus costas (Band-Schmidt *et al.*, 2011). En la última revisión de los estudios del fenómeno que ocurren en esta región, Band-Schmidt *et al.* (2011) señalan la presencia de tres principales especies: *Karenia brevis*, *Cylindrotheca closterium* y *Scrippsiella trochoidea*, y al género *Gambierdiscus*, que han tenido un impacto negativo ya sea en la salud humana o en el ambiente. Asimismo, identifican los problemas emergentes y riesgos potenciales asociados a los registros de otras especies que sumaban hasta el momento del estudio alrededor de nueve especies plenamente identificadas, y otras especies pertenecientes a cinco géneros en el Golfo de México.

Conforme a la Ley General de Salud (Diario Oficial de la Federación, 2014) la Secretaría de Salud es la dependencia que tiene atribuciones de regulación, control y fomento sanitario, a través de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) en lo relativo a los FAN. El artículo 17bis señala las competencias de la dependencia, de las cuales algunas se relacionan directamente con los efectos que los FAN pueden tener en la salud humana: la evaluación de riesgos a la salud, prevención y control de los efectos nocivos de los factores ambientales en la salud del hombre y aplicación del control y vigilancia sanitarios de los productos alimenticios.

Así, la COFEPRIS tiene registros de eventos FAN que están a disposición de los usuarios a través de su página de internet (<http://www.cofepris.gob.mx/>) que datan desde 2003 a la fecha. Estos registros representan la historia de los eventos que han causado la alerta de las autoridades de salud y que en algunos casos han determinado la veda temporal de la actividad pesquera. Por otro lado, dado que el fenómeno FAN puede representar una etapa de la dinámica ecológica de las comunidades planctónicas y en particular de la dinámica poblacional de ciertas microalgas, la comunidad científica pone su atención en estos fenómenos que no son de interés de las autoridades sanitarias dada la inocuidad en la salud humana.

Este trabajo muestra un panorama general sobre los acontecimientos de FAN y del conocimiento de las especies que se han presentado ya sea de manera ocasional o recurrente en la costa mexicana del Golfo de México, y que han sido registrados por las autoridades sanitarias y la comunidad científica del país.

► Eventos y principales especies formadoras de FAN

Tamaulipas

La COFEPRIS reportó cinco eventos en el período de 2005 a 2015 para los cuales en todos ellos se declaró veda sanitaria (Tabla 1). El organismo responsable fue *K. brevis*. Rodríguez-Prieto (2007) ha reportado a *Noctiluca scintillans* formando un FAN en 2005, y Crisóstomo-Vázquez *et al.* (2009) han reportado FAN de *Chattonella subsalsa*, *C. marina* y *Glenodinium spp.*, en sistemas estuarinos del estado.

Veracruz

Sólo se tiene un registro por la COFEPRIS en 2009-2010 de un FAN de *K. brevis* que no originó veda (Tabla 1). Aké-Castillo *et al.* (2014) realizaron la revisión de los FAN en el estado hasta el año 2012 y reportaron 29 especies que se han identificado como nocivas. De estas especies, se reconoce principalmente la recurrencia de *K. brevis* y *Peridinium quadridentatum* var. *quadridentatum*. Este último dinoflagelado, que es una especie no tóxica que causa florecimientos evidentes por cambio de color en el agua, constituye hoy en día el principal organismo formador de FAN en la zona costera del centro de Veracruz (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015). Recientemente, Aké-Castillo y Campos-Bautista (2014) reportaron un FAN de la cianobacteria *Dolichospermum flos-aquae* sucedido en la laguna de Alvarado en octubre de 2013. Las diatomeas son también un componente importante en el desarrollo de FAN y se han registrado especies de *Pseudo-nitzschia* formando FAN (Okolodkov *et al.*, 2015). Hacia la parte sur del estado específicamente en las costas de Coatzacoalcos, Montalvo-Arrieta y Peña-Manjarrez (2007) reportaron un florecimiento que no presentó coloración ni efectos negativos, generado por la diatomea *Chaetoceros curvisetus*. Montalvo-Arrieta (2014, 2015) reporta florecimientos de la diatomea *Asterionellopsis glacialis*.

Tabasco

La COFEPRIS reportó cuatro FAN en el período 2005-2011, siendo *K. brevis* el organismo responsable. Sólo se declararon dos vedas (Tabla 1). Terán-Suárez *et al.* (2006) reportan la presencia de *P. bahamense* var. *bahamense* en altas concentraciones en 2004 así como de *K. brevis* en bajas concentraciones en 2002. Borbolla-Salas *et al.* (2006) reportan en detalle el evento acaecido en 2005, que también reportó la COFEPRIS.

Campeche

La COFEPRIS reporta tres FAN en 2008, 2011 y 2013 provocados por diferentes organismos que no ocasionaron declaratoria de veda (Tabla 1). En 2011, Soto-Ramos (2013) registró la proliferación de *Karenia* spp. en las costas del norte y centro del estado. Recientemente Poot-Delgado *et al.* (2014) reportaron a *P. bahamense* var. *bahamense*, *Prorocentrum hoffmanianum*, *P. mexicanum* y *P. minimum*, y especies no identificadas de *Gambierdiscus*, *Gymnodinium* y *Pseudo-nitzschia* presentes en abundancias altas durante un estudio en 2011. Poot-Delgado *et al.* (2015a, b) encontraron especies que produjeron FAN en la laguna de Términos: *Cylindrospermopsis cuspis* y *Prorocentrum minimum* en 2012, y *C. closterium* y *P. quadridentatum* var. *quadridentatum* en 2013.

Yucatán

La COFEPRIS reporta cuatro FAN en el período 2003-2011, declarando veda sanitaria en uno solo de ellos ocurrido con un complejo de especies (Tabla 1). Merino-Virgilio *et al.* (2014) hicieron la revisión de los FAN en el estado a partir de datos generados de monitoreos de fitoplancton de 2001 a 2013. Se reconoce la recurrencia de *S. trochoidea*, *P. minimum*, *P. cf. rathymum*,

P. quadridentatum var. *quadridentatum*, *Kryptoperidinium* cf. *foliaceum*, *P. bahamense* var. *bahamense*, *C. closterium*, *Nitzschia longissima* y *N. reversa*. También se tiene un registro de un florecimiento de *Cyclotella marina* en 2009 en Dzilam de Bravo (Aké-Castillo et al., 2012).

Tabla 1. Registro de eventos FAN por COFEPRIS desde 2003 (COFEPRIS 2003-2014).

Estado	Fecha	Especie	Sitio	Veda
Tamaulipas	Julio 2005, septiembre a diciembre 2005	<i>Karenia brevis</i>	San Fernando	Sí
	Noviembre 2009, octubre 2009 a febrero 2010	<i>Karenia brevis</i>	Playa Bagdad de Matamoros	Sí
	Marzo a junio 2010,	<i>Karenia brevis</i>	Mpios. Soto la Marina y Aldama	Sí
	Octubre 2011 a febrero 2012	<i>Karenia brevis</i>	Matamoros	Sí
	Septiembre a octubre 2015	<i>Karenia brevis</i>	Soto la Marina y San Fernando	Sí
Veracruz	Noviembre 2009 a enero 2010	<i>Karenia brevis</i>	Pánuco y Tuxpan	No
Tabasco	Julio a septiembre 2005	<i>Karenia brevis</i>	Complejo Lagunar Carmen-Machona, Pajonal y laguna Mecoacán	Sí
	Abril 2007	<i>Karenia brevis</i>	Complejo Lagunar Carmen-Machona	Sí
	Mayo 2008	<i>Karenia brevis</i>	Miramar y Pico de Oro, Centla	No
	Agosto a septiembre 2011	<i>Karenia brevis</i>	Centla	No
Campeche	Junio 2008	<i>Peridinium quadridentatum</i> var. <i>quadridentatum</i>	Bahía de San Francisco	No
	Septiembre 2011	<i>Karenia brevis</i>	Isla Arena a Villamadero	No
	Noviembre a diciembre 2013	<i>Rhizosolenia</i> spp.	Champotón	No
Yucatán	Julio a agosto de 2003	<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> , <i>Scripsiella trochoidea</i> , <i>Prorocentrum lima</i> , <i>Karenia brevis</i>	Dzilam de Bravo	Sí
	Junio 2008,	<i>Guinardia striata</i>	Río Lagartos	No

	Junio a julio 2008	<i>Nitzschia longissima</i>	Cuyo, Sisal, Chelem, Chixchulub, Chuburna y Progreso	No
	Julio a diciembre 2011	<i>Scrippsiella trochoidea</i> , <i>Pleurosigma</i> y <i>Cylindrotheca closterium</i>	Río Lagartos y San Felipe	No

Riesgos regionales y locales

A partir de los registros tanto de la COFEPRIS como de la literatura científica mencionada anteriormente, es posible identificar las especies que tienen una amplia distribución y que han formado FAN en más de dos estados (Figura 1). Cuatro de ellas son dinoflagelados, de los cuales sólo una especie no es productora de toxinas. Dentro de las diatomeas se tiene una especie no tóxica y un complejo de especies pertenecientes al género *Pseudo-nitzschia*, el cual contiene representantes tóxicos (Okolodkov *et al.*, 2015).

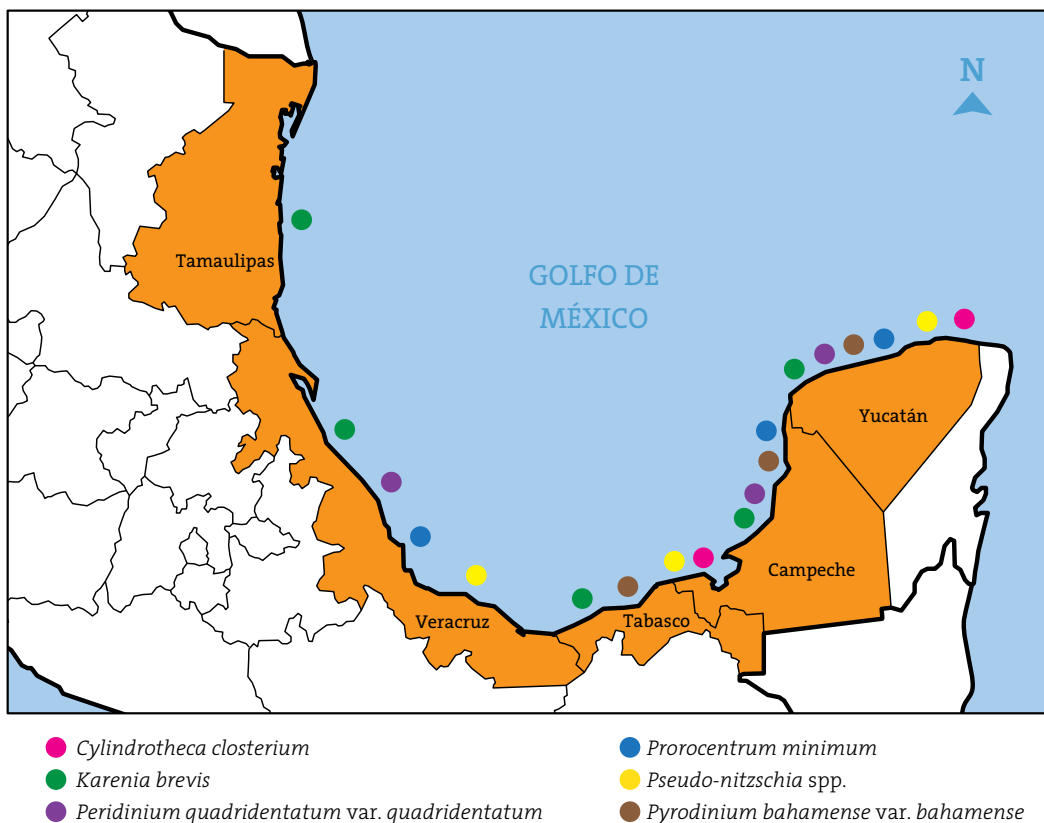


Figura 1. Especies registradas formando FAN con amplia distribución.

El registro de estas cinco especies y los complejos de *Pseudo-nitzschia* ponen de manifiesto la problemática a nivel regional y la atención que deben recibir dichas especies en cuanto a la generación del conocimiento de su biología y su ecología para el entendimiento del desarrollo de los FAN en el Golfo de México. Los reportes locales de las otras especies formando FAN (Tabla 1) reflejan la problemática ambiental y el riesgo potencial de daño a la salud o deterioro ambiental que exigen el implemento de monitoreos a largo plazo.

K. brevis es la especie que más atención debe recibir regionalmente. Asimismo, los florecimientos locales de otras especies del género como *K. papilonacea* (Merino- Virgilio *et al.*, 2014) en Yucatán y *Karenia* “mexican hat” en Veracruz (Aké-Castillo *et al.*, 2010), hacen evidente la diversidad del género, por lo que las identificaciones de futuros florecimientos de *Karenia* deben ser hechas a detalle. A pesar de que se tiene el conocimiento de la toxicidad de las especies del género (Brand *et al.*, 2012; Chang & Gall, 2012), en México se han desarrollado pocos esfuerzos para conocer la toxicología de esta especie. Sin embargo, algunos trabajos fueron realizados para conocer el efecto de la brevetoxina de *K. brevis* en modelos de ratón y artemia, así como en camarón blanco (Núñez-Vázquez *et al.*, 2008; Pérez-Linares *et al.*, 2008).

En el caso de *P. quadridentatum* var. *quadridentatum*, dada su inocuidad en salud humana, no ha sido objeto de atención por las autoridades sanitarias. La especie tiene una amplia distribución en el Golfo de México e incluso también ha causado florecimientos en las costas de Estados Unidos (FFWCC, 2010). Los florecimientos de *P. quadridentatum* var. *quadridentatum* parecen ser un problema local; han aumentado en su frecuencia de aparición en FAN no sólo en el Golfo de México (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015) sino en el Pacífico Mexicano, lo que pone de manifiesto la importancia regional de esta especie.

Los registros de FAN de *P. minimum* y *P. bahamense* var. *bahamense* se limitan prácticamente a la región sureste del Golfo de México. Ambas especies producen toxinas y Band-Schmidt *et al.* (2011) ya habían señalado el conjunto de problemas emergentes de *P. minimum* en la región y con los registros recientes, *P. bahamense* var. *bahamense* se adhiere a esta lista.

En el caso de las diatomeas, las especies de *Pseudo-nitzschia* constituyen el reto para tener los listados completos de las especies tóxicas y no tóxicas presentes en el Golfo de México. Las especies se encuentran ampliamente distribuidas en todos los mares por lo cual su taxonomía es un tópico de investigación que se desarrolla actualmente en el mundo (Lelong *et al.*, 2012). Los registros de FAN en sólo tres estados son un reflejo de la atención que se ha puesto en el género por la comunidad académica, por lo que la carencia de registros en Tamaulipas y Tabasco probablemente se deba a la falta de una comunidad científica local que desarrolle una línea de investigación en fitoplancton.

La diatomea *C. closterium*, al igual que *P. quadridentatum* var. *quadridentatum*, no produce toxinas y sólo se han documentado FAN en Campeche y Yucatán. Sin embargo, es bien conocida su amplia distribución y se sabe que puede ser un componente dominante en la comunidad fitoplanctónica, por lo que el aumento en los registros de FAN en los demás estados del Golfo de México constituye un riesgo regional.

► Conclusiones

De los estados mexicanos que conforman el Golfo de México, se tiene información vasta para dos de ellos: Veracruz y Yucatán. Recientemente, para Campeche se ha empezado a generar información que ha permitido visualizar los problemas de los FAN en esa región. La información de los FAN en Tamaulipas se limita prácticamente a los eventos registrados por COFEPRIS, dada la magnitud de los eventos, y es el estado más gravemente afectado por una especie tóxica. En el caso de Tabasco, los registros han sido pocos y sin consecuencias graves en la salud o en el ambiente.

Las especies problemáticas regionalmente son *K. brevis* y los complejos de especies de *Pseudonitzschia* y *P. quadridentatum* var. *Quadridentatum*, que pueden convertirse en un problema regional dada la rápida expansión en los registros de FAN. En el sur y sureste del Golfo de México (sur de Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán), los problemas locales pueden convertirse en regionales para FAN de *P. minimum*, *P. bahamense* var. *bahamense* y *C. closterium*.

► Agradecimientos

A la red temática sobre Florecimientos Algales Nocivos (RedFAN) del CONACYT, por los apoyos recibidos para las reuniones de trabajo que permitieron afinar el enfoque para esta revisión.

► Literatura citada

- Aké-Castillo, J. A., Okolodkov, Y. B., Steidinger, K. A., González-González, J. A. G. & Pérez-España, H. (2010). *Karenia* sp. "Mexican hat" first bloom in Mexico. *Harmful Algae News*, 41, 16-17.
- Aké-Castillo, J. A., Okolodkov, Y. B., 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 Gold-Bouchot, G. (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias*. p p. 133-146. México: UAC, UNAM-ICMyL, CINVESTAV-Unidad Mérida.
- Aké-Castillo, J. A., Okolodkov, Y. B., Espinosa-Matías, S., Merino-Virgilio, F. C., Herrera-Silveira, J. A. & Ector, L. (2012). *Cyclotella marina* (Tanimua, Nagumo & Kato) Aké-Castillo, Okolodkov & Ector comb. et stat. nov. (Thalassiosiraceae): a bloom-forming diatom in the southeastern Gulf of Mexico. In: A. Witkowski, J. P. Kociolek, & Compère, P. (eds). *Diatom taxonomy and ecology from local discoveries to global impacts. Festschrift in honor of Prof. Dr. Horst Lange-Bertalot's 75th birthday*. p. 263-274. Germany: Nova Hedwigia Beihefte.
- Aké-Castillo, J. A. & Campos-Bautista, G. (2014). Bloom of *Dolichospermum flos-aquae* in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Harmful Algae News*, 49, 12.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. y Hernández-Sandoval, F. E. (2011). El estado actual de los florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica*, 21(3), 381-413.

- Borbolla-Sala, M. E., Colín-Osorio, F. A., Vidal-Pérez, M. R., y May-Jiménez, M. (2006). Marea roja de Tabasco 2005, *Karenia brevis*. *Salud en Tabasco*, 12 (2), 425-433.
- Brand, L. E., Campbell, L. & Bresnan, E. (2012). *Karenia*: The biology and ecology of a toxic genus. *Harmful Algae*, 14, 156-178.
- Chang, F. H. & Gall, M. (2012). Pigment compositions and toxic effects of three harmful *Karenia* species, *Karenia concordia*, *Karenia brevisulcata* and *Karenia mikimotoi* (Gymnodiniales, Dinophyceae), on rotifers and brine shrimps. *Harmful Algae*, 27, 113-120.
- COFEPRIS. (2003-2014). Presencia de mareas rojas nacionales. Años 2003 a 2014. Secretaría de Salud. Recuperado de <http://www.cofepris.gob.mx/>
- Crisóstomo-Vázquez, L., Mesa-Conde, E., Fierro-Cabo, A., Lozano-Ramírez, C., Álvarez-Hernández, S. y Rodríguez-Palacio, M. C. (2009). Florecimientos algales nocivos (FAN) en esteros de Tamaulipas, Golfo de México. p. 22. Resúmenes III Taller sobre Florecimientos Algales Nocivos, Acapulco, Guerrero. 2009.
- Diario Oficial de la Federación (2014). Ley General de Salud. Diario Oficial de la Federación el 7 de febrero de 1984. México: Última reforma publicada DOF 15-01-2014
- FFWCC. (2010). *Peridinium quinquecorne* bloom in southwest Florida (2010). Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. Recuperado de <http://myfwc.com/research/redtide/monitoring/historical-events/peridinium-quinquecorne-bloom/>
- Lelong, A., Hégaret H., Soudant, P., & Bates, S. S. (2012). *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) species, domoic acid and amnesic shellfish poisoning: revisiting previous paradigms. *Phycologia*, 51, 168-216.
- Merino-Virgilio, F. del C., Okolodkov, Y. B., Aguilar-Trujillo, A. C., Osorio-Moreno, I. y Herrera-Silveira, J. A. (2014). Florecimientos algales nocivos en las aguas costeras del norte de Yucatán (2001-2013) p. 161-180. En: A. V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benitez y Gold-Bouchot, G. (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. México: UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida.
- Montalvo-Arrieta, A. (2014). Florecimiento causado por la diatomea *Asterionellopsis glacialis* cerca del puerto de Coatzacoalcos, Veracruz, en enero-mayo de 2014. Resúmenes del XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Cozumel, Quintana Roo. 8 al 11 de octubre del 2014. 7 p.
- Montalvo-Arrieta, A. (2015). Florecimiento de la diatomea *Asterionellopsis glacialis* cerca del puerto de Coatzacoalcos, y Laguna del Ostión Veracruz. Diciembre 2014-marzo 2015. Resúmenes del XXII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Del 22 al 25 de septiembre del 2015. Ensenada, Baja California.
- Montalvo-Arrieta, A. y Peña-Manjarrez, J. L. (2007). Florecimiento de *Chaetoceros curvisetus* en la costa cercana al puerto de Coatzacoalcos, Veracruz (octubre de 2006). Resúmenes del II Taller sobre Florecimientos Algales Nocivos. Ensenada, Baja California.
- Núñez-Vázquez, E. J., Codero-Tapia, A., Ochoa, J. I. y Bustillos-Guzmán, J. J. (2008). Histopatología por exposición aguda a las biotoxinas marinas de importancia en Salud Pública en México. En: Candanosa-Aranda, E. (ed.) XVII Congreso Nacional de Patología Veterinaria. Sociedad Mexicana de Patólogos Veterinarios, A. C. p. 518-524. México: Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia-Universidad Nacional Autónoma de 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 González-Gándara, C. (eds.). *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el Corredor*

- Arrecifal del Suroeste del Golfo de México. pp. 249-266. México: Universidad Veracruzana.
- Pérez-Linares, J., Ochoa, J. L. & Gago-Martínez, A. (2008). Effects of PSP toxins in white leg shrimp *Litopenaeus vannamei* Boone, 1931. *Journal of Food Science*, 73 (4): 671-673.
- Poot-Delgado, C. A., Okolodkov, Y. B., Aké-Castillo, J. A. & Rendón-von Osten, J. (2015a). Annual cycle of phytoplankton with emphasis on potentially harmful species in oyster beds of Términos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 50(3), 465-477.
- Poot-Delgado, C. A., Okolodkov, Y. B., Aké-Castillo, J. A. & Rendón-von Osten, J. (2015b). Fitoplancton potencialmente nocivo en el muelle de la Puntilla, Laguna de Términos, Suroeste del Golfo de México. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología*, 8(32), 570-582.
- Poot-Delgado, C. A., Rosado-García, P. I. y Guzmán-Noz, Y. A. (2014). Fitoplancton marino potencialmente nocivo en las aguas costeras de Campeche. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y Gold-Bouchot, G. (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. p. 117-132. México: UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV- Unidad Mérida.
- Rodríguez-Gómez, C. F., Aké-Castillo, J. A., Campos-Bautista, G. y Okolodkov, Y. B. (2015). Revisión del estudio del fitoplancton en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *E-Bios*, 2 (8), 178-191.
- Rodríguez-Prieto, H. (2007). Dos eventos de florecimientos algales nocivos en la costa de Tamaulipas durante el año 2005. p. 16. Resúmenes II Taller Sobre Florecimientos Algales Nocivos en México. Ensenada, BC. 2007.
- Soto-Ramos, I. M. (2013). Harmful algal blooms of the west Florida shelf and Campeche bank: visualization and quantification using remote sensing methods. Tesis de Doctorado. University of South Florida. Florida, EUA 135 p.
- Terán-Suárez, J. M., Castro, G. V., Mayor-Nucamendi, H. F. y Brito-López, J. A. (2006). Florecimientos Algales en Tabasco. *Salud en Tabasco*, 12 (1), 414-422.

Toxinas marinas en el Golfo de México: orígenes e impactos

Núñez-Vázquez, Erick Julian^{1,2}; Ramírez-Camarena, Casimiro³; Poot-Delgado, Carlos Antonio^{4,5}; Almazán-Becerril, Antonio⁶; Aké-Castillo, José Antolín⁷; Pérez-Morales, Alfredo⁸; Hernández-Sandoval, Francisco Eduardo¹; Fernández-Herrera, Leyberth José⁹; Heredia-Tapia, Alejandra²; Band-Schmidt, Christine Johana⁹; Bustillos-Guzmán, José¹; López-Cortés, David Javier¹; Domínguez-Solís, Gabriel⁴; Ley-Martínez, Tai Coh¹; Cauch-Sánchez, Yonkany Raúl⁴; Barra-González, Luis Alfredo¹⁰.

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Av. Instituto Politécnico Nacional Núm. 195, Playa Palo de Santa Rita Sur, CP 23096. La Paz, Baja California Sur, México.
enunez04@cibnor.mx

² Investigación para la Conservación y el Desarrollo, A. C. Andador 2 Núm. 245, Banobras, CP 23080. La Paz, Baja California Sur, México.

³ Instituto Nacional de la Pesca. Pitágoras Núm. 1320, Colonia Santa Cruz Atoyac, CP 03310. Ciudad de México.

⁴ Instituto Tecnológico Superior de Champotón. Km 2 carretera Champotón-Isla Aguada, Col. El Arenal, CP 24400. Champotón, Campeche, México.

⁵ Centro de Estudios Tecnológicos del Mar, Campeche 02. Km 1 Carretera Campeche-Hampolol, Colonia Palmas, CP 24027. Campeche, Campeche, México.

⁶ Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Ciencias del Agua. Calle 8 Núm. 39, manzana 29, SM 64, CP 77500. Cancún, Quintana Roo, México.

⁷ Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Calle Hidalgo Núm. 617, Colonia Río Jamapa, CP 94290. Boca del Río, Veracruz, México.

⁸ Universidad de Colima, Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas. Km 20 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Colonia El Naranjo, CP 28860. Manzanillo, Colima, México.

⁹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Plancton y Ecología Marina. Apartado postal 592, CP 23000. La Paz, Baja California Sur, México.

¹⁰ Universidad Veracruzana, Unidad Tuxpan. Km 7.5 Carretera Tuxpan-Tampico, Universitaria, CP 92870. Tuxpan, Veracruz, México.



Resumen

Se presenta una revisión en donde se describen los principales florecimientos algales nocivos (FAN) en la parte mexicana del Golfo de México, de 1996 a 2015. Destaca el dinoflagelado *Karenia brevis* como la principal especie nociva que ha impactado la salud pública y animal en esta región. Los FAN de esta especie han afectado la salud de la población a través de los aerosoles con brevetoxinas que llegan a la zona costera mediante la brisa del mar en los estados de Veracruz, Tamaulipas y recientemente Tabasco. En este último se registró un caso de intoxicación por consumo de moluscos bivalvos. Estos eventos también han provocado la mortandad de al menos 245 t de distintas especies de peces silvestres, y es posible que otros organismos marinos estén siendo afectados. Entre los principales estados impactados (por el número y duración de las vedas para la extracción y comercialización de moluscos bivalvos) se encuentran Tamaulipas y Veracruz. Otros síndromes producidos por toxinas marinas presentes en la región (principalmente en la península de Yucatán) han sido la ciguatera y la intoxicación por consumo de “peces globo”. Especies potencialmente nocivas como *Gambierdiscus* spp., *Prorocentrum* spp., *Ostreopsis* spp., *Dinophysis* spp., *Pseudo-nitzschia* spp., *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, *Trichodesmium erythraeum* y *Dolichospermum flos-aquae*, se han descrito en la región y se ha confirmado la presencia de ciguatoxinas, tetrodotoxina y análogos y toxinas paralizantes (saxitoxina y análogos).

Palabras claves: Florecimientos algales nocivos, brevetoxinas, ciguatera, salud pública, epizootias.

Abstract

The main HABs on Gulf of Mexico (Mexican part) are described during the years from 1996 to 2015. The dinoflagellate *Karenia brevis* highlights as the main harmful species that has impacted the public and animal health in this region. HABs of this species have affected the health of the population through aerosols with brevetoxins arriving in the coastal area by the sea breeze in the states of Veracruz, Tamaulipas and Tabasco, recently. In the latter state a case of poisoning by consumption of bivalve mollusks has been registered. These events have also led to the death of at least 245 t of several species of wild fish and it is possible that other marine organisms are being affected. Among major states impacted (by the number and duration of closures for the extraction and marketing of bivalve mollusks) is Tamaulipas and Veracruz. Other syndromes caused by marine toxins present in the region (mainly in the Yucatan peninsula) have been ciguatera fish poisoning and puffer fish poisoning. Species potentially harmful as *Gambierdiscus* spp., *Prorocentrum* spp., *Ostreopsis* spp., *Dinophysis* spp., *Pseudo-nitzschia* spp., *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, *Trichodesmium erythraeum* and *Dolichospermum flos-aquae*, are reported in the region and has been confirmed the presence of ciguatoxins, tetrodotoxin and analogs and paralyzing toxins (saxitoxin and analogs).

Keywords: Harmful Algal Blooms, brevetoxins, ciguatera, human health, epizootic.

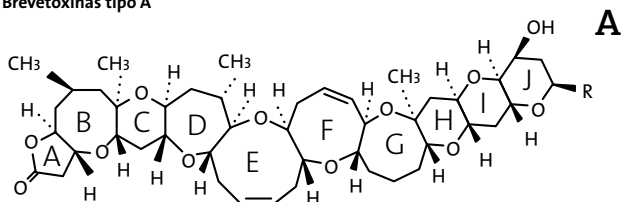
► Introducción

Registros históricos de FAN e impactos a la salud pública y animal en el Golfo de México

El Golfo de México (parte mexicana) comprende 2,118 km de litoral de los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo, lo que representa aproximadamente 20% del total de litoral del país. Esta zona, junto con el Caribe Mexicano, aportan alrededor de 14.5% del total de la pesca en México. En estos estados viven más de 14 millones 700 mil habitantes.

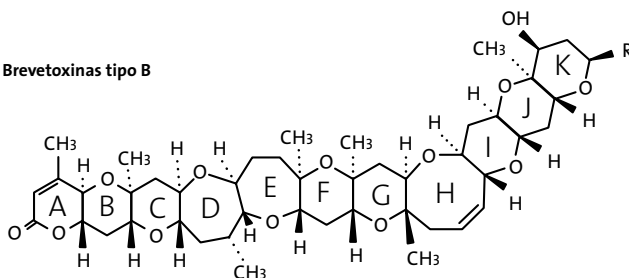
En las costas del Golfo de México existen registros históricos desde el siglo XVII que indican que los florecimientos algales nocivos (FAN) y, particularmente, las brevetoxinas (PbTx) producidas por el dinoflagelado *Karenia brevis* (Figura 1), han estado presentes desde hace tiempo y han tenido un efecto sobre la salud animal y la población costera que vive en la zona. Entre estos registros se encuentran los de López-Cogolludo (1688) en Yucatán; Lerdo de Tejada (1850) y Núñez-Ortega (1879) en Veracruz. Una revisión histórica detallada fue realizada por Magaña *et al.* (2003).

Brevetoxinas tipo A



PbTx-1	R=CH ₂ C(=CH ₂)CHO
PbTx-7	R=CH ₂ C(=CH ₂)CH ₂ OH
PbTx-10	R=CH ₂ CH(=CH ₃)CH ₂ OH

Brevetoxinas tipo B



PbTx-2	R=CH ₂ C(=CH ₂)CHO
Oxidada PbTX-2	R=CH ₂ C(=CH ₂)COOH
PbTx-3	R=CH ₂ C(=CH ₂)CH ₂ OH
PbTx-8	R=CH ₂ COCH ₂ Cl
PbTx-9	R=CH ₂ CH(CH ₃)CH ₂ OH
PbTx-5	R=anillo-K acetato de PbTx-2
PbTx-6	R=anillo-H epóxido de PbTx-2



Figura 1. Brevetoxinas (PbTx) producidas por el dinoflagelado *Karenia brevis*. A) Estructuras químicas de las brevetoxinas (modificado de Hua *et al.*, 1996); B) *K. brevis* (Cepa Kb-3) aislada del Golfo de México y cultivada en el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR).

Eventos recientes de FAN de *Karenia brevis* en el Golfo de México (parte mexicana)

Los FAN de *K. brevis* y sus toxinas afectan la salud de los peces y también de tortugas marinas, aves y mamíferos marinos como delfines y manatíes (Landsberg *et al.*, 2009). Los florecimientos de *K. brevis* han provocado mortandades masivas de organismos marinos, principalmente peces, y han afectado la salud pública a través de los aerosoles con PbTx que llegan a la zona de costa con la brisa del mar (Fleming *et al.*, 2009). Esto ha sucedido en poblaciones de Veracruz, Tamaulipas y recientemente Tabasco (Cortés-Altamirano *et al.*, 1995; Sierra-Beltrán *et al.*, 1998; Band-Schmidt *et al.*, 2011; Pérez-Morales *et al.*, 2015). Se han realizado revisiones de los FAN recientes de esta especie para el Golfo de México, en la parte norteamericana, por Tester *et al.*, (2004), y mexicana (Ramírez-Camarena *et al.*, 2006; Pérez-Morales y Band-Schmidt, 2011).

Adicionalmente a las PbTx, este dinoflagelado produce otros potentes compuestos ictiotóxicos fosforados que se asemejan a las anticolinesterasas. Un ejemplo de ello es un compuesto acíclico fosforado con un grupo oximino, y un grupo tiofosfato, la O, O-dipropil (E)-2-(1-metil-2-oxopropilideno) fosforohidrazidotoato-(E) oxima (Van Apeldoorn, 2001). Su actividad en otros organismos es desconocida.

En la Tabla 1 se describen algunos de los FAN de *K. brevis* y sus impactos en la salud pública y vida silvestre en la parte mexicana del Golfo de México en las últimas dos décadas. Durante este periodo se han contabilizado al menos 204.5 t de peces muertos de distintas especies, así como mortandades de jaibas (*Callinectes* spp.) y otros invertebrados. Recientemente en Tamaulipas, entre octubre y noviembre de 2015, FAN de esta especie provocaron la mortandad de más de 40 t de peces, lo que suman aproximadamente un total de 244.5 t durante estas dos décadas. Las especies afectadas fueron *Heteroconger* spp. (anguilas), *Mugil* spp. (lisas), peces globo del género *Sphoeroides*, *Centropomus* spp. (robalos), *Caranx* spp. (jureles); *Mycteroperca* spp. (negrillo y cabrillas), *Ictalurus* spp. (bagres) y Clupeidos (sardinas), entre otros.

La Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) emitió un comunicado en el que se indicó que autoridades sanitarias de Tamaulipas emitieron una veda sanitaria para la extracción y comercialización de moluscos bivalvos derivado de la presencia de *K. brevis* y concentraciones de PbTx por encima del límite máximo permitido.

Con relación a la salud pública, este evento provocó la irritación de ojos, nariz y garganta, tos, rinorrea y otros problemas respiratorios. El gobierno de Tamaulipas tuvo que erogar 3 mil despensas a pescadores, proveer de equipo especializado para la remoción de organismos muertos y generar 98 empleos temporales por parte de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Tabla 1. Impactos de los florecimientos algales nocivos de *Karenia brevis* y concentración de brevetoxinas en el Golfo de México de 1996 al 2014.

Lugar y fecha	Impactos	Concentración de células (cél/l)	Concentración de PbTx _s (UR)*	Referencia
Tamaulipas (Oct. 1997)	Mortandad de 80 t de peces/ picazón en nariz y garganta entre la población por la brisa marina	13,000 - 279,000	10-89.6	Ramírez-Camarena <i>et al.</i> , 1999
Puerto La Pesca, Tamaulipas (Oct. 1996)	Mortandad de 4.5 t de peces/ Irritaciones en las vías respiratorias por la brisa marina entre la población	Nd	Nd	Ramírez-Camarena <i>et al.</i> , 2006
Playa Bagdag, puertos El Mezquite e Higuierillas, Tamaulipas (Oct. 1999)	Mortandad de peces (s/n)	10 - 1000	Nd	Ramírez-Camarena <i>et al.</i> , 2006
Alvarado, Veracruz (Dic. 1999)	Nd	Nd	22.9	Ramírez-Camarena <i>et al.</i> , 2006
Norte de Veracruz (Nov. 2001)	Nd	2.3 x 10 ⁶	Nd	Ramírez-Camarena <i>et al.</i> , 2006
Puerto de Veracruz. (Dic. 2001)	Mortandad de 40 t de peces	3,500 - 739,000	10 - 207	Ramírez-Camarena <i>et al.</i> , 2006
Puerto de Veracruz (Dic. 2001)	Mortandad de peces	1,257 - 1,524,667	Nd	Guerra-Flores y Ullua-Núñez, 2005
Puerto de Veracruz, Boca del Río, Laguna de Mandinga, Alvarado, Veracruz (Nov.-Dic. 2001)	Mortandad de 30 t de peces./ Irritaciones en las vías respiratorias por la brisa marina	23,000,000	>20	Cervantes-Cianca <i>et al.</i> , 2006
Puerto de Veracruz (2003)	Nd	75,182 - 600,000	Nd	Guerra-Flores y Ullua-Núñez 2005

Puerto de Dzilam, Yuc. (Julio-Agosto 2003)	Mortandad de organismos marinos	Presencia de la especie	Nd	COFEPRIS, SS. 2003
Centla, Tabasco (Mayo 2005)	Mortandad de peces (s/n). Irritaciones de las vías respiratorias por la brisa marina entre la población	Presencia de la especie	Nd	Ramírez-Camarena <i>et al.</i> , 2006
Complejo lagunar Carmen-Mechona Pajonal y laguna de Mecoacán, Tabasco (Jul.-Sept. 2005)	Mortandad de peces (s/n). Irritaciones de las vías respiratorias por la brisa marina entre la población. Un caso de intoxicación por consumo de bivalvos	Presencia de la especie	Nd	COFEPRIS, SS. 2005
San Fernando, Tamps. (Sept-Dic. 2005)	Nd	Presencia de la especie	Nd	COFEPRIS, SS. 2005
Tabasco (Jun-Sept. 2005)	Irritación de ojos (conjuntivitis) entre pescadores y personal técnico	5,000 - 8,000 000	>20 hasta 325	Borbolla-Sala <i>et al.</i> , 2005
Miramar y Pico de Oro, Centla, Tabasco (Mayo 2008)	Nd	Presencia de la especie	Nd	COFEPRIS, SS. 2008
Playa Bagdad, Mpio. de Matamoros, Tamps. y Mpios. de Pánuco y Tuxpan, Ver. (Oct. 2009-Feb. 2010)	Mortandad de 20 t de peces y otros org. acuáticos	Presencia de la especie	25.5 - 94.7	COFEPRIS, SS. 2010
Mpio. de Soto la Marina, laguna Brasil y río Carrizal del Mpio. de Aldama, Tamps. (Jun. 2010)	Nd	Presencia de la especie	>160 µg/Kg (DSP)**	COFEPRIS, SS. 2010
Norte y centro de Campeche, desde Isla Arena a Villamadero (Sept. 2011)	Mortandad de peces (s/n).	Presencia de la especie	Nd	COFEPRIS, SS. 2011

Playa Bagdad, Matamoros, Tamps. (Oct. 2011-Feb. 2012)	Mortandad de peces (30 t). Irritación de ojos y vía respiratoria por aerosoles entre la población	Presencia de la especie	Nd	COFEPRIS, SS. 2011 y 2012
-------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------	----	---------------------------

*Toxicidad medida en moluscos bivalvos en modelo en ratón. Peces afectados en Tamaulipas: mojarra (*Gerridos*), lisa (*Mugil spp.*), trucha (*Cynoscion sp.*), sardina (*Clupeidos*), róbalo (*Centropomus spp.*), jurel (*Caranx spp.*), anguila (*Heteroconger spp.*), bagre (*Ictalurus spp.*) y crustáceos (*Callinectes spp.*). UR: Unidades Ratón. Nd: No determinado. **Evaluación realizada para la detección de toxinas DSP.

Además de los FAN producidos por *K. brevis* (NSP), en el Golfo de México se han implementado diversas vedas por parte de las autoridades sanitarias, debido a la presencia de especies de microalgas potencialmente nocivas asociadas a otros síndromes, como son intoxicación amnésica (ASP), diarrea (DSP) y paralizante (PSP) por consumo de mariscos (figura 2 y 3).

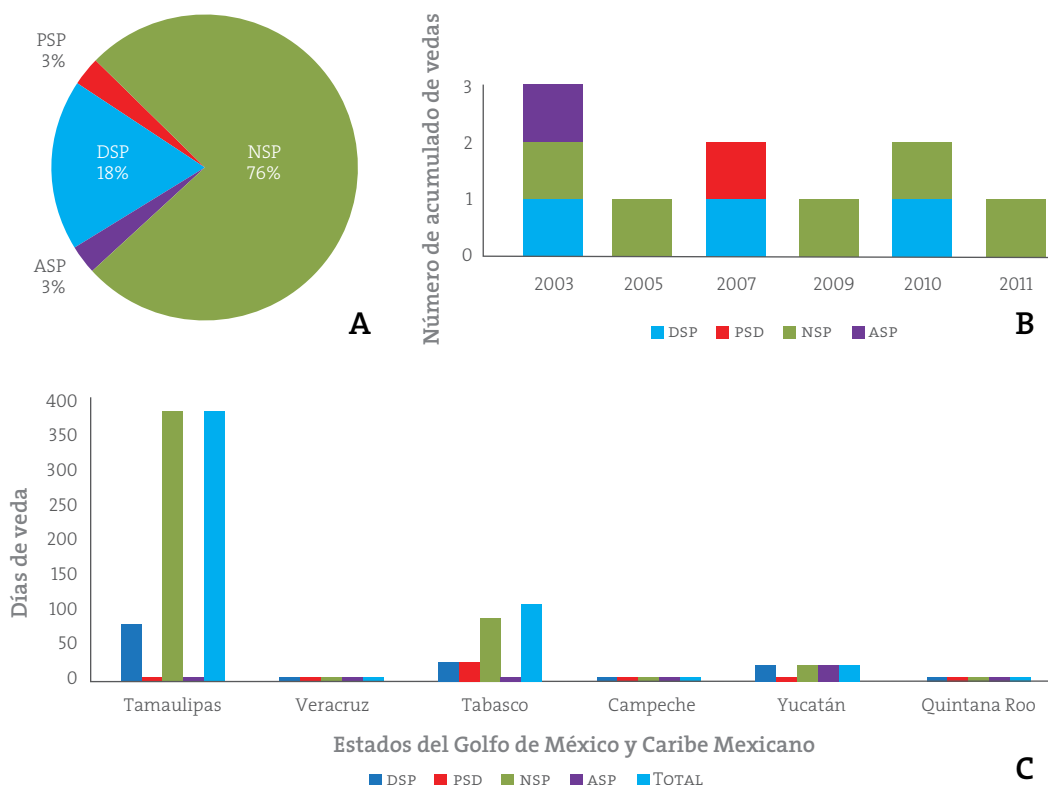


Figura 2. Implementación de vedas sanitarias por FAN y las toxinas asociadas en el Atlántico Mexicano (Golfo de México y Mar Caribe) durante el periodo de 2003-2014. A) Porcentaje de vedas (días totales); B) Número de vedas por año; C) Duración (número de días) de la veda por entidad para cada uno de los síndromes asociados (Fuente: COFEPRIS).

De 1996 a 2002, Veracruz y Tamaulipas presentaron un número importante de impactos en la salud humana por aerosoles y epizootias por los FAN de *K. Brevis*. Sin embargo, de 2003 a 2014, el estado que ha presentado el mayor número de vedas (5) y días acumulados (825) de veda fue Tamaulipas, disminuyendo drásticamente los eventos FAN de esta especie en Veracruz. Tabasco registra también la presencia de florecimientos de esta especie durante todo el periodo evaluado en este estudio y es, hasta donde se tiene documentado, el único estado en donde se ha presentado un caso de intoxicación de NSP (Tabla 1 y Figura 2 y 3).

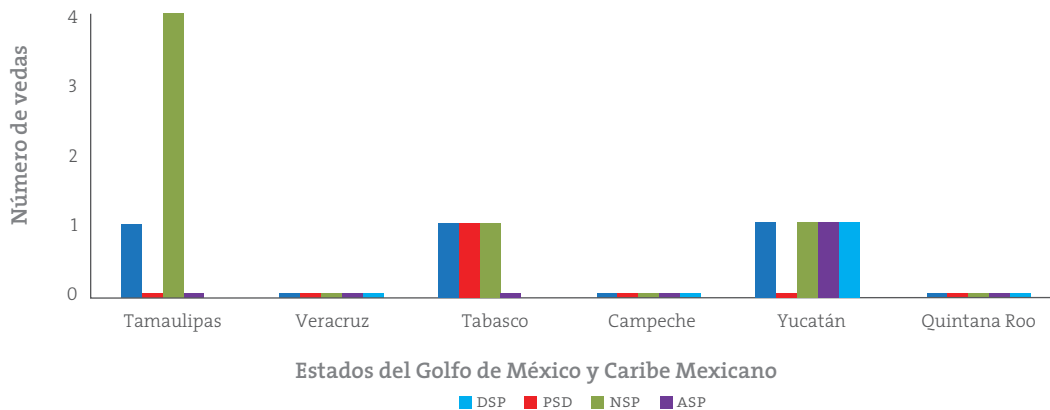


Figura 3. Implementación de vedas sanitarias por FAN y las toxinas asociadas en el Atlántico Mexicano (Golfo de México y Mar Caribe) durante el periodo de los últimos doce años (2003-2014). Número de vedas por estado (Fuente: COFEPRIS).

Ciguatoxinas (CTXs)

En el Golfo de México, ocasionalmente se han presentado casos de ciguatera en la península de Yucatán por el consumo de pescado, principalmente barracuda (*Sphyraena* spp.) (Arcila-Herrera *et al.*, 1998, 2001; Núñez-Vázquez, 2014; Núñez-Vázquez *et al.*, 2016). Es posible que este tipo de intoxicación también se presente en los estados de Campeche y Veracruz, aunque en menor medida. Los resultados de una encuesta sobre casos de intoxicación por consumo de pescados y mariscos en estas entidades realizada por Poot-Delgado *et al.*, (2011), describieron la intoxicación por consumo de peces carnívoros como cojinudas (*Caranx* spp.), pargos (*Lutjanus* spp.) y chac-chí (*Haemulon plumeri*).

La presencia de toxinas tipo ciguatoxinas en peces de la costa de Yucatán ha sido evaluada y comprobada recientemente en *S. barracuda* (barracuda), *Caranx* sp. (cojinuda), *Cynoscion nebulosus* (corvina pintada), *Epinephelus morio* (mero), *Haemulon plumierii* (chac-chí), *Lutjanus synagris* (rubia), *Ocyurus chrysurus* (pargo canane), *Rhizoprionodon terraenovae* (cazón) y *Pterois volitans* (pez león), de diversas costas de este estado (Ley-Martínez *et al.*, 2014; Barón-Campis *et al.*, 2014). La especie con una mayor toxicidad fue la barracuda.

Ejemplares de 14 especies de 8 familias de peces carnívoros y coralívoros (*Acanthrostracion quadricornis*, *Caranx hipos*, *C. latus*, *Epinephelus adscensionis*, *Halichoeres radiatus*, *Lachnolai-*

mus maximus, *Lagocephalus laevigatus*, *Lutjanus jocu*, *Pterois volitans*, *Mycteroperca bonaci*, *M. interstitialis*, *Scarus vetula*, *Seriola dumerili* y *Sphyrena barracuda*) de zonas arrecifales y plataformas petroleras de los estados de Veracruz y Campeche se encuentran en proceso de evaluación toxicológica.

