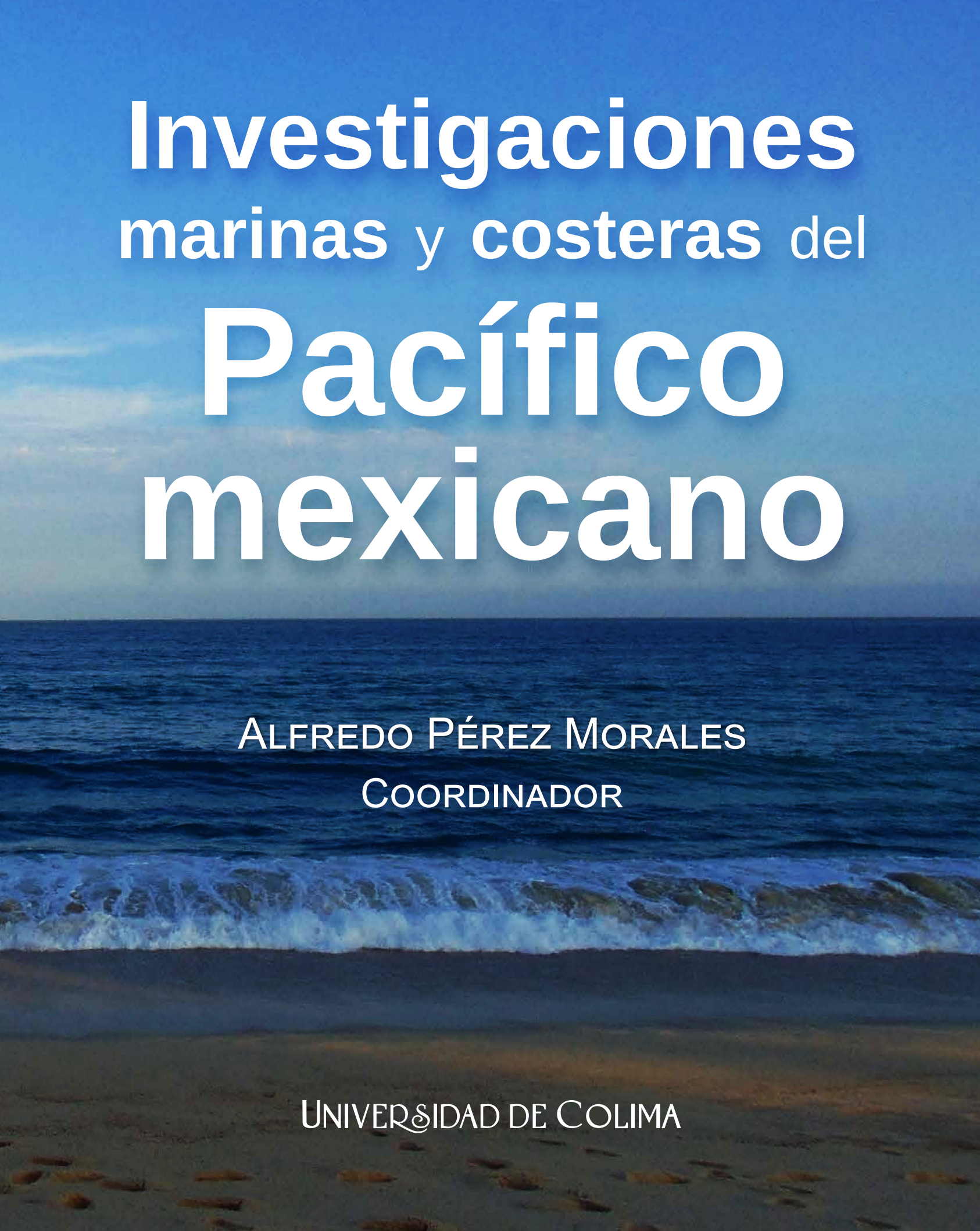




Investigaciones marinas y costeras del **Pacífico** **mexicano**

ALFREDO PÉREZ MORALES
COORDINADOR

UNIVERSIDAD DE COLIMA

Investigaciones marinas y costeras del Pacífico mexicano presenta información y datos de vanguardia los cuales se integran en diversos tópicos, desde estudios en organismos unicelulares como bacterias y microalgas enfocados a su rol ecológico, distribución y diversidad. Enseguida muestra estudios poblacionales y de distribución en zooplancton por efecto de eventos ambientales. Asimismo, estudios sobre la diversidad biológica que presenta el Pacífico mexicano; dispersión de nutrientes en zonas costeras; estudios sobre ecología trófica de peces; presencia de contaminantes marinos y sus repercusiones. Además, destaca la importancia de las áreas naturales protegidas para aves costeras y las amenazas actuales a las que se exponen los mamíferos marinos.



UNIVERSIDAD DE COLIMA

Investigaciones marinas y costeras del Pacífico mexicano

UNIVERSIDAD DE COLIMA

Dr. Christian Jorge Torres Ortiz Zermeño, Rector

Mtro. Joel Nino Jr., Secretario General

Mtro. Jorge Martínez Durán, Coordinador General de Comunicación Social

Mtra. Ana Karina Robles Gómez, Directora General de Publicaciones

Investigaciones marinas y costeras del **Pacífico mexicano**

Alfredo Pérez Morales

COORDINADOR



UNIVERSIDAD DE COLIMA

©UNIVERSIDAD DE COLIMA, 2023
Avenida Universidad 333
C.P. 28040, Colima, Colima, México
Dirección General de Publicaciones
Teléfonos: 312 316 1081 y 312 316 1000, extensión 35004
Correo electrónico: publicaciones@ucol.mx
www.ucol.mx

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

ISBN electrónico: 978-607-8814-91-6
DOI: 10.53897/LI.2023.0024.UCOL
5E.1.1/32200/063/2023 Edición de publicación no periódico



Este libro está bajo la licencia de Creative Commons , Atribución – NoComercial – CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0).

Usted es libre de: Compartir: copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato. Adaptar: remezclar, transformar y construir a partir del material bajo los siguientes términos: Atribución: Usted debe dar crédito de manera adecuada, brindar un enlace a la licencia, e indicar si se han realizado cambios. Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciante. NoComercial: Usted no puede hacer uso del material con propósitos comerciales. CompartirIgual: Si remezcla, transforma o crea a partir del material, debe distribuir su contribución bajo la misma licencia del original.

This work is licensed under a Creative Commons Attribution – NonCommercial – ShareAlike 4.0 International License.

You are free to: Share: copy and redistribute the material in any medium or format. Adapt: remix, transform, and build upon the material under the following terms: Attribution: You must give appropriate credit, provide a link to the license, and indicate if changes were made. You may do so in any reasonable manner, but not in any way that suggests the licensor endorses you or your use.

NonCommercial: You may not use the material for commercial purposes. ShareAlike: If you remix, transform, or build upon the material, you must distribute your contributions under the same license as the original.

Proceso editorial certificado con normas ISO desde 2005
Dictaminación y edición registradas en el Sistema Editorial Electrónico PRED

Registro: LI-034-22
Recibido: Noviembre de 2022
Publicado: Noviembre de 2023

Fotografía de portada: Alfredo Pérez Morales. Título: "Cielo y mar. Cabo San Lucas". DSC-H300, 4.5 mm, f/7.7, ISO80. Medidas: 2592 x 1944.

Índice

<u>Introducción</u>	11
<u>CAPÍTULO 1</u>	
<u><i>Halobacillus massiliensis</i> aislada de un ambiente lagunar de la costa de Oaxaca</u>	13
<i>Yolanda Huante-González</i>	
<i>Ivonne Sandra Santiago-Morales</i>	
<i>Barbara Zavala-Trujillo</i>	
<i>Antonio Guzmán-Sarmiento</i>	
<i>Leonel Benito Santiago-Sánchez</i>	
<i>Sofía Blanca-Barajas</i>	
<i>Carolina Valeriano-Osorio</i>	
<i>María Fernanda Ramírez-Arroyo</i>	
<i>Jorge Castro-López</i>	
<u>CAPÍTULO 2</u>	
<u>Análisis de la diversidad fitoplanctónica de Salina Cruz, Oaxaca, con énfasis en especies formadoras de florecimientos algales</u>	27
<i>Cristian Alberto Espinosa-Rodríguez</i>	
<i>José Manuel González-Fernández</i>	
<i>Brian Alejandro Orozco-Olivares</i>	
<i>Edgar Daniel Corona-Hernández</i>	

CAPÍTULO 3

Microorganismos y bioluminiscencia en la Laguna de Manialtepec, Oaxaca 55

Ivonne Sandra Santiago-Morales

Barbara Zavala-Trujillo

Sofía Blanca-Barajas

Jennyfer Marisol Pérez-Pérez

Oscar Salinas-Jijón

Carolina Valeriano-Osorio

Yolanda Huante-González

Areli Marisol Ríos-Martínez

CAPÍTULO 4

Mortalidad natural de *Acartia lilljeborgii* en Bahía de La Paz, B.C.S., México 75

José Ricardo Palomares-García

Sergio Hernández-Trujillo

Gabriela María Esqueda-Escárcega

CAPÍTULO 5

Revisión sobre el efecto de los eventos ambientales extremos frío-cálido 2010-2016 en el zooplancton marino de la costa occidental de la península de Baja California 93

Gerardo Aceves-Medina

Sylvia Patricia Adelheid Jiménez-Rosenberg

María Moreno-Alcántara

Airam Nauzet Sarmiento-Lezcano

Yadián La Rosa-Izquierdo

CAPÍTULO 6

Avances en el conocimiento de la biodiversidad de invertebrados marinos del Pacífico sur de México a partir de sus especies descritas

111

Rolando Bastida-Zavala

María del Socorro García-Madrigal

Ubaldo Jarquín-Martínez

Mariela Ramos-Sánchez

Julio Daniel Gómez-Vásquez

CAPÍTULO 7

Calamares con potencial pesquero en el golfo de Tehuantepec, México: aspectos biológicos de las especies más abundantes

135

Hugo Guzmán-Intzin

María del Carmen Alejo-Plata

Miguel Ahumada-Sempoal

Sairi Sarai León-Guzmán

Cristóbal Reyes-Hernández

CAPÍTULO 8

Dispersión de nutrientes en el puerto interior de Manzanillo bajo condiciones hidrodinámicas de julio, octubre y diciembre de 2016

155

Julieta Hernández-López

Aramis Olivos-Ortiz

Marco Agustín Liñan-Cabello

Omar Cervantes-Rosas

Christian Daniel Ortega-Ortiz

Víctor Bautista-López

Manuel Gerardo Verduzco-Zapata

CAPÍTULO 9

Varamiento masivo del cangrejo pelágico,

Euphyllax dovii Stimpson, 1860, en Oaxaca, México

173

María del Socorro García-Madrigal

Mariela Ramos-Sánchez

Rolando Bastida-Zavala

CAPÍTULO 10

Hábitos alimentarios del dorado *Coryphaena hippurus*

(Pisces: Coryphaenidae) en el golfo de Tehuantepec,

Pacífico sur mexicano

191

Jesús Manuel López-Vila

Diana Lo-ruhamit Lara-Rodríguez

Emilio Ismael Romero-Berny

Juan Pedro Arias-Aréchiga

CAPÍTULO 11

Incidencia y efectos de los contaminantes en condrictios

del Pacífico mexicano

205

Magdalena Elizabeth Bergés-Tiznado

Carolina Bojórquez-Sánchez

Noemi García-Magallanes

Enrique Jhonatan Romo-Martínez

Jesús Armando León-Cañedo

Carmen Cristina Osuna-Martínez

CAPÍTULO 12

Arsénico en la biota marina del golfo de California

y el océano Pacífico mexicano

227

Carmen Cristina Osuna-Martínez

Magdalena Elizabeth Bergés-Tiznado

Federico Páez-Osuna

CAPÍTULO 13

Importancia sinérgica de las Áreas Naturales Protegidas del noroeste de México para las aves playeras migratorias y en particular para el Playero rojizo del Pacífico

241

Nallely Arce

Roberto Carmona

Victor Ayala-Pérez

Adriana Hernández-Alvarez

Luis Francisco Mendoza

Gustavo Daniel Danemann

CAPÍTULO 14

Amenazas del siglo XXI para la conservación de mamíferos marinos en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano

267

Cassandra Gálvez

Mariana Chávez-Andrade

Maricela Juárez-Rodríguez

Héctor Pérez-Puig

Daniela Bárcenas de la Cruz

Conclusiones

285

Autores | Autoras

287

Introducción

El océano mundial es el principal componente de la hidrósfera de la Tierra, se divide en varios océanos principales y mares pequeños, en su conjunto cubre aproximadamente el 71% de la superficie terrestre. Este gran ecosistema rige la vida del planeta, desempeña un papel crucial en el balance de energía y es determinante en el ciclo del carbono, influye en los patrones del clima y del tiempo, sin olvidar que es el hábitat más grande de la Tierra.

El océano Pacífico es el más estudiado de los cinco océanos que conforman la Tierra y es el que cuenta con la porción más grande de la división del océano global. Dentro de éste, la porción que comprende a México se conoce como océano Pacífico mexicano y durante décadas se han realizado grandes esfuerzos por descubrir los secretos que atesora, mucho conocimiento se ha generado, intensificándose en años recientes derivado del gran interés mundial de la población humana y del alcance que brindan los avances en tecnología y comunicación, que han ayudado a comprender parte de su dinámica y biodiversidad.

El libro “Investigaciones marinas y costeras del Pacífico mexicano” es una obra académica y de divulgación científica, se integra por investigaciones originales y por revisiones enfocadas a estudios marinos de esta porción del Pacífico. Los trabajos que incluye esta obra se enfocan en tópicos diversos desde microorganismos como bacterias y microalgas, enfocados a su rol ecológico, distribución y diversidad; zooplancton determinando su mortalidad y su distribución por eventos ambientales; estudios sobre diversidad de organismos marinos; dispersión de nutrientes en zonas costeras; ecología trófica de peces; contaminantes marinos y sus repercusiones; la importancia de áreas naturales protegidas para aves costeras; y sobre las amenazas actuales de los mamíferos marinos.

Los trabajos contenidos en este libro son muestra del gran esfuerzo que se desarrolla en México para realizar investigaciones de alto nivel profesional que aportan nuevo conocimiento y que se encuentran a la vanguardia de los avances en ciencias marinas alrededor del mundo.

La Universidad de Colima se encuentra en la región media del océano Pacífico y continuamente se encuentra generando conocimiento derivado de investigaciones marinas de sus facultades y centros de investigaciones, por lo que siempre intercede por acercar el conocimiento y de contribuir a la divulgación de investigaciones científicas y tecnológicas desarrolladas en México. Este libro muestra parte de ello, ya que derivado de la colaboración entre diferentes dependencias del sector gubernamental y universitario integrado por investigadores, profesores, estudiantes y colaboradores diversos que forman

parte importante y trascendental de un esfuerzo académico multidisciplinario y colaborativo, es que este conocimiento puede dirigirse no sólo con fines académicos sino también como de divulgación de la ciencia, involucrando a la sociedad sobre el uso y buenas prácticas de manejo para el buen aprovechamiento y uso sustentable de nuestros océanos.

Este libro pone al alcance del lector, información novedosa de fácil comprensión sobre las investigaciones marinas que se realizan en el océano Pacífico mexicano, apoyando a futuros estudiantes de ciencias marinas y a académicos e investigadores que desarrollan estudios en estas líneas de investigación.

ALFREDO PÉREZ MORALES

CAPÍTULO 1

Halobacillus massiliensis aislada de un ambiente lagunar de la costa de Oaxaca

Yolanda Huante-González
Ivonne Sandra Santiago-Morales
Barbara Zavala-Trujillo
Antonio Guzmán-Sarmiento
Leonel Benito Santiago-Sánchez
Sofía Blanca-Barajas
Carolina Valeriano-Osorio
María Fernanda Ramírez-Arroyo
Jorge Castro-López

Resumen

Las lagunas costeras son uno de los ecosistemas naturales más productivos de la Tierra, en donde la mineralización de la materia orgánica disuelta es realizada por una diversa comunidad de microbios heterótrofos de varios linajes filogenéticos (hongos y bacterias). Las bacterias se consideran el grupo heterotrófico más importante desde el punto de vista trófico y metabólico. Debido a las alteraciones ambientales observadas en los últimos años en la laguna “La Pastoría”, Oaxaca, como mortalidad recurrente de peces, proliferaciones algales y formación de espumas, el objetivo del presente trabajo fue aislar e identificar microorganismos de dominio Bacteria de este sistema lagunar. Las bacterias fueron aisladas en medio Pfennig utilizado para bacterias púrpura del azufre (DSMZ). Para el cultivo en placa se utilizó la técnica de estría cruzada con la finalidad de obtener colonias aisladas, las placas se incubaron a 25°C por un periodo de 3-4 semanas, se seleccionaron las colonias con características distintivas, se purificaron y se realizó tinción de Gram para asegurar que fuera un cultivo puro y observar la morfología celular, además se realizó la prueba del hidróxido de potasio (KOH) para confirmación de la tinción de Gram. El análisis molecular permitió identificar la cepa PB como *Halobacillus massiliensis*, género caracterizado por su capacidad de crecimiento en ambientes moderadamente halófilos, y que en los últimos años han sido evaluados por sus aplicaciones potenciales en la industria biotecnológica.

Palabras clave

Bacterias sulfato reductoras, laguna Pastoría, reducción de sulfatos, bacterias anaerobias.

Halobacillus massiliensis isolated from a lagoon environment off the coast of Oaxaca

Abstract

Coastal lagoons are one of the most productive natural ecosystems on Earth, where the mineralization of dissolved organic matter is carried out by a diverse community of heterotrophic microbes from various phylogenetic lineages (fungi and bacteria). Bacteria are considered the most important heterotrophic group from the trophic and metabolic point of view. Due to the environmental changes observed in recent years in the “La Pastoría” lagoon, Oaxaca, such as recurrent fish mortality, algal blooms and foam formation, the objective of this work was to isolate and identify microorganisms of the Bacteria domain of this lagoon system. The bacteria were isolated in Pfennig medium used for purple sulfur bacteria (DSMZ). For the plate culture, the crossed streak technique was used in order to obtain isolated colonies, the plates were incubated at 25°C for a period of 3-4 weeks, the colonies with distinctive characteristics were selected, purified and Gram staining was performed to ensure that it was a pure culture and to observe the cellular morphology, in addition, the potassium hydroxide (KOH) test was performed to confirm the Gram stain. Molecular analysis allowed us to identify the PB strain as *Halobacillus massiliensis*, a genus characterized by its ability to grow in moderately halophilic environments, and which in recent years has been evaluated for its potential applications in the biotechnological industry.

Keywords

Sulfate-reducing bacteria, Pastoría lagoon, sulfate reduction, anaerobic bacteria.

Introducción

Las lagunas costeras poco profundas se encuentran entre los ecosistemas naturales más productivos de la Tierra, siendo crucial la mezcla de agua de distintos orígenes (agua dulce y marina) para el buen funcionamiento natural de dicho cuerpo de agua y sus humedales asociados (Abreu *et al.*, 1994; Conde *et al.*, 1999, 2000). En estos ecosistemas acuáticos, la mineralización de la materia orgánica disuelta es realizada por una diversa comunidad de microbios heterótrofos de varios linajes filogenéticos (hongos y bacterias), los cuales difieren en su distribución por la estructura inestable de estos sistemas. Dentro de estos microbios heterótrofos las bacterias se consideran el grupo más importante desde el punto de vista trófico y metabólico (Kemp, 1990). La importancia de estos microorganismos

radica en que activan metabolismos como la reducción de sulfatos, reducción de hierro, metanogénesis entre otros (Gaidos *et al.*, 1999; Priscu & Hand, 2012). La mayor parte de los ciclos biogeoquímicos que ocurren en los ecosistemas, están directamente relacionados al metabolismo microbiano (metanogénesis, reducción y oxidación del azufre, nitrificación, desnitrificación, y fijación de nitrógeno entre otras) (Madigan *et al.*, 2015). Por otra parte, existe gran interés industrial debido a que estos microorganismos producen enzimas, biopolímeros o solutos compatibles, pigmentos, y presentan propiedades fisiológicas que facilitan su explotación comercial; son fáciles de cultivar y con escasos requerimientos nutricionales, ya que utilizan una gran variedad de compuestos como única fuente de carbono y energía (Ventosa & Nieto, 1995). Además, son una alternativa para biorremediar ambientes marinos contaminados con sustancias orgánicas (derivados del petróleo), concentraciones altas de metales pesados y suelos salinos (Gontia-Misrha *et al.*, 2017).

Los microorganismos halófilos, seres unicelulares, se caracterizan por habitar ambientes muy diferentes a los que habitan la mayoría de los seres vivos, como son ambientes de elevada salinidad, temperatura, acidez y desérticos. Existen varias clasificaciones para los organismos halófilos siendo la de Kushner (1978) la más aceptada, y se basa en el crecimiento óptimo de los microorganismos con respecto a la concentración de NaCl (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de microorganismos en función de la concentración de sal.

Clasificación	%	Concentración Molar	Dominio
Organismos no halófilos	Menos del 1%	Menor 0.2M	Eukarya
Halófilos débiles	1-3 %	0.2-0.5 M	Eukarya
Halófilos moderados	3-15 %	0.5-2.5 M	Bacteria
Halófilos extremos	15-30%	2.5-5.2M	Archaea
Halotolerantes	Toleran la salinidad	0 - 1 M	Bacterias y Archaea

Asimismo, estos seres unicelulares presentan composición iónica y nutrientes; influenciados por la zona geográfica, el clima, la altitud, entre otros factores (Bell, 2012). Los microorganismos halófilos se pueden encontrar en los tres dominios en la naturaleza: Archaea, Bacteria y Eukarya, las arqueas predominan en salinidades extremas, las bacterias son mayoritarias a salinidades inferiores al 10%, y los eucariotas son escasos cuando la salinidad es superior al 5% (Mesequer, 2004). Estos microorganismos pueden presentar morfologías como coco, bacilos, cuadradas entre otras, frente a la tinción de Gram se comportan como Gram positivas y Gram negativas, la mayoría son aerobios estrictos, pero también existen especies anaerobias, algunas son quimioorganotrofos, utilizan la luz para obtener energía. Se desarrollan en pH alcalinos y neutros, algunas presentan bacteriorodopsina, otros producen carotenoides como el C50, conocido como bacterioruberín y que proporciona al medio una coloración de color rojo naranja (Madigan *et al.*, 2015).

Las bacterias halófilas tienen la capacidad de balancear su presión osmótica en relación al medio para evadir los efectos nocivos de la sal y lo hacen mediante una serie de mecanismos moleculares tales como la presencia de enzimas que mantienen su actividad a concentraciones elevadas de sal, membranas púrpuras que permiten el crecimiento fototrófico, rodopsina que regula la respuesta fototáctica y vesículas de gas que promueven la flotación (González-Hernández & Peña, 2002). Además, liberan cationes (Na^+) hacia el exterior de la célula, paralelamente incorporan iones de potasio (K^+), las cargas positivas acumuladas se compensan con iones negativos como el cloruro (Cl^-) o fosfato (PO_4^{3-}). Por otra parte, sintetizan y acumulan solutos compatibles orgánicos que captan también del medio (Ramírez *et al.*, 2006).

En el Municipio de la Villa de Tututepec se ubica la laguna “La Pastoría” perteneciente al Parque Nacional *Lagunas de Chacahua* (PNLC) desde 1937, reconocido como sitio Ramsar desde febrero de 2008, y que actualmente se encuentra amenazada por diversos factores como son el pastoreo y aumento de la ganadería, cierre natural de la comunicación con el mar, pérdida de la profundidad en el canal de comunicación entre las lagunas Chacahua y Pastoría, azolvamiento, déficit de aporte hídrico, construcción de un espigón en la bocabarra de Cerro Hermoso, lo que provocó el azolve y cierre de la bocabarra, contaminación agroindustrial, entre otros (Salinas-Ordaz & Jiménez-Fernández, 2007).

Desde septiembre de 2017, en La laguna “La Pastoría” perteneciente al PNLC, se han presentado condiciones ambientales adversas, dentro de las que se tienen proliferaciones algales, mortalidad recurrente de peces y formación de espumas. Este tipo de fenómenos se han asociado principalmente al aporte de nutrientes de uso agrícola, cambios en la salinidad (15 a 30 ups) y predominancia de ambientes anóxicos, estas condiciones podrían favorecer el crecimiento de organismos halófilos moderados (principalmente bacterias). De la gran diversidad de organismos halófilos, apenas se han aislado y estudiado un pequeño porcentaje. Entre halófilos moderados predominan las bacterias de los géneros *Chromatium*, *Metanohalophilus*, *Halomonas*, *Cromohalobacter*, *Pseudomonas*, *Halobacillus* y *Bacillus*, entre otros.

El género *Halobacillus* fue descrito por Spring *et al.* (1996), y actualmente cuenta con 21 especies. Son organismos Gram positivos, formadores de esporas, móviles, estrictamente aerobios con células en bastón, se caracterizan por ser tolerantes a concentraciones de sal de 3 a 15% (m/v), han sido aislados predominantemente de suelos salinos, lagos salinos, manglares y anémonas marinas (Parte, 2018; Konate *et al.*, 2020).

Considerando lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue aislar e identificar bacterias que se encuentran en ambientes de baja disponibilidad de oxígeno.

Metodología

Área de estudio

La laguna “La Pastoría” se ubica en la subcuenca del río San Francisco (RH-21Cd), dentro de la cuenca del río Colotepec en la región hidrológica RH-21 (SIATL). Geográficamente se localiza entre las coordenadas 15°57' – 16°21' latitud norte y 97°40' – 97°32' longitud oeste, en la costa sur del estado de Oaxaca, México (Figura 1) (Tovilla-Hernández *et al.*,

2009). Cuenta con una superficie de 2100 ha con 9 km de longitud en el sentido este-oeste y un ancho máximo de 4 km en el sentido norte-sur (Google Earth). Limita al oeste con la Laguna de Chacahua, al este por la subcuenca de Río Grande (RH-21Cc), al sur con el océano Pacífico y al norte por terrenos de uso agrícolas-pecuarios y las poblaciones Santa Rosa de Lima, La Concha y Lagartero. Se une con la Laguna de Chacahua por estrecho canal de aproximadamente 3 km de largo que es denominado el Corral y es el que mantienen comunicadas las lagunas todo el año (Salinas-Ordaz & Jiménez-Fernández, 2007; Martínez *et al.*, 2009).

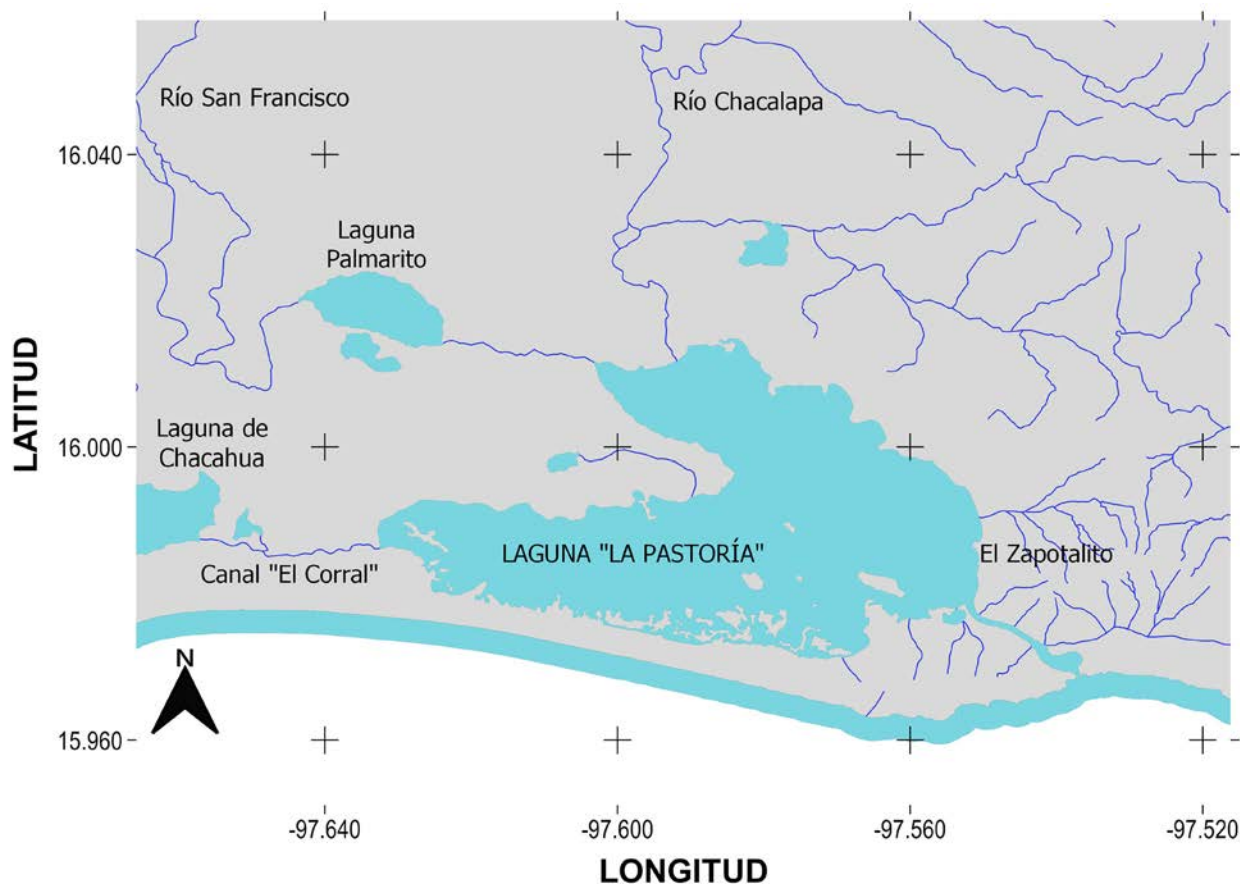


Figura 1. Laguna La Pastoría, ubicada dentro del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, en la costa sur del estado de Oaxaca, México.

Esta región cuenta con un clima cálido subhúmedo (Awo), con una temperatura media anual mayor a 22°C y la temperatura del mes más frío mayor a 18°C. La precipitación muestra una marcada estacionalidad, con meses extremadamente secos (enero-mayo) y meses lluviosos (junio-octubre). La precipitación del mes más seco oscila entre 0 y 60 mm; lluvias de verano con índice P/T menor de 43.2 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual (Montoya-Rodríguez & Ramírez-Xicotencatl, 2017; Tovilla-Hernández *et al.*, 2009).

El área se clasifica como “llanura con lagunas costeras en fase inundable, con lomeríos de pendientes suaves y cerros de mediana altura con fase de piso rocoso” (TIASA,

1994), se encuentra en tierras bajas asociadas con llanura aluvial, fluvial y deltaica con marismas bajas derivadas del Río Verde, San Francisco y Chacalapa. El origen de este sistema lacustre costero tiene menos de 6000 años, formado por una antigua línea de playa y dunas arenosas, que son procesos geológicos marinos de tipo de Barrera Beaumont, y por procesos tectónicos, ya que existe evidencia de una depresión a través de un sistema de fallas y fracturas (Zavala & Rodríguez, 1983; Salinas-Ordaz & Jiménez-Fernández, 2007; Tovilla-Hernández *et al.*, 2009; CONANP, 2014).

Los sedimentos que conforman el fondo de la laguna son del tipo arcillosos con bajo contenido de carbonato de calcio, lo que permite la cementación, pero disminuyen la capacidad de drenaje; esto permite que el agua se estanque para que se desarrolle vegetación arbórea. Los escurrimientos fluviales que vierten el agua a la laguna “La Pastoría” fueron desviados, lo que provoca la disminución del aporte de agua dulce, afectando la salinidad, azolvamiento y eutrofización. Se ha observado que el único aporte de agua dulce a las lagunas son los drenes del distrito de riego que desembocan en los cuerpos lagunares (Salinas-Ordaz & Jiménez-Fernández, 2007).

Pese a que la laguna “La Pastoría” pertenece al Parque Nacional *Lagunas de Chacahua* desde 1937 debido a su belleza escénica y a que entró al listado de humedales con importancia internacional, por lo que fue declarado sitio Ramsar en febrero del 2008 (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009), se ha observado que a través de los años el uso de suelo del área que comprende el Parque Nacional Lagunas de Chacahua y sus alrededores se ha modificado. La CONABIO (2004) identificó el uso de suelo de 30001 ha en esta zona en los años 1979, 2005 y 2010. Se pudo observar que el mayor cambio respecto a la ocupación del manglar fue de 1979 a 2005 pasando de una cobertura del 10% a 8%. Otro cambio interesante es en el porcentaje de cobertura para los terrenos de uso agrícola–pecuario, que pasó de un 29% en 1979 a un 37% para el 2010.

Obtención de muestras

El 25 de junio de 2019 se recolectaron muestras de agua superficial (0.5–1 m) para el aislamiento celular, utilizando una botella Van Dorn, en diferentes puntos de la laguna. Se registraron los valores de pH y salinidad utilizando el multiparámetro (HACH sension156).

Aislamiento y crecimiento

Para el aislamiento se utilizó medio Pfennig I (DSMZ 28) y la técnica de estría cruzada. Para ello con un asa bacteriológica estéril se tomó una muestra de agua y se realizaron de 3 a 4 estrías, girando la caja 90° y repitiendo el procedimiento dos veces más. Las placas se incubaron a 25°C en condiciones aerobias hasta observar crecimiento celular (3 a 4 semanas), y de las colonias obtenidas, se tomaron aquellas con características distintivas, para purificarlas y obtener cultivos puros (Aquihualt-Ramos & Pérez-Chabela, 2004).

Prueba Gram del hidróxido de potasio (KOH)

En un portaobjeto se adicionaron aproximadamente 14 µl de KOH al 3%; posteriormente con un asa bacteriológica se tomó una asada de la colonia, que fue depositada en el portaobjetos; la muestra fue homogenizada mediante movimientos giratorios durante 1 a

3 min; se esperó entre 30 a 60 segundos para que la muestra reaccionara. Las bacterias Gram negativas se tornan viscosas y con pequeñas hebras blancuzcas, mientras que las Gram positivas no sufren ningún cambio (Buck, 1982). El registro fotográfico se realizó utilizando un microscopio Zeiss (AxioImager A2) con cámara (AxioCam 506 color).

Identificación de los cultivos aislados

Para la obtención de biomasa del cultivo de bacteria se tomó una asada de la colonia crecida en agar Pfennig, y se sembró en medio Pfennig líquido, incubando a 25°C y agitación constante (150 rpm); posteriormente se realizaron dos nuevos cultivos; la cosecha del pellet se realizó del tercer cultivo, para ello se centrifugaron 10 ml a 4500 x g, durante 10 min a 20°C, en un tubo de *Bead-beater* con perlas de circonio estéril.

Para la extracción del ácido desoxirribonucleico (ADN), se utilizó el método correspondiente al kit DNeasy Blood and Tissue de Qiagen, y para la identificación de la cepa aislada, se utilizó el gen 16S del ADN ribosomal; utilizando los primers 27f (5'-AGA GTT TGA TCM TGG CTC AG-3') y 1492R (5'-AAR CAA CCT TGT GTA AGT CTC-3'). Las condiciones utilizadas fueron 94°C por 5 min, seguidas por 30 ciclos de 94°C por 1 min, 55°C por 1 min, 72°C por 1 min, y una extensión final a 72°C por 10 min (Lane, 1991). La purificación de los productos de PCR y la secuenciación de nucleótidos fueron determinadas usando un servicio externo del Laboratorio Nacional de Biotecnología Agrícola, Medica y Ambiental (LANBAMA) del IPICYT.

Para el análisis filogenético se hizo una búsqueda preliminar en la base de datos del GenBank para la secuencia obtenida de la cepa PB con 870 nucleótidos (aproximadamente), se ingresaron en el servidor utilizando la herramienta BLAST (Basic Local Alignment); de esta identificación inicial se seleccionó a las especies con mayor similitud a las secuencias de las cepas aisladas, así mismo, se buscó la filogenia de estas especies en artículos publicados para complementar el registro de las especies emparentadas. Las secuencias obtenidas se alinearon manualmente utilizando el algoritmo ClustalW (Thompson *et al.*, 1994) en el programa Bioedit 7.2.5 (Hall, 1999) y posteriormente se realizó el árbol filogenético utilizando el programa MEGA7 7.0.26 (Kumar *et al.*, 2004), donde se aplicó el método de Neighbor-Joining (Saito & Nei, 1987) para la reconstrucción filogenética con el método de p-distance y la verificación de los árboles utilizando un bootstrap de 1000 repeticiones (Felsenstein, 1985); así mismo, se utilizó el enfoque cladístico para plantear la posible relación de similitud de acuerdo a novedades evolutivas, entre las secuencias de las cepas aisladas en este trabajo con las secuencias obtenidas del GenBank y de los artículos publicados (Eldredge & Cracraft, 1980; Harrison & Langdale, 2006).

Resultados

Las condiciones de los parámetros físico-químicos de salinidad y pH medidas al momento de tomar la muestra se aprecian en la figura 2 y 3. Se puede observar que al momento del muestreo las variables eran casi homogéneas, registrando la mayor salinidad (30 ups) hacia la parte interna de la laguna, tanto al norte como al oeste. En la parte central y en la zona lagunar adjunta al poblado Zapotalito, donde se observó la menor salinidad (28 ups) (Figura 2) también se obtuvo el valor más alto de pH (8.11). Por otro lado, el mínimo valor de pH

(7.2) se registró dentro del laberinto que forman las islas de marisma que están hacia la frontera sur de la laguna (Figura 3).