Tetrodotoxinas (TTXs) y toxinas paralizantes (PSP: Saxitoxina y análogos)

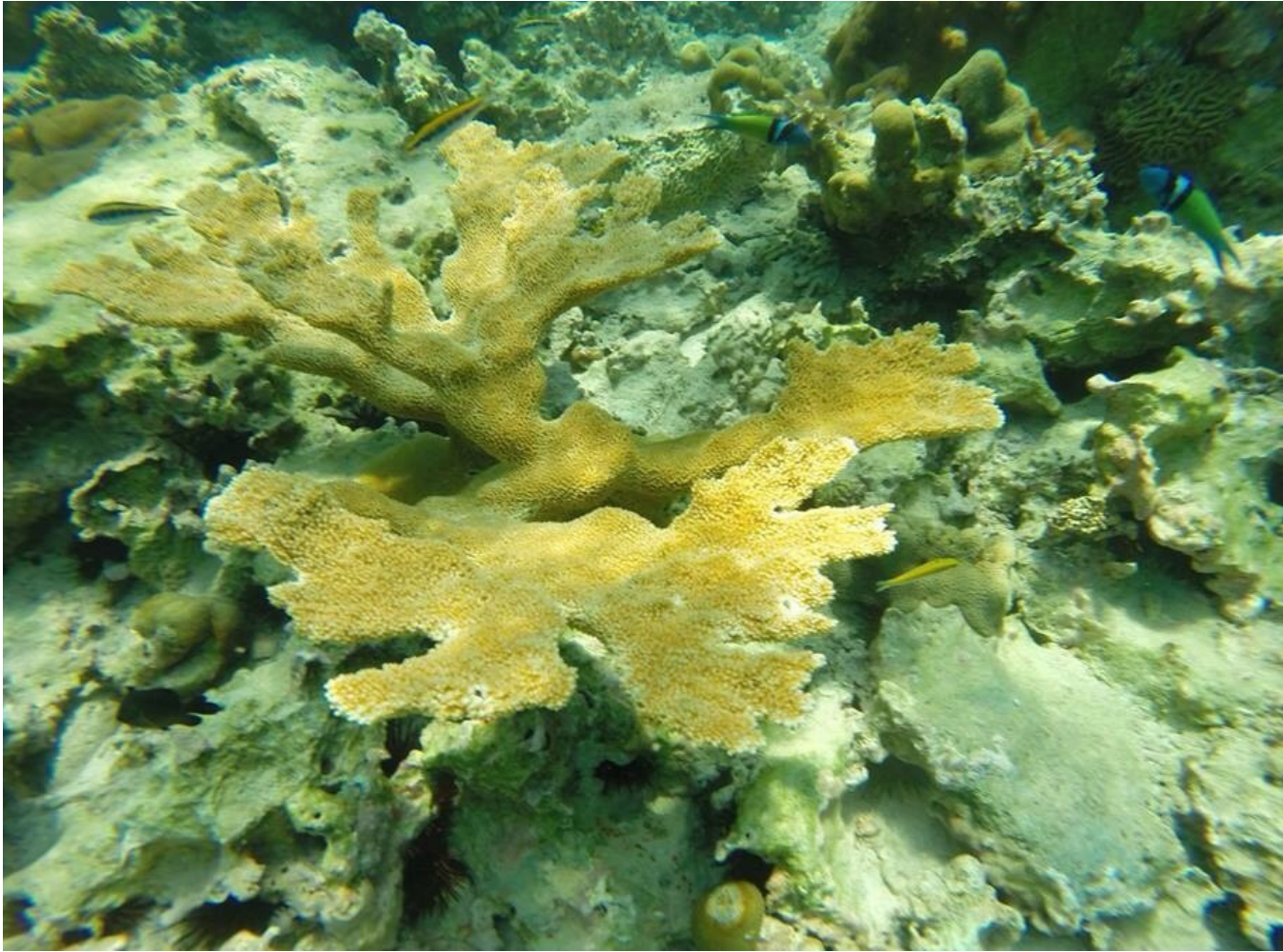
En Quinta Roo (IOC-UNESCO, ANCA-IOCARIBE, 2007) y Campeche (Poot-Delgado *et al.*, 2011) se han registrado intoxicaciones humanas por el consumo de peces “globo” o “botete” (Tetraodontidae). La toxicidad, tipo de toxinas y la distribución anatómica de estos compuestos fue evaluada recientemente en cinco especies de peces globo (*Lagocephalus laevigatus*, *Sphoeroides greyleyi*, *S. maculatus*, *S. nephelus* y *S. testudineus*) colectados del litoral de Campeche (Núñez-Vázquez *et al.*, 2013). Además de la detección tetrodotoxina y análogos (TTXs), en algunos tejidos de los botetes *L. laevigatus* y *S. maculatus*, se detectó la presencia de toxinas paralizantes (decarbomol goniatoxina-2, 3, goniatoxina-2 y 3, neosaxitoxina y saxitoxina: dcGTX2, dcGTX3, GTX2, GTX3, NeoSTX y STX) (Núñez-Vázquez *et al.*, 2013). Es posible que la detección de estas toxinas PSP en algunos de los tejidos de “botete” analizados, pueda tener su origen en la presencia de dinoflagelados de la especie *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, descritos en esta zona por Poot-Delgado *et al.* (2009), los cuales son ingeridos por moluscos bivalvos y estos, a su vez, por estos tipos de peces.

Toxinas amnésicas (Ácido domoico y análogos)

Núñez-Vázquez *et al.* (2013) detectaron que además de la presencia de TTXs y toxinas paralizantes (saxitoxina y análogos) en “botetes”, los extractos de las gónadas de *S. maculatus* y *S. greyleyi* ocasionaban en ratones el rascado repetitivo y constante de las orejas y cabeza con las patas traseras, acciones asociadas a la presencia de ácido domoico y análogos. Estas toxinas pueden ser recuperadas parcialmente por el método de PSP de la AOAC (Lawrence *et al.*, 1989; FAO, 2005) y estar presentes en la misma extracción. La presencia de ácido epi-domoico (un análogo del ácido domoico) se confirmó mediante cromatografía de líquidos de alta resolución con detección por ultravioleta (HPLC-UV) (datos no publicados). Este análogo se presentó en concentraciones bajas.

Otras toxinas marinas potencialmente presentes (miscelánea)

Es muy probable la existencia de una gran diversidad de otras toxinas marinas en la zona, de origen fitoplanctónico y béntico, como pectenotoxinas, diolesteres, yesotoxinas, maitotoxina, ácidos gambiericos, ostreocinas, ovatoxinas y otros análogos de palytoxinas, borbotoxinas, toxinas de acción rápida y prorocentroluros, debido a la presencia de dinoflagelados como *Dynophysis*, *Gambierdiscus*, *Ostreopsis* y *Prorocentrum*, entre otras (Troccoli-Ghinaglia y Herrera-Silveira, 1999; Licea *et al.*, 2004, 2006; Álvarez-Góngora y Herrera-Silveira, 2006; Herrera-Silveira y Morales-Ojeda, 2009; Okolodkov *et al.*, 2007, 2009, 2014; Parson *et al.*, 2012; Poot-Delgado *et*



al., 2015a, b). Aunque no se ha comprobado la toxicidad en este grupo de microorganismos, en estas costas se ha registrado la presencia de cianobacterias como *Trichodesmium erythraeum* (Aké-Castillo, 2011). Esta especie produce toxinas hidrofílicas y lipofílicas (Hawser *et al.*, 1991, 1992; Laurent *et al.*, 2008; Proenca *et al.*, 2009; Kerbrat *et al.*, 2010, 2011; Narayana *et al.*, 2014). Florecimientos de otras especies de cianobacterias potencialmente nocivas como *Dolichospermum flos-aquae* se han presentado en la región (Ake-Castillo y Campos-Bautista, 2014).

► Agradecimientos

El autor EJNV agradece al Dr. Tracy Villareal de la Universidad de Austin, Texas, por la donación al CIBNOR de tres cepas de *K. brevis* aisladas del Golfo de México, con las que se han podido realizar diversos estudios con PbTx_s en esta institución, y al Dr. José Luis Ochoa[†] (CIBNOR), por su colaboración en el inicio de las investigaciones con dichas toxinas. A la red temática sobre Florecimientos Algales Nocivos (RedFAN) del CONACYT, por el apoyo para la realización de la presente revisión.

► Literatura citada

- Aké-Castillo, J. A. (2011). Temporal dynamics of *Trichodesmium erythraeum* (Cyanophyta) in the National Park "Sistema Arrecifal Veracruzano" in the Gulf of Mexico. *Journal Environmental Biology*, 32, 395-399.
- Aké-Castillo, J. A. & Campos-Bautista G. (2014). Bloom of *Dolichospermum flos-aquae* in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Harmful Algae News*, 49, 12.
- Álvarez-Góngora, C. & Herrera-Silveira, J. A. (2006). Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1), 48-60.
- Arcila-Herrera, H., Castello-Navarrete, A., Mendoza-Ayora, J., Montero-Cervantes, L., González-Franco, M., y Brito-Villanueva, O. W. (1998). Diez casos de ciguatera en Yucatán. *Revista de Investigación Clínica*, 50, 149-52.
- Arcila-Herrera, H., Mendoza-Ayora, J., González-Franco, M., Montero-Cervantes, L. y Castello-Navarrete, A. (2001). Revisión de una enfermedad poco conocida: la ciguatera. *Revista Biomédica*, 12, 27-34.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J. y Hernández-Sandoval, F. E. (2011). El estado actual del estudio de los Florecimientos Algales Nocivos en México. *Hidrobiológica*, 21(3), 381-413.
- Barón-Campis, S. A., Okolodkov, Y., Ríos-Lara, G. V., Vázquez-Gómez, N., Rubio-Sánchez, V., Arce-Rocha, G., González-López, W. A. y Núñez-Vázquez, E. J. (2014). Dinoflagelados nocivos y ciguatoxinas en la costa Norte de Yucatán: un riesgo para el futuro desarrollo de la maricultura. Memorias en extenso del XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, del 8 al 11 de octubre del 2014. Isla de Cozumel, Quintana Roo, México.
- Borbolla-Sala, M. E., Colín-Osorio, F. A., Vidal-Pérez, M. del R. y May-Jiménez, M. (2005). Marea roja de Tabasco 2005, *Karenia brevis*. *Salud en Tabasco*, 12(2), 425-433.
- Cervantes-Cianca, R. C., Gómez-Barrón, J. M., Chantiri-Pérez, N., Azamar, R., Méndez, R., Muñoz-Cabrera, L. y Ramírez-Camarena, C. (2002). Marea Roja por *Gymnodinium breve* en la Costa de Veracruz, efectos y estrategias de una contingencia. Memorias en extenso del IX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, del 14 al 16 de noviembre del 2002. Nuevo Vallarta, Nayarit, México.
- COFEPRIS (2003-2015). Marea roja. Antecedentes en México. Comisión Federal para la Protección de Riesgos Sanitarios, Secretaría de Salud <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Marea%20Roja/AntecedentesMexico.aspx>
- Cortés-Altamirano, R., Hernández-Becerril, D. U. y Luna-Soria, R. (1995). Mareas rojas en México, una revisión. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 37, 343-352.
- FAO (2005) Biotoxinas Marinas. (1ª Ed.). Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).
- Fleming, L. E., Bean, J. A., Kirkpatrick, B., Cheng, Y. S., Pierce, R., Naar, J., Nierenberg, K., Backer, L. C., Wanner, A., Reich, A., Zhou, Y., Watkins, S., Henry, M., Zaias, Z., Abraham, W. M., Benson, J., Cassidy, A., Hollenbeck, J., Kirkpatrick, G., Clarke, T. & Baden, D. G. (2009). Exposure and Effect Assessment of Aerosolized Red Tide Toxins (Brevetoxins) and Asthma. *Environmental Health Perspectives*, 117(7), 1095-1100.
- Guerra-Flores, A. y Ullua-Núñez, J. A. (2005). Florecimientos Algales en el Estado de Veracruz (2001-2005). XII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, 24-26 de octubre del 2005. Mazatlán, Sinaloa, México.

- Hawser, S. P., Codd, G. A., Capone, D. G. & Carpenter, E. J. (1991). A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. *Toxicon*, 29, 227–278.
- Hawser, S. P., O'Neil, J., Roman, M. R. & Codd, G. A. (1992). Toxicity of blooms of the cyanobacterium *Trichodesmium* to zooplankton. *Journal of Applied Phycology*, 4, 79–86.
- Herrera-Silveira, J. A. & Morales-Ojeda, S. M. (2009). Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico. Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 59, 72–86.
- IOC-UNESCO, ANCA-IOCARIBE, (2007). IV IOC Regional Planning Workshop in Harmful Algal Blooms. Retrieved from: http://ioc3.unesco.org/iocaribe/files/Iocaribe_X/IV%20Anca%20Meeting%20Report%202007.pdf.
- Kerbrat, A. S., Darius, H. T., Pauillac, S., Chinain, M. & Laurent, D. (2010). Detection of ciguatera-like and paralyzing toxins in *Trichodesmium* spp. from New Caledonia lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 61, 360–366.
- Kerbrat, A. S., Amzil, Z., Pawlowicz, R., Golubic, S., Sibat, M., Darius, H. T., Chinain, M. & Laurent, D. (2011). First Evidence of Palytoxin and 42-Hydroxy-palytoxin in the Marine Cyanobacterium *Trichodesmium*. *Marine Drugs*, 9, 543–560.
- Landsberg, J. H., Flewelling, L. J. & Naar, J. (2009). *Karenia brevis* red tides, brevetoxins in the food web, and impacts on natural resources: Decadal advancements. *Harmful Algae*, 8, 598–607.
- Laurent, D., Kerbrat, A. S., Darius, H. T., Girard, E., Golubic, S., Benoit, E., Sauviat, M. P., Chinain, M., Molgo, J. & Pauillac, S. (2008). Are cyanobacteria involved in Ciguatera Fish Poisoning-like outbreaks in New Caledonia? *Harmful Algae*, 7, 827–838.
- Lawrence, J. F., Charbonneau, C. F., Mènard, C., Quilliam, M. A. & Sim, P. G. (1989). Liquid chromatography determination of domoic acid in shellfish products using the paralytic shellfish poison extraction procedure of the Association of Official Analytical Chemists. *Journal of Chromatography*, 462, 349–356.
- Lerdo de Tejada, M. M. (1850). Apuntes Históricos de la Heroica Ciudad de Veracruz México: Oficina de Máquinas de la Secretaría de Educación Pública 1940.
- Ley-Martínez, T., Núñez-Vázquez, E. J., Almazán-Becerril, A., Baron-Campis, S., Ramírez-Camarena, C., Caballero-Vázquez, J. A. y Balart, F. E. (2014). Bioprospección de toxinas tipo ciguatoxinas en peces carnívoros del Caribe Mexicano y Aguas adyacentes. Memorias en extenso del XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, del 8 al 11 de octubre del 2014. Isla de Cozumel, Quintana Roo, México.
- Licea, S., Zamudio, M. E., Luna, R., Okolodkov, Y. & Gómez-Aguirre, S. (2004). Toxic and Harmful Dinoflagellate in the Southern Gulf of Mexico. In: Steidinger, K. A., Landsberg, J. H., Tomas, C. R. & Vargo, G. A. (Eds). *Harmful Algae 2002*. (1^a Ed.). pp. 380–382. Florida, USA: Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- Licea, S., Zamudio, M. E., Luna, R. & Soto, J. (2006). Free-living dinoflagellates in the southern Gulf of Mexico: Report of data (1979–2002). *Phycological Research*, 52(4), 419–428.
- Lopez-Cogolludo, D. (1688). Historia de Yucatán. Campeche, México: Publicaciones del H. Ayuntamiento de Campeche.
- Magaña, H. A., Contreras, C. & Villareal, T. A. (2003). A historical assessment of *Karenia brevis* in the western Gulf of Mexico. *Harmful Algae*, 2, 163–171.
- Narayana, S., Chritra, J., Tapase, S. R., Thamke, V., Karthink, P., Ramesh, C., Murthy, K. N., Ramasamy, M., Kodama, K. M., & Mohanraju, R. (2014). Toxicity studies of *Trichodesmerythraeum* (Ehrenberg, 1830) bloom extracts, from Phoenix Bay, Port Blair, Andamans. *Harmful Algae*, 40, 34–39.

- Núñez-Ortega, D. A. (1879). Ensayo de una explicación del origen de las grandes mortandades de peces en el Golfo de México. *La Naturaleza*, 6, 188-197.
- Núñez-Vázquez, E. J., Poot-Delgado, C. A., Yotsu-Yamashita, M., Domínguez-Solís, G., Hernández-Sandoval, F. E. y Bustillos-Guzmán, J. (2013). Toxicidad de los botetes silvestres *Spherooides* spp. y *Lagocephalus* spp. de las costas de Campeche, México. Memorias en extenso del XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, 01-05 de octubre de 2013. Cabo San Lucas, Baja California Sur, México.
- Núñez-Vázquez, E. J. (2014). La Ciguatera en México. *InforMar, Nueva época* 6. Recuperado de: <http://www.youblisher.com/p/1048774-Infor-mar-Nueva-Epoca-Numero-6-diciembre-de-2014/>
- Núñez-Vázquez, E. J., Bustillos-Guzmán, J., Band-Schmidt, C. J., Gárate-Lizarraga, I., Heredia-Tapia, A., Hernández-Sandoval, F. E., Salinas-Zavala, C. & Almazán-Becerril, A., (2016). Ciguatera in Mexico. *Marine Drugs*, (En revisión).
- Okolodkov, Y. B., Campos-Bautista, G., Gárate-Lizarraga, I., González-González, J. A. G., Hoppenrath, M. & Arenas, 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. B., Merino-Virgilio, F. C., Herrera-Silveira, J. A., Espinosa-Matías, S. & Parsons, M. R. (2009). *Gambierdiscus toxicus* in the southeastern Gulf of Mexico. *Harmful Algal News*, 40, 12-14.
- Okolodkov, Y. B., Merino-Virgilio, F. C., Aké-Castillo, J. A., Aguilar-Trujillo, A. C., Espinosa-Matías, S. & Herrera-Silveira, J. 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., Okolodkov, Y. B. & Aké-Castillo, J. A. (2012). Diversity and morphology of the species of *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyta) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, SW gulf of Mexico. *Acta Botánica Mexicana*, 98, 51-7.
- Pérez-Morales, A. & Band-Schmidt, C. J. (2011). Brevetoxinas en las costas de México: efectos potenciales en la salud pública. *Oceánides*, 26(2), 59-68.
- Pérez-Morales, A., Aké-Castillo, J. A., Okolodkov, Y. B. y Campos-Bautista, G. (2015). Florecimientos algales nocivos y eutrofización frente a la costa del Puerto de Veracruz, Sureste del Golfo de México. *E-Bios, Revista Digital UAM*. 2(8): 21-33. Recuperado de: http://cbs1.xoc.uam.mx/e_bios/docs/2015/documento.pdf
- Poot-Delgado, C. A., Novelo-Salazar, R. A. y Pérez-Cruz, B. (2009). Primer reporte de *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* (Gonyaulacales: GoniDOMATAceae) dinoflagelado tóxico, en la Bahía de Campeche, México. p. 2. Memorias en extenso del XVI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, 5-7 octubre de 2009. Colima, Colima, México.
- Poot-Delgado, C. A., Núñez-Vázquez, E. J. y Ruiz-Ibañez, J. A. (2011). Intoxicaciones humanas por consumo de peces botete (tetraodontidae) en Campeche, México. Memorias en extenso del XVIII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, 07-09 de septiembre. San Carlos, Sonora, México.
- Poot-Delgado, C. A., Okolodkov, Y. B., Aké-Castillo, J. A. y Rendón von Osten, J. (2015a). Fitoplanctón potencialmente nocivo en el muelle de la puntilla, Laguna de Términos, Sureste del Golfo de México. *BIOCYT*, 8(32), 570-582.
- Poot-Delgado, C. A., Okolodkov, Y. B., Aké-Castillo, J. A. & Rendón von Osten, J. (2015b). Annual cycle of phytoplankton with emphasis on potentially harmful species in oyster beds of

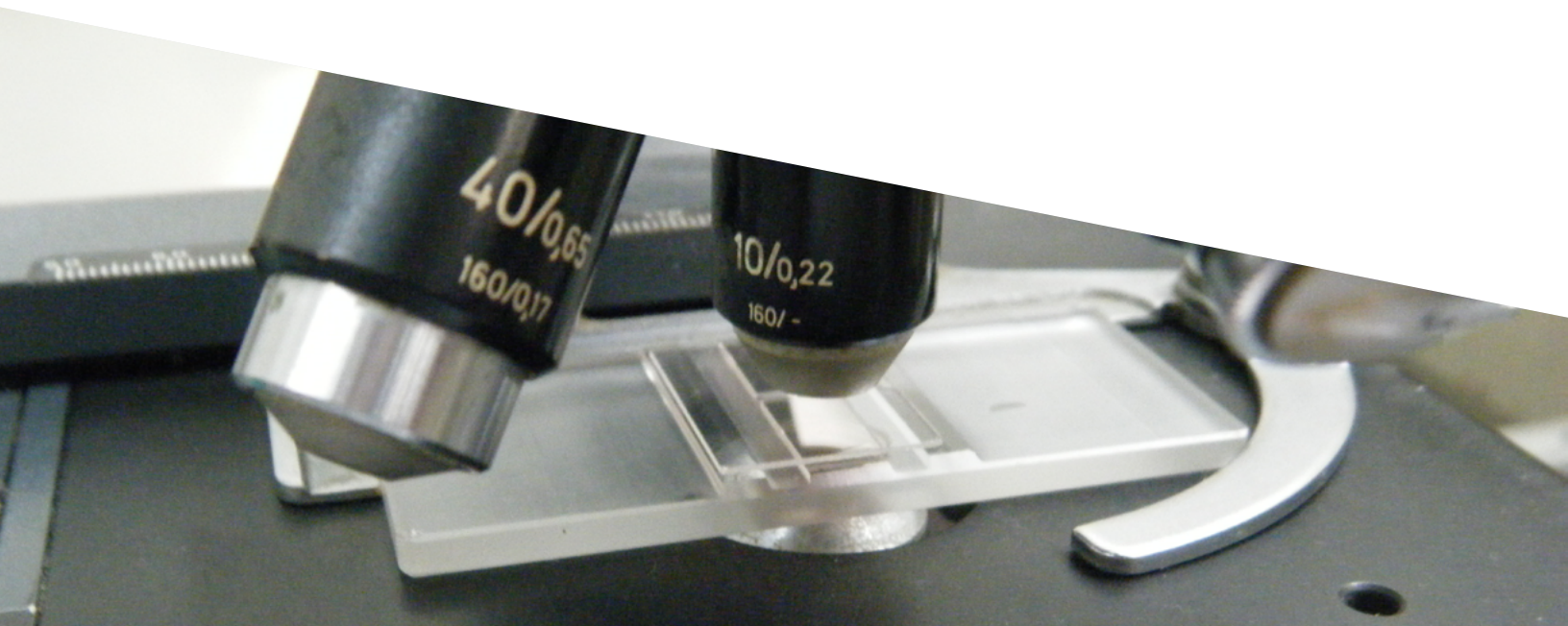
- Términos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 50(3), 465-477.
- Proença, L. A. O., Tamanaha, M. S. & Fonseca, R. S. (2009). Screening the toxicity and toxin content of blooms of the cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* (Ehrenberg) in northeast Brasil. *Journal of Venomous Animals and Toxins Including Tropical Diseases*, 15, 204–215.
- Ramírez-Camarena, C., Cabrera-Mancilla, E. y Muñoz-Cabrera, L. (1999). Mortandad de peces asociada a florecimientos de *Gymnodinium breve*, en las costas del Golfo de México, México. En: Tresierra-Aguilar, A. E. y Culquichicon-Malpica, Z. G. (eds.). *Memorias en extenso del VIII Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar*, Perú. Pp: 604-605. Perú: Universidad de Trujillo, Lima.
- Ramírez-Camarena, C., Hernández-Becerril, D. U., Barón-Campis, S. A. y Juárez-Ruiz, N. O. (2006). Mareas rojas de *Karenia brevis* en costas Mexicanas del Golfo de México: Revisión de 1996 a 2005. *Memorias en extenso del XII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar*, 24-26 de octubre de 2006. Mazatlán, Sinaloa, México.
- Sierra-Beltrán, A. P., Cruz-Villacorta, A., Núñez-Vázquez, E. J., Del Villar, L. M., Cerecero, J. & Ochoa, J. L. (1998). An overview of marine food poisoning in Mexico. *Toxicon* 36(11), 1493-1502.
- Tester, P. A., Wiles, K., Varman, S. M., Ortega, G. V., Dubois, A. M. & Arenas-Fuentes, V. (2004). Harmful algal blooms in the Western Gulf of Mexico: *Karenia brevis* is messin with Texas and Mexico. In: Steidinger, K. A., Landsberg, J. A., Tomas, C. R., & Vargo, A. (Eds.). *Harmful Algae 2002*. (1ª Ed.). pp: 41-43. Florida, USA: Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- Troccoli-Ghinaglia, L. y Herrera-Silviera, J. A. (1999). Fitoplancton e hidrografía en una zona costera con descargas de agua subterránea. p. 26. X Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología, A. C. y III Reunión Internacional de Planctología, 28-30 de abril de 1999. Mazatlán, Sinaloa, México.
- van Apeldoorn, M. E. (2001). Neurotoxic shellfish poisoning: A review. *RIVM report* 388802 023. September 2001.

Florecimiento de *Heterocapsa rotundata* (Dinophyta) en el estuario río Jamapa, Veracruz

Aké-Castillo, José Antolín¹; Rodríguez-Gómez, Carlos Francisco^{1,2};
Perales-Valdivia, Héctor¹ y Sanay-González, Rosario¹

¹ Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Calle Hidalgo Núm. 617,
Colonia Río Jamapa, CP 94290. Boca del Río, Veracruz, México.
aake@uv.mx

² Instituto de Ecología, A. C. Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, CP 91070. Xalapa,
Veracruz, México.



Resumen

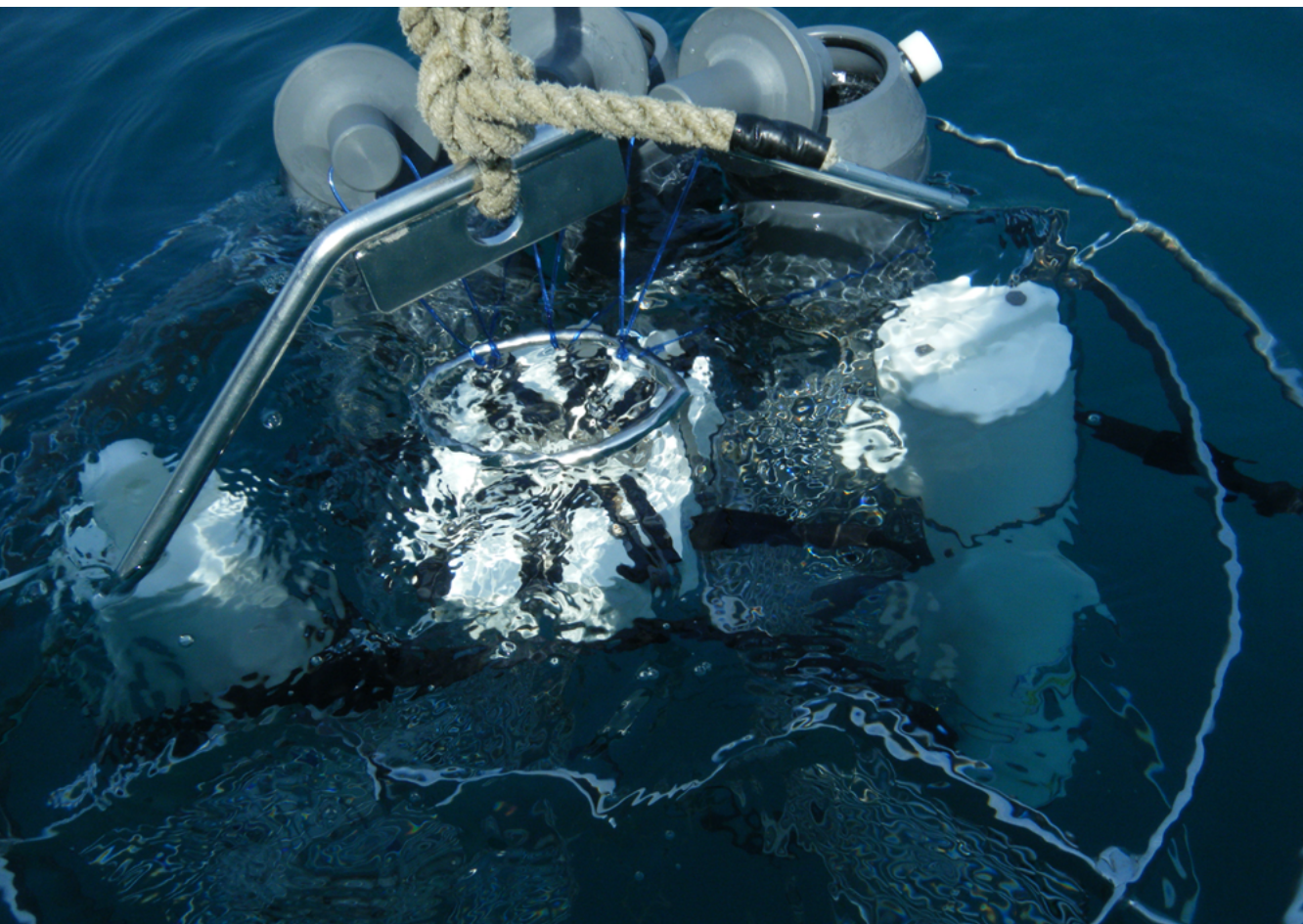
El estuario río Jamapa se ubica en el centro de Veracruz y representa un importante sistema de influencia en la zona costera. En abril de 2013 se presentó en este estuario un florecimiento de una especie de dinoflagelado que no tiene registros previos en la zona: *Heterocapsa rotundata*. Las condiciones físicas y ambientales en que se presentó el florecimiento fueron muy particulares, ya que sucedió en un lapso ubicado entre la presencia de dos frentes fríos y únicamente en el río, antes de la desembocadura. Ante el cambio de coloración del agua se estableció un muestreo de fitoplancton para conteos celulares y análisis de clo-*a*. A su vez, se obtuvieron datos de viento y mareas y se analizaron aplicando un filtro pasa-bajos (eliminando altas frecuencias), con frecuencia de corte de 34 h. Se registró una densidad máxima de 110.74×10^3 cél/l y una duración de tres días del florecimiento. Los datos analizados de vientos indicaron fuertes vientos provenientes del norte los días previos al florecimiento, vientos débiles provenientes del sur durante el florecimiento y fuertes vientos provenientes del norte que marcaron el fin del florecimiento. Durante el periodo de aparición del florecimiento, la variación del nivel del mar se debió principalmente a la marea. Las condiciones de calma del estuario durante este periodo, junto con las temperaturas cálidas del agua, fueron las principales condiciones que favorecieron el crecimiento masivo del dinoflagelado, desvaneciéndose con la inyección de energía cinética al sistema.

Palabras clave: Dinoflagelado, marea, temperatura, viento.

Abstract

The Jamapa estuary is located in Veracruz and it has an important effect in the coastal zone. In April 2013 a bloom of a dinoflagellate previously unrecorded in the region occurred: *Heterocapsa rotundata*. The physical and environmental conditions in which the bloom occurred were special as it happened between two cold fronts and into the river before it reaches the sea. Because of discoloration of water a phytoplankton sampling was established for counting cells and to analyze chlorophyll-*a*. Wind and tide data were obtained and analyzed by a low pass filter (suppressing high frequencies) with a 34 hours cutoff frequency. A maximum high cell density of 110.74×10^3 cel/l was recorded and the bloom lasted 3 days. Wind data indicated strong winds coming from north before the bloom, weak winds coming from south during the bloom, and strong winds coming from north when the bloom disappeared. During the bloom the sea level varied as a response of the tide. The steady condition of the estuary in this period, and the warm temperature of the water were the main factors that favored the growth of the dinoflagellate. The injection of kinetic energy to the system favored the vanishing of the bloom.

Keywords: Dinoflagellate, tide, temperature, wind.



► Introducción

En el centro de Veracruz, la cuenca hidrológica Jamapa-Cotaxtla vierte sus aguas al Golfo de México por el río Jamapa, que atraviesa la ciudad de Boca del Río (Pérez-Maqueo *et al.*, 2011). Este sistema fluvial en su desembocadura se constituye en un sistema estuarino micromareal de cuña de sal, donde la sal puede tener una influencia hasta 10 km al interior del río (Perales y Sanay, 2011). La influencia del río Jamapa sobre la zona costera ha sido evidenciada teniendo efectos en el Sistema Arrecifal Veracruzano, en la producción primaria de la zona costera y otros (Ortíz-Lozano *et al.*, 2009; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2013).

La carga excesiva de nutrientes en la zona costera de Veracruz que se ha registrado en los últimos 10 años, tiene una influencia en los florecimientos de microalgas que han incrementado su aparición en frecuencia y extensión geográfica (Aké-Castillo *et al.*, 2014; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2015). Los organismos más frecuentes que se han registrado formando estos florecimientos y considerados como formadores de florecimientos algales nocivos (FAN), son principalmente los dinoflagelados *Karenia brevis* y *Peridinium quadridentatum* var. *quadridentatum*, que ha ampliado su frecuencia de aparición en las costas de Boca del Río (Aké-Castillo *et al.*, 2013).

En 2013, los días 5, 6, 7 y 8 de abril, se observó un cambio en la coloración del agua del estuario Jamapa, con una apariencia rojiza y de una extensión de unos 2.5 km que abarcaba desde la desembocadura hacia la parte interna del río. Al inicio del evento, con el supuesto de que se debía al florecimiento de una microalga, el 5 de abril se tomó una muestra de agua superficial, se observó bajo un microscopio óptico y se encontró que se trataba de un dinoflagelado del género *Heterocapsa*.

La ocurrencia de florecimientos algales en estuarios de cuña y los escenarios físicos (hidrológicas e hidrodinámicas) que propician su formación, han sido reportados por diversos autores (Tang *et al.*, 2003; Hall *et al.*, 2008, 2013; Watanabe *et al.*, 2014). Hall *et al.* (2013) encuentran que la baja dispersión de material suspendido como resultado de condiciones de calma (o de baja energía) dentro de un estuario favorecen los florecimientos masivos. Watanabe *et al.* (2014) concluyen que un factor importante para la ocurrencia de florecimientos masivos es la poca movilidad de la cuña de sal, ya que se favorece la remineralización dentro de la parte salina de la columna de agua. Estos nutrientes pueden alcanzar la capa superficial al mezclar la columna de agua.

Dada la identidad del microorganismo diferente a lo previamente registrado como causante de FAN en la zona, y en particular su presencia en el estuario Jamapa, decidimos seguir la dinámica del florecimiento con el propósito de la identificación precisa del organismo y describir las características en las cuales se desarrolló dicho evento.

► Material y métodos

Área de estudio

El río Jamapa desemboca en el Golfo de México ($96^{\circ}05'56.3''$ O y $19^{\circ}06'9''$ N) (Figura 1). La marea astronómica en esta área geográfica es diurna (número de forma > 3) con amplitudes micro-mareales, lo que contribuye a que la parte baja del río Jamapa se comporte como un estuario de cuña de sal (Ibañez *et al.*, 1997; Haralambidou *et al.*, 2010; Perales-Valdivia y Sanay, 2011). La descarga del río y el esfuerzo del viento se cuentan entre los principales forzamientos externos que gobiernan la circulación del sistema y la dinámica de la cuña del sal (Sanay y Perales, 2013).



Figura 1. Estuario río Jamapa colindante con la ciudad de Boca del Río, Veracruz.

Bajo condiciones de bajo escurrimiento (de noviembre a mayo), la parte baja del río Jamapa se comporta como un estuario fuertemente estratificado, mientras en condiciones de altas descargas (de junio a octubre) la intrusión de la cuña de sal es limitada a unos cuantos kilómetros de la desembocadura o incluso llega a ser expulsada del río, dejando condiciones de agua dulce (Sanay y Perales, 2013). En cuanto al papel que juega el esfuerzo del viento en la dinámica del río Jamapa, basado en estudios teóricos y numéricos genéricos o de otros estuarios (Wong, 1994; Kasai *et al.*, 2000; Sanay, 2003; Guo y Valle-Levinson, 2008), se espera que los vientos del noreste y los vientos favorables a hundimientos en la plataforma continental frente a Veracruz, compitan o inhiban la circulación estuarina, y viceversa. Por otro lado, tanto el viento local como remoto contribuyen a la mezcla de la columna de agua en la cercanía de la desembocadura del río Jamapa como efecto directo del viento o por efecto indirecto vía oleaje (Scully *et al.*, 2005).

Recolección de muestras

Para el seguimiento del florecimiento se estableció un muestreo fitoplanctónico a partir del 6 de abril con dos recolectas de agua al día: 12:30 h y 17:30 h, en una estación ubicada a 1.5 km de distancia de la desembocadura del río Jamapa (Figura 1). La muestra se recolectó superficialmente con una cubeta, de la que se fijaron 125 ml con lugol ácido para el conteo de células e identificación taxonómica, y se tomaron 100 ml de agua para calcular la concentración de clo-*a*.

En cada colecta se midió la temperatura y la salinidad del agua *in situ*, utilizando un termómetro de campo (+/- 0.5°C) y un refractómetro (+/- 1 UPS), respectivamente. Este procedimiento se realizó los días 6, 7 y 8, dado que el 9 de abril el color rojizo del agua se desvaneció.

Los conteos celulares se realizaron en una cámara Sedgewick Rafter (LeGresley y McDermott, 2010), diluyendo la muestra para conteo de toda la cámara en un microscopio invertido Carl-Zeiss-AXIO con reglilla, utilizando el incremento de 40X. La concentración de clo-*a* se evaluó mediante la extracción con acetona a 90% y utilizando el método tricométrico descrito por Aminot y Rey (2000), utilizando un espectrofotómetro GENESYS 10 UV. Se realizó una correlación entre la concentración de clo-*a* y la densidad celular del organismo causante del florecimiento.

Se obtuvieron los datos de dirección y velocidad del viento de la boya de la NOAA VERV4 (http://www.ndbc.noaa.gov/station_page.php?station=verv4) para los días que duró el florecimiento. Se obtuvieron también datos horarios del nivel del mar de la estación mareográfica de Veracruz-Puerto, a cargo del Servicio Meteorológico Nacional. A ambas series de tiempo se les aplicó un filtro pasa-bajos (eliminando altas frecuencias), con frecuencia de corte de 34 horas.

► Resultados

El organismo identificado en este florecimiento fue el dinoflagelado *Heterocapsa rotundata*. Es un dinoflagelado tecado con un tamaño promedio de 13 µm de alto por 9 µm de ancho (Figura 2). Otras especies que acompañaron al florecimiento de *H. rotundata* fueron *Cyclotella* spp., *Cylindrotheca closterium* (*Ceratoneis closterium*), *Rhizosolenia setigera*, *Skeletonema costatum* y *Navicula* spp. (sensu lato).

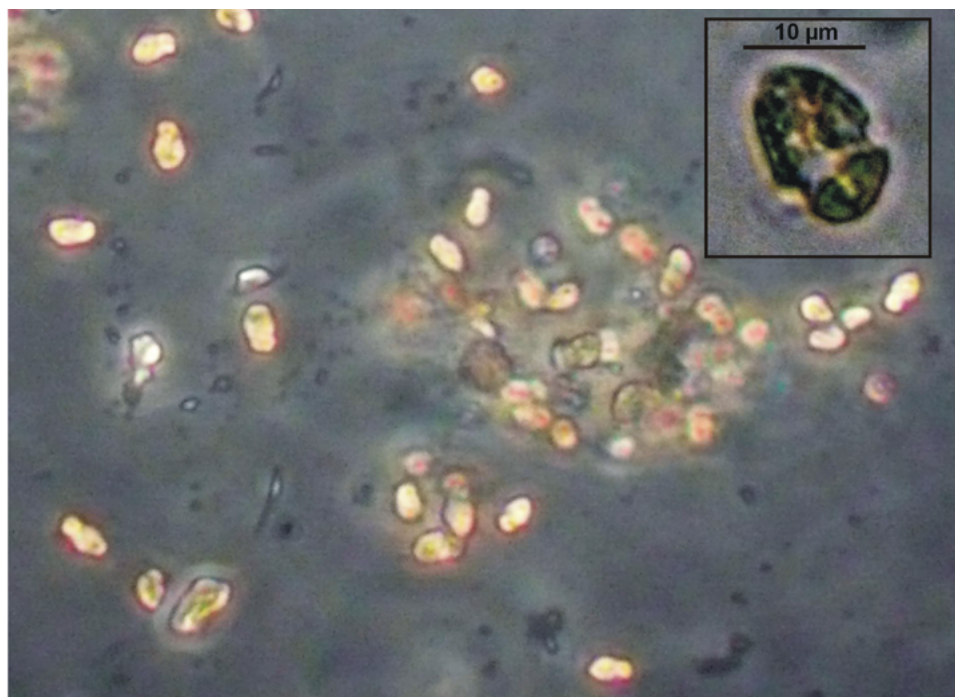


Figura 2. *Heterocapsa rotundata* en el estuario río Jamapa, Veracruz.

En el inicio del florecimiento, la comunidad estuvo dominada por *H. rotundata*. En los días posteriores se observó el incremento en el número de especies. En los muestreos vespertinos se observó la mayor densidad de *Cyclotella* spp. Al final del florecimiento fue cuando se registró la presencia de *C. closterium*, *Navicula* spp., *R. setigera* y *S. costatum* (Tabla 1).

Tabla 1. Composición y abundancia celular (10^3 cél/l) del florecimiento en el estuario río Jamapa (abril 2013).

Día	6		7		8	
	12:30	17:30	12:30	17:30	12:30	17:30
<i>Heterocapsa rotundata</i>	110.74	15.040	31.970	11.493	24.138	9.254
<i>Cyclotella</i> spp.		4.320	0.236	0.475	0.018	1.797
<i>Cylindrotheca closterium</i>					0.008	
<i>Navicula</i> spp.				0.066	0.004	0.014
<i>Rhizosolenia setigera</i>					1.433	0.001
<i>Skeletonema costatum</i>				0.070	0.104	0.033

Las concentraciones de clo-*a* estuvieron dentro de un intervalo de 21.3 a 257 mg/m³. La máxima concentración se registró el 6 de abril durante la mañana, y posteriormente osciló entre 30 y 92 mg/m³. Las concentración de clo-*a* registrada tuvo una fuerte correlación ($r=0.93$) con la densidad celular de *H. rotundata* (Figura 3).

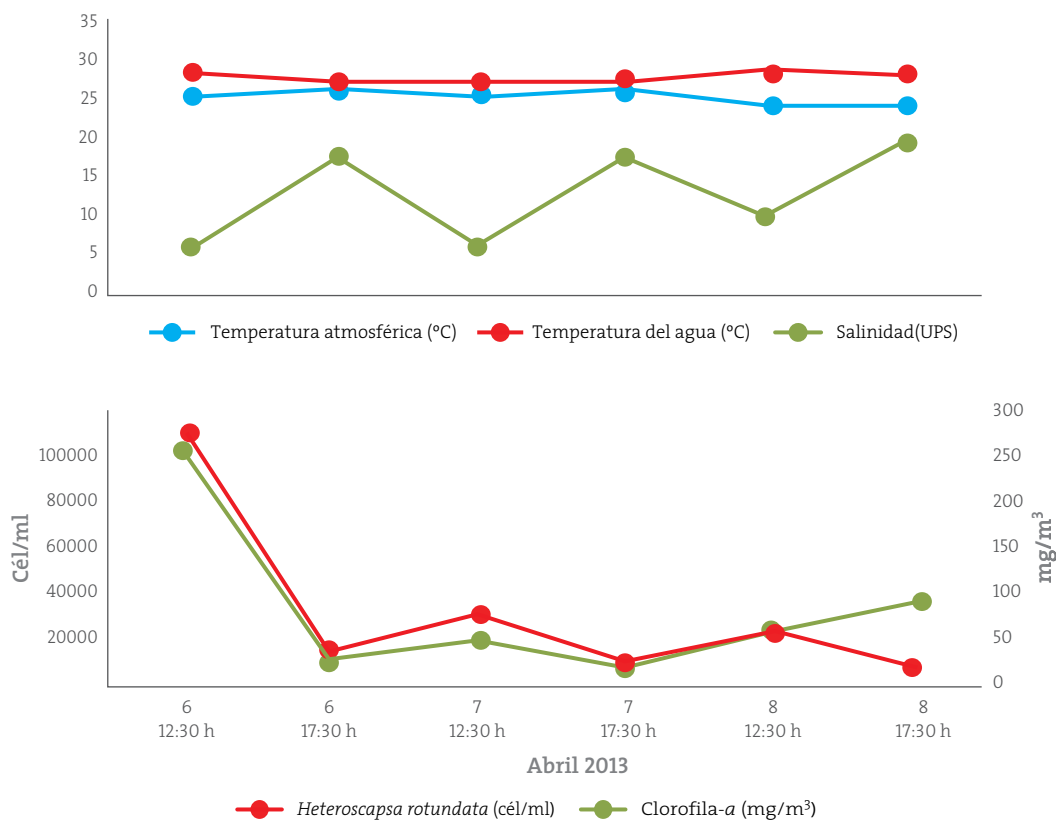


Figura 3. Variaciones de la temperatura del aire, temperatura del agua, salinidad, densidad celular y concentración de clo-a durante el florecimiento de *Heterocapsa rotundata*.

La salinidad del agua durante el florecimiento se mantuvo en condiciones salobres con salinidades menores a 20 UPS. En los muestreos matutinos la salinidad registrada en todos los días fue menor a 10 UPS, y durante el muestreo vespertino fue mayor a 15 UPS. La temperatura del agua fluctuó entre 28-30°C para todos los muestreos (Figura 3).

La intensidad y dirección del viento de la señal filtrada se muestra en la Figura 4 A. Durante los días 4-5 y 11-12 de abril, se muestran vientos con dirección norte a sur con intensidades de hasta 12 m/s, que representan los “nortes” 37 y 38, correspondientes a los últimos frentes fríos de la temporada invernal. De los días 6 a 11 de abril se observaron vientos provenientes del sur, que fueron los días en los cuales se registró el florecimiento de *H. rotundata*.

La Figura 4 B muestra la variación del nivel del mar los días previos, durante y posteriores al florecimiento. El norte 37 y la aparición del color rojizo en el agua ocurrieron en condiciones de marea muerta. Durante este periodo, la marea presenta dos máximos y dos mínimos por día. Los muestreos matutinos y vespertinos tomaron lugar en diferentes condiciones de marea, lo que explica la presencia de masas de agua de menor salinidad durante los muestreos matutinos (cuando se estaba en el tránsito de marea baja a alta) y de mayor salinidad durante los muestreos vespertinos (en el tránsito de marea alta a baja).

Los datos filtrados del nivel del mar y de la magnitud de la componente norte-sur del viento se muestran en la Figura 4 C. De este periodo de muestreo no es clara la influencia del viento en las anomalías de la elevación del mar. Sin embargo, es evidente que durante el periodo de aparición del florecimiento algal, la variación del nivel del mar se debió principalmente a la marea.

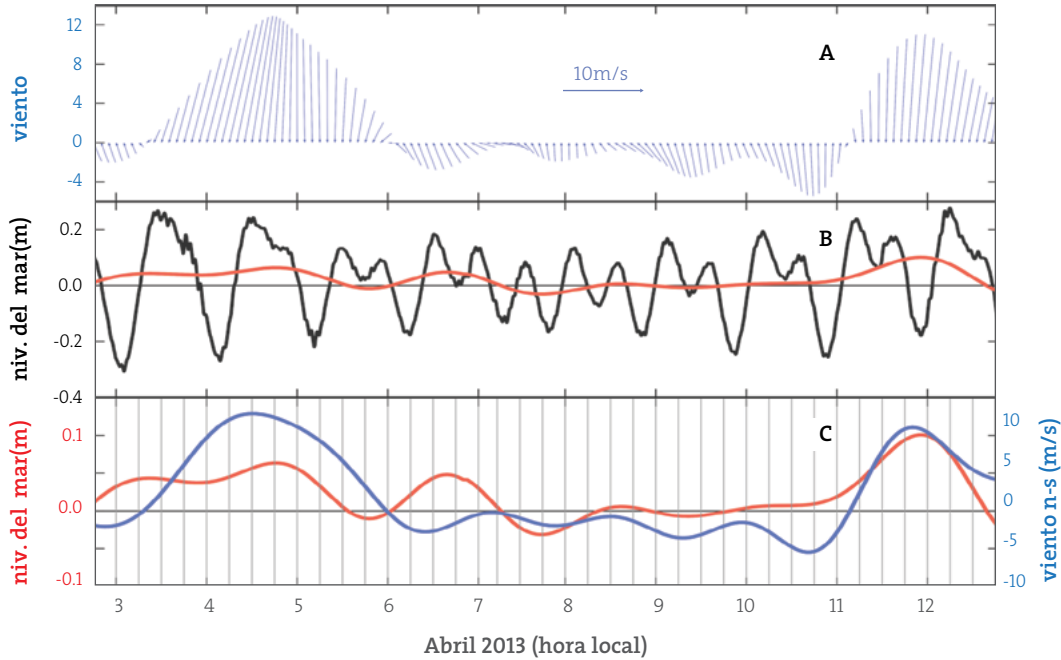


Figura 4. A) Intensidad y dirección de los vientos. B) Nivel del mar: variación horaria (línea negra) y señal filtrada (línea roja). C) Señales filtradas: viento (línea azul) y nivel del mar (línea roja).

► Discusión

El registro de *Heterocapsa rotundata* causando un florecimiento es el primero reportado en la región y en México. La especie ha sido identificada como parte de la comunidad fitoplanctónica en estuarios de España (Trigueros y Orive, 2001), el Mar Mediterráneo (Gómez, 2003), el Mar Negro (Gómez y Boicenco, 2004), el Mar Báltico (Hällfors, 2004), el sur de la porción oriente de Rusia (Medvedeva y Nikulina, 2014), la costa occidental de India (Shahi *et al.*, 2015), entre otros. Aunque la especie no es tóxica y no se han reportado efectos negativos en el ambiente, existen varios registros de florecimientos de esta especie, principalmente en ambientes templados. En estuarios de Carolina del Norte (EUA), *H. rotundata* ha incrementado la frecuencia de sus florecimientos en respuesta a un incremento en la concentración de amonio y en invierno de 2004 alcanzó densidades máximas de 140,000 cél/ml (Rothenberger *et al.*, 2009), lo que es comparable con los resultados presentados en este trabajo, donde las densidades máximas fueron de 110 740 cél/ml. En la Bahía de San Francisco (Cloern *et al.*, 2005) y río York (Marshall, 2009), ambos en EUA, se han presentado florecimientos notorios de la especie.

En el florecimiento del estuario Jamapa no se reportaron u observaron efectos negativos en el ambiente, más que el cambio de coloración del agua. El florecimiento se presentó al debilitarse el frente frío 37. Las condiciones físicas que prevalecieron en los días subsecuentes fueron de marea muerta, esfuerzo del viento débil, y bajo escurrimiento del río Jamapa. Las condiciones de calma del estuario durante este periodo, junto con las temperaturas cálidas del agua, fueron las principales condiciones que favorecieron el crecimiento masivo del dinoflagelado.

La mezcla de la columna de agua inducida por el viento, asociado al paso de los frentes fríos favorece la intrusión de la cuña de sal en el estuario, así como la mezcla de la columna de agua en la vecindad de la desembocadura (Perales y Sanay, 2011), propiciando un aumento de la disponibilidad de nutrientes en la capa superficial de los estuarios fuertemente estratificados. Entre los días 8 y 9 el florecimiento se debilitó y finalmente desapareció. El desvanecimiento del florecimiento coincidió con la inyección de energía cinética al sistema, como es un aumento relativo de la magnitud del viento del sur, condiciones de mareas vivas y la ocurrencia de una anomalía de la superficie libre no asociada al efecto local del viento. El día 8 se registraron otras especies y al finalizar este día se registró la menor densidad celular del florecimiento de *H. rotundata*. En un estuario en España cercano a la Bahía de Vizcaya se presenta un comportamiento similar, ya que ahí, *H. rotundata* aunque se presenta en altas densidades, suele ser sacado del estuario por la marea baja, lo que acentúa su dependencia de las variables físicas (Trigueros y Orive, 2001).

La presencia de altas densidades de *H. rotundata* durante los dos muestreos al día, y la presencia de especies de *Cyclotella* con sus mayores densidades durante la tarde, muestran por un lado la dominancia del dinoflagelado sobre las diatomeas, y por otro lado la importancia del ciclo de marea como un factor estructurador de la comunidad fitoplanctónica. Las altas densidades de *H. rotundata* en otros estudios no han mostrado evidencia de efectos nocivos en el sistema. Incluso se ha comprobado que pueden favorecer a las poblaciones de sus depredadores (por ejemplo el copépodo *Eurytemora carolleae*), lo que propicia una mayor tasa de reclutamiento de peces juveniles (Millete *et al.*, 2015). Este estudio muestra evidencia de que las condiciones físicas fueron claves para el establecimiento de un FAN en el estuario Jamapa sin impactos negativos visibles. Las investigaciones que incorporen la cuantificación de la comunidad zooplanctónica en un futuro deben ser abordadas en antes, durante y después de un FAN para conocer la dinámica de la comunidad planctónica *per se* y para la evaluación de impactos ecológicos.

► Agradecimientos

Se agradece el apoyo del proyecto Ciencia Básica SEP-CONACYT CB-2010-01 número 0153064.

► Literatura citada

- 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. Segunda reunión nacional de la Sociedad Mexicana para el estudio de los florecimientos algales nocivos. 30-31 de octubre 2013, Manzanillo, Colima, México.
- Aké-Castillo, J. A., Okolodkov, Y. B., 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 Gold-Bouchot, G. eds. Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. pp. 133-146. México: UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida.
- Aminot, A. & Rey, F. (2000). Standard procedure for the determination of chlorophyll a by spectroscopic methods. Tech Mar Envir Sci nr. 28. Copenhagen, Denmark: International Council for the Exploration of the Sea.
- Cloern, J. E., Schraga, T. S., Lopez, C. B., Knowles, N., Grover, Labiosa R. & Dugdale, R. (2005). Climate anomalies generate an exceptional dinoflagellate bloom in San Francisco Bay, *Geophys. Research*, 32, L14608.
- Gómez, F. (2003). Checklist of Mediterranean free-living dinoflagellates. *Botánica Marina*, 46, 215-242.
- Gómez, F. & Boicenco, L. (2004). An annotated checklist of dinoflagellates in the Black Sea. *Hydrobiologia*, 517, 43-59.
- Guo, X. & Valle-Levinson, A. (2008). Wind effects on the lateral structure of density-driven circulation in Chesapeake Bay. *Continental Shelf Research*, 28(17), 2450-2471.
- Hall, N. S., Litaker, R. W., Fensin, E., Adolf, J. E., Bowers, H. A., Place, A. R. & Paerl, H. W. (2008). Environmental factors contributing to the development and demise of a toxic dinoflagellate (*Karlodinium veneficum*) bloom in a shallow, eutrophic, lagoonal estuary. *Estuaries and Coasts*, 31(2), 402-418.
- Hall, N. S., Paerl, H. W., Peierls, B. L., Whipple, A. C. & Rossignol, K. L. (2013). Effects of climatic variability on phytoplankton community structure and bloom development in the eutrophic, microtidal, New River Estuary, North Carolina, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117, 70-82.
- Hällfors, G. (2004). Checklist of Baltic Sea Phytoplankton Species (including some heterotrophic protistan groups) - *Baltic Sea Environment Proceedings*, (95), 1-208.
- Haralambidou, K., Sylaios, G. & Tsihrintzis, V.A. (2010). Salt-wedge propagation in a Mediterranean micro-tidal river mouth. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 90(4), 174-184.
- Ibañez, C., Pont, D. & Prat, N. (1997). Characterization of the Ebre and Rhone estuaries: A basis for defining and classifying salt wedge estuaries. *Limnology and Oceanography*, 42(1), 89-101.
- Kasai, A., Hill, A. E., Fujiwara, T. & Simpson, J. H. (2000). Effect of the Earth's rotation on the circulation in regions of freshwater influence. *Journal of Geophysical Research: Oceans* (1978–2012), 105(C7), 16961-16969.
- LeGresley, M. & McDermott, G. (2010). Counting chamber methods for quantitative phytoplankton analysis - haemocytometer, Palmer-Maloney cell and Sedgewick-Rafter cell. En: Karlson, B., Cusack, C. & Bresnan, E. eds. Microscopic and molecular methods for

- quantitative phytoplankton analysis. (IOC Manuals and Guides, no. 55.) (IOC/2010/MG/55). pp 25-30. Paris: UNESCO.
- Marshall, H.G. (2009). Phytoplankton of the York River. *Journal of Coastal Research*, 57, 59-65.
- Medvedeva, L. A. & Nikulina, T. V. (2014). Catalogue of freshwater algae of the southern part of the Russian Far East. (en ruso). Vladivostok: Dalnauka.
- Millete, N. C., King, G. E. & Pierson, J. J. (2015). A note on the survival and feeding of copepod nauplii (*Eurytemora carolleeae*) on the dinoflagellate *Heterocapsa rotundata*. *Journal of Plankton Research*, 37(6), 1095-1099.
- Ortiz-Lozano, L., Granados-Barba, A. & 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
- Perales-Valdivia, H. & Sanay, R. (2011). The hydrography of a highly stratified estuary located in a tropical and microtidal region: The Jamapa River. Biennial Conference of the coastal and estuarine research federation: Societies, estuaries and coasts adapting to change. Daytona, FL, USA.
- Pérez-Maqueo, O., Muñoz-Villers, L., Vázquez, G., Equihua M. y León, P. (2011). Hidrología. En: La biodiversidad en Veracruz: estudio de estado. Vol. I. pp. 289-292. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México: Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C.
- Rodríguez-Gómez, C. F., Aké-Castillo J. A. y Campos-Bautista, G. (2013). Productividad primaria bruta y respiración planctónica en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Hydrobiológica*, 23(2): 143-153.
- Rodríguez-Gómez, C. F., Aké-Castillo, J. A., Campos-Bautista, G. y Okolodkov, Y. B. (2015). Revisión del estudio del fitoplancton en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *E-Bios*, 2(8), 178-191.
- Rothenberger, M. B., Burkholder, J. M. & Wentworth, T. R. (2009). Use of long-term data and multivariate ordination techniques to identify environmental factors governing estuarine phytoplankton species dynamics. *Limnology and Oceanography*, 54(6), 2107–2127.
- Sanay, R. (2003). Wind-induced exchange in semi-enclosed basins. Department of Ocean, Earth, and Atmospheric Sciences, Old Dominion University.
- Sanay, R. & Perales, H. (2013). Effect of temporal variations of river discharge and wind-stress on the position of salt wedge in a micro-tidal river mouth. 22nd Biennial Conference of the Coastal and Estuarine Research Federation. Toward Resilient Coasts and Estuaries, Science for Sustainable Solutions. 3-7 November 2013, San Diego, CA.
- Scully, M. E., Friedrichs, C. & Brubaker, J. (2005). Control of estuarine stratification and mixing by wind-induced straining of the estuarine density field. *Estuaries*, 28(3), 321-326.
- Shahi, N., Godhe, A., Kumar Mallik, S., Härnström K. & Bhusan N. B. (2015). The relationship between variation of phytoplankton species composition and physico-chemical parameters in northern coastal waters of Mumbai, India. *Indian Journal of Geo-Marine Science*, 44(5), 673-684.
- Tang, D., Kester, D. R., Ni, I. H., Qi, Y. & Kawamura, H. (2003). In situ and satellite observations of a harmful algal bloom and water condition at the Pearl River estuary in late autumn 1998. *Harmful Algae*, 2(2), 89-99.
- Trigueros, J. M. & Orive, E. (2001). Seasonal variations of diatoms and dinoflagellates in a shallow, temperate estuary, with emphasis on neritic assemblages. *Hydrobiologia*, 444, 119–133.

- Watanabe, K., Kasai, A., Antonio, E. S., Suzuki, K., Ueno, M. & Yamashita, Y. (2014). Influence of salt-wedge intrusion on ecological processes at lower trophic levels in the Yura Estuary, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 139, 67-77.
- Wong, K. C. (1994). On the nature of transverse variability in a coastal plain estuary. *Journal of Geophysical Research-All Series*, 99, 14-209.

Especies fitoplanctónicas formadoras de florecimientos algales en los sistemas fluvio-deltáicos Palizada del Este y Pom-Atasta

Muciño-Márquez, Rocío Elizabeth¹; Figueroa-Torres, María Guadalupe²; Aguirre-León, Arturo³.

¹ Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, posgrado de Ciencias Biológicas y de la Salud. Calzada del Hueso Núm. 1100, Colonia Villa Quietud, CP 04960. Ciudad de México.

² Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Laboratorio de Ficológia. Calzada del Hueso Núm. 1100, Colonia Villa Quietud, CP 04960. Ciudad de México.

³ Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Laboratorio de Ecología Costera y Pesquerías. Calzada del Hueso Núm. 1100, Colonia Villa Quietud, CP 04960. Ciudad de México. mucinoelizabeth@gmail.com



Resumen

En este trabajo se identificó la composición y la abundancia de las especies que forman Florecimientos Algales Nocivos (FAN) en los sistemas fluvio-deltáicos Pom-Atasta (PA) y Palizada del Este (PE), en los meses de febrero y octubre de 2011. En 10 sitios, tanto en superficie y en la zona eufótica, se recolectaron muestras de agua utilizando una botella Van Dorn. En los dos sistemas se identificaron 32 especies potencialmente formadoras de FAN, de las cuales 10 producen toxinas (tres dinoflagelados y siete cianobacterias). Estas especies presentaron bajas abundancias (0.5 a 80×10^3 cél/l) y no rebasaron el millón de células por litro. Una de las causas que impidieron la formación de FAN se puede atribuir a la dinámica hidrológica de los sistemas que generan una heterogeneidad en la salinidad. Para prevenir una situación de vulnerabilidad por la presencia y posible desarrollo de especies nocivas, es necesario implementar un programa de monitoreo en estos sistemas.

Palabras clave: Dinoflagelados, cianobacterias, toxinas, Campeche.

Abstract

Through this work, the composition and abundance of species which are harmful or toxic algal blooms (HAB) was identified in the fluvial-lagoon systems Pom-Atasta (PA) and Palizada del Este (PE), in February and October 2011. Water samples were collected in ten sampling sites in each lagoon, with a Van Dorn bottle at the surface and in the euphotic zone of the water column. In both systems, 32 species were identified the HAB, of which 10 species produce toxins, three were dinoflagellates and 7 cyanophytes. These species had low abundances (0.5 to 80×10^3 cel/l), they not exceeded the million cells per liter. One of the causes that prevented the formation of FAN can be attributed to the hydrological dynamics of the systems that generate heterogeneity in salinity. To prevent a situation of vulnerability by the presence and possible development of harmful species is necessary to implement a monitoring program in these systems.

Key words: Dinoflagellates, cyanobacteria, toxins, Campeche.



► Introducción

El fitoplancton constituye una de las comunidades más complejas del ambiente costero, la cual se mantiene a merced de los movimientos de las aguas. En respuesta, las numerosas especies que la componen presentan estrategias de captación de nutrientes y reacción rápida a fluctuaciones de las condiciones hidrográficas (Silver y Platt, 1978). Algunas especies del fitoplancton, bajo condiciones ambientales muy específicas, proliferan de forma masiva, formando florecimientos algales nocivos (Zingone y Enevoldsen, 2000; Garcés *et al.*, 2002). En Campeche, en 1965, se reportó el primer cambio de coloración en el agua de mar producido por el dinoflagelado *Scrippsiella trochoidea* (Zernova, 1970, 1982), y en 1976 se reportó una mortandad de peces debido a microalgas (Cortés-Altamirano, 2002). En la actualidad son más frecuentes los reportes de florecimientos algales (Del Ángel-Tafoya, 2013; Poot-Delgado *et al.*, 2016), como en el caso del litoral Campechano: en la bahía de San Francisco de Campeche, en Nuevo Campechito, en el Cañón de Campeche, en la costa de Calkini, Hecelchakan y Champotón, son los lugares que se han reportado florecimientos algales producido por diferentes especies

de microalgas, como *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, *Karenia brevis*, *Peridinium quinquecorne*, *Rhizosolenia* spp., *Chaetoceros* spp., *Pseudo-nitzschia* spp. y *Trichodesmium* spp. (Roujiyaynen *et al.*, 1968; Aldeco *et al.*, 2009; Poot-Delgado *et al.*, 2009; Del Ángel-Tafoya, 2013). Destacan los florecimientos algales de 2012 y 2013, reportando la presencia de la cianobacteria *Cylindropermosis cuspidis* en la Laguna de Términos, causando el cierre temporal de la actividad de extracción de *Crassostrea virginica* durante 15 días (Poot-Delgado *et al.*, 2016). En la costa de Champotón ocurrió una mortandad de peces y de mantarrayas provocado por *Rhizosolenia* spp. (Rendón von Osten *et al.*, 2013). Sin embargo, las investigaciones enfocadas al estudio de la taxocenosis fitoplanctónica en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta (PA) y Palizada del Este (PE) son escasas. En PA, Barreiro-Güemes y Aguirre-León (1999) realizaron un estudio de la distribución espacio temporal de la biomasa fitoplanctónica. Estos sistemas están asociados a la Laguna de Términos, Campeche, México, y son áreas de almacenamiento y transporte de sedimentos, materia orgánica, nutrientes, detritos y organismos. Además, contribuyen el aporte de agua dulce a la Laguna de Términos (Rojas-Galavíz *et al.*, 1990). Por tal motivo, el objetivo de este trabajo fue determinar las especies fitoplanctónicas formadoras de FAN en los sistemas fluvio-deltáicos Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacente a la Laguna de Términos.

► Materiales y métodos

El sistema PA se encuentra en la porción occidental de la Laguna de Términos entre los 18°30' y 18°35' N y los 91°50' y 92°20' O. Su ubicación geográfica queda comprendida dentro de la llanura costera del sur del Golfo de México, formada por los ríos Grijalva y Usumacinta (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1982). Por otra parte, el sistema PE se localiza en la porción suroeste de la Laguna de Términos, entre los 18°29'13" y 18°29'04" N y los 91°44'36" y 91°51'31" O (Figs. 1 A-C). Las zonas de estudio se caracterizan por tener tres épocas climáticas: secas (marzo-mayo), lluvias (junio-octubre) y nortes (noviembre-febrero).

Se realizaron dos muestreos del fitoplancton el 12 y 13 de febrero (nortes), y el 15 y 16 de octubre (lluvias) de 2011 en los sistemas fluvio-deltáicos PA y PE (Figs. 1B, C). Se recolectaron muestras de agua para identificar las especies del fitoplancton formadores de FAN en 10 sitios para cada laguna, tanto en superficie como en medio fondo (zona eufótica), para lo cual se utilizó una botella Van Dorn, dando un total de 80 muestras, las cuales se colocaron en frascos de 250 ml y se fijaron con acetato-lugol en una proporción de 1:100 respecto a la muestra. Se midió la transparencia del agua con un disco de Secchi.

Para la cuantificación del fitoplancton formador de FAN, las muestras se homogenizaron y se tomaron alícuotas de 2 ml, las cuales se depositaron en cámaras de Utermöhl (Hasle, 1978), y se revisaron en un microscopio invertido Olympus CK40, utilizando objetivos de 40 X y 100X. Para la obtención de imágenes se empleó una cámara SONY de 7.2 mega píxeles. Para la identificación de las especies del fitoplancton productor de FAN, se consultaron las obras de Schiller (1937); Prescott (1970); Dodge (1982); Fukuyo *et al.* (1990); Licea *et al.* (1995); Moreno *et al.* (1996); Komárek y Anagnostidis (1999, 2005); Faust *et al.* (1999); Gárate-Lizárraga *et al.* (2009); Otaño (2009); Ha ler y Poulí ková (2010); Valadez *et al.* (2010) y Novelo (2011). Se consultó el sistema AlgaeBase para verificar los nombres taxonómicos aceptados (Guiry y Guiry, 2015).

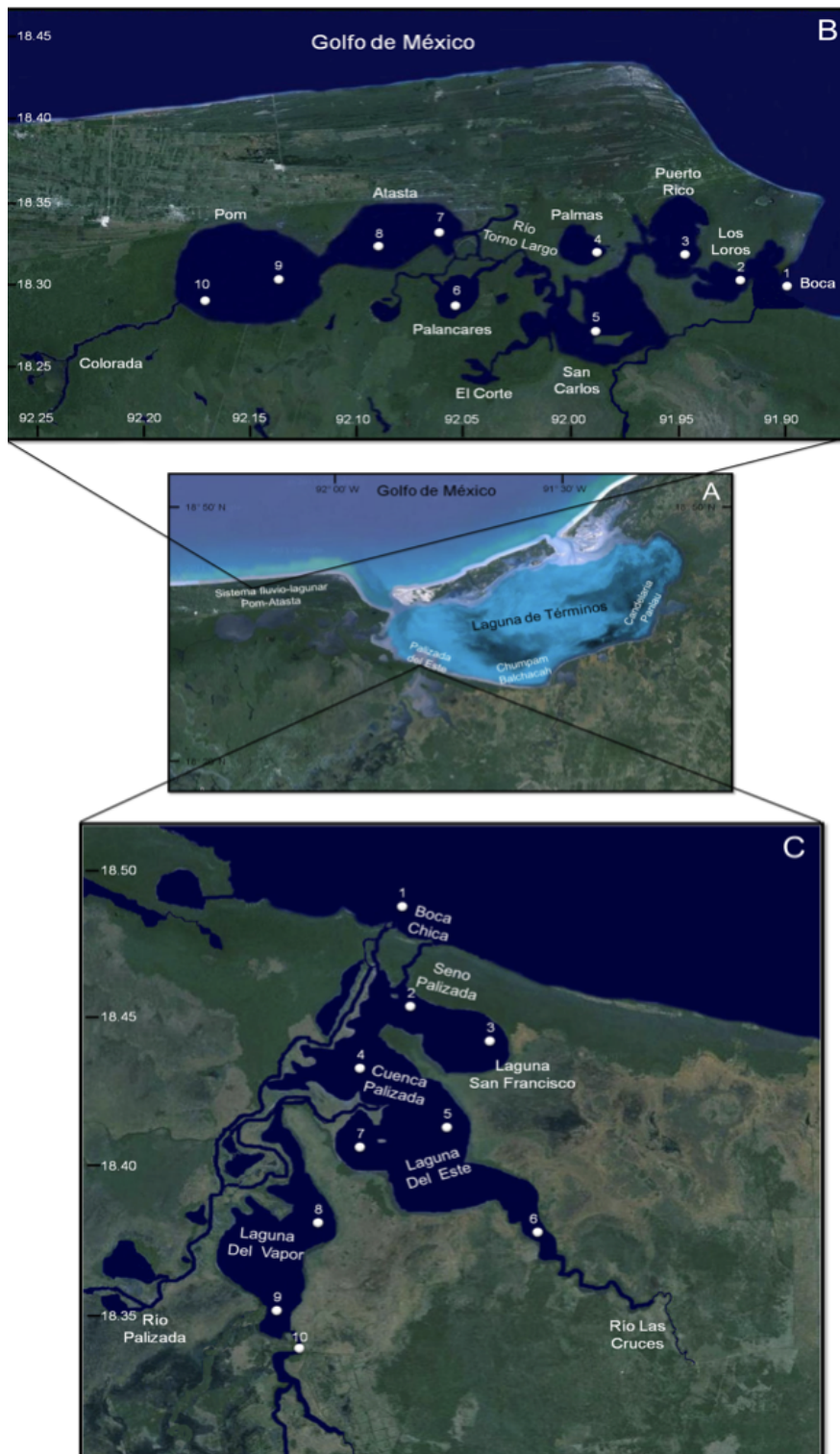


Figura 1. (A) Localización geográfica de los sistemas fluvio-deltaico, (B) Pom-Atasta y (C) Palizada del Este. Laguna de Términos, Campeche, México, en el sur del Golfo de México y sitios de muestreo.

► Resultados y discusión

La presencia de las especies de florecimientos algales varió en los dos sistemas fluvio-deltáicos, registrando un total de 32 especies formadoras de FAN, de las cuales 10 especies producen toxinas, como fue el caso de los dinoflagelados *Gonyaulax spinifera*, *Prorocentrum cordatum* y *P. rhathymum*, y las cianofitas *Anabaenopsis circularis*, *A. elenkinii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Cylindrospermopsis cuspis*, *C. philippinensis*, *Dolichospermum circinalis* y *Pseudanabaena catenata* (Tabla 1, Fig. 2).

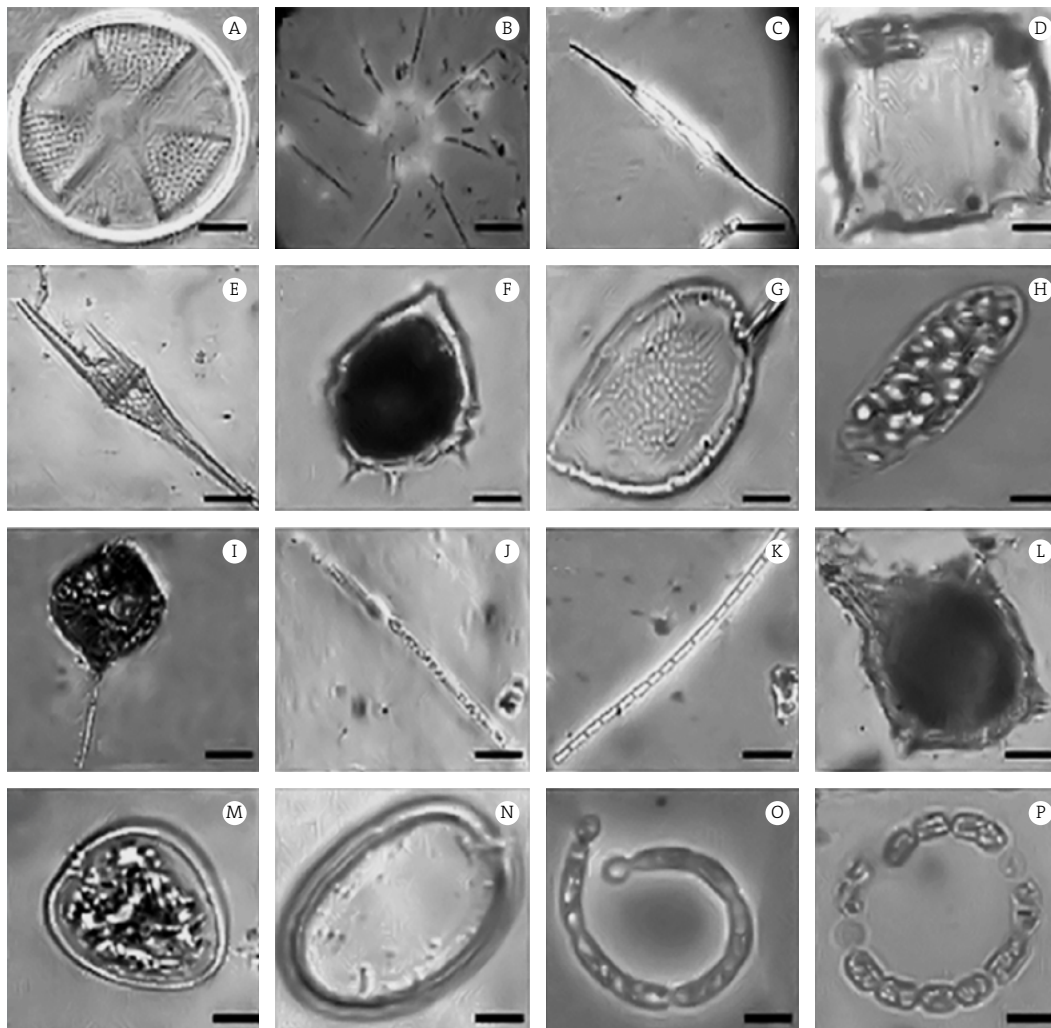


Figura 2. Especies de fitoplancton formadores de florecimientos algales nocivos: A) *Actinocyclus senarius*, B) *Asterionellopsis glacialis*, C) *Cylindrotheca closterium*, D) *Odontella aurita*, E) *Neoceratium furca*, F) *Peridinium quinquecorne*, G) *Prorocentrum micans*, H) *Euglena viridis*, I) *Phacus tortus*, J) *Aphanizomenon schindleri*, K) *Pseudanabaena limnetica*; L) *Gonyaulax spinifera*, M) *Prorocentrum cordatum*, N) *Prorocentrum rhathymum*, O) *Anabaenopsis circularis*, P) *Anabaenopsis elenkinii*.

Tabla 1. Abundancias (1 x 10³ cél/l) de las especies fitoplanctónicas formadoras de florecimientos algales (FAN) en Pom-Atasta y Palizada del Este. Superficie (s) y zona eufótica (ze).

Especie	Pom-Atasta				Palizada del Este			
	Febrero		Octubre		Febrero		Octubre	
	s	ze	s	ze	s	ze	s	ze
Bacillariophyta								
<i>Actinocyclus senarius</i>	0.5	0.5	-	0.5	3	3	-	-
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	11	7	-	-	4	2	-	-
<i>Bacillaria paxifiller</i>	-	15.5	1.5	2	-	3	0.5	0.5
<i>Coscinodiscus concinnus</i>	0.5	-	-	0.5	-	-	-	-
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1	-	3.5	5	0.5	0.5	2.5	4
<i>Cylindrotheca closterium</i>	5	52.5	3.5	2	9	13	1	1
<i>Ditylum brightwellii</i>	0.5	5	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia sigma</i>	0.5	6	-	0.5	-	-	-	-
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	-	3	-	-	-	-	-	-
<i>Thalassiosira eccentric</i>	-	-	0.5	0.5	-	2	-	-
Dinophyta								
<i>Gonyaulax spinifera</i>	0.5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neoceratium furca</i>	1.5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phalacroma oxytoides</i>	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Peridinium quinquecorne</i>	-	0.5	0.5	24	0.5	0.5	-	-
<i>Prorocentrum gracile</i>	-	0.5	-	-	-	-	-	-
<i>Prorocentrum micans</i>	-	0.5	-	-	-	-	-	-
<i>Prorocentrum cordatum</i>	0.5	-	-	-	6.5	16.5	-	-
<i>Prorocentrum rathymum</i>	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Prorocentrum triestinum</i>	-	-	-	-	0.5	-	-	-
<i>Scropsiella trochoidea</i>	1.5	-	-	-	1.5	1	-	-
Cyanophyta								
<i>Anabaenopsis circularis</i>	-	10	-	-	-	-	-	-
<i>Anabaenopsis elenkini</i>	-	-	-	-	-	4.5	-	4
<i>Aphanizomenon ovalisporum</i>	-	0.5	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanizomenon schindleri</i>	-	0.5	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindropermopsis cupsis</i>	0.5	-	-	-	8.2	-	-	-
<i>Cylindropermopsis philippinesis</i>	-	-	-	-	-	-	-	9
<i>Dolichospermum sigmoideum</i>	-	-	-	-	-	0.5	-	-

<i>Pseudanabaena catenata</i>	-	4	6	-	4	80	10	15.5
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	5.5	5.5	35.5	10	-	50	25.5	25
Euglenophyta								
<i>Euglena viridis</i>	-	-	3.5	2	0.5	0.5	2	1.5
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	0.5	-	-	-

Las especies formadoras de FAN en estos sistemas se reportaron en abundancias entre los 0.5 a 80×10^3 cél/l en ambas temporadas climáticas (Tabla 1), no causando daño a los organismos acuáticos; la abundancia poblacional no rebasó 1×10^6 cél/l dadas las características de la hidrodinámica en el sistema y la pronta respuesta de las especies a estos cambios, aunado a que presentan ciclos de vida cortos, lo que pudo generar las condiciones necesarias para que estas especies pudieran formar florecimientos algales (Smayda, 1980; Verdugo-Díaz, 2004). En otros ecosistemas costeros, los florecimientos de especies reportadas en este estudio han ocasionado mortandad de peces y pérdidas económicas (Cortés-Altamirano y Licea-Durán, 1999; Orellana-Cepeda *et al.*, 2002; De la Lanza-Espino y Gómez-Rojas, 2005).

Asimismo, se registraron especies potencialmente productoras de toxinas, como los dinoflagelados *Gonyaulax spinifera*, que se ha reportado como productor de yessotoxina; *Prorocentrum cordatum*, que produce hepatotoxina, y *P. rhathymum*, que produce envenenamiento diarreico por consumo de mariscos (Fukuyo *et al.*, 1990; Hernández-Orozco y Gárate-Lizárraga, 2006; Sar *et al.*, 2010). En Bolinao, Filipinas, en 2002, el florecimiento de *P. cordatum* provocó muerte de peces, causando pérdidas económicas de aproximadamente 9 millones de dólares (Diego-McGlone *et al.*, 2008). También se reportaron especies de cianobacterias que producen hepatotoxina, como el género *Anabaenopsis*. En el caso de *A. circularis* y *A. elenkinii* (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003; Walker, 2004; Komárek, 2005), se ha reportado que en estanques de cultivo de camarón han ocasionado disminución de oxígeno disuelto (Cortés-Altamirano y Licea-Durán, 1999). *Aphanizomenon ovalisporum* puede producir cilindrospermopsinas, saxitoxinas o anatoxinas (Pollingher *et al.*, 1998; Banker *et al.*, 2000; Quesada *et al.*, 2006; Cirés-Gómez y Quesada de Corral, 2011). *Dolichospermum circinalis*, en el Río Darling, Australia, formó un florecimiento algal neurotóxico en 1991, causando muerte de ganado (Bowling y Baker, 1996). Igualmente, especies del género *Cylindrospermopsis*, como *C. cuspis* y *C. philippinensis* producen microcistinas y envenenamiento paralizante por consumo de mariscos (Hawkins *et al.*, 1985; Carneiro *et al.*, 2009; Berry y Lind, 2010). En la Laguna de Términos, en octubre de 2012 se reportó un florecimiento de *C. cuspis*, con abundancias de 1.3×10^6 cél/l (Poot-Delgado *et al.*, 2016). En este estudio, en el mes de febrero se reportó con bajas abundancias esta misma especie.

Unas de las causas posibles de que no se presentaran especies formadoras de FAN pudo ser originado por la mezcla de agua marina y continental, como lo han reportado Madigan *et al.* (2004), quienes indicaron que algunas microalgas son sensibles a los cambios bruscos en la salinidad, ya que estas células no resisten los choques osmóticos. La ausencia de FAN en la temporada de estudio (invierno y otoño) puede deberse a que en la región sólo se han presentado durante el verano con condiciones de alta disponibilidad de nutrientes, aumen-

to de temperatura, salinidad, pH, alta evaporación y con estratificación marcada en la columna de agua (Carvalho *et al.*, 2008; Carvajal, 2011).

► Conclusión

En los sistemas PA y PE se detecta la presencia de especies formadoras de FAN en la temporada de nortes y lluvias. Las abundancias reportadas de estas especies en este estudio no rebasaron el millón de cél/l. Una de las causas de la ausencia de FAN pudo ser la dinámica hidrológica que genera heterogeneidad en la salinidad. Para prevenir una situación de vulnerabilidad ante la alteración por la presencia y posible desarrollo de especies nocivas, se requiere monitorear estos sistemas. Es importante seguir realizando estudios de identificación y cuantificación del fitoplancton formador de FAN, ya que brindan conocimiento de la ecología y la dinámica de los FAN en los sistemas estudiados y ayudarían a prevenir efectos negativos sobre los ecosistemas y la salud humana.

► Agradecimientos

Este estudio fue apoyado por la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. Al proyecto Ecología y evaluación de comunidades de peces en sistemas costeros de Veracruz y Campeche, Golfo de México y sistemas coralinos de Quintana Roo, Caribe Mexicano, así como al proyecto Mareas Rojas Emergentes de México.

► Literatura citada

- Aldeco, J., Monreal-Gómez, M. A., Signoret, M., Salas de León, D. A. & Hernández-Becerril, D. U. (2009). Occurrence of a subsurface anticyclonic eddy fronts, and *Trichodesmium* spp. over the Campeche Canyon region, Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas*, 35(4), 333-344.
- Alonso-Rodríguez, R. & Páez-Osuna, F. (2003). Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*, 219(1-4), 317-336.
- Banker, R., Teltsch, B., Sukenik, A. & Carmeli, S. (2000). 7-Epicylindrospermopsin, a toxic minor metabolite of the cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* from Lake Kinneret, Israel. *Journal of Natural Products*, 63, 387-389.
- Barreiro-Güemes, M. T. y Aguirre-León A. (1999). Distribución espaciotemporal de la biomasa fitoplanctónica en el sistema fluvio-lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 47(Supl. 1), 27-35.
- Berry, J. P. & Lind, O. (2010). First evidence of paralytic shellfish toxins and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system, Lago Catemaco, and apparent bioaccumulation of the toxins in "tegololo" snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicon*, 55: 930-938.

- Bowling, L. C. & Baker, P. D. (1996). Major cyanobacterial bloom in the Barwon-Darling River, Australia, in 1991, and underlying limnological conditions. *Marine and Freshwater Research*, 47, 643–657.
- Carneiro, R. L., Santos, M. E. V., Pacheco, A. B. F. & Azevedo, S. M. F. O. (2009). Effects of light intensity and light quality on growth and circadian rhythm of saxitoxins production in *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). *Journal of Plant Research*, 31(5), 481-488.
- Carvajal, G. (2011). Ocurrencia de floraciones de cianobacterias tóxicas en cuerpos de agua dulce, Argentina. Estudio de campo y análisis de datos. (Tesis de Maestría). Cátedra de Toxicología de la Facultad de Ciencias Exactas, Laboratorio Científico de Ficología, Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata. Argentina.
- Carvalho, M., Gíanesella, M. S. F. & Saldanha-Corrêa, F. M. P. (2008). *Trichodesmium erythraeum* bloom on the continental shelf off Santos, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56(4), 10-12.
- Cirés-Gómez, S. y Quesada de Corral, A. (2011). *Catálogo de cianobacterias planctónicas potencialmente tóxicas de las aguas continentales españolas*. (1ª ed.). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España.
- Cortés-Altamirano, R. y Licea-Durán, S. (1999). Florecimientos de microalgas nocivas en estanques para cultivo semi-intensivo de camarón en México. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 41, 157-166.
- Cortés-Altamirano, R. (2002). *Contaminación de recursos pesqueros por microalgas nocivas. En La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. (1ª ed.). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de la Pesca y Universidad Veracruzana. Ver. México.
- De la Lanza-Espino, G. & Gómez-Rodríguez, G. (2005). Analysis of the short term geo-environmental evolution of an endorrey basin using satellite images: the case of Tecocomulco Lagoon, Mexico. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 58, 66-79.
- Del Ángel-Tafoya, F. (2013). 10 Años de monitoreo en la atención de florecimiento algal en el Estado de Campeche. *Reunión de Responsables Nacionales y Estatales de los Temas de Moluscos Bivalvos y Marea Roja. Comisión de Operación Sanitaria*. Dirección Ejecutiva de Programas Especiales. 8 al 12 de Julio del 2013. Ensenada, Baja California, México.
- Diego-McGlone, M., Azanza, R., Villanoy, C. & Jacinto, G. (2008). Eutrophic waters, algal bloom and fish kill in fish farming areas in Bolinao, PAN gasinan, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 57, 295-301.
- Dodge, J. D. (1982). *Marine Dinoflagellates of the British Isles*. (1st ed.). HMSO London, Inglaterra.
- Faust, M. A., Larsen, J. & Moestrup, O. (1999). ICES identification leaflet for plankton. *Natural Environment Research Council Plymouth Marine Laboratory Leaflet*, 84, 28.
- Fukuyo, Y., Takano, H. & Chihara, M. (1990). *Red tide organisms in Japan*. (1st ed.). Uchida Rokakuho, Tokyo. Japan.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C. J., Aguirre-Bahena, F. & Grayeb-Del Alamo, T. (2009). A multi-species microalgae bloom in Bahía de La Paz, Gulf of California, México (June 2008). *CICIMAR Oceánides*, 24(1), 15-29.
- Garcés, E., Zingone, A., Montresor, M., Reguera, B. & Dale, B. (2002). *LIFEHAB: life histories of microalgal species causing harmful blooms*. (1st ed.). Office for the Official Publications of the European Communities, Luxemburgo, España.
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2015). Algae Base. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org/>

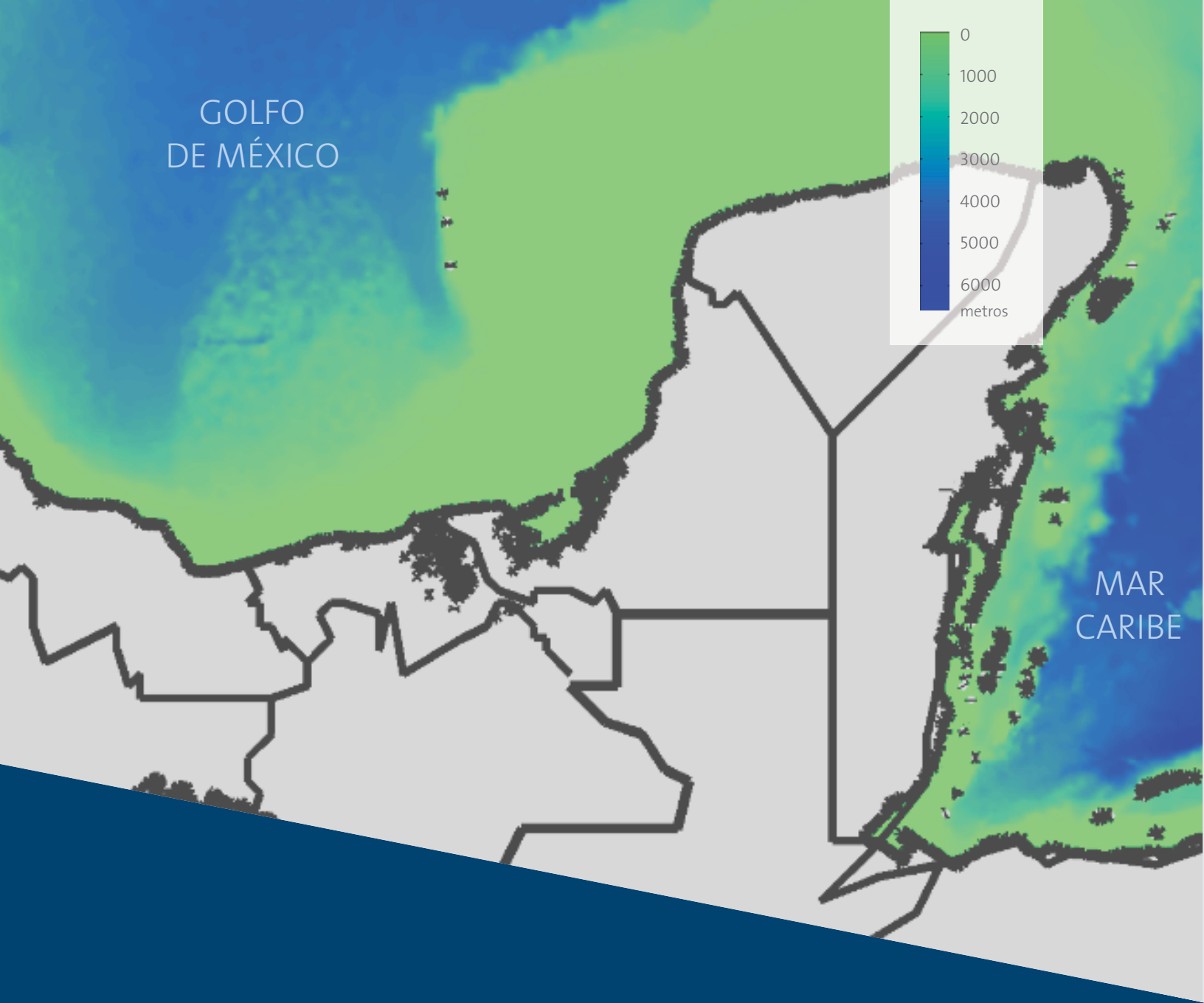
- Gutiérrez-Estrada, M., Malpica-Cruz, V. M. y Martínez-Reyes, J. (1982). Geomorfología y sedimentos recientes del sistema lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 9, 89-100.
- Hasle, G. R. (1978). Using the inverted microscope, In: Sournia, A. (1st ed.). *Phytoplankton Manual*. 191-196. Paris, UNESCO.
- Hašler, P. & Pouličková A. (2010). Diversity, taxonomy and autecology of autochthonous epipellic cyanobacteria of the genera *Komvophoron* and *Isocystis* (Borziaceae, Oscillatoriales). *Biología*, 65(1), 7-16.
- Hawkins, P. R., Runnegar, M. T. C., Jackson, A. R. B. & Falconer, I. R. (1985). Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Rau isolated from a domestic water supply reservoir. *Applied and Environmental Microbiology*, 50(5), 1292-1295.
- Hernández-Orozco, M. L. y Gárate-Lizárraga, I. (2006). Síndrome de envenenamiento paralizante por consumo de moluscos. *Revista Biomédica*, 17, 45-60.
- Komárek, J. (2005). Phenotype diversity of the heterocytous cyanoprokaryotic genus *Anabaenopsis*. *Journal of Czech Phycological Society*, 5, 1-35.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1999). Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1, Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. & Mollenhauer, D. eds. Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm. pp. 1-548. Germany.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005). Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2, Cyanoprokaryota 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. In: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G. & Schagerl, M. eds. München: Elsevier/Spektrum, Heidelberg. pp. 1-548. Germany.
- Licea, S., Moreno, J. L., Santoyo, H. y Figueroa, G. (1995). *Dinoflageladas del Golfo de California*. (1^a ed.). México: Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. y Parker, J. (2004). *Brock: Biología de los Microorganismos*. (8^a ed.). Prentice Hall, Madrid.
- Moreno, J. L., Licea, S. & Santoyo, H. (1996). *Diatomeas del Golfo de California*. (1^a ed.). México: Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Novelo, E. (2011). *Cyanoprokaryota. Fascículo 90 Serie: Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*. (1^a ed.). México: Medina, R. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Orellana-Cepeda, E., Granados-Machuca, C. & Serrano-Esquer, J. (2002). *Ceratium furca*: One possible cause of mass mortality of cultured blue fin tuna at Baja California, Mexico. In: Steidinger, K. A., Landsberg, J. H., Tomas, C. R. & Vargo, G. A., eds. *Harmful Algae 2002. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography y Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*, pp. 514-516, USA.
- Otaño, S. H. (2009). First report of the cyanobacterium *Aphanizomenon schindleri* (Nostocales, Cyanophyceae) in River Uruguay, Argentina. *Algological Studies*, 131, 35-42.
- Pollinger, U., Hadas, O., Yacobi, Y. Z., Zohary, T. & Berman, T. (1998). *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti) in Lake Kinneret, Israel. *Journal of Plankton Research*, 20, 1321-1339.
- Poot-Delgado, C. A., Novelo-Salazar, R. A. y Pérez-Cruz, B. (2009). Primer reporte de *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* (Gonyaulacales: GoniDOMATAceae) dinoflagelado tóxico, en la Bahía de Campeche, México. XVI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar Dirección General de Educación en Ciencia y Tecnología del Mar, 5 al 7 de octubre, 2009, Colima, México.

- Poot-Delgado, C. A., Okolodkov, Y. B., Aké-Castillo, J. A. & Rendón-von Osten, J. (2016). Blooms of *Cylindrospermopsis cuspis* in oyster beds of Terminos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Harmful Algae News*, 53, 10.
- Prescott, G. W. (1970). *The freshwater algae*. (ed.). W.M.C. Brown Company Publishers Washington DC. USA.
- Quesada, A., Moreno, E., Carrasco, D., Paniagua, T., Wormer, L., de Hoyos, C. & Sukenik, A. (2006). Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in a Spanish water reservoir. *European Journal of Phycology*, 41, 39-45.
- Rendón von Osten, J., Lara-Flores, M. y Gamboa, B. (2013). Florecimientos algales nocivos (fan): eventos que pueden matar ballenas. *JAINA*, 25(2), 5-10.
- Rojas-Galaviz, J. L., Vera-Herrera, F., Yáñez-Arancibia, A. & Day, Jr. J. W. (1990). Ecosystem dynamics of the Palizada River Delta, México: The role of the dual riverine/tidal subsidy in a tropical tidal freshwater environment. *Estuaries*, 42(3), 663-672.
- Roujijaynen, M. I., Georgieva, L. V. & Senichkina, L. G. (1968). Composition, quantitative development and distribution of phytoplankton in the Central-American seas. In: Okolodkov, Y. B. (2003). Una revisión de investigaciones rusas de plancton en el Golfo de México y Mar Caribe en los 1960-1980's. *Hidrobiológica*, 13(3), 207-221.
- Sar, E. A., Sunesen, I., Lavigne, A. S. & Goya, A. B. (2010). *Dinophysis* spp. asociados a detección de toxinas diarreicas en moluscos (DSTs) y a intoxicación diarreica en humanos (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45, 451-460.
- Schiller, J. (1937). Dinoflagellatae (Peridineae) in monographischer Behandlung. 2. Teil, Lieferung 4. In: Kolkwitz, R., Zehnter Band. Flagellatae. In Dr. L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Leipzig, Akademische Verlagsgesellschaft, pp. 481-590. Leipzig, Alemania.
- Silver, W. & Platt, T. (1978). Energy flux in the pelagic ecosystem: A time-dependent equation. *Limnology Oceanography*, 23(4), 813-816.
- Smayda, T. (1980). *Phytoplankton species succession*. In Morris, I., (ed.). The Physiological Ecology of Phytoplankton. Studies in Ecology 7. Oxford Blackwell Scient. Pub. USA:
- Valadez, F., Rosiles-González, G. & Carmona, J. (2010). Euglenophytes from Lake Chignahuapan, Mexico. *Cryptogamie, Algologie*, 31, 305-319.
- Verdugo-Díaz, G. (2004). Respuesta ecofisiológica del fitoplancton ante la variabilidad ambiental en una Bahía subtropical de Baja California Sur, México. (Tesis Doctoral) Centro Interdisciplinario Ciencias del MAR -IPN, La Paz, BCS. México.
- Zernova, V. V. (1970). On changes in colour of water in the Gulf of Mexico produced by planktonic algae. *Oceanological Studies (USSR)*, 20, 105-109.
- Zernova, V. V. (1982). On the dependence of the quantitative development of phytoplankton on the abiotic factors in the Gulf of Mexico. In: Okolodkov, Y. B. (2003). Una revisión de investigaciones rusas de plancton en el Golfo de México y Mar Caribe en los 1960-1980's. *Hidrobiológica*, 13(3), 207-221.
- Zingone, A. & H.O. Enevoldsen. (2000). The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean and Coastal Management*, 43, 725-748.