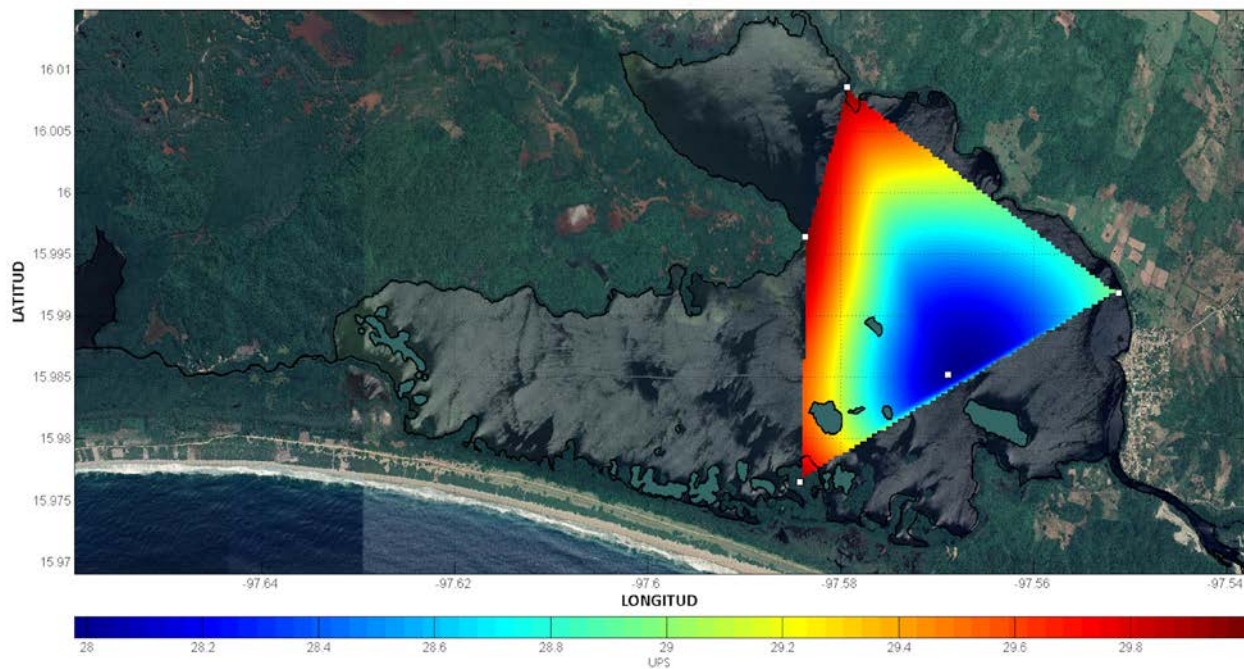


Figura 2. Distribución espacial de salinidad en la Laguna La Pastoría, Villa de Tututepec, Oaxaca en junio 2019.

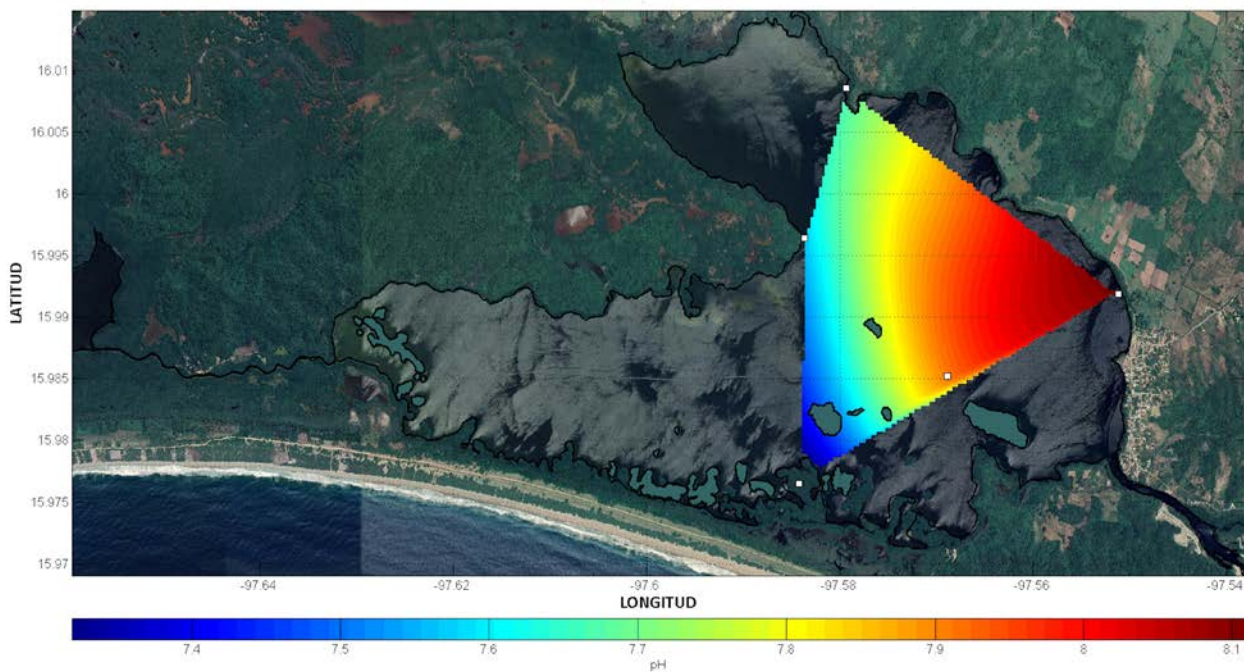


Figura 3. Distribución espacial del valor de pH en la Laguna La Pastoría, Villa de Tututepec, Oaxaca en junio 2019.

Se aislaron dos cepas (PA y PB) en agar Pfennig, la cepa PB (Figura 4) mostró colonias de coloración blanco con medidas de 1.2-2 mm, con borde entero, opacas, y textura suave. Las células presentaron morfología de bacilos y cocos, Gram positivas y Gram variables en células viejas, con amplitud de 0.60 μm y longitud de 1.31 μm .

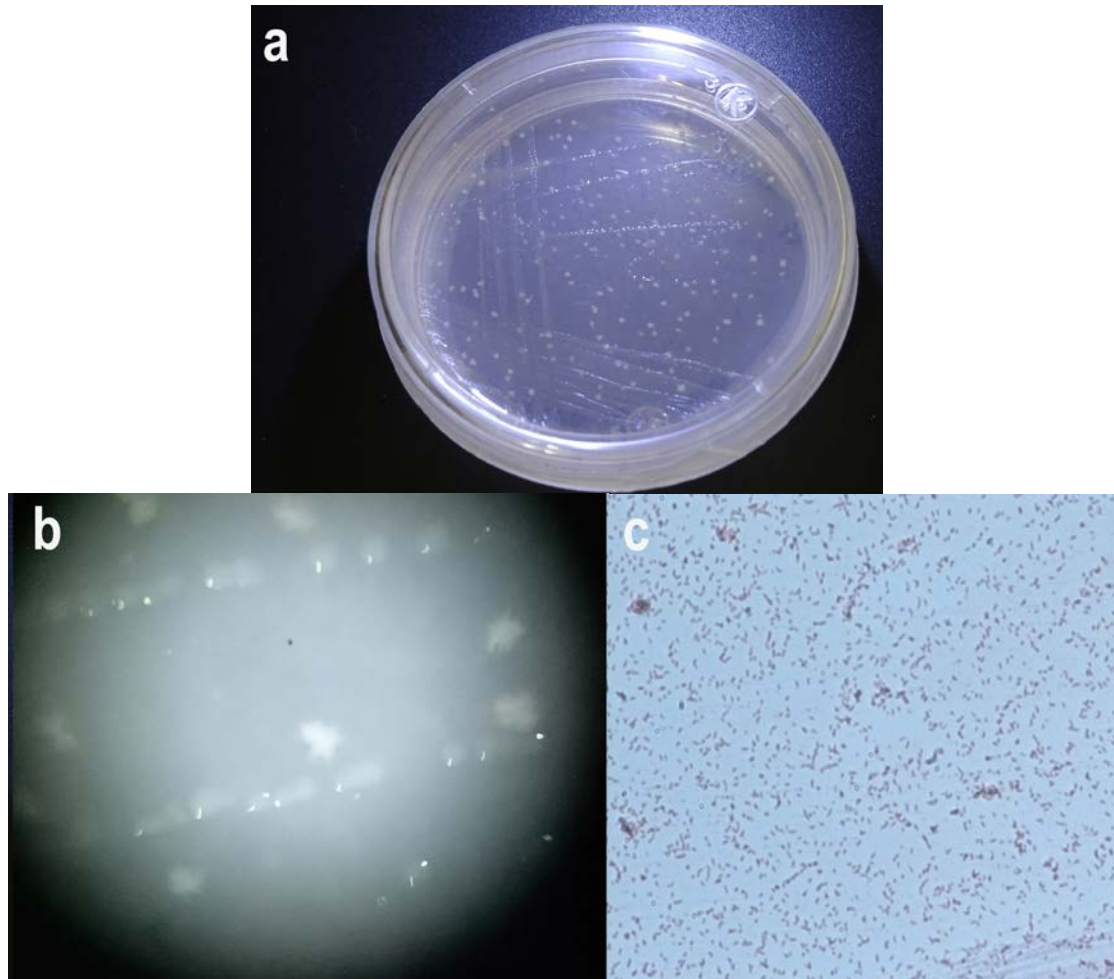


Figura 4. *Halobacillus massiliensis* (Cepa PB). a-b) Características macroscópicas de la colonia, c) Características microscópicas, tinción Gram.

El estudio filogenético de la región 16s ADN permitió identificar las relaciones taxonómicas de las secuencias obtenidas, pudiéndose observar que la cepa PB se alineó en un 100 % con la cepa *Halobacillus massiliensis* P3554 (Figura 5).

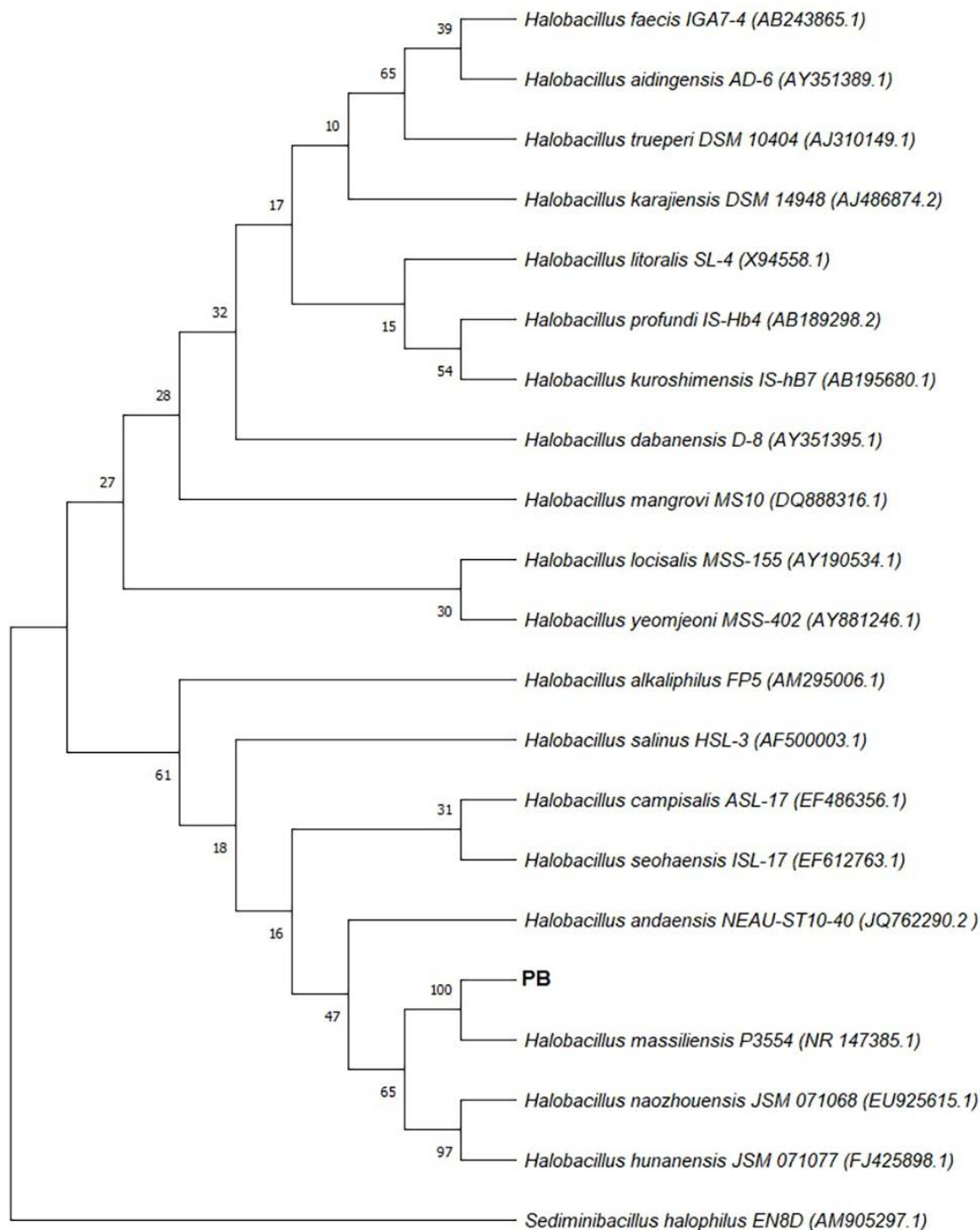


Figura 5. Árbol filogenético basado en secuencias del gen 16S rRNA de la cepa PB y especies del género *Halobacillus*. Se utilizó *Sediminibacillus halophilus* EN8D como grupo externo. La relación entre especies se infirió utilizando el método Neighbor-Joining. El porcentaje en el que los taxones asociados se agruparon con la prueba de Bootstrap (1000 repeticiones) se calculó utilizando el método Neighbor-Joining y los valores se muestran junto a las ramas. Los análisis fueron realizados en el programa MEGA X.

Discusión

Las condiciones ambientales presentes el 25 de junio de 2019 en la Laguna, favorecieron el desarrollo de la bacteria *Halobacillus massiliensis* (cepa PB). En esta fecha, la bocanera de Cerro Hermoso se encontraba abierta, lo que permitió la entrada de agua de mar al sistema modificando la salinidad (15-30 ups). Respecto a los valores de pH, estos fueron similares a los reportados por Santiago-Morales *et al.* (2018) en el periodo comprendido de septiembre de 2017 a septiembre de 2018 donde se registraron valores de 7.4 a 8.2. De acuerdo con Spring *et al.* (1996) evidencian que las condiciones de crecimiento para el género *Halobacillus* son las siguientes: salinidad en concentraciones de 0.5-25% (w/v) de cloruro de sodio (NaCl) siendo la concentración óptima 10% de este electrolito. La temperatura de crecimiento oscila entre 10 y 43°C, la óptima es de 35°C; con respecto al pH, el rango de crecimiento para este tipo de microorganismos se encuentra entre 6 y 9.5 unidades siendo el óptimo 7.5. Por lo que estas variables registradas en la laguna están dentro del rango óptimo de crecimiento para este microorganismo.

La caracterización de la cepa PB coincide con la descripción original de la bacteria *H. massiliensis*, donde Senghor *et al.* (2017) mencionan que las colonias crecidas en medio Pfennig presentaron coloración gris, con forma circular, lisas y convexas, con diámetro de 2 mm. Esta especie es una bacteria halófila, Gram positiva, catalasa negativa, oxidasa positiva con un crecimiento óptimo de 7.5% (p/v) de NaCl y a temperatura de 37 °C. Los tamaños de las células individuales reportados son de 0.3-0.6 x 2-4 µm. Además, la descripción del *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology* menciona que las especies del género *Halobacillus* pueden presentar morfología de coco y bacilos (Spring, *in*: De Vos *et al.*, 2009) y sobre las características bioquímicas este género se caracteriza por presentar células Gram positivas, formadoras de endosporas, que pueden presentar movilidad, con metabolismo respiratorio quimioorganotrófico y por ello aerobio, moderadamente halófilo (5-10%), crece a temperatura de 30-38°C, y pH de 7.0 a 8.0, así mismo, las colonias se caracterizan por ser redondas, ligeramente elevadas y opacas, de colores que van desde el blanco-crema a amarillo y naranja brillante, ampliamente distribuidos, son halotolerante-versátil, responden a distintos estímulos ambientales dependiendo de la fase de crecimiento, además de tener la capacidad de utilizar los solutos como fuentes de carbono.

Según Palleroni (1997), el aislamiento y cultivo de los microorganismos es de gran importancia para conocer la biodiversidad microbiana en diferentes ambientes, pero además porque aun las técnicas más sofisticadas que se aplican al estudio de los microorganismos (biología molecular) dependen de la información de los que se han logrado cultivar, además, de que las técnicas hasta hoy conocidas no nos podrían proporcionar información referente a su función en los sistemas donde se desarrollan y mucho menos de su metabolismo específico sin ser manipulados por medio del cultivo.

Conclusiones

Tomando en cuenta la clasificación de los microorganismos halófilos con respecto a sus requerimientos de sal, se comprobó que la bacteria aislada del agua de la laguna “La Pastoría” e identificada como *Halobacillus massiliensis* pertenece al grupo de bacterias

halófilas moderadas, las cuales crecen de forma óptima en un rango de salinidad de 3-15% (w/v), y que es la concentración que ha predominado en esta laguna.

El aislamiento de esta cepa permitió confirmar la morfología macroscópica y microscópica, así como la respuesta a la tinción de Gram, correspondiente a especies del género *Halobacillus*.

La identificación de esta especie aporta información sobre la biodiversidad microbiana presente en la laguna la Pastoría.

Agradecimientos

A la Universidad del Mar por el financiamiento a través del proyecto CUP 2IR2113 y al municipio de Villa de Tututepec, por el apoyo en la toma de muestras.

Literatura citada

- Abreu, P. C., Odebrecht, C. & González, A. (1994). Particulate and dissolved phytoplankton production of the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: comparison of methods and influencing factors. *Journal of Plankton Research*. 16, 737 - 753. doi.org/10.1093/plankt/16.7.737
- Aquihualt-Ramos, M. A. & M. L. Pérez-Chabela (2004). Manual de prácticas del laboratorio de microbiología general. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 115 pp.
- Bell, E.M. (2012). *Life at Extremes: Environments, Organisms and Strategies for Survival*. Wallingford, United Kingdom: Centre for Agriculture and Bioscience International Publishing.
- Buck, J.D. (1982). Nonstaining (KOH) method for determination of gram reactions of marine bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*. 44 (4), 992-993.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2014). *Programa de Manejo Parque Nacional Lagunas de Chacahua* (1ª ed.). México: D. R. © Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conde, D., Aubriot L. & Sommaruga, R. (2000). Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*. 207, 19 - 31. doi.10.3354/meps207019
- Conde, D., Bonilla, S. Aubriot, L., de Leon, R. & Pintos, W. (1999). Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*. 408/409, 285-291. doi.10.1023/a:1017086513787
- De Vos, P., Garrity, G.M., Jones, D., Krieg, N.R., Ludwig, W., Rainey, F.A., Schleifer, K.H. & Whitman, W.B. (2009). *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology: Volume Three The Firmicutes*. (3rd ed). New York: Springer.
- Eldredge, N. & J. Cracraft (1980). Phylogenetic patterns and the evolutionary process. *Columbia University Press*. New York. 343 pp.
- Felsenstein, J. (1985). Confidence Limits on Phylogenies: An Approach Using the Bootstrap. *Evolution*. 39(4), 783-791 pp.
- Gaidos, E.J., Neilson, K.H. & Kirschrink, J.L. (1999). Life in Ice-covered Oceans. *Science*. 284, 1631-1633. doi.10.1126/science.284.5420.1631
- Gontia-Misra, I., Sapre, S., & Tieari, S. (2017). Diversity of halophilic bacteria and actinobacteria from India and their biotechnological applications. *Indian Journal of Geo Marine Science*. 46(08), 1575-1587.
- González-Hernández, J.C. & Peña A. (2002). Estrategias de adaptación de microorganismos y *Debaryomyces hansenii* (Levadura halófila). *Revista Latinoamericana de Microbiología*. 44 (3-4), 134-156.
- Hall, T. (1999). BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic acids symposium*. 41(41), 95-98.

- Harrison, C.J. & J. A. Langdale. (2006). A step by step guide to phylogeny reconstruction. *The Plant Journal*. 45(4), 561-572.
- Kemp P.F. (1990). The fate of benthic bacterial production. *Reviews in Aquatic Science*. 2, 109 – 124.
- Konate, S.; Lo, C.I.; Kuete, E.; Sarr, M.; Amsrtong, N.; Levasseur, A.; Caputo, A.; Thera, M.A.; Raoult, D. & Millio, M. (2020). *Halobacillus ihumii* sp. nov., a new bacterium isolated from stool of healthy children living in Mali. *New Microbes and New Infections*. 37, 100708. doi:10.1016/j.nmni.2020.100708
- Kushner, D.J. (1978). Vida Microbiana en Ambientes extremos. *Londres: Academic Press*, 317-368.
- Kumar, S., Tamura, K. & Nei, M. (2004). MEGA 7: integrated software for molecular evolutionary genetics analysis and sequence alignment. *Brief Bioinform.* 5(2), 150-163.
- Madigán, M., Martinko J.M., Brender, K.S., Buckley, D.H., Stahl, D.A. (2015). Brock: Biología de los Microorganismos (14a Ed). Madrid: Pearson. Prentice-Hall.
- Martínez, R. E., Estrada, J. A., Mora, M. P., Rodríguez, G. D. G., Castro, A. J. L.; Cruz, A. E. & Cruz, R. G. I. (2009). Proyecto. Ictiofauna del sistema lagunar costero Chacahua-la Pastoría, Oaxaca. SIP 20070713 y 20080420. Informe técnico final de enero 2007-diciembre 2008. *Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional (CIIDIR OAXACA IPN)*.
- Meseguer Soria, I. (2004). Los microorganismos halófilos y su potencial aplicado en biotecnología. *Ciencia e Investigación*. VII(2), 13-17.
- Montoya-Rodríguez J. M. & Ramírez-Xicotencatl R. (2017). Estudio para definir los proyectos que permitan la recuperación ambiental del sistema lagunar Chacahua – La Pastoría, Oax. *XI Congreso Internacional AMIP “Acciones decisivas para potenciar nuestro desarrollo portuario, marítimo y costero”*, 7 y 8 de septiembre de 2017, Veracruz, Veracruz, México
- Palleroni, N.J. (1997). Prokaryotic diversity and the importance of culturing. *Antonie van Leeuwenhoek*. 72, 3-19.
- Parte, A.C. (2018) LPSN - List of Prokaryotic names with Standing in Nomenclature (bacterio.net), 20 years on. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 68(6), 1825-1829. doi:10.1099/ijsem.0.002786
- Priscu, J.C. & Hand, K.P. (2012). Microbial habitability of icy worlds: As our exploration of space begins its sixth decade, we have new tools and techniques to probe questions of planetary habitability. *Microbe*, 7(4), 167-172. doi:10.1128/microbe.7.167.1
- Ramírez, N., Serrano J. A. & Sandoval H. (2006). Microorganismos extremófilos, actinomicetos halófilos en México. *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéutica*. 37(3), 56-71.
- Salinas-Ordaz, D. & Jiménez-Fernández E. J. (2007). Ficha informativa de los humedales Ramsar (FIR) – Versión 2006-2008. <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1819RIS.pdf>
- Senghor B., E. H. Seck, S. Khelaifia , H. Bassène , C. Sokhna , P.-E. Fournier, D. Raoult and J.-C. Lagier (2017). Description of ‘*Bacillus dakarensis*’ sp. nov., ‘*Bacillus sinesaloumensis*’ sp. nov., ‘*Gracilibacillus timonensis*’ sp. nov., ‘*Halobacillus massiliensis*’ sp. nov., ‘*Lentibacillus massiliensis*’ sp. nov., ‘*Oceanobacillus senegalensis*’ sp. nov., ‘*Oceanobacillus timonensis*’ sp. nov., ‘*Virgibacillus dakarensis*’ sp. nov. and ‘*Virgibacillus marseillensis*’ sp. nov., nine halophilic new species isolated from human stool. *New Microbe and New Infect.* 17, 45–51
- Santiago-Morales, I., Cerdaneres-Ladrón de Guevara, G., Torres-Hernández, P., Cervantes-Alcántara, A., Zavala-Trujillo, B., Huante-González, Y., Gutiérrez-Ortíz, M. R., Quijano-Scheggia, S., Gongora-Servín I., Amézcuca-Avila, V., Pérez-Pérez, J., Morales-Flores, A., Blanca-Barajas, S. & Santiago-Sánchez, L. (2018). Proliferación de cianobacterias en la laguna “La Pastoría”, Oaxaca, México (septiembre 2017- septiembre 2018). Informe técnico final. *Universidad del Mar*.
- SIATL (2022). Simulador de Flujo de Agua de Cuencas Hidrográficas, https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/
- Spring, S., Ludwig, W., Marquez, M.C., Ventosa, A. & Schleifer, K.-H. (1996). *Halobacillus* gen. nov., with description of *Halobacillus litoralis* sp. nov. and *Halobacillus truperi* sp. nov., and transfer of *Sporosarcina halophilia* to *Halobacillus halophilus* comb. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 46, 492-496. doi:10.1099/00207713-46-2-492
- Técnica Informativa Aplicada, S.A. (TIASA) (1994). Catálogo de los principales árboles y palmas del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, San Pedro Tututepec, Oaxaca, México, México.
- Tovilla-Hernández, C., Escalona-Lüttig, I. & Vázquez-Lule, A. D. (2009). Caracterización del sitio de manglar Chacahua - Pastoría, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

- (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. México, D.F.: CONABIO.
- Thompson, J. D., D. G. Higgins & T. J. Gibson. (1994) Clustal W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position specific penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Research*. 22(22), 4673-4680.
- Ventosa, A. & Nieto, J. J. (1995) Biotechnological applications and potentialities of halophilic microorganisms. *World Journal Microb Biotechnol.* 11, 85–94.
- Villarreal-Delgado, M. F., Villa-Rodríguez, E. D., Cira-Sánchez, L. A, Estrada Alvarado, M. I., Parra-Cota, F. I. & De los Santos-Villalobos, S. (2018). El género *Bacillus* como agente de control biológico y sus implicaciones en la bioseguridad agrícola. *Revista Mexicana de Fitopatología*. 36(1), 95-130. doi.10.18781/R.MEX.FIT.1706-5
- Zavala, C. J. & Rodríguez, E. P. (1983). Estudio sedimentológico preliminar del sistema lagunar Chacahua-La Pastoría, Oaxaca México. Tomo I. pp. 68-86. *IX Congreso Nacional de Geografía. Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística*. Guadalajara, Jalisco.

CAPÍTULO 2

Análisis de la diversidad fitoplanctónica de Salina Cruz, Oaxaca, con énfasis en especies formadoras de florecimientos algales

Cristian Alberto Espinosa-Rodríguez
José Manuel González-Fernández
Brian Alejandro Orozco-Olivares
Edgar Daniel Corona-Hernández

Resumen

En las costas del Pacífico mexicano se han documentado florecimientos algales nocivos (FAN) con consecuencias negativas en aspectos sociales, económicos y biológicos. En este trabajo se analizó la diversidad del fitoplancton con énfasis en especies potencialmente formadoras de FAN en la costa de Salina Cruz. Se registraron variables ambientales y se tomaron muestras superficiales y arrastres verticales con una red planctónica de 50 μm de apertura de malla a 10 m de profundidad en 5 sitios. Las muestras cuantitativas y cualitativas se fijaron con Lugol-acetato y formol al 4% respectivamente; la abundancia se determinó por el método de Utermöhl. Para caracterizar la diversidad fitoplanctónica se consideró la riqueza, abundancia y el índice de Shannon, así como un análisis de asociación de especies y disimilitud entre sitios. Se registraron 127 especies en 5 clases, 27 órdenes, 43 familias y 59 géneros. Los grupos representativos fueron diatomeas con 51%, seguidas de dinoflagelados con 45%. Las especies más abundantes fueron: *Oscillatoria* sp. (1.74×10^5 cél/l), *Leptocylindrus danicus* (1.60×10^5 cél/l), *Pseudo-nitzschia* cf. *pungens* (1.49×10^5 cél/l), *Cylindrotheca closterium* (1.40×10^5 cél/l), *Tripod furca* (1.14×10^5 cél/l) y *Hemiaulus membranaceus* (1.12×10^5 cél/l). El índice de Shannon evidenció una diversidad alta con valores entre 3.21 y 3.66 bits/ind. y el análisis de disimilitud separó los sitios de muestreo en dos grupos diferenciados por el pH y la equitatividad. Debido a la presencia de *Pseudo-nitzschia*, *Karenia*, *Dinophysis* y *Scrippsiella*; géneros de especies potencialmente formadoras de FAN, se sugiere un continuo monitoreo en las aguas costeras de Salina Cruz.

Palabras clave

Análisis de conglomerados, diatomeas, dinoflagelados, dominancia, riqueza específica.

Analysis of the phytoplankton diversity of Salina Cruz, Oaxaca, with emphasis on algal blooms forming species

Abstract

Harmful algal blooms (HABs) have been documented on the Mexican Pacific coast with negative social, economic, and biological consequences. In this work, the diversity of phytoplankton was analyzed with emphasis on potentially HAB-forming species on the coast of Salina Cruz. Environmental variables were recorded, and surface samples and vertical trawls were taken with a planktonic net with a mesh opening of 50 μm at 10 m at 5 sites. Quantitative and qualitative samples were fixed with Lugol-acetate and 4% formalin, respectively; the abundance will be determined by the Utermöhl method. Phytoplankton diversity was analyzed using richness, abundance, and Shannon index, as well as an analysis of species association and dissimilarity among sites. 127 species were recorded in 5 classes, 27 orders, 43 families, and 59 genera. The representative groups were diatoms with 51%, followed by dinoflagellates with 45%. The most abundant species were: *Oscillatoria* sp. (1.74×10^5 cells/l), *Leptocylindrus danicus* (1.60×10^5 cells/l), *Pseudo-nitzschia* cf. *pungens* (1.49×10^5 cells/l), *Cylindrotheca closterium* (1.40×10^5 cells/l), *Tripes furca* (1.14×10^5 cells/l) and *Hemiaulus membranaceus* (1.12×10^5 cells/l). The Shannon index shows a high diversity with values between 3.21 and 3.66 bits/ind., and the dissimilarity analysis separated the sampling sites into two groups differentiated by pH and evenness. The presence of the potentially HABs genera *Pseudo-nitzschia*, *Karenia*, *Dinophysis*, and *Scrippsiella* is a reason for continuous monitoring in the coastal waters of Salina Cruz.

Keywords

Cluster analysis, diatoms, dinoflagellates, dominance, species richness.

Introducción

Los ambientes acuáticos son importantes para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos de los que depende la humanidad, entre los que destacan el suministro de agua, control del clima, productos pesqueros, áreas para actividades recreativas y culturales (Janssen *et al.*, 2020). Uno de los principales componentes bióticos de estos ambientes es el fitoplancton, que es el responsable de producir cerca de la mitad de la producción primaria neta global y es la base de la trama trófica (Field *et al.*, 1998). Además, las especies fitoplanctónicas tienen gran potencial como bioindicadores de los cambios hidro-

climáticos, así como de los impactos ambientales de carácter antropogénico (Bellinger & Sigee, 2015).

El fitoplancton suele responder rápido a los cambios ambientales, cuando hay disponibilidad de nutrientes puede acumular una elevada biomasa que en ocasiones puede generar florecimientos algales nocivos (FAN) (Geider *et al.*, 2014; Hernández-Becerril, 2014; López-Cortés *et al.*, 2015). Los FAN involucran una alta abundancia algal con posible producción de toxinas por algunas especies, variaciones en pH, oxígeno disuelto y nutrientes en los sistemas acuáticos (Band-Schmidt *et al.*, 2011). Estos fenómenos son responsables de diversos problemas como pérdida de la biodiversidad, salud pública y afectaciones en las actividades socio-económicas de los pobladores aledaños a la costa (Hallegraeff *et al.*, 1995). Por lo tanto, el análisis de la comunidad del fitoplancton es una parte esencial para entender y predecir cambios en los ambientes marinos.

Durán-Riveroll *et al.* (2019) llevaron a cabo una revisión del estado del arte de los FAN en las costas de México; en particular, para las aguas del Pacífico mexicano mencionan que los estudios realizados en esta región, abordan diferentes aspectos como: registros de FAN, listados de especies potencialmente formadoras de FAN, producción de toxinas, impacto de estos fenómenos en la acuacultura, en la biota acuática y terrestre, así como en el ser humano. Existen otros trabajos dentro del Pacífico mexicano referentes a catálogos principalmente de diatomeas y dinoflagelados; en donde se incluyen descripciones morfológicas y nuevos registros de especies potencialmente formadoras de FAN (Licea *et al.*, 1995; Moreno *et al.*, 1996; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2008; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010; Almazán-Becerril *et al.*, 2016; Hernández-Becerril *et al.*, 2021). Cabe destacar que el estado de Oaxaca representa una de las entidades con mayor número de registros de vedas sanitarias por presencia de toxinas paralizantes con pérdida de biodiversidad y afectaciones en salud pública; los trabajos sobre FAN en la costa de Salina Cruz son escasos; sin embargo, existen registros de la composición fitoplanctónica y de florecimientos algales representados por dinoflagelados y diatomeas de los géneros *Pyrodinium* y *Pseudonitzschia* (Saldate-Castañeda *et al.*, 1991; COFEPRIS, 2018; Durán-Riveroll *et al.*, 2019), por lo que su investigación es necesaria en términos de diversidad. Además, el área de estudio conlleva importancia económica no solo para el estado de Oaxaca sino para el país.

En el golfo de Tehuantepec (GT) se han realizado estudios sobre la comunidad del fitoplancton relacionados con su productividad y biomasa (Owen & Zeitzschel, 1970; Robles-Jarero, 1991; Robles-Jarero & Lara-Lara, 1993; Lara-Lara *et al.*, 1998), composición y distribución (Meave del Castillo & Hernández Becerril, 1998), comportamiento del plancton en función de ciclos anuales (Benítez *et al.*, 1988), taxonomía y morfología de diatomeas (Aké-Castillo *et al.*, 1996, 1999, 2001; Aké-Castillo, 1997; Aké-Castillo & Meave del Castillo, 1998, 1999; Hernández-Becerril & Aké-Castillo, 2001; Woolrich-Arriola *et al.*, 2019), así como investigaciones en relación a la descripción de nuevas especies (Bravo-Sierra & Hernández-Becerril, 2003; Hernández-Becerril & Barón-Campis, 2008; Hernández-Becerril *et al.*, 2008; Gárate-Lizárraga, 2008). Asimismo, las investigaciones sobre FAN en las costas del Pacífico se han incrementado en los últimos años debido al aumento en la frecuencia e intensidad de estos fenómenos (Band-Schmidt *et al.*, 2011).

Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue analizar la diversidad del fitoplancton de la costa de Salina Cruz al final de la época lluviosa, con énfasis en especies FAN.

Metodología

Área de estudio

El puerto de Salina Cruz se localiza en el estado de Oaxaca, en la zona norte del GT, dentro de la provincia Istmo de Tehuantepec-Sierra Madre del Sur. En este puerto se realizan actividades como el arribo de navíos y embarcaciones pesqueras (Moreno, 2015). Estas actividades generan divisas para el mercado nacional, debido a que este puerto ha representado una zona atractiva para la inversión extranjera (Martínez-Laguna *et al.*, 2002). En el GT se presentan dos estaciones climáticas, una lluviosa (junio a noviembre) y una seca (noviembre a mayo) (Monreal-Gómez & Salas, 1998). En esta última se presentan los vientos tehuantepecanos o tehuanos, los cuales son el producto de la presión atmosférica generada por la discontinuidad de la Sierra Madre del Sur conocida como “Paso Chivela” que alcanza velocidades superiores a los 25 km/h. Estos vientos provocan el arrastre del agua hacia el sur lo que origina importantes surgencias que determinan una mayor productividad fitoplanctónica en la costa (Morales, 1990; Ortega-García *et al.*, 2000; Tapia-García *et al.*, 2007).

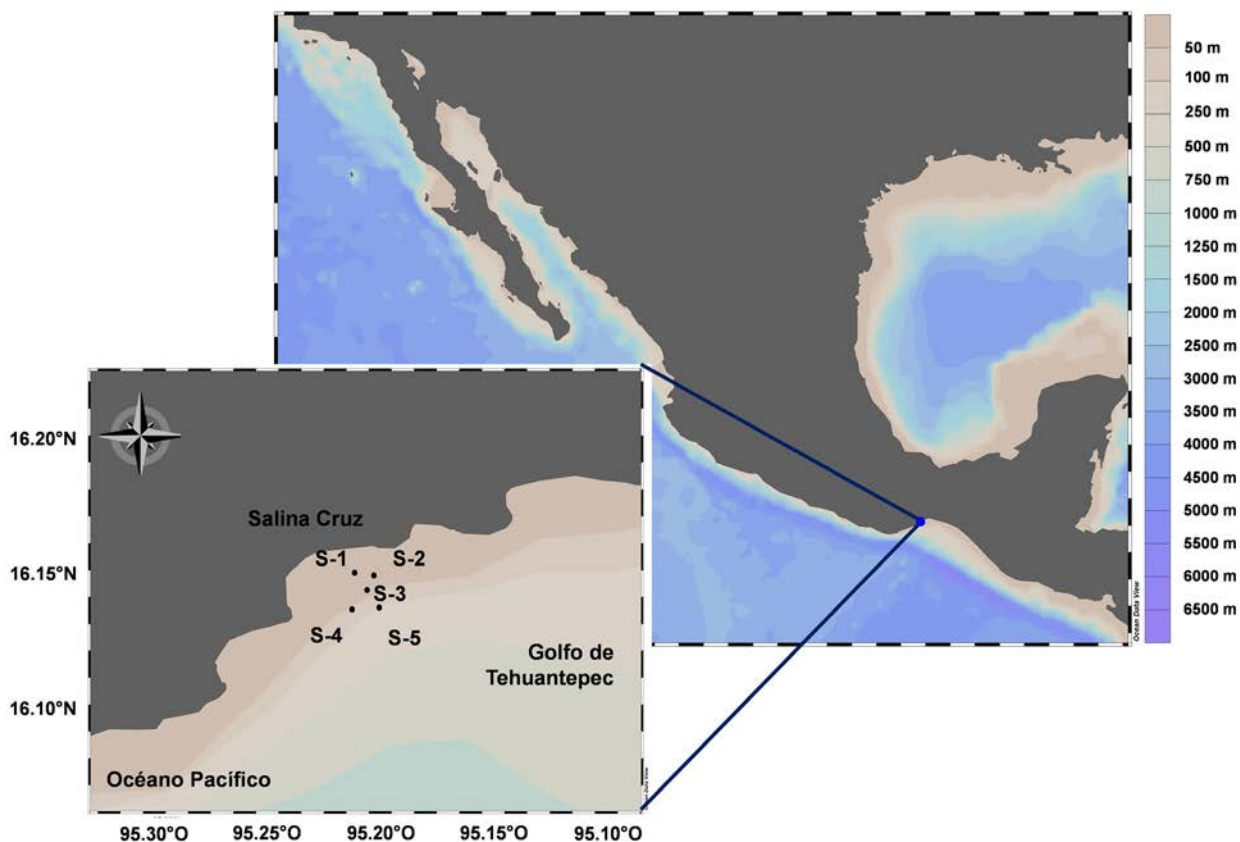


Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo. Salina Cruz, Oaxaca.

Muestreo

Las muestras se recolectaron en octubre de 2019 en la zona nerítica de Salina Cruz, Oaxaca. Se seleccionaron cinco sitios de muestreo en el frente costero (Figura 1). En la zona superficial de cada sitio de muestreo se registró la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto (OD) en concentración y saturación con un multiparámetro YSI 85, el pH con un potenciómetro PC10 y la profundidad con un ecosonda Hondex. Los muestreos de fitoplancton cualitativos se realizaron con una red planctónica tipo Wisconsin de 30 cm de diámetro de boca, abertura de malla de 50 μm y longitud de 1 m mediante lances verticales a una profundidad de 10 m en los sitios referidos previamente y se fijaron con formol al 4%. Asimismo, se obtuvieron muestras cuantitativas con botella a nivel de superficie que se preservaron *in situ* con una solución de Lugol-acetato (Ferrario *et al.*, 1995).

En laboratorio, el análisis cualitativo y cuantitativo de las muestras se llevó a cabo mediante el método de Utermöhl referido en Edler y Elbrächter (2010). Previo al conteo de las muestras, estas se concentraron de 600 a 100 ml por decantación durante 48 h. A partir de este concentrado, se tomó una alícuota de 2 ml y se transfirió a una cámara de sedimentación. Los conteos se hicieron a través de transectos diametrales con 200 y 400X considerando un mínimo de 400 células. Los análisis se realizaron con microscopios invertidos Carl Zeiss ICM-405 y Olympus-IX71- equipados con cámaras digitales (Canon-A620 y Evolution-VF, respectivamente). Con estos equipos se obtuvieron imágenes y mediciones para la descripción y cuantificación de las especies. En la identificación de las especies se utilizaron las claves y descripciones existentes en Cupp (1943), Balech (1974, 1980, 1988), Round *et al.* (1990), Licea *et al.* (1995), Moreno *et al.* (1996), Hasle & Syvertsen (1997), Steidinger & Tangen (1997), Alonso-Rodríguez *et al.* (2008), Esqueda-Lara & Hernández-Becerril (2010), Almazán-Becerril *et al.* (2016) y Aké-Castillo *et al.* (2018). Con los datos de riqueza y abundancia se determinó la diversidad de especies con el índice de Shannon (H'), la equitatividad de Pielou (J'). Los valores de estos índices van de 0 a 5 para Shannon y de 0 a 1 para Pielou, lo cual permite conocer la relación que existe entre las abundancias de las especies registradas donde una mayor equitatividad refleja una mayor diversidad; además, han sido los índices más utilizados para la medición de la diversidad (Magurran, 2004). Para categorizar las especies en dominantes, constantes, ocasionales y raras se realizó un análisis de asociación de Olmstead-Tukey (Sokal & Rohlf, 1995). Con el programa PAST 4.02 se realizó un análisis de conglomerados basado en distancias euclidianas con el método de Ward utilizando variables ambientales y abundancias del fitoplancton por separado, con la idea de clasificar los sitios de muestreo e identificar zonas similares (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

La Tabla 1 muestra los valores de las variables ambientales obtenidas *in situ* para cada uno de los 5 sitios de muestreo. El pH registró valores de 7.57 en el sitio 1, mientras que en el resto de los sitios los valores oscilaron entre 8.24 y 8.31; la temperatura y la salinidad mostraron valores consistentes entre los sitios con valores de 30°C y 33.7 ppm respectivamente. Los valores de oxígeno disuelto oscilaron entre 5.81 y 6.17 mg/l, mientras que el

porcentaje de saturación de oxígeno varió entre 94.13 y 97.76%. La profundidad del área de estudio se encontró entre 22.3 (sitio 1) y 26.63 m (sitio 4).

Tabla 1. Variables ambientales registradas en el puerto de Salina Cruz, Oaxaca.

Sitio de muestreo	pH	Temperatura (°C)	Salinidad (UPS)	OD (mg/l)	Saturación de O ₂ (%)	Profundidad máxima (m)
S-1	7.57	30.1	33.7	5.96	94.90	22.30
S-2	8.31	30	33.7	5.81	94.13	23.86
S-3	8.31	30	33.7	6.04	96.66	24.60
S-4	8.25	30	33.7	5.97	95.60	26.63
S-5	8.24	30	33.7	6.17	97.76	25.53

Se encontraron un total de 127 taxones, en donde los tres filos representativos fueron: Bacillariophyta, con el 51.2% de especies distribuidas en tres clases, 19 órdenes, 26 familias y 37 géneros; seguido por Miozoa con 45.6% de especies repartidas en 1 clase, 6 órdenes, 15 familias y 20 géneros y Cyanobacteria con 3.2% de especies distribuidas en 1 clase, 2 órdenes, 2 familias y dos géneros. Algunas especies representativas de diatomeas y dinoflagelados se muestran en los anexos 1, 2 y 3. Los sitios 1 y 2 fueron los que mostraron la mayor riqueza específica con 78 y 79 especies en cada sitio, mientras que el sitio 5 se encontraron 62 especies. La abundancia total fue mayor en el sitio 1 con 7.87×10^5 cél/l, mientras que en el resto de los sitios las abundancias fueron semejantes oscilando entre 2.88×10^5 y 3.59×10^5 cél/l (Figura 2A).

Las especies que mostraron la mayor abundancia en toda el área de estudio fueron *Oscillatoria* sp. (1.74×10^5 cél/l), *L. danicus* (1.60×10^5 cél/l), *P. cf. pungens* (1.49×10^5 cél/l), *C. closterium* (1.40×10^5 cél/l), *T. furca* (1.14×10^5 cél/l) y *H. membranaceus* (1.12×10^5 cél/l); seguidas por *Chaetoceros coarctatus* (4.16×10^4 cél/l), *C. decipiens* (1.28×10^4 cél/l) y *C. radicans* (1.14×10^4 cél/l). Los dinoflagelados más abundantes fueron *Dinophysis caudata* (8.8×10^3 cél/l) y *D. cf. rotundatum* (1.6×10^3 cél/l). En la Tabla 2 se muestran las categorías que arrojó el Olmstead-Tukey donde 65 especies (51.2%) fueron raras, 46 dominantes (36.2%) y 16 (12.6%) ocasionales.

De acuerdo con el índice de diversidad los sitios 2 y 4 fueron los que presentaron mayor diversidad con valores de 3.66 y 3.54 bits/ind, respectivamente. También presentaron los valores más altos del índice de Pielou con J' de 0.839 y 0.823. Los sitios 5 y 1 tuvieron una H' de 3.21 y 3.35 bits/ind y una J' de 0.778 y 0.770, respectivamente, constituyéndose como los menos diversos por su poca equitatividad, pues en el sitio 1 la dominancia de diatomeas fue mayor (Figura 2B).

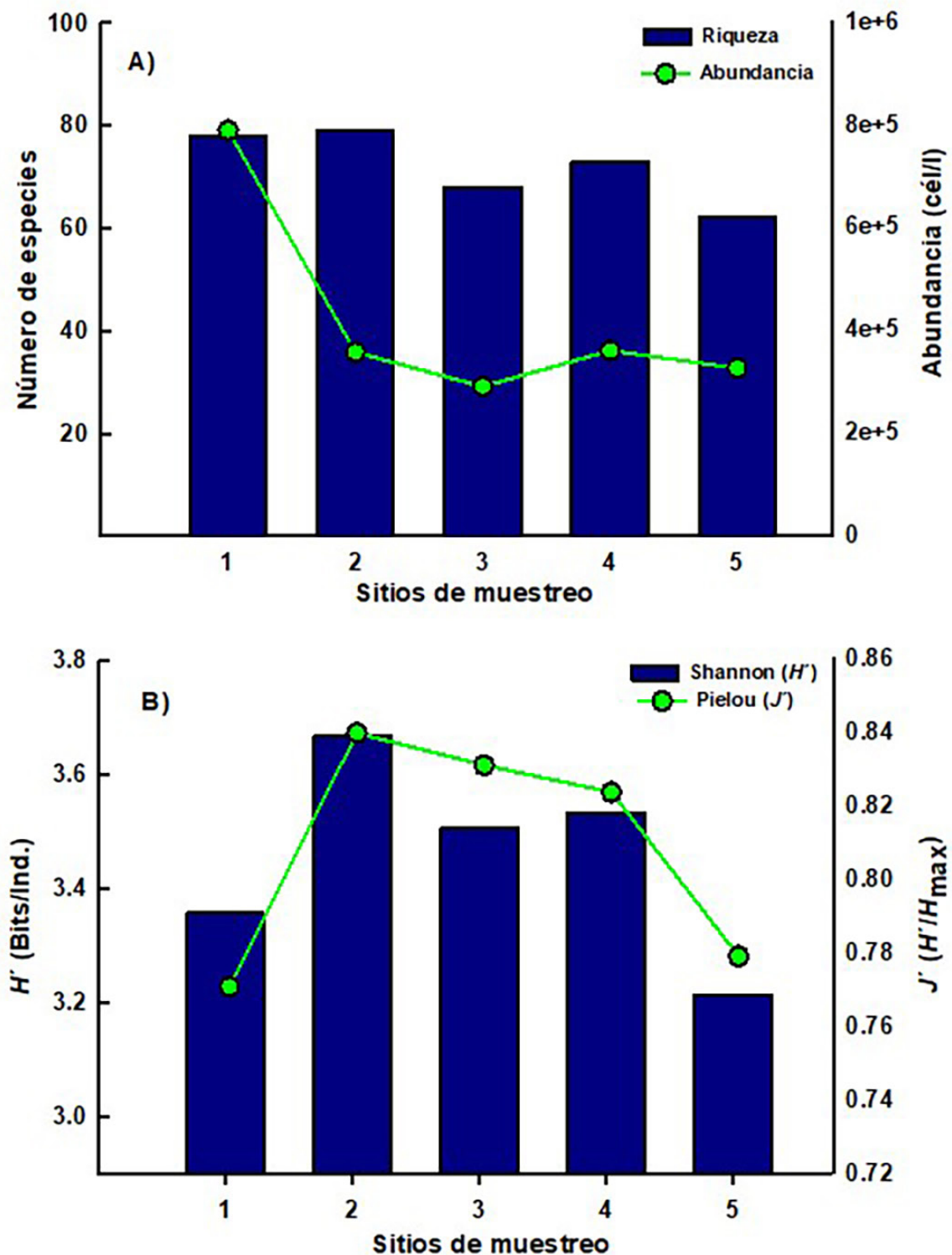


Figura 2. Riqueza, abundancia total (A), diversidad de Shannon (H') y equitatividad de Pielou (J') (B) del fitoplancton registrado en la costa de Salina Cruz, Oaxaca.

Tabla 2. Listado, frecuencia y categoría de las especies de fitoplancton registrado en el Puerto de Salina Cruz, Oaxaca. D = Dominante, O = Ocasional, C = Constante y R = Rara

Taxón	Categoría	Sitio de muestreo				
		S1	S2	S3	S4	S5
Filo: Cyanobacteria						
Clase: Cyanophyceae						
Orden: Nostocales						
Familia: Nostocaceae						
<i>Richelia intracellularis</i>	O	-	X	X	X	-
Orden: Oscillatoriales						
Familia: Oscillatoriaceae						
<i>Oscillatoria</i> sp.	D	X	X	X	X	X
<i>Oscillatoria</i> sp. 1	D	X	X	X	X	X
<i>Oscillatoria</i> sp. 2	D	X	X	X	-	X
Filo: Miozoa						
Clase: Dinophyceae						
Orden: Amphidinales						
Familia: Amphidiniaceae						
<i>Amphidinium</i> sp.	R	X	-	-	-	-
Orden: Dinophysales						
Familia: Dinophysaceae						
<i>Dinophysis caudata</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Dinophysis rotundata</i>	D	X	X	-	X	X
<i>Dinophysis</i> sp.	R	-	-	-	X	-
<i>Ornithocercus magnificus</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Ornithocercus steinii</i>	R	-	-	X	-	-
<i>Ornithocercus thumii</i>	R	-	-	-	-	X
Familia: Oxyphysaceae						
<i>Phalacroma doryphorum</i>	O	X	-	-	-	X
Orden: Gonyaulacales						

La tabla continúa en la página siguiente.

Taxón	Categoría	Sitio de muestreo				
		S1	S2	S3	S4	S5
Familia: Ceratiaceae						
<i>Tripes cf. arietinus</i>	R	-	X	-	X	-
<i>Tripes brevis</i>	R	-	-	X	X	-
<i>Tripes brevis</i> var. <i>parallelum</i>	D	X	X	X	X	-
<i>Tripes buceros</i>	O	X	X	-	X	-
<i>Tripes candelabrum</i>	R	-	-	-	X	X
<i>Tripes declinatus</i>	O	X	X	-	X	-
<i>Tripes falcatum</i>	D	X	X	X	-	X
<i>Tripes furca</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Tripes furca</i> var. <i>hircus</i>	R	-	X	-	-	-
<i>Tripes fusus</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Tripes inflatus</i>	R	X	X	X	-	-
<i>Tripes lineatus</i>	R	X	-	-	-	-
<i>Tripes muelleri</i> var. <i>atlanticus</i>	O	X	-	-	-	-
<i>Tripes trichoceros</i>	R	X	-	X	-	X
Familia: Gonyaulacaceae						
<i>Gonyaulax birostris</i>	R	-	X	-	-	-
<i>Gonyaulax digitale</i>	R	-	-	X	-	-
<i>Gonyaulax</i> sp.	R	-	X	-	-	X
<i>Gonyaulax spinifera</i>	R	-	-	X	-	-
Familia: Protoceratiaceae						
<i>Ceratocorys horrida</i>	D	X	X	X	X	-
Familia: Pyrophacaceae						
<i>Pyrophacus horologium</i>	R	X	-	-	X	-
Orden: Gymnodiniales						
Familia: Gymnodiniaceae						
<i>Gymnodinium</i> sp.	D	-	X	X	X	X
<i>Gymnodinium</i> sp. 1	R	-	X	X	-	X
<i>Gymnodinium</i> sp. 2	R	-	-	-	-	X
<i>Gymnodinium</i> sp. 3	R	-	-	-	-	X

La tabla continúa en la página siguiente.

Taxón	Categoría	Sitio de muestreo				
		S1	S2	S3	S4	S5
<i>Gymnodinium</i> sp. 4	R	-	-	-	-	X
Familia: Gyrodiniaceae						
<i>Gyrodinium</i> sp.	R	-	-	X	-	X
Familia: Kareniaceae						
<i>Karenia brevis</i>	R	X	-	X	-	-
<i>Karenia mikimotoi</i>	R	X	X	-	-	-
Orden: Peridinales						
Familia: Oxytoxaceae						
<i>Corythodinium tessellatum</i>	R	X	-	-	X	X
<i>Oxytoxum variabile</i>	R	X	-	-	X	X
Familia: Peridiniaceae						
<i>Peridinium</i> sp.	R	-	X	-	-	X
<i>Peridinium</i> sp. 1	R	-	X	-	-	-
<i>Peridinium</i> sp. 2	R	-	-	X	-	-
Familia: Podolampadaceae						
<i>Blepharocysta splendor-maris</i>	O	X	-	-	X	X
<i>Podolampas bipes</i>	D	X	X	X	X	-
Familia: Protoperidiniaceae						
<i>Diplopsalis lenticula</i>	R	-	X	X	X	-
<i>Protoperidinium abei</i>	R	X	-	-	X	X
<i>Protoperidinium conicum</i>	D	X	X	X	X	-
<i>Protoperidinium divergens</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Protoperidinium excentricum</i>	R	-	-	X	-	-
<i>Protoperidinium grande</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Protoperidinium oceanicum</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Protoperidinium oviforme</i>	R	X	X	-	X	-
<i>Protoperidinium ovum</i>	R	-	X	X	X	-
<i>Protoperidinium pentagonum</i>	R	-	-	X	-	-
<i>Protoperidinium quarnerense</i>	R	-	-	X	X	-
<i>Protoperidinium</i> sp.	D	X	X	X	X	-

La tabla continúa en la página siguiente.

Taxón	Categoría	Sitio de muestreo				
		S1	S2	S3	S4	S5
<i>Protoperidinium</i> sp. 1	D	X	X	X	-	X
Orden: Prorocentrales						
Familia: Prorocentraceae						
<i>Prorocentrum gracile</i>	D	X	X	X	-	X
<i>Prorocentrum mexicanum</i>	R	-	-	X	-	X
<i>Prorocentrum micans</i>	R	X	X	-	X	-
Filo: Bacillariophyta						
Clase: Bacillariophyceae						
Orden: Bacillariales						
Familia: Bacillariaceae						
<i>Alveus marinus</i>	O	X	X	-	-	-
<i>Cylindrotheca closterium</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia longissima</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>pungens</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	D	X	X	-	X	-
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp. 1	D	-	X	X	X	-
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp. 2	D	-	X	-	X	-
Orden: Cymbellales						
Familia: Cymbellaceae						
<i>Cymbella affinis</i>	R	X	-	-	-	-
Familia: Gomphonemataceae						
<i>Gomphonema</i> sp.	R	X	-	-	-	-
Orden: Fragilariales						
Familia: Fragilariaceae						
<i>Synedra ulna</i>	R	-	-	X	X	-
Orden: Naviculales						
Familia: Naviculaceae						
<i>Haslea wawrikan</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Navicula</i> sp.	R	-	X	X	X	-
Familia: Pinnulariaceae						

La tabla continúa en la página siguiente.

Taxón	Categoría	Sitio de muestreo				
		S1	S2	S3	S4	S5
<i>Pinnularia</i> sp.	R	-	-	-	-	X
Familia: Plagiotropidaceae						
<i>Meuniera membranacea</i>	D	X	X	X	X	-
Familia: Pleurosigmataceae						
<i>Pleurosigma normanii</i>	R	-	X	-	X	-
Orden: Rhaphoneidales						
Familia: Asterionellopsidaceae						
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	R	X	-	-	X	-
Orden: Surirellales						
Familia: Entomoneidaceae						
<i>Entomoneis alata</i>	R	-	-	-	-	X
Orden: Thalassionematales						
Familia: Thalassionemataceae						
<i>Lioloma pacificum</i>	R	X	X	-	X	-
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	O	X	X	-	X	-
<i>Thalassionema nitzschioides</i> var. <i>nitzschioides</i>	O	X	-	-	X	-
Clase: Coscinodiscophyceae						
Orden: Asterolamprales						
Familia: Asterolampraceae						
<i>Asteromphalus cleveanus</i>	R	-	-	X	-	-
<i>Asteromphalus</i> sp.	R	-	-	-	X	-
Orden: Corethrales						
Familia: Corethraceae						
<i>Corethron hystrix</i>	R	X	X	-	-	X
Orden: Coscinodiscales						
Familia: Coscinodiscaceae						
<i>Coscinodiscus granii</i>	O	X	X	-	-	-
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Coscinodiscus</i> sp.	R	X	X	-	-	X
Familia: Heliopeltaceae						

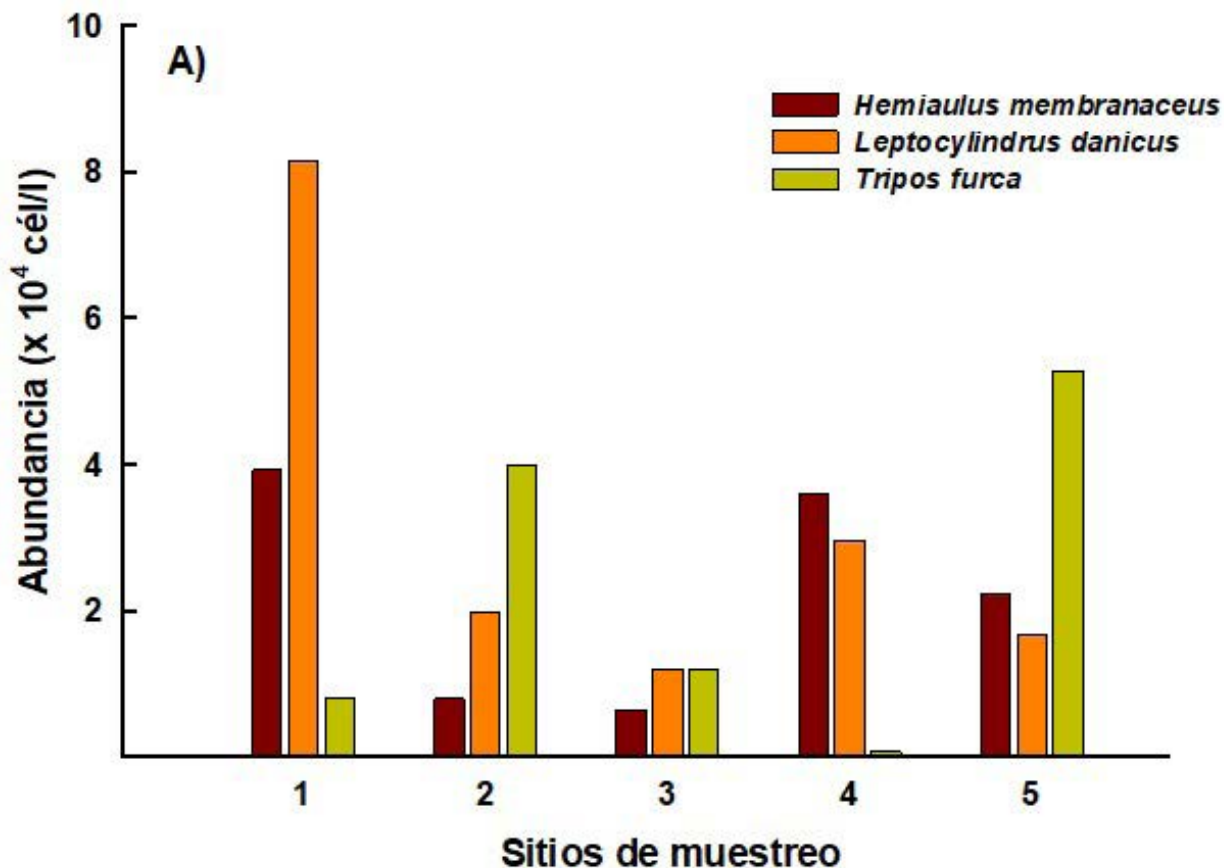
La tabla continúa en la página siguiente.

Taxón	Categoría	Sitio de muestreo				
		S1	S2	S3	S4	S5
<i>Actinoptychus senarius</i>	R	-	X	-	-	-
Orden: Rhabdonematales						
Familia: Rhabdonemataceae						
<i>Rhabdonema adriaticum</i>	R	-	-	-	-	X
Orden: Rhizosoleniales						
Familia: Rhizosoleniaceae						
<i>Dactyliosolen phuketensis</i>	O	X	X	-	-	X
<i>Guinardia flaccida</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Guinardia striata</i>	O	X	-	-	X	-
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	D	X	-	X	X	X
<i>Rhizosolenia bergonii</i>	R	-	-	-	X	-
<i>Rhizosolenia clevei</i> var. <i>communis</i>	O	-	X	X	X	-
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	R	-	-	-	X	-
<i>Rhizosolenia setigera</i>	R	X	-	-	-	X
<i>Rhizosolenia styliformis</i>	O	X	X	X	-	-
Orden: Stephanopyxales						
Familia: Stephanopyxidaceae						
<i>Stephanopyxis turris</i>	D	X	X	X	X	-
Clase: Mediophyceae						
Orden: Chaetocerotales						
Familia: Chaetocerotaceae						
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Bacteriastrium furcatum</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Bacteriastrium hyalinum</i>	D	X	X	X	-	X
Familia: Chaetocerotaceae						
<i>Chaetoceros affinis</i>	R	X	-	-	X	X
<i>Chaetoceros atlanticus</i>	R	-	X	-	X	X
<i>Chaetoceros coarctatus</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	O	X	X	X	-	-
<i>Chaetoceros decipiens</i>	D	X	X	X	X	X

La tabla continúa en la página siguiente.

Taxón	Categoría	Sitio de muestreo				
		S1	S2	S3	S4	S5
<i>Chaetoceros didymus</i>	R	X	-	-	-	X
<i>Chaetoceros diversus</i>	R	-	X	X	X	-
<i>Chaetoceros laevis</i>	R	-	-	X	-	-
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	O	X	X	-	-	-
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	R	X	-	-	-	-
<i>Chaetoceros radicans</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros</i> sp.	R	-	X	X	-	X
Familia: Leptocylindraceae						
<i>Leptocylindrus danicus</i>	D	X	X	X	X	X
Orden: Eupodiscales						
Familia: Odontellaceae						
<i>Odontella sinensis</i>	D	X	X	X	X	X
Orden: Hemiaulales						
Familia: Hemiaulaceae						
<i>Cerataulina pelagica</i>	D	X	X	-	X	X
<i>Eucampia cornuta</i>	R	-	X	-	X	-
<i>Hemiaulus hauwckii</i>	D	X	X	X	X	X
<i>Hemiaulus membranaceus</i>	D	X	X	X	X	X
Orden: Lithodesmiales						
Familia: Lithodesmiaceae						
<i>Ditylum brightwellii</i>	D	X	X	X	X	X
Orden: Probosciales						
Familia: Probosciaceae						
<i>Proboscia alata</i>	D	X	X	X	-	X
<i>Proboscia alata</i> f. <i>gracillima</i>	D	X	X	X	X	X
Orden: Stephanodiscales						
Familia: Stephanodiscaceae						
<i>Cyclotella striata</i>	R	-	X	-	-	-
Orden: Thalassiosirales						
Familia: Thalassiosiraceae						
<i>Planktoniella sol</i>	R	-	-	X	X	-

Las especies de fitoplancton con potencial nocivo se muestran en la figura 3A donde las diatomeas *L. danicus* y *H. membranaceus* mostraron las mayores abundancias en el sitio 1 con 8.16×10^4 cél/l y 3.92×10^4 cél/l, respectivamente, mientras que el dinoflagelado *T. furca* con 5.28×10^4 cél/l fue la especie más abundante en el sitio 5. Por su parte, las especies con potencial tóxico más abundantes fueron *Dinophysis* spp. con 1.96×10^4 cél/l en el sitio 2, *Oscillatoria* spp. con 5.2×10^4 cél/l y 4.4×10^4 cél/l en el sitio 3 y 4, respectivamente y *P. cf. pungens* con 7.70×10^4 cél/l en el sitio 1 (Figura 3B).



La figura continúa en la página siguiente.

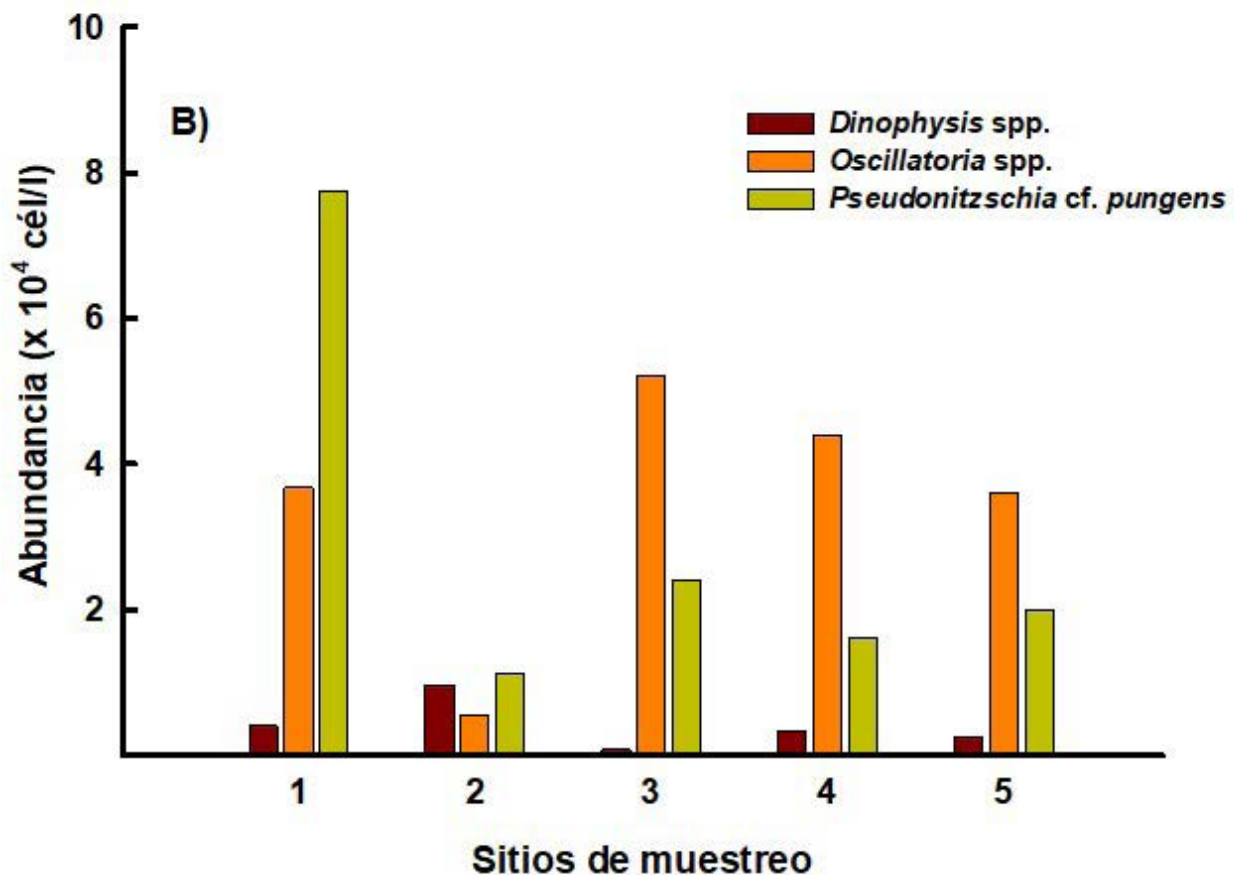


Figura 3. Especies dominantes de fitoplancton registradas en la costa de Salina Cruz, Oaxaca con potencial nocivo (A) y tóxico (B).

El análisis de conglomerados con base en las variables ambientales se constituyó por dos grupos debido principalmente a las diferencias en pH. El primer grupo por el sitio 1, y el segundo se estableció por los sitios del 2 al 5 (Figura 4A), mientras que, con base en las abundancias de las especies, se definieron dos conglomerados con un coeficiente de correlación de 0.55 (Figura 4B). El primer conglomerado asoció los sitios 1 y 5 con baja equitatividad, en donde las especies dominantes fueron *L. danicus*, *H. membranaceus* y *P. cf. pungens* en el sitio 1 y *T. furca* en el sitio 5, mientras que el segundo conglomerado correspondió a los sitios 2, 3 y 4 donde las especies más abundantes fueron *Oscillatoria* sp., *T. furca*, *L. danicus* y *P. cf. pungens* que mostraron una mayor equitatividad.

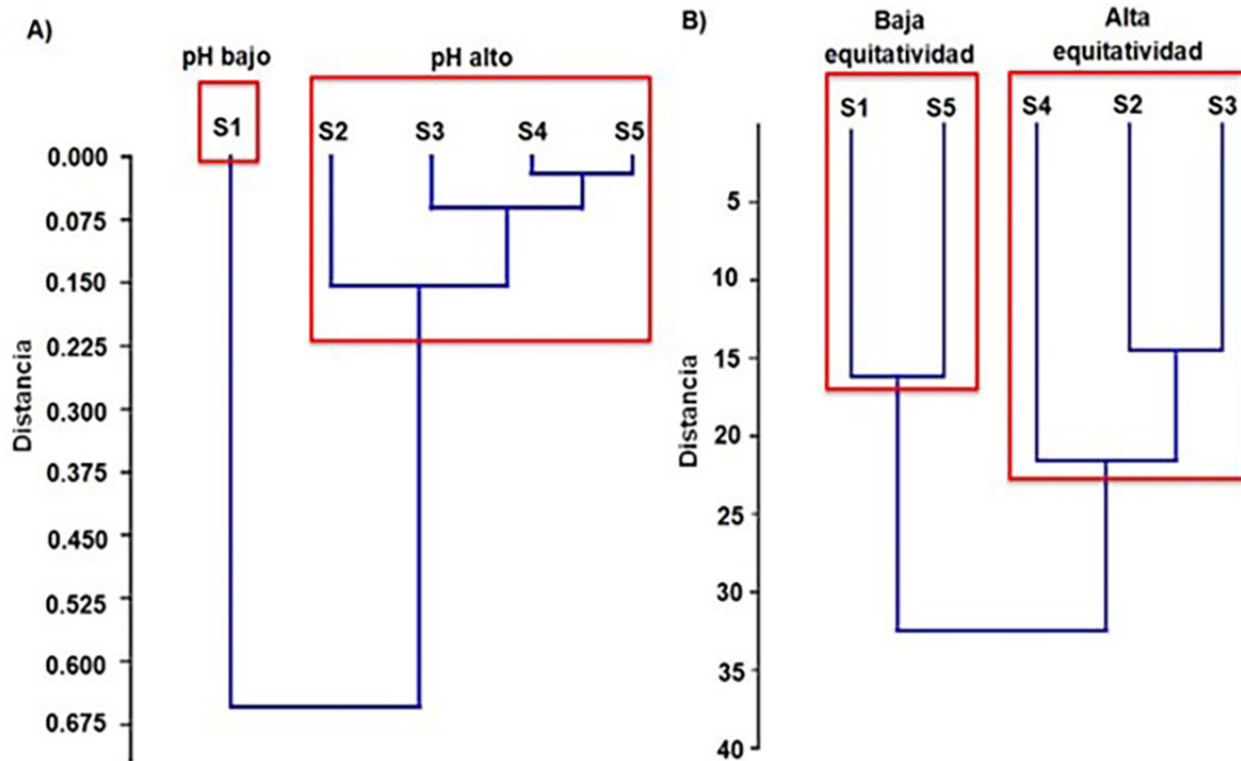


Figura 4. Análisis de Conglomerados (distancias euclidianas) del fitoplancton registrado en la costa de Salina Cruz, Oaxaca. A) Variables ambientales, B) Abundancias.

Discusión

Los valores de temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto registrados a nivel superficial coinciden con lo reportado por Vázquez *et al.* (1998), Tapia-García *et al.* (2007) y Hernández-Becerril & Barón-Campis (2008) para esta zona del Pacífico mexicano. Son aguas que a pesar de tener temperaturas altas están bien oxigenadas, donde la saturación de oxígeno es cercana al 100% y donde la poca profundidad genera una fuerte interacción entre los sedimentos y la columna de agua (Gama-Flores *et al.*, 2010). La temperatura y salinidad registrada durante el periodo de muestreo concuerda con lo señalado por Wirki (1967) quien a través del análisis de diagramas temperatura-salinidad define que dichos valores son característicos del Agua Tropical Superficial. Según Monreal-Gómez & Salas (1998) esta agua se introduce al golfo de Tehuantepec durante verano y otoño por la corriente de Costa Rica. Además, atribuimos los valores de temperatura registrados durante este estudio a la intensa radiación solar y que las estaciones de muestreo se localizan en la isobata de los ~ 30 m, y que la capa de mezcla es muy somera durante esta época alcanzando los 10 m de profundidad; a su vez, la disminución en la salinidad puede estar implicada por el efecto de la época de lluvias que supera a la evaporación (Monreal-Gómez & Salas, 1998). Estos autores mencionan que, por el contrario, durante la época más

intensa de los Tehuanos en invierno-secas la temperatura del agua superficial disminuye alcanzando los 16°C en Salina Cruz. Los valores de pH muestran aguas ligeramente básicas, con valores promedio considerados como normales por Millero & Sohn (1992) para agua de mar superficial con pH 8.1 y 8.3. En la presente investigación no se analizaron los nutrientes, al respecto Vázquez *et al.* (1998) señalan que altas concentraciones de nitrógeno, fósforo y sílice en sus formas oxidadas se asocian a la época de lluvias y a la surgencia durante los vientos Tehuanos; alcanzando concentraciones máximas para nitritos (NO_2^-) de hasta 6.0 μM , nitratos (NO_3^-) entre 53.9 μM y 71.4 μM , fosfatos (PO_4^{3-}) de 15.1 μM a 21.5 μM y silicatos (SiO_2^-) de 204.0 a 206.9 μM para ambas épocas, mientras que en verano se observa una disminución en la concentración de los nutrientes con excepción de los fosfatos que permanecen relativamente constantes a lo largo del ciclo anual.

La riqueza específica registrada en este estudio se puede considerar como alta para la costa de Salina Cruz. Las diatomeas y los dinoflagelados fueron los grupos fitoplanctónicos mejor representados lo que concuerda con lo reportado por Robles-Jarero (1991) y Meave Del Castillo & Hernández-Becerril (1998) quienes señalan que las diatomeas son el grupo dominante seguido por los dinoflagelados, y que los géneros *Chaetoceros*, *Tripos* y *Protoperidinium* muestran una mayor riqueza. En este rubro, el registro de especies fue mayor al número de taxones registrados (69 spp.) por Robles-Jarero (1991) y ~ 40% de lo registrado por Meave Del Castillo & Hernández-Becerril (1998) para el GT. Estas diferencias encontradas en la riqueza de especies deben ser consideradas con precaución ya que responden a diversos aspectos propios de cada investigación; como pueden ser los objetivos, época de recolecta, instrumentos de muestreo y esfuerzo de muestreo.