5

**CARIBE
MEXICANO**



05 CARIBE MEXICANO

Introducción

Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe Mexicano (2014-2015)

El género *Gambierdiscus* de Quintana Roo, México

Morfología y taxonomía de los géneros *Ostreopsis* y *Coolia* en el Caribe Mexicano

Proliferaciones de *Lyngbya* en arrecifes coralinos del Caribe Mexicano



Introducción

Almazán-Becerril, Antonio¹

¹ Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Ciencias del Agua. Calle 8 Núm. 39, manzana 29, SM 64, CP 77500. Cancún, Quintana Roo, México. almazan@cicy.mx

La región mexicana del Caribe abarca la costa de Quintana Roo y las aguas oceánicas de la Corriente de Yucatán, que fluye con dirección al norte y entra al Golfo de México por el Estrecho de Yucatán, donde forma la Corriente de Lazo. En la región de Cabo Catoche se produce una surgencia debido al choque de la Corriente de Yucatán con el extremo occidental de la plataforma continental de Yucatán. El afloramiento de agua más fría y rica en nutrientes promueve el aumento de la biomasa fitoplanctónica. Con excepción de esta característica oceanográfica, el Caribe Mexicano presenta condiciones oligotróficas; esto es, aguas con baja productividad primaria que se pueden relacionar con la ausencia de florecimientos algales. No obstante, son comunes los florecimientos de *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* en aguas salobres de las lagunas costeras del estado, como el reportado por Gómez-Aguirre (1998) quien describió un florecimiento cuya abundancia alcanzó 1.5×10^6 cél/l en Laguna San Miguel, localizada al norte de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an, con valores de salinidad de 12-13. Estos florecimientos de *P. bahamense* también se han observado en Laguna Chacmochuch y en la Laguna Puerto Viejo de isla Contoy.



Las lagunas costeras de la zona están bordeadas por bosques de manglar, que aportan nutrientes y materia orgánica a estos cuerpos de agua, en especial, durante la época de lluvias (julio a noviembre), generando condiciones para que se produzcan estos eventos. A diferencia de la aparente ausencia de Florecimientos Algales Nocivos (FAN) planctónicos, el panorama es distinto en el ámbito bentónico, donde la presencia de la barrera coralina del Sistema Arrecifal Mesoamericano produce una variedad de hábitats para la microflora bentónica (Almazán-Becerril *et al.*, 2015). Diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias son los taxa más abundantes, aunque también existen otros grupos de flagelados que, en conjunto, viven en asociaciones o consorcios sobre algas, pastos marinos, fragmentos de coral muerto y en los primeros centímetros de la capa de sedimentos (Morton y Faust, 1997). Algunos de estos dinoflagelados pueden ser tóxicos, como el género *Gambierdiscus*, que posee especies productoras de las ciguatoxinas (CTX) implicadas en el síndrome de la ciguatera (Adachi y Fukuyo, 1979). Históricamente, este padecimiento ha sido un evento recurrente en la zona, aunque son desconocidos los aspectos ecológicos y epidemiológicos de esta intoxicación (de Haro *et al.*, 1996; Arcila-Herrera, 1997).

El carácter nocivo de los florecimientos algales fitoplanctónicos se asocia a su potencial tóxico (incluso cuando existen bajas abundancias); sin embargo, en el caso de los dinoflagelados bentónicos es difícil determinar la abundancia en que se puede considerar como FAN. En primer lugar, la abundancia se reporta como el número de células por unidad de peso de la macroalga en que se encuentran, en lugar de células por unidad de área de macroalga. Como las especies de macroalgas no tienen la misma relación peso/superficie, las comparaciones basadas en el peso son imposibles entre especies distintas de macroalgas (Tester *et al.*, 2014). En segundo lugar, no es posible determinar *a priori* si las intoxicaciones de ciguatera son producidas por un florecimiento de dinoflagelados, o por la acumulación paulatina de toxinas a los tejidos de los peces vectores, ya que es difícil estimar el tiempo que transcurre entre la aparición del florecimiento hasta su efecto en el ser humano. Además, estos dos fenómenos dependen a su vez de varios factores, como la dinámica entre macroalgas y dinoflagelados epífitos, el grado de palatabilidad de las macroalgas, el tipo de organismos herbívoros, los hábitos de los peces carnívoros y la demanda de estos últimos para consumo humano. Por lo anterior, a menos de que los efectos de un FAN bentónico se observen mientras persista, es difícil determinar con precisión la relación entre éste y los eventos de intoxicación.

Aunque existen géneros y especies cuya toxicidad ha sido comprobada -*Ostreopsis* está asociado a la producción de análogos de la palitoxina; *Amphidinium*, que puede producir toxinas hemolíticas; *Coolia* cooliatoxinas y *Prorocentrum* ácido okadáico (Ukena *et al.*, 2001; Noor *et al.*, 2013)-, en la zona del Caribe Mexicano no se ha investigado el potencial tóxico de las especies presentes.

Los trabajos relacionados con especies potencialmente nocivas son escasos. Los existentes abordan temas de carácter florístico (Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, 2004; Almazán-Becerril *et al.*, 2015; Irola-Sansores, 2016), y aunque son útiles porque permiten conocer el número de especies presentes, se carece de conocimiento de aspectos demográficos, ecológicos y autoecológicos. Esta carencia de información constituye también el principal reto de investigación para esta región en la que, paralelamente, se está suscitando una gradual pérdida de la calidad de agua de la costa por incremento de nutrientes (Null *et al.*, 2014), lo que podría generar condiciones para el surgimiento de FAN planctónicos costeros.

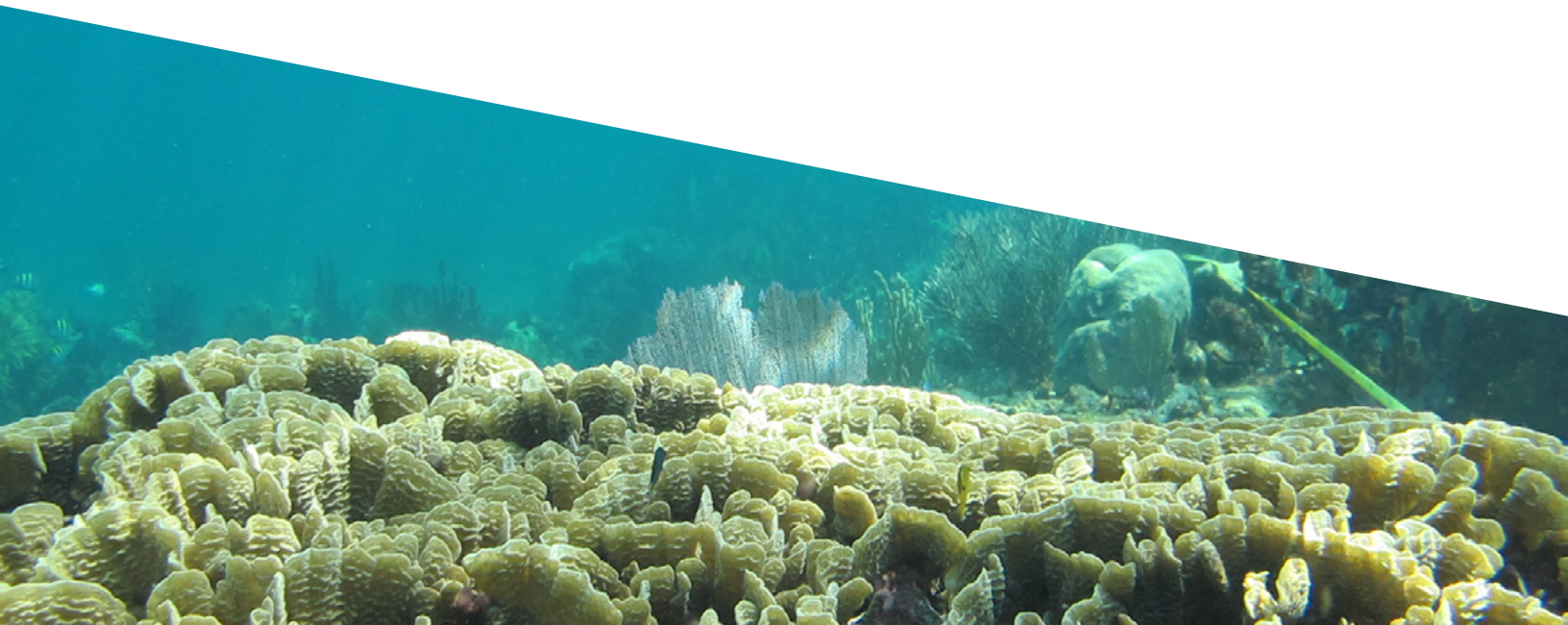
► Literatura citada

- Adachi, R. & Fukuyo, Y. (1979). The thecal structure of a marine toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* gen. et sp. nov. collected in a ciguatera-endemic area. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 41(1), 67-71
- Almazán-Becerril, A., Escobar-Morales, S., Rosiles-González, G. & Valadez, F. (2015). Benthic-epiphytic dinoflagellates from the northern portion of the Mesoamerican Reef System. *Botánica Marina*, 58(2), 115-128.
- Arcila-Herrera, H., Castello-Navarrete, A., Mendoza-Ayora, J., Montero-Cervantes, L., González-Franco, M. F. & Brito-Villanueva, W. O. (1997). Ten cases of Ciguatera fish poisoning in Yucatan. *Revista de Investigación Clínica*, 50(2), 149-152.
- De Haro, L., Hayek-Lanthois, M., Joossen, F., Affaton, M. F. & Jouglard, J. (1996). Mass ciguatera poisoning after eating barracuda in Mexico: prognostic and therapeutic implications. *Médecine tropicale: Revue du Corps de Sante Colonial*, 57(1), 55-58.
- Gómez-Aguirre, S. (1998). First record of *Pyrodinium bahamense* (Dinoflagellata) in brackish waters of the Mexican Caribbean coast. *Anales del Instituto de Biología serie Zoología*, 69(1), 13-22
- Hernández-Becerril, D. U. & Almazán Becerril, A. (2004). Especies de dinoflagelados del género *Gambierdiscus* (Dinophyceae) del Mar Caribe Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 52 (Suppl. 1), 77-87.
- Irola-Sansores, E. D. (2016). Dinámica poblacional de los dinoflagelados bentónicos en dos géneros de macroalgas: *Dictyota* y *Amphiroa* en dos sistemas arrecifales del norte de Quintana Roo. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán, Cancún, Quintana Roo.
- Mohammad-Noor, N., Moestrup, Ø., Lundholm, N., Fraga, S., Adam, A., Holmes, M. J. & Saleh, E. (2013). Autecology and phylogeny of *Coolia tropicalis* and *Coolia malayensis* (Dinophyceae), with emphasis on taxonomy of *C. tropicalis* based on light microscopy, scanning electron microscopy and LSU rDNA1. *Journal of Phycology*, 49(3), 536-545.
- Morton, S. L. & Faust, M. A. (1997). Survey of toxic epiphytic dinoflagellates from the Belizean barrier reef ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 61(3), 899-906.
- Null, K. A., Knee, K. L., Crook, E. D., de Sieyes, N. R., Rebolledo-Vieyra, M., Hernández-Terrones, L. & Paytan, A. (2014). Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research*, 77, 38-50.
- Tester, P. A., Kibler, S. R., Holland, W. C., Usup, G., Vandersea, M. W., Leaw, C. P., Teen, L. P., Larsen, J., Mohammad-Noor, N, Faust, M. A. & Litaker, R. W. (2014). Sampling harmful benthic dinoflagellates: comparison of artificial and natural substrate methods. *Harmful Algae*, 39, 8-25.
- Ukena, T., Satake, M., Usami, M., Oshima, Y., Naoki, H., Fujita, T. Kan, Y. & Yasumoto, T. (2001). Structure elucidation of ostreocin D, a palytoxin analog isolated from the dinoflagellate *Ostreopsis siamensis*. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry*, 65(11), 2585-2588.
- Yasumoto, T., Seino, N., Murakami, Y. & Murata, M. (1987). Toxins produced by benthic dinoflagellates. *The Biological Bulletin*, 172(1), 128-131.

Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe Mexicano (2014-2015)

Rodríguez-Martínez, Rosa Elisa¹; van Tussenbroek, Brigitta¹;
Jordán-Dahlgren, Eric¹

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Puerto Morelos. Prolongación Avenida Niños Héroes S/N, apartado postal 13, CP 77580. Puerto Morelos, Quintana Roo, México.
rosaer@cmarl.unam.mx



Resumen

Los florecimientos de macroalgas están aumentando a nivel global. La costa del Caribe Mexicano recibió cantidades masivas atípicas de las macroalgas pardas pelágicas *Sargassum fluitans* y *S. natans* desde el verano de 2014 hasta el invierno de 2015. La acumulación y descomposición de algas en playas y aguas litorales afectó los ecosistemas costeros, la salud humana y la industria turística, que es el motor económico local. En el mes pico de acumulación, la costa recibió en promedio 2,360 m³ de sargazo por km de playa. Se establecieron comités en los cuales participaron instancias gubernamentales, científicas y empresariales. Se elaboraron reglamentos para remover el sargazo de playas y aguas litorales. El gobierno federal asignó 60 millones de pesos para contrarrestar el impacto, y se contrataron maquinaria y 4,404 empleados para remover el sargazo. A pesar de estos esfuerzos, el alto volumen que recaló superó la capacidad de remoción. La remoción de sargazo, además, causó daños al medio ambiente porque las reglas para removerlo, transportarlo y disponer de él no siempre se respetaron y la vigilancia fue insuficiente. La mayor parte del sargazo fue tratado como basura, aunque algunas personas locales establecieron iniciativas privadas para procesar el sargazo como fertilizante complementario. La respuesta para enfrentar el evento fue insuficiente debido a la carencia de un programa robusto de monitoreo que permitiera obtener indicadores estadísticamente confiables para estimar y mitigar el impacto de la afluencia masiva de sargazo para la industria turística, así como para la salud de los ecosistemas y del hombre.

Palabras clave: Florecimiento de macroalgas, impacto ecológico, impacto económico, manejo .

Abstract

Macroalgal blooms are increasing at global level. The Mexican Caribbean coast received atypical massive quantities of the brown pelagic macroalgae *Sargassum fluitans* and *S. natans* from early summer of 2014 to early winter of 2015. During the peak months, the coast received on average 2,360 m³ km⁻¹ of *Sargassum*. Algal decay on beaches and littoral waters affected coastal ecosystems, human health and the tourist industry which is the motor of the local economy. Committees in which participated government agents, scientists and private industry were established and regulations for the removal of *Sargassum* from beach and coastal waters were elaborated. The federal government assigned 60 million pesos to attend the problem, and employed 4,404 workers and rented machines to remove the algae from the beaches. Despite these efforts, the high volume of beached *Sargassum* surpassed the capacity to remove it. Removal of *Sargassum* also caused environmental problems, because the regulations for its removal, transportation and disposal were not always respected and enforcement was insufficient. Most of the algal bulk was disposed of as garbage, however, small local private initiatives processed the *Sargassum* as complementary fertilizer. The response to face this event was insufficient due to the absence of an robust monitoring program that would allow the acquirement of statistically reliable indicators to estimate and mitigate the impact of the massive beaching of *Sargassum* to the tourist industry and to ecosystem and human health.

Key words: Macro-algal bloom, ecological impact, economical impact, management .



► Introducción

El sargazo pelágico sustenta un ecosistema diverso en el océano abierto, en el que habitan especies como tortugas marinas, peces, invertebrados y aves, y funciona como sitios de reproducción y crianza para muchos organismos, algunos de importancia comercial (Pendleton *et al.*, 2014). Históricamente, la distribución del sargazo pelágico, compuesto de las especies *Sargassum natans* y *Sargassum fluitans*, se ha centrado en el Mar de los Sargazos, en el medio del Giro Subtropical del Atlántico Norte (Gower *et al.*, 2013). Se considera que las corrientes dominantes de este giro crean un vórtice que acumula grandes cantidades de sargazo (Maurer *et al.*, 2015). Ocasionalmente, las masas de sargazo flotan a través de los pasos que hay al norte del Caribe (Windward, Mona y Anegada) y migran hacia el oeste (Frazier *et al.*, 2013), y algunas algas, en cantidad menor, llegan a las islas localizadas al este y oeste del Caribe y a la parte este de la península de Yucatán. En el verano de 2011, sin embargo, ocurrió una afluencia masiva de sargazo pelágico en el Caribe oriental, desde Trinidad hasta la República Dominicana, y en la costa oeste de África, desde Sierra Leona hasta Ghana (Smetacek y Zingone, 2013). A nivel regional, la biomasa de sargazo registrada durante los meses de mayor afluencia fue 200 veces mayor a la biomasa promedio durante los ocho años anteriores (Gower *et al.*, 2013). En 2012, se reportó una llegada atípica de sargazo pelágico a la costa sur de Cuba (Moreira y Alfonso, 2013). A partir de mediados de 2014, muchas otras islas y países del Caribe comenzaron a ser afectados (Gavio *et al.*, 2015). En el caso del Caribe Mexicano, la afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa inició a principios del verano de 2014 y terminó en diciembre de 2015.

Observaciones satelitales de las masas de sargazo pelágico (Gower *et al.*, 2013), en conjunto con modelos de información retrospectiva de sitios de arribazón de sargazo (Johnson *et al.*, 2013), sugieren que una área localizada al norte del estuario del río Amazonas, frente a la costa

brasileña, fue el posible punto de origen de las afluencias del sargazo al Caribe desde 2011. Se piensa que esta área fue colonizada por sargazo proveniente de la Región de Recirculación del Atlántico Norte. Schell *et al.* (2015) encontraron que la morfología de la especie dominante difería entre el Caribe Oriental, la corriente de las Antillas y el sur del Mar de los Sargazos. Los autores también encontraron que, en el otoño de 2014, la concentración media de sargazo en el Caribe era diez veces más grande que aquella registrada durante el evento de 2011-2012, y 300 veces mayor que la de cualquier otro otoño en las últimas dos décadas; mientras en el Mar de los Sargazos no se registraron diferencias significativas entre ambos periodos. Con base en estas observaciones, los autores sugirieron que el sargazo de las afluencias masivas del Caribe no era proveniente del Mar de los Sargazos. En contraste con el Mar de Sargazos, que es oligotrófico (Morel *et al.*, 2010), la Región de Recirculación del Atlántico Norte y la cuenca de Amazonas contienen muchos nutrientes (nitrógeno y fósforo). La gran cantidad de sargazo pelágico en el Caribe se ha atribuido al alto contenido de nutrientes de esta agua, y posiblemente la eutrofización de aguas costeras caribeñas también aporó al incremento de biomasa algal. En aguas enriquecidas con nutrientes, tanto *S. natans* como *S. fluitans* duplican su biomasa en aproximadamente 11 días, en comparación con ≥ 50 días en aguas oceánicas del Mar de los Sargazos (Lapointe *et al.*, 2014). Un aumento en la temperatura de la superficie del océano también podría haber jugado un papel en el aumento de sargazo, dado que en 2015 se registraron las temperaturas más altas a nivel global en los últimos 135 años (NOAA, 2016).

La afluencia masiva inusual de sargazo al Caribe en los últimos años podría considerarse un florecimiento algal nocivo (FAN). Si bien el término se refiere comúnmente a eventos de microalgas (Hallegraeff, 1993; Anderson *et al.*, 2002), las macroalgas también pueden presentar florecimientos con consecuencias nocivas. Recientemente algunos autores han incluido las macroalgas en esta temática (Kudela *et al.*, 2015). Los florecimientos de micro y macroalgas difieren principalmente en que los de macroalgas no tienen un efecto nocivo directo, tienen una gama de efectos ecológicos más amplio y suelen durar más tiempo que los de microalgas (años o décadas; Valiela *et al.*, 1997). En forma similar a lo que ocurre con los florecimientos microalgales (Anderson *et al.*, 2002), los florecimientos de macroalgas están relacionados con un mayor aporte de nutrientes de origen antropogénico (Valiela *et al.*, 1997; Ye *et al.*, 2011) y están aumentando a nivel mundial (Smetacek y Zingone, 2013). Aunque los florecimientos pueden ser de macroalgas verdes, rojas o pardas, aquellos formados por las algas verdes (mareas verdes) son los más notorios (Ye *et al.*, 2011). El florecimiento de macroalgas más grande del mundo es el de lechuga del mar (*Ulva*) en el Mar Amarillo, en China, que abarcó un área de entre 13 mil y 30 mil km² en los años 2008 y 2009. Esta marea verde tuvo enormes repercusiones económicas y ecológicas; además de impactar el ecosistema, afectó a las industrias acuícola y turística. Su remoción generó costos considerables, ya que en los lugares más afectados se llegaron a recoger aproximadamente 10⁶ toneladas de peso húmedo de biomasa algal, y las pérdidas económicas estimadas fueron cercanas a los 86 millones de euros (Ye *et al.*, 2011). Muchos florecimientos de macroalgas han terminado de manera repentina e inesperada. Los mecanismos de estos colapsos repentinos no son claros; sin embargo, se cree que el sombreado por fitoplancton puede jugar un papel importante, ya que las proliferaciones de macroalgas tienden a ser bentónicas. Por el contrario, el sargazo que llegó en forma masiva al Caribe en los últimos años es pelágico y se torna perjudicial únicamente cuando llegan a la costa de manera masiva. Pequeñas cantidades de materia algal en la playa, puede ser incluso beneficioso como hábitat para invertebrados, para la red trófica y para estabilizar playas y dunas (Colombini *et al.*, 2003).

En este trabajo describimos los problemas ecológicos y ambientales ocasionados por el arribazón masivo de sargazo pelágico a las playas del Caribe Mexicano y las acciones para reducir el efecto de este fenómeno que fueron tomadas por las autoridades, la industria privada y la sociedad civil. Además, proponemos acciones para mitigar el impacto de la afluencia masiva de sargazo en caso de que esto se convirtiera en un evento recurrente.

► Metodología

Área de estudio

La costa caribeña mexicana del estado de Quintana Roo se extiende en total 865 km, incluyendo las costas continentales e insulares (INEGI, 1991). El clima en la región es típico caribeño, con una temporada de lluvias de mayo a octubre y una temporada de secas de noviembre a abril. La temperatura mensual promedio del aire es 20.1 - 30.4°C, y de la superficie del mar es 25.1 - 29.9°C. La precipitación pluvial promedio varía entre 21.1 a 161.4 mm (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2010). Las aguas costeras son oligotróficas, aunque en algunas áreas se han registrado aumentos graduales en la carga de nutrientes por medio de las descargas del acuífero hacia el mar (Carruthers *et al.*, 2005; Baker *et al.*, 2010; Metcalfe *et al.*, 2011; Baker *et al.*, 2013). Hasta 2015, el estado de Quintana Roo contaba con 10 municipios (Fig. 1).

La economía del estado de Quintana Roo se basa en la industria turística que contribuye considerablemente al producto interno bruto del país. En 2015, el estado tenía 90,048 cuartos de hotel y recibió 15 millones de visitantes (SEDETUR, 2016). La pesca es la segunda actividad económica en importancia para el estado, siendo la langosta y el pescado los principales productos.

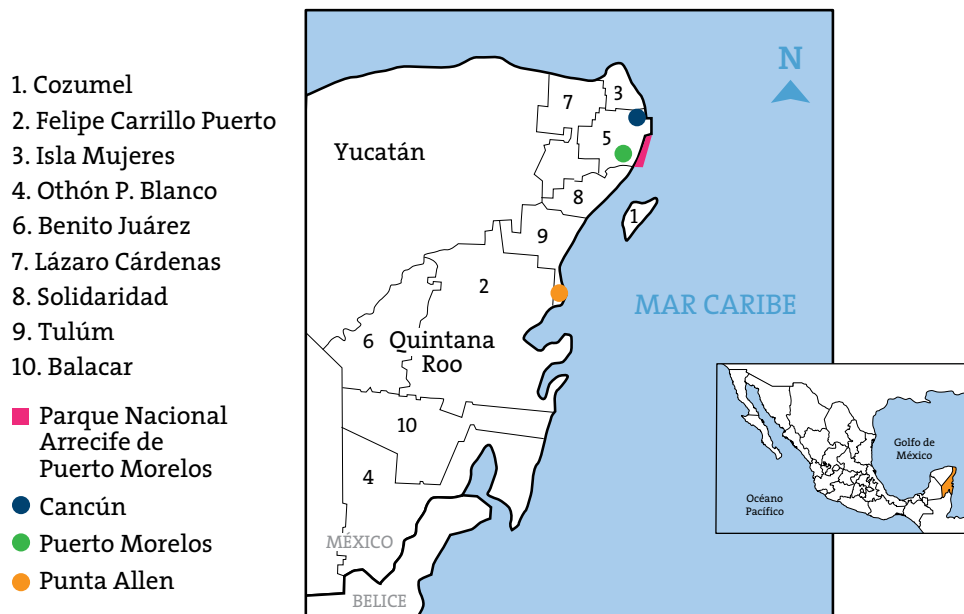


Figura 1. Mapa del estado de Quintana Roo señalando los municipios existentes hasta 2015 y las localidades mencionadas en el texto.

Obtención de datos

Los datos del volumen de sargazo húmedo removido de las playas del Caribe Mexicano presentados en este estudio, fueron otorgados por la Secretaría de Medio Ambiente del estado de Quintana Roo (SEMA) y por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). La SEMA colectó los datos a través de los responsables de la Zona Federal Marítimo Terrestre (ZOFEMAT) de cinco municipios, los cuales en conjunto atendieron un total de 74.6 km de playa (Tabla 1), que corresponde a menos de 10% de la línea de costa en Quintana Roo. Para remover el sargazo se contrataron 4,404 trabajadores, de los cuales más de la mitad trabajaron en el municipio de Benito Juárez (Tabla 1), donde se encuentra el destino turístico Cancún (Fig. 1). Se prestó atención especial a las playas más visitadas por turistas, en particular a las certificadas con “Bandera Azul” por la Fundación para la Educación Ambiental. La CONANP recopiló los datos de colecta mensualmente frente a seis hoteles colindantes con el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, desde mediados de agosto de 2015 hasta febrero de 2016. Cabe mencionar que las bases de datos recopiladas por ambas autoridades sólo incluyen datos para algunos días del mes y que no se controló la calidad de la toma de datos. El resto de la información que presentamos se basa en las experiencias adquiridas al formar parte de la Comisión Técnica-Científica del estado de Quintana Roo, creada por la SEMA en julio de 2015 para atender los problemas originados por el arribazón masiva de sargazo.

Tabla 1. Volumen de sargazo pelágico removido de playas seleccionadas en cinco municipios de Quintana Roo, México, en agosto de 2015. Fuente: SEMA.

Municipio	Playa limpiada (km)	Días de limpieza	Empleados	Sargazo removido	
				Total (m ³)	m ³ /km día (Promedio e intervalo)
Benito Juárez	36.4	12	2800	19382	208.6 (14-333)
Solidaridad	11.0	6	269	6503	184.2 (27-523)
Cozumel	11.2	2	440	1484	132.3 (130-135)
Tulum	12.5	7	670	37859	261.7 (222-312)
Othón P. Blanco	3.5	3	225	6125	1456.7 (582-3200)
Total	74.6		4404	71353	318.9 (14-3200)

► Resultados y discusión

Problemas ocasionados por la llegada masiva de sargazo

La afluencia masiva de sargazo al Caribe Mexicano tuvo impactos económicos y ecológicos similares a las descritas para otros florecimientos de micro y macroalgas (Anderson *et al.*, 2002, Valiela *et al.*, 1997; Ye *et al.*, 2011). Afectó a la industria turística y generó costos considerables para la limpieza de playas. También afectó a los ecosistemas costeros, causando mortalidad de fauna y mortandad de pastos marinos (van Tussenbroek, datos no publicados).

En el verano de 2014, varias playas a lo largo de la costa Caribe de México comenzaron a recibir cantidades atípicamente grandes de sargazo pelágico. Las algas llegaban a la costa como grandes masas irregulares flotantes, como líneas largas o como pequeñas masas de unos cuantos metros cuadrados. Las algas eran arrojadas a la playa por las olas y el viento y morían, creando una masa en descomposición. Los hoteles, restaurantes, vecinos y autoridades locales removían el sargazo de la playa con sus propios medios. En algunos lugares (p.e. Playa del Carmen) inicialmente se enterraban las algas para crear dunas artificiales pero, después de algunas semanas, ya no había espacio disponible para enterrarlas y las masas algales fueron depositadas en la selva, el manglar, los basureros y los camellones. En un principio, el sargazo se removía de la playa manualmente, pero cuando su volumen aumentó se comenzó a utilizar maquinaria. El uso de maquinaria resultó en la compactación de arena, la destrucción de nidos y crías de tortugas marinas y en la erosión de playas, ya que cerca de 60% del volumen removido por las máquinas era arena.



Los datos aportados por la SEMA indican que durante el tiempo de mayor afluencia de sargazo, en agosto de 2015, el volumen total de sargazo removido en playas seleccionadas de cinco municipios de Quintana Roo fue de 71,353 m³, con valores entre 1,484 m³ en Cozumel y 37,859 m³ en Tulum (Tabla 1). En promedio, se removieron 318.9 m³ de sargazo por cada km de playa en Quintana Roo en agosto de 2015 (Tabla 1).

Los datos aportados por seis hoteles dentro del polígono del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos indican que la afluencia de sargazo (estandarizada a 1 km de playa) alcanzó el máximo valor (19,603 m³/km) en septiembre de 2015, y posteriormente disminuyó hasta llegar a 681 m³/km en febrero de 2016 (Fig. 2). Los hoteles se esforzaban por mantener sus playas libres de sargazo por lo que estos valores pueden utilizarse como una medida indirecta de la afluencia de sargazo a esta área para el período agosto 2015 a febrero del 2016.

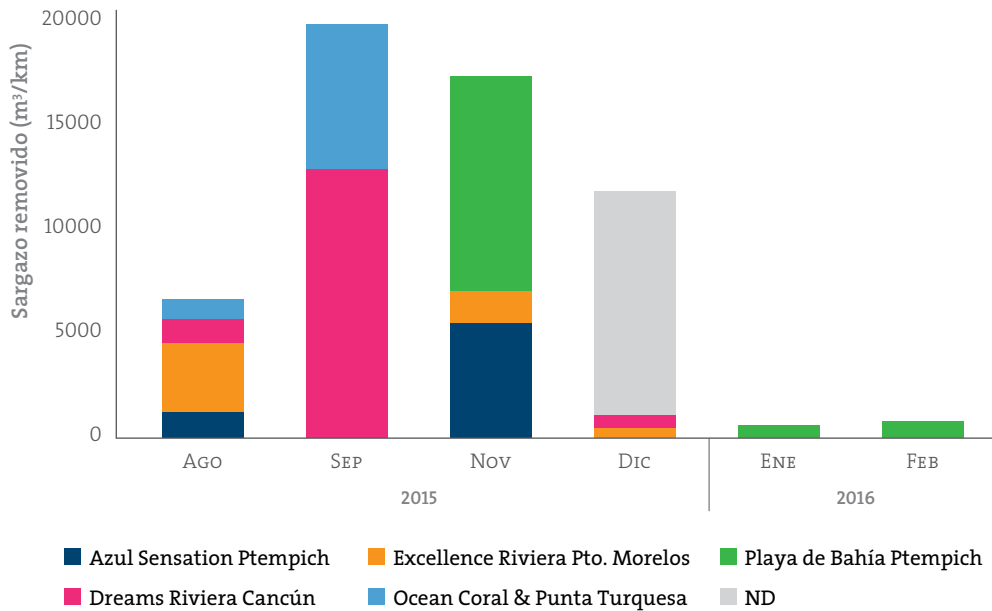


Figura 2. Volumen de sargazo removido mensualmente en la playa de seis hoteles colindantes con el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, de agosto 2015 a febrero 2016. Los datos están estandarizados a un kilómetro de playa. Los datos de agosto de 2015 corresponden solamente a las últimas dos semanas del mes. Los datos de los hoteles Ocean Coral and Punta Turquesa fueron agrupados. ND Hotel no determinado. Fuente: CONANP.

Sin embargo, en más de 90% de las playas de Quintana Roo el sargazo no se removió (Fig. 3). Este sargazo en proceso de descomposición produjo olores fétidos, presumiblemente debido a la producción de ácido sulfhídrico (H₂S) y otros compuestos orgánicos. El mal olor evitó que los turistas y locales utilizaran las playas y consumieran en los restaurantes cercanos a éstas. Se publicaron varias notas en la prensa nacional e internacional anunciando el mal aspecto y olor de las masas en descomposición, aconsejando al turista de evitar este destino para vacacionar. Los residentes de algunas comunidades cercanas (<200 m) a la playa (p.e. Punta Allen,

Puerto Morelos; Fig. 1), así como el personal que trabajó en la limpieza de playas, se quejaron de experimentar dolores de cabeza, náusea y problemas respiratorios, presumiblemente debido a la inhalación de H_2S . Exposición a niveles bajos pero crónicos de H_2S (100-1000 ppb) induce problemas del sistema nervioso, respiratorio, muscular y circulatorio, tal como se estableció en encuestas a personas en áreas industriales (Legator *et al.*, 2001). Lamentablemente no se realizaron mediciones de los niveles de H_2S en la atmósfera durante la afluencia de sargazo. Además, este gas es altamente corrosivo y ocasionó la descompostura de aparatos electrónicos y obscurecimiento de objetos de metal en las casas cercanas a la playa.

A mediados de 2015, cuando la playa se encontraba saturada de sargazo en descomposición, continuó llegando sargazo “fresco” a la línea de costa. En este periodo la acumulación del sargazo fue tal, que el material en descomposición provocó que el agua de mar cercana a las costas se tornara de color café. En algunas zonas, se observaron animales muertos entremezclados con el sargazo en descomposición, incluyendo peces, tortugas, pepinos de mar, poliquetos y langostas, los cuales se considera murieron por anoxia. En el fondo marino, debajo del agua color café, se observó mortandad de pastos marinos, posiblemente debido a la reducción de luz, a la acumulación de materia orgánica y al crecimiento prolífico de epífitas. En algunas playas, durante periodos de alto oleaje (durante tormentas) el sargazo en descomposición en la playa fue regresado al mar, aumentando la coloración café del agua por decenas de metros durante varios días.

Hacia finales de 2015, la cantidad de sargazo que llegaba a las playas empezó a disminuir (Figs. 2 y 3) y hacia mediados de 2016 solamente se reportaron arribazones de masas de sargazo en algunas playas de Cancún y Playa del Carmen. Las playas que no se habían limpiado eventualmente quedaron libres de sargazo por la acción del viento y el oleaje, principalmente durante tormentas (Fig. 3).

La llegada masiva de sargazo también pudiera haber provocado eutrofización. Durante los meses pico (agosto a diciembre de 2015), entre 6.6 y 9.6×10^3 m^3/km de sargazo arribaron mensualmente a la playa de Puerto Morelos (Fig. 2). Considerando que en un metro cúbico de sargazo pesa 84 kg seco (Van Tussenbroek, datos no-publicados) y que hay aproximadamente 16.9 mg de nitrógeno por cada gramo seco de sargazo (Hanson, 1977), se estima que la cantidad anual de nitrógeno (N) que ingresó al mar por kilómetro de costa fue entre 9.3 y 27.8×10^3 kg. La aportación anual de nitrógeno que ingresa al mar proveniente del acuífero de la península de Yucatán se ha estimado en 2.4×10^3 kg N por kilómetro de costa (Hernández-Terrones *et al.*, 2011). Por lo tanto, durante los meses de mayor afluencia de sargazo a la costa de Quintana Roo, la afluencia de nitrógeno al mar fue entre 3.8 y 11.6 veces mayor que la que llega proveniente de tierra durante un año. No todo el nitrógeno aportado por el sargazo permanecerá en el sistema y será remineralizado; sin embargo, esta sencilla estimación indica que la llegada masiva de sargazo puede contribuir de manera importante a la eutrofización de ambientes oligotróficos. De esta manera podrá contribuir al deterioro de los arrecifes coralinos que soportan una alta biodiversidad y tienen gran importancia para la protección costera, soportan pesca comercial y de subsistencia, y son contribuyentes vitales a la economía del estado, basada en el turismo.



Figura 3. Cambio en la abundancia de sargazo en una playa de Puerto Morelos, Quintana Roo, México, entre octubre de 2014 y abril de 2016.

Las acciones

En julio de 2015 se creó un grupo nacional para compartir conocimiento sobre el evento atípico de la llegada masiva de sargazo y discutir sobre acciones para reducir su impacto ecológico y económico. El grupo incluyó a científicos de varias universidades (Universidad Nacional

Autónoma de México, Instituto Politécnico Nacional, El Colegio de la Frontera Sur), institutos (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático), instancias gubernamentales (secretarías de Marina, de Medio Ambiente y Recursos Naturales, de Comunicaciones y Transportes, de Medio Ambiente del estado de Quintana Roo, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente) y comisiones (de Áreas Naturales Protegidas, Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Nacional de Acuacultura y Pesca). En Quintana Roo se formó una comisión con representantes de los sectores antes mencionados, pero a nivel estatal. Esta comisión analizó propuestas sobre tecnologías para contener, limpiar, transportar, disponer y usar el sargazo, y revisó propuestas de reglamentos. La Dirección General de Vida Silvestre de la SEMARNAT, elaboró dos reglamentos: uno para remover el sargazo de la orilla del mar y otro de la playa. En las áreas naturales protegidas se prohibió el uso de maquinaria para remover el sargazo de las playas; sin embargo, dado que la remoción manual era imposible debido al alto volumen del sargazo, la regla no fue respetada, resultando en la erosión y compactación de varias playas, con consecuencias nocivas para la anidación de tortugas. La autoridad también asignó sitios dentro de los diferentes municipios para la disposición final del sargazo. Desafortunadamente, la falta de vigilancia resultó en que el sargazo se depositara en muchas ocasiones en otros sitios.

El sargazo fue utilizado como fertilizante de jardines y campos de golf por algunas compañías pequeñas y hoteles. Las algas marinas por lo general no contienen nitrógeno y fósforo en cantidades suficientes como para ser usadas como fertilizantes, pero contienen minerales traza y hormonas que estimulan el crecimiento, florecencia y germinación de las semillas en plantas, e incrementan la resistencia de éstas a las enfermedades (Zodape, 2001). Aunque el sargazo, como todas las algas cafés, contiene alginatos como constituyentes de la pared celular, no está presente en cantidad, ni en calidad, suficiente para su extracción comercial para ser utilizados como estabilizadores o emulsificadores de alimentos y de la industria textil, aunque puede servir para remover metales pesados tóxicos de aguas contaminadas (Davis *et al.*, 2003). El sargazo también tiene usos potenciales para elaborar suplementos alimenticios para ganado, caballos, ovejas y posiblemente el humano (Holdt y Kraan, 2001). En gran volumen, el sargazo también puede usarse para producir biogás, como metano (Yokoyama *et al.*, 2007) y podría servir para la industria bioquímica. En todos estos casos, sin embargo, el sargazo tendría que ser colectado antes de mezclarse con arena.

En un esfuerzo para desarrollar una estrategia de manejo integral de sargazo en el estado de Quintana Roo, el gobierno federal financió a una organización no gubernamental local (Centro de Innovación e Investigación para el Desarrollo Sustentable A. C.) con quince millones de pesos para desarrollar un programa piloto que sería implementado dentro del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. El programa incluye la construcción e instalación de una barrera de tres kilómetros para impedir que el sargazo llegue a la playa, la construcción de dos catamaranes, con una pala al frente, con capacidad para remover 3.5 y 10 m³ de sargazo respectivamente, la compra de dos bandas para transportar el alga de la playa a camiones y un tractor que arrastra una máquina para remover el sargazo que no haya sido retenido por las barreras y alcanzara a llegar a la playa. El estudio piloto, sin embargo, no ha sido implementado porque, para cuando el equipo se compró, la afluencia masiva de sargazo se detuvo.

► Conclusión

Se desconoce si el arribazón masivo de sargazo al Caribe Oriental en 2014-2015 fue un evento único o si se volverá frecuente. En caso de que esto último ocurra será necesario elaborar reglamentos, programas de investigación, manejo y buscar alternativas para su uso. Entre las acciones inmediatas se recomienda: 1) Los reglamentos deben considerar remover el sargazo del mar preferentemente antes que recale en las playas, respetando la vida silvestre; 2) regular la transportación y el destino final del sargazo y contar con una vigilancia efectiva; 3) establecer programas de monitoreo y bases de datos en línea, para cuantificar el sargazo que llega a diferentes localidades en el tiempo, ya que esta información es indispensable para estimar el riesgo a la salud humana y de los ecosistemas costeros, a la economía de las comunidades a lo largo de la costa y para determinar la mejor forma de asignar los recursos económicos y humanos que permitan un respuesta más rápida y efectiva; 4) desarrollar una campaña de difusión para informar a los diferentes sectores de la industria turística y al público en general, sobre el problema y las acciones que se tomen, como el folleto describiendo los hechos asociados con la afluencia de sargazo elaborado por Doyle y Franks (2015), y 5) crear un fondo de emergencia para responder de manera rápida y efectiva a este tipo de eventos.

Sin embargo, conseguir fondos para realizar estas acciones o proyectos será un reto considerando que las afluencias masivas a la fecha son impredecibles. Por esta razón, urge obtener información adecuada para entender y cuantificar el fenómeno. Los estudios científicos que estudian el origen y las causas de la llegada masiva de sargazo al Caribe deben ser reforzados a fin de permitir a las autoridades locales y a otras instituciones prepararse en el caso que sus costas se vean amenazadas. Además, se deben realizar estudios científicos sobre el efecto del material en descomposición sobre los ecosistemas costeros y la salud humana. También se requieren estudios técnicos para encontrar las mejores prácticas para remover el sargazo de las playas y del mar. El procesamiento del sargazo como fertilizante, suplemento alimenticio, producción de metano, bioplásticos o para otros usos potenciales, también merece ser investigado. De esta manera se mitigará el impacto ambiental al no deshacerse de las masas en descomposición en cualquier depósito o lugar disponible. Además, se podrá cambiar la opinión pública respecto al sargazo, considerándolo como un recurso económico cuando llega las playas, y un recurso ecológico cuando flota en los mares abiertos.

► Agradecimientos

Agradecemos a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, a la Secretaría de Medio Ambiente de Quintana Roo y a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas por aportarnos los datos sobre el volumen de sargazo removido de las playas, especialmente a J. L. Funes Izaguirre, R. Muñoz Berzunza, M. C. García Rivas y R. Gómez Lozano. El apoyo de María Guadalupe Barba Santos, Edgar Escalante Mancera y Alejandro Bravo es muy apreciado.

► Literatura citada

- Anderson, D. M., Glibert, P. M. & Burkholder, J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4), 704-726.
- Baker, D. M., Jordán-Dahlgren, E., Maldonado, M. A. & 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. E. & Fogel, M. L. (2013). Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Coral Reefs*, 32(3), 691-699.
- Carruthers, T. J. B., van Tussenbroek, B. I. & Dennison, W. C. (2005). Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64(2-3), 191-199.
- Colombini, I., Chelazzi, L., Gibson, R. N. & Atkinson, R. J. A. (2003). Influence of marine allochthonous input on sandy beach communities. In: Gibson, R.N. & Atkinson R. J. A. eds. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* (1st ed.). Vol. 41, pp. 115-159. Taylor & Francis. London.
- Davis, T. A., Volesky, B. & Mucci, A. (2003). A review of the biochemistry of heavy metal bio-sorption by brown algae. *Water Research*, 37(18), 4311-4330.
- Doyle, E. & Franks, J. (2015). Sargassum fact sheet. Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Retrieved from <http://www.gcfi.org/Publications/GCFISargassumFactSheet.pdf>
- Frazier, J., Webster, R., Linton, T. & Hill, B. N. (2013). The use of satellite imagery in the monitoring and forecasting of Sargassum seaweed in the Caribbean Phase II of the Sargassum Early Advisory System. In: AGU Fall Meeting, San Francisco, Calif., Abstracts Vol. 1, 0609.
- Gavio, B., Rincón-Díaz, M. & Santos-Martínez, A. (2015). Massive quantities of pelagic Sargassum on the shores of San Andres Island, Southwestern Caribbean. *Acta Biológica Colombiana*, 20(1), 239-241.
- Gower, J., Young, E. & King, S. (2013). Satellite images suggest a new Sargassum source region in 2011. *Remote Sensing Letters*, 4(8), 764-773.
- Hallegraeff, G. M. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32(2), 79-99.
- Hanson, R.B. (1977). Pelagic Sargassum community metabolism: Carbon and nitrogen. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 29(2), 107-118.
- Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A. & Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218(1), 517-528.
- Holdt, S. L. & Kraan, S. (2011). Bioactive compounds in seaweed: Functional food applications and legislation. *Journal of Applied Phycology*, 23(3), 543-597.
- INEGI (1991). Datos básicos de la geografía de México (2a ed.). México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Johnson, D. R., Ko, D. S., Franks, J. S., Moreno, P. & Sánchez-Rubio, G. (2013). The Sargassum invasion of the Eastern Caribbean and dynamics of the Equatorial North Atlantic. pp. 102-103. In: Proceedings of the 65th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, November 5-9, 2012. Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Santa Marta, Colombia.
- Kudela, R. M., Berdalet, E., Bernard, S., Burford, M., Fernand, L., Lu, S., Roy, S., Tester, P., Usup, G., Magnien, R., Anderson, D. M., Cembella, A., Chinain, M., Hallegraeff, G., Reguera, B., Zingone, A., Enevoldsen, H. & Urban, S. (2015). Harmful Algal Blooms. A Scientific Summary for Policy Makers. IOC/UNESCO, Paris, IOC/INF-1320.

- Lapointe, B. E., West, L. E., Sutton, T. T. & Hu, C. (2014). Ryther revisited: nutrient excretions by fishes enhance productivity of pelagic Sargassum in the western North Atlantic Ocean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 458, 46-56.
- Legator, M. S., Singleton, C. R., Morris, D. L. & Philips, D. L. (2001). Health effects from chronic low-level exposure to hydrogen sulfide. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 56, 123-131.
- Maurer, A. S., De Neef, E. & Stapleton, S. (2015). Sargassum accumulation may spell trouble for nesting sea turtles. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(7), 394-395.
- Metcalfe, C. D., Beddows, P. A., Bouchot, G. G., Metcalfe, T. L., Li, H. & Van Lavieren, H. (2011). Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution*, 159(4), 991-997.
- Moreira, A. y Alfonso, G. (2013). Inusual arribazón de *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen en la costa centro-sur de Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 33(2), 17-20.
- Morel, A., Claustre, H. & Gentili, B. (2010). The most oligotrophic subtropical zones of the global ocean: similarities and differences in terms of Chlorophyll and yellow substance. *Biogeosciences*, 7, 3139-3151.
- NOAA National Centers for Environmental Information, State of the Climate: Global Analysis for Annual 2015. (2016). Retrieved from: <http://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201513>.
- Pendleton, L., Krowicki, F., Strosser, P. & Hallett-Murdoch, J. (2014). Assessing the economic contribution of marine and coastal ecosystem services in the Sargasso Sea. NI R 14-05, Durham, N.C.: Duke University.
- Rodríguez-Martínez, R.E., Ruíz-Rentería, F., van Tussenbroek, B., Barba-Santos, G., Escalante-Mancera, E., Jordán-Garza, G. & Jordán-Dahlgren, E. (2010). Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 58 (Suppl. 3), 23-43.
- Schell, J. M., Goodwin, D. S. & Siuda, A. N. S. (2015). Recent Sargassum inundation events in the Caribbean: Shipboard observations reveal dominance of a previously rare form. *Oceanography*, 28(3), 8-10.
- Smetacek, V. & Zingone, A. (2013). Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504, 84-88.
- SEDETUR (2016). Indicadores Turísticos enero-diciembre 2015. Dirección de Planeación y Desarrollo. Gobierno del Estado de Quintana Roo. Recuperado de: <http://sedetur.qroo.gob.mx>.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P. J., Hersh, D. & Foreman, K. (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*, 42(5), 1105-1118.
- Ye, N. H., Zhang, X. W., Mao, Y. Z., Liang, C. W., Xu, D., Zou, J., Zhuang, Z. & Wang, Q. Y. (2011). 'Green tides' are overwhelming the coastline of our blue planet: taking the world's largest example. *Ecology Research*, 26(3), 477-485.
- Yokoyama, S., Jonouchi, K., & Imou, K. (2007). Energy production from marine biomass: fuel cell power generation driven by methane produced from seaweed. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 28, 320-323.
- Zodape, S. T. (2001). Seaweeds as a biofertilizer. *Journal of Scientific and Industrial Research*, 60(5), 378-382.