Como parte esencial de comprender la estructura de las comunidades del fitoplancton en los ambientes acuáticos (epicontinentales, costeros y marinos), el análisis de la biodiversidad mediante el empleo de índices como el de Shannon es considerado relevante (Magurran, 2004). Sin embargo, los estudios de las microalgas que se han realizado en el GT, así como en la Bahía de Salina Cruz han estado asociados principalmente al análisis de la producción primaria, biomasa en función de la clorofila-a, elaboración de listados taxonómicos y definición de la abundancia de especies y más recientemente a los FAN; y no así, en lo referente al estudio de la biodiversidad del fitoplancton a partir del uso de índices como el de Shannon empleado en el presente trabajo. La prioridad de los estudios sobre producción primaria, biomasa y FAN en el GT probablemente responde a la importancia biológica y económica que representa el fitoplancton para el sector pesquero y de acuacultura de la región. En esta investigación los valores del índice de Shannon mostraron ser ligeramente diferentes entre los sitios, pero considerados como altos; lo que refleja una comunidad fitoplanctónica diversa y equitativa. Los valores del índice de Shannon obtenidos son comparables con algunos trabajos realizados en cuerpos de agua costeros del Pacífico mexicano, incluso se han registrado valores de $H' = 4.05$ por Valenzuela-Sánchez *et al.* (2021). Los valores altos de biodiversidad observados en el área de estudio pueden ser atribuibles a diversos factores, tales como el enriquecimiento de nutrientes de la columna de agua a nivel superficial por las surgencias generadas por la acción del viento (“tehanos”) con velocidades de ~ 27 km/h que aumentan de octubre a abril (Monreal-Gómez & Salas, 1998; Vázquez *et al.*, 1998), cuyo impacto en la concen-

tración de nutrientes se mencionó anteriormente. Además, la introducción de compuestos orgánicos e inorgánicos de origen ganadero, agrícola, industrial y de asentamientos humanos por el efluente del Río Tehuantepec fundamentalmente en la época de lluvias, así como la descarga en la dársena del puerto de Salina Cruz de aguas residuales del municipio (Tapía-García *et al.*, 1998; González-Lozano *et al.*, 2006), sin dejar de lado, el aporte de nutrientes durante la estación lluviosa (Monreal-Gómez & Salas, 1998).

A partir del análisis de la frecuencia y abundancia, el 36.2% de las especies se categorizó como dominante (tabla 2), de las cuales se destacan *Oscillatoria* sp., *L. danicus*, *P. cf. pungens*, *C. closterium*, *T. furca* y *H. membranaceus*; estas especies son indicadores de masas de agua enriquecidas con nutrientes (Martínez-López *et al.*, 2007). En este sentido, el análisis de conglomerados con base en la abundancia definió dos grupos uno de ellos caracterizado por su baja equitatividad, constituido por los sitios 1 y 5 dominado por dichas especies, asociados a un intervalo de pH de entre pH >7 y < 8.5 como se observa en la tabla 1 y figura 4. Estas especies son de ambientes tanto marinos como neríticos y salobres, principalmente *C. closterium* y *T. furca*. La especie *C. closterium* es considerada como cosmopolita en aguas templadas y tropicales (Hasle & Syvertsen, 1997), ticoplanctónica y dominante en diferentes regiones del Pacífico tanto en aguas neríticas como salobres, y cuenta con registros de florecimientos nocivos (Lara-Lara *et al.*, 1998; Meave del Castillo *et al.*, 2003; Ayala-Rodríguez, 2008; Gárate-Lizárraga, 2012; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2014; Vázquez *et al.*, 2021). En relación con el género *Tripos*, éste es considerado común entre el fitoplancton marino y bioindicador para definir masas y corrientes de agua oceánica y rangos de temperatura, por lo que ha sido sugerido su empleo en estudios de cambio climático (Dodge & Marshall, 1994; Okolodkov, 1996). La presencia del género *Tripos* se puede explicar por sus hábitos mixótrofos (Gaines & Elbrächter, 1987), además de que las condiciones ambientales de temperatura, salinidad y luminosidad prevalecientes en el área de estudio durante el periodo de muestreo, al parecer son propicias para la presencia del género en particular para *T. furca* (Meeson & Sweeney, 1982; Montresor & Tomas, 1998). Con respecto a especies FAN observadas en esta investigación, *T. furca* ha causado problemas económicos y en la biodiversidad en las aguas del Pacífico (Orellana-Cepeda *et al.*, 2002), otras más como *Dinophysis caudata*, *D. rotundata*, *Prorocentrum gracile*, *P. cf. mexicanum*, *P. micans*, *P. cf. pungens*, *Pseudo-nitzschia* sp., *Pseudo-nitzschia* sp.1, *Pseudo-nitzschia* sp. 2, *Karenia brevis* y *Karenia mikimotoi*. Las especies *D. caudata* y *D. rotundata* se les ha relacionado con la producción de toxinas diarreicas (Hallegraeff *et al.*, 1995; Reguera *et al.*, 2014). Con respecto al género *Prorocentrum*, se han detectado florecimientos inocuos de las especies *P. gracile*, *P. micans* y *P. mexicanum*; sin embargo, la especie *P. micans* ha sido asociada con envenenamiento paralizante por consumo de mariscos (Paralytic Shellfish Poisoning o por sus siglas en inglés PSP). Según Alonso-Rodríguez *et al.* (2008) esta especie excreta un compuesto que impide el crecimiento de diatomeas, mientras que *P. mexicanum* produce toxinas hemolíticas. Por su parte, el género *Pseudo-nitzschia* es considerado común y de amplia distribución en aguas del Pacífico mexicano, y con registros de la presencia de ácido domoico como por ejemplo *Pseudo-nitzschia* spp., *P. pseudodelicatissima*, *P. fraudulenta* y *P. brasiliensis*; además, las especies de este género están relacionadas a eventos de surgencias (Sierra-Beltrán *et al.*, 1997, 2005; Peña-Manjarrez *et al.*, 2005; Ayala-Ro-

dríguez, 2008; Sahraoui *et al.*, 2011; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2013; López-Cortés *et al.*, 2015). Las especies anteriormente señaladas han causado la epizootia de toneladas de sardinas y de varias especies de aves y mamíferos marinos (Hernández-Becerril, 1998; Sierra Beltrán *et al.*, 1999, 2005; Peña-Manjarrez *et al.*, 2005). Se observaron tres especies del género *Pseudo-nitzschia* sin poder determinarlas hasta nivel de especie, por lo que debido a la importancia del género aún se continúa trabajando con su identificación precisa. Cabe señalar que ninguna de las especies potencialmente formadoras de FAN registradas en la presente investigación, mostró concentraciones celulares significativas que pudieran poner en riesgo a la biota en la que cohabitan o a la población humana.

Conclusión

La presencia de los géneros *Pseudo-nitzschia*, *Karenia*, *Dinophysis* y *Scrippsiella* sugiere la necesidad de implementar un monitoreo continuo de las aguas costeras de Salina Cruz con el propósito de prevenir y mitigar el impacto que estas especies pudieran tener en el ambiente.

Si bien existe información sobre la temática principalmente en la parte norte del Pacífico mexicano sobre la distribución y autoecología de *P. bahamense* y *G. catenatum*; los estudios sobre fitoplancton y FAN en la región sur del Pacífico mexicano puntualmente dentro del GT en Salina Cruz son escasos. Esto sugiere la necesidad de continuar con protocolos de investigación que incluyan muestreos en diferentes épocas climáticas, distintos estratos de la columna de agua y su relación con los nutrientes y otras variables ambientales, así como el estudio de especies pertenecientes a la fracción del pico y nanoplancton que por las técnicas de muestreo y análisis rutinarias de fitoplancton se subestiman como es el caso de los géneros de los dinoflagelados *Azadinium*, *Heterocapsa*, *Scrippsiella*, *Thoracosphaera*, entre otros.

Es esencial que la información generada por las instituciones académicas (UNAM, CICESE, CINVESTAV, UAM) y gubernamentales (COFEPRIS) dedicadas al estudio y monitoreo del fitoplancton y de FAN se encuentre accesible; ya que ésta se encuentra dispersa y la mayoría se ha enfocado en la región costera, mientras que la información en aguas oceánicas es aún desconocida, por lo que es deseable integrar la información recabada por las instituciones referidas con el fin de crear un banco de datos que contribuya a la integración y un mejor conocimiento del fitoplancton y de las especies potencialmente formadoras de FAN y su relación con las variables ambientales en las aguas de Salina Cruz, Oaxaca.

Literatura citada

- Aké-Castillo, J. A., Hernández-Becerril, D. & Meave del Castillo, M. (1996). Diatomeas centrales del Golfo de Tehuantepec. p.1 *Resúmenes de la I Reunión Internacional de Planctología y VIII Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología*, 23-26 abril de 1996. Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Aké-Castillo, J. A. (1997). Sistemática y taxonomía de *Chaetoceros* Ehrenberg y *Thalassiosira* Cleve (Bacillariophyceae) del Golfo de Tehuantepec, México. (Tesis de Maestría). Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Mérida, México.
- Aké-Castillo, J. A. & Meave del Castillo, M. (1998). Registro de *Minidiscus* (Bacillariophyceae) en el Pacífico mexicano. p.172. *Resúmenes del VII Congreso Latinoamericano de Botánica y XIV Congreso de Botánica*, 18-24 de octubre de 1998. Ciudad de México, México.
- Aké-Castillo, J. A. & Meave del Castillo, M. E. (1999). Diatomeas del género *Chaetoceros* del Golfo de Tehuantepec. *Resúmenes de la X Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología y III Reunión Internacional de Planctología*. p.1. 28-30 de abril de 1999. Mazatlán, Sinaloa, México.
- Aké-Castillo, J. A., Hernández-Becerril, D. U. & Meave, M. E. (1999). Species of the Genus *Thalassiosira* (Bacillariophyceae) from the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Botánica Marina*, 42(6), 487-503. doi:10.1515/BOT.1999.056.
- Aké-Castillo, J. A., Hernández-Becerril, D. U., Meave, M. E. & Bravo-Sierra, E. (2001). Species of *Minidiscus* (Bacillariophyceae) in the Mexican Pacific Ocean. *Cryptogamie Algologie*, 22(1), 101-107. doi:10.1016/S0181-1568(00)01051-5.
- Aké-Castillo, J. A., Almazán-Becerril, A., Rodríguez-Gómez, C. F. & García-Mendoza, E. (2018). *Catálogo de microalgas marinas de Veracruz*. México: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. ISBN: 978-607-95688-8-7.
- Almazán-Becerril, A., Aké-Castillo, J. A., García-Mendoza, E., Sánchez-Bravo, Y. A., Escobar-Morales, S. et al. (2016). *Catálogo de microalgas de Bahía de Todos Santos, Baja California*. México: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Alonso-Rodríguez, R., Hernández-Becerril, D. U. & Gárate-Lizárraga, I. (2008). Catálogo de Microalgas de las lagunas costeras de Sinaloa. México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
- Ayala-Rodríguez, G. A. (2008). Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa. (Tesis de Maestría). Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, México.
- Balech, E. (1974). El género *Protoperidinium* Bergh, 1881 ("Peridinium" Ehrenberg, 1831, partim). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernadino Rivadavia"* (Hidrobiología), 4, 1-79.
- Balech, E. (1980). On thecal morphology of Dinoflagellates with special emphasis on circular and sulcal plates. *Anales de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM. 1, 57-68.
- Balech, E. (1988). Los dinoflagelados del atlántico sudoccidental. *Publicaciones especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 1, 1-310.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Gárate-Lizárraga, I., Núñez-Vázquez, E. J. et al. (2010). Ecological and physiological studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific: A review. *Marine Drugs*, 8(6), 1935-1961. doi:10.3390/md8061935.
- Band-Schmidt C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. & Hernández-Sandoval, F. E. (2011). El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica*, 21(3), 381-413.
- Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. (2015). *Freshwater algae: identification, enumeration and use as bioindicators* (2a ed.). U.S.A. John Wiley & Sons.
- Benítez, T. J., Dávila, F. A & Montalvo, A. (1988). Ciclo Anual del Plancton en la Bahía de Salina Cruz, Oaxaca y zonas adyacentes (Febrero-1984-Enero-1985). *Dirección General de Oceanografía Naval, Secretaría de Marina*. D.F, México.
- Bravo-Sierra, E. & Hernández-Becerril, D. U. (2003). Parmales (Chrysophyceae) from the Gulf of Tehuantepec, Mexico, including the description of a new species, *Tetraparma insecta* SP. NOV., and a proposal to the taxonomy of the group. *Journal of Phycology*, 39(3), 577-583. doi:10.1046/j.1529-8817.2003.02181.x
- COFEPRIS. (2018). Antecedentes de Presencia de Marea Roja en Costas Nacionales. Comisión Federal de Protección Contra Riesgos Sanitarios. Recuperado de: <https://www.gob.mx/cofepris/documentos/presencia-de-marea-roja-en-costas-nacionales-durante-2003>.

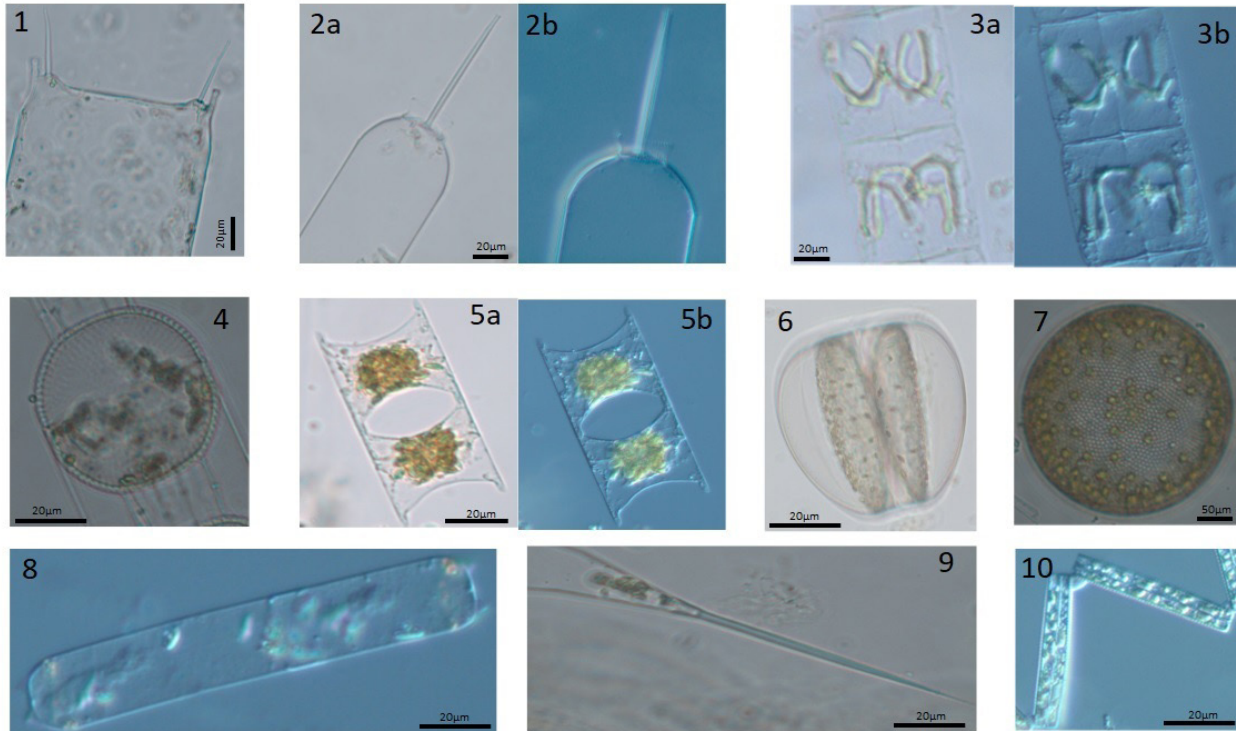
- Cupp, E. E. (1943). *Marine plankton diatoms of the west coast of North America*. USA: Berkeley. University of California Press.
- Dodge, J.D & Marshall, H.G. (1994). Biogeographic análisis of the armored planktonic dinoflagellate *Ceratium* in the North Atlantic and adjacent seas. *Journal of Phycology*, 30, 905-922.
- Durán-Riveroll, L. M., Band-Schmidt, C. J., Okolodkov, Y. B. & Almazán-Becerril, A. (2019). Florecimientos algales nocivos en las costas de México: estado actual y perspectivas. En: Botello, A. V., Villanueva, S. & Gutiérrez, J. eds. *Costas y Mares Mexicanos: Contaminación, Impactos, Vulnerabilidad y Cambio Climático*. p. 277-312. México: UNAM EPOMEX.
- Edler, L. & M. Elbrächter. (2010). The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis. En: Karlson B., A. Cusak y E. Bresnan eds. *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton*. pp. 13-20. Paris, UNESCO.
- Esqueda-Lara, K., & Hernández-Becerril, D. U. (2010). *Dinoflagelados microplanctónicos marinos del Pacífico central de México (Isla Isabel, Nayarit y costas de Jalisco y Colima)*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. México. 206 pp.
- Ferrario, M. E., Sar, E. A. & Sala, S. (1995). Metodología básica para el estudio del fitoplancton con especial referencia a las diatomeas. En: Alveal, K., Ferrario, M. E, Oliveira, E. C. & Sar, E. A. eds. *Manual de métodos ficológicos*. pp. 1-24. Chile: Universidad de Concepción.
- Field, C. B., Behrenfeld, M. J. Randerson J. T. & Falkowski, P. G. (1998). Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281, 237–240.
- Gaines, G. & Elbrächter M. (1987). Heterotrophic nutrition. En: F. J. R. Taylor (Ed.) *The Biology of Dinoflagellates*. Blackwell, Oxford. pp. 224-268.
- Gama-Flores, J. L., Pavón Meza, L., Fernández Araiza, M., Ramírez Pérez, T. & Ángeles López, O. (2010). *Análisis de calidad del agua: relación entre factores bióticos y abióticos*. México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. México.
- Gárate-Lizárraga, I. (2008). Nuevos registros de dinoflagelados planctónicos para el Golfo de Tehuantepec, México. *CICIMAR Oceánides*, 23(1), 55-65. doi.10.37543/oceanides.v23i1-2.45
- Gárate-Lizárraga, I. (2012). Proliferation of *Amphidinium carterae* (Gymnodiniales: Gymnodiniaceae) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *CICIMAR Oceánides*, 27(2), 1-13.
- Gárate-Lizárraga, I., C.A. Poot-Delgado, E.R. Ramírez-Castillo, y M.H. Páez-Hernández, (2013). Proliferation of *Pseudo-nitzschia brasiliensis* and *P. cf. pseudodelicatissima* (Bacillariophyceae) in the Estero Santa Cruz, northern Gulf of California, Mexico. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 48, 393-399.
- Gárate-Lizárraga, I., Muñetón-Gómez, M. S., Pérez-Cruz, B. & Díaz-Ortiz, J. A. (2014). Bloom of *Gonyaulax spinifera* (Dinophyceae: Gonyaulacales) in Ensenada de La Paz Lagoon, Gulf of California. *CICIMAR, Oceánides*, 29(1), 11-18. doi.10.37543/oceanides.v29i1.130
- Geider, R. J., Moore, C. M. & Suggett, D. J. (2014). Ecology of marine phytoplankton En: Monson, RK, (ed.) *Ecology and the Environment*. Springer, 1 – 41.
- González-Lozano, M. C., Méndez-Rodríguez, L. C., López-Veneroni D. G. & Vázquez-Botello, A. (2006). Evaluación de la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Interciencia*, 31(9), 647-656.
- Hallegraeff, G. M., Anderson D. M. & Cembella, A. D. (1995). *Manual on harmful marine microalgae. IOC Manuals and Guides No. 33* (1st ed.). France: UNESCO.
- Hammer, O., Harper, D.A.T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica*, 4, 1-9.
- Hasle, G. R. & Syvertsen, E. E. (1997). Marine diatoms. En: Tomas, C. R. ed. *Identifying marine diatoms and dinoflagellates* (1st ed.). pp. 5-385. San Diego, USA: Academic Press.
- Hernández-Becerril, D. U. (1998). Species of the planktonic diatom genus *Pseudo-nitzschia* of the Pacific coast of Mexico. *Hydrobiologia*, 379, 77-84.
- Hernández-Becerril D. U. (2014). Biodiversidad de algas planctónicas marinas (Cyanobacteria, Prasimophyceae, Euglenophyta, Chrysophyceae, Dictyochophyceae, Eustigmatophyceae, Parmophyceae, Raphidophyceae, Bacillariophyta, Cryptophyta, Haptophyta, Dinoflagellata) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85: S44-S53.
- Hernández-Becerril, D. U. & Aké-Castillo, J. A. (2001). New observations on the morphology of the marine planktonic diatom *Chaetoceros seychellarus* and taxonomic implications. *Nova Hedwigia*, 72, 399-408 doi.10.1127/nova.hedwigia/72/2001/399.

- Hernández-Becerril, D. U. & Barón-Campis, S. A. (2008). A new species of the diatom genus *Fryxelliella* (Bacillariophyta), *Fryxelliella pacifica* sp. nov., from the tropical Mexican Pacific. *Phycological Research*, 56, 149-155.
- Hernández-Becerril, D. U., Ceballos-Corona, J. G., Esqueda-Lara, K., Tovar-Salazar, M. A. & León-Álvarez, D. (2008). Marine planktonic dinoflagellates of the order Dinophysiales (Dinophyta) from coasts of the tropical Mexican Pacific, including two new species of the genus *Amphisolenia*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 8, 1-16.
- Hernández-Becerril, D. U., Barón-Campis, S. A., Ceballos-Corona, J. G., Rodríguez-Alonso, R., Rincón-Reyes, K. M. et al. (2021). *Catálogo de fitoplancton del Pacífico central mexicano, Cruceros "MareaR" (2009-2019)*. B/O "El Puma". México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Janssen, A. B. G., Hilt, S., Kosten, S., de Klein, J. J. M., Paerl, H. W., & Van de Waal, D. B. (2020). Shifting states, shifting services: Linking regime shifts to changes in ecosystem services of shallow lakes. *Freshwater Biology*, 66, 1- 12. doi.org/10.1111/fwb.13582.
- Lara-Lara, J. R., Robles-Jarero, E. G., Bazán-Guzmán, M. C. & Millán-Núñez, E. (1998). Productividad del Fitoplancton. En: Tapia-García, M. ed. *El Golfo de Tehuantepec: El ecosistema y sus recursos*, pp. 51-58. México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Licea, S., Moreno, J. L., Santoyo, H. & Figueroa, G. (1995). *Dinoflageladas del Golfo de Baja California*. México: Universidad Autónoma de Baja California Sur, SEPFOMES y PROMARCO.
- López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., Band-Schmidt, C. J., Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Sandoval, F. E. et al. (2015). Mass fish die-off during a diatom bloom in the Bahía de La Paz, Gulf of California. *Hidrobiológica*, 1, 39-48.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p.
- Martínez-Laguna, N., Sánchez-Salazar, M., & Casado, I. (2002). Istmo de Tehuantepec: un espacio geoestratégico bajo la influencia de intereses nacionales y extranjeros. Éxitos y fracasos en la aplicación de políticas de desarrollo industrial (1820-2002). *Investigaciones geográficas*, 49, 118-135. ISSN: 2448-7279.
- Martínez-López, A., Escobedo-Urías, D., Reyes-Salinas, A. & Hernández-Real, M. T. (2007). Phytoplankton response to nutrient runoff in a large lagoon system in the Gulf of California. *Hidrobiológica*, 17, 101-112.
- Meave del Castillo, M. E. & Hernández-Becerril, D. U. (1998). Fitoplancton. En: Tapía-García, M. ed. *El Golfo de Tehuantepec: El ecosistema y sus recursos*. pp. 59-74. México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Meave Del Castillo, M. E., Zamudio-Reséndiz, M. Aké-Castillo, J. A., Guerra-Martínez S. L. & Barbosa-Ledezma, I. F. (2003). Biodiversidad de diatomeas (Bacillariophyta) en la columna de agua del Pacífico de mexicano. En: Barreiro-Güemes, M. T., Meave, M. E., Signoret-Poillon, M. & Figueroa-Torres, M. G. eds. *Planctología Mexicana*. México: Sociedad Mexicana de Planctología A.C.
- Meeson, B.W. & Sweeney, B.M. (1982). Adaptation of *Ceratium furca* and *Gonyaulax polyedra* (DINO-PHYCEACE) to different temperatures and irradiances: Growth rates and cell volumes. *Journal of Phycology*, 18, 241-245.
- Millero, F. J. & Sohn, M. L. (1992). *Chemical Oceanography*. CRC Press, INC. USA. 531 p.
- Monreal-Gómez, M. A. & Salas, D. A. (1998). Dinámica y estructura termohalina. En: Tapia-García, M. ed. *El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos*. México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Montresor, M. & Tomas, C. R. (1988). Growth and probable gamete formation in the marine dinoflagellate *Ceratium schrankii*. *Journal of Phycology*, 24, 495-502.
- Morales, E. (1990). Estudio de sedimentos fosfatados en el Golfo de Tehuantepec, México. (Tesis de maestría). UNAM, Distrito Federal.
- Moreno Ruiz, J. L., Licea, S. & Santoyo, H. (1996). *Diatomeas del Golfo de Baja California*. México: Universidad Autónoma de Baja California Sur, SEPFOMES y PROMARCO.
- Moreno, G. M. (2015). Afectaciones a la biota por la actividad de PEMEX en las costas de Salina Cruz, Oaxaca. (Tesis de Maestría). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Unidad Académica de los ciclos profesional y de posgrado del colegio de ciencias y humanidades. Ciudad de México, México.
- Okolodkov, Y. B. (1996). Net phytoplankton from the Barents Sea and Svalbard Waters collected on the cruise of the R/V "Geolog Fersman" in July-September 1992, with emphasis on the *Ceratium* species as biological indicators of the Atlantic waters. *Botanical Journal Russian Academy Science*, 10, 1-9.

- 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. En: Steidinger, K. A., Landsberg, J. H., Tomas, C. R. & Vargo, G. A. eds. *Harmful Algae 2002. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission*. France: Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. pp. 514-516.
- Ortega-García, S. Trigueros-Salmeron, J., Rodríguez-Sánchez, R. Lluch-Cota, S. & Villalobos, H. (2000). El Golfo de Tehuantepec como un centro de actividad biológica y su importancia en las pesquerías. En: Lluch-Belda, D., Elourduy-Garay, J., Lluch-Cota, S. & Ponce-Díaz, G. eds. BAC. *Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano*. Centro de investigaciones Biológicas del Noroeste, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.
- Owen, R. W., & Zeitzschel B. (1970). Phytoplankton production. Seasonal change in the oceanic eastern tropical Pacific. *Marine Biology*, 7, 32-36.
- 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, 1375-1393.
- Reguera, B., Riobó, P., Rodríguez, F., Díaz, P., Pizarro, G. et al. (2014). *Dinophysis* toxins: causative organisms, distribution and fate in shellfish. *Marine Drugs*, 12, 394-461.
- Robles-Jarero, E. G. (1991). Productividad y biomasa del fitoplancton en el Golfo de Tehuantepec, bajo el forzamiento invernal de los vientos. (Tesis de Maestría). CICESE, México.
- Robles-Jarero, E.G., & Lara-Lara, J. R. (1993). Phytoplankton productivity in the Gulf of Tehuantepec. *Journal of Plankton Research*, 15, 1341-1358.
- Round, F. E., Crawford, R. M. & Mann, D. G. (1990). *The diatoms: Biology and Morphology of the genera* (1st ed.). United Kingdom: Cambridge University Press.
- Sahraoui, I., Bates, S. S., Bouchouicha, D., Mabrouk, H. H. & Hlaili, A. S. (2011). Toxicity of *Pseudonitzschia* populations from Bizerte Lagoon, Tunisia, southwest Mediterranean, and first report of domoic acid production by *P. brasiliana*. *Diatom Research*, 26, 293-303.
- 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, 240-7.
- Sierra-Beltrán, A. P., 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., Cortés-Altamirano, R., Gallo-Reynoso, J. P., Licea, S. & Egido-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, IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms*, 29, 6-8.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995). *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. 3a ed. W.H. Freeman and Co. New York.
- Steidinger, K.A. & Tangen, K. (1997). Dinoflagellates. En: Tomas C. R. ed. *Identifying marine diatoms and dinoflagellates*. pp. 387-598. San Diego: Academic Press.
- Tapia-García, M., García-Abad, M., Carranza-Edwards & Vázquez-Gutiérrez. (2007). Environmental characterization of the continental shelf of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Geofísica Internacional*, 46 (4), 249-260.
- Valenzuela-Sánchez, C. G., Pasten-Miranda, N. M. A., F. Enríquez-Ocana, L. Barraza-Guardado R. H., Valdez Holguin, J. E. & Martínez-Córdova, L. R. (2021). Phytoplankton composition and abundance as indicators of aquaculture effluents impact in coastal environments of mid Gulf of California. *Journal Heliyon*, 7(2), 1-9.
- Vázquez Gutiérrez, F., López S., Ramírez Álvarez, A., Turner Garces, M., Castillo, F & Alexander Valdés, H. (1998). La química del agua. En: Tapia-García, M. ed. *El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos*. México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Vázquez, G., Aké-Castillo, J. A. y Orduña-Medrano, R.E. (2021). *Catálogo de Fitoplancton de Sistemas Costeros del Golfo de México y Mar Caribe*. Río Tuxpan, estero Tumilco, estero Jácome, laguna La Mancha, río Tonalá, Ría Lagartos e isla de Cozumel. cemie-Océano, Universidad Autónoma de Campeche. 160 p.
- Wirki, K. (1967). Circulation and water masses in the Eastern Equatorial Pacific Ocean. *Journal of Oceanology and Limnology*, 1(2), 117-147.

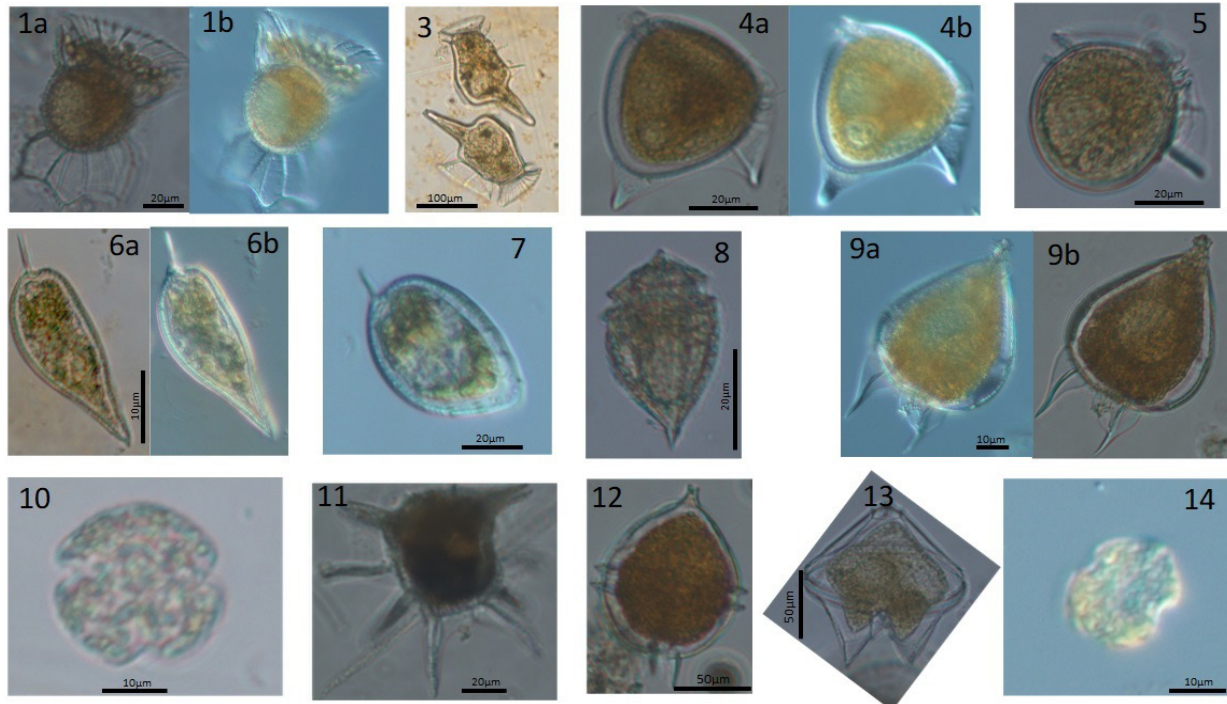
Woolrich-Arriola, A., Aké-Castillo, J. A. & Torres-Ariño, A. (2019). Descripción de especies de diatomeas del género *Actinoptychus* de la costa de Oaxaca, México. *Acta Botánica Mexicana*, 126, e1460. doi.10.21829/ abm126.2019.1460.

Anexo 1



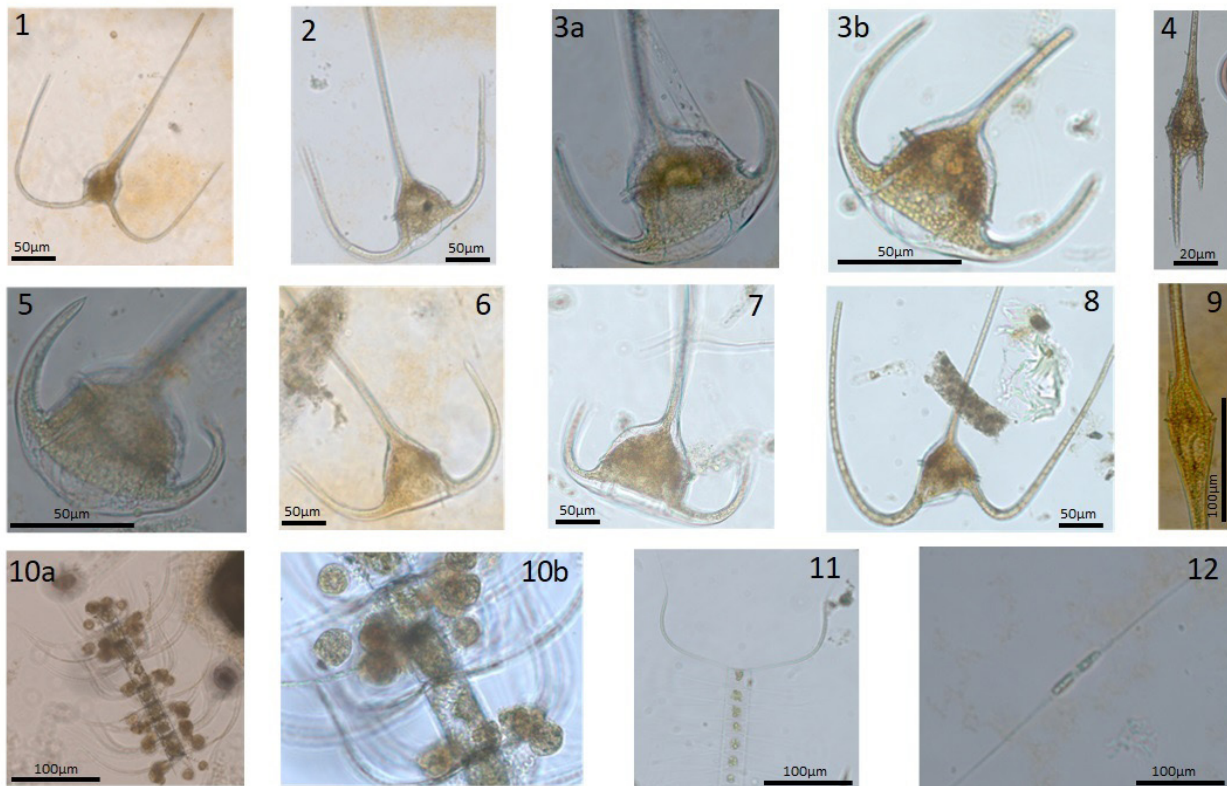
Diatomeas registradas en la costa de Salina Cruz. 1) *Odontella sinensis*, 2a-b) *Dytilum brighwellii*, 3a-b) *Meuniera membranacea*, 4) *Stephanopyxis turris*, 5a-b) *Hemiaulus membranaceus*, 6) *Coscinodiscus granii*, 7) *Coscinodiscus radiatus*, 8) *Cerataulina pelagica*, 9) *Rhizosolenia setigera*, 10) *Thalassionema nitzschioides*.

Anexo 2



Dinoflagelados registrados en la costa de Salina Cruz. 1a-b) *Ornithocercus magnificus*, 3) *Dinophysis caudata*, 4a-b) *Phalacroma doriphora*, 5) *Dinophysis* cf. *rotundata*, 6a-b) *Prorocentrum gracile*, 7) *Prorocentrum micans*, 8) *Corythodinium tessellatum*, 9a-b) *Podolampas bipes*, 10) *Karenia mikimotoi*, 11) *Ceratocorys horrida*, 12) *Protoperidinium* sp., 13) *Protoperidinium conicum* y 14) *Peridinium* sp.

Anexo 3



Dinoflagelados y diatomeas registrados en la costa de Salina Cruz. 1) *Tripos trichoceros*, 2) *Tripos muelleri* var. *atlanticus*, 3a-b) *Tripos brevis*, 4) *Tripos furca*, 5) *Tripos* cf. *arietinus*, 6) *Tripos declinatus*, 7) *Tripos brevis* var. *paralelum*, 8) *Tripos buceros*, 9) *Tripos fusus*, 10a-b) *Chaetoceros coarctatus*, 11) *Chaetoceros affinis*, 12) *Nitzschia longissima*.

CAPÍTULO 3

Microorganismos y bioluminiscencia en la Laguna de Manialtepec, Oaxaca

Ivonne Sandra Santiago-Morales
Barbara Zavala-Trujillo
Sofía Blanca-Barajas
Jennyfer Marisol Pérez-Pérez
Oscar Salinas-Jijón
Carolina Valeriano-Osorio
Yolanda Huante-González
Areli Marisol Ríos-Martínez

Resumen

La bioluminiscencia representa una de las formas de comunicación más fascinantes que ocurre en organismos vivos, y se produce a partir de reacciones que emiten luz ecológicamente funcional. Entre los organismos bioluminiscentes que habitan en zonas marinas destacan las bacterias y los dinoflagelados. La laguna de Manialtepec, se ha caracterizado por tener una comunicación limitada con el mar y presentar bioluminiscencia permanente en algunas zonas de la laguna. Considerando lo anterior, el objetivo del presente estudio, fue analizar la comunidad de organismos asociados al fenómeno de bioluminiscencia. Para ello, a partir de muestras de agua y utilizando microscopia óptica y de epifluorescencia se cuantificaron organismos del fitoplancton y bacterias. Solo dos estaciones evaluadas presentaron bioluminiscencia, y en ellas se encontraron representando entre el 68 y 76% de la microbiota, a *Archaeoperidinium minutum* (*Protoperidinium minutum*) y *Alexandrium ostenfeldii*, dinoflagelados reconocidos como productores de bioluminiscencia en otras localidades, por lo que su presencia podría asociarse a la bioluminiscencia registrada. Por otro lado, el aislamiento de dos cepas de bacterias, confirmó su papel en la producción de luminiscencia. Se sugiere confirmar con métodos moleculares la identidad, tanto de las bacterias aisladas, como de los dinoflagelados, y evaluar la producción de bioluminiscencia, a partir del aislamiento y cultivo de los dinoflagelados.