El género *Gambierdiscus* de Quintana Roo, México

Almazán-Becerril, Antonio¹; Irola-Sansores, Elda Damaris¹; Escobar-Morales, Sergio¹.

¹ Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Ciencias del Agua. Calle 8 Núm. 39, manzana 29, SM 64, CP 77500. Cancún, Quintana Roo, México. almazan@cicy.mx



Resumen

El género *Gambierdiscus* está asociado a la producción de toxinas causantes de la intoxicación por ciguatera (ciguatoxinas). En el litoral Caribe de México se ha reportado la presencia de *Gambierdiscus. belizeanus* y *G. carolinianus*. En este trabajo se describe también la presencia de *G. caribaeus*. Estas especies han sido colectadas de muestras de macroalgas presentes en los arrecifes de Puerto Morelos e Isla Contoy. Además de las descripciones morfológicas, se discute sobre la relación entre la existencia de estas especies y la intoxicación por ciguatera en la zona.

Palabras clave: Caribe Mexicano, ciguatera, taxonomía, arrecifes coralinos.

Abstract

Gambierdiscus is a dinoflagellate genus associated with the production of toxins that cause the ciguatera poisoning (ciguatoxins). In the Caribbean coast of Mexico it has been reported the presence of *Gambierdiscus belizeanus* and *G. carolinianus*. This paper also reports the presence of *G. caribaeus*. These species have been collected from samples of macroalgae present in the reef crests of Puerto Morelos and Isla Contoy coral reef systems. In addition to the morphological descriptions, the relationship between the existence of these species and the ciguatera poisoning in the area is discussed.

Key words: Mexican Caribbean, ciguatera, taxonomy, coral reefs.



► Introducción

Gambierdiscus es uno de los géneros de dinoflagelados más emblemáticos dentro de los estudios sobre florecimientos algales nocivos a nivel mundial. Desde que se descubrió que la especie *Gambierdiscus toxicus* era causante de la producción de las toxinas implicadas en el padecimiento de la ciguatera (Yasumoto *et al.*, 1977), se originó una línea de investigación sobre dinoflagelados bentónicos que permitió conocer no solamente la gran diversidad taxonómica de estos organismos, sino la amplia gama de toxinas asociadas. *G. toxicus* fue descrita por Adachi y Fukuyo (1979) en muestras del alga parda *Turbinaria ornata* de los arrecifes coralinos de las islas Gambier, en la Polinesia Francesa. Desde entonces, la identidad y posición taxonómica de *Gambierdiscus* se ha modificado en varias ocasiones. Al inicio, el género se asignó a la familia Heteraulacaceae por compartir semejanzas en el número y disposición de las placas con el género *Heteraulacus*. Sin embargo, Fensome *et al.* (1993) consideraron que la descripción de *Heteraulacus* (en el cual se fundamenta esta familia) se realizó con especies de *Goniodoma*, razón por la cual transfirieron a *Gambierdiscus* a la familia Goniodomataceae, creando la subfamilia Gambierdiscoideae donde incluyeron a *Ostreopsis* y *Coolia*, cuya característica más importante es la forma comprimida del eje anteroposterior. Antes, Besada *et al.* (1982) consideraron que estos mismos géneros deberían estar integrados en la familia Ostreopsidaceae e interpretaron las series tecales de manera distinta a como lo hicieron Adachi y Fukuyo (1979), acercándose más a la tabulación modificada por Balech (1995) para *Alexandrium*. Según la descripción original, la teca de *Gambierdiscus* se encuentra constituida por Po, 3', 7", 6c, 8c, 6"', 1p y 1''', mientras que para

Besada *et al.* (1982) por Po, 4', 6", 6c, 8s, 5"', sp y 2'''''. Las diferencias entre tabulaciones consisten en que Besada *et al.* (1982) reducen a seis las placas precingulares y aumentan a cuatro las placas apicales en la epiteca, mientras que en la hipoteca disminuyen a cinco placas la serie postcingular, consideran la sulcal posterior (sp), y la placa intercalar posterior la interpretan como la 2'''''.

Estas diferencias en la interpretación de la epiteca no son triviales. El valor taxonómico y sistemático de la tabulación consiste en la posibilidad de comparación entre diferentes géneros y familias con base en las placas homólogas; esto es, de aquellas placas que tienen un origen común (Taylor, 1999). La importancia taxonómica de la comparación también fue discutida por Besada *et al.* (1982), quienes consideraron que el arreglo de las placas de la epiteca debería ser más cercano al de *Gonyaulax* (un género típicamente gonyaulacal, donde las placas de las series epitecales son asimétricas), que al de los peridinoides, como lo fue la tabulación propuesta por Adachi y Fukuyo (1979). Este debate taxonómico lejos de aclararse se profundizó cuando Faust (1995) describió a *G. belizeanus* y propuso la fórmula Po, 3', 7", 6c, 8s, 5"', 1p y 2''''', que ofrecía la misma interpretación de la epiteca propuesta por Adachi y Fukuyo (1979) e introducía una nueva interpretación de la hipoteca, que no consideraba la placa sulcal posterior (sp) pero sí la presencia de una intercalar posterior (1p) aunque no discutió sobre las relaciones de su fórmula tecal con algún otro género de gonyaulacales. En la Figura 1 se presentan las diferentes fórmulas tecales propuestas para *Gambierdiscus*.

Holmes (1998) describió la primera especie con forma globular del género en *G. yasumotoi* (lo cual colapsó la base de la subfamilia Gambierdiscoidae), siendo su interpretación de la fórmula tecal como Po, 3', 7", 6c, 6s, 5"', Op, sp y 2'''''. Las descripciones de *G. polynesiensis*, *G. australes* y *G. pacificus* realizados por Chinain *et al.* (1999) conservaron la interpretación tecal de Faust (1995), y además de la descripción morfológica, usaron por primera vez secuencias moleculares para la identificación de las especies. Hasta antes de este trabajo existía evidencia de la gran variabilidad genética, bioquímica y potencial tóxico existente entre las cepas de *Gambierdiscus* aisladas en diferentes partes del mundo (Bomber *et al.*, 1989; Babinschack *et al.*, 1996; Chinain *et al.*, 1997), sin que se determinara si estas diferencias estaban controladas por factores ecológicos o por la presencia de diferentes cepas o especies crípticas (Richlen *et al.*, 2008).

Litaker *et al.* (2009) realizaron la primera revisión morfológica y filogenética del género y al mismo tiempo describieron cuatro especies nuevas: *G. carpenteri*, *G. carolinianus*, *G. caribaeus* y *G. reutzleri*. Además, la revisión del trabajo de Adachi y Fukuyo (1979) los llevó a suponer que la descripción original de *G. toxicus* estaba basada en diferentes especies, lo cual explicaría el amplio rango de tallas del transdiámetro que presentaron (el mayor en comparación con cualquier otra especie del género). También mencionaron las inconsistencias morfológicas entre los esquemas y las fotografías de luz de esa publicación. Adicionalmente, propusieron una clave de identificación basada en la forma y tamaño de las placas 2', 1p y 3''. En este mismo trabajo discuten las diferencias entre las interpretaciones tabulares de Adachi y Fukuyo (1981), Besada *et al.* (1982), Faust (1995), Holmes *et al.* (1998) y Chinain *et al.* (1999) resumiendo estas inconsistencias como resultado de la incertidumbre sobre: a) la existencia de una sexta y pequeña placa postcingular, b) la forma en que deberían ser nombradas las placas que invaden parcialmente el sulcus, y c) la dificultad en resolver el número de placas al interior del sulcus.

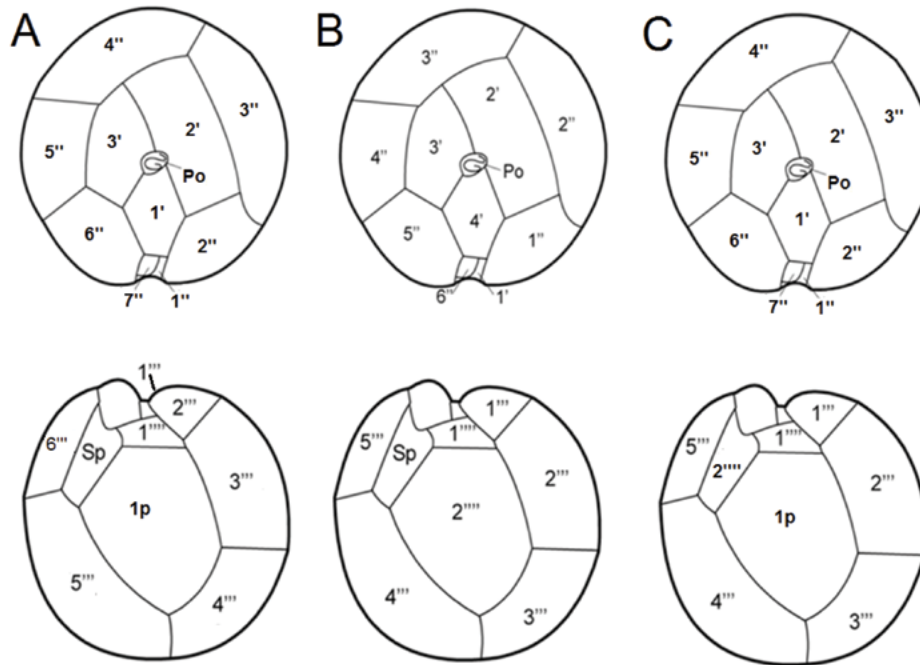


Figura 1. Tabulación del género *Gambierdiscus* según diferentes autores. A) Adachi y Fukuyo (1979). B) Besada *et al.* (1982). C) Faust (1995).

Fraga *et al.* (2011), Fraga y Rodríguez (2014) y Nishimura *et al.* (2014) describieron a *G. excentricus*, *G. silvae* y *G. scabrosus* respectivamente, pero en sus descripciones retomaron la interpretación de la tabulación propuesta de Besada *et al.* (1982) por considerarla como una mejor forma de interpretar las relaciones entre diferentes géneros de gonyaulacales. Hasta 2014 habían sido descritas 13 especies de este género; sin embargo, recientemente Gómez *et al.* (2015) erigieron el género *Fukuyoa* para agrupar aquellas especies de forma globular de *Gambierdiscus* (*G. yasui-*



motoi y *G. reutzleri*), junto con *F. paulensis*. La última especie descrita fue *G. balechii* del sureste asiático (Fraga *et al.*, 2016), y con este trabajo se propone la existencia de posibles estadios de resistencia dentro del género. Además, los autores demostraron que algunas de las placas clave usadas por Litaker *et al.* (2009) cuya forma sirve para distinguir entre especies, podría tener ambas formas en especímenes provenientes de la misma cepa.

En el Caribe Mexicano se tiene registro de la presencia del género *Gambierdiscus* desde hace más de una década. Se ha reportado la presencia de *G. belizeanus* y de una especie de *Gambierdiscus* sp. identificada inicialmente como *G. toxicus* (Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, 2004) y de *G. carolinianus* (Almazán-Becerril *et al.*, 2015). Además de estas especies, en esta contribución se consigna la presencia de *G. caribaeus* de muestras de macroalgas de las crestas arrecifales de Puerto Morelos.

► Material y métodos

Los especímenes de *Gambierdiscus* fueron separados de macroalgas obtenidas de la costa de Quintana Roo, en las Áreas Naturales Protegidas de Puerto Morelos e Isla Contoy durante 2014. Las macroalgas se almacenaron directamente en bolsas tipo ziploc con agua del lugar. La separación de los dinoflagelados se realizó mediante una agitación vigorosa de la muestra durante al menos 2 minutos. Posteriormente, se retiró la macroalga de la bolsa y el agua remanente se filtró por mallas de 150 µm para eliminar todas las partículas mayores a ese tamaño. Las células presentes en el agua fueron fijadas con formol al 4% de concentración final. Las células fueron obtenidas con pipetas Pasteur con la punta adelgazada y utilizadas en dos técnicas de microscopía: por medio de microscopía óptica con un microscopio óptico Zeiss Axio Imager, equipado con una cámara digital AxioCam ICc1, se analizaron las tecas y por microscopía electrónica de barrido (MEB). Las células fueron deshidratadas en soluciones de etanol a 50%, 70%, 90% y 100%, y colocadas en cilindros de aluminio de 0.5 cm de diámetro y puesta en campana para secado a punto crítico. Finalmente, las células fueron metalizadas con una capa de oro y transferidas al microscopio electrónico para su observación. La identificación de las especies se realizó siguiendo la clave taxonómica de Litaker *et al.* (2009). Para la clasificación seguimos el esquema propuesto por Fensome *et al.* (1993).

► Resultados

Se observó la presencia de tres especies en las muestras analizadas: *G. belizeanus*, *G. caribaeus* y *G. carolinianus*.

Clasificación

Orden: Gonyaulacales

Familia: Goniodomataceae

Género: *Gambierdiscus*

Gambierdiscus belizeanus

Referencias: Faust (1995), Fig. 3-6; Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, (2004), Figs. 2-3; Leaw *et al.* (2011), Figs. 2a-h.

Descripción: Células comprimidas sobre el eje antero-posterior, de forma lenticular en vista ventral (Fig. 2A). Las células son redondeadas en vista apical. La superficie de la teca es muy rugosa de apariencia reticular. Las placas están densamente cubiertas de poros conspicuos que semejan una retícula. La fórmula de la teca es Po, 4', 5'', 6c, 8s, 5''', 2''''', *sp*. El complejo del poro apical presenta forma elíptica y se orienta perpendicularmente a la porción ventral de la célula (Fig. 2A-B). La placa 2' tiene forma de hacha, con el lado donde se une a la primera placa precingular notoriamente más corto que el lado donde colinda con la tercera placa precingular (Fig. 2B). La placa 3'' es de forma trapezoidal con la base orientada hacia el sulcus. La hipoteca consta de cinco placas postcingulares, dos antapicales y la placa sulcal posterior. La placa 2'''' es de forma alargada (rectangular oblicua). La placa 3'''' tiene forma redondeada. La placa *sp* presenta forma pentagonal. Esta especie se distingue por la forma de las placas 2' y 3' en la epiteca y la placa 2'''' en la hipoteca según la clave de Litaker *et al.* (2009).

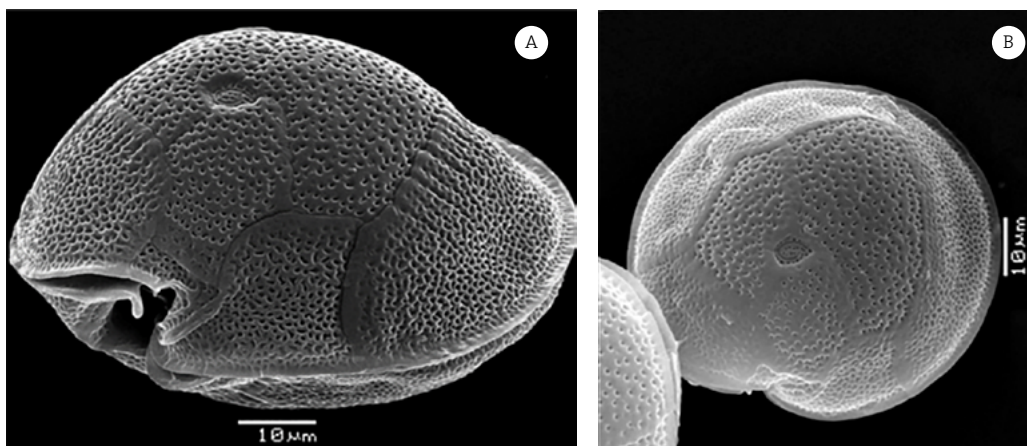


Figura 2. *Gambierdiscus belizeanus*. A) Vista lateral en MEB. B) Epiteca en MEB.

Dimensiones: Células de 60-70 µm de diámetro.

Distribución: Caribe: Belice y México (Faust 1995, Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, 2004); sureste asiático: (Litaker *et al.*, 2010);

Toxicidad: Algunas cepas de la cuenca este del Caribe han resultado positivas para Maitotoxina (MTX) y Ciguatoxinas (CTXs) (Holland *et al.*, 2013; Lewis *et al.*, 2016), no así para las cepas de la cuenca occidental.

Gambierdiscus carolinianus

Referencias: Litaker *et al.* (2009), Figs. 25-31; Almazán-Becerril *et al.* (2015), Figs. 50-51.

Descripción: Células comprimidas sobre el eje antero-posterior, ovaladas o redondeadas en vista apical. La especie presenta placas densamente cubiertas de poros pequeños (Fig. 3A). Cingulum ascendente, estrecho, profundo con bordes gruesos y una aleta cingular, que remata en un sulcus angosto y excavado. La fórmula de la teca es Po, 4', 5'', 6c, 8s, 5''', 2'''' y sp (Fig. 3C-D). El complejo del poro apical presenta forma elíptica, y se orienta ligeramente hacia la porción ventral del cuerpo de la célula. La placa 2' tiene la característica forma de cabeza de hacha, mostrando similitudes a *G. toxicus*, pero se diferencia de esa especie por la talla y forma de las placas. La placa 2'''' es de forma pentagonal, aguda y con bordes rectos en *G. toxicus*. En *G. carolinianus* es ligeramente pentagonal con sus lados redondeados.

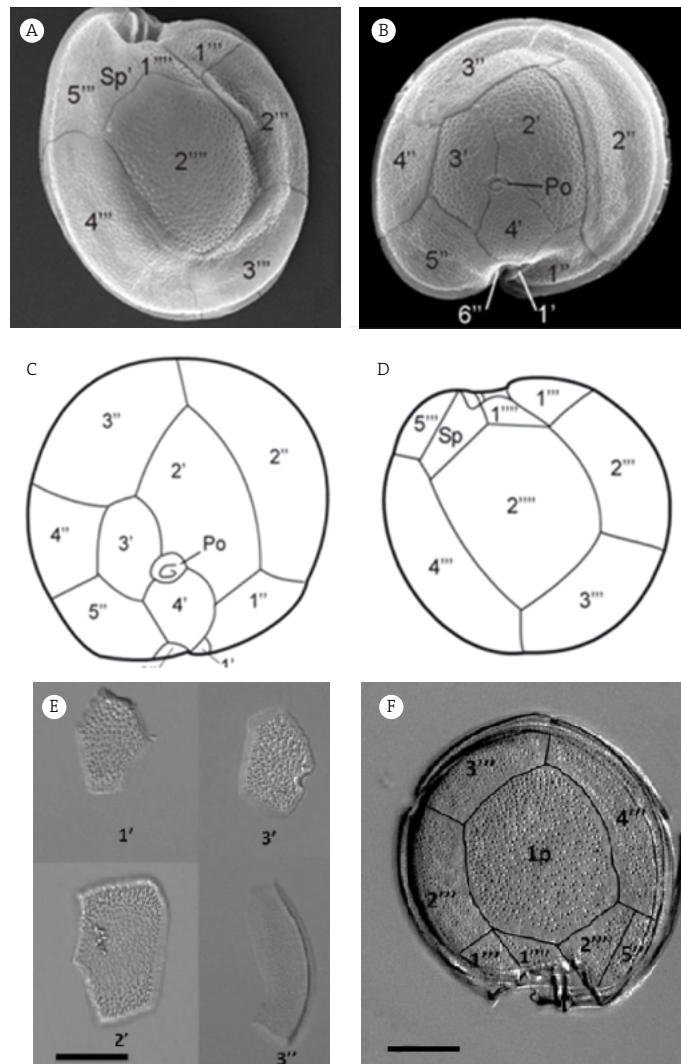


Figura 3. *Gambierdiscus carolinianus*. A) Epiteca en MEB. B) Hipoteca en MEB. C) Esquema de la epiteca con la designación de las placas. D) Esquema de la hipoteca con las series tecaes señaladas. E) Algunas placas epitecales cuya forma es importante para la determinación taxonómica. F) Configuración de las placas de la hipoteca.

Distribución: Cuenca del Caribe (Faust, 1995; Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, 2004); norte del Golfo de México y costa este de los EUA (Litaker *et al.*, 2010; Tester *et al.*, 2013)

Toxicidad: Algunas cepas del Caribe han resultado positivas para MTX y CTXs (Holland *et al.*, 2013; Lewis *et al.*, 2016).

Gambierdiscus caribaeus

Referencias: Litaker *et al.* (2009), Figs. 12-18; Jeong *et al.* (2012), Figs. 1-23

Descripción: Células comprimidas sobre el eje antero-posterior, de forma lenticular en vista ventral y redondeadas en vista apical. La epiteca es ligeramente rugosa (Fig 4A). La especie presenta placas densamente cubiertas de poros pequeños. El cingulum es ascendente, estrecho, profundo con bordes gruesos y una aleta cingular, que remata en un sulcus angosto y excavado. Fórmula de la teca Po, 4', 5'', 6c, 8s, 5''', 2'''' y sp (Fig 4C-D). El complejo del poro apical presenta forma elíptica, se orienta ligeramente hacia la porción ventral del cuerpo de la célula. La placa 2' con forma rectangular y cuatro lados bien definidos y bordes rectos. La placa 3'' con forma trapezoidal, las bases mayores y menores convexas (Fig 4). La hipoteca consta de cinco placas postcingulares, dos antapicales y la sulcal posterior, sp. La placa 2'''' es grande y ligeramente pentagonal. La placa 3''' tiene forma de trapecio invertido con las bases convexas.

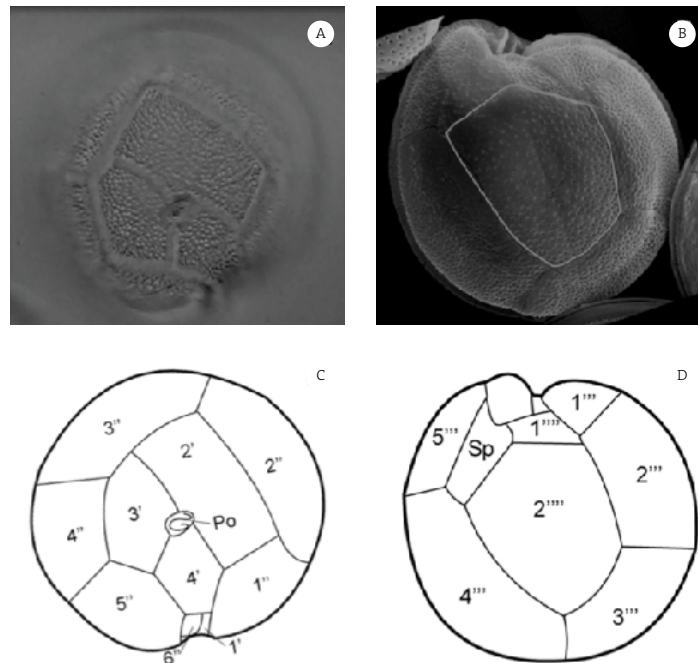


Figura 4. *Gambierdiscus caribaeus*. A) Epiteca en ML. B) Hipoteca. La placa 2'''' se ha remarcado para enfatizar su forma y tamaño. MEB. C) Esquema de la epiteca con la designación de las placas. D) Esquema de la hipoteca con las series tecales señaladas.

Dimensiones: Células de 70-80 μm de diámetro.

Distribución: Caribe: Belice y México (Faust 1995, Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, 2004)

Toxicidad: Las cepas del Caribe sólo han resultado positivas para MTX (Holland *et al.*, 2013; Lewis *et al.*, 2016).

► Discusión

En este trabajo se ha documentado la presencia de tres especies del género *Gambierdiscus* con base en el análisis morfológico de especímenes localizados sobre macroalgas de las crestas arrecifales del Caribe Mexicano. La presencia del género ya había sido señalada por Hernández-Becerril y Almazán-Becerril (2004), quienes describieron la presencia de *G. yasomotoi*, *G. belizeanus* y otra especie identificada como *G. toxicus*, coincidiendo con los análisis de filogenia molecular que concluyeron que *G. toxicus* no está presente en el Caribe Mexicano (Litaker *et al.*, 2009). De acuerdo a la forma rectangular de la placa 2' de las figuras 4-6 de esa publicación, es posible que los especímenes pertenezcan a *G. caribaeus*.

Las tres especies reportadas en este trabajo, más *G. carpenteri*, están presentes en la costa del Atlántico noroccidental, incluyendo la cuenca del Caribe, el Golfo de México hasta las costas de los Estados Unidos (Litaker *et al.*, 2010; Tester *et al.*, 2013); además se han encontrado en el Pacífico, desde Hawai, hasta el sureste asiático (Leaw *et al.*, 2011).

En las macroalgas de la costa del Caribe Mexicano que habitan las lagunas arrecifales, las especies de *Gambierdiscus* son relativamente frecuentes pero no abundantes. Almazán-Becerril *et al.* (2015) encontraron una frecuencia de 50% de *G. carolinianus* en muestras de macroalgas, e Irola-Sansores (2016) reportó abundancias máximas de 178 cél/g en la macroalga *Dictyota*, y de un orden de magnitud menos en el alga coralina *Amphiroa* de esta misma especie. Estas abundancias contrastan con las descritas por Faust y Morton (1997), quienes detectaron hasta 4×10^3 cél/g en Belice.

G. belizeanus está prácticamente ausente de las muestras de macroalgas. No obstante, Hernández-Becerril y Almazán-Becerril (2004) reportaron su presencia en muestras de red en la laguna arrecifal de Puerto Morelos. Se debe recordar que originalmente *G. belizeanus* se encontró asociado al sustrato arenoso del fondo y no a macroalgas (Faust, 1995).

El conocimiento de las especies presentes en la zona de Quintana Roo representa la fase inicial de una serie de estudios que involucran aspectos ecológicos, epidemiológicos y toxicológicos, y cuyos resultados interpretados de manera integral pueda ayudar a entender el origen y el riesgo de padecer ciguatera en una zona donde este padecimiento es recurrente. Las tres especies han mostrado poseer potencial tóxico, principalmente cepas aisladas en el margen oriental de la cuenca del Caribe (Holland *et al.*, 2013; Lewis *et al.*, 2016). Cabe entonces preguntarse sobre el origen de las toxinas que han producido brotes de ciguatera en las costas mexicanas de Quintana Roo, porque las evaluaciones de los hábitats someros (crestas y lagunas arrecifales) no muestran una presencia importante del género, incluso en la zona donde más casos de ciguatera se han reportado, que es la zona entre Isla Mujeres e Isla Contoy (Irola-Sansores, 2016). Cabe preguntarse entonces si existen poblaciones más abundantes a mayores profundidades, o si las toxinas de los peces consumidos en la zona adquirieron la toxicidad en otro sitio. Estas son las preguntas que deben sustentar los programas de investigación en los próximos años.

► Literatura citada

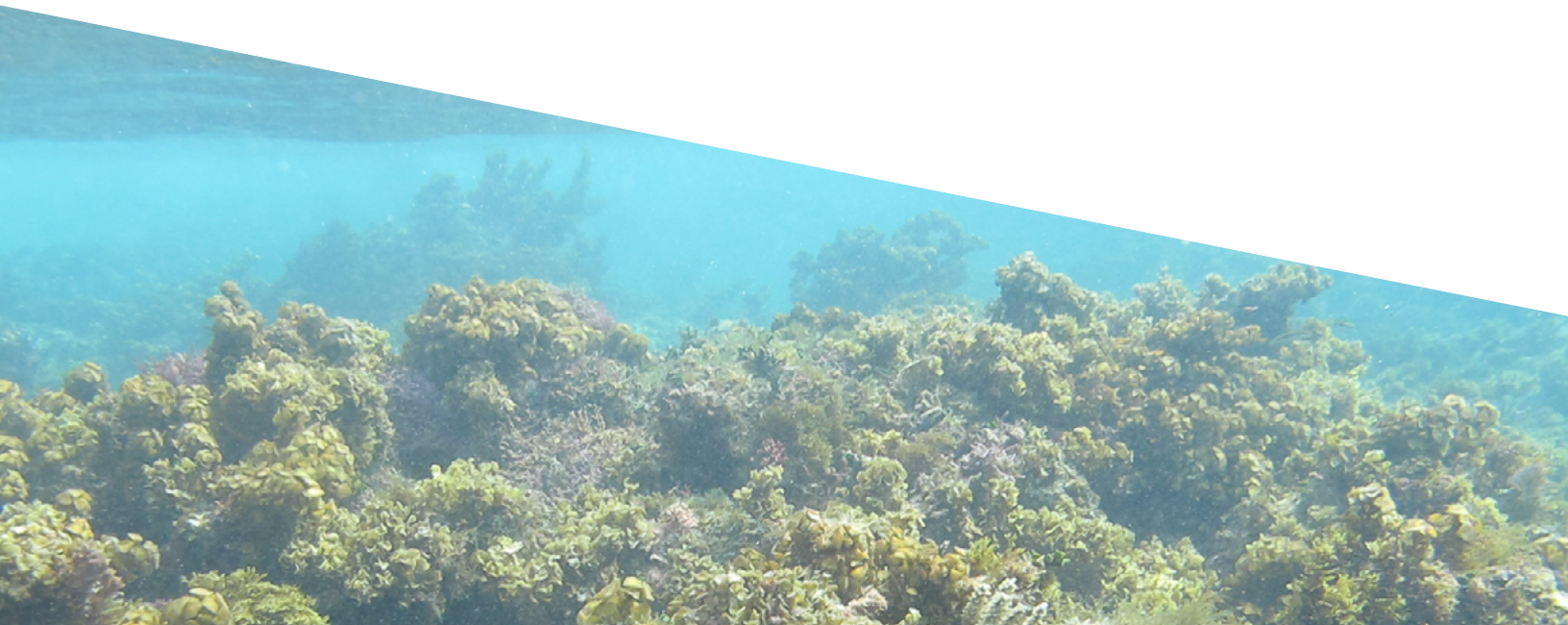
- Adachi, R., & Fukuyo, Y. (1979). The thecal structure of a marine toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* gen. et sp. nov. collected in a ciguatera-endemic area. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45(1):67-71
- Almazán-Becerril, A., Escobar-Morales, S., Rosiles-González, G., & Valadez, F. (2015). Benthic-epiphytic dinoflagellates from the northern portion of the Mesoamerican Reef System. *Botánica Marina*, 58(2), 115-128.
- Babinchak, J. A., Doucette, G. J., Ball, R. M., 1996. Partial characterization of the LSU rRNA gene from the ciguatoxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus*. In: Yasumoto, T., Oshima, Y., Fukuyo, Y. (eds.), Harmful and Toxic Algal Blooms. UNESCO, Sendai, Japan, pp. 459–462.
- Balech, E. (1995). The Genus *Alexandrium* Halim (Dinoflagellata). Sherkin Island Marine Station Publication. Sherkin Island, Co. Cork, Ireland. 151 pp.
- Besada, E. G., Loeblich, L. A., & Loeblich III, A. R. (1982). Observations on tropical, benthic dinoflagellates from ciguatera-endemic areas: *Coolia*, *Gambierdiscus*, and *Ostreopsis*. *Bulletin of Marine Science*, 32(3), 723-735.
- Bomber, J. W., Tindall, D. R. & Miller, D. M. (1989). Genetic variability in toxin potencies among seventeen clones of *Gambierdiscus toxicus* (Dinophyceae). *Journal of Phycology*, 25:617–625.
- Chinain, M., Germain, M., Sako, Y., Pauillac, S. & Legrand, A. M. (1997). Intraspecific variation in the dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* (Dinophyceae). Isozyme analysis. *Journal of Phycology*, 33(1):36-43.
- Chinain, M., Faust, M. A. & Pauillac, S. (1999). Morphology and molecular analysis of three toxic species of *Gambierdiscus* (Dinophyceae): *G. pacificus*, sp. nov., *G. australes*, sp. nov., and *G. polynesiensis*, sp. nov. *Journal of Phycology*, 35(6):1282-1296.
- Faust, M. A. (1995). Observation of sand-dwelling toxic dinoflagellates (Dinophyceae) from widely differing sites, including two new species. *Journal of Phycology*, 31(6):996-1003.
- Morton, S. L., & Faust, M. A. (1997). Survey of toxic epiphytic dinoflagellates from the Belizean barrier reef ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 61(3):899-906.
- Fensome, R. A., Taylor, F. J. R., Norris, G., Sarjeant, W. A. S., Wharton, D. I. & Williams, G. L. (1993). A classification of living and fossil dinoflagellates. Micropaleontology, Special Publication Number 7, Sheridan Press, Hanover. 351 pp.
- Fraga, S., & 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., Caillaud, A., Diogène, J., Raho, N. & Zapata, M. (2011). *Gambierdiscus excentricus* sp. nov. (Dinophyceae), a benthic toxic dinoflagellate from the Canary Islands (NE Atlantic Ocean). *Harmful Algae*, 11, 10-22.
- Fraga, S., Rodríguez, F., Riobó, P., & Bravo, I. (2016). *Gambierdiscus balechii* sp. nov. (Dinophyceae), a new benthic toxic dinoflagellate from the Celebes Sea (SW Pacific Ocean). *Harmful Algae*.
- Gómez, F., Qiu, D., Lopes, R. M., & 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. & Almazán Becerril, A. (2004). Especies de dinoflagelados del género *Gambierdiscus* (Dinophyceae) del Mar Caribe Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 52:77-87.

- Holland, W. C., Litaker, R. W., Tomas, C. R., Kibler, S. R., Place, A. R., Davenport, E. D., & Tester, P. A. (2013). Differences in the toxicity of six *Gambierdiscus* (Dinophyceae) species measured using an in vitro human erythrocyte lysis assay. *Toxicon*, 65:15-33.
- Holmes, M. J. (1998). *Gambierdiscus yasumotoi* sp. nov. (Dinophyceae), a toxic benthic dinoflagellate from southeastern Asia. *Journal of Phycology*, 34(4):661-668.
- Irola-Sansores, E. D. 2016. Dinámica poblacional de los dinoflagelados bentónicos en dos géneros de macroalgas: *Dictyota* y *Amphiroa* en dos sistemas arrecifales del norte de Quintana Roo. (Tesis de Maestría). Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C., Cancún, Quintana Roo, México
- Jeong, H. J., Lim, A. S., Jang, S. H., Yih, W. H., Kang, N. S., Lee, S. Y., Yoo, Y. D., & Kim, H. S. (2012). First report of the epiphytic dinoflagellate *Gambierdiscus caribaeus* in the temperate waters off Jeju Island, Korea: morphology and molecular characterization. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 59(6):637-650.
- Leaw, C. P., Lim, P. T., Tan, T. H., Tuan-Halim, T. N., Cheng, K. W., Ng, B. K., & Usup, G. (2011). First report of the benthic dinoflagellate, *Gambierdiscus belizeanus* (Gonyaulacales: Dinophyceae) for the east coast of Sabah, Malaysian Borneo. *Phycological Research*, 59(3):143-146.
- Lewis, R. J., Insera, M., Vetter, I., Holland, W. C., Hardison, D. R., Tester, P. A., & R. W. Litaker. (2016). Rapid extraction and identification of maitotoxin and ciguatoxin-like toxins from Caribbean and Pacific *Gambierdiscus* using a new functional bioassay. *PLoS ONE* 11(7): e0160006.
- Litaker, R. W., Vandersea, M. W., Faust, M. A., Kibler, S. R., Chinain, M., Holmes, M. J., Holland, W. C. & Tester, P. A. (2009). Taxonomy of *Gambierdiscus* including four new species, *Gambierdiscus caribaeus*, *Gambierdiscus carolinianus*, *Gambierdiscus arpeniteri* and *Gambierdiscus ruetzleri* (Gonyaulacales, Dinophyceae). *Phycologia*, 48(5):344-390.
- Litaker, R. W., Vandersea, M. W., Faust, M. A., Kibler, S. R., Nau, A. W., Holland, W. C., Chinain, M., Holmes, M. J. & Tester, P. A. (2010). Global distribution of ciguatera causing dinoflagellates in the genus *Gambierdiscus*. *Toxicon*, 56(5):711-730.
- Nishimura, T., Sato, S., Tawong, W., Sakanari, H., Yamaguchi, H., & Adachi, M. (2014). Morphology of *Gambierdiscus scabrosus* sp. nov. (Gonyaulacales): a new epiphytic toxic dinoflagellate from coastal areas of Japan. *Journal of Phycology*, 50(3):506-514.
- Richlen, M. L., Morton, S. L., Barber, P. H., & Lobel, P. S. (2008). Phylogeography, morphological variation and taxonomy of the toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* (Dinophyceae). *Harmful Algae*, 7(5):614-629.
- Taylor, F. M. (1999). Charles Atwood Kofoid and his dinoflagellate tabulation system: an appraisal and evaluation of the phylogenetic value of tabulation. *Protist*, 150(2):213-220.
- Tester, P. A., Vandersea, M. W., Buckel, C. A., Kibler, S. R., Holland, W. C., Davenport, E. D., Clarck, R. D., Edwards, K. F., Taylor, J. C., Pluym, V. J. L. Hickerson, E. L. & Hickerson, E. L. (2013). *Gambierdiscus* (Dinophyceae) species diversity in the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary, Northern Gulf of Mexico, USA. *Harmful Algae*, 29:1-9.
- Yasumoto, T., Nakajima, I., Bagnis, R., & R. Adachi. (1977). Finding of a dinoflagellate as a likely culprit of ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 43:1021-1026.

Morfología y taxonomía de los géneros *Ostreopsis* y *Coolia* en el Caribe Mexicano

Almazán-Becerril, Antonio¹; Escobar-Morales, Sergio^{1†};
Irola-Sansores, E. D.¹; Delgado-Pech, Benjamín¹

¹Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Ciencias del Agua. Calle 8 Núm. 39,
manzana 29, SM 64, CP 77500. Cancún, Quintana Roo, México.
almazan@cicy.mx



Resumen

En este trabajo se presenta el estudio taxonómico basado en la observación de los caracteres morfológicos de seis especies de dinoflagelados bentónicos (epifitos) del Caribe Mexicano pertenecientes a los géneros *Coolia*: *C. areolata* y *C. tropicalis*, y *Ostreopsis*: *O. marinus*, *O. belizeana*, *O. siamensis* y *O. heptagona*. La presencia de *C. areolata* en el Caribe implica una distribución circuntropical de esta especie que había sido reportada sólo en el Indo-Pacífico, mientras que *O. marinus* representa el segundo reporte en la zona desde su primera descripción.

Palabras clave: Distribución, dinoflagelados bentónicos, ciguatera.

Abstract

A taxonomic study based on observation of morphological characteristics of six species of benthic dinoflagellates (epiphytes) from the Mexican Caribbean belonging to the genera *Coolia*: *C. areolata* and *C. tropicalis*, and *Ostreopsis*: *O. marinus*, *O. belizeana*, *O. siamensis* and *O. heptagona*. The presence of *C. areolata* in the Caribbean means a circuntropical distribution of this species which has been only reported in the Indo-Pacific, whereas *O. marinus* is the second report in the zone after its first description.

Key words: Distribution, Benthic dinoflagellates, Ciguatera.



► Introducción

Los géneros de dinoflagelados bentónicos *Coolia*, *Gambierdiscus* y *Ostreopsis* constituyen en conjunto un grupo de gran interés, al incluir especies potencialmente nocivas que se consideran fuente de varias toxinas y otros compuestos con actividad biológica de creciente importancia farmacológica y biotecnológica (Camacho *et al.*, 2007). Estos compuestos se encuentran principalmente en peces, crustáceos y moluscos que los bioacumulan y actúan como vectores que afectan a niveles superiores de la cadena trófica, incluyendo al hombre. Los estudios de *Coolia* y *Ostreopsis* en otras latitudes se han multiplicado debido a su expansión hacia áreas subtropicales, y con ello ha aumentado no sólo la descripción de nuevas especies y toxinas, sino también la necesidad de realizar revisiones taxonómicas de ambos géneros incluyendo el uso de secuencias moleculares.

En este estudio se documenta la morfología de las especies de *Ostreopsis* y *Coolia* reportadas en la costa del estado de Quintana Roo. Para la descripción de las tecas se utiliza la tabulación propuesta por Besada *et al.* (1982), y el esquema de clasificación de dinoflagelados propuesto por Fensome *et al.* (1993).

► Características generales de *Coolia* y *Ostreopsis*

Coolia

Este género fue descrito inicialmente por Meunier (1919) con la especie tipo *Coolia monotis*, basado en especímenes colectados de Nieuport, Bélgica. *Coolia monotis* ha sido registrada en

distintas regiones geográficas, con una distribución cosmopolita incluyendo registros en el Caribe (Faust, 1992), Nueva Zelanda (Rhodes y Thomas, 1997), Mar Mediterráneo (Aligizaki y Nikolaidis, 2006) y Polinesia (Fukuyo, 1981), en latitudes tanto tropicales como templadas. Las especies del género *Coolia* a menudo coexisten con otros dinoflagelados epibentónicos tóxicos como *Gambierdiscus* y *Ostreopsis*, cuya asociación puede relacionarse con el síndrome de la ciguatera en algunas áreas donde este padecimiento es endémico (Tindall y Morton, 1998). *Coolia* permaneció como un género monotípico hasta la descripción de *C. tropicalis* por Faust (1995); posteriormente, Ten-Hage *et al.* (2000) describieron *C. areolata* en el sureste del océano Índico. Hasta entonces, la descripción de las nuevas especies de *Coolia* se había basado en la descripción morfológica de las células, pero a partir de la descripción de *C. canariensis* (Fraga *et al.*, 2008) se usaron secuencias moleculares para apoyar la delimitación de las especies. Recientemente, Leaw *et al.* (2010) describieron a *C. malayensis* en la costa de Malasia, y Karafas *et al.* (2015) describieron dos especies más del género: *C. palmyrensis* y *C. santacroce*, colectadas en el atolón Palmyra, en el Océano Pacífico y en Islas Vírgenes, en el Caribe, respectivamente. Las células de *Coolia* no son mayores a 40 μm en cualquiera de sus dimensiones. Son ligeramente comprimidas antero-posteriormente y de forma ovalada en vista ventral, con una variabilidad morfológica importante. Por otra parte, las especies *C. monotis*, *C. tropicalis* y *C. malayensis* están consideradas como potencialmente nocivas, por su capacidad de producir cooliatoxinas y otros poliéteres monosulfatados análogos a las yesotoxinas (Nakajima *et al.*, 1981; Holmes *et al.*, 1995; Wakeman *et al.*, 2015).

Ostreopsis

Las especies de *Ostreopsis* presentan amplia distribución, incluyendo climas tropicales y subtropicales al habitar sistemas arrecifes y lagunas costeras. (Nakajima *et al.*, 1981; Quod, 1994). Algunas de estas especies pueden estar implicadas en la producción de las toxinas responsables de la ciguatera (Nakajima *et al.*, 1981; Faust y Morton, 1995). El género fue erigido por Schmidt (1902) con *Ostreopsis siamensis* como especie tipo de muestras del Golfo de Tailandia. El género permaneció monotípico hasta que Fukuyo (1981) realizó un estudio taxonómico sobre los dinoflagelados bentónicos en los arrecifes de coral en la Polinesia Francesa y las costas de Japón, descubriendo a las entonces nuevas especies *O. lenticularis* y *O. ovata*. Por su parte, Norris *et al.* (1985) describieron a *O. heptagona* en el Golfo de México y en Cayo Caballero, Florida, mientras que Quod (1994) describió a *O. mascarenenensis*, la más grande de todas las especies de *Ostreopsis*, en aguas poco profundas de los entornos coralinos en el archipiélago de Mascareignes, en el suroeste del Océano Índico. Faust y Morton (1995), describieron a *O. labens* en muestras colectadas en tres regiones: la porción este del mar de China; el archipiélago Mascareignes, en el Océano Índico y las islas Mayotte, y en el Mar Caribe. Finalmente, Faust (1999) describió a *O. marinus*, *O. belizeanus*, *O. caribbeanus* en dos zonas geográficas (en el Mar Caribe y en el suroeste del Océano Índico) y en cuatro hábitats marinos (en la columna de agua, arena, corales muertos y macroalgas). La mayoría de las especies de *Ostreopsis* prefieren asociaciones epífitas con algas pardas y rojas (Fukuyo, 1981; Carlson y Tindall, 1984, Bomber *et al.*, 1985; Ballantine *et al.*, 1988; Quod, 1994), pero también suelen encontrarse sobre las rocas y restos de coral (Norris *et al.*, 1985), así como en los espacios intersticiales de los fondos arenosos y nadando libremente en la columna de agua, como es el caso de *O. labens* (Faust y Morton, 1995).

Según la literatura especializada, la cuenca del Caribe alberga al menos cuatro especies de *Coolia* y todas las reportadas de *Ostreopsis*, con excepción de *O. mascaranensis*. En el caso del Caribe Mexicano, se ha reportado la presencia sólo de algunas de estas especies. Por ello, en esta contribución se realiza la descripción morfológica de las especies de estos géneros observadas en muestras de macroalgas en sitios arrecifales del norte de Quintana Roo.

► Material y métodos

La descripción morfológica de las especies se realizó mediante la observación de los especímenes en microscopía de luz (ML) y microscopía electrónica de barrido (MEB). Las muestras fueron colectadas de macroalgas obtenidas en varias localidades de la costa de Quintana Roo, y se almacenaron en bolsas tipo ziploc con agua del sitio de colecta. La separación de los dinoflagelados se realizó mediante agitación vigorosa; posteriormente se retiró la macroalga de la bolsa y el agua remanente se filtró a través de mallas de 150 μm . Las muestras fueron fijadas con formol al 4% de concentración final. Una alícuota de 50 ml se centrifugó a 1500 rpm durante 10 min, se eliminó el sobrenadante y el pellet se resuspendió en agua destilada tres veces para la eliminación de la sal del agua. Posteriormente, las células fueron aisladas con pipetas Pasteur con la punta adelgazada y observadas en microscopía de luz. Para la microscopía de barrido, las células fueron deshidratadas y llevadas a punto crítico antes de ser metalizadas con oro (ver métodos del capítulo anterior). La identificación de las especies se realizó mediante literatura especializada (Fukuyo, 1981; Faust, 1995, 1999; Faust *et al.*, 1996; Ten-Hage *et al.*, 2000; Fraga *et al.*, 2008; Leaw *et al.*, 2010). Para la clasificación se siguió el esquema propuesto por Fensome *et al.* (1993).

Sistemática de las especies presentes en el Caribe Mexicano

Orden: Gonyaulacales

Familia: Goniodomaceae

Género: *Coolia*

Coolia areolata

Referencias: Ten-Hage *et al.* (2000).

Descripción: Células redondeadas, epiteca hemisférica. Sin embargo, la hipoteca está ligeramente alargada y es de mayor tamaño. Las placas tecales están delimitadas por bandas intercalares densas. La superficie teocal es areolata, cubierta de grandes poros muy evidentes. La fórmula de la teca observada es $Po, 4', 6'', 5''', 2''', sp$. La epiteca consta de cuatro placas apicales; la mayor de todas es la 4' que tiene forma hexagonal ligeramente más alargada hacia la región ventral (Fig. 1A). La placa 2' es pentagonal y alargada y envuelve al Complejo del Poro Apical (CPA); la placa 3' tiene una forma pentagonal simétrica con la base bordeando la placa 4' y su vértice alineado con la unión de las placas 3'' y 4''. La hipoteca consta de cinco placas postcingulares de las cuales la 3''' es la de mayor tamaño, tiene forma triangular con dos lados ligeramente redondeados. Las placas 3''' y 4''' son las de mayor tamaño y la unión entre ambas es curva. La 1''' es la más pequeña de esta serie y tiene forma triangular con la base alineada con el cingulum.

La placa 1^{'''} es prácticamente una aleta que cubre parcialmente el sulcus (Figs. 1B-D). La placa 2^{'''} es de forma triangular con una base convexa que la limita del sulcus (Fig. 1).

Dimensiones: Células de 30 μm de longitud y 26 μm de diámetro.

Toxicidad: Desconocida.

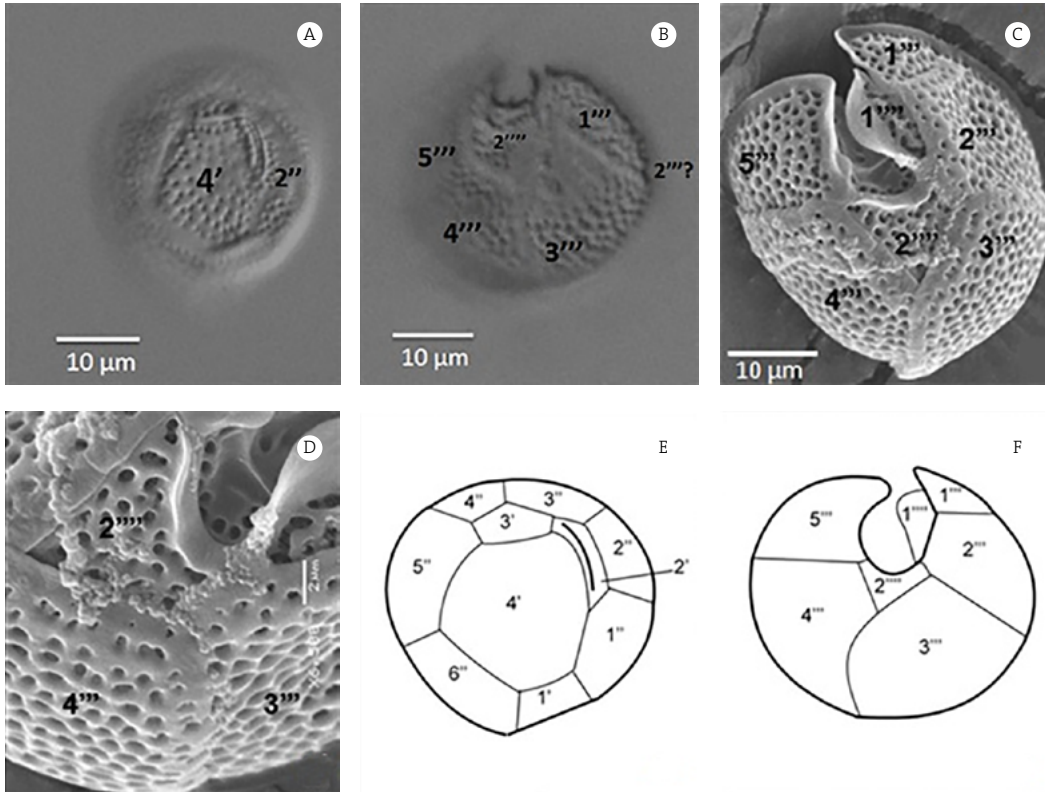


Figura 1 A-F. *Coolia areolata*. Vista apical (A) y antapical (B) en microscopía de luz. Hipoteca en microscopía electrónica de barrido (C) y detalle de la placa 2^{'''} (D). Esquemas de la disposición de las placas epitenciales (E) e hipotenciales (F).

Coolia cf. monotis

Referencias: Faust (1995); Mohammad-Noor, *et al.* (2013); Ho y Nguyen (2014); Almazán-Becerril *et al.* (2015).

Descripción: Células redondeadas, ligeramente oblicuas, con escasa compresión antero-posterior. La forma de la célula redonda en vista apical. La superficie tecal es lisa, con presencia de poros grandes en baja densidad. El cingulum presenta una hilera de poros marginales. El CPA presente en la epiteca es visible con ML. La epiteca es semiesférica, ligeramente aguda en el ápice. La placa 4' tiene forma ligeramente pentagonal, con tres lados rectos y dos lados redondeados (Figs. 2A-B). La hipoteca consta de cinco placas postcingulares siendo las placas 3'' y 4'' las de mayor tamaño, tienen forma sub triangular o de un trapecoide irregular con dos

lados ligeramente redondeados. La placa 2^{'''} es de forma sub trapezoidal, con las bases convexas. La fórmula de la teca dada es Po, 4', 6'', 5''', 2^{'''} (Figs. 2C-D).

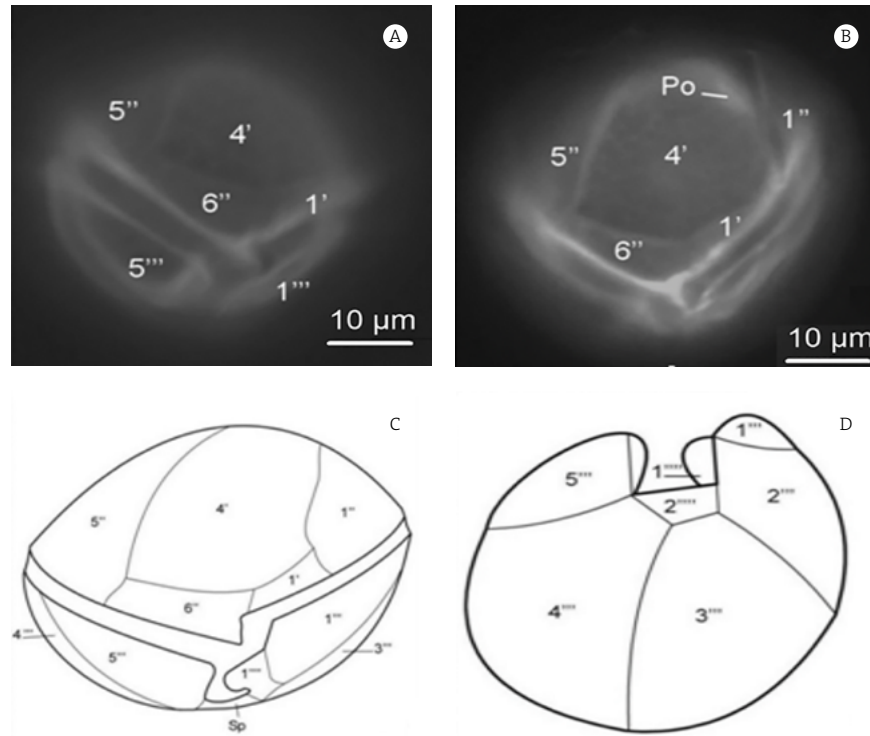


Figura 2. *Coolia tropicalis*. A, B) Vista apical de en microscopía de epifluorescencia. C, D) Esquemas de la tabulación de la especie.

Dimensiones: Células de 27.5 – 32.5 µm de longitud y 25 - 30 µm de diámetro.

Toxicidad: Desconocida.

Género: *Ostreopsis*

Ostreopsis cf. belizeanus

Referencias: Faust 1999.

Descripción: Células fuertemente comprimidas antero-posteriormente, de forma ovalada en vista apical, ligeramente piriforme (Fig. 3A). La superficie es lisa y presenta poros de tamaño pequeño distribuidos regularmente por toda la superficie de la teca. La epiteca consta de cuatro placas apicales, siendo la 4' la de mayor tamaño, alargada e irregular que en su extremo dorsal limita con la placa 2', la cual contiene el CPA (Fig. 3C). La placa 3' tiene una forma de cabeza de hacha con lados que tocan las placas 4', 2'', 3'', 4'' y 5'' (Figs. 3C-D). En la hipoteca destaca una placa 2^{'''} de forma pentagonal muy alargada con bordes rectos. La fórmula de la teca es Po, 4', 6'', 5''', 2^{'''} (Fig. 3B).

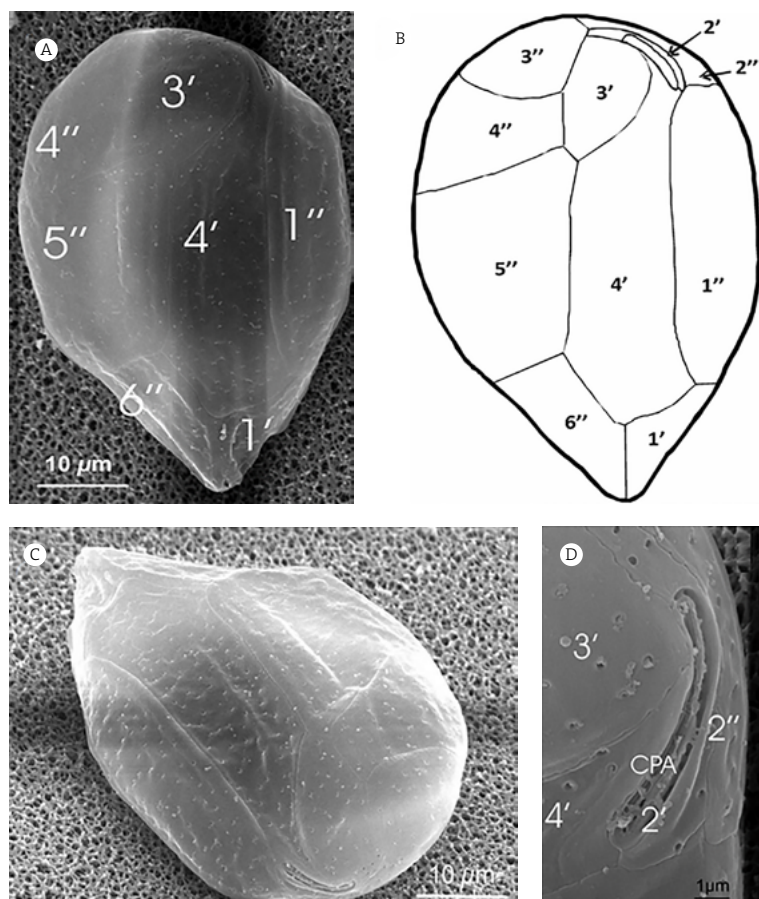


Figura 3. *Ostreopsis belizeanus*. A) Vista apical de en microscopía electrónica de barrido apical. B) Esquema de las placas de la epiteca. C) Región dorsal de la célula. D) Detalle del complejo del poro.

Dimensiones: 60 µm de largo y 20 µm de ancho.

Toxicidad: Desconocida.

Ostreopsis heptagona

Referencias: Norris *et al.* (1985); Morton y Faust (1997); Steidinger y Tangen (1997).

Descripción: Células largas, robustas, fuertemente comprimidas antero-posteriormente, de forma ovalada en vista apical. La epiteca y la hipoteca son aproximadamente del mismo tamaño. La superficie de la célula presenta poros muy finos (o poroides) distribuidos en la superficie de la teca. La epiteca presenta cuatro placas apicales; la placa 2' está ligeramente curvada y rodea el CPA. La placa 4' tiene siete lados, uno de los cuales toca la placa 4'' lo cual es una característica única en el género (Fig. 4A). La placa 2''', más ancha en su extremo dorsal, y se constriñe en el otro extremo donde acaba en un vértice que coincide con las placas 3''' y 4''' (Fig. 4B). La fórmula de la teca es Po, 4', 6'', 5''', 2'''' (Figs. 4C-D).

Dimensiones: Células de 87.5 - 112.5 µm de largo y 45 - 70 µm de ancho.

Toxicidad: Especie reportada como tóxica por Norris *et al.* (1985).

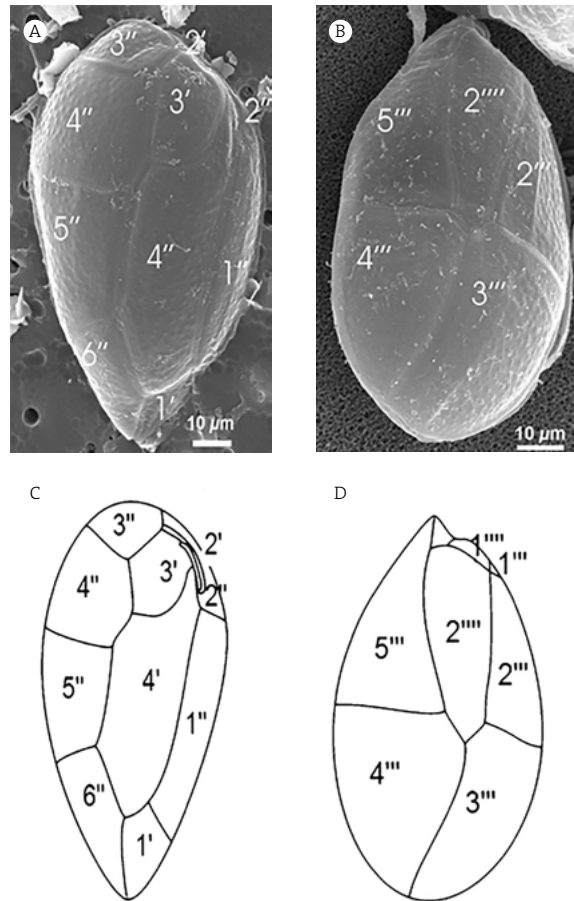


Figura 4. *Ostreopsis heptagona*. A) Vista apical y antapical (B) de microscopía electrónica de barrido. C, D) Patrón de tabulación de la especie.

Ostreopsis marinus

Referencias: Faust, (1999).

Descripción: Células grandes de teca robusta fuertemente comprimidas antero-posteriormente, de forma redondeada en vista apical. La superficie de la teca es lisa, cubierta por poros grandes y pequeños distribuidos regularmente. En la banda intercalar y alrededor de ella se encuentran poros marginales. La epiteca consta de cuatro placas apicales; siendo la 4' la de mayor tamaño y de forma hexagonal (alargada); en una de sus aristas tiene contacto con el CPA. La placa 3' tiene una forma pentagonal, con lados que tocan las placas 2', 3'', 4'' y 5'', esta última es la de mayor tamaño, con forma de un pentágono irregular (Fig. 5A). En la hipoteca destaca una placa 2''' de forma pentagonal, alargada, con bordes rectos. Esta placa se ensancha ligeramente hacia uno de sus extremos. La placa 3''' es la de mayor tamaño de la hipoteca; tiene forma de un trapecio con sus bases convexas, mientras que la placa 1''' es la de menor tamaño (Fig. 5B). La fórmula de la teca es Po, 4', 6'', 5'', 2''' (Figs. 5C-D).

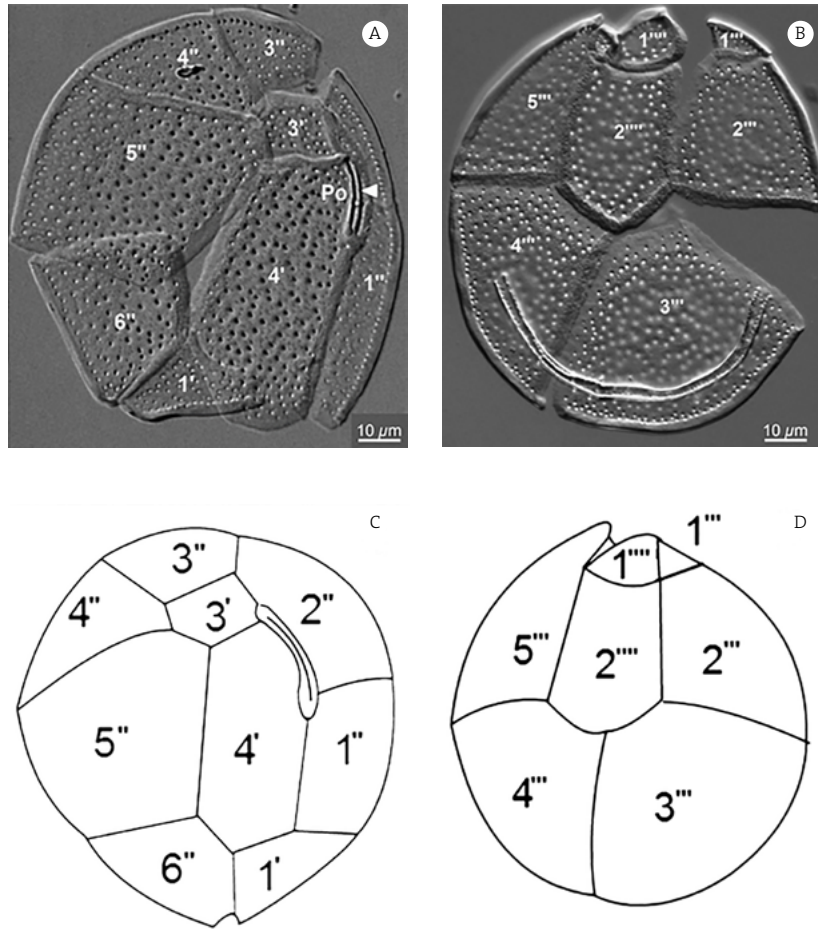


Figura 5. *Ostreopsis marinus*. A) Vista apical y antapical (B), de la teca disectada de en microscopía de luz. Patrón tabular de la epiteca (C) e hipoteca (D).

Dimensiones: $107.56 \pm 4.93 \mu\text{m}$ de longitud y $89 \pm 5.85 \mu\text{m}$ de ancho, $n=15$.

Toxicidad: Desconocida.

Ostreopsis siamensis

Referencias: Schmidt, (1902); Fukuyo, (1981); Faust y Gullledge, (2002); Steidinger y Tangen, (1997).

Descripción: Células ovales en forma de lágrima en vista apical (Fig. 6B) y comprimida antero-posteriormente (Fig. 6A). La placa del Po es estrecha y curva. La teca es lisa con pequeños poros en la superficie. La placa 4' es hexagonal o sub trapezoidal (Figs. 6B-C). La placa 5'' es rectangular con excepción que en una de sus esquinas hace contacto con la placa 3'. La placa 2''' tiene forma pentagonal alargada con el extremo ventral cóncavo. La fórmula de la teca es Po, 4', 6'', 5'', 2''' (Figs. 6E-F).

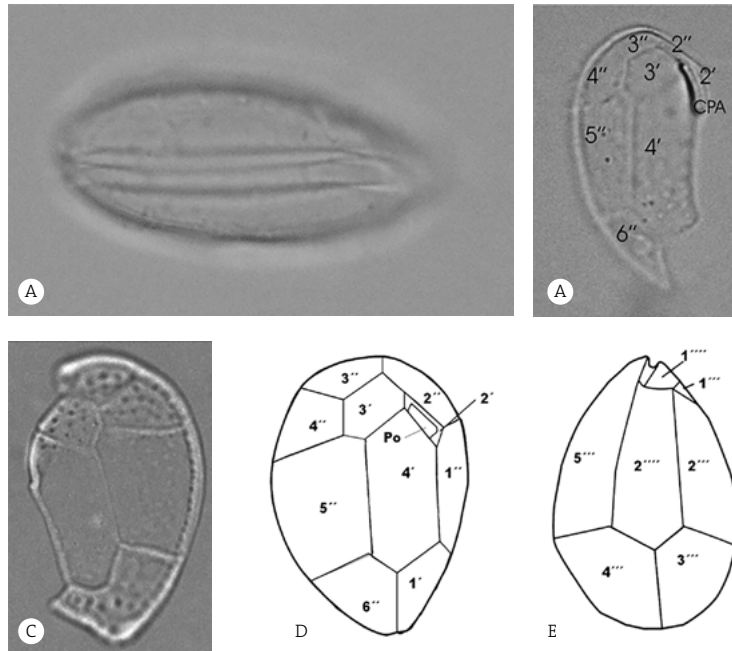


Figura 6. *Ostreopsis siamensis*. A) Vista lateral y apical (B-C) de en microscopía de luz. Patrón tabular de la epiteca (E) e hipoteca (F).

Dimensiones: Células de 87.5–90 μm de largo y 75-80 μm ancho.

Toxicidad: Extractos tóxicos de esta especie fueron descritos por Nakajima *et al.* (1981); posteriormente, Usami *et al.* (1995) describieron y caracterizaron la producción de ostreocina-D (un análogo de la palytoxina) que presentó alta toxicidad.

► Discusión

El género *Coolia* abarca siete especies válidas: *C. monotis*, *C. tropicalis*, *C. areolata*, *C. canariensis*, *C. malayensis*, *C. palmyrensis* y *C. santacroce*, con la siguiente fórmula de la teca: Po, 4', 6'', 6c, $\geq 6s$, 5''', 2'''. En términos generales, los miembros de este género abarcan especies de morfología similar. La observación de los caracteres que distinguen a las especies entre sí son: la arquitectura de la teca, la forma de las placas, la morfología del CPA y particularmente la forma y disposición de las placas antapicales. En *C. areolata*, la característica principal es la ornamentación de la teca, única en el género, siendo profusamente areolada. El primer y único registro de *C. areolata* se realizó en el sureste del Océano Índico (Ten-Hage *et al.*, 2000), y en el Caribe Mexicano se identificó recientemente (Irola-Sansores, 2016), lo que implica que su ámbito de distribución es circuntropical. Otra especie observada de este género es *C. tropicalis*, reportada previamente (Almazán-Becerril *et al.*, 2015), que se diferencia de *C. monotis* por ser de mayor tamaño y tener la superficie lisa y con poros más grandes.

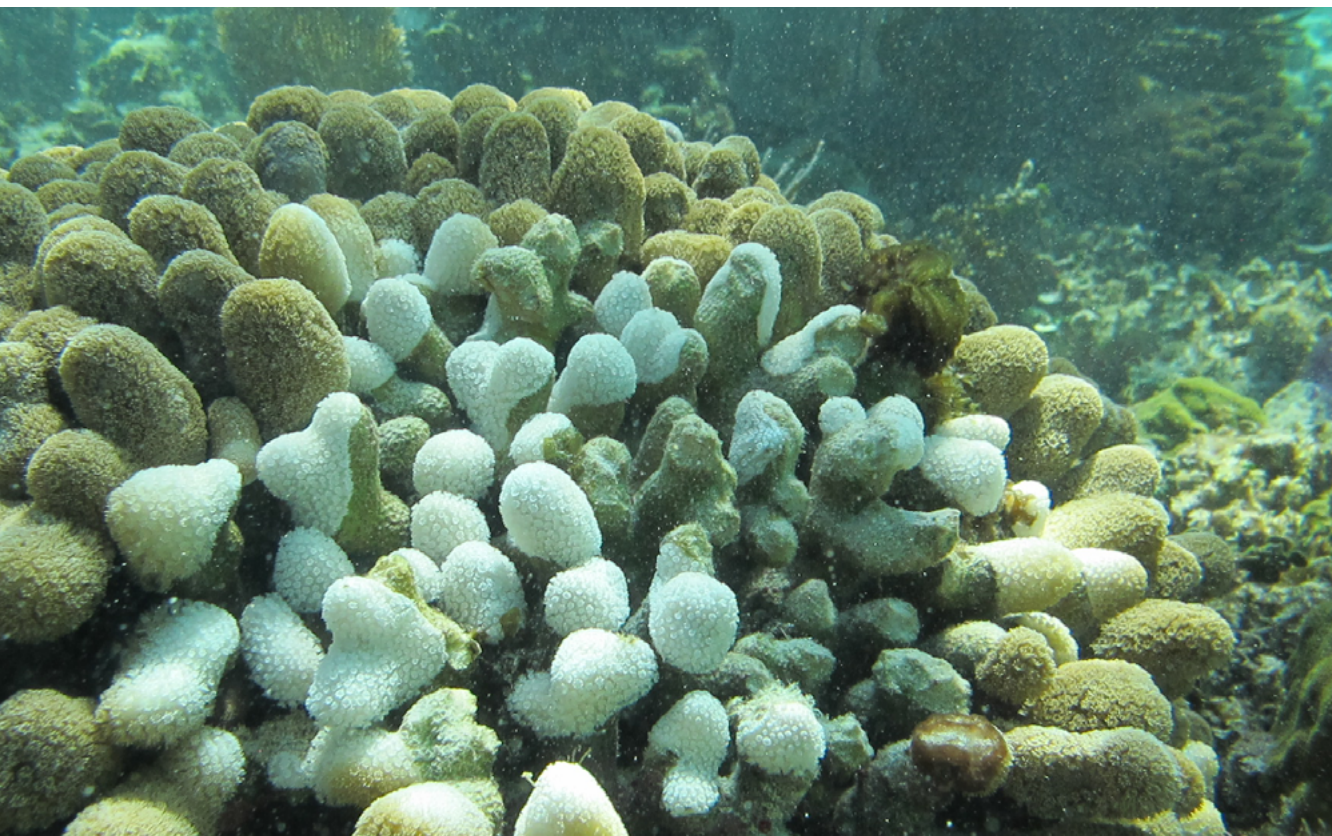
Durante el siglo pasado, las clonas aisladas en diferentes partes del mundo se consideraron



como *C. monotis*; sin embargo, a partir del uso de secuencias genéticas para la elucidación de especies y descripciones más detalladas de la arquitectura tecal quedó claro que la diversidad molecular entre estas clonas era mayor, lo que implicaba la potencial presencia de más especies (Mohammad-Noor, 2013; Rhodes *et al.*, 2014). Respecto a su toxicidad, *C. malayensis*, presenta el mayor potencial tóxico dentro del género (Rhodes *et al.*, 2014; Wakeman *et al.*, 2015). Aunque en apariencia el género es menos tóxico que *Ostreopsis* o *Gambierdiscus*, aún se debe evaluar su potencial tóxico a nivel global.

Un estudio realizado por Faust *et al.* (1996) sobre *Ostreopsis* en el litoral beliceño, constató la presencia de todas las especies conocidas, con excepción de *O. mascaranensis*. Posteriormente, Faust (1999) erigió tres nuevas especies: *O. marinus*, *O. belizeanus* y *O. caribbaneus*, siendo estas dos últimas carentes de algún carácter morfológico que permitiera identificarlas. Sólo de *O. marinus* hay referencias posteriores (Carnicer *et al.*, 2015; Irola-Sansores, 2016), mientras que en el caso *O. cf. belizeanus*, sólo en este trabajo (Fig. 3) se presenta una especie semejante a la descripción original. Parsons *et al.* (2012) mencionan que la mayoría de las especies de *Ostreopsis* son tan semejantes que podrían encajar en la descripción original de *O. siamensis*. Por esto se considera imprescindible definir los criterios o los caracteres diagnósticos de las especies basados en aspectos morfológicos y moleculares (Penna *et al.*, 2005; Parsons y Preskitt, 2007; Parsons *et al.*, 2012; Rhodes *et al.*, 2014).

Las especies de *Ostreopsis* aquí descritas presentan un patrón bien definido en la tabulación.



La fórmula Po, 4', 6", 5"', 2"', *sp*, se repite sin excepciones. Esto es consistente con Penna *et al.* (2005), quienes argumentan que el patrón de las placas es muy similar para la mayoría de las especies del género. No obstante, varias morfoespecies así como cepas del género presentan características que las hacen distinguibles (forma de la célula, tipos de poros, tamaño del Po).

O. heptagona es una especie fácilmente distinguible por la particularidad de que hay contacto entre las placas 4' y 4", lo cual no sucede en otras especies, aunque Penna *et al.* (2010) encontraron especímenes de *O. cf. ovata* en las que las placas 4' y 4" tienen contacto entre sí. Por otra parte, *O. belizeanus* se diferencia por su aplanamiento anteroposterior y escasa presencia de poros.

Los estudios morfológicos y moleculares de *Ostreopsis* han revelado que las poblaciones de *O. ovata* del Mediterráneo y el Atlántico pueden considerarse una población panmítica, y que ésta es muy diferente de las poblaciones de *O. ovata* del Indo-Pacífico (Penna *et al.*, 2010). También se ha observado que *O. labens* y *O. lenticularis* sólo se encuentran en el Indo-Pacífico (Penna *et al.*, 2010). En contraparte, otros estudios más localizados demuestran que la diversidad puede ser alta. Por ejemplo, Sato *et al.* (2011) encontraron ocho especies putativas en aguas de Japón.

Con el conocimiento actual se reconoce que existen varios problemas de investigación que plantea el estudio de los géneros *Ostreopsis* y *Coolia*, no sólo en sus aspectos taxonómicos y filogenéticos, sino también aquellos del ámbito ecológico, fisiológico y de manera importante, el toxinológico, del cual se conoce aún menos que para *Gambierdiscus*.

► Agradecimientos

Reconocemos el trabajo de Yolanda Hornelas y Goreti Campos, quienes son las autoras de las fotografías de microscopía electrónica de barrido. Este trabajo fue financiado por el proyecto HJ033 de CONABIO.

► Literatura citada

- Aligizaki, K. & Nikolaidis, G. (2006). The presence of the potentially toxic genera *Ostreopsis* and *Coolia* (Dinophyceae) in the North Aegean Sea, Greece. *Harmful Algae*, 5(6), 717-730.
- Almazán-Becerril A., S. Escobar-Morales, G., Rosiles-González & F. Valadez. 2015. Benthic-epiphytic dinoflagellates from the northern portion of the Mesoamerican Reef System. *Botánica Marina* 58(2), 115–128.
- Ballantine, D. L., Tosteson, T. R. & 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.
- Besada, E. G., Loeblich, L. A. & Loeblich III, A. R. (1982). Observations on tropical, benthic dinoflagellates from ciguatera-endemic areas: *Coolia*, *Gambierdiscus*, and *Ostreopsis*. *Bulletin of Marine Science*, 32(3), 723-735.
- Bomber, J. W., Norris, D. R. & Mitchell, L. E. (1985). Benthic dinoflagellates associated with ciguatera from the Florida Keys. II. In: *Toxic dinoflagellates, Proceedings of the Third International Conference on Toxic Dinoflagellates (3rd)* (Anderson, D.M., White, A.M. & Baden, G., eds), Elsevier, New York. pp. 40-50.
- Camacho, F. G., Rodríguez, J. G., Mirón, A. S., García, M. C., Belarbi, E. H., Chisti, Y. & Grima, E. M. (2007). Biotechnological significance of toxic marine dinoflagellates. *Biotechnology Advances*, 25(2), 176-194.
- Carlson, R. D. & Tindall, D. R. (1985): Distribution and periodicity of toxic dinoflagellates in the Virgin Islands. In: *Toxic dinoflagellates, Proceedings of the Third International Conference on Toxic Dinoflagellates (3rd)* (Anderson, D.M., White, A.M. & Baden, G., eds), Elsevier, New York. pp. 171-176.
- Carnicer, O., Tunin-Ley, A., Andree, K. B., Turquet, J., Diogène, J. & Fernández-Tejedor, M. (2015). Contribution to the genus *Ostreopsis* in Reunion Island (Indian Ocean): molecular, morphologic and toxicity characterization. *Cryptogamie, Algologie*, 36(1), 101-119.
- Faust, M. A. (1992). Observations of the morphology and sexual reproduction of *Coolia monotis* (Dinophyceae). *Journal of Phycology*, 28(1), 94-104.
- Faust, M. A. (1995). Observation of sand-dwelling toxic dinoflagellates (Dinophyceae) from widely differing sites, including two new species. *Journal of Phycology*, 31(6), 996-1003.
- Faust, M. A. (1999). Three new *Ostreopsis* species (Dinophyceae): *O. marinus* sp. nov., *O. belizeanus* sp. nov., and *O. caribbeanus* sp. nov. *Phycologia*, 38(2), 92-99.
- Faust, M. A. & Morton, S. L. (1995). Morphology and ecology of the marine dinoflagellate *Ostreopsis labens* sp. nov. (Dinophyceae). *Journal of Phycology*, 31(3), 456-463.
- Faust, M. A., Morton, S. L. & Quod, J. P. (1996). Further SEM study of marine dinoflagellates: the genus *Ostreopsis* (Dinophyceae). *Journal of Phycology*, 32(6), 1053-1065.

- Faust, M. A. & Gulledge, R. A. (2002). Identifying harmful marine dinoflagellates. *Contributions from the United States National Herbarium*, 42, 1-144.
- Fensome, R.A., Taylor, F.J.R., Norris, G., Sarjeant, W.A.S., Wharton, D.J. & Williams, G.I. (1993). A classification of living and fossil dinoflagellates. *Micropaleontology Special Publication No. 7*, Sheridan Press, Hanover. pp 351.
- Fraga, S., Penna, A., Bianconi, I., Paz, B. & Zapata, M. (2008). *Coolia canariensis* sp. nov. (Dinophyceae), a new nontoxic epiphytic benthic dinoflagellate from the Canary Islands. *Journal of Phycology*, 44(4), 1060-1070.
- Fukuyo, Y. (1981). Taxonomical study on benthic dinoflagellates collected in coral reef. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 47, 967-978.
- Ho, V. T., & L. N. Nguyen. (2014). Morphology and distribution of three epiphytic dinoflagellate species *Coolia monotis*, *C. tropicalis*, and *C. canariensis* (Ostreopsidaceae, Gonyaulacales, Dinophyceae) from Vietnamese Coastal Waters. *Ocean Science Journal*, 49(3), 211-221
- Holmes, M. J., Lewis, R. J., Jones, A. & Hoy, A. W. W. (1995). Cooliatoxin, the first toxin from *Coolia monotis* (Dinophyceae). *Natural Toxins*, 3(5), 355-362.
- Irola-Sansores, E. D. (2016). Dinámica poblacional de los dinoflagelados bentónicos en dos géneros de macroalgas: *Dictyota* y *Amphiroa* en dos sistemas arrecifales del norte de Quintana Roo. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C., Cancún, Quintana Roo, México.
- Karafas, S., York, R. & Tomas, C. (2015). Morphological and genetic analysis of the *Coolia monotis* species complex with the introduction of two new species, *Coolia santacroce* sp. nov. and *Coolia palmyrensis* sp. nov. (Dinophyceae). *Harmful Algae*, 46,18-33.
- Leaw, C. P., Lim, P. T., Cheng, K. W., Ng, B. K. & Usup, G. (2010). Morphology and molecular characterization of a new species of theca benthic dinoflagellate *Coolia malayensis* sp. Nov (Dinophyceae). *Journal of Phycology*, 46(1), 162-171.
- Meunier, A. (1919). Microplancton de la mer Flamande. 3^{me} partie. Les Péridiniens. *Mémoires du Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique* 8(1), 1-111, 7 pls.
- Mohammad-Noor, N., Moestrup, Ø., Lundholm, N., Fraga, S., Adam, A., Holmes, M. J. & Saleh, E. (2013). Autecology and phylogeny of *Coolia tropicalis* and *Coolia malayensis* (Dinophyceae), with emphasis on taxonomy of *C. tropicalis* based on light microscopy, scanning electron microscopy and LSU rDNA1. *Journal of Phycology*, 49(3), 536-545.
- Morton, S. L. & Faust, M. A. (1997). Survey of toxic epiphytic dinoflagellates from the Belizean barrier reef ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 61(3), 899-906.
- Norris, D. R., Bomber, J. W. & Balech, E. (1985). Benthic dinoflagellates associated with ciguatera from the Florida Keys. I. *Ostreopsis heptagona* sp. nov. In: *Toxic dinoflagellates, Proceedings of the Third International Conference on Toxic Dinoflagellates* (3rd) (Anderson, D.M., White, A.M. & Baden, G., eds), Elsevier, New York. pp. 39-44.
- Nakajima, I., Oshima, Y. & Yasumoto, T (1981). Toxicity of benthic dinoflagellates in Okinawa. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 47, 1029-1033.
- Parsons, M. L. & 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., Aligizaki, K., Bottein, M. Y. D., Fraga, S., Morton, S. L., Penna, A. & Rhodes, L. (2012). *Gambierdiscus* and *Ostreopsis*: Reassessment of the state of knowledge of their taxonomy, geography, ecophysiology, and toxicology. *Harmful Algae*, 14, 107-129.
- Penna, A., Vila, M., Fraga, S., Giacobbe, M. G., Andreoni, F., Riobó, P. & Vernesi, C. (2005). Characterization of *Ostreopsis* and *Coolia* (Dinophyceae) isolates in the Western Mediterranean

- sea based on morphology, toxicity and Internal Transcribed Spacer 5.8 S rDNA sequences. *Journal of Phycology*, 41(1), 212-225.
- Penna, A., Fraga, S., Battocchi, C., Casabianca, S., Giacobbe, M. G., Riobó, P. & Vernesi, C. (2010). A phylogeographical study of the toxic benthic dinoflagellate genus *Ostreopsis* Schmidt. *Journal of Biogeography*, 37(5), 830-841.
- Quod, J. P. (1994). *Ostreopsis mascarenensis* sp. nov. (Dinophyceae), dinoflagellé toxique associé à la ciguatera dans l'océan Indien. *Cryptogamie, Algologie*, 15(4), 243-251.
- Rhodes, L. L. & Thomas, A. E. (1997). *Coolia monotis* (Dinophyceae): a toxic epiphytic microalgal species found in New Zealand (Note). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31(1), 139-14.
- Rhodes, L., Smith, K., Papiol, G. G., Adamson, J., Harwood, T. & Munday, R. (2014). Epiphytic dinoflagellates in sub-tropical New Zealand, in particular the genus *Coolia* Meunier. *Harmful Algae*, 34, 36-41.
- Sato, S., Nishimura, T., Uehara, K., Sakanari, H., Tawong, W., Hariganeya, N., Smith, K., Rhodes, L., Yasumoto, T., Taira, T., Suda, S., Yamaguchi, H. & Adachi, M. (2011). Phylogeography of *Ostreopsis* along west Pacific coast, with special reference to a novel clade from Japan. *PLoS One*, 6(12), e27983.
- Schmidt, J. (1902). Flora of Koh Chang. Contributions to the knowledge of the vegetation in the Gulf of Siam. Peridinales. *Botanisk Tidsskrift*, 24, 212-22
- Steidinger, K.A. & Tangen, K. (1997). Dinoflagellates. In: Tomas, C.R. (Ed.) *Identifying Marine Phytoplankton*. Academic Press, San Diego. pp. 387-584.
- Ten-Hage, L., Turquet, J., Quod, J. P. & Couté, A. (2000). *Coolia areolata* sp. nov. (Dinophyceae), a new sand-dwelling dinoflagellate from the southwestern Indian Ocean. *Phycologia*, 39(5), 377-383.
- Tindall D. R. & Morton S. L. (1998). Community dynamics and physiology of epiphytic/benthic dinoflagellates associated with ciguatera. In: Anderson DM, Cembella AD, Hallegraeff GM (Eds.) *Physiological ecology of harmful algal blooms*. NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences 41. Springer-Verlag, Berlin, p 293-313.
- Usami, M., Satake, M., Ishida, S., Inoue, A., Kan, Y. & Yasumoto, T. (1995). Palytoxin analogs from the dinoflagellate *Ostreopsis siamensis*. *Journal of the American Chemical Society*, 117(19), 5389-5390.
- Wakeman, K. C., Yamaguchi, A., Roy, M. C. & Jenke-Kodama, H. (2015). Morphology, phylogeny and novel chemical compounds from *Coolia malayensis* (Dinophyceae) from Okinawa, Japan. *Harmful Algae*, 44, 8-19.

Proliferaciones de *Lyngbya* en arrecifes coralinos del Caribe Mexicano

Delgado-Pech, Benjamín¹; Almazán-Becerril, Antonio¹; Escobar Morales, Sergio¹ y Cervantes-Ontiveros, Augusto¹.

¹Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Ciencias del Agua. Calle 8 Núm. 39, manzana 29, SM 64, CP 77500. Cancún, Quintana Roo, México.



Resumen

En las últimas décadas, los arrecifes coralinos han sufrido cambios que los han impactado negativamente, llevando a proliferaciones de macroalgas y cianobacterias, algunas de ellas potencialmente nocivas como las especies del género *Lyngbya*, una cianobacteria filamentosa que crece en cúmulos sobre diversos sustratos. Algunas especies de este género producen metabolitos tóxicos cuyos efectos son potencialmente nocivos para varias especies marinas y los humanos, pudiéndose convertir en un problema de salud pública. Se ha documentado que el incremento en la aparición, extensión y permanencia de estas especies puede estar asociado a una pobre calidad del agua en la zona costera. En el Caribe Mexicano, en los arrecifes de Puerto Morelos e Isla Contoy, se ha observado la presencia de *Lyngbya* creciendo sobre los corales pétreos y blandos, y también asociados a macroalgas, pastos marinos y sustratos arenosos. En el periodo de abril a septiembre de 2015 se midieron coberturas promedio de 5% a 13%, y extraordinariamente se registraron parches de hasta 75%. Aunque algunos trabajos ya habían consignado la presencia de *L. majuscula* y *L. confervoides*, no se conoce su distribución espacial y temporal o los factores que contribuyen al aumento de la abundancia de este género. No se tiene evidencia documentada de eventos nocivos sobre seres humanos, pero en este trabajo se reporta que el crecimiento de *Lyngbya* sobre corales duros provoca la muerte de esa parte de la colonia.

Palabras clave: Cianobacterias, proliferaciones, blanqueamiento coralino, Quintana Roo.

Abstract

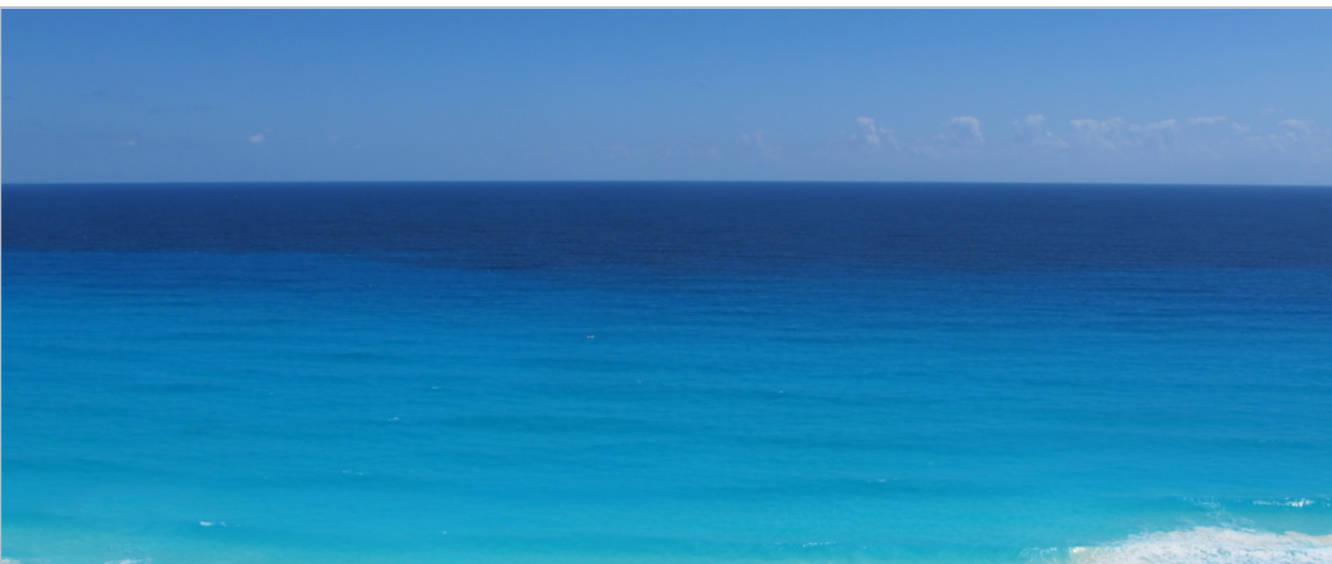
In recent decades, coral reefs have undergone changes that have impacted them negatively producing proliferations of potentially harmful species of macroalgae and cyanobacteria like some of the genus *Lyngbya*, a filamentous cyanobacterium that grows in clusters over several substrates. Some species of this genus produce toxic metabolites whose effects are potentially harmful for various marine species and humans, being able to become a public health problem. It has been documented that the increase in the occurrence, extent and permanence of these species may be associated with poor water quality in the coastal zone. In the Mexican Caribbean, particularly, in Puerto Morelos and Isla Contoy, coral reefs it has been observed the presence of *Lyngbya* growing on stony and soft corals, and also associated with macroalgae, seagrass and sandy substrates. In the period from April to September 2015 average coverage varied from 5% to 13% and extraordinarily was up to 75% with a spatial patchiness distribution. Although previous reports have already recorded the presence of *L. majuscula* and *L. confervoides*, their spatial and temporal distribution, and the factors that contribute to increase their abundance are not known. Although so far there has not been documented evidence of adverse events on humans, is reported that the growth of *Lyngbya* on stony corals causes death of that part of the colony.

Key words: *Lyngbya*, proliferation, coral bleaching, Quintana Roo.

► Introducción

Los arrecifes coralinos son ecosistemas de gran importancia ecológica; proveen hábitats importantes para una alta diversidad de especies marinas (Hughes *et al.*, 2010; Schutte *et al.*, 2010). En la actualidad, los arrecifes coralinos se encuentran distribuidos a lo largo de las costas tropicales del mundo (Birkeland, 1997), ocupando solamente 1% del ambiente marino (Spalding y Grenfell, 1997). Sin embargo, muchos arrecifes están perdiendo cobertura de coral vivo de forma acelerada (Hughes 1994; Perry *et al.*, 2015). Los arrecifes coralinos son ecosistemas frágiles ante la acción de agentes como la pesca excesiva o el aumento de nutrientes y sedimentos (Szmant, 2002; Hughes *et al.*, 2007). De lo anterior se desprende que las mismas causas que determinan la disminución de la diversidad y cobertura coralina, están involucradas en el cambio en la estructura de las comunidades de las macroalgas (Hughes *et al.*, 1989; Szmant, 2001).

Las cianobacterias bentónicas presentan amplia distribución en ambientes acuáticos, creciendo sobre rocas, esponjas, corales, pastos marinos y otras macroalgas (Cox *et al.*, 2003; Paerl y Paul, 2012). El crecimiento de algunas cianobacterias filamentosas sobre los corales puede causar efectos deletéreos sobre la salud de los mismos (Kuffner y Paul, 2004; Kuffner *et al.*, 2006). Por ejemplo, la enfermedad de la banda negra que afecta a los corales pétreos la produce un consorcio microbiano donde domina *Phormidium corallyticum* (Richardson y Kuta, 2003). Además de los efectos nocivos sobre los corales, las cianobacterias bentónicas son capaces de ocasionar daños en la salud humana y a la biota. El género *Lyngbya* es uno de los más notables en cuanto a su abundancia en ambientes costeros y en particular en los sistemas coralinos. En la especie *Lyngbya majuscula* se han detectado cerca de 70 metabolitos, algunos de ellos con actividad tóxica (Osborne *et al.*, 2001). De estos, la lyngbyatoxina A y la debromoaplysiatoxina se relacionan con la fibropapilomatosis en tortugas marinas (Arthur *et al.*, 2008) y son los agentes causales de dermatitis en bañistas (Osborne *et al.*, 2008). En el sur de Florida (EUA), Bahamas, Belice, Panamá y San Juan (Puerto Rico), se han reportado eventos recurrentes de florecimientos de cianobacterias del género *Lyngbya* creciendo sobre corales, muertos y sobre aquellos que presentan enfermedades y lesiones (Ritson-Williams *et al.*, 2005; Paul *et al.*, 2005). En el Caribe



Mexicano ha aumentado la frecuencia de cianobacterias marinas bentónicas creciendo sobre pastos marinos, algas calcáreas, corales pétreos y corales blandos en zonas arrecifales de Puerto Morelos e Isla Contoy; sin embargo, no existen reportes sobre la magnitud de la abundancia de estas cianobacterias filamentosas ni se conoce la identidad de las especies. Por ello, en este trabajo se determinaron las coberturas de estas especies en cuatro sitios arrecifales de la zona norte de Quintana Roo.

► Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos sistemas arrecifales del Caribe Mexicano localizados en Puerto Morelos (PM) e Isla Contoy (IC), pertenecientes al sistema arrecifal mesoamericano (SAM). El Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos (PNAPM) se localiza en la costa norte del estado de Quintana Roo, al noreste de la península de Yucatán. Sus coordenadas geográficas se encuentra en los 20° 50' 50.5" N y 86° 52' 30.6" E. Se seleccionaron tres sitios: los arrecifes de Limones, La Bonanza y Jardines. Además, en el arrecife de Ixlaché, ubicado un km al sur del Parque Nacional de Isla Contoy y 30 km al norte de Isla Mujeres (21°, 27' 40" N y 86°, 47' 50" E).

Muestreo

El muestreo se llevó a cabo de forma mensual entre abril y noviembre de 2015 por medio de equipo autónomo de buceo. En los cuatro sitios de colecta la profundidad varió de 1.3 a 3.2 m. Se utilizó un método combinado de transecto-fotocuadrante. En cada zona se colocaron cinco transectos de 10 m sobre el arrecife de coral. En cada transecto se seleccionaron a su vez cinco números al azar y se colocaron cuadrantes de 0.25 m², donde se estimó la cobertura de *Lyngbya* en las zonas arrecifales seleccionadas. La estimación del porcentaje de cobertura de *Lyngbya* se determinó de manera visual y por medio de fotografías para verificar las evaluaciones *in situ*. Las fotografías se tomaron en un ángulo de 90° respecto al fondo, verificando que todo el lente de la cámara cubriera la superficie del cuadrante. Para la colecta de muestras se tomaron los filamentos de los conglomerados creciendo sobre los corales y se colocaron en frascos de vidrio color ámbar de 100 ml de capacidad, los cuales contenían agua fijada con formaldehído al 5%. Para la identificación de los géneros se utilizó la microscopía de luz (ML) y la guía de Littler y Littler (2000). Porciones de las muestras fueron montadas en portaobjetos y analizadas en un microscopio Zeiss Axio Imager A1, mediante técnicas de campo claro (CC), contrastes de fase (CF) y contraste diferencial de interferencias (CID).