Palabras clave

Bioluminiscencia, dinoflagelados, *Alexandrium ostenfeldii*, bacterias, Pacífico mexicano.

Microorganisms and bioluminescence in Manialtepec lagoon, Oaxaca

Abstract

Bioluminescence represents one of the most fascinating forms of communication that occurs in living organisms, is produced from reactions that emit ecologically functional light. Among the bioluminescent organisms that inhabit marine areas, bacteria and dinoflagellates stand out. The lagoon of Manialtepec, has been characterized by having a limited communication with the sea and present permanent bioluminescence in some areas of the lagoon. The objective of this study was to analyze the community of organisms associated with the phenomenon of bioluminescence. To do this, from water samples and using optical and epifluorescence microscopy, phytoplankton organisms and bacteria were quantified. Only two stations evaluated showed bioluminescence, and in them they were found representing between 68 and 76% of the microbiota, to *Archaeoperidinium minutum* (*Protoperidinium minutum*) and *Alexandrium ostenfeldii*, dinoflagellates recognized as producers of bioluminescence in other locations, so their presence could be associated with the recorded bioluminescence. On the other hand, the isolation of two strains of bacteria confirmed their role in the production of luminescence. It is suggested to confirm with molecular methods the identity of both the isolated bacteria and the dinoflagellates, and to evaluate the production of bioluminescence, from the isolation and culture of the dinoflagellates.

Keywords

Bioluminescence, dinoflagellates, *Alexandrium ostenfeldii*, bacterias, mexican Pacific.

Introducción

La bioluminiscencia representa una de las formas de comunicación más fascinantes que ocurre en organismos vivos, y se produce a partir de reacciones que emite luz ecológicamente funcional (Hastings, 1995; Rees *et al.*, 1998), siendo una de las características más llamativas de la bioluminiscencia la alta diversidad de mecanismos, estructuras y funciones que los organismos han desarrollado (Timsit *et al.*, 2021).

Las reacciones luminiscentes requieren gran cantidad de energía, son catalizadas por una enzima (luciferasa o fotoproteína), en las que el sustrato o molécula emisora de luz (luciferina o complejo luciferina-cofactor) es oxidado por oxígeno o algún derivado (peróxido de hidrógeno, anión superóxido), produciendo un intermediario excitado el cual emite luz en el espectro visible (400 a 700 nm) hasta su retorno al estado basal (Rees *et al.*, 1998; Haddock *et al.*, 2010; Brodl *et al.*, 2018).

La bioluminiscencia se puede presentar en especies de animales tanto vertebrados como invertebrados, plantas, hongos, insectos y bacterias (Haddock, *et al.*, 2010; Sáenz & Nevárez, 2010). En su mayoría los organismos bioluminiscentes habitan en zonas marinas, se encuentran en las profundidades o son especies planctónicas, incluyen bacterias, radiolarios, dinoflagelados, ctenóforos, cnidarios, nemertinos, poliquetos, moluscos, quetognatos, crustáceos, pignogónidos, hemicordados, equinodermos, tunicados, peces óseos, rayas y tiburones (Latz *et al.*, 2004; Uribe & Montecino, 2007; Haddock *et al.*, 2010; Moline *et al.*, 2013; Kahlke & Umbers, 2016).

Diversos estudios han mostrado que los organismos unicelulares se comunican utilizando una amplia variedad de señales químicas o físicas. La luz modula diversas respuestas fisiológicas y conductuales de las bacterias, y sus relaciones hospedero-simbiotes, esto incluye la modulación de virulencia, adherencia, crecimiento o formación de biofilms. Las bacterias bioluminiscentes ocupan una gran variedad de hábitats y estilos de vida, adaptándose a diversos nichos ecológicos (Rojas-Alfaro *et al.*, 2020).

De 700 géneros de organismos marinos que producen bioluminiscencia, el 80% corresponden a relaciones simbióticas con bacterias, y su distribución geográfica abarca desde los polos hasta aguas tropicales (Rojas-Alfaro *et al.*, 2020). Las bacterias se han reportado como organismos de vida libre, asociados a peces y cefalópodos o formando relaciones simbióticas en órganos lumínicos de organismos como el calamar *Euprymna scolopes* (Kola & Masilamani, 2017), peces *Photoblepharon* sp. y *Leiognathus* sp., y medusas como *Atolla* sp. (Witze, 2018).

Los dinoflagelados son los eucariotas unicelulares luminiscentes mejor caracterizados, conocidos ampliamente debido a que pueden formar proliferaciones algales, por lo que se relacionan con las “bahías bioluminiscentes”, las cuales se han convertido en destinos turísticos (Haddock *et al.*, 2010). En los dinoflagelados, la emisión de luz ocurre en organelos específicos llamados escintilones, e inicia con un estresor físico que deforma su membrana y dispara una serie de reacciones que ocurren entre 12 y 20 ms⁻¹, involucrando señalización de receptores acoplados a proteína G (Chen *et al.*, 2007), iones calcio (Von Dassow & Latz, 2002), y apertura del canal de protones (H⁺), los cuales inducen la acidificación de los escintilones y regulan la oxidación catalítica de la luciferina por la luciferasa regulada a partir del pH, produciendo flashes lumínicos (Figura 1) (Latz *et al.*, 2008), en el espectro de 474 a 476 nm con duración e intensidad especie-dependiente (Johnson *et al.*, 1985; Schultz *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2011).

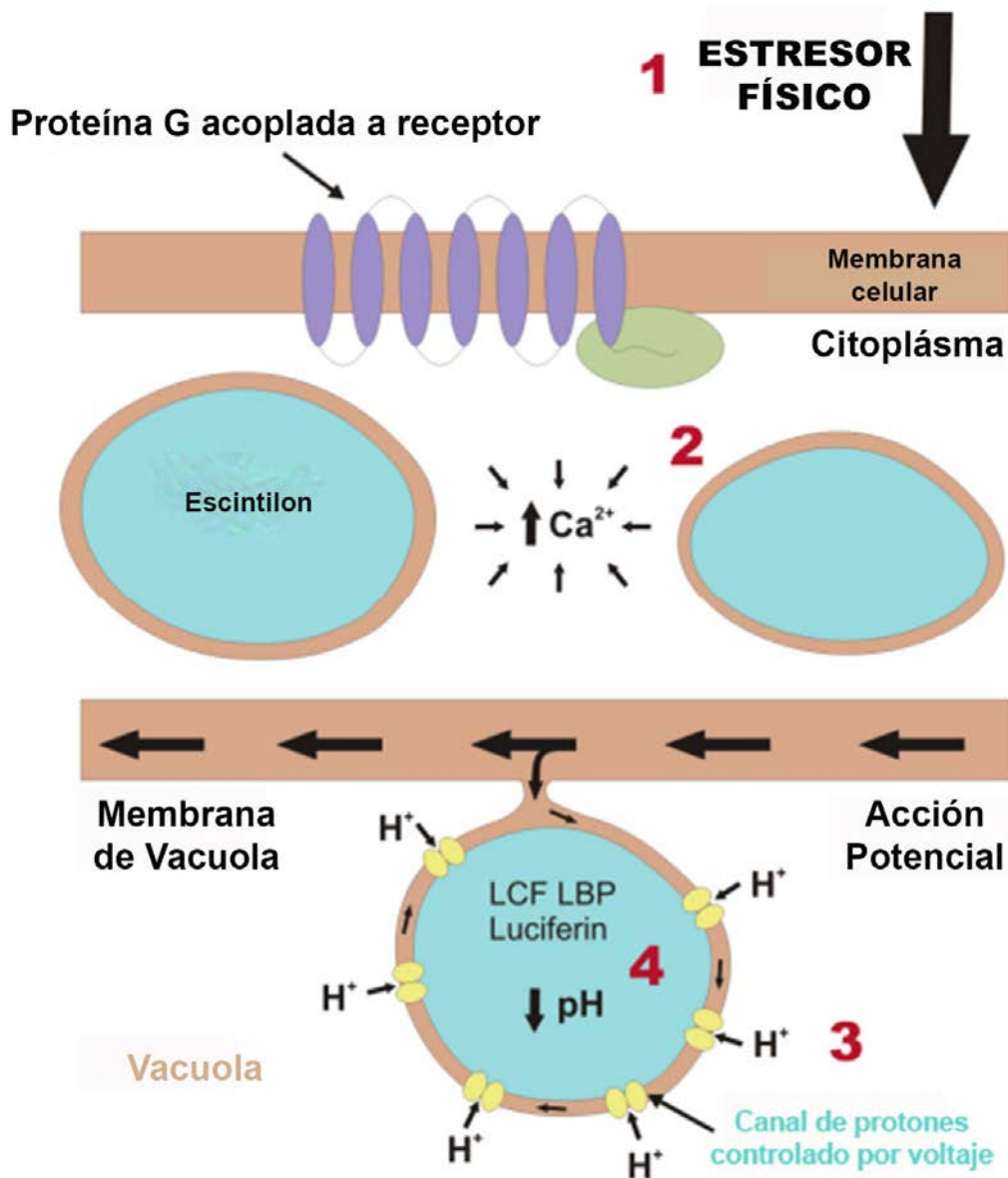


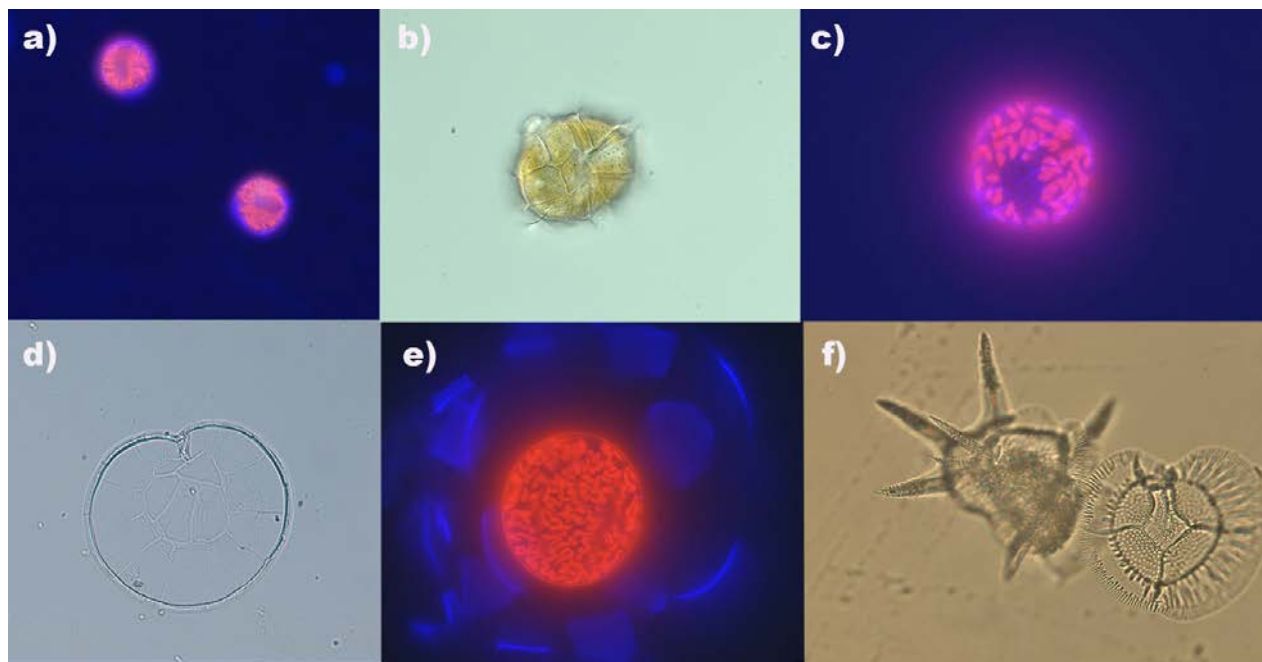
Figura 1. Representación esquemática de las reacciones que tienen lugar para la generación de la bioluminiscencia en una parte de la célula de dinoflagelados (Modificado de Valiadi & Iglesias-Rodríguez, 2013).

De las 1555 especies de dinoflagelados, existen al menos 18 géneros luminiscentes (Baker *et al.*, 2008), que incluyen aproximadamente 70 especies (Marcinko *et al.*, 2013; Valiadi & Iglesias-Rodríguez, 2013). Siendo los géneros más comunes *Noctiluca*, *Protoperidinium*, *Lingulodinium*, *Pyrocystis* y *Pyrodinium* (Widder, 2002). Otros géneros que contienen solo algunas especies bioluminiscentes son *Alexandrium*, *Protoceratium* y *tripos* (Baker *et al.*, 2008; Hardeland & Hoppenrath, 2012).

La bioluminiscencia puede tener múltiples funciones en los organismos marinos. En los organismos pequeños representa uno de los caminos más efectivos para que se comuniquen eficientemente, además se le ha atribuido una función defensiva, ya que los destellos de luz interrumpen el comportamiento de natación del zooplancton u otros depredadores y reducen su pérdida (Latz *et al.*, 2004; Haddock *et al.*, 2010; Prevett *et al.*, 2019; Timsit *et al.*, 2021).

En los dinoflagelados, la luciferina y clorofila, alternan entre la fotosíntesis y luminiscencia, en un ciclo circadiano (Mittag *et al.*, 1998). En regiones poco profundas e iluminadas se tienen áreas de elevada concentración de nutrientes, que permite una alta concentración de biomasa fitoplanctónica, lo cual se refleja en la acumulación de clorofila *a*. Por lo que, en diferentes lugares existe una relación directa entre Chl-*a* y bioluminiscencia (Lieberman *et al.*, 1987; Cussatlegras *et al.*, 2001).

En la costa de Oaxaca, derivado del análisis de fitoplancton presente en muestras de agua provenientes de diversos estudios, se han registrado diversos géneros de dinoflagelados reconocidos como productores de bioluminiscencia (Figura 2).



La figura continúa en la página siguiente.

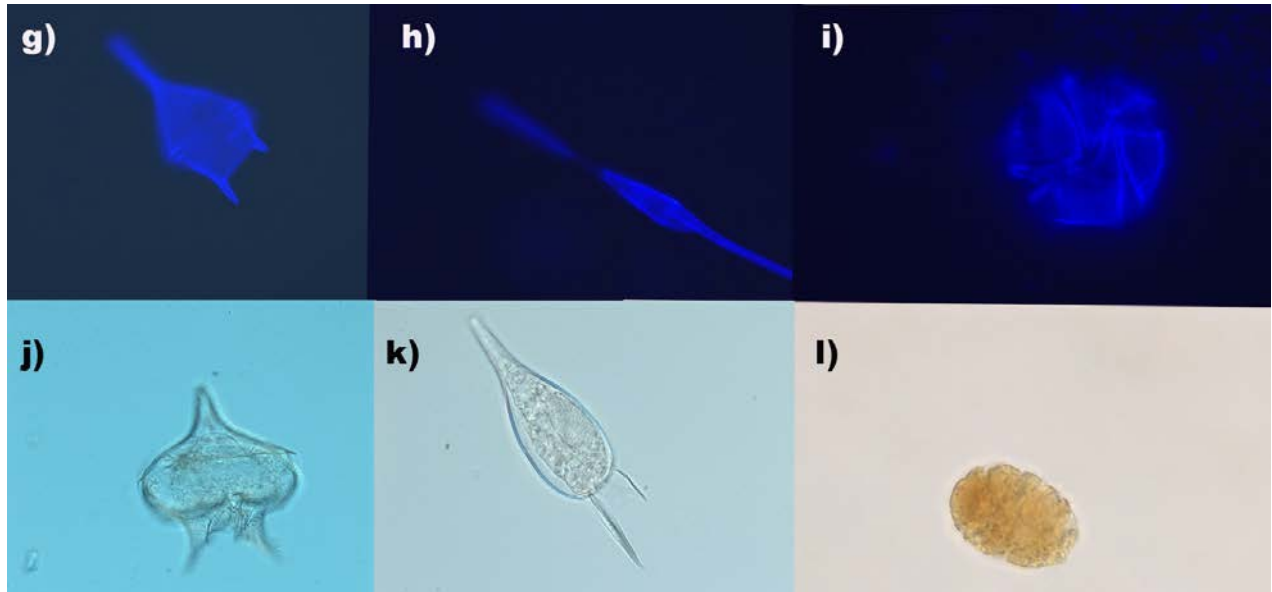


Figura 2. Micrografías de géneros de dinoflagelados bioluminiscentes que se han registrado en la costa de Oaxaca. (a, c y e) Imágenes compuestas que muestran la autofluorescencia de los cloroplastos (rojo), rodeados por la teca del dinoflagelado etiquetada con calcoflúor (azul). a) *Lingulodinium*, c) *Alexandrium*, e) *Fragilidium*. (b, d, f, j, k, l) Micrografías de luz de b) *Pyrodinium*, d) *Pyrophacus*, f) *Ceratocorys*, j-k) *Protoperidinium* y l) *Polykrikos*. (g, h, e i) Imágenes que muestran las tecas de los dinoflagelados, etiquetada con calcoflúor (azul). g-h) *Triplos*, e i) *Gonyaulax*.

La laguna de Manialtepec se distingue por presentar bioluminiscencia de manera permanente. En los últimos años, su comunicación con el mar había sido limitada, por lo que su comportamiento ecológico no reflejaba fluctuaciones. Sin embargo, a inicios de octubre del 2019, el paso del ciclón tropical “Narda” permitió de manera repentina su comunicación con el mar, resultando en el cambio de la coloración del agua (rosa) y reducción en la bioluminiscencia, condición que se volvió a presentar en octubre de 2020. Considerando lo anterior, el objetivo del presente estudio es evaluar la comunidad de organismos asociados al fenómeno de bioluminiscencia.

Metodología

Área de estudio

La Laguna de Manialtepec se encuentra ubicada en los municipios de la Villa de Tututepec y San Pedro Mixtepec, Oaxaca, a 11 kilómetros al oeste de la ciudad de Puerto Escondido, Oaxaca, a los 15°56' y los 15°57' latitud norte, y los 97°10' y los 97°13' longitud oeste (Figura 3). Limita al norte con el pueblo de Las Negras, al sur con el océano Pacífico, al este con las poblaciones de la Alejandría y las Hamacas y al oeste con San José Manialtepec (Contreras-Espinosa *et al.*, 1997). La superficie de agua de la laguna

es de aproximadamente 642 ha, con 5.76 km de longitud en el sentido este-oeste y un ancho máximo de 1.24 km en el sentido perpendicular al eje antes mencionado (Google Earth). La comunicación con el mar es a través de un brazo cuyas dimensiones son 5 km de longitud, 100 metros de ancho y una profundidad que oscila entre 4.5 m en la zona cercana a la laguna y de 1.2 m cerca de la bocabarra. La profundidad promedio de la laguna es de 2.9 m, aunque se observó en el cuadrante noreste profundidades mayores a 6 m, registrando un máximo de 8.8 m en las coordenadas 15°56.191'N y 97°9.625'O (Santiago-Morales *et al.*, 2019). En época de lluvias la bocabarra ubicada en el sitio conocido como Puerto Suelo y El Carnero se abre permitiendo el intercambio de agua dulce y marina (Contreras-Espinosa *et al.*, 1997), además de que coinciden con la desembocadura del río Manialtepec que pertenece a la cuenca hidrológica RH21Cb1 (SIATL).

Según la clasificación de Lankford (1977), la Laguna de Manialtepec es una laguna del Tipo III (plataforma de barrera interna) que se caracteriza por tener depresiones inundadas en los márgenes internos del borde continental, es protegida del mar por barras arenosas que fueron formadas por la corriente litorales producto del oleaje incidente. La barra fue formada en los últimos 5 mil años que corresponde al periodo que se estableció el nivel del agua actual. Este tipo de lagunas aparece a lo largo de planicies costeras de bajo relieve con energía intermedia a alta. Se localiza principalmente sedimentación terrígena. Además, en su formación están implicados procesos geológicos marinos del tipo de Barrera de Gilbert Beaumont.

Esta región cuenta con un clima cálido subhúmedo (Awo), donde la precipitación muestra una marcada estacionalidad, con meses extremadamente secos (enero-mayo) y meses lluviosos (junio-octubre) (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009; Montoya-Rodríguez *et al.*, 2017).

La vegetación de la zona la constituyen principalmente bosque tropical caducifolio, palmar, bosque espinoso, matorrales xerófitos, manglar, vegetación acuática y subacuática; también está presente vegetación de dunas, secundarias y tierras de cultivo (Contreras-Espinosa *et al.*, 1997).

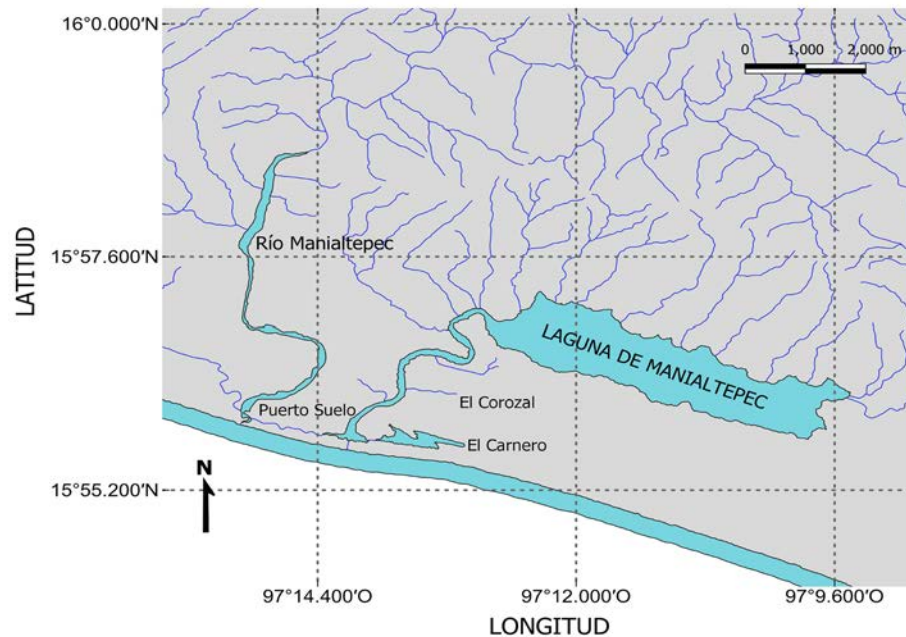


Figura 3. Mapa de la “Laguna de Manialtepec”, Villa de Tututepec y San Pedro Mixtepec, Oaxaca, México.

Obtención de muestras

Para la cuantificación del fitoplancton y bacterias, se recolectaron muestras de agua superficial (0.5-1 m) utilizando una botella Van Dorn, en diferentes puntos de la laguna en abril de 2019. Las muestras se fijaron con formol al 4% y/o glutaraldehído al 1%, se registraron datos de temperatura y oxígeno disuelto con el oxímetro (YSI 55), el valor de pH y salinidad se determinó con el multiparámetro (HACH sension156).

Las muestras para el aislamiento de bacterias se tomaron en bolsas estériles, a 20 cm de profundidad, y se transportaron a temperatura ambiente al laboratorio para su análisis hasta su determinación (tiempo menor a 12 h).

Identificación y cuantificación de fitoplancton

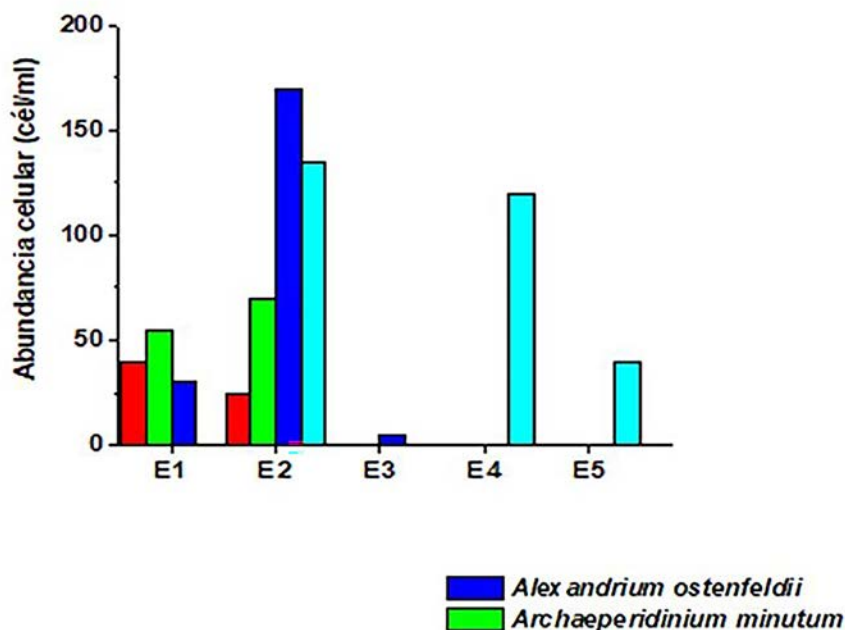
El número de células de fitoplancton presentes en las muestras previamente fijadas, se determinó utilizando una cámara Sedgewick-Rafter en un microscopio invertido Motic (AE31). Para la identificación de los organismos presentes se consideraron los caracteres morfológicos y tabulación de sus placas tecaes, para ello a 15 µl de muestra se les adicionó 1 µl de calcoflúor y el registro fotográfico se realizó utilizando un microscopio Zeiss (AxioImager A2) con cámara (AxioCam 506 color). Para la identificación de los organismos se consideró a los autores Steidinger & Tangen (1996), Yamaguchi *et al.* (2011), Almandoz *et al.* (2014) y Zhang *et al.* (2020).

Aislamiento y cuantificación de bacterias

El número de células bacterianas presentes en las muestras previamente fijadas con glutaraldehído se determinó por microscopía de epifluorescencia (Zeiss Axiolmager AII), utilizando DAPI (4,6-diamidino-2-fenilindol) como fluorocromo y una cámara de Neubauer. Para el aislamiento de bacterias, se utilizó agar Pfennig I (DSMZ 28) y se aplicó la técnica de estría cruzada (Aquiahualt-Ramos & Pérez-Chabela, 2004). Las placas se mantuvieron a 25°C, en presencia de luz hasta su crecimiento (15 a 30 días). Las colonias aisladas que presentaron bioluminiscencia, durante su crecimiento en agar, se cultivaron en medio líquido Pfennig y King B, en agitación a 150 rpm y 25°C, y fueron analizadas siguiendo la metodología para la determinación de bacterias Gram sin el uso de colorantes descrita por Fluharty & Packart (1967).

Resultados

En abril de 2019, de los cinco puntos de muestreo seleccionados, solo en las estaciones uno y dos se observó bioluminiscencia. En estas estaciones se identificaron tres especies de dinoflagelados, y se registró la presencia de bacterias, destacando por su abundancia celular en la estación dos *Alexandrium ostenfeldii* (170 cél/ml) y *Archaeoperidinium minutum* (70 cél/ml) en la estación uno (Figura 4).



La figura continúa en la página siguiente.

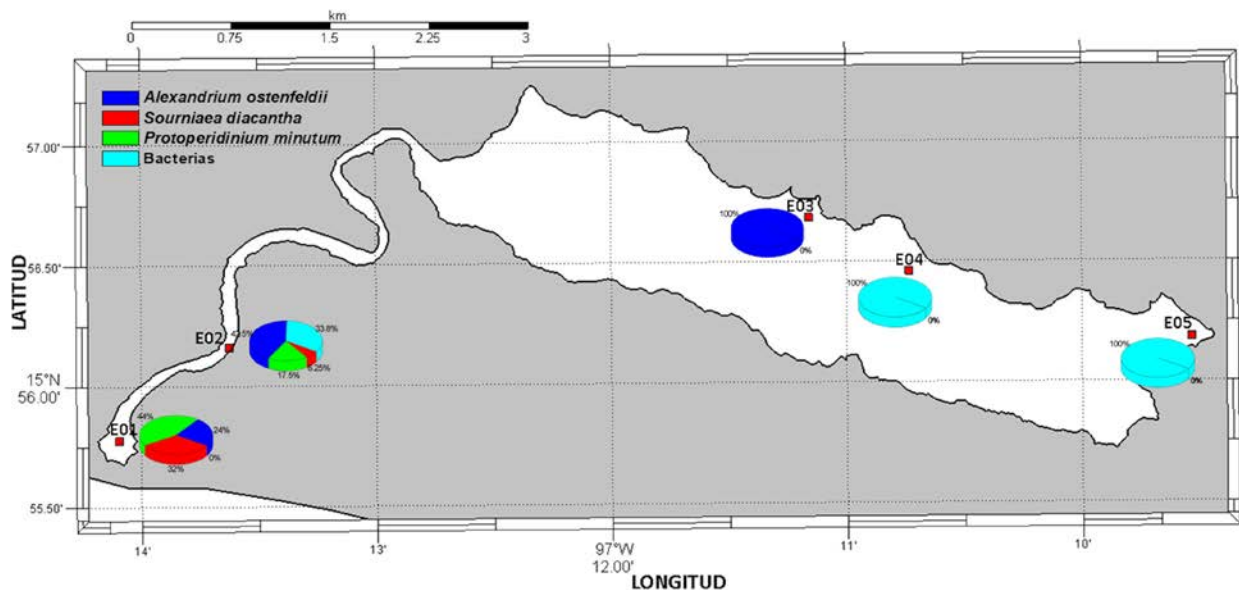


Figura 4. Distribución de microorganismos (05/Abril/2019) en la Laguna de “Manialtepec”.

Alexandrium ostenfeldii se registró en las estaciones 1, 2 y 3, con abundancias celulares de 30 cél/ml, 170 cél/ml y 5 cél/ml, representando respectivamente el 24%, 42.5% y 100% de los microorganismos identificados en estas estaciones (Figura 4), los registros de valores de salinidad se encontraron entre 5 y 8, y la temperatura entre 27 y 29°C.

Durante el análisis morfológico de las células con características de *Alexandrium* (Figura 5) se encontraron células de 35.03 μm de longitud y 36.67 μm de amplitud, de apariencia globosa, con cíngulo ligeramente excavado y márgenes ligeramente redondeados tanto para la epiteca como la hipoteca. La placa del poro apical mostró forma de “coma prominente” y se encuentra rodeada de pequeños poros. La primera placa apical (1') es estrecha y alargada, presenta un poro ventral (pv) prominente que se encuentra localizado en el punto de inflexión. La placa sulcal anterior (sa) es aproximadamente tan larga como ancha con forma triangular. La placa precingular 6'' es más ancha. Considerando la descripción de Almandoz *et al.* (2014), estas células se identificaron como *Alexandrium ostenfeldii*.

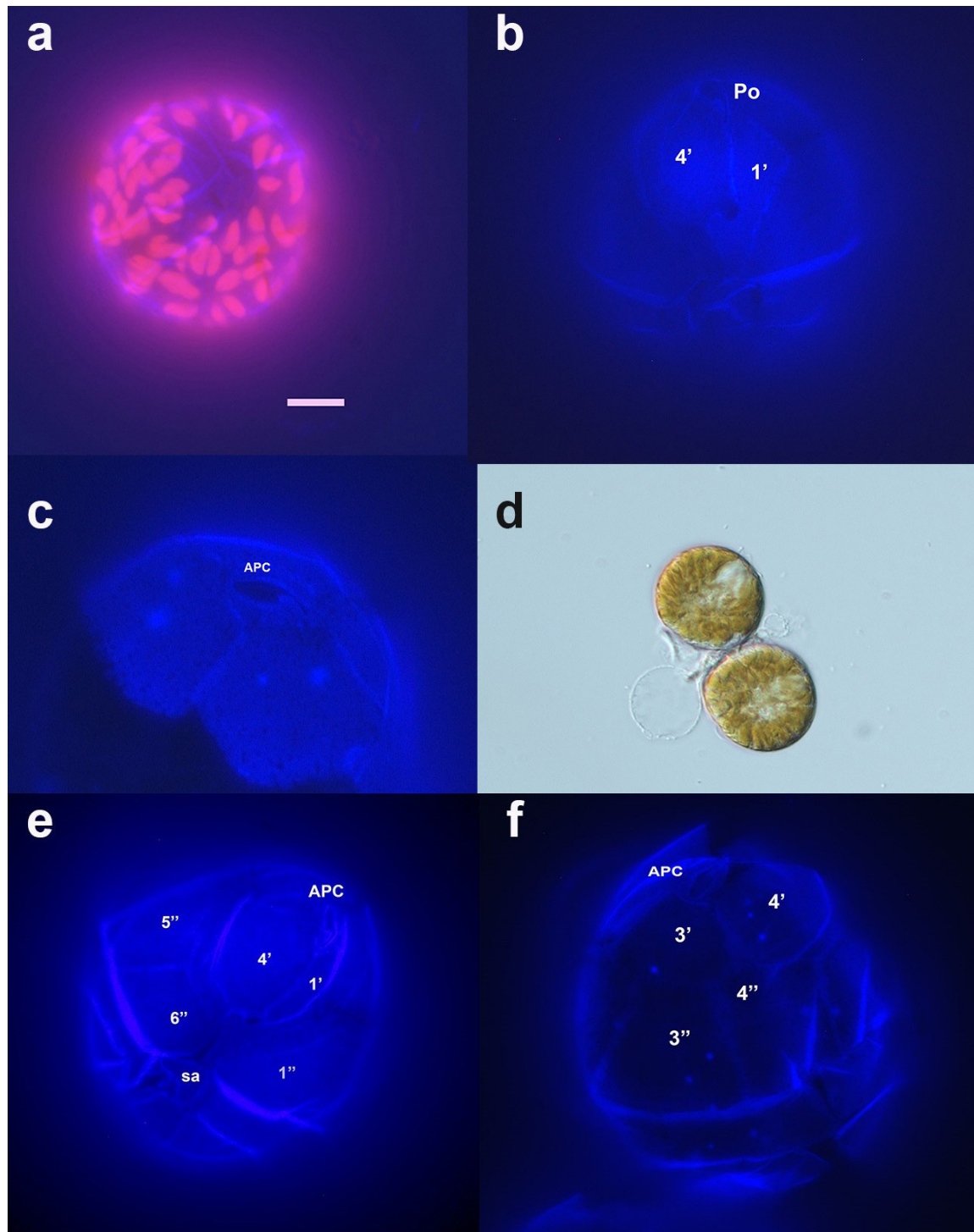


Figura 5. Micrografías de *Alexandrium ostenfeldii* de la Laguna de Manialtepec, Oaxaca. (a) Imagen compuesta que muestran el núcleo etiquetado con DAPI (azul) y la autofluorescencia de los cloroplastos (rojo), escala 10 mm, b) poro apical (Po) y placas 1' y 4', c) complejo poro apical (apc); d) células vegetativas. e) Vista ventral de un ejemplar teñido con calcoflúor mostrando el arreglo de placas y poro apical, f) Vista dorsal de un ejemplar teñido con calcoflúor mostrando el arreglo de placas.

Las abundancias de *Archaeoperidinium minutum* en las estaciones 1 y 2 fueron de 70 cél/ml y 55 cél/ml, correspondiendo respectivamente al 44% y 17.5% de la biomasa total de microorganismos en estas estaciones (Figura 4). El análisis morfológico de las células con características de *Archaeoperidinium* registraron un organismo de forma semiesférica, de epiteca cónica con poro apical prominente y sin extensiones antapicales, presentó un tamaño celular de 30.17 μm de longitud y 29.62 μm de amplitud, la placa 1' tiene forma de rombo (tipo orto) y no conecta con el cingulo, la placa 1a es más pequeña que la 2a, que es tipo alargada y ligeramente asimétrica (Figura 6). Considerando la descripción de Yamaguchi et al. (2011), estas células se identificaron como *Archaeoperidinium minutum* (*Protoperidinium minutum*).