► Resultados

Durante el periodo de estudio se observó la presencia de altas abundancias de colonias de cianobacterias del género *Lyngbya* en forma de conglomerados erectos de hasta 25 cm de diáme-

tro de color marrón o rojo oscuro. Los organismos observados en las proliferaciones de esta especie constaron de células discoidales creciendo en forma de filamentos dentro de una vaina extracelular. La longitud de las células fue de aproximadamente a 32 μm , y 5 μm de ancho (Fig. 1A-B). Los filamentos se identificaron como afines a la especie *Lyngbya confervoides*. Las colonias de *Lyngbya* se observaron sobre colonias de corales blandos y pétreos que ya presentaban una gran parte de su superficie muerta, aunque también se detectaron cúmulos creciendo sobre colonias sanas de *Acropora palmata* (Fig. 1C-D).

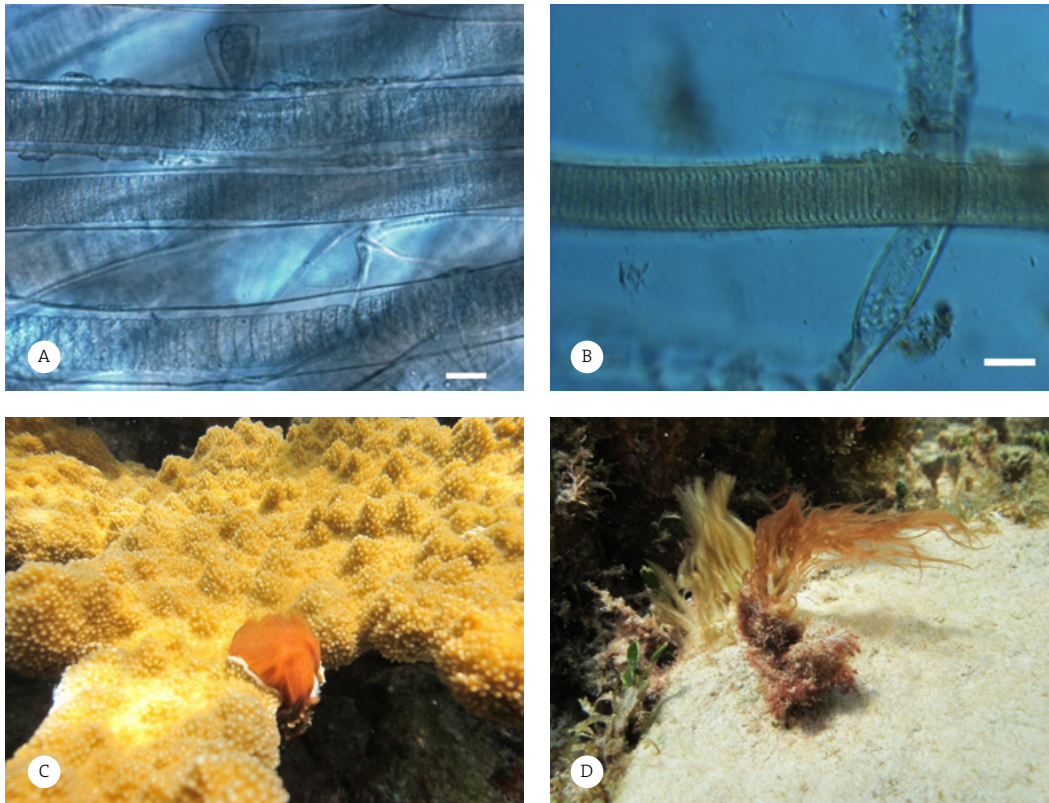


Figura 1. Imágenes de las cianobacterias del género *Lyngbya* creciendo sobre los arrecifes coralinos del Caribe mexicano. A) y B) Tricomas envueltos por la vaina con células discoidales. C) Crecimiento de *Lyngbya* sobre colonias del coral *Acropora palmata*. D) *Lyngbya* creciendo sobre una macroalga.

En Puerto Morelos, las coberturas promedio más altas se encontraron en Limones en mayo, agosto y septiembre, con promedios de $19.87 \pm 3.19\%$ (Fig. 2), $13.08 \pm 3.30\%$ y $12.30 \pm 2.22\%$ respectivamente; en Bonanza en mayo y septiembre con valores promedio de $17.24 \pm 2.64\%$ y $13.65 \pm 2.17\%$, y en Jardines, en agosto ($10.12 \pm 2.35\%$) y julio ($8.95 \pm 2.10\%$). En cuanto al arrecife de Ixlaché se determinaron coberturas promedio superiores de $10.83 \pm 2.59\%$ en julio y $11.41 \pm 2.64\%$ en septiembre.

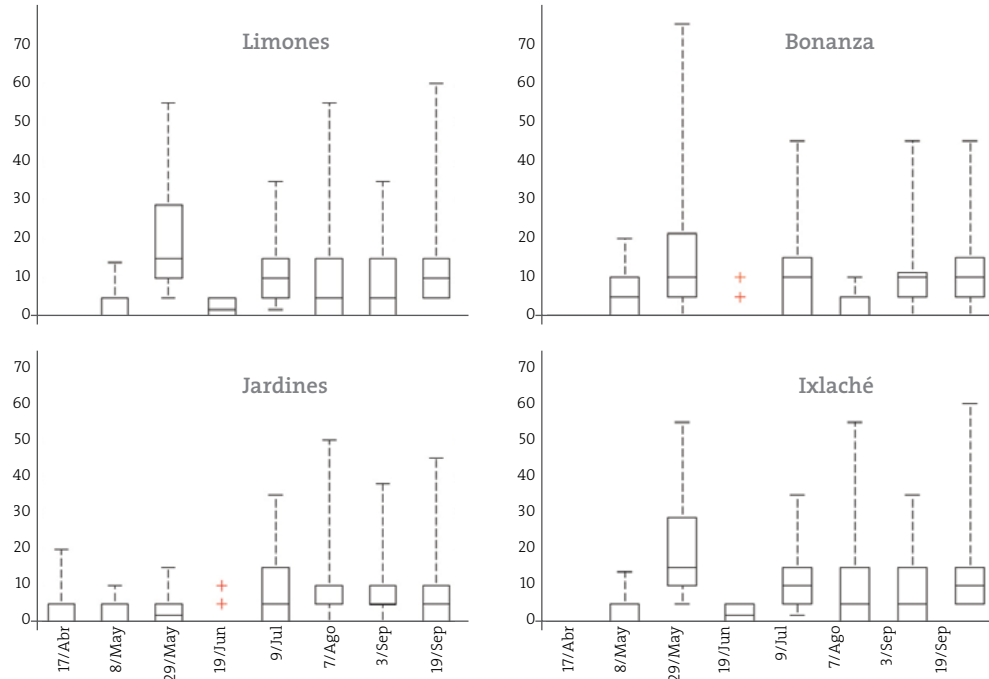


Figura 2. Valores máximos y mínimos (líneas punteadas) de las coberturas de cianobacterias del género *Lyngbya* obtenidas en los arrecifes de Puerto Morelos e Isla Contoy. La caja está delimitada por los cuartiles de 25% y 75%. La mediana está representada por la línea en medio de la caja.

En la Figura 3 se observa la distribución de coberturas por cuadrante en cada sitio por fecha de muestreo, donde se aprecian distribuciones asimétricas en las que los valores del último decil alcanzan hasta 75% en Bonanza, y entre 50% y 60% en Jardines, Limones e Ixlaché.

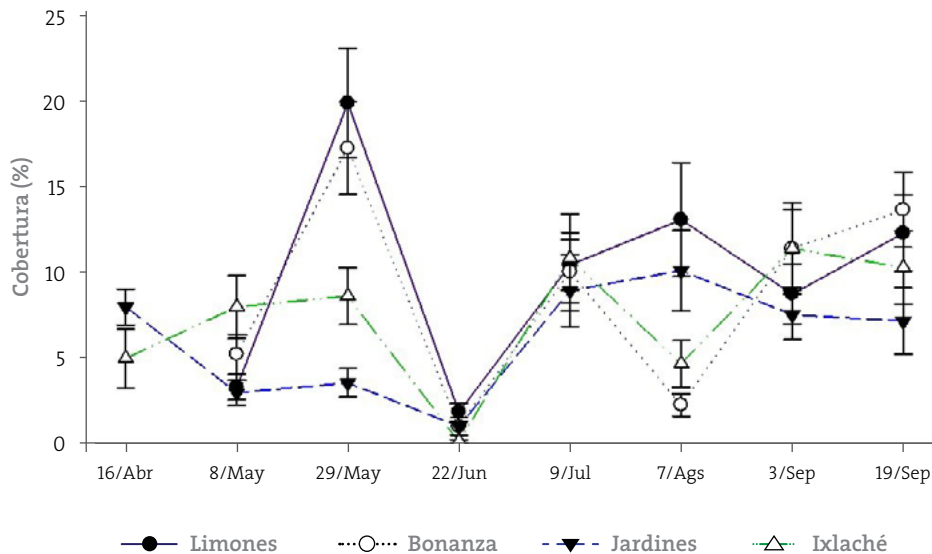


Figura 3. Variaciones de las coberturas de cianobacterias en los arrecifes de Puerto Morelos (PM) e Isla Contoy (IC). Las barras representan el error estándar de la media.



► Discusión

Aunque en este trabajo se ha identificado como *Lyngbya* a los cúmulos de filamentos por sus características morfológicas, es necesario realizar más estudios que involucren filogenia molecular y plasticidad fenotípica para confirmar la identidad de esta especie, o grupo de especies, aunque la presencia de *L. majuscula* y *L. confervoides* se reconoce en la zona desde hace décadas (Taylor, 1972).

El problema de proliferaciones de cianobacterias es preocupante a nivel global, ya que pueden incidir en la salud de los arrecifes coralinos y causar daños en la salud humana y de la fauna silvestre (Kuffnery, 2004; Kuffner *et al.*, 2006). Los datos presentados en este trabajo indican que los cúmulos se encuentran de manera permanente en las zonas estudiadas y que en ningún

caso la cobertura mediana es superior a 20%. No es claro cuál o cuáles son los factores que condicionan la permanencia de esta especie en esta zona del Caribe. El análisis de los resultados no muestra evidencia de una distribución estacional, aunque en mayo se detectaron los valores de cobertura medianos más altos en tres de los cuatro sitios, mientras que en junio disminuyeron al mínimo, incluso en Jardines y Bonanza prácticamente desaparecieron. La disminución de cobertura de mayo a junio no parece depender de variables ambientales, ya que ambos meses pertenecen a la época cálida y son semejantes en cuanto a temperatura y precipitación media. Sin embargo, entre estos meses se presentó un evento de norte en la zona, con vientos de 55 km/h que pudieron generar condiciones dinámicas de oleaje, eliminando los cúmulos de cianobacterias. Lo anterior implica que en condiciones de calma o de oleaje moderado, esta especie permanecería y probablemente tendería a incrementar su cobertura.

El efecto de los nutrientes parece ser importante para la abundancia de estas cianobacterias. O'Neil *et al.* (2012) pronosticaron el predominio de las cianobacterias en el contexto del aumento global de temperatura y la eutrofización de la zona costera. En particular, Elmetri y Bell (2004) encontraron que *L. majuscula* aumenta su tasa de fijación de nitrógeno a medida que aumenta la concentración de fosfato, y Gilbert *et al.* (2004) mencionan que el incremento de cianobacterias también está correlacionado con el incremento de N y P en forma orgánica. Yamashiro *et al.* (2014), observaron que *Moorea bouillonii* (anteriormente *Lyngbya bouillonii*) puede formar proliferaciones a niveles menores de 1 μM de NO_3 y 0.1 μM de PO_4 . En los arrecifes estudiados no hay un monitoreo permanente de la concentración de nutrientes orgánicos e inorgánicos que ingresan a la costa y llegan al arrecife. Los datos disponibles indican que las concentraciones de DIN y PO_4 pueden variar entre 1 y 10 μM para NO_3 , y de 0.2 a 2 μM para PO_4 . Estas concentraciones de nutrientes suponen condiciones favorables para la abundancia de estas cianobacterias.

Además de los aspectos ecológicos que pueden ayudar a comprender las causas de la presencia y persistencia de *Lyngbya* en los arrecifes del Caribe Mexicano, así como los efectos de las relaciones interespecíficas con otras especies del arrecife, es de la mayor relevancia efectuar estudios de carácter toxicológico que permitan comprender los riesgos de estas proliferaciones en la salud humana, de manera particular en un estado cuya economía depende en gran medida del turismo de playa, y que recibe al año aproximadamente 10 millones de turistas (SEDETUR, 2015).

► Literatura citada

- Arthur, K., Limpus, C., Balazs, G., Capper, A., Udy, J., Shaw, G., Keuper-Bennett, U. & Bennett, P. (2008). The exposure of green turtles (*Chelonia mydas*) to tumour promoting compounds produced by the cyanobacterium *Lyngbya majuscula* and their potential role in the aetiology of fibropapillomatosis. *Harmful Algae*, 7(1):114-125.
- Birkeland, R. (1997). Life and death of coral reefs. Chapman and Hall, Nueva York. 536 p.
- Cox, P. A., Banack, S. A. & Murch, S. J. (2003). Biomagnification of cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease among the Chamorro people of Guam. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*, 100(23):13380-13383.

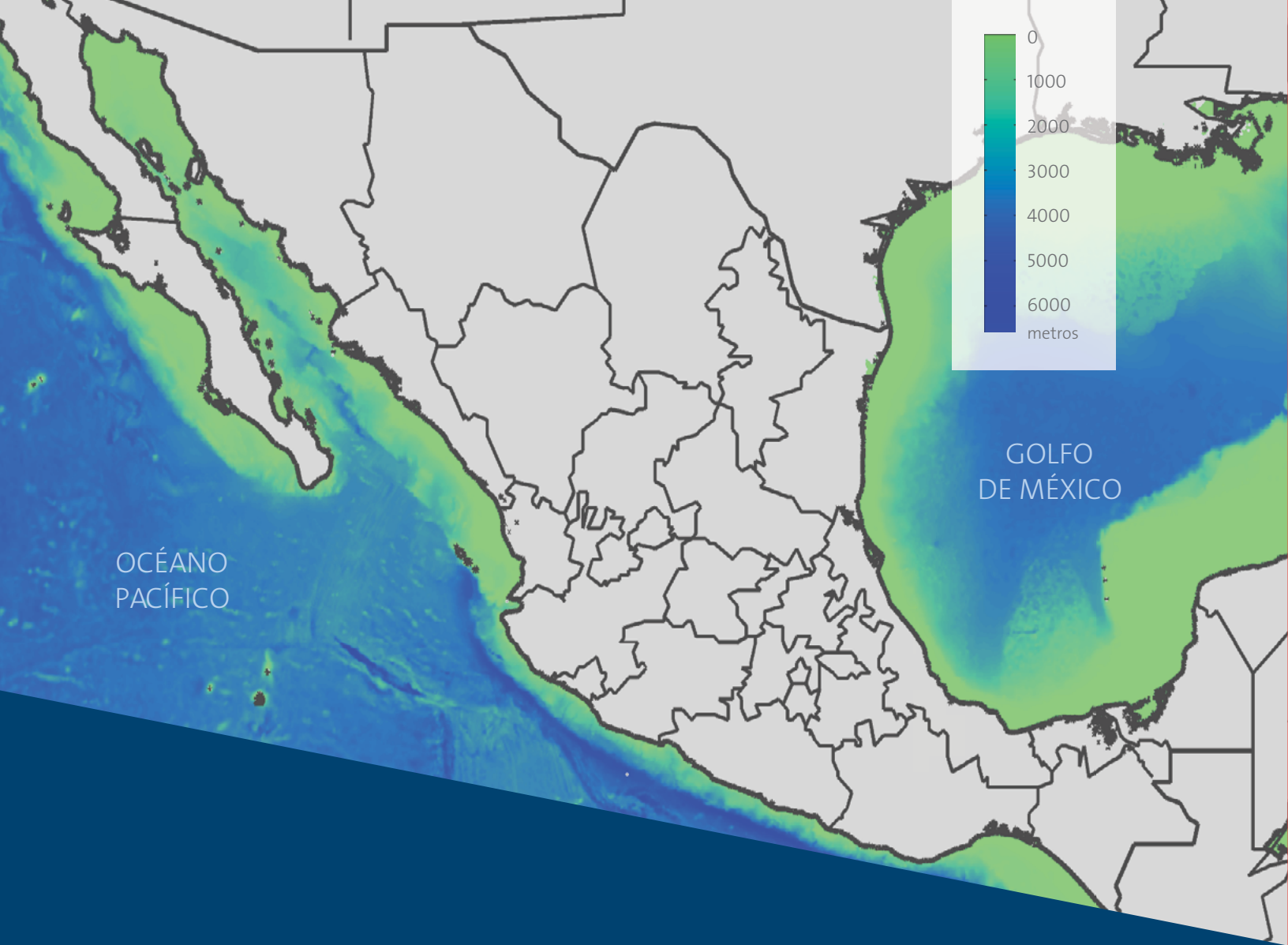
- Elmetri, I. & Bell, P. R. F. (2004) Effects of phosphorus on the growth and nitrogen fixation rates of *Lyngbya majuscula*: implication for management in Moreton Bay, Queensland. *Marine Ecology Progress Series* 281:27–35.
- Glibert, P. M., Heil, C. A., Hollander, D., Revilla, M., Hoare, A., Alexander, J. & Murasko, S. (2004). Evidence for dissolved organic nitrogen and phosphorus uptake during a cyanobacterial bloom in Florida Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 280:78–83.
- Hughes, T. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large scale degradations of a Caribbean coral reef. *Science*, 265:1547-1551.
- Hughes, T. P. (1989). Community structure and diversity of coral reefs: the role of history. *Ecology*, 70(1):275-279.
- Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., Moltschaniwskyj, N., Pratchet, S. M., Steneck, R. S. & Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology*, 17(4):360-365.
- Hughes, T. P., N. A. Graham., J. B. Jackson., P. J. Mumby & R. S. Steneck, (2010). Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(11):633-642.
- Kuffner, I. B. & Paul, V. J. (2004). Effects of the benthic cyanobacterium *Lyngbya majuscula* on larval recruitment of the reef corals *Acropora surculosa* and *Pocillopora damicornis*. *Coral Reefs*, 23:455-458.
- Kuffner I. B., L. J. Walters., M. A. Becerro., V. J. Paul., R. Ritson-Williams & K. S. Beach. (2006). Inhibition of coral recruitment by macroalgae and cyanobacteria. *Marine Ecology Progress Series*, 323:107-117.
- Littler, D. S. & Littler, M. M. (2000). Caribbean reef plants. An identification guide to the reef plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico. *Offshore Graphics*. Inc., Washington, DC, 542 pp.
- O'neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A. & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14:313-334.
- Osborne, N. J. T., Webb, P. M. & Shaw, G. R. (2001). The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environmental International*. 27:381–392.
- Osborne, N. J. & Shaw, G. R. (2008). Dermatitis associated with exposure to a marine cyanobacterium during recreational water exposure. *BMC Dermatology*, 8(1):5-11.
- Paerl, H. W. & Paul, V. J. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46(5):1349-1363.
- Paul, V. J., Thacker, R. W., Banks, K. & Golubic, S. (2005). Benthic cyanobacterial bloom impacts the reefs of South Florida (Broward County, USA). *Coral Reefs*, 24(4):693-697.
- Perry, C. T., Steneck, R. S., Murphy, G. N., Kench, P. S., Edinger, E. N., Smithers, S. G. & Mumby, P. J. (2015). Regional-scale dominance of non-framework building corals on Caribbean reefs affects carbonate production and future reef growth. *Global Change Biology*, 21(3):1153-1164.
- Richardson, L. L. & Kuta, K. G. (2003). Ecological physiology of the black band disease cyanobacterium *Phormidium corallyticum*. *FEMS Microbiology Ecology*, 43(3):287-298.
- Ritson-Williams, R., Paul, V. J. & Bonito, V. (2005). Marine benthic cyanobacteria overgrow coral reef organisms. *Coral Reefs*, 24:629.
- SEDETUR (2015). Indicadores turísticos de Quintana Roo. Dirección de Planeación y Desarrollo. 12 pp.
- Spalding, M. D. & A. M. Grenfell (1997). New estimates of global and regional coral reef areas. *Coral Reefs*, 16:225-230.

- Szmant, A.M. (2001). Introduction to the special issue of coral reefs on “Coral Reef Algal Community Dynamics”. Why are coral reefs world-wide becoming overgrown by algae? “Algae, algae everywhere, and nowhere a bite to eat!”. *Coral Reefs*, 19(4):299-302.
- Szmant, A.M. (2002) Nutrient enrichment on coral reefs: Is it a major cause of coral reef decline? *Estuaries*, 25(4b):743-766.
- Taylor, W. (1972). Marine algae of the Smithsonian-Bredin expedition to Yucatán —1960. *Bulletin of Marine Science*, 22(1):34-44.
- Yamashiro, H., Isomura, N. & Sakai, K. (2014). Bloom of the cyanobacterium *Moorea bouillonii* on the gorgonian coral *Annella reticulata* in Japan. *Scientific Reports*. 4: 6032.



6

**AGUAS
INTERIORES**



06 AGUAS INTERIORES

Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México

Florecimientos algales de cianobacterias en un cenote de Quintana Roo y su relación con la calidad del agua





Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México

Pérez-Morales, Alfredo¹; Olivos-Ortiz, Aramis¹; Quijano-Scheggia,
Sonia Isabel¹; Espinosa-Rodríguez, Cristian Alberto²
y Jiménez-Santos, Marco Antonio²

¹ Universidad de Colima, Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas. Km 20 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Colonia El Naranjo, CP 28860. Manzanillo, Colima, México. alfredperezmorales@gmail.com

² Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores de Iztacala. Avenida de Los Barrios Núm. 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México.



Resumen

Los florecimientos de cianobacterias son comunes en cuerpos de agua eutrofizados del centro de México. Están conformados por agregaciones unicelulares, colonias o filamentos. Se consideran nocivos porque pueden afectar los cuerpos de agua donde se desarrollan, ya que modifican paulatinamente las características físicas y químicas del ecosistema, impactando directamente a la biota residente. Las principales especies que se han reportado como formadoras de florecimientos en México, pertenecen a los géneros *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Phormidium*, *Planktothrix* y *Pseudanabaena*. Las cianobacterias producen cianotoxinas que tienen la capacidad de causar efectos adversos sobre diferentes especies. La toxicidad de las cianotoxinas es altamente variable: es específica de cada especie dominante del florecimiento, del tipo de toxinas producidas, de su concentración y de la susceptibilidad de los organismos afectados. Las cianotoxinas que se han detectado en cuerpos de agua del centro de México entre los años 2000 y 2015 son: microcistinas, cilindrospermopsinas, saxitoxinas, nodularinas y lipopolisacáridos, las cuales son hepatotóxicas, neurotóxicas, citotóxicas, dermatotóxicas, y pueden ser bioacumulables, afectando a animales y seres humanos. Los reservorios de agua dulce, así como lagos naturales o artificiales que se han visto afectados por estos florecimientos, han recibido escasa atención en relación al impacto negativo potencial de estos eventos. Escasos estudios biológicos, ecológicos, limnológicos, taxonómicos y toxinológicos documentan la problemática de los florecimientos de cianobacterias y los efectos causados en ecosistemas acuáticos del centro de México.

Palabras clave: Bioacumulación, cianotoxinas, efectos de nivel poblacional, eutrofización, limnología.

Abstract

Cyanobacteria blooms are common in eutrophic water bodies of central Mexico. It are conformed by unicellular aggregations, colonies or filaments. It are considered harmful because markedly affect water bodies where bloom, since gradually modify physical and chemical characteristics of the ecosystem, impacting directly the resident biota. Main species as bloom-forming in Mexico belong to the genera *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Phormidium*, *Planktothrix* and *Pseudanabaena*. Cyanobacteria produce cyanotoxins, it have the ability to cause adverse effects on different species. The toxicity of cyanotoxins is highly variable, strain specific of the dominant cyanobacteria in the bloom, kind of toxins produced, toxins concentration, and susceptibility of the affected organisms. Cyanotoxins detected in water bodies of central Mexico between 2000 and 2015 are: microcystins, cylindrospermopsins, saxitoxins, nodularins and lipopolysaccharides, which are hepatotoxic, neurotoxic, cytotoxic, dermatotoxic, and could be bioaccumulative, affecting animals and humans. Freshwater reservoirs as well as natural or artificial lakes which have been affected by these blooms, have received little attention in relation to the potential negative impact of these events. Few biological, ecological, limnological, taxonomic, and toxinological studies document the problematic of cyanobacteria blooms and the effects caused in aquatic ecosystems of central Mexico.

Key words: Bioaccumulation, cyanotoxins, eutrophication, limnology, population level effect.



► Introducción

Los florecimientos de cianobacterias son eventos de multiplicación acelerada y acumulación masiva de células que ocasionan un incremento significativo de sus abundancias. Están constituidos por agregaciones unicelulares, colonias o filamentos con millones de células por litro, formando capas de espuma densas y natas espesas en la superficie del agua, mientras que en sedimento forman tapetes gruesos y “aterciopelados”. La permanencia de estos eventos en los cuerpos de agua dulce puede fluctuar en periodos de horas a días, o ser permanentes si las condiciones del ambiente son favorables (Chorus y Bartram, 1999; van Apeldoorn *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2010; EPA, 2016). Estos florecimientos se consideran nocivos porque afectan negativamente los cuerpos de agua donde se desarrollan, al modificar paulatinamente las características físicas y químicas del ecosistema, impactando directamente a la biota residente: fitoplancton, zooplancton, peces, crustáceos, moluscos, aves, reptiles y plantas superiores (van Apeldoorn *et al.*, 2007; Berry y Lind, 2010; Olvera-Ramírez *et al.*, 2010; Berry *et al.*, 2011; Ruangrit *et al.*, 2011; Tomasini-Ortiz *et al.*, 2012; Pérez-Morales *et al.*, 2014a, b; Pérez-Morales, 2015).

Diversas especies de cianobacterias tienen la capacidad de sintetizar metabolitos que son tóxicos para un gran número de organismos del ecosistema acuático, además de animales domésticos y silvestres, aves migratorias, animales de granja y seres humanos. Según su mecanismo de acción, estas cianotoxinas se clasifican en hepatotóxicas, neurotóxicas, citotóxicas, dermatóxicas, y pueden ser bioacumulables. Los síntomas conocidos por intoxicación en humanos incluyen fiebre, desórdenes gastrointestinales, irritaciones de la piel y reacciones alérgicas que afectan oídos, ojos, garganta y tracto respiratorio. En algunos casos la intoxicación por cianobacterias ha provocado la muerte (Chorus y Bartram, 1999; Codd *et al.*, 1999; van Apeldoorn *et al.*, 2007; EPA, 2016).

La mayoría de los cuerpos de agua dulce del centro de México se encuentran eutrofizados, algunos en estado extremo (hipertrofia), lo cual ha favorecido la formación de florecimientos de cianobacterias nocivas (Fig. 1), mermando la calidad del agua para consumo humano, uso deportivo, recreativo o riego agrícola (Oliva-Martínez *et al.*, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2010; Gaytán-Herrera *et al.*, 2011; Tomasini-Ortiz *et al.*, 2012).

El desarrollo de florecimientos recurrentes o permanentes se debe a diversos factores: (1) Procesos de eutrofización originados por aportes de agua que elevan los niveles de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, asociados al vertimiento directo o indirecto de aguas residuales domésticas o industriales con tratamiento parcial o nulo, escurrimientos por agricultura (fertilizantes), ganadería (desechos orgánicos) y por aporte directo de excretas de fauna circundante (perros, gatos, aves diversas, etc.); (2) poca profundidad y elevado tiempo de residencia del agua debido a flujos reducidos o nulos de entrada y salida de agua; (3) condiciones físicas favorables del ambiente, como incremento en la temperatura del agua, alta irradiación solar y turbulencia baja o nula, y (4) altos valores de pH y bajos niveles de bióxido de carbono (CO₂) disuelto en el agua (Chorus y Bartram, 1999; Quiroz-Castelán *et al.*, 2004; Oliva-Martínez *et al.*, 2008; Gaytán-Herrera *et al.*, 2011; García-Rodríguez *et al.*, 2015; EPA, 2016).

En este trabajo se presentan las especies de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos que se han reportado en cuerpos de agua del centro de México, se describen brevemente las toxinas que producen y se analizan los estudios que se han realizado entre los años 2000 y 2015, que reportan su efecto en diferentes niveles tróficos.



Figura 1. Florecimientos de cianobacterias (*Microcystis*, principalmente). A y B) Lago del bosque de Chapultepec, C y D) Pista de canotaje en el lago de Xochimilco. Ambos lagos en Ciudad de México.

Especies de cianobacterias formadoras de florecimientos

La permanencia y abundancia de florecimientos de cianobacterias en cuerpos de agua del centro de México varía de una localidad a otra. Es determinada principalmente por el grado de eutrofización y, en menor medida, por las condiciones físicas predominantes del ambiente. Por ejemplo, en el lago del bosque de Chapultepec de la Ciudad de México (que presenta hipertrofia), los florecimientos de cianobacterias como *Microcystis* spp. son recurrentes durante todo el año, con abundancias superiores a 7.5×10^6 cél/ml, mientras que en sitios considerados mesotróficos como el lago del Parque Alameda de la Solidaridad en Cuernavaca, Morelos, se presenta *Leptolyngbya* sp. con abundancias superiores a 1×10^6 cél/ml, regularmente durante la primavera (Vasconcelos *et al.*, 2010; García-Rodríguez *et al.*, 2015).

Diversas especies de cianobacterias se han reportado en diferentes cuerpos de agua del centro de México (Tabla 1). Los principales géneros de especies nocivas formadoras de florecimientos registrados a nivel nacional son: *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Phormidium*, *Planktothrix* y *Pseudanabaena* (Komárek y Komárková-Legnerová, 2002; Quiroz-Castelán *et al.*, 2004; Berry y Lind, 2010; Vasconcelos *et al.*, 2010).

Algunos géneros de cianobacterias planctónicas como *Anabaena*, *Microcystis* y *Nodularia* producen florecimientos con características particulares, ocasionando una coloración verde brillante al agua y espuma que se mantiene sobre la superficie, mientras que cianobacterias bentónicas como *Phormidium* forman tapetes espesos y “aterciopelados” en el sedimento, con características aglutinantes y adhesivas, de color café oscuro o negro (Chorus y Bartram, 1999; Komárek y Komárková-Legnerová, 2002; van Apeldoorn *et al.*, 2007).

Tabla 1. Especies de cianobacterias reportadas en lagos naturales y artificiales del centro de México.

Localidad	Especie	Referencia
Lago de Pátzcuaro, Michoacán.	<i>Aphanizomenon flosaquae</i> f. <i>gracile</i> , <i>Dolichospermum affine</i> , <i>Microcystis</i> spp., <i>Microcystis aeruginosa</i> y <i>M. pulvera</i> .	Tomasini-Ortiz <i>et al.</i> (2012).
Lago del bosque de Chapultepec, Ciudad de México.	<i>Anabaena fallax</i> , <i>A. helicoidea</i> , <i>Anabaenopsis tanganyikae</i> , <i>Aphanocapsa incerta</i> , <i>Geitlerinema carotinosum</i> , <i>Leptolyngbya boryana</i> , <i>L. tenerrima</i> , <i>Microcystis</i> spp., <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>M. novacekii</i> , <i>M. panniformis</i> , <i>M. cf. protocystis</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Pseudanabaena mucicola</i> y <i>Synechocystis endophytica</i> .	Komárek y Komárková-Legnerová (2002); Vasconcelos <i>et al.</i> (2010); Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2012).

Lago Tezozomoc, Ciudad de México.	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Merismopedia punctata</i> , <i>Microcystis</i> spp., <i>M. cf. botrys</i> , <i>M. cf. flos-aquae</i> .	Oliva-Martínez <i>et al.</i> (2008).
Parque Alameda de la Solidaridad, Cuernavaca, Morelos.	<i>Aphanothece</i> sp., <i>Leptolyngbya</i> sp., <i>Microcystis flos-aquae</i> , <i>Merismopedia punctata</i> .	García-Rodríguez <i>et al.</i> (2015).
Alameda Oriente, Ciudad de México.	<i>Anabaenopsis</i> sp., <i>Anabaenopsis elenkinii</i> , <i>Arthrospira</i> sp., <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Limnothrix</i> sp., <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Phormidium pseudopristleyi</i> , <i>Planktolyngbya</i> sp., <i>Pseudanabaena mucicola</i> y <i>Spirulina</i> sp.	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2012)
Xochimilco, Ciudad de México.	<i>Limnothrix redekei</i> , <i>Merismopedia tenuissima</i> , <i>Microcystis</i> spp., <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> y <i>Pseudanabaena</i> sp.	Komárek y Komárková-Legnerová (2002); Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2012); López-Mendoza <i>et al.</i> (2015).
Reservorio Ignacio Ramírez, Sistema Lerma-Chapala, México.	<i>Anabaena limnetica</i> , <i>A. unispora</i> , <i>A. wisconsinense</i> , <i>Chroococcus dispersus</i> , <i>C. limneticus</i> , <i>C. minimus</i> , <i>C. minor</i> , <i>Dactylococcopsis acicularis</i> , <i>Marsoniella elegans</i> , <i>Merismopedia tenuissima</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Nostoc caerolum</i> , <i>N. carneum</i> , <i>N. comminutum</i> , <i>Oscillatoria articulata</i> , <i>O. lacustris</i> , <i>O. limnetica</i> , <i>O. limosa</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Spirulina laxa</i> , <i>S. major</i> , <i>Synechococcus aeruginosa</i> .	Favari <i>et al.</i> (2002)
Reservorio de Valle de Bravo, Estado de México.	<i>Anabaena</i> spp., <i>Anabaena</i> aff. <i>spiroides</i> , <i>A. crassa</i> , <i>Aphanizomenon yezoense</i> , <i>Lyngbya birgei</i> , <i>Merismopedia trollerii</i> , <i>Microcystis</i> spp. <i>M. aeruginosa</i> , <i>M. botrys</i> , <i>M. flos-aquae</i> , <i>M. wesenbergii</i> , <i>Nostoc</i> spp., <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Pseudanabaena tenuis</i> , <i>Snowella septentrionalis</i> y <i>Woronichinia naegeliana</i> .	Olvera-Ramírez <i>et al.</i> (2010); Vasconcelos <i>et al.</i> (2010); Gaytán-Herrera <i>et al.</i> (2011).

Principales toxinas producidas por cianobacterias

Las cianotoxinas son compuestos tóxicos sintetizados por las cianobacterias. Algunos de estos compuestos pueden afectar a una gran variedad de organismos de diferentes niveles tróficos asociados al ecosistema acuático. Aunque algunas cianotoxinas son liberadas paulatinamente al ambiente por las cianobacterias, regularmente están contenidas al interior de las células; de aquí que los mayores aportes de cianotoxinas al medio ambiente en cantidades sustanciales se den únicamente por lisis celular (Chorus y Bartram, 1999; WHO, 2003).

La toxicidad de las cianotoxinas durante un florecimiento se considera altamente variable. Debido a que las cianobacterias producen diferentes tipos de cianotoxinas, la toxicidad de estos compuestos es específica de la especie de cianobacteria dominante durante el florecimiento, del tipo de cianotoxinas producidas y de la concentración liberada en el medio acuático, así como de la susceptibilidad de los organismos afectados, entre otros (Chorus y Bartram, 1999; WHO, 2003; EPA, 2016). Además, se ha documentado que los niveles de toxicidad pueden variar entre diferentes puntos de muestreo de un mismo florecimiento, entre florecimientos recurrentes de una misma localidad, así como por las abundancias y especies de zooplancton asociadas al sistema (van Apeldoorn *et al.*, 2007; Arzate-Cárdenas *et al.*, 2010; Alillo-Sánchez *et al.*, 2014; Pérez-Morales *et al.*, 2015b; EPA, 2016).

Con base en su estructura química, las cianotoxinas se clasifican en péptidos cíclicos (microcistinas y nodularinas) y alcaloides (anatoxina-a, anatoxina-a(s), cilindrospermopsinas, lyngbyatoxina-a, saxitoxinas, lipopolisacáridos), que afectan los sistemas nervioso central y digestivo, así como compuestos potencialmente irritantes que provocan efectos sobre mucosas y piel (Codd *et al.*, 1999; van Apeldoorn *et al.*, 2007).

En general, las estructuras moleculares de las cianotoxinas son estables a los ácidos y a temperaturas extremas (puntos de congelación y ebullición del agua), lo cual se ha documentado ampliamente para las cilindrospermopsinas y las microcistinas (WHO, 2013). En la naturaleza, la biodegradación de cianotoxinas en reservorios y cuerpos de agua es compleja y puede ser influenciada por la combinación de diversos factores ambientales. Sin embargo, la irradiación solar y la actividad bacteriana son los factores que juegan el principal rol, por lo que el tiempo de permanencia en el medio es variable. Por ejemplo, el tiempo medio de vida de las cilindrospermopsinas es de dos a ocho semanas en agua superficial, mientras que las microcistinas pueden permanecer disueltas en el agua desde tres semanas hasta tres meses, aunque algunos reportes indican que las microcistinas en espuma o nata seca pueden permanecer activas hasta por seis meses si son mantenidas en obscuridad (EPA, 2016).

La ruta de intoxicación en seres humanos por cianotoxinas se debe principalmente a la ingesta de agua o alimentos contaminados, seguido de la inhalación y la exposición directa sobre la piel. Según el tiempo de exposición se pueden presentar intoxicaciones crónicas o agudas. La organización mundial de la salud (OMS) (WHO, 2013) ha documentado la toxicidad aguda para cada toxina pura por medio del ensayo en ratón bajo condiciones experimentales, determinando vía intraperitoneal la dosis letal 50 (dosis de un compuesto químico que mata a 50% de una población en experimentación, DL_{50}) (Tabla 2).



Tabla 2. Toxicidad de las principales cianotoxinas

Cianotoxinas	DL50 (en ratón i.p.) de toxina pura $\mu\text{g}/\text{kg}$	Taxas productoras de cianotoxinas	Mecanismos de toxicidad
Péptidos cíclicos			
Microcistinas (>90 análogos conocidos)	40 – >1,000	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Anabaenopsis</i> ,	Hepatotóxicas / Bloqueadores de proteínas fosfatasa por enlace covalente, causan hemorragias en el hígado; citotóxicas.
Microcistina-LR	60 (25 – 125)	<i>Fischerella</i> ,	
Microcistina-YR	70	<i>Gloeotrichia</i> ,	
Microcistina-RR	300 – 600	<i>Hapalosiphon</i> ,	
Nodularinas	30 – 50	<i>Nodularia</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Oscillatoria</i> y <i>Planktothrix</i> . <i>Nodularia</i> .	
Alcaloides			
Anatoxina-a	250	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Cylindrospermum</i> , <i>Oscillatoria</i> y <i>Planktothrix</i> .	Neurotóxicas / Bloqueadores de la depolarización post-sináptica.

Anatoxina-a(s)	40	<i>Anabaena</i> .	Neurotóxicas / Bloqueadora de la enzima acetilcolinesterasa.
Cilindrospermopsinas	2,100 / 1 día 200 / 5-6 días	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Raphidiopsis</i> y <i>Umezakia</i> .	Hepatotóxicas / Bloqueadores de síntesis de proteínas; toxinas bioacumulables
Lyngbyatoxina-a	–	<i>Lyngbya</i> .	Piel, tracto gastrointestinal.
Saxitoxinas	10-30	<i>Aphanizomenon</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> y <i>Lyngbya</i> .	Neurotóxicas / Bloqueadores de los canales de sodio.
Lipopolisacáridos	–	Todos.	Irritante potencial, afecta a cualquier tejido expuesto.

Modificado de la organización mundial de la salud (WHO, 2013) y de la Agencia de Protección al Ambiente de EUA (EPA, 2016).

DL₅₀ = Dosis letal 50.

i.p. = Intraperitoneal.

La mayoría de especies de cianobacterias formadoras de florecimientos reportadas en cuerpos de agua dulce del centro de México producen cianotoxinas. Las más estudiadas y comúnmente reportadas son las microcistinas (Fig. 2), cuyo principal análogo es la microcistina LR (variante de las microcistinas cuyas literales LR corresponden al contenido de los aminoácidos leucina y arginina en su estructura, MC-LR). Las microcistinas, cilindrospermopsinas, saxitoxinas, nodularinas y lipopolisacáridos, son producidas principalmente por cianobacterias de los géneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* y *Microcystis* (Vasconcelos *et al.*, 2010; Tomasi-Ortiz *et al.*, 2012; Pineda-Mendoza *et al.*, 2012). Entre las especies de cianobacterias consideradas tóxicas se ha reportado la presencia de *Merismopedia tenuissima*, que se ha estudiado escasamente en México y es considerada por diversos autores como productora de microcistinas (Vasconcelos *et al.*, 2010; López-Mendoza *et al.*, 2015).

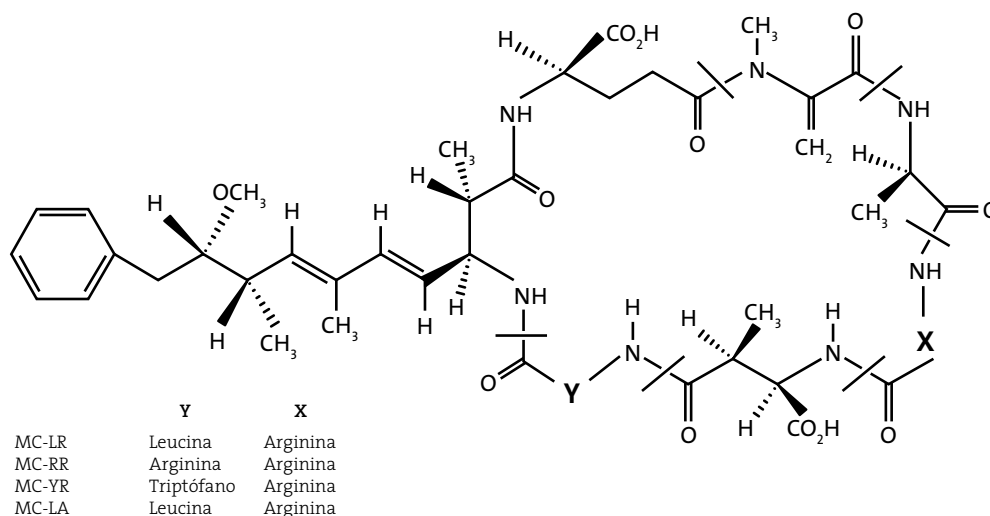


Figura 2. Estructura general de las microcistinas (MC). X and Y son variables L-aminoácidos.

Estudios de cianobacterias y cianotoxinas en el centro de México

La presencia de cianotoxinas se ha documentado escasamente en cuerpos de agua dulce en el centro de México. Los pocos estudios realizados han demostrado que los niveles de cianotoxinas exceden el límite máximo de seguridad de 1 µg/l de microcistinas para aguas destinadas a consumo humano, y de 20-2000 µg/l de la microcistina LR para aguas destinadas a actividades recreativas, según lo propuesto por la OMS (Chorus y Bartram, 1999; Codd *et al.*, 1999).

En el Lago de Pátzcuaro, Michoacán se detectó durante 2011 la presencia de MC-LR en concentraciones superiores a 1 µg/l, con picos máximos en abril para la región norte (Quiroga) 2453 µg/l MC-LR, y para la región sur (Embarcadero) 4038 µg/l MC-LR, aunque valores más altos se reportaron para los meses de septiembre (3500 µg/l MC-LR) y noviembre (6520 µg/l MC-LR) del mismo año, solamente para la región norte (Tomasini-Ortiz *et al.*, 2012).

El sistema Cutzamala es el almacenamiento de agua dulce más grande del país. Está integrado por siete presas (Tuxpan, del Bosque, Ixtapan del Oro, Colorines, Valle de Bravo, Chilesdo y Villa Victoria), que en conjunto alimentan a la planta potabilizadora Los Berros, en el Estado de México. En un estudio realizado de junio de 2006 a enero de 2007 en agua cruda (previo al tratamiento de potabilización), se detectaron concentraciones elevadas de cilindrospermopsinas con picos máximos de 74.87 µg/l durante el mes de julio, y un promedio de 25.27 µg/l los otros meses. Estas cianotoxinas se asociaron a los tres géneros más abundantes de cianobacterias detectados en el estudio *Cylindrospermopsis* sp., *Anabaena* spp. y *Aphanizomenon* sp. (57.5%, 16.6 % y 9.8% de abundancia relativa, respectivamente), los cuales son productores naturales de cilindrospermopsinas (Mercado-Borrayo *et al.*, 2008). En el reservorio de Valle de Bravo de este mismo sistema, se ha reportado la presencia de MC-LR desde hace más de una década; sin

embargo, los estudios de cianotoxinas en esta zona no son rutinarios y se han realizado con lapsos de varios años entre ellos. Martínez-Romero *et al.* (2002) detectaron en Valle de Bravo, MC-LR en concentraciones máximas en los meses de junio de 1999 (2551 µg/g) y julio de 2001 (3761 µg/g) en base seca de cianobacterias liofilizadas. En estudios posteriores, se detectó MC-LR en concentraciones de 5.56 µg/l durante la primavera de 2010. Estas cianotoxinas se asociaron para este estudio a la presencia de *Anabaena planctonica*, con abundancias aproximadas de 10×10^4 cél/ml (Vasconcelos *et al.*, 2010; Alillo-Sánchez *et al.*, 2014).

Por otra parte, se documentó en el Lago Mayor de Chapultepec, en la Ciudad de México, concentraciones de microcistinas aproximadamente de 78 µg/l (MC-LR eq), y en la laguna de Zumpango (Estado de México) se documentaron concentraciones de 62.4 µg/l (MC-LR eq); ambos cuerpos de agua son comúnmente visitados y utilizados como áreas recreativas (Vasconcelos *et al.*, 2010). El uso de agua con cianobacterias para riego agrícola es un tema que no se ha estudiado ampliamente en México; sin embargo, es una práctica común y un riesgo potencial debido a la bioacumulación de cianotoxinas en frutas, verduras y legumbres, tal como se ha reportado en diferentes regiones del mundo (Chorus y Bartram, 1999; WHO, 2003; van Apeldoorn *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2010; EPA, 2016).

Las cianotoxinas se pueden acumular en diversos organismos, incluyendo zooplancton, peces, moluscos y crustáceos (van Apeldoorn *et al.*, 2007; Berry y Lind, 2010; Ruangrit *et al.*, 2011; Pérez-Morales *et al.*, 2015a). En México, los estudios de bioacumulación en diferentes niveles tróficos son escasos. En el Lago de Pátzcuaro se documentó la bioacumulación de microcistinas en peces. Berry *et al.* (2011) determinaron que *Chirostoma* spp., *Goodea* sp. y *Cyprinus carpio* acumulan microcistinas en distintos órganos. En su estudio resaltan la importancia de los peces del género *Goodea* debido a que son consumidos enteros, incluyendo vísceras donde se acumulan principalmente las microcistinas, como el hígado. Esta práctica podría ocasionar una intoxicación crónica potencial para el humano, incrementando el grave problema de salud ambiental que ya padece el lago.

Diversos estudios se han realizado para determinar el efecto de diversas especies de cianobacterias nocivas (*Anabaena flos-aquae*, *Anabaenopsis* sp., *Leptolyngbya* spp., *Limnothrix redekei*, *Microcystis* spp., *Planktolyngbya* sp., *Planktothrix agardhii*, *Pseudoanabaena mucicola*, y *P. tenuis*) detectadas en cuerpos de agua del centro de México sobre diversas especies que integran el zooplancton (rotíferos: *Brachionus calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. rubens*, *Hexarthra mira* y *Plationus patulus*; cladóceros: *Ceriodaphnia cornuta*, *C. dubia*, *Daphnia carinata*, *D. laevis*, *D. magna*, *D. cf. mendotae*, *D. pulex*, *Moina macrocopa*, *M. micrura*, *Scapholeberis kingi*, *Simocephalus vetulus* y *S. mixtus*). Los principales efectos documentados por exposición directa (ingesta de cianobacterias) o indirecta (extractos de cianobacterias) incluyen: inhibición de comunicación neuromuscular, reducción de crecimiento somático y poblacional, reducción de la eficacia biológica y de la tasa de respiración, reducción de la tasa de incremento poblacional (reproducción y sobrevivencia), formación de huevos de resistencia y reducción de tasas de alimentación y filtración (Nandini, 2000; Álva-Martínez *et al.*, 2007; Arzate-Cárdenas *et al.*, 2010; Olvera-Ramírez *et al.*, 2010; Pineda-Mendoza *et al.*, 2012; Lin *et al.*, 2014; Pérez-Morales *et al.*, 2014a, b, 2015a; Pérez-Morales, 2015).