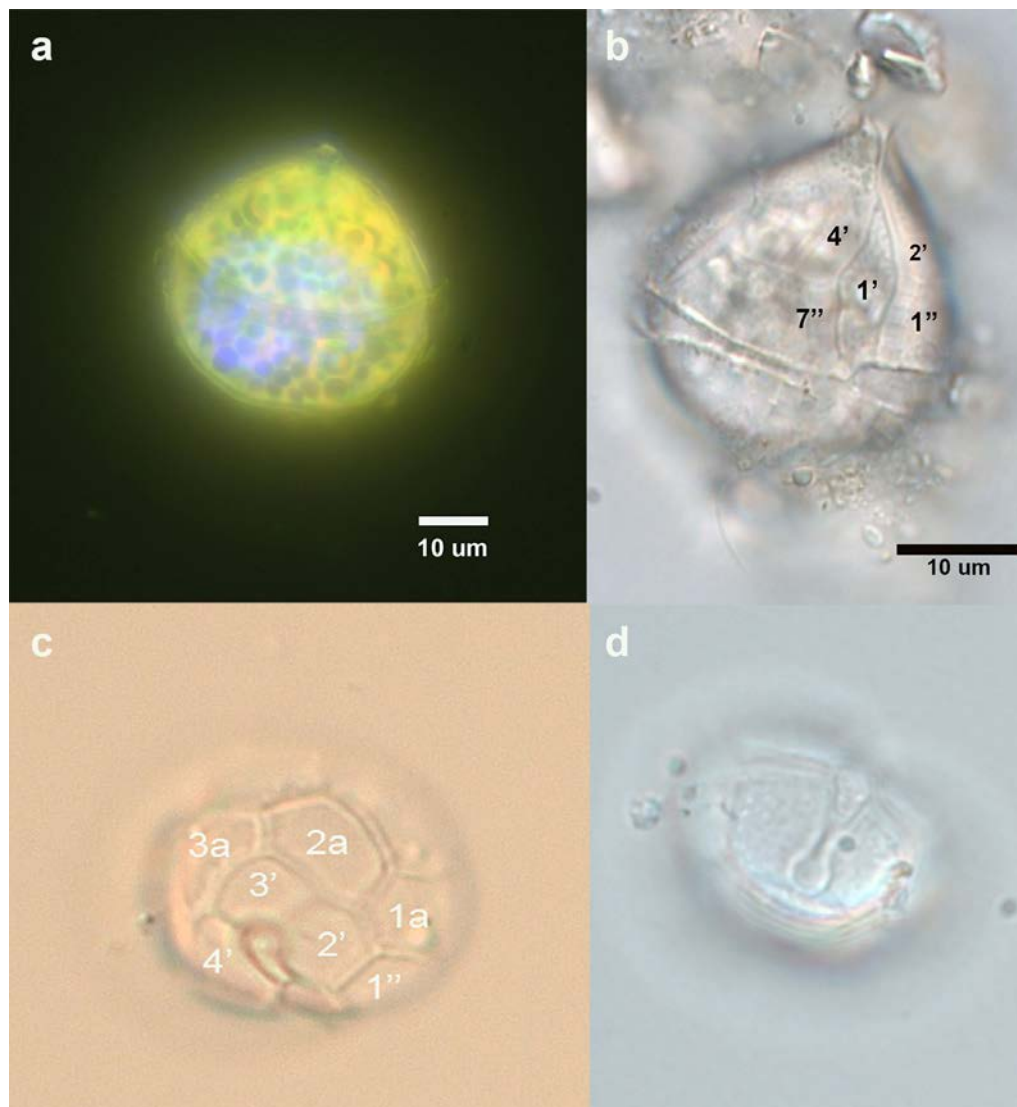
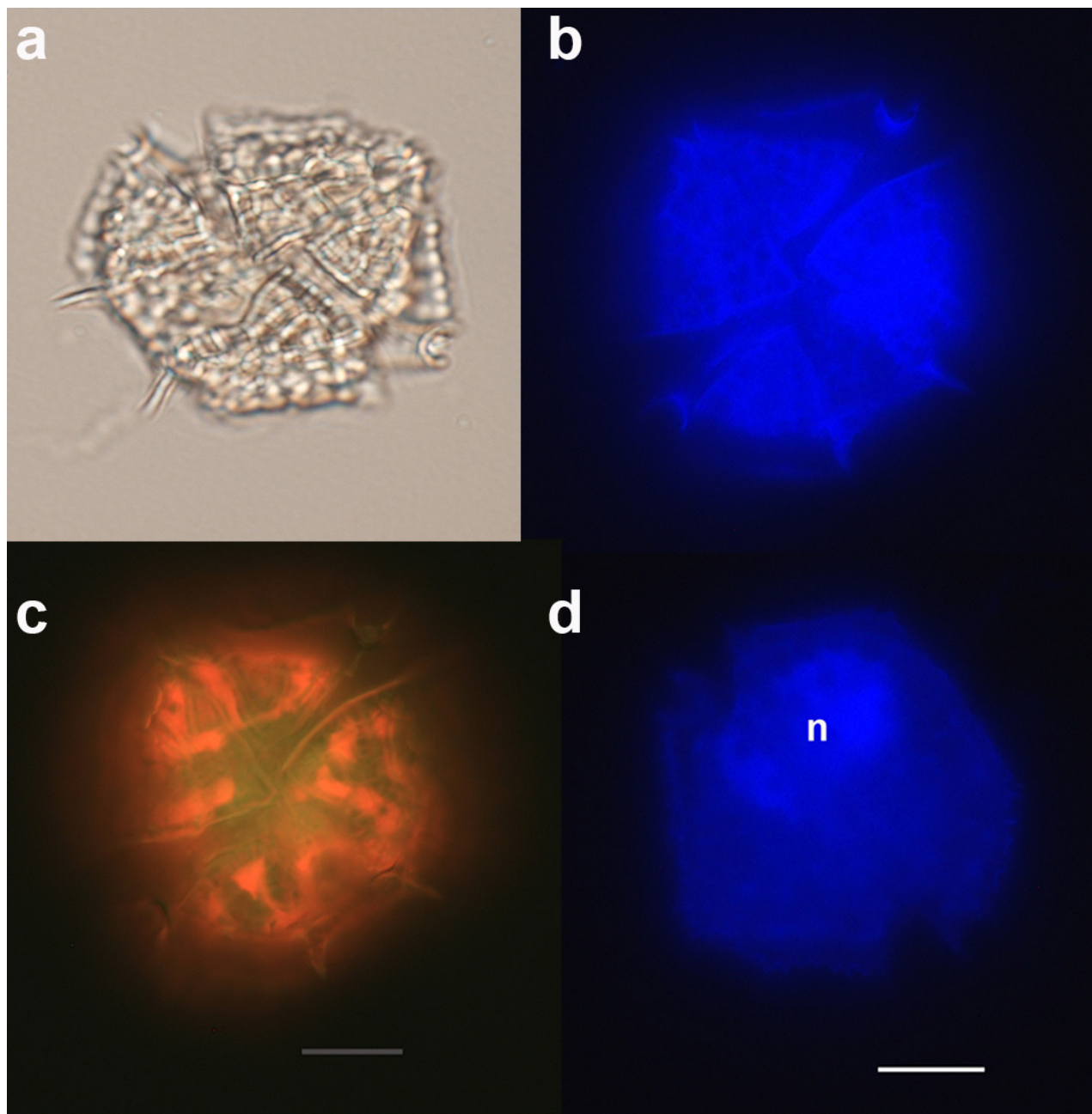


Figura 6. Micrografías de *Archaeoperidinium minutum*, de la Laguna de Manialtepec, Oaxaca. (a) Imagen compuesta que muestran el núcleo etiquetado con DAPI (azul) y la autofluorescencia de los cloroplastos (amarillo), b) Vista ventral de un ejemplar mostrando el arreglo de placas, c) vista apical de la epiteca mostrando, d) sección cingular de la hipoteca.

Las abundancias de *Sourniaea diacantha*, en las estaciones 1 y 2 fueron de 40 cél/ml y 25 cél/ml, representaron el 32% y 6.25% de la biomasa de microorganismos en estas estaciones (Figura 4).

Sourniaea diacantha (*Amilax diacantha*) es un dinoflagelado tecado (Figura 7), durante su caracterización morfológica se encontraron células con epiteca triangular, cloroplastos radiales, núcleo elongado y curvado, y superficie celular cubierta con reticulaciones, se registró un cuerno prominente, y dos espinas en su base, coincidiendo con lo descrito por (Zhang *et al.*, 2020).



La figura continúa en la página siguiente.

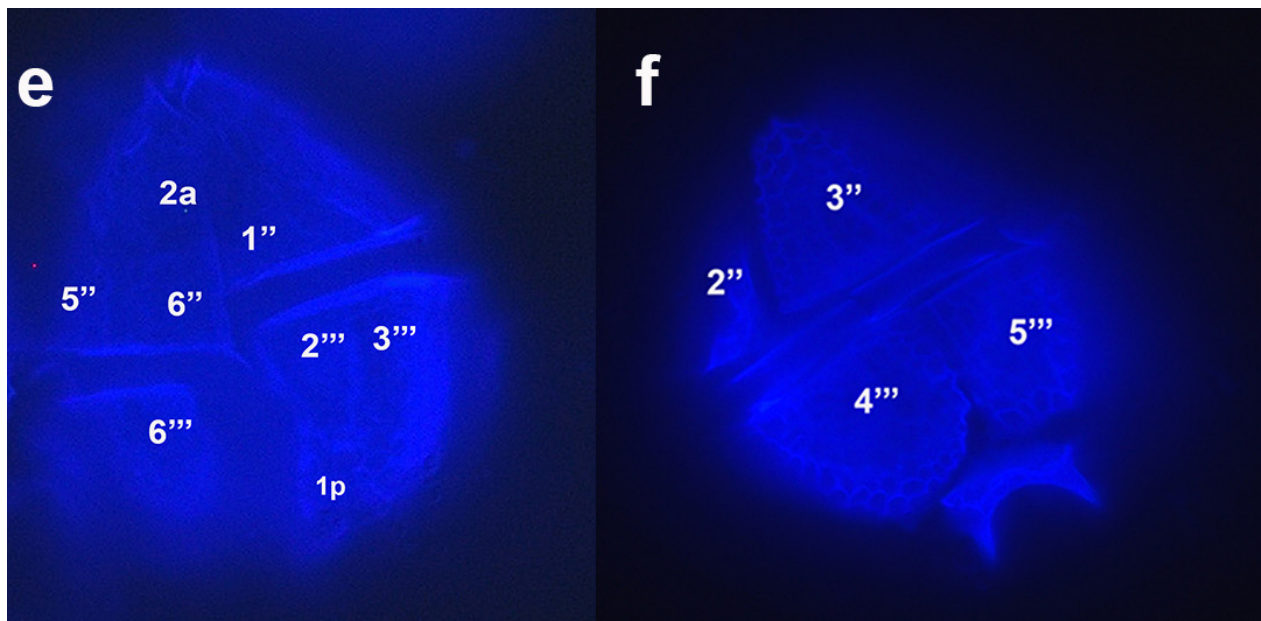


Figura 7. Micrografías de *Sourniaea diacantha* (*Amilax diacantha*) de la Laguna de Manialtepec. Oaxaca. (a y b) Vista ventral mostrando una célula vegetativa (a), y las reticulaciones de la superficie celular de un ejemplar teñido con calcoflúor (b), (c y d) Vista dorsal mostrando la autofluorescencia de los cloroplastos (rojo) (c), y la posición del núcleo (n) etiquetado con DAPI (d), e) vista ventral donde se observan las placas precingulares, placas postcingulares, segunda placa intercalar anterior 2a. y la placa posterior intercalar 1p. (f) vista dorsal de la célula donde se muestran las placas precingulares, placas postcingulares y espinas.

El análisis de bacterias mostró su presencia en las estaciones 2, 4 y 5, representando el 33.8% (135 cél/ml) de la microbiota en una de las estaciones que registró bioluminiscencia (estación 2), mientras que en las estaciones 4 y 5, representó el 100% de los microorganismos, correspondiendo a abundancias celulares de 120 y 40 cel/ml, respectivamente (Figura 4). A partir de colonias aisladas, se observó que las cepas denominadas RPM y M2C2 presentaron luminiscencia, la cual varió dependiendo del medio de cultivo utilizado. Su análisis microscópico mostró bacilos gram negativos, que producen diferente pigmentación dependiendo del medio de cultivo, formando colonias amarillas en agar King B, o colonias rojas en agar Pfenning I (Figura 8).

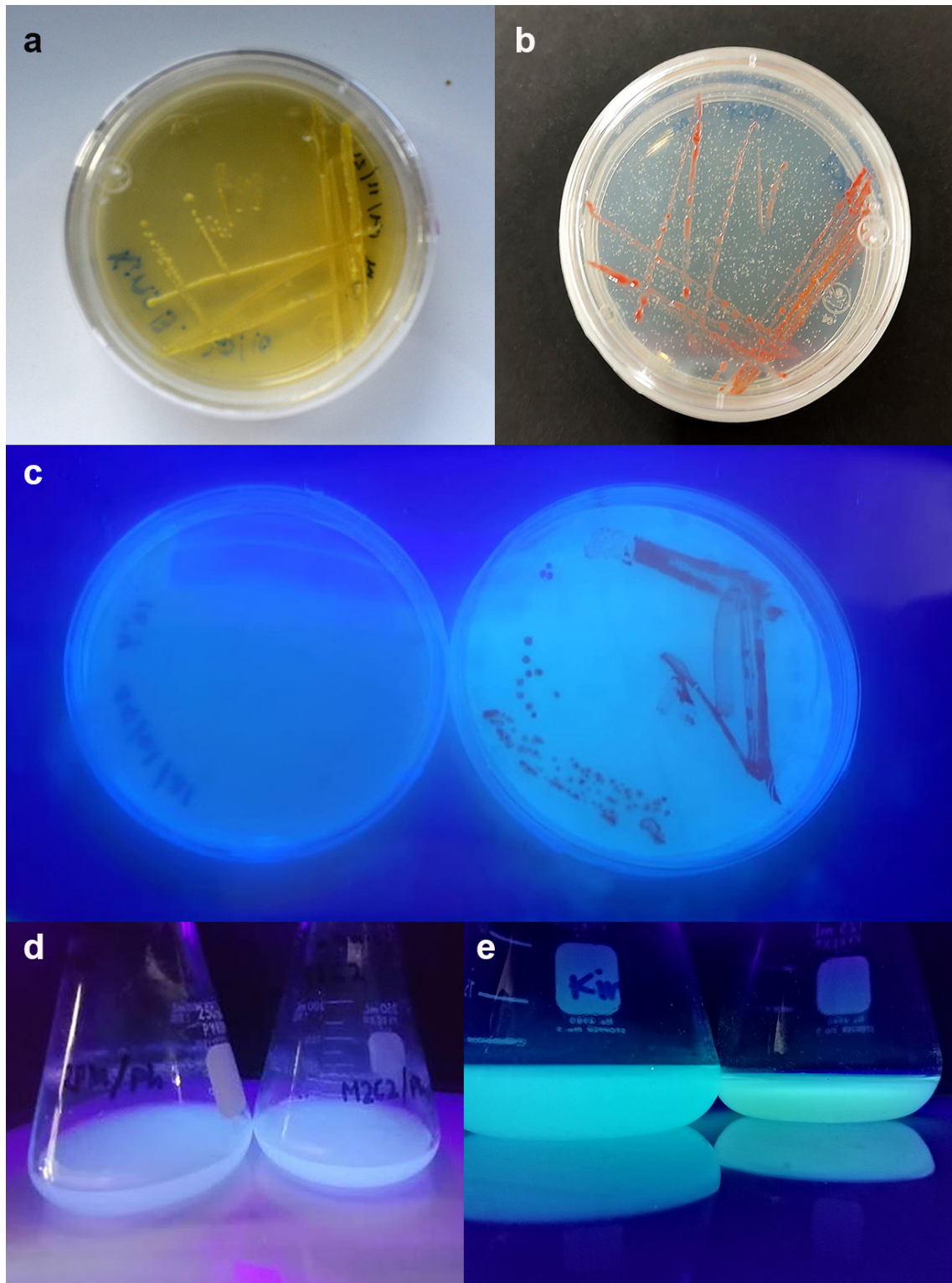


Figura 8. Bacterias luminiscentes aisladas de la Laguna de Manialtepec. a) Colonia RPM cultivada en agar King B, b) Colonia M2C2 cultivada en medio Pfenning, c) Colonia mostrando luminiscencia y medio como control negativo, d y e) Cepas M2C2 y RPM crecidas en medio líquido Pfenning (d) y medio líquido King B (e).

Discusiones

En un ecosistema, la estructura de la comunidad microbiana está ligada tanto a factores abióticos (procesos hidrodinámicos, condiciones ambientales y disponibilidad de nutrientes), como a factores bióticos (depredación, patogenicidad y parasitismo) (Zhou *et al.*, 2018).

En abril de 2019, en la Laguna de Manialtepec, se registró la zonificación de dinoflagelados y bacterias. Se ha mencionado que condiciones de baja turbulencia y alta temperatura favorecen la predominancia de dinoflagelados (Glibert, 2016). En la fecha del estudio, los dinoflagelados predominaron en la zona del canal de comunicación con el mar, que se encontraba cerrado de forma natural. Para el caso de las bacterias, Santiago-Morales *et al.* (2019) mencionan que predominaron en la zona donde se registraron profundidades máximas de 8.8 m, condiciones de anoxia y concentraciones importantes de NO_3^- (10 mg/l), favoreciendo el desarrollo de este grupo de microorganismos.

Alexandrium ostenfeldii es un dinoflagelado gonyaulacoide, tecado, mixótrofo, el cual está asociado a la producción de toxinas paralizantes y espirólidos (toxinas de acción rápida) (Cembella *et al.*, 2000; Hakanen *et al.*, 2012), y ha sido reportado previamente como dinoflagelado bioluminiscente en la bahía del mar Báltico (John *et al.*, 2003; Gribble *et al.*, 2005; Kremp *et al.*, 2009; Hakanen *et al.*, 2012), se ha registrado en aguas templadas (24 a 28°C), con salinidades de 6 a 7 ups, en periodos donde la luz del día es de hasta 19 h (Kremp *et al.*, 2009; Le Tortorec *et al.*, 2014). Condiciones similares, de salinidad (5 a 8 ups) y temperatura (31°C) se registraron en el presente estudio. El análisis morfológico de las células correspondientes a *A. ostenfeldii* (Figura 5), coincidió con la descripción de Almandoz *et al.* (2014). Considerando que este dinoflagelado ha sido reportado como productor de bioluminiscencia en condiciones ambientales similares, y su presencia en las dos estaciones que registraron bioluminiscencia representó 42.4% del total de la microbiota con abundancias celulares de hasta 170 cél/ml (estación 2) y de 24% para la estación 1, con una abundancia celular de 30 cél/ml, por lo que su presencia en estas dos estaciones de la laguna de Manialtepec puede ser asociada a la generación de bioluminiscencia. A diferencia de la estación 3 en donde su abundancia celular (5 cél/ml) es de 34 a 6 veces menor que en las estaciones 1 y 2.

Archaeoperidinium minutum es una especie planctónica heterotrófica, que presenta la tabulación típica del género *Protoperidinium* (Yamaguchi *et al.*, 2011). Se tiene registrada su presencia en la región del Pacífico mexicano (Ceballos-Corona, 1988; Meave del Castillo & Hernández-Becerril, 1998; Okolodkov, 2005; Peña-Manjarrez *et al.*, 2005). El análisis morfológico de las células, coincidió con la descripción de Yamaguchi *et al.* (2011), permitiendo su identificación como *Archaeoperidinium minutum* (*Protoperidinium minutum*). Los dinoflagelados del género *Protoperidinium* se encuentra entre los géneros productores de bioluminiscencia más comunes (Widder, 2002). *Protoperidinium minutum* (*Archaeoperidinium minutum*) ha sido identificado como productor de bioluminiscencia en el océano Atlántico Norte (Swift *et al.*, 1995). Su registro en la Laguna de Manialtepec, lo destacaron como el principal organismo en la estación 1, representando el 44% de la microbiota, con abundancias celulares de 70 cél/ml y para la estación 2, de 55 cél/ml (17.5%). Por lo que, considerando su abundancia celular en las estaciones 1 y 2, y su

identificación previa como productor de bioluminiscencia, su presencia en estas estaciones podría asociarse a la generación de bioluminiscencia en estas estaciones.

Sourniaea diacantha es una especie cosmopolita, se ha reportado su presencia en aguas salobres, templadas y tropicales (Dodge, 1989). Se tienen diversos reportes de su presencia en el Pacífico mexicano (Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006). A pesar de que existen 11 especies en el género reconocidas como productoras de bioluminiscencia, el aislamiento y cultivo de esta especie permitió descartarla como productora de bioluminiscencia.

Conclusiones

En el presente estudio solo dos de las estaciones presentaron bioluminiscencia, registrándose en éstas los dinoflagelados de los géneros *Alexandrium*, *Archaeoperidinium* y *Sourniaea*, además de bacterias.

La mayor abundancia celular en estas estaciones, correspondió a dinoflagelados que cuentan con reportes previos como productores de bioluminiscencia, como *Archaeoperidinium minutum* (*Protooperidinium minutum*) y *Alexandrium ostenfeldii*, por lo que su presencia podría estar asociada a la generación de bioluminiscencia. Mientras que el aislamiento y cultivo de *Sourniaea diacantha* permitió descartarlo como productor de bioluminiscencia.

Aunado a los dinoflagelados, en una de estas estaciones, se registró en menor abundancia la presencia de bacterias, el aislamiento y cultivo de dos cepas con forma de bacilos, permitió confirmarlas como generadoras de luminiscencia.

Los resultados obtenidos resaltan la importancia de confirmar con métodos moleculares la identidad, tanto de los dinoflagelados como de las bacterias aisladas. Además de evaluar la producción de bioluminiscencia, a partir del aislamiento y cultivo de *Archaeoperidinium minutum* (*Protooperidinium minutum*) y *Alexandrium ostenfeldii*.

Agradecimientos

A la Universidad del Mar, a través del Proyecto UMAR (CUP 2II2102). Al municipio de San Pedro Mixtepec, por el apoyo durante la toma de muestras.

Literatura citada

- Almandoz, G., Montoya, N., Hernando, M., Benavides, H., Carignan, M. & Ferrario, M. (2014). Toxic strains of the *Alexandrium ostenfeldii* complex in southern South America (Beagle Channel, Argentina). *Harmful Algae*, 37, 100–109. doi.10.1016/j.hal.2014.05.011
- Aquiahualt-Ramos, M. A. & Pérez-Chabela, M. L. (2004). *Manual de prácticas del laboratorio de microbiología general*. (1ª ed.) México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Baker, A., Robbins, I., Moline, M. A. & Iglesias-Rodríguez, M. D. (2008). Oligonucleotide primers for the detection of bioluminescent dinoflagellates reveal novel luciferase sequences and information on the molecular evolution of this gene. *Journal of Phycology*. 44, 419–28. doi. 10.1111/j.1529-8817.2008.00474.x
- Brodj, E., Winkler, A. & Macheroux, P. (2018). Molecular Mechanisms of Bacterial bioluminescence. *Computational and structural biotechnology*, 16, 551–564. doi. 10.1016/j.csbj.2018.11.003

- Ceballos-Corona, J. G. A. (1988). Contribución al conocimiento de la composición y distribución del fitoplancton de la Bahía de Maruata, Michoacán, México. (Tesis de Licenciatura). Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México.
- Cembella, A. D., Lewis, N. I. & Quilliam, M. A. (2000). The marine dinoflagellate *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) as the causative organism of spirolide shellfish toxins. *Phycologia*, 39 (1), 67-74. doi:10.2216/i0031-8884-39-1-67.1
- Chen, A. K., Latz M. I., Sobolewski, P. & Frangos J. A. (2007). Evidence for the role of G-proteins in flow stimulation of dinoflagellate bioluminescence. *American journal of physiology. Regulatory, integrative and comparative physiology*, 292(5), R2020-7. doi:10.1152/ajpregu.00649.2006
- Contreras-Espinosa, F., Castañeda, O. & Torres. R. (1997). Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las lagunas costeras del estado de Oaxaca. *Hidrobiológica*, 7, 9-17.
- Cussatlegras, A. S., Geistdoerfer P. & Prieur L. (2001). Planktonic bioluminescence measurements in the frontal zone of Almería-Oran (Mediterranean Sea). *Oceanologica Acta*, 24(3), 239-50.
- Dodge, J. D. (1989). Some Revisions of the Family Gonyaulacaceae (Dinophyceae) Based on a Scanning Electron Microscope Study. *Botanica Marina*. 32(4), 275-298. doi:10.1515/botm.1989.32.4.275
- Fluharty, D. M. & W. L. Packard. 1967. Differentiation of Gram-positive and Gram-negative bacteria without staining. *Am. J. Vet. Clin. Pathol.* 1:31-35.
- Glibert, P. M. (2016). Margalef revisited: A new phytoplankton mandala incorporating twelve dimensions, including nutritional physiology. *Harmful Algae*, 55, 25-30. doi:10.1016/j.hal.2016.01.008
- Gribble, K. E., Keafer, B. A., Quilliam, M. A., Cembella, A. D., Kulis D. M., Manahan A., Anderson D. M. (2005). Distribution and toxicity of *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) in the Gulf of Maine, USA. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 52, 2745-2763. doi. 0.1016/j.dsr2.2005.06.018
- Haddock, S. H. D., Moline, M. A. & Case, F. (2010). Bioluminescence in the Sea. *Annual Reviews of Marine Science*, 2, 443-493. doi:10.1146/annurev-marine-120308-081028
- Hakanen, P., Suikkanen, S., Franzén, J., Franzén H., Kankaanpää H. & Kremp A. (2012). Bloom and toxin dynamics of *Alexandrium ostenfeldii* in a shallow embayment at the SW coast of Finland, Northern Baltic Sea. *Harmful Algae*, 15, 91-99. doi:10.1016/j.hal.2011.12.002
- Hardeland, R. & Hoppenrath. M. (2012). Bioluminescence in Dinoflagellates. Tree of life web project. Retrieved from: http://tolweb.org/notes/?note_id=5621
- Hastings, J. W. (1995). Bioluminescence. In: Sperelakis N., ed. *Cell physiology source book*. (3rd ed.). pp 665-681. San Diego: Academic Press Inc
- John, U., Cembella, A., Hummert, C. Elbrächter M., Groben R. & Medlin L. (2003). Discrimination of the toxigenic dinoflagellates *Alexandrium tamarense* and *A. ostenfeldii* in co-occurring natural populations from Scottish coastal waters. *European Journal of Phycologia*, 38, 25-40. doi:10.1080/0967026031000096227
- Johnson, C. H., Inoué, S., Flint, A. & Hastings, J. W. (1985). Compartmentalization of Algal Bioluminescence: Autofluorescence of Bioluminescent Particles in the Dinoflagellate. *Gonyaulax* as Studied with Image-Intensified Video Microscopy and Flow Cytometry. *Journal of Cell Biology*, 100, 1435-1446.
- Kahlke, T. & Umbers, K. D. (2016). Bioluminescence. *Current biology*. 26(8), 313-314. doi:10.1016/j.cub.2016.01.007
- Kola, S. G., & Masilamani, S. (2017). Isolation and characterization of bioluminescent bacteria from marine organisms. *Indian Journal of Geo Marine Sciences*, 46(4), 797-801.
- Kremp, A., Lindholm, T., DreBler, N., Erler K., Gerdt G., Eirtovaara S. & Leskinen E. (2009). Bloom forming *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) in shallow waters of the Åland Archipelago, Northern Baltic Sea. *Harmful Algae*, 8, 318-328. doi. 10.1016/j.hal.2008.07.004
- Lankford, R. R. (1977). Coastal Lagoons of Mexico: Their origin and classification. UNESCO Marine Geologist. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.
- Latz, M., Nauen, J. C. & Rohr, J. (2004). Bioluminescence response of four species of dinoflagellates to fully developed pipe flow. *Journal of plankton research*, 26 (12), 1529-1546. doi:10.1093/plankt/fbh141
- Latz, M., Bovard, M., Vandelinder, V., Segre, E., Rohr. J. & Groisman A. (2008). Bioluminescent response of individual dinoflagellate cells to hydrodynamic stress measured with millisecond resolution in a microfluidic device. *Journal of Experimental Biology*, 211, 2865-75. doi: 10.1242/jeb.011890

- Le Tortorec A. H., E., Hakanen, P., Kremp, A., Olsson, J., Suikkanen, S. & Stefan G.H. (2014). Stimulated bioluminescence as an early indicator of bloom development of the toxic dinoflagellate *Alexandrium ostenfeldii*. *Journal of Plankton Research*, 36(2), 412–423. doi:10.1093/plankt/fbt116
- Lieberman, S., Lapota, D., Losee, J., Zirino, A. (1987). Planktonic bioluminescence in the surface waters of the Gulf of California. *Biological Oceanography*, 4, 25–46. doi. 10.1080/01965581.1987.10749483
- Marcinko, C. L. J., Painter, S.C., Martin, A. P. & Allen, J. T. (2013). A Review of the Measurement and Modelling of Dinoflagellate Bioluminescence. *Progress in Oceanography*. 109, 117–129. doi:10.1016/j.pocean.2012.10.008
- Martínez, R. E., Estrada, J. A., Mora, M. P., Rodríguez, G. D. G., Castro, A. J. L., Cruz, A. E. & Cruz, R. G. I. (2009). Proyecto. Ictiofauna del sistema lagunar costero Chacahua-la Pastoría, Oaxaca. SIP 20070713 y 20080420. Informe técnico final de enero 2007-diciembre 2008. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional (CIIDIR OAXACA IPN).
- Meave del Castillo, M. E. & Hernández-Becerril, D. U. (1998). Fitoplancton. En: Tapia-García, M. (ed.). El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos. pp 59-74. México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Mittag, M., Li, L. & Hastings W. J. (1998). The mRNA level of the circadian regulated *Gonyaulax* luciferase remains constant over the cycle. *Chronobiology International*. 15, 3–98. doi. 10.3109/07420529808998673
- Moline, M. A., Oliver, M. J., Orrinoco, C., Zaneveld, R. & Shulman, I. (2013). Bioluminescence in the sea. In: Watson J., & Zielinski O. eds. *Subsea optics and Imaging*. pp.134-170. UK: Woodhead Publishing.
- Montoya Rodríguez, J. M. & Ramírez Xicotencatl, R. (2017). Estudio para definir los proyectos que permitan la recuperación ambiental del sistema lagunar Chacahua – La Pastoría, Oax. XI Congreso Internacional AMIP: Acciones decisivas para potenciar nuestro desarrollo portuario, marítimo y costero, 7 y 8 de septiembre de 2017, Veracruz, Veracruz, México.
- Okolodkov, Y. B. (2005). *Protoperidinium* Bergh (Dinoflagellata) in the southeastern Mexican Pacific Ocean: part I. *Botanica Marina*, 48, 284-296. doi. 10.1515/BOT.2005.038
- Okolodkov Y. B. & Gárate-Lizárraga I. (2006). An annotated Checklist of dinoflagellates (Dinophyceae) from the Mexican Pacific. *Acta Botánica Mexicana* 74, 1-154.
- Peña-Manjarrez, J. L., J. Helenes-Escamilla, G. Gaxiola-Castro & Orellana-Cepeda, E. (2005). Dinoflagellate cysts and bloom events at Todos Santos Bay, Baja California, México, 1999-2000. *Continental Shelf Research*, 25, 1375-1393. doi. 10.1016/j.csr.2005.02.002
- Prevett, A., Lindström, J., Xu, J., Karlson, B. & Selander, E. (2019). Grazer-Induced Bioluminescence Gives Dinoflagellates a Competitive Edge. *Current Biology*, 29, R564–R565. doi:10.1016/j.cub.2019.05.019
- Rees, J. F., De Wergifosse, B., Noiset, O., Dubuisson, M., Janseens, B. & Thompson, E. M. (1998). The origins of marine bioluminescence: Turning oxygen defence mechanisms into deep-sea communication tools. *The Journal of Experimental Biology*, 201, 1211–1221. doi. 10.1242/jeb.201.8.1211
- Rojas-Alfaro, R., Umaña-Castro, R., Rojas-Campos, N., & Vargas-Montero, M. (2020). Primer reporte de bacterias y dinoflagelados marinos luminiscentes del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), S213-S224. doi. 10.15517/RBT.V68IS1.41182
- Santiago-Morales I. S., Zavala-Trujillo B., Valeriano-Orsorio C., Pérez-Pérez J. & Ortiz-Martínez L. J. (2019). Seguimiento a la Proliferación bacteriana en la “Laguna de Manialtepec”, San Pedro Mixtepec, Oaxaca. Reporte Promoción del Desarrollo. Universidad del Mar.
- Schultz, L. W., Liu, L., Cegielski, M. & Hastings, J. W. (2005). Crystal Structure of a PH-Regulated Luciferase Catalyzing the Bioluminescent Oxidation of an Open Tetrapyrrole. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 1378–1383. doi:10.1073/pnas.0409335102
- Smith, S. M. E., Morgan, D., Musset, B., Cherny, V. V., Place, A. R., Hastings, J. W. & DeCoursey, T. E. (2011). Voltage-Gated Proton Channel in a Dinoflagellate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 18162–18167. doi. 10.1073/pnas.1115405108
- Steidinger, K. A. & Tangen, K. (1996). Dinoflagellates. In: Tomas C. ed. Identifying marine diatoms and dinoflagellates. pp. 387–598. San Diego, California, USA: Academic Press.
- Swift, E., Sullivan, J. M., Batchelder, H. P., Van Keuren, J., Vaillancourt, R. D., & Bidigare, R.R. (1995). Bioluminescent organisms and bioluminescence measurements in the North Atlantic Ocean near latitude 59.5N, longitude 21W. *Journal of Geophysical Research – Oceans* 100.

- Timsit, Y., Lescot, M., Valiadi M., & Not, F. (2021). Bioluminescence and Photoreception in Unicellular Organisms: Light-Signalling in a Bio-Communication Perspective. *International Journal of Molecular Sciences*, 22, 11311. doi. 10.3390/ijms222111311
- Tovilla-Hernández, C., Escalona-Lüttig, I. & Vázquez-Lule, A. D. (2009). Caracterización del sitio de manglar Chacahua - Pastoría, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. México, D.F.: CONABIO.
- Uribe, P. & Montecino, V. (2007). Estudios preliminares de la bioluminiscencia como herramienta para la detección temprana de dinoflagelados tóxicos en los canales y fiordos de la XI región. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 30(2), 51-62.
- Valiadi, M. & Iglesias-Rodríguez, D. (2013). Understanding Bioluminescence in Dinoflagellates-How Far Have We Come? *Microorganisms*, 1(1), 3–25. doi. 10.3390/microorganisms1010003
- Von Dassow, P. & Latz, M. I. (2002). The role of Ca^{2+} in stimulated bioluminescence of the dinoflagellate *Lingulodinium polyedrum*. *The Journal Experimental Biology*, 205, 2971–2986. doi. 10.1242/jeb.205.19.2971
- Widder, E. (2002). Bioluminescence and the Pelagic Visual Environment. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 35(1-2): 1–26. doi:10.1080/1023624029 0025581
- Witze, A. (2018). Hidden lives of deep-sea animals. *Nature*, 561, 296-297
- Yamaguchi, A., Hoppenrath, M., Pospelova, V., Horiguchi, T., & Leander, B. S. (2011). Molecular phylogeny of the marine sand-dwelling dinoflagellate *herdmania litoralis* and an emended description of the closely related planktonic genus *Archaeperidinium jørgensen*. *European Journal of Phycology*, 46(2), 98-112. doi.10.1080/09670262.2011.564517
- Zavala, C. J. & Rodríguez, E. P. (1983). Estudio sedimentológico preliminar del sistema lagunar Chacahua-La Pastoría, Oaxaca Méx. IX Congreso Nacional de Geografía. Soc. Méx. de Geog. y Est. Guadalajara, Jalisco. México.
- Zhang, W., Zhun L., Mertens, K. N., Derrien, A., Pospelova, V., M., Carbonell-Moore, C., Bagheri, S., Matsuoka, K., Ho S., H. & Haifeng G. (2020): Reclassification of *Gonyaulax verior* (Gonyaulacales, Dinophyceae) as *Sourniaeadiacantha* gen. et comb. nov., *Phycologia*, 59(3), 246-260. DOI: 10.1080/00318884.2020.1735926
- Zhou, J., Richlen, M. L., Sehein T. R., Kulis, D. M., Anderson D. M. & Cai Z. (2018). Microbial Community Structure and Associations During a Marine Dinoflagellate Bloom. *Frontiers in Microbiology*, 9, 1201. doi. 10.3389/fmicb.2018.01201

CAPÍTULO 4

Mortalidad natural de *Acartia lilljeborgii* en Bahía de La Paz, B.C.S., México

José Ricardo Palomares-García
Sergio Hernández-Trujillo
Gabriela María Esqueda-Escárcega

Resumen

Con el objetivo de conocer la proporción de copépodos vivos y muertos y su variabilidad estacional con relación a los cambios de temperatura y clorofila-a, se realizaron muestreos entre marzo y diciembre de 2013 en la Bahía de La Paz. Los resultados indican que las carcasas de copépodos variaron en un intervalo amplio (3 al 57%), pero fueron más abundantes y constituyeron una fracción mayor del total de copépodos recolectados, durante finales de la primavera y principios del verano, cuando se registraron los picos de mayor concentración de clorofila-a. A diferencia de otros estudios, el mayor porcentaje de ejemplares muertos no coincide con los máximos poblacionales de la especie, que se presentan durante el otoño con temperaturas cercanas a los 30°C. La mortalidad natural podría representar alrededor del 20% de los copépodos encontrados en las muestras de zooplancton.

Palabras clave

Copépodos, golfo de California, ecología marina.

Natural mortality of *Acartia lilljeborgii* in Bahía de La Paz, B.C.S. Mexico

Abstract

In order to know the proportion of living and dead copepods and their seasonal variability in relation to changes in temperature and chlorophyll a, sampling was carried out between March and December 2013 in the Bay of La Paz. The results indicate that copepod

carcasses varied over a wide range (3 to 57%), but were more abundant and constituted a larger fraction of the total copepods collected, during late spring and early summer, when the peaks of higher concentration of chlorophyll *a*. Unlike other studies, the highest percentage of dead specimens does not coincide with the maximum population of the species, which occurs during the fall, with temperatures close to 30°C. The natural mortality could be fluctuated near 20% of total copepods collected.

Keywords

Copepods, Gulf of California, marine ecology.

Introducción

Los grupos que integran el zooplancton juegan un papel fundamental en las redes tróficas marinas, dado que son el principal eslabón, que convierte la proteína vegetal del fitoplancton a proteína animal y así ésta puede ser aprovechada por los siguientes niveles tróficos, tanto en el bentos como en el medio pelágico (Mackas *et al.*, 2012) y por tanto contribuyen con el alimento principal de numerosas especies de peces, incluidos los pelágicos menores y el tiburón ballena (Whitehead *et al.*, 2020).

En términos de su contribución a la abundancia del zooplancton, el grupo de los copépodos es el más importante, tanto por su aporte a la cadena trófica clásica (fitoplancton-zooplancton-peces), como por sus aportes a la materia orgánica particulada (en forma de heces, mudas, etcétera), que pueden servir de sustrato a las comunidades bacterianas y otros organismos que se integran en el ciclo microbiano (Vargas *et al.*, 2007). Esta contribución se ve enriquecida por las carcassas de los organismos muertos, que pueden permanecer en la columna de agua durante varios días y pueden tomar una de tres rutas: a) servir de alimento para los organismos necrófagos, b) servir de fuente de carbono para las comunidades bacterianas o c) hundirse e ingresar a las cadenas bentónicas (Elliot *et al.*, 2010).

Los estudios dirigidos a estimar la abundancia poblacional de los grupos de zooplancton, raramente consideran el estado vital de los organismos al instante del muestreo. Sin embargo, los individuos muertos pueden fluctuar entre un 10% y 60% del total de los individuos recolectados (Elliott & Tang, 2009). Tal mortalidad ha sido atribuida a diversas fuentes; senescencia, parásitos, infecciones virales, lesiones, inanición y condiciones ambientales adversas (Thor *et al.*, 2008; Bickel *et al.*, 2009; Elliot & Tang, 2011b). Sin embargo, a escala local los porcentajes pueden ser aún más elevados (Tang & Elliot, 2013; Tang *et al.*, 2014). Un ejemplo de esto fue registrado en el Ártico, donde hasta un 94% de los copépodos *Calanus* spp. capturados entre 300 y 2000 m de profundidad estaban muertos (Daase *et al.*, 2014).

A pesar de que la mortalidad es uno de los principales factores que determinan la dinámica poblacional de los copépodos (Mauchline, 1998), generalmente no se determina este parámetro en el campo debido a las dificultades asociadas al origen de la mortalidad (por depredación o natural). La suposición subyacente en esta práctica común, es que todos los animales en las muestras de campo están vivos y activos. No obstante, cualquier

desviación de tal suposición podría resultar en una comprensión errónea de muchos procesos fundamentales en el ecosistema pelágico.

En principio, los organismos con heridas visibles podrían ser el resultado de la depredación parcial (Genin *et al.*, 1995; Haury *et al.*, 1995), mientras que aquellos que muestran signos de descomposición interna, pero que conservan su estructura intacta, pueden representar la mortalidad por diferentes causas como el parasitismo, la floración de algas nocivas, la inanición y el estrés ambiental. Las estimaciones de mortalidad natural, además de las limitaciones metodológicas inherentes a cualquier población silvestre (p.e. las tablas de vida que requieren largas series de tiempo y alta abundancia de los organismos [Aksnes *et al.*, 1997; Ohman, 2012]) requieren de supuestos, tales como el que el reclutamiento diario de los estadios no debe tener tendencias muy altas o bajas, o que el transporte vertical sea de muy baja influencia (Aksnes & Ohman, 1996).

Aunque la técnica de aplicar el colorante rojo neutro fue desarrollada hace 50 años para identificar los individuos vivos y muertos (Dressel *et al.*, 1972), no fue sino hasta épocas recientes que ha cobrado relevancia en el estudio de la mortalidad en diferentes ambientes (Elliott *et al.*, 2010; Elliott & Tang, 2010). El principio de la tinción de rojo neutro es teñir el aparato de Golgi (ARNm) de los organismos, el cual es determinante para identificar aquellos organismos metabólicamente activos, permitiendo discriminar entre los organismos vivos y muertos (Fleming & Coughlan, 1978). Este método, ajustado para las especies de copépodos (Tang *et al.*, 2006a; Elliott & Tang, 2009), puede permitir estimaciones de la mortalidad natural cuando se recolectan los organismos. Esta metodología de estimación de mortalidad, excluye el efecto de la depredación sobre los organismos y considera aquellos factores que potencialmente pueden afectar los tamaños poblacionales de las especies, tales como enfermedades bacterianas y virales, parasitismo, senescencia y toxicidad debido a afloramientos fitoplanctónicos (Poulet *et al.*, 1995, 2007), o efectos de hipoxia o anoxia (Escribano *et al.*, 2009).

Por otro lado, es importante evaluar la contribución de las carcasas de copépodos que al ser tan numerosas representan un sustrato orgánico lábil, propicio para la colonización de microorganismos (Tang *et al.*, 2006b, 2009), una fuente potencial de alimento para otros y un vehículo para toxinas y contaminantes esenciales. También pueden representar una fracción importante (1/4-1/2) del flujo vertical total de carbono orgánico particulado (Bickel & Tang, 2010; Sampei *et al.*, 2012). Por lo tanto, la cuantificación de la mortalidad no asociada con la depredación y el destino de las carcasas resultantes son fundamentales para comprender la dinámica de las poblaciones de copépodos, la trofodinámica del área y sus procesos biogeoquímicos.

Tanto en la región sur (<100 m de profundidad) de la Bahía de La Paz como en la de Ensenada de La Paz, la dominancia del grupo de los copépodos se sustenta en dos especies que pueden aportar hasta un 90% de la abundancia total, estas dos especies congénéricas alternan sus máximos poblacionales estacionalmente, una durante la temporada fría (*Acartia clausi*) y otra durante la temporada cálida (*Acartia lilljeborgii*) (Palomares-García, 1996).

En este estudio se realizaron estimaciones *in situ* de la mortalidad de *Acartia lilljeborgii*, que es una de las especies de copépodo más abundantes en la parte sur de la Bahía de La Paz; con el objetivo de estimar su variación estacional y la influencia que

tienen los cambios ambientales asociados a ésta, en términos de la variación de la temperatura y la concentración de clorofila-a como aproximación del alimento disponible.

Metodología

El estudio se realizó de marzo a diciembre del 2013, en una estación (Figura 1) ubicada en el canal que conecta la Bahía con la Ensenada de La Paz, con una profundidad promedio de 12 m ($24^{\circ}11'23''\text{N}$, $110^{\circ}18'45''\text{O}$). En marzo y abril se realizó un muestreo semanal y a partir de mayo a diciembre se realizaron de 2 a 3 muestreos por mes, en aras de una mayor definición de los cambios estacionales de la mortalidad. Se tomaron muestras de agua en superficie con botellas colapsables de polietileno de 5 L de capacidad para determinar la concentración de clorofila-a, siguiendo el método de Jeffrey y Humphrey (1975). También se midió la temperatura superficial del mar con un termómetro digital. Adicionalmente se incorporaron las estimaciones mensuales (del año 2013) de temperatura y clorofila-a en la Bahía de La Paz (Herrera-Cervantes *et al.*, 2014), por la influencia de ésta sobre el área de estudio y porque no se pudo muestrear los meses de enero y febrero.



Figura 1. Localización del área de estudio indicando el punto de muestreo (●) en el canal de comunicación entre la Bahía y la Ensenada de La Paz, B.C.S., México.

Para la recolecta de organismos se utilizó una red cónica simple de 333 μm de luz de malla. La red fue arrastrada en círculo a una velocidad moderada ($\leq 1 \text{ m s}^{-1}$), para evitar dañar a los animales. Antes de cada arrastre, la red se enjuagó profusamente, para minimizar el aporte accidental de animales muertos de arrastres anteriores.

Una vez tomada la muestra se transfirió al frasco de tinción, se agregó una solución de rojo neutro a un volumen de 1.5 ml por muestra de 1000 ml. Para muestras con un número excepcionalmente alto de organismos (o en muestras con altas concentraciones de fitoplancton o detritus), se agregó 1 ml de rojo neutro adicional para aumentar la absorción de manchas sin causar daño a los animales. Después de la adición del colorante, las muestras se incubaron durante 15 minutos a temperatura *in situ*, posteriormente se preservaron con formaldehído sin búfer al 3.7%, seguido de refrigeración a 4°C (Elliott & Tang, 2009). Las muestras se acidificaron con HCl a un pH de <7 para desarrollar el color rojo neutro (Anexo 1) y se vieron bajo un microscopio estereoscópico Karl Zeiss con iluminación de campo oscuro (Elliott & Tang, 2009). Los individuos adultos de *A. lilljeborgii* se contabilizaron a partir de la muestra completa, utilizando un estereomicroscopio ZEISS SV11 y la abundancia del zooplancton se llevó a cabo de acuerdo con lo establecido por Hernández-Trujillo (1991) y Hernández-Trujillo *et al.* (2010). Los datos de abundancia corresponden a los ejemplares adultos y fueron estandarizados a individuos por diez metros cúbicos (ind. 10m^{-3}).

Resultados

La temperatura promedio en la Ensenada de La Paz varió entre 21 y 30°C. En la figura 2 se contrasta con la temperatura promedio registrada para la Bahía de La Paz (triángulos rojos) y se aprecia que la variación de la temperatura (línea continua roja) fue ligeramente inferior a la temperatura promedio observada en la bahía, pero conservando la misma tendencia de cambio estacional. De igual forma la clorofila-a mostró una variación muy cercana al promedio registrado para el 2013 en la Bahía de La Paz, aunque nuestro estudio no registró el pico invernal, que se presenta entre enero y febrero (cuadros verdes), pero sí el máximo que se presenta durante la primavera tanto en la Bahía de La Paz, como en el área de estudio (línea continua verde) (Figura 2).

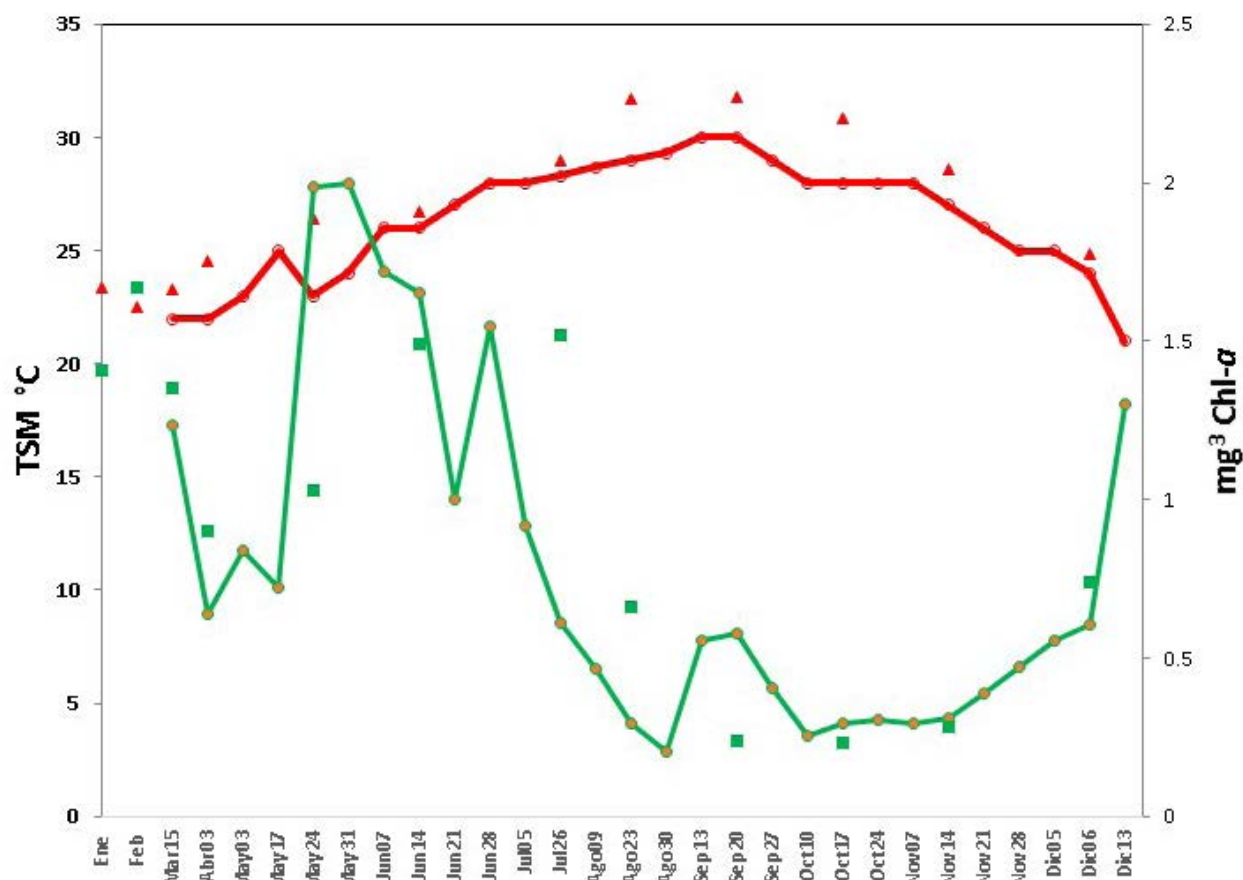


Figura 2. Variación mensual de la temperatura en la Bahía (triángulos rojos) y la Ensenada de La Paz (línea continua roja) y de la concentración de clorofila-a en la Bahía (cuadros verdes) y la Ensenada de La Paz (línea continua verde).

La abundancia observada de *Acartia lilljeborgii*, corresponde con el patrón de sucesión descrito para la especie, quien domina numéricamente en la Ensenada de La Paz durante el periodo cálido del año, alcanzando sus máximos poblacionales en los meses de julio a octubre, con temperaturas superiores a los 28°C (Figura 3).

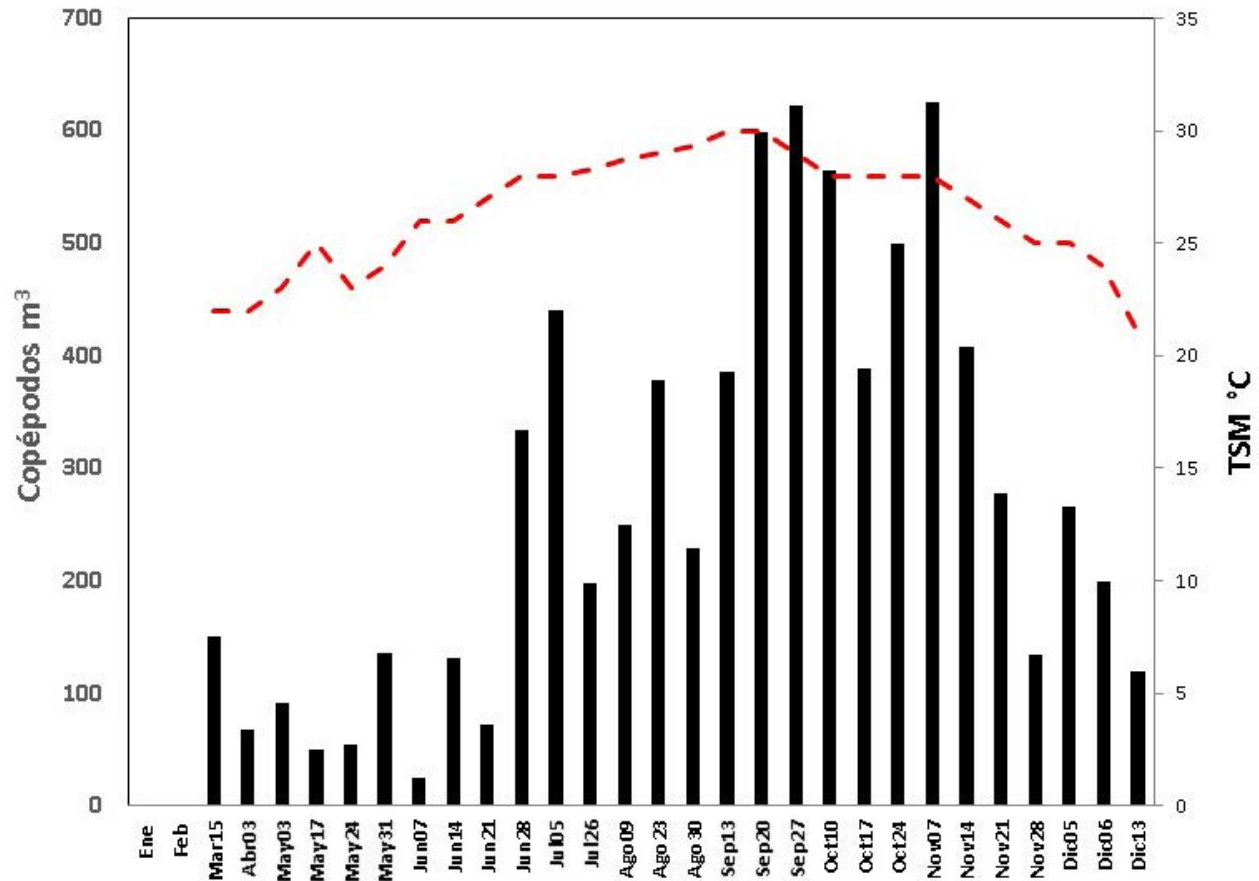


Figura 3. Abundancia de *A. lilljeborgii* y temperatura superficial en la Ensenada de La Paz.

Esto se corrobora al establecer la correlación entre la temperatura y la abundancia de la especie, que muestra una relación lineal positiva (Figura 4) y una correlación de Pearson de 0.69.

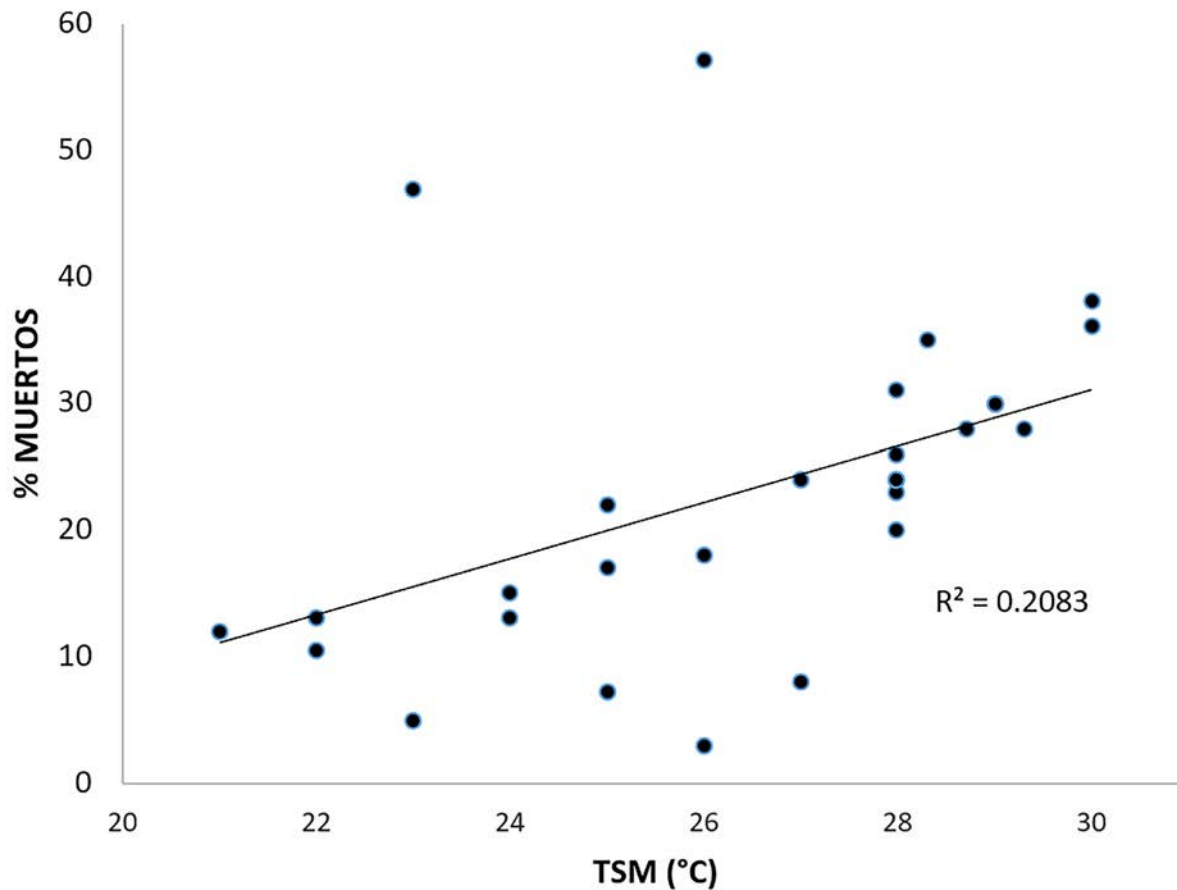


Figura 4. Ajuste lineal entre la abundancia de *A. lilljeborgi* y la temperatura superficial del mar (TSM) en la Ensenada de La Paz.

Para estimar la proporción entre muertos/vivos los organismos no teñidos (muertos) fueron registrados mensualmente; los ejemplares visiblemente heridos fueron raros (<2%), por lo tanto, la mayoría de estos copépodos pueden ser resultado de una mortalidad no provocada por la depredación.

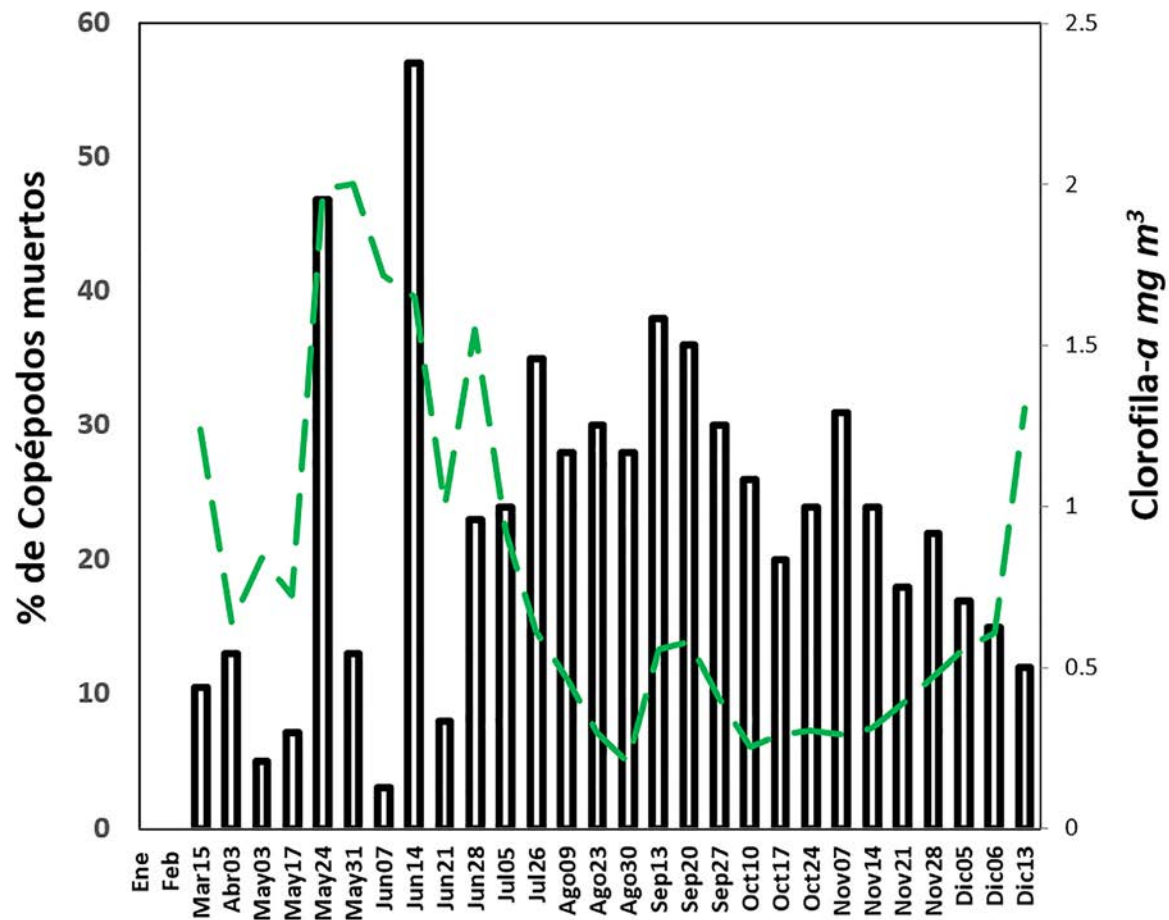


Figura 5. Concentración de clorofila-a (línea verde) y porcentaje de individuos muertos (barras), registrados en el periodo de estudio.

La proporción de copépodos muertos varió del 3 al 57% y constituyeron en promedio el 23% del total de copépodos recolectados. A finales de la primavera y principios del verano ese porcentaje fue de 18 y 30%, respectivamente, reduciéndose en otoño a 21%. Fue en primavera (mayo y junio) cuando se registraron dos máximos de concentración de clorofila-a y se registró el máximo porcentaje de individuos muertos (Figura 5). Es de llamar la atención que el mayor porcentaje de ejemplares muertos no coincide con los máximos poblacionales de la especie, que se presentan durante el otoño y en correspondencia con esto, no se observó una correlación significativa entre la variación estacional de la concentración de clorofila-a y los individuos muertos a todo lo largo del periodo de estudio (Figura 6).

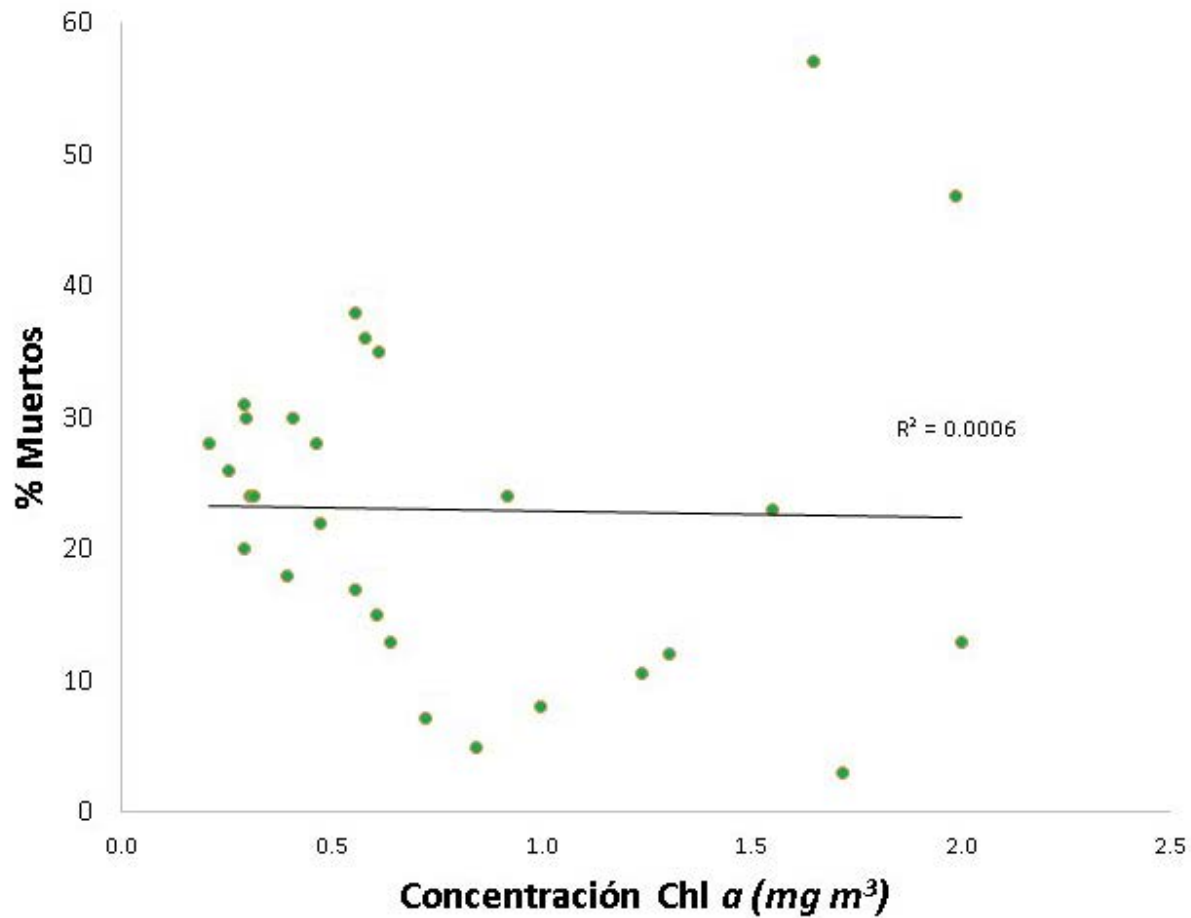


Figura 6. Variación de la mortalidad observada con respecto a la concentración de clorofila-a.

Discusión

Acartia lilljeborgii es una especie de copépodo pelágico con una distribución subtropical, característica de ambientes costeros y lagunares de ambas costas de América (océano Pacífico y Atlántico, Razouls *et al.*, 2021). En la parte sur de la Bahía de La Paz, se ha descrito como una de las especies de copépodos más abundantes y, por tanto, aporta una fracción relevante del alimento disponible en la zona para diversas especies de peces, incluidos los pelágicos menores y el tiburón ballena (Whitehead *et al.*, 2020).

Considerando lo anterior, se presenta la primera iniciativa para estimar la influencia de la variación de la temperatura y la concentración de clorofila-a, (como referente del alimento disponible), sobre la ocurrencia de copépodos muertos y vivos, como indicativo de la mortalidad no asociada a la depredación a lo largo de tres épocas de las cuatro estaciones del año, evaluando, en el canal que comunica la Bahía con la Ensenada de La Paz.

La Ensenada de La Paz mantiene una comunicación continua y por tanto una influencia recíproca en términos de su climatología y ciclos de producción con la Bahía del

mismo nombre. La confluencia de masas de agua fría y la mezcla asociada al viento durante los meses de invierno y la primavera determinan una disminución de la temperatura superficial del mar (TSM $<22^{\circ}\text{C}$, Martínez-López *et al.*, 2001), mientras que, durante los meses de verano y otoño, un incremento en la evaporación, la presencia de agua tanto del golfo de California como de origen subtropical y el cambio en dirección del viento, hacen que la TSM presente sus valores más altos y una fuerte estratificación en la columna de agua.

Durante el invierno y finales de la primavera se presentaron los valores máximos de clorofila *a* ($>1.4 \text{ mg m}^{-3}$), asociados a las surgencias generadas por la circulación inducida por el esfuerzo del viento en la superficie del mar (Pardo *et al.*, 2013), en el área cercana a la costa frente a San Evaristo en la porción norte y al sur de la bahía, frente a la dársena de la Paz.

Estos contrastes ambientales propician que exista una sucesión de las especies de copépodos que se alternan en la dominancia sobre el resto de los componentes del zooplancton, entre la época fría (*Acartia clausi*) y la cálida (*Acartia lilljeborgii*). En conjunto aportan cerca de un 80% de la abundancia promedio anual del grupo (Palomares-García, 1996). Por ello, constituyen el principal enlace trófico entre los productores primarios con los depredadores zooplancatófagos y realizan una función fundamental en la exportación, redistribución y almacenamiento de carbono y nutrientes en el ecosistema pelágico, influyendo de manera significativa en la dinámica trófica y los ciclos biogeoquímicos (Palomares-García & De Silva-Dávila, 2007).

La estimación de la tasa de mortalidad es uno de los componentes cruciales para comprender la dinámica de las poblaciones naturales, incluidas las de los copépodos. No obstante, la mortalidad es también uno de los parámetros más difíciles de medir con precisión *in situ* (Tang *et al.*, 2019). Los ejemplares muertos de zooplancton son frecuentes en el medio marino y existe suficiente evidencia que sugiere que el zooplancton puede sufrir una mortalidad considerable, no relacionada con la depredación (Hirst & Kiørboe, 2002), una evidencia de esto se puede observar tanto en muestras provenientes del medio pelágico como en trampas de sedimentación (Tang & Elliott, 2014).

En nuestro estudio se registró un promedio de 23% de ejemplares muertos, con valores máximos de 57% y mínimos de 3%. Esto coincide con la observación de Hirst y Kiørboe (2002), quienes establecen que la mortalidad natural puede representar desde un cuarto a un tercio de la mortalidad total para *Acartia tonsa*. Los valores encontrados en este estudio fueron similares a los registrados en diferentes regiones costeras y estuarios (Elliott & Tang, 2011b; Martínez *et al.*, 2014; Giesecke *et al.*, 2017). Valores muy superiores a éstos se han encontrado solo en condiciones extremas, como observaron previamente Daase *et al.* (2014) a profundidades entre 300 y 2000 m en el Océano Ártico, en las que el 94% de los copépodos estaban muertos.

Los máximos de abundancia poblacional de *Acartia lilljeborgii* coinciden con el patrón de variación estacional descrito para la especie en esta área, que alcanza sus máximos poblacionales en el periodo cálido del año (Palomares-García, 1996). Pero el máximo de copépodos muertos no coincidió con la abundancia máxima estacional, sino que aparece después del máximo de clorofila *a*, que se presenta hacia finales de la primavera e inicios del verano (47 y 57% de mortalidad, respectivamente).

A este respecto, Elliot y Tang (2011a) en un estudio realizado en la bahía Chesapeake, observaron que los organismos muertos de *Acartia tonsa* fueron más abundantes y constituyen una fracción mayor del total de copépodos recolectados durante finales de primavera, verano y principios de otoño y se presentan inmediatamente después de los picos en la abundancia de copépodos vivos, lo que puede relacionarse con la senescencia de la población u otra fuente de mortalidad denso-dependiente. Por ser poiquilotermos, los copépodos pueden verse afectados por el incremento de la temperatura, que aumenta su metabolismo (Tsuda, 1994), incrementando con ello los riesgos de inanición y disminuyendo la duración de su ciclo de vida. No obstante, en nuestro caso *Acartia lilljeborgii* es una especie subtropical que mantiene una correlación positiva con respecto a la temperatura (Figura 5) y alcanza sus máximos poblacionales durante la época cálida.

También se ha descrito que la principal causa de los máximos de abundancia de carcasas se presenta al final de un periodo de floración del fitoplancton y un ejemplo de ello se observó en el mar Mediterráneo, donde el máximo flujo descendente de copépodos muertos se presentó durante el invierno, posterior al pico de concentración de clorofila *a* (Tang & Elliot, 2013).

Existe evidencia de que en la región sur de la Bahía y en el canal que conecta a ésta con la Ensenada de La Paz se presentan diferentes floraciones algales de especies generadoras de FAN's (florecimientos algales nocivos). Pardo *et al.* (2013) registró en 2013 durante el invierno y hacia finales de la primavera, los valores máximos de clorofila *a* ($>1.4 \text{ mg/m}^3$) cercanos a la costa frente a San Evaristo y al sur frente a la dársena de la Paz, asociados a las surgencias, generadas por la circulación inducida por el esfuerzo del viento en la superficie del mar. Durante este periodo son constantes los florecimientos de especies tóxicas como *Chattonella marina* y *Gymnodinium catenatum*, debido a que las surgencias aportan nutrientes y la turbulencia generada por el viento puede resuspender los quistes de estas especies, que son poco frecuentes en otras temporadas del año (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009; López-Cortés *et al.*, 2011).

Asimismo, la turbulencia también puede favorecer un tiempo de permanencia mayor de los organismos muertos en la columna de agua en los estuarios. De acuerdo con Tang *et al.* (2006), las carcasas de los cadáveres pueden permanecer intactos y en apariencia muy similares a los animales vivos durante horas o días después de la muerte, gracias a los vientos más intensos del año que generan turbulencia durante la temporada invernal e inicios de la primavera.

Utilizando otros métodos, diferentes investigadores han demostrado contribuciones significativas de zooplancton muerto al flujo pasivo de carbono. Por ejemplo, los copépodos contribuyeron en promedio con el 36% del flujo total anual de carbono pasivo en el mar de Beaufort (Sampei *et al.*, 2009) y hasta el 91% en el golfo de Amundsen durante el periodo posterior a la floración (Sampei *et al.*, 2012). El flujo de carbono de las carcasas de copépodos superó incluso el flujo de carbono de los pellets fecales en la Bahía de Calvi (Frangoulis *et al.*, 2011).

Esto implica que, el no estimar la proporción de organismos muertos en las muestras obtenidas en el campo, podría sesgar las estimaciones de la abundancia de copépodos vivos y los parámetros ecológicos asociados. Por ejemplo, si se estima la producción de copépodos a partir de datos de abundancia en un solo día, asumiendo que todos los

animales recolectados estaban vivos, la verdadera producción se sobreestimaría por un factor de $(1/pviva)^g$, donde p_{viva} es la proporción realmente viva en ese día y g es el número de generaciones sobre las cuales se realiza el pronóstico (Elliot & Tang, 2011a).

Si se considera que la especie estuarina más abundante en la Bahía de Chesapeake (*Acartia tonsa*) puede tener 9 generaciones en un año (Mauchline, 1998) y de acuerdo con los datos recabados en varios años de muestreo, se ha demostrado que del total de ejemplares recolectados de un 10 a un 30% de *A. tonsa* estaban muertos (Tang *et al.*, 2006c; Elliott & Tang, 2011a). Considerando conservadoramente el promedio de un 15% de individuos de *A. tonsa* muertos (es decir, 85% vivos y reproductivos), la producción anual de copépodos pronosticada a partir de datos de abundancia tomados durante la primera generación de la temporada de crecimiento se sobreestimaría por un factor de $(1/0.85)^9 = 4.32$ si las carcasas se contaran como copépodos vivos.

Por ello, la cuantificación de las abundancias de organismos vivos y muertos en muestras de campo debiera incorporarse como práctica estándar en los estudios de zooplancton, utilizando el colorante vital rojo neutro y así identificar de manera confiable los cadáveres intactos de zooplancton en general y de copépodos en particular (Elliott & Tang, 2009).

Conclusiones

La abundancia total de *A. lilljeborgii* tuvo una clara variación estacional en la que la máxima abundancia poblacional se presenta en el periodo cálido del año. La temperatura superficial del mar estuvo correlacionada positivamente con la abundancia y en menor medida con la proporción de organismos muertos ($R^2 = 0.21$), acentuándose entre los 26 y 30°C; en tanto que la concentración de clorofila *a*, solo mostró coincidencia con los valores máximos de mortalidad, lo que podría indicar un impacto negativo de estos florecimientos sobre la tasa de mortalidad. De acuerdo con nuestros resultados y las estimaciones de mortalidad promedio observadas en ambientes semejantes, la mortalidad natural podría fluctuar alrededor del 20% de los organismos encontrados en las muestras de zooplancton marino.

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo financiero de los proyectos SIP20120950, SIP20130752 y SIP20141443; JRPG es becario de los programas COFFA-IPN y EDI-IPN; SHT es becario de los programas SNI, COFFA-IPN y EDI-IPN; GMEE es becaria del programa COFAA-IPN. Se agradece a los integrantes del grupo de “Asómate a la biodiversidad marina en CICIMAR” del CICIMAR, por proveer el material de este trabajo; a Monserrath González Ruíz, Yutzín Aimeé Jiménez García y Gyovani Castañeda por su ayuda en el trabajo de laboratorio. A Alejandro Zarate Villafranco (q.e.p.d.) por su participación en el trabajo de campo y laboratorio.