► Recomendaciones

Diversos cuerpos de agua dulce naturales o artificiales del centro de México han sido afectados por florecimientos de cianobacterias. Estos eventos han recibido poca atención respecto a la evaluación de su riesgo potencial para la salud humana y la biota asociada. Adicionalmente, existen pocos estudios biológicos, ecológicos, limnológicos, taxonómicos y toxinológicos sobre florecimientos de cianobacterias y sus efectos causados por el deterioro de estos ecosistemas.

Es indispensable implementar planes integrales de manejo para el uso sustentable de reservorios y cuerpos de agua destinados al almacenaje de agua dulce para consumo humano, así como programas de restauración ecológica que eviten el deterioro de la calidad de sus aguas por aportes residuales (domésticos, agrícolas, industriales, entre otros). Estas acciones permitirán disminuir la carga excesiva de nutrientes por contaminación directa y la ocurrencia de florecimientos por cianobacterias. Además, debido al manejo inadecuado de los cuerpos de agua interiores, es imperativo desarrollar e implementar planes de contingencia ante los efectos que estos florecimientos puedan generar.

Deben realizarse monitoreos continuos para la detección temprana de especies de cianobacterias nocivas y de cianotoxinas disueltas en el agua para evitar afectaciones a la salud humana, animal y al ecosistema en conjunto. Por lo anterior, la capacitación de personal especializado en la identificación de especies y en el análisis de cianotoxinas es primordial, ya que este tipo de estudios requiere conocimientos específicos y equipo adecuado.

Por otra parte, se requieren establecer métodos eficientes para eliminar y remover cianotoxinas durante los procesos de tratamiento de agua potable, que incluyan cloración, carbón activado, ozonización, oxidación avanzada, entre otros, lo que podría ayudar a disminuir las concentraciones de cianotoxinas en el agua. Cabe mencionar que algunas especies de zooplancton y de peces son eficientes como bioindicadores de toxicidad, constituyendo una herramienta complementaria útil para determinar la calidad del agua durante florecimientos de cianobacterias.

Por último, es importante resaltar que la información sobre intoxicaciones en humanos por cianotoxinas es escasa, debido principalmente a que la mayoría de sus síntomas pueden quedar enmascarados por otras afecciones. Además, en México aún no se contempla el establecimiento de concentraciones límite de cianotoxinas como medida regulatoria para agua de consumo, riego agrícola y uso recreativo, tal como lo han implementado en otros países con problemas de florecimientos por cianobacterias.

► Agradecimientos

A. Pérez - Morales agradece a la Dirección General de Asuntos de Personal Académico - Universidad Nacional Autónoma de México (DGAPA - UNAM) por la beca posdoctoral otorgada.

► Literatura citada

- Álva-Martínez, A. F., Sarma, S. S. S. & Nandini, S. (2007). Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Ecology*, 41, 579-589.
- Alillo-Sánchez, J. L., Gaytán-Herrera, M. L., Martínez-Almeida, V. M. & Ramírez-García, P. (2014). Microcystin-LR equivalents and their correlation with *Anabaena* spp. (*Dolichospermum* spp.) in the main reservoir of a Hydraulic System of Central Mexico. *Inland Waters*, 4, 327-336.
- Arzate-Cárdenas, M. A., Olvera-Ramírez, R. & Martínez-Jerónimo, F. (2010). *Microcystis* toxigenic strains in urban lakes: a case of study in Mexico City. *Ecotoxicology* 19, 1157-1165.
- Berry, J. P. & Lind, O. (2010). First evidence of “paralytic shellfish toxins” and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system, Lago Catemaco, and apparent bioaccumulation of the toxins in “teogolo” snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicon*, 55, 930-938.
- Berry, J. P., Lee, E., Walton, K., Wilson, A. E. & Bernal-Brooks, F. (2011). Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Pátzcuaro (Michoacán, México). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(7), 1621-1628.
- Chorus, I. & Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E y FN Spon.
- Codd, G. A., Bell, S. G., Kaya, K., Ward, C. J., Beattie, K. A. & Metcalf, J. S. (1999) Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *European Journal of Phycology*, 34, 405-415.
- Environmental Protection Agency (EPA) (2016). Drinking water contaminant human health effects information. Recuperado de <https://www.epa.gov/dwstandardsregulations/drinking-water-contaminant-human-health-effects-information>
- Favari, L., López, E., Martínez-Tabche, L. & Díaz-Pardo, E. (2002). Effect of insecticides on plankton and fish of Ignacio Ramirez Reservoir (Mexico): a biochemical and biomagnification study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 51, 177-186.
- García-Rodríguez, J., Molina-Astudillo, F. I., Miranda-Espinoza, E., Soriano-Salazar, M. B. y Díaz-Vargas, M. (2015). Variación fitoplanctónica en un lago urbano del municipio de Cuernavaca, Morelos, México. *Acta Universitaria*, 25, 3-11.
- Gaytán-Herrera, M. L., Martínez-Almeida, C., Oliva-Martínez, M. G., Durán-Díaz, A. & Ramírez-García, P. (2011). Temporal variation of phytoplankton from the tropical reservoir Valle de Bravo, Mexico. *Journal of Environmental Biology*, 32, 117-126.
- Komárek, J. & Komárková-Legnerová, J. (2002). Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central Mexico. *Preslia, Praha*, 74, 207-233.
- Lin, Q., Sarma, S. S. S., Nandini, S. & Han, B. P. (2014). Effect of cyanobacterium on competition between rotifers: a population growth study. *Inland Waters*, 4, 319-326.
- López-Mendoza, Z., Tavera, R. y Novelo, E. (2015). El fitoplancton de un canal de Xochimilco. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 18, 13-28.
- Martínez-Romero, E., Martínez-Salgado, M. D., Millán-Cabrera, M. y Ramírez-García, P. (2002). Determinación de toxinas biológicas en una fuente de abastecimiento de agua dulce. p. 1-5. *XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 27-31 de octubre de 2002, Cancún, Quintana Roo, México.
- Mercado-Borraro, B. M., Elías-Maxil, J. A., Cerón-Alfaro, O. y Ramírez-Zamora, R. M. (2008). Determinación de la cianobacteria *Cylindrospermopsis* sp. en el agua cruda de la planta potabilizadora Los Berros. p. 1-6. *XVI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*, 21-26 de abril de 2008, Ciudad de México, México.

- Nandini, S. (2000). Responses of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): A demographic study. *Aquatic Ecology*, 34, 227-242.
- Oliva-Martínez M. G., Rodríguez-Rocha, A., Lugo Vázquez A. y Sánchez-Rodríguez, M. R. (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18(Sup. 1), 1-13.
- Olvera-Ramírez, R., Centeno-Ramos, C. & Martínez-Jerónimo, F. (2010). Toxic effects of *Pseudanabaena tenuis* (Cyanobacteria) on the cladocerans *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. *Hidrobiológica*, 20(3), 203-212.
- Pérez-Morales, A. (2015) Relaciones interespecíficas entre cianobacterias (Cyanophyceae), cladóceros (Branchiopoda) y rotíferos (Monogononta). p 9. *I Taller de Florecimientos Algales Nocivos en Agua Interiores de México*, 25-26 de junio de 2015, Cuernavaca, Morelos, México.
- Pérez-Morales, A., Sarma, S. S. S. & Nandini, S. (2014a). Effect of toxic cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) on the population growth of selected cladocerans (*Simocephalus mixtus*, *Daphnia* cf. *mendotae* and *Moina macrocopa*). p. 84. *10th Symposium on Cladocera*, 28 de septiembre-3 de octubre de 2014, Lednice, República Checa.
- Pérez-Morales, A., Sarma, S. S. S. & Nandini, S. (2014b). Feeding and filtration rates of zooplankton (rotifers and cladocerans) fed toxic cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*). *Journal of Environmental Biology*, 35, 1013-1020.
- Pérez-Morales, A, Sarma, S. S. S. y Nandini, S. (2015a). Efectos de microcistinas en zooplancton de agua dulce: revisión actual. p. 174. *XIX Reunión Nacional y XII Internacional de la Sociedad Mexicana de Planctología*, 25-29 de mayo de 2015, La Paz, Baja California Sur, México.
- Pérez-Morales, A., Sarma, S. S. S. & Nandini, S. (2015b). Microcystins production in *Microcystis* induced by *Daphnia pulex* (Cladocera) and *Brachionus calyciflorus* (Rotifera). *Hidrobiológica*, 25(3), 411-415.
- Pineda-Mendoza, R. M., Olvera-Ramírez, R. & Martínez-Jerónimo, F. (2012). Microcystins produced by filamentous cyanobacteria in urban lakes. A case study in Mexico City. *Hidrobiológica*, 22(3), 290-298.
- Quiroz-Castelán, H., Mora-Zúñiga, L. M., Molina-Astudillo, I. y García Rodríguez, J. (2004). Variación de los organismos fitoplanctónicos y la calidad del agua en el Lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria*, 14, 47-58.
- Ruangrit, K., Whangchai, N., Pekkoh, J., Ruangyuttikarn, W. & Peerapornpisal, Y. (2011). First report on microcystins contamination in giant freshwater prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) and Nile tilapia (*Tilapia nilotica*) cultured in earthen ponds. *International Journal of Agriculture and Biology*, 13, 1025-1028.
- Tomasini-Ortiz, A. C., Moeller-Chávez, G., Sánchez-Chávez, J. J. y Bravo-Inclán, L. A. (2012). Cianobacterias y cianotoxinas en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Revista AIDIS*, 5(2), 93-101.
- Van Apeldoorn, M. E., van Egmond, H. P., Speijers, G. J. A. & Bakker, G. J. I. (2007). Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition & Food Research*, 51, 7-60.
- Vasconcelos, V., Martins, A., Vale, M., Antunes, A., Azevedo, J., Welker, M., López, O. & Montejano, G. (2010). First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon*, 56, 425-431.
- World Health Organization (WHO). (2003). *Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 1 Coastal and fresh waters*. Genova, Italia: World Health Organization.

Florecimientos algales de cianobacterias en un cenote de Quintana Roo y su relación con la calidad del agua

Hernández-Terrones, Laura Margarita¹; Nava-Ruiz, Viridiana Margarita²; Escobar-Morales, Sergio ^{1†}; Ortega-Camacho, Daniela¹.

¹ Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Ciencias del Agua. Calle 8 Núm. 39, manzana 29, SM 64, CP 77500. Cancún, Quintana Roo, México.
laurah@cicy.mx

² Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Departamento de Ecología Marina. Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3918, Zona Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México.



Resumen

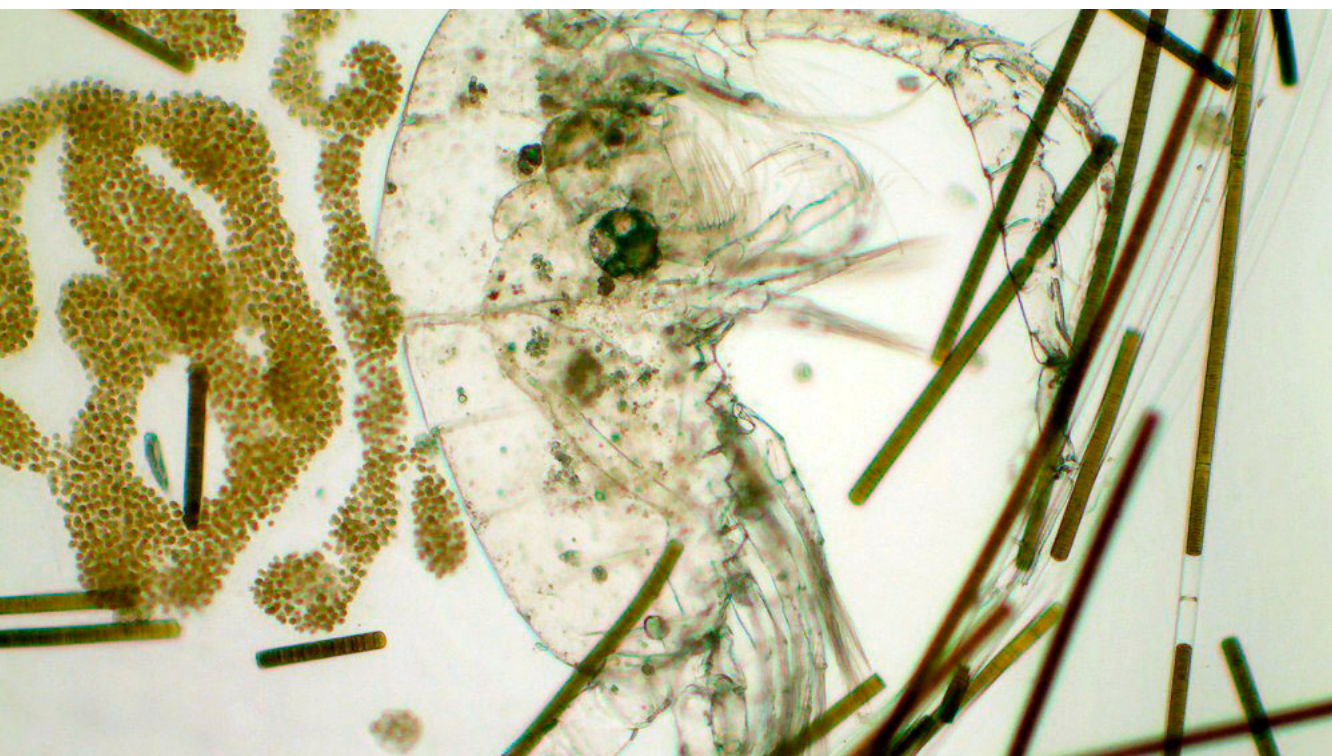
Durante el invierno de 2012 se observó un florecimiento de microalgas en el cenote Uxuxubi, localizado en Akumal, Quintana Roo. Las cianofitas fueron el grupo dominante de fitoplancton, con porcentajes de 95 a 100% de la abundancia total del fitoplancton en el cenote estudiado. Las especies *Microcystis* sp., *Merismopedia tenuissima* y *Pseudanabaena* sp., estuvieron presentes en todas las épocas climáticas, pero en invierno de 2012 *Microcystis* sp. alcanzó abundancia de 2.5×10^8 cél/l. En temporada de secas y lluvias, la abundancia de *Microcystis* disminuyó y se observó una sucesión hacia algas filamentosas (*Pseudanabaena* sp.). Los datos de calidad del agua, la concentración de nitratos y la alta abundancia de algas indican un ambiente eutrófico. La concentración de nitrógeno total más alta ($98.43 \mu\text{M}$) se determinó en la temporada de lluvias, las concentraciones de fósforo total fueron menores a las del nitrógeno (TN:TP>16), indicando limitación por fósforo. Este es el primer registro de formación de un florecimiento por *Microcystis* sp., y el primer registro del alga filamentosa *Pseudanabaena* sp., en un cenote kárstico del Caribe Mexicano.

Palabras clave: *Microcystis* sp., cenote Uxuxubi, nitratos, fósforo, *Pseudanabaena* sp.

Abstract

In winter season 2012 was observed an algae bloom in the Uxuxubi sinkhole, located in Akumal, Quintana Roo. The cyanoprokaryota was the dominant phytoplankton group with 95 to 100% of the total phytoplankton abundance in the sinkhole. *Microcystis* sp., *Merismopedia tenuissima* and *Pseudanabaena* sp. dominance were present during the period of study. The highest algae abundances were registered during cold season 2012, the abundances of *Microcystis* sp. colonies associated to this bloom were 2.5×10^8 cells/l. In the dry and rainy seasons, the abundance of *Microcystis* sp. decreased and the succession to filamentous algae (*Pseudoanabaena* sp.) was observed. Water quality data, high nitrate concentration and high algal abundance indicated an eutrophic environment. The highest total nitrogen concentration ($98.43\mu\text{M}$) was found during the rainy season; total phosphorus content was lower than nitrogen (TN:TP>16), denoting phosphorous limitation. This is the first record of HAB-forming *Microcystis* and the first filamentous algae (*Pseudanabaena* sp.) record, in the Mexican Caribbean karstic sinkholes.

Key words: *Microcystis* sp., cenote Uxuxubi, nitratos, fósforo, *Pseudanabaena* sp.



► Introducción

El género *Microcystis* se encuentra entre las principales cianobacterias formadoras de florecimientos algales nocivos (FAN) en aguas continentales, los cuales tienen un impacto negativo en la calidad del agua utilizada para actividades recreativas y para consumo, debido a que favorecen condiciones no deseables y potencialmente nocivas que afectan la salud de los seres humanos (O'Neil *et al.*, 2012; Tomasini-Ortiz, 2012). Especies de cianobacterias potencialmente tóxicas como *Microcystis aeruginosa* han sido identificadas en el centro de México (Vasconcelos, 2006). Sin embargo, la microflora cianoprocaríota y la dinámica poblacional de estas especies en los cenotes de Quintana Roo ha sido poco estudiada.

Los cenotes son un rasgo característico del sistema kárstico de la península de Yucatán. En esta región del Caribe Mexicano, el uso de los cenotes para actividades recreativas están en aumento; su uso intensivo y la modificación de sus condiciones naturales es preocupante (Alcocer *et al.*, 1998). En el sistema kárstico, la lluvia se infiltra rápidamente al acuífero, por lo que éste es altamente vulnerable a la contaminación (Perry *et al.*, 1995). El incremento en las concentraciones de nutrientes, particularmente N y P, asociado a altas temperaturas en los cenotes induce la degradación de la calidad del agua y favorece la formación de FAN (Anderson *et al.*, 2002; Schmitter-Soto *et al.*, 2002; Vasconcelos, 2006).

Muchas especies de cianobacterias producen toxinas, las cuales son contenidas en la célula o exudadas al medio, y pueden aparecer disueltas en el agua, constituyéndose en un problema

importante para la salud humana y ambiental (Backer, 2002). Entre las toxinas de cianobacterias mejor representadas se encuentran las microcistinas; por esto, los florecimientos *Microcystis*, que son comunes en cuerpos de agua interiores, siempre conllevan el riesgo de toxicidad.

En este trabajo se investigó la abundancia de cianobacterias, su relación con parámetros ambientales y de calidad del agua en el cenote Uxuxubi, en el Caribe Mexicano.

► Materiales y métodos

Sitio de estudio: Se localiza en Akumal, Quintana Roo, México ($20^{\circ}23'46''$ N; $87^{\circ}18'50''$ O), aproximadamente 100 km al sur de Cancún, donde se desarrollan actividades turísticas de forma intensiva (Fig. 1). La economía de Akumal depende principalmente de las actividades en torno al arrecife coralino, como la pesca y el turismo (PDU Akumal, 2007; INEGI, 2010). Los sistemas de tratamiento de aguas residuales son deficientes en la zona. Es común que las aguas residuales sean colectadas en fosas sépticas. El clima de Akumal se clasifica como Aw2(i): cálido subhúmedo con una temperatura media anual de 26°C (CONAGUA, 2015). Se distinguen tres temporadas: la fría, de noviembre a febrero, con precipitación promedio 40 mm; la temporada de secas, de marzo a mayo, con una precipitación promedio 39 mm, y la temporada de lluvias, de junio a octubre, caracterizada por una precipitación más alta, con promedios de 220 mm (SMN, 2013).



Figura 1. Localización del sitio de estudio.



Figura 2. Florecimiento de cianobacterias en el cenote Uxuxubi (Akumal, Quintana Roo).

Muestreo: El cenote Uxuxubi se localiza 12 km al interior de la costa (Fig. 2). El estudio fue realizado entre noviembre de 2012 y septiembre de 2013. Los parámetros de temperatura, salinidad y conductividad se midieron *in situ* utilizando un perfilador YSI® CTD-Castaway. Para los análisis de fitoplancton se tomaron muestras de la superficie con una botella Van Dorn, en la parte central del cenote a una profundidad de 0.30 m. Las muestras se colectaron en botellas de polietileno de alta densidad (Nalgene® de 250 ml) y fueron fijadas *in situ* con una solución de formaldehído al 3% y una solución de lugol al 1%. Las muestras de agua se colectaron en botellas Nalgene® de 60 ml, previamente filtrada a través de membranas de 0.22 μm (Millipore™ type HA), y se transportaron en hieleras (4°C) para determinar en laboratorio las concentraciones de amonio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), fosfatos (SRP), fósforo total (TP). Las muestras se mantuvieron en congelación hasta su análisis. Se utilizó un cromatógrafo de iones Metrohm 882IC. El límite de detección para NO_3^- fue de 0.10 μM ; 0.01 μM para NO_2^- ; y SRP 0.01 μM . Para el análisis de amonio se utilizó un espectrofotómetro UV-VIS con un límite de detección de NH_4^+ 0.1 μM . Los análisis de fósforo y nitrógeno total se realizaron por espectrofotómetro UV-VIS. Los análisis se realizaron de acuerdo a los métodos estandarizados para la determinación de nutrientes (APHA, 2005).

Para el análisis de fitoplancton se utilizó la técnica propuesta por Utermöhl (1958). Las muestras se dejaron reposar durante ≥ 24 hrs en las columnas de sedimentación de 10 y 50 ml. La cuantificación se llevó a cabo con un microscopio óptico invertido Axiovert 40 CFL Carl Zeiss, utilizando magnificación de 400X. La abundancia de fitoplancton se expresa como número de células por litro (cél/l). Para la identificación de las especies se utilizó literatura taxonómica especializada (Anagnostidis y Komárek, 1988; Komárek y Anagnostidis, 1999).

► Resultados

Estructura de la comunidad de fitoplancton: La abundancia de fitoplancton varió de 5.5×10^6 a 2.5×10^8 cél/l. Las cianobacterias fue el grupo dominante representando de 95 a 100 por ciento de la abundancia total de fitoplancton reportada en este estudio (Fig. 3).

Se muestran tres periodos bien definidos en las diferentes estaciones climáticas, con la dominancia de *Microcystis* sp., *Merismopedia tenuissima* y *Pseudanabaena* sp. en cada una de ellas (Fig. 4 a-f).

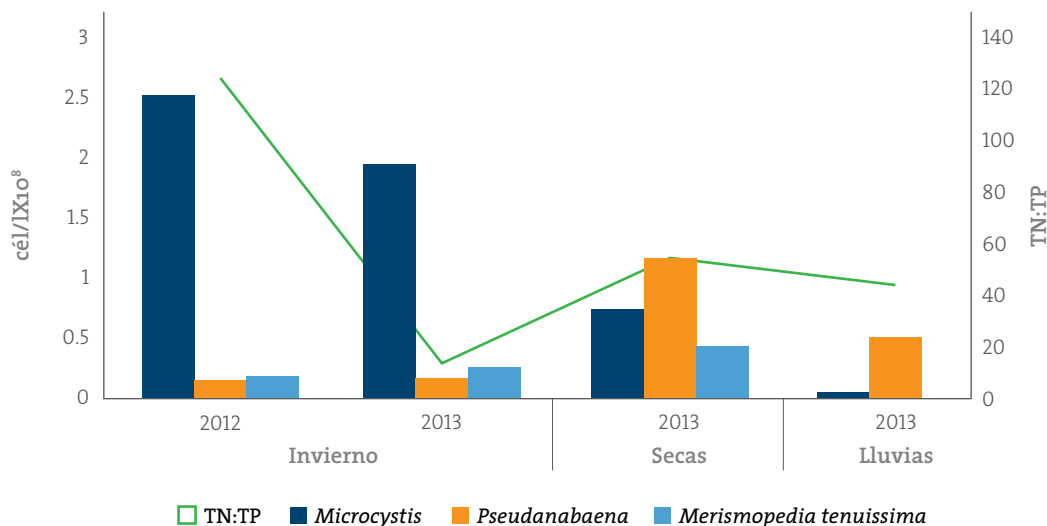


Figura 3. Variación estacional en la abundancia de fitoplancton y de la relación TN:TP (TN: nitrógeno total; TP: fósforo total).

El período invernal de 2012-2013 se caracterizó por la proliferación y dominancia de las Chroococcales. Las abundancias fueron las máximas registradas, contribuyendo con >95% de la abundancia total del fitoplancton. *Microcystis* sp. presentó abundancias de 2.5 a 1.9 ($\times 10^8$ cél/l) en temporada de invierno. El florecimiento se asoció con alta abundancia de *M. tenuissima* 1.8 a 2.6 ($\times 10^7$ cél/l) y la presencia de *Pseudanabaena* sp., que contribuyó con 8% (3.1×10^7 cél/l) de la abundancia total reportada en el periodo de estudio.

En el período de secas de 2013, la abundancia de *Microcystis* sp. se redujo a 7.3×10^7 cél/l, mientras que de *M. tenuissima* aumentó a 4.4×10^7 cél/l, y la de *Pseudanabaena* sp. a 1.2×10^8 cél/l, representando 50% de la abundancia total.

Durante la temporada de lluvias de 2013, la abundancia total de fitoplancton disminuyó significativamente. Se observó un cambio hacia el dominio de algas filamentosas con abundancias de 5.0×10^7 cél/l, representando hasta 90% de la abundancia total. El número de colonias de *Microcystis* sp. disminuyó a la abundancia más baja registrada durante este estudio ($<6.0 \times 10^6$ cél/l), y no se observó *M. tenuissima* sp.

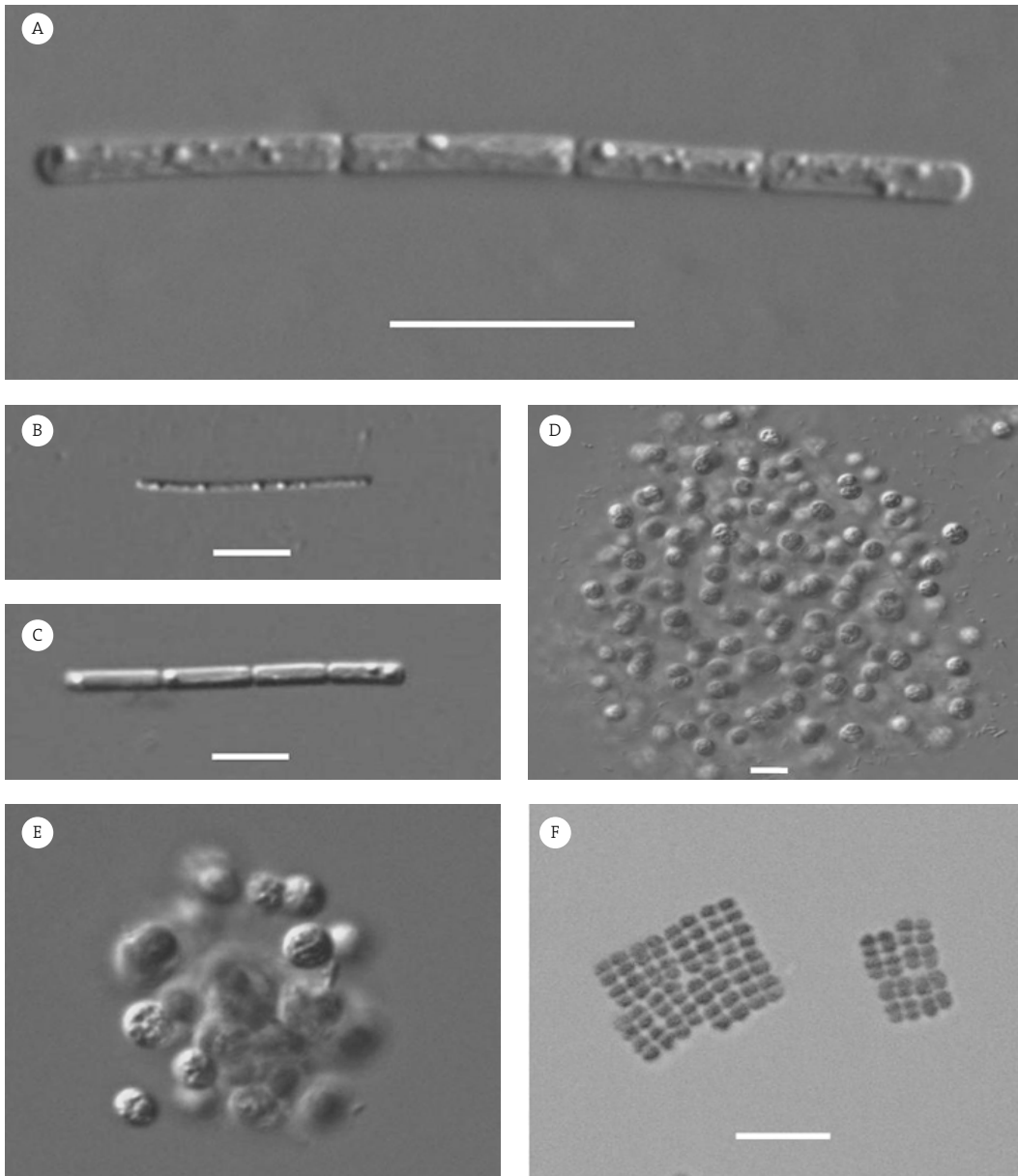


Figura 4A-F. Cianobacterias en el cenote. A-C) Filamentos (tricomas) de *Pseudanabaena* sp. sin cobertura, y con pequeños gránulos. D-E) Colonias gelatinosas de *Microcystis* sp., con numerosas células sin cubierta mucilaginosa. F) *Merismopedia tenuissima*. Barra de escala = 10 μm .

Calidad de agua: La Figura 5 muestra la variación estacional de temperatura y conductividad. La temperatura más baja (24.2°C) se registró en invierno de 2013 (enero), y la más alta (28.8°C) en la temporada de lluvias de 2013 (septiembre). La conductividad se mantuvo <2 mS/cm durante las temporadas del estudio. Las concentraciones mayores de nitratos (46.63 μM) se registraron en temporada de lluvias de 2013. Como se observa en la figura 6a, el nitrógeno total muestra un patrón estacional; es decir, que las concentraciones más altas se presentan en lluvias y las concentraciones más bajas en temporada de secas. En la temporada de lluvias, la mayor parte del nitrógeno se determinó como nitrato. Las concentraciones de fósforo fueron inferiores a 2.3 μM , con excepción de la temporada de invierno de 2012 (3.87 μM). (Fig. 6B).

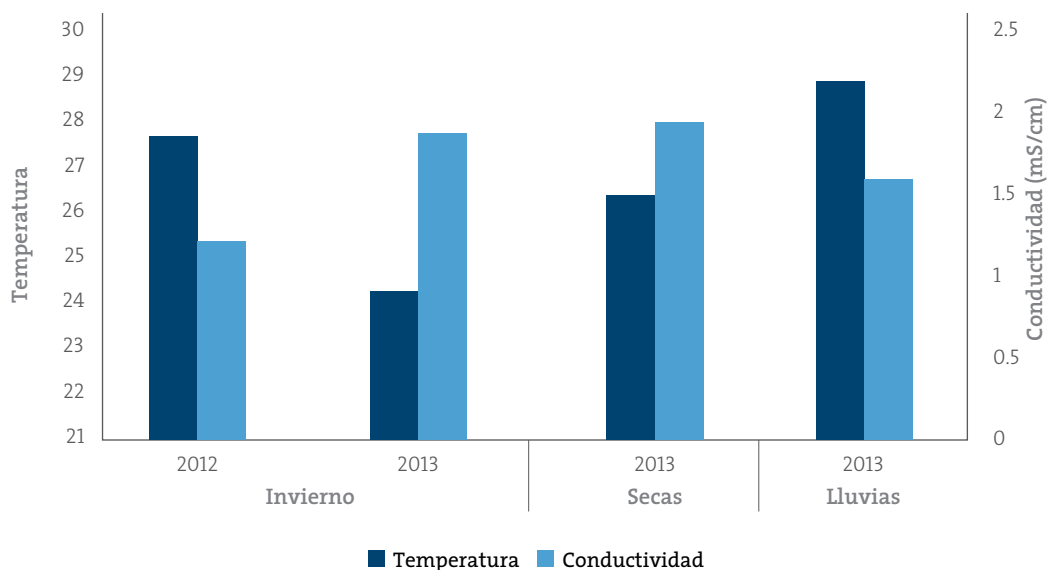


Figura 5. Variación estacional de temperatura (°C) y conductividad (mS/cm) en el cenote Uxuxubi.

► Discusión

La composición de las especies de fitoplancton en el cenote Uxuxubi mostró un claro predominio de las cianobacterias durante las temporadas estudiadas, constituyendo más de 95% de la abundancia total del fitoplancton. Esta composición de fitoplancton también ha sido documentada en cuerpos de agua en condiciones eutróficas (Chorus y Bartram, 1999; Burford y O'Donohue, 2006; Vasconcelos, 2006; Aktan *et al.*, 2009). Las especies predominantes fueron *Microcystis* sp., *M. tenuissima* y *Pseudanabaena* sp. El predominio de cianobacterias con respecto a otros grupos de algas en ambientes dulceacuícolas está asociado a ciertas condiciones ambientales. Según el esquema de clasificación de grupos funcionales de Reynolds *et al.* (2002), *Microcystis* tiende a dominar en sistemas eutróficos y estratificados, presentando alta resistencia a alta insolación. Estas condiciones son comunes en el cenote Uxuxubi. De acuerdo con Downing *et al.* (2001), las cianobacterias dependen más de las variaciones en la concentración de P y N que de sus relaciones estequiométricas. Sheng & Song (2007) demostraron que algunas cepas coloniales de *Microcystis* pueden mantener un buen estado fisiológico incluso en bajas concentraciones de P.

La dinámica del fitoplancton claramente coincide con el patrón estacional de la región. La temporada de frío en 2012 se caracterizó por la presencia del florecimiento de *Microcystis* sp. con abundancias de hasta 2.5×10^8 cél/l. El florecimiento coincidió con la mayor concentración de nutrientes, principalmente N en forma de nitrato. La tasa de adquisición de nitrógeno se ha utilizado para determinar el crecimiento de colonias de *Microcystis* sp. (Vézic *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2009; Li y Li, 2012).

Se observó una disminución de la abundancia *M. tenuissima* en las estaciones de secas y lluvias asociada a la atenuación del florecimiento de *Microcystis* sp., seguido por la dominancia de



algas filamentosas. Este patrón de sucesión ya había sido reportado por Nava-Ruiz & Valadez (2012) y Valadez *et al.* (2013) en acuáticos cársticos de Quintana Roo. La relación entre TN:TP mostró, en general, valores superiores a 16, que indica una limitación por fósforo (Danielidis, 1996). Esto es de esperar en un entorno kárstico, donde el fósforo es retenido por las rocas carbonatadas y sedimentos por co-precipitación con calcio (Zimmerman *et al.*, 1985; Lapointe *et al.*, 1990; Corredor *et al.*, 1999).

Las variaciones en TN:TP, y la temperatura podrían ser factores clave en la sucesión de la comunidad de microalgas (Fujimoto & Sudo, 1997). Sin embargo, el papel de la relación TN:TP no ha sido determinado en su totalidad, debido a la falta de información sobre la relación entre la dinámica de nutrientes y la composición de comunidades de fitoplancton en los cenotes.

La presencia del florecimiento de *Microcystis* en los cenotes de Quintana Roo es preocupante. Especies de este género han provocado el envenenamiento de animales domésticos y silvestres (Codd *et al.*, 1989), incluso daños a la salud humana (Azevedo *et al.*, 2002; Li & Li, 2012) en otras regiones del mundo. Es necesario no sólo emprender investigaciones que permitan entender la dinámica de las poblaciones de cianobacterias potencialmente tóxicas en los cenotes de Quintana Roo, sino también evaluar el riesgo que representan para la población humana.

► Agradecimientos

Agradecemos al CICY, en especial al personal técnico de la Unidad de Ciencias del Agua, y a Naxhielli Cabrera Mesa, Ana Cristhell Reséndiz Chávez y Diego García Chico. Gracias por el apoyo brindado al M.C. Iván Penié R., del Centro Ecológico Akumal. Agradecemos particularmente a Jiri Komárek y Antonio Almazán, quienes nos apoyaron a mejorar de manera significativa el manuscrito.

► Literatura citada

- Aktan, Y., Luglié A. & Sechi, N. (2009). Morphological plasticity of dominant species in response to nutrients dynamics in Bidighinzu Reservoir of Sardinia, Italy. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 9,137-144.
- Alcocer, J., Lugo A., Marín, L. & Escobar, E. (1998). Hydrochemistry of waters from five cenotes and evaluation of their suitability for drinking-water supplies, northeastern Yucatan, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 6, 293-301.
- Anagnostidis, K. & Komárek, J. (1988). Modern approach to the classification system of cyanophytes 3. Oscillatories. *Algological Studies*, 50-33, 327-472.
- Anderson, D.M., Glibert, P.M. & Burkholder, J.M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25, 704-726.
- APHA. (2005). American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th ed. Eaton, A.D. Clesceri, L.S. and Greenberg, A.E. (eds.), Washington, D.C.
- Azevedo, S. M. F. O. Carmicachel, W. W. Jochimsen, E. M. Rineheart, K. L., Lau, S. Shaw, G. R. & Eaglesham, G. K. (2002). Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru, Brazil. *Toxicology*, 181, 441-446.
- Backer, L. C. (2002). Cyanobacterial harmful algal blooms (CyanoHABs): Developing a public health response. *Lake and Reservoir Management*, 18, 20-31.
- Buford, M. A. & O'Donohue, J. M. (2006). A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. *Freshwater Biology*, 51, 973-982.
- Chorus, I. & Bartram, J. (1999). Toxic cyanobacteria in water: *A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO, Great Britain. 400p.
- Codd, G. A. Bell, S. G. & Brooks, W. P. (1989). Cyanobacterial toxins in water. *Water Science and Technology*, 21, 1-13.
- CONAGUA (2015). *Estadísticas del Agua en México 2015*. 132p.
- Corredor, J. E. Howarth, R. W. Twilley, R. R. & Morell, J. M. (1999). Nitrogen cycling and anthropogenic impact in the tropical interamerican seas. *Biogeochemistry*, 46, 163-178.
- Danielidis, D. B. Spartinou, M. & Economou-Amilli, A. (1996). Limnological survey of Lake Amavrakia, western Greece. *Hydrobiologia*, 318, 207-218.
- Davis, W. T. Berry, L. D. Boyer, L. G. & Gobler, J. C. (2009). The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 8, 715-725.

- Downing, J. A. Watson, B. S. & McCauley, E. (2001). Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1905-1908.
- Fujimoto, N. & Sudo, R. (1997). Nutrient- limited growth of *Microcystis aeruginosa* and *Phormidium tenue* and competition under various N:P supply ratios and temperatures. *Limnology and Oceanography*, 42, 250-256.
- INEGI (2010). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Censo Nacional de Población 2010. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/inegi/default.aspx>
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1999). Cyanoprokaryota I. Teil: Chroococcales. H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig and D. Mollenhauer Eds. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, Germany.
- Lapointe, B. E. O'Connell, J. & Garret, S. G. (1990). Nutrient coupling between on-site sewage disposal systems, groundwaters, and nearshore surface waters of the Florida keys. *Biogeochemistry*, 10, 289-307.
- Li, Y. & Li, D. (2012). Physiological variations of bloom-forming *Microcystis* (Cyanophyceae) related to colony size changes during blooms. *Phycologia*, 51, 599-603.
- Nava-Ruiz, V. M. & Valadez, F. (2012). Planktonic flora from Lagartos Lagoon, Quintana Roo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 561-582.
- O'Neil, M. J. Davis, W. T., Burford, A. M. & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313-334.
- Perry, E. C., Marin, L. E., McClain, J. & Velázquez-Olimán, G. (1995). The Ring of Cenotes (sinkholes) northwest Yucatan, Mexico: its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub Impact Crater. *Geology*, 23, 17-20.
- Programa de Desarrollo Urbano del Centro de pobla Recuperado de <https://www.scribd.com/doc/6383/PDDU-AKUMAL>
- Reynolds, C. S. Huszar, V., Kruk, C., Naseli-Flores, L. & Melo, S. (2002). Towards a functional group classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24, 417-428.
- Schmitter-Soto, J. J. Comín, F. A. Escobar, E. Herrera-Silveira, J. Alcocer, J. Suárez, M. E. Elías, G. M., Díaz, A. V., Marín, L. E. & Steinich, B. (2002). Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes (sinkholes) in the Yucatan Peninsula. *Hydrobiologia*, 467, 215-228.
- Shen, H. & Song, L. (2007). Comparative studies on physiological responses to phosphorous in two phenotypes of bloom-forming *Microcystis*. *Hydrobiologia*, 592, 475-486.
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). (2013). Temperatura y precipitación. Estación Meteorológica Automática (EMA) de Sian Ka'an. Recuperado de <http://smn.cna.gob.mx/es/>
- Tomasini-Ortiz, A. C., Moeller-Chávez, G. Sánchez, C. J. J. & Bravo, I. J. A. (2012). Cyanobacteria and Cyanotoxins in Lake Pátzcuaro, Michoacán, México. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*, 5, 93-101.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9, 1-38.
- Valadez, F. Rosiles-González, G. Almazán-Becerril, A. & Merino-Ibarra, M. (2013). Planktonic Cyanobacteria of the tropical karstic lake Lagartos from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 61, 971-979.
- Vasconcelos, V. (2006). Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help. *Limnetica*, 25, 425-432.

- Vézie, C. Rapala, J. Vaitomaa, J. Seitsonen, J. & Sivonen, K. (2002). Effect of nitrogen and phosphorus of growth of toxic and nontoxic *Microcystis* strains and on intracellular microcystin concentrations. *Microbial Ecology*, 43, 443-454.
- Zimmerman, C. F., Montgomery, J. R. & Carlson, P. R. (1985). Variability of dissolved reactive phosphate flux rates in nearshore estuarine sediments: Effects of groundwater flow. *Estuaries*, 8, 228-236.

Anexo

Toxinas paralizantes reportadas en moluscos extraídos del Golfo de California. STX, Saxitoxina; neoSTX, Neosaxitoxina, GTX2/3, Gonyautoxina 2 y 3; dcSTX, decarbamoil Saxitoxina, dcGTX2/3, decarbamoil Gonyautoxina 2 y 3; B1, toxina sulfohidroxicarbamoil B1; B2, toxina sulfohidroxicarbamoil B2; C1 sulfohidroxicarbamoil toxina; C2 sulfohidroxicarbamoil toxina C2.

Localidad	Lugar de muestreo y fecha (mes/año)	Especie	Toxinas														Toxicidad (µg STXeq/100 g)	Referencia		
			STX	dcSTX	neoSTX	dcNEO	GTX2	GTX3	dcGTX2	dcGTX3	B1	B2	C1	C2	C3	C4				
Bahía de los Angeles	2003	<i>Nodipecten subnodosus</i>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3 - 54	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2007a
	Mazatlán, Sinaloa abril-1979	<i>Crassostrea iridescens</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	48 a 1720	de La Garza, 1983; Mee <i>et al.</i> , 1986
Cruz de Eleta, Sinaloa		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	38 a 140		
Mazatlán, Sinaloa	<i>Donax sp.</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7640		
"El Sabalo", Mazatlán, Sinaloa		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	<20		
Bahía de Mazatlán	Cerro del Crestón	<i>Crassostrea iridescens</i>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	29.3	Cortés-Altamirano y Alonso-Rodríguez, 1997
	Abril-1997		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	29.5	
	Isla Cardones	<i>Ostrea iridescens</i>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	<35	Ramírez-Camarena <i>et al.</i> 1999
	1997		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	<35	
	Abril-2001	<i>Crassostrea iridescens</i>	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	nd	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2004
2001	<i>Crassostrea iridescens</i>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	39.40	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2004; Cortés-Altamirano <i>et al.</i> , 1999	
Bahía de La Paz	Mogote diciembre-2001 a agosto-2002	<i>Megapitaria squalida</i>	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	0.14 - 5.46	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2004	
	Mogote barco hundido	<i>Dosinia ponderosa</i>	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	9.39	Hernández-Sandoval <i>et al.</i> , 2009	
	15-marzo-2007	<i>Periglypta multicostata</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	10.14		
	Punta Mogote 7-marzo-2007	<i>Megapitaria squalida</i>	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	12.21		

Bahía de La Paz	Punta Mogote	<i>Megapitaria squalida</i>	+	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	4.48	Hernández-Sandoval <i>et al.</i> , 2009
	15-marzo-2007	<i>Dosinia ponderosa</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	4.96	
	9-marzo-2007	Ensenada de La Paz <i>Pinna rugosa</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	-	37.74	
	7-marzo-2007	Marina Palmira <i>Modiolus capax</i>	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	31.34	
		Marina Palmira <i>Megapitaria squalida</i>	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	10.73	
		Marina Palmira <i>Modiolus capax</i>	+	-	+	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	25.88	
	Balandra 15-enero-2007	<i>Dosinia ponderosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	0.40		
	Balandra 12-febrero-2007		+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	-	9.62	
	Balandra 8-marzo-2007		+	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+	-	5.72	
	Balandra 15-marzo-2007		-	+	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	3.80	
	Isla El Pardito 16-marzo-2007	<i>Megapitaria aurantiaca</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	3.00	
			+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	+	25.89	
	Isla El Pardito 20-marzo-2007		-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	2.98	
	Isla El Pardito 27-marzo-2007	<i>Pinna rugosa</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	2.24	
Bahía Concepción	1992	<i>Pinna rugosa</i>	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	Sierra-Beltrán <i>et al.</i> , 1996	
	1992	<i>Pinna rugosa</i>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	4600	Ochoa <i>et al.</i> , 1997
	Mayo-1999	<i>Argopecten ventricosus</i>	-	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	298	
	Mayo-2000		-	+	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	63.82	
	Mayo-2001		-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	67.42	
			+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	Band-Schmidt <i>et al.</i> , 2004	
	Fiambres Febrero-2015	<i>Dosinia ponderosa</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.89	
		<i>Andara tuberculosa</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.81	
		<i>Megapitaria squalida</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.28	
		<i>Glycymeris gigantea</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	21.12	
<i>Chione undatella</i>		-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	33.14		

Bahía Concepción	Playa Punta Arena Febrero-2015	<i>Dosinia ponderosa</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	11.4	Bustillos-Guzmán <i>et al.</i> , 2016
		<i>Megapitaria squalida</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.66	
		<i>Glycymeris gigantea</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	17.59	
		<i>Chione undatella</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.19	
	Playa El Burro Febrero-2015	<i>Andara tuberculosa</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.49	
		<i>Megapitaria squalida</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.10	
		<i>Glycymeris gigantea</i>	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.19	
	Playa Buenaventura Febrero-2015	<i>Megapitaria squalida</i>	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.17	
<i>Glycymeris gigantea</i>		-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	0.93		
San Felipe, BC	Enero-2015	<i>Panopea globosa</i>	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	521 - 1015	García-Mendoza <i>et al.</i> , en preparación
		<i>Mytilus californianus</i>	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	243	

Nota. Signo positivo en la tabla (+) presencia; signo negativo (-) ausencia; **nd** No determinado.

Agradecimientos

Esta obra es un esfuerzo colectivo iniciado en el marco del trabajo y reuniones de la Red Temática sobre Florecimientos Algales Nocivos (RedFAN), reconocida y financiada por el Programa de Redes Temáticas del CONACYT desde el 2014 (proyectos no. 244010, 251464 y 270416). La edición fue financiada por la RedFAN. El diseño y corrección de estilo se realizó con la participación del Departamento de Comunicación del CICESE, en especial agradecemos a Norma Herrera y Ulises Cruz por su gran ayuda en este proceso.

Los editores agradecemos a los responsables de compilar y mantener comunicación con los autores de las diferentes secciones que integran el libro:

Mary Carmen Ruiz-de la Torre (UABC) – Costa Occidental de la Península de Baja California

Christine J. Band-Schmidt (CICIMAR/IPN – Golfo de California

Aramis Olivos-Ortiz, Sonia Quijano-Scheggia (UCol) – Pacífico Tropical Mexicano

José A. Aké-Castillo (UV) – Golfo de México

Antonio Almazán-Becerril (CICY) – Caribe Mexicano

Agradecemos de forma especial al Dr. Alfredo Pérez Morales por su compromiso en la revisión técnica de los trabajos, lo cual ayudó a acelerar el proceso de revisión de los manuscritos considerados en este libro.

Agradecemos a los autores y personas involucradas en la temática por el material gráfico proporcionado. En particular, a J. Ramírez Chávez por las fotografías tomadas con un dron de un florecimiento en Oaxaca. A Beatriz Arellano Nava por las fotografías de los mares de Baja California. Alonso Crespo de Greenpeace por material obtenido durante un crucero oceanográfico realizado en el Golfo de California con miembros de la RedFAN. Por último, agradecemos a la compañía Baja Aquafarms S.A. de C.V. por fotografías relacionadas con la actividad de cultivo de atún en encierros en la región de la Bahía de Todos Santos, una de la cuales forma parte de la portada del presente libro.

Los editores





INSTITUCIONES PARTICIPANTES