Literatura citada

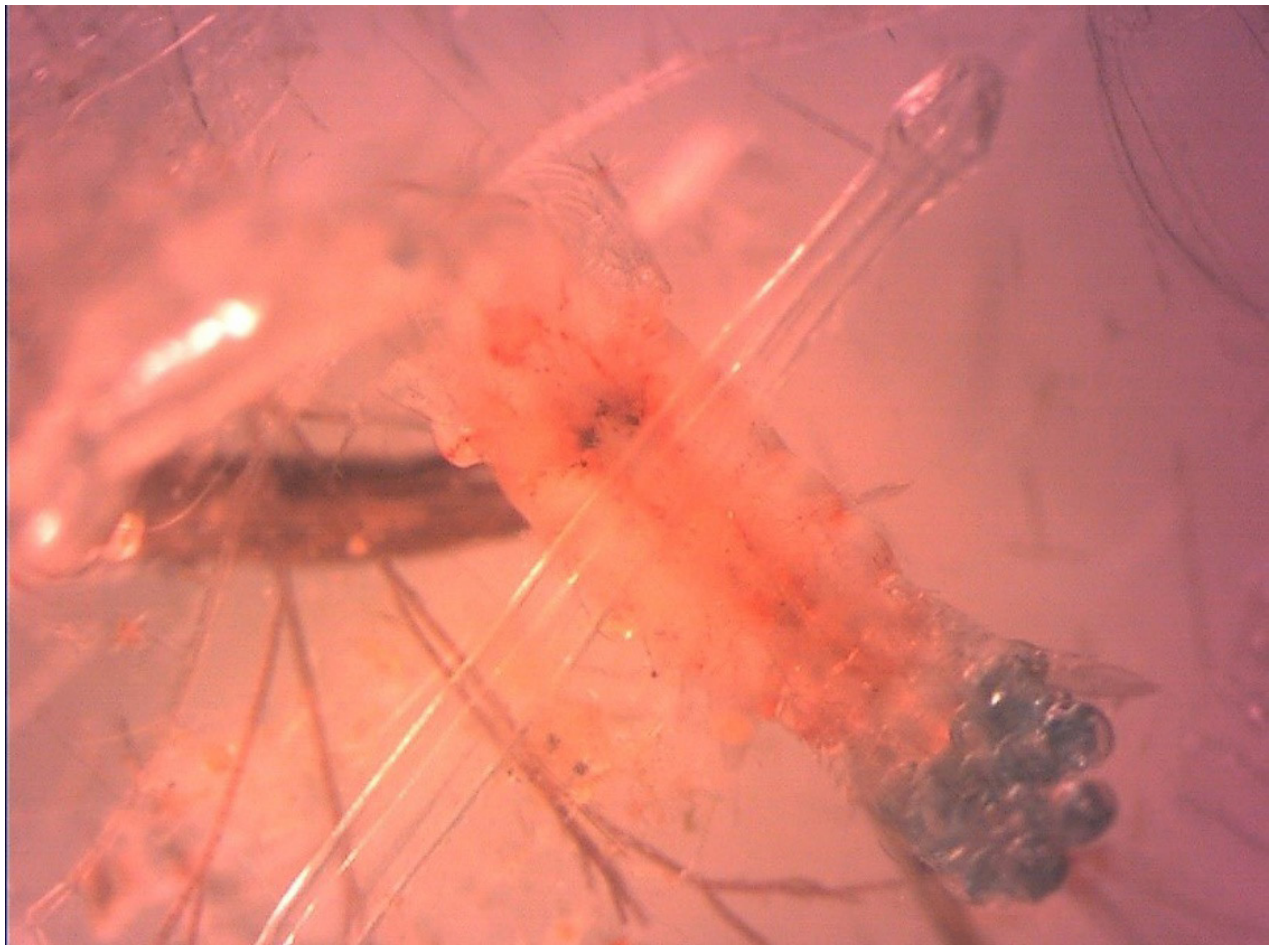
- Aksnes, D. L., & Ohman, M. D. (1996). A vertical life table approach to zooplankton mortality estimation. *Limnology and Oceanography*, 41, 1461–1469.
- Aksnes, D. L., Miller, C. B., Ohman, M. D. & Wood, S. N. (1997). Estimation techniques used in studies of copepod population dynamics: a review of underlying assumptions. *Sarsia*, 82, 279–296.
- Bickel, S. L., Tang, K. W. & Grossart, H. P. (2009). Use of aniline blue to distinguish live and dead crustacean zooplankton composition in freshwaters. *Freshwater Biology*, 54, 971–981.
- Bickel, S. L. & Tang, K.W. (2010). Microbial decomposition of proteins and lipids in copepod versus rotifer carcasses. *Marine Biology*, 157, 1613–1624.
- Daase, M., Varpe, O. & Falk-Petersen, S. (2014). Non-consumptive mortality in copepods: occurrence of *Calanus* spp. carcasses in the Arctic Ocean during winter. *Journal of Plankton Research*, 36 (1), 129–144. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt079>.
- Dressel, D. M., Heinle, D.R. & Grote, M.C. (1972). Vital staining to sort dead and live copepods. *Chesapeake Science*, 13, 156. <https://doi.org/10.2307/1351022>.
- Elliott, D. T. & Tang, K. W. (2009). Simple staining method for differentiating live and dead marine zooplankton in field samples. *Limnology Oceanography, Methods* 7, 585–594. <https://doi.org/10.4319/lom.2009.7.585>.
- Elliott, D. T., Harris, C. K., Tang, K. W. & Zubkov, M. V. (2010). Dead in the water: the fate of copepod carcasses in the York River estuary, Virginia. *Limnology and Oceanography*, 55, 1821–1834 <https://doi.org/10.4319/lom.2010.55.5.1821>.
- Elliott, D.T. & Tang, K. W. (2011a). Influence of carcass abundance on estimates of mortality and assessment of population dynamics in *Acartia tonsa*. *Marine Ecology and Progress Series*, 427, 1–12. <https://doi.org/10.3354/meps09063>.
- Elliott, D.T. & Tang, K.W. (2011b). Spatial and temporal distributions of live and dead copepods in the lower Chesapeake bay (Virginia, USA). *Estuarine Coastal, and Shelf Science*, 34, 1039–1048. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9380-z>.
- Escribano, R. Hidalgo, P. & Krautz, C. (2009). Zooplankton associated with the oxygen minimum zone system in the northern upwelling region of Chile during March 2000. *Deep-Sea Research II*, 56, 1083–1094.
- Frangoulis, C., Skliris, N., Lepoint, G., Elkalay, K., Goffart, A., Pinnegar, J.K. & Hecq, H.J. (2011) Importance of copepod carcasses versus faecal pellets in the upper water column of an oligotrophic sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92, 456–463.
- Fleming, J.M. & Coughlan, J. (1978). Preservation of vitally stained zooplankton for live/dead sorting. *Estuaries*, 1, 135–137.
- 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.
- Genin, A., Gal, G. & Haury, L. (1995). Copepod carcasses in the ocean. II. Near coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 123, 65–71. <https://doi.org/10.3354/meps123065>.
- Giesecke, R., Vallejos, T., Sanchez, M. & Teiguie, K. (2017). Plankton dynamics and zooplankton carcasses in a mid-latitude estuary and their contributions to the local particulate organic carbon pool, *Continental Shelf Research*, 132, 58–68. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.07.020>.
- Haury, L., Fey, C., Gal, G., Hobday, A. & Genin, A. (1995). Copepod carcasses in the ocean. I. Over seamounts. *Marine Ecology Progress Series*, 123:57–63.
- Herrera-Cervantes, H., Beier, E. & Torres-Chávez, H. (2014). Observaciones ambientales para el estudio de la variabilidad océano-atmósfera en la Bahía de La Paz, Periodo Julio 2013- Diciembre 2014. Informe Técnico 691-109-01. CICESE Unidad La Paz. 38 pp.
- Hernández-Trujillo, S. (1991). Copépodos pontélidos en bahía Magdalena, Baja California sur. (Junio, julio de 1988). *Investigaciones Marinas CICIMAR*, 6 (1), 155–163.
- Hernández-Trujillo, S., Esqueda-Escárcega, G.M., Hernández-Alfonso, J.R. & Pacheco-Chávez, R. (2010). Variación diaria de la abundancia del zooplancton en Bahía Magdalena, B.C.S. México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 913– 920.
- Hirst, A.G. & Kiørboe, T. (2002). Mortality of marine planktonic copepods: global rates and patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 230, 195–209.

- Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1, and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und physiologie der pflanzen*, 167: 191-194.
- López-Cortés, D. J., Band-Schmidt, C. J., Gárate-Lizárraga, I., Bustillos-Guzmán, J. J., Hernández-Sandoval, F. E. & 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(2), 185-196.
- Mackas, D. L., Pepin, P. & Verheye, H. (2012). Interannual variability of marine zooplankton and their environments: within- and between-region comparisons. *Progress in Oceanography*, 97–100, 1–14.
- Martínez-López, A. Cervantes-Duarte, R., Reyes-Salinas A. & Valdez-Holguín E. (2001). Cambio estacional de clorofila a en la Bahía de La Paz, B. C. S., México. *Hidrobiológica*, 11 (1), 45-52.
- Martínez, M., Espinosa, N. & Calliari, D. (2014). Incidence of dead copepods and factors associated with non-predatory mortality in the Río de la Plata estuary. *Journal of Plankton Research*, 36, 265–270. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt106>.
- Mauchline, J. (1998) The biology of calanoid copepods. *Advances of Marine Biology*, 33 Academic Press: London. ISBN 0-12-026133-2. X, 170 pp.
- Ohman, M. D. (2012). Estimation of mortality for stage-structured zooplankton populations: What is to be done? *Journal of Marine Systems*, 93, 4-10.
- Palomares-García, J.R. (1996). Estructura espacial y variación estacional de los copépodos en la Ensenada de La Paz, *Oceanides*, 11(1), 29-43.
- Palomares-García, R. & De Silva-Dávila, R. (2007). Variación estacional de la producción de huevos de copépodos en Bahía Magdalena. En: *Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena*. (ed.) Funes Rodríguez, R., J. Gómez Gutiérrez, y R. Palomares García: 175-188.
- Poulet, S. M. Laabir, Ianora, A. & Miralto, A. (1995). Reproductive response of *Calanus helgolandicus*. I. Abnormal embryonic and naupliar development. *Marine Ecology Progress Series*, 129, 85-95.
- Poulet, S., Escribano, R., Hidalgo, P., Cuff, A., Wichard, T., Aguilera, V., Vargas, C. & Pohnert, G. (2007). Collapse of *Calanus chilensis* reproduction in a marine environment with high diatom concentration. *Journal of Experimental Biology and Ecology*, 352, 187-199.
- Pardo, M. A., Silverberg, N., Gendron, D., Beier, E.D. & Palacios, M. (2013). Role of environmental seasonality in the turnover of a cetacean community in the southwestern Gulf of California, *Marine-Ecology Progress Series*. Vol. 487, 245-260.
- Razouls, C., de Bovée, F., Kouwenberg, J., & Desreumaux, N. (2005-2021). Biodiversity of Marine Planktonic Copepods (morphology, geographical distribution and biological data). *Sorbonne University, CNRS*. Available at <http://copepodes.obs-banyuls.fr/en> [Accessed December 08, 2021]
- Sampei, M., Sasaki, H., Hattori, H., Forest, A. & Fortier, L. (2009). Significant contribution of passively sinking copepods to the downward export flux in Arctic waters, *Limnology and Oceanography*, 54, 1894-1900.
- Sampei, M., Sasaki, H., Forest, A. & Fortier, L. (2012). A substantial export flux of particulate organic carbon linked to sinking dead copepods during winter 2007-2008 in the Amundsen Gulf (southeastern Beaufort Sea, Arctic Ocean). *Limnology and Oceanography*, 57, 90-96.
- Tang, K.W., Freund, C.S., Schweitzer, C.L., (2006a). Occurrence of copepod carcasses in the lower Chesapeake Bay and their decomposition by ambient microbes. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 68, 499–508. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.02.021>.
- Tang, K.W., Huttall, K.M.L. & Grossart, H.P. (2006b). Microbial abundance, composition and enzymatic activity during decomposition of copepod carcasses. *Aquatic Microbial Ecology*, 45, 219–227.
- Tang, K.W., Freund C.S., & Schweitzer, C.L. (2006c). Occurrence of copepod carcasses in the lower Chesapeake Bay and their decomposition by ambient microbes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 499-508. Tang and Elliot 2013. Copepod carcasses: Occurrence, Fate and Ecological Importance. In: *Copepods: Diversity, Habitat and Behavior* ISBN. (ed.) Laurent Seuront, 1-27.
- Tang, K.W., Bickel, S.L., Dziallas, C. & Grossart, H.P. (2009). Microbial activities accompanying decomposition of cladoceran and copepod carcasses under different environmental conditions. *Aquatic Microbial Ecology*, 57, 89–100.
- Tang, K.W. & Elliott, D.T. (2013). Copepod carcasses: Occurrence, fate and ecological importance. En: Seuront L (ed.) *Copepods: Diversity, Habitat and Behavior*, 255-278. UK: Nova Science Publishers, Inc.

- Tang, K.W., Gladyshev, M.I., Dubovskaya, O.P., Kirillin, G. & Grossart, H.P. (2014). Zooplankton carcasses and non-predatory mortality in freshwater and inland sea environments. *Journal of Plankton Research*, 36, 597–612. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbu014>.
- Tang, K. W., Ivory, J. A., Shimode, S., Nishibe, Y. & Takahashi, K. (2019). Dead heat: copepod carcass occurrence along the Japanese coasts and implications for a warming ocean. *ICES Journal of Marine Science* 76(6), 1825–1835. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz017>.
- Thor, P., Nielsen, T.G., Tiselius, P. (2008). Mortality rates of epipelagic copepods in the post-spring bloom period in Disko Bay, western Greenland. *Marine Ecology Progress Series*, 359, 151–160.
- Tsuda, A. (1994). Starvation tolerance of a planktonic marine copepod *Pseudocalanus newmani* Frost. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 181:81–89.
- Vargas, C.A., Cuevas, L.A., Gonzalez, H.E. & Daneri, G. (2007). Bacterial growth response to copepod grazing in aquatic ecosystems. *Journal of Marine Biological Association UK*, 87, 667. <https://doi.org/10.1017/S0025315407056275>.
- Whitehead, D.A., Jakes-Cota, U., Galván-Magaña, F., Pancaldi, F., & González-Armas, R. (2020). Composition and abundance of macro zooplankton in the coastal waters off the El Mogote Sandbar. *Hidrobiológica*, 30 (1), 21-27.

Anexo 1

Ejemplares de copépodos teñidos con colorante vital Rojo Neutro





CAPÍTULO 5

Revisión sobre el efecto de los eventos ambientales extremos frío-cálido 2010-2016 en el zooplancton marino de la costa occidental de la península de Baja California

Gerardo Aceves-Medina
Sylvia Patricia Adelheid Jiménez-Rosenberg
María Moreno-Alcántara
Airam Nauzet Sarmiento-Lezcano
Yadian Israel La Rosa-Izquierdo

Resumen

En el periodo de 2010 a 2016, el Pacífico Norte experimentó uno de los procesos de transición de enfriamiento a calentamiento del ecosistema pelágico marino más extremos ocurridos en las últimas 5 décadas. En la costa occidental de la península de Baja California, el evento La Niña 2010-2012 estuvo caracterizado por intensas anomalías negativas de temperatura del mar (-2°C) y positivas en la intensidad de las surgencias, con una producción primaria y volumen de zooplancton muy por arriba del promedio. En la segunda mitad del 2012 y el 2013, las condiciones climáticas estuvieron cercanas al promedio, pero en el 2014, la onda cálida marina denominada La Mancha y un El Niño débil en 2014, provocaron baja intensidad de surgencias costeras y de producción primaria. La anomalía de temperatura para 2014 fue del orden de $+2^{\circ}\text{C}$, que aumentó con el evento El Niño en 2015 ($+4^{\circ}\text{C}$) antes de volver a disminuir en 2016. Los efectos se manifestaron en una tropicalización del ecosistema pelágico, con una reducción de la biomasa de zooplancton de hasta 77%, cambios en la diversidad y abundancia de larvas de peces, moluscos holoplanctónicos y copépodos, cambios en la proporción de copépodos herbívoros/carnívoros, así como ampliaciones en la distribución de especies tropicales y ecuatoriales hasta Ensenada. Aunque las larvas de peces mostraron un descenso similar

en la abundancia, el cambio más fuerte fue en la región al sur de Punta Eugenia, en donde la densidad descendió casi el 97% en 2015 con respecto al 2011.

Palabras clave

Variación interanual de zooplancton, La Niña 2010-2011, El Niño 2015-2016, La Mancha 2013-2015.

Review the effects of extreme environmental variability events during 2010-2016 on marine zooplankton of the West Coast of the Baja California Peninsula

Abstract

From 2010 to 2016, the North Pacific experienced one of the most extreme cooling to warming transition processes in the marine pelagic ecosystem in the last 5 decades. Off the coasts of the Baja California Peninsula, La Niña 2010-2012 was characterized by intense negative sea temperature anomalies (-2°C) and positive anomalies in the upwelling intensity, with primary production and zooplankton volume well above average. In the second half of 2012 and 2013, climatic conditions were close to average. But, in 2014, the marine heatwave called The Blob, and a weak El Niño (EN) caused low intensity coastal upwelling and low primary production. The temperature anomaly for 2014 was about $+2^{\circ}\text{C}$, which increased with the El Niño event in 2015 ($+4^{\circ}\text{C}$) before decreasing again in 2016. The effects were manifested in a tropicalization of the pelagic ecosystem, with a reduction in zooplankton biomass of up to 77%, changes in the diversity and abundance of fish larvae, holoplanktonic mollusks, and copepods, changes in the ratio of herbivorous/carnivorous copepods, as well as expansions in the distribution of tropical and equatorial species as far as Ensenada. Although fish larvae showed a similar decline in abundance, the strongest change was south of Punta Eugenia, where density declined nearly 97% in 2015 relative to 2011.

Keywords

zooplankton interannual variability, La Niña 2010-2011, El Niño 2015-2016, The Blob 2013-2015.

Introducción

El Sistema de la Corriente de California (SCC) es un sistema dinámico de corrientes con variaciones en diferentes escalas de tiempo (Checkley & Barth, 2009). En escala interanual, a finales de la primavera de 2010, la región norte del SCC experimentó una

transición repentina de un evento El Niño (EN) a un fuerte evento de La Niña (LN) que duró hasta inicios de 2012 y se caracterizó por condiciones oceánicas frías seguidas de fuertes surgencias (Bjorkstedt *et al.*, 2012; Rudnick *et al.*, 2017). Después de la primavera de 2012, el SCC volvió a los valores climatológicos promedio. Sin embargo, de 2014 a 2016 prevalecieron condiciones cálidas extremas ocasionadas por diferentes eventos, que provocaron fuertes cambios en la dinámica oceanográfica física y biológica en el Pacífico nororiental (Nielsen *et al.*, 2021). El primero correspondió al calentamiento de las aguas superficiales asociado a una onda cálida marina (OCM), conocida coloquialmente como La Mancha (The Blob). Esta OCM alcanzó las costas del norte de Baja California en México en la primavera de 2014 y persistió al menos hasta marzo de 2015 (Peterson *et al.*, 2016). Por otra parte, el aumento del volumen de agua cálida en el Pacífico ecuatorial sugería el desarrollo de un fuerte EN en la segunda mitad de 2014; sin embargo, éste no se materializó (Wang & Hendon, 2017).

Consecutivamente, se desarrolló uno de los tres eventos EN más intensos registrados en la historia, que alcanzó su punto máximo en el invierno de 2015 (Fiedler & Mantua, 2017). Estos procesos generaron cambios extraordinarios en la fenología y distribución de las especies pelágicas, desde el fitoplancton hasta depredadores tope, modificando la estructura y función del ecosistema (Cavole *et al.*, 2016; Thompson *et al.*, 2019). Si bien se ha documentado parte de este efecto de manera parcial en las costas del Pacífico entre Canadá y Estados Unidos, en la región sur de la Corriente de California no existe información al respecto. En este trabajo, realizamos una reseña de los cambios ocurridos en el ecosistema epipelágico frente a la costa occidental de la península de Baja California (COPBC), con base en la integración de los estudios realizados con diferentes grupos del zooplancton en el periodo 2010-2016.

Marco teórico

Área de estudio

La COPBC es el límite sur del SCC, que está dominado por la Corriente de California (CC) con flujo superficial hacia el ecuador y se origina a 40°N, la subcorriente de California se origina en el Pacífico Ecuatorial Oriental y fluye subsuperficialmente hacia el polo entre 100 y 400 m, y la contracorriente de California (CCC) lleva discontinuamente agua cálida hacia el polo sobre el talud continental (Durazo *et al.*, 2010).

La COPBC está constituida de dos regiones ambientalmente distintas (Figura 1); una al norte de los 28°N entre Ensenada y Punta Eugenia (PE), dominada durante todo el año por la masa de agua subártica (ASA), y una al sur desde PE hasta Cabo San Lucas, con alternancia entre el dominio de ASA (invierno-primavera) asociado a una mayor intensidad de la CC y de los vientos, que provocan surgencias costeras intensas en primavera e inicios del verano y las masas de agua tropical superficial (ATS) y subtropical superficial (AStS) las cuales fluyen hacia el polo como resultado del debilitamiento de la intensidad de la CC a finales del verano y durante el otoño (Durazo, 2009). Estas diferencias determinan cambios en la estructura de las comunidades del zooplancton, predominando al norte especies templado-subárticas y subtropicales, y al sur especies tropicales y subtropicales (Moser & Smith, 1993).

Interanualmente, en la COPBC ocurren procesos como El Niño Oscilación del Sur (ENOS), que incluye eventos EN con anomalías térmicas positivas y LN con anomalías térmicas negativas, en ciclos de aproximadamente tres a ocho años (Okumura, 2019), intrusiones anómalas de agua subártica como la observada en el SCC entre 2002 y 2006 (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010), OCM como La Mancha 2013-2015 (Jacox *et al.*, 2016; Gentemann *et al.*, 2017; Wells *et al.*, 2017), o incluso de eventos con ciclos temporales más largos como la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO por sus siglas en inglés).

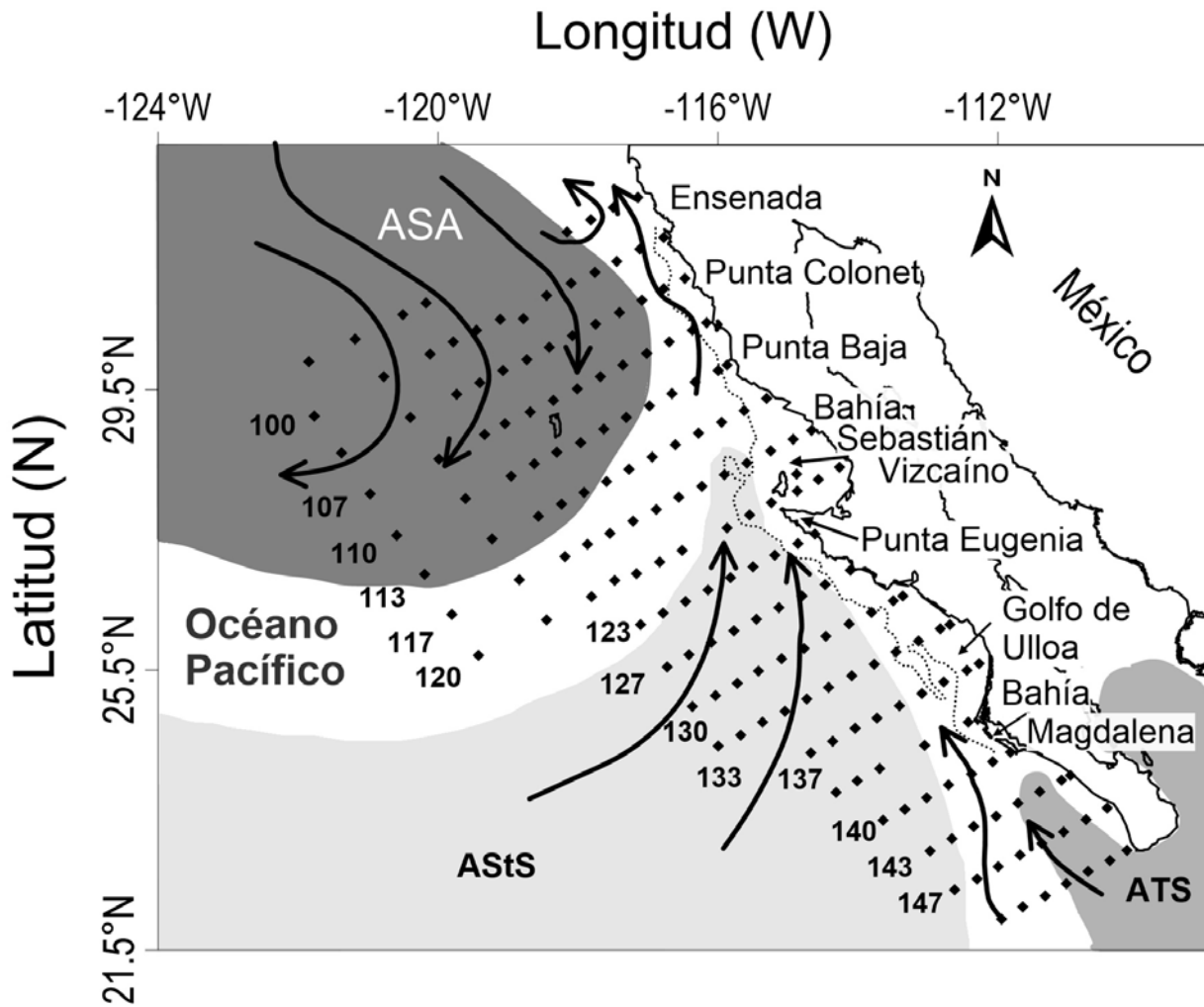


Figura 1. Área de estudio y estaciones de muestreo (puntos) para cada transecto (números) del programa Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California. Distribución superficial de masas de agua (áreas sombreadas) y dirección de flujo (flechas) durante verano (Durazo & Baumgartner, 2002). ASA: agua subártica; AStS: agua subtropical superficial; ATS: agua tropical superficial. Línea punteada isobata de 200 m.

Climatología del periodo 2010-2016

Los índices climáticos obtenidos de <https://www.ncdc.noaa.gov/>, muestran que la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) se mantuvo en una fase negativa del 2008 hasta el 2014 y rápidamente cambiaron a valores extremos positivos que persistieron hasta la segunda mitad del 2016 (Figura 2A). Después del evento de EN 2009-2010, se observó un cambio muy rápido hacia condiciones LN en la primavera del 2010 (Kim *et al.*, 2011). De verano de 2010 a invierno del 2011, las anomalías negativas de temperatura superaron incluso las condiciones de 2002-2003 que se observaron durante la intrusión anómala de aguas subárticas en el SCC (Bjorkstedt *et al.*, 2011). Estas condiciones se mantuvieron hasta verano de 2011 como LN moderada, debilitándose para la primera mitad de 2012 con anomalías térmicas de -2°C en la región al norte de PE (Bjorkstedt *et al.*, 2012), hasta -5°C al sur en la región aledaña a Bahía Magdalena (Zaitsev *et al.*, 2014). Esto también se detectó en las anomalías de temperatura obtenidas para cada región mediante análisis armónico de las series temporales en los últimos 20 años por el programa Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL) (Durazo, 2015) lo que sugiere enfriamiento mucho más pronunciado al sur de PE (Figura 2B).

Las surgencias fueron anómalamente fuertes en verano de 2010 y aunque en el resto del SCC se relajaron, entre el centro de California hasta Baja California la temporada de surgencia se adelantó y de primavera a inicios de verano 2011 estuvieron también por arriba del promedio (Bjorkstedt *et al.*, 2011). Las anomalías negativas de temperatura superficial del mar persistieron gran parte del verano y otoño de 2011 y parte del invierno del 2012 (Bjorkstedt *et al.*, 2012), manteniéndose debajo del promedio hasta 2013. De hecho, en estos tres años se registraron los valores más bajos de temperatura desde 1998 (Bjorkstedt *et al.*, 2012). No obstante, entre 2011 y 2013 la concentración de clorofila *a* (clo-*a*) en la COPBC estuvo cerca de la media (Wells *et al.*, 2013).

Hacia finales del 2013, la OCM comenzó a formarse en el Pacífico noreste frente a Alaska desplazándose gradualmente hacia el sur, y para finales del 2014 ya se había extendido hasta Baja California (Cavole *et al.*, 2016). Esta OCM estableció el inicio de lo que fue un cambio abrupto entre el periodo frío que predominó entre 2010 y 2012 hacia un periodo cálido que perduró al menos hasta mediados del 2016, con el consecuente cambio en el ecosistema pelágico marino de prácticamente toda la costa norte del Pacífico Americano (Jacox *et al.*, 2016).

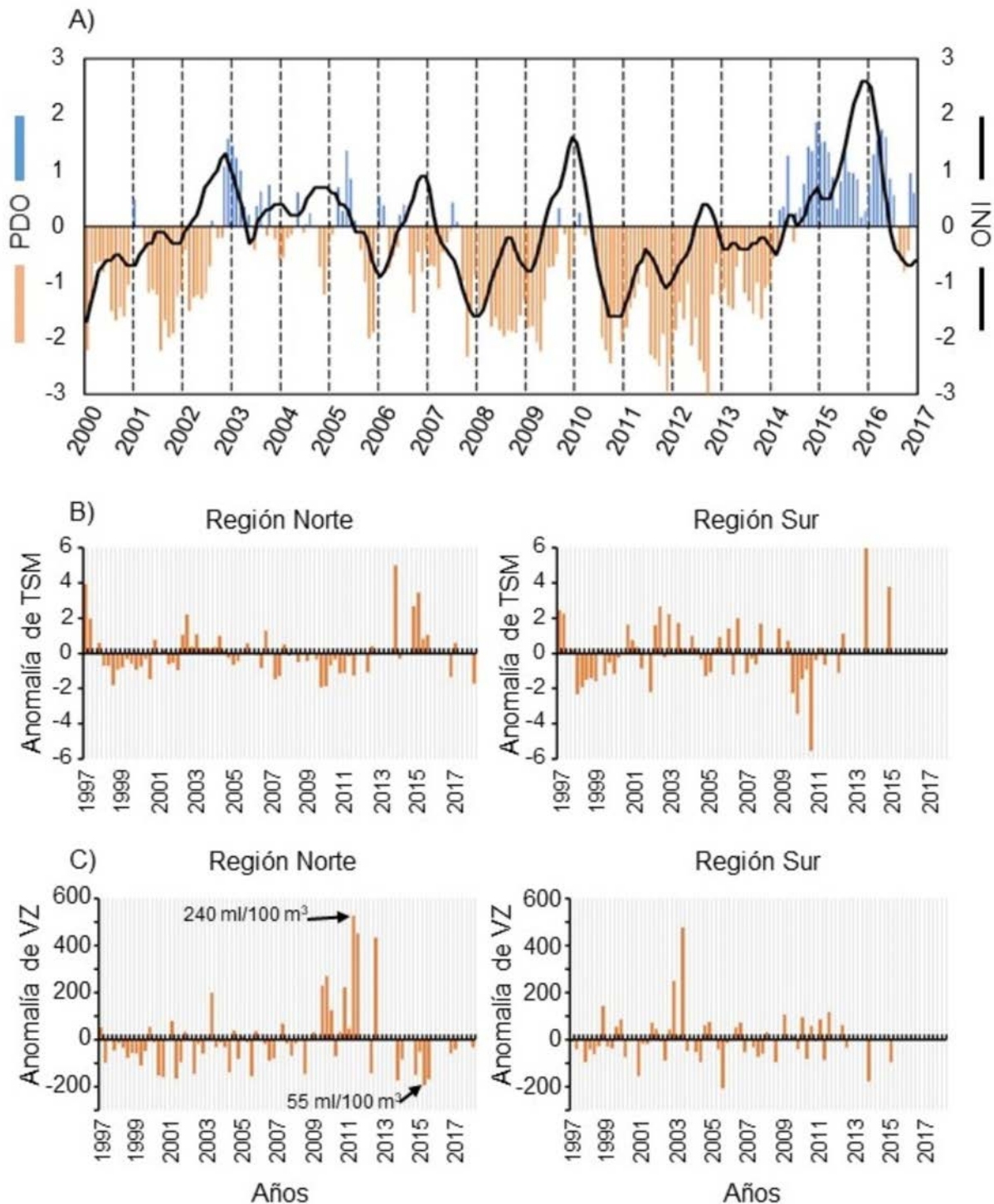


Figura 2. A) Índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) en barras naranja (fase negativa) y azules (fase positiva) e Índice Oceánico El Niño (ONI) en línea continua; B) Anomalías de Temperatura superficial del mar (TSM) y C) Anomalías de volumen de zooplancton (VZ) de la base de datos IMECOCAL de otoño 1997 hasta otoño 2019 en la región al norte y sur de Punta Eugenia.

Los valores de temperatura en la COPBC se incrementaron en la segunda mitad del 2013, y en julio de 2014 alcanzaron anomalías de $+2^{\circ}\text{C}$ con respecto a la serie histórica de IMECOCAL, alcanzando para el 2015 hasta $+4^{\circ}\text{C}$ (Figura 2B). A pesar de que las anomalías del índice de surgencia en la mayor parte del SCC estuvieron por arriba del promedio en la primera mitad del 2013, frente a la COPBC se encontraron cerca del promedio de octubre a julio del 2014 (Leising *et al.*, 2014), acompañados de anomalías negativas de clo-a (-3 mg/m^3) y, como resultado del aumento de la estratificación, con una tendencia a la disminución de la producción y la biomasa del fitoplancton, que fue particularmente pronunciada en el centro y sur del SCC (Gómez-Ocampo *et al.*, 2018).

Las mayores anomalías de temperatura en el sur del SCC durante 2013-2014 se produjeron en la región costera a causa de un calentamiento superficial provocado por una invasión del agua cálida de la OCM frente a la COPBC en primavera de 2014 (Cavole *et al.*, 2016). El hundimiento del agua de la CC bajo el agua superficial más cálida, condujo al hundimiento de la nutriclina, surgencias débiles, temperaturas elevadas cercanas a la superficie, disminución de la biomasa del fitoplancton (Gómez-Ocampo *et al.*, 2018) y consecuentemente a una reducción de la biomasa y producción de zooplancton en la COPBC.

Grupos funcionales del zooplancton

Las anomalías de volumen de zooplancton (VZ) calculadas de los promedios estacionales entre 1997 y 2019 frente a la COPBC de los registros del IMECOCAL, demuestran que los cambios más intensos de los últimos 20 años se observaron en la región al norte de PE en el periodo 2011-2016, coincidentes con los cambios regionales más drásticos de temperatura de toda la serie (Figura 2B). Las condiciones oligotróficas asociadas a la OCM y EN 2015-2016 que invadieron la región, así como el decremento de las surgencias (Di Lorenzo & Mantua, 2016; Gómez-Ocampo *et al.*, 2018), parecen haber determinado un descenso sin precedentes en el VZ de la COPBC (Figura 2C).

El VZ fluctuó entre $240 \text{ ml}/1000 \text{ m}^3$ en otoño 2011, a valores extremadamente bajos en verano-otoño 2015 ($56 \text{ ml}/1000 \text{ m}^3$), lo que significó una reducción del 77%, solo comparable con lo ocurrido en 2002-2003 (Figura 2C), cuando la invasión de agua subártica provocó concentraciones altas de clo-a (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010), aparentemente no consumidas debido a una caída de VZ a finales de 2002 (Lavaniegos, 2009).

Los estudios sobre cambios en la composición de los grupos funcionales del zooplancton en la COPBC, muestran que en la región costera se alternó la dominancia de zooplancton gelatinoso y de crustáceos. De esta manera, Lavaniegos *et al.* (2015) mostraron que en regiones como Bahía Vizcaíno (BV), los tunicados mostraron anomalías negativas (2000-2004) seguidas por anomalías positivas de 2005 a 2013, desplazando parcialmente a los crustáceos herbívoros aparentemente por competencia de alimento. Así, durante estos mismos dos periodos, los copépodos disminuyeron de 88.2 a $59.7 \text{ ind}/\text{m}^3$ y los eufáusidos disminuyeron de 16.1 a $10.4 \text{ ind}/\text{m}^3$. En el dominio oceánico, el periodo de estratificación salina asociada a la intrusión de agua subártica 2002-2006, coincidió con anomalías positivas de todos los grupos tróficos (crustáceos, tunicados y carnívoros). De acuerdo con esto, se ha establecido la hipótesis de que el incremento de organismos

gelatinosos parece ir en detrimento de los crustáceos y otros organismos depredadores incluyendo larvas de peces.

El comportamiento del zooplancton gelatinoso entre 2011 y 2013, mostró que los tunicados herbívoros mantuvieron poca variación de la abundancia con valores cercanos a la media, excepto en BV, donde se observaron agregaciones de alta densidad. Wells *et al.* (2013) registraron que las formas carnívoras como las medusas siguieron presentando anomalías positivas y los quetognatos mantuvieron anomalías negativas. Por el contrario, los sifonóforos pasaron de las altas anomalías positivas en 2010 a una fuerte anomalía negativa en febrero de 2012, y la densidad de salpas se incrementó primero al norte del SCC en 2010 y 2011 y luego, a principios del 2012 llegó al centro y sur de California. En la COPBC las anomalías positivas de salpas se presentaron frente a BV desde el 2010 con los valores más altos en 2011 (Lavaniegos *et al.*, 2015).

La OCM comenzó a notarse en la región norteña y central del SCC al inicio del verano de 2014 observándose una disminución en la biomasa de copépodos y eufáusidos de ambientes templados, un incremento de especies tropicales, una invasión hacia la costa de especies oceánicas de menor tamaño y de menor contenido de lípidos, así como grandes cantidades de medusas y tunicados en la región central de la CC, que estuvieron asociadas a la advección que provocó la OCM (Leising *et al.*, 2014).

Los datos generados por el grupo de trabajo de IMECOCAL mostraron que, en la COPBC, el descenso en el VZ durante 2014 estuvo asociado a un descenso drástico del zooplancton gelatinoso y aunque los crustáceos también fueron poco abundantes, los copépodos y eufáusidos sumaron casi el 60% de la abundancia del zooplancton (Sarmiento-Lezcano, 2018), seguidos de quetognatos (11 a 19.6%), que incluso ocuparon el segundo lugar en la región sur y frente a BV (Tabla 1).

No contamos con datos de los grupos funcionales en 2015. Sin embargo, la reducción del VZ hasta un 77% en verano-otoño de 2015 con respecto a 2011, y la reducción de zooplancton gelatinoso, estuvo acompañada de una predominancia de zoeas y adultos de *Pleuroncodes planipes* (langostilla roja), que en años normales forma densas agregaciones al sur de la COPBC, pero en años EN es frecuentemente observada en la región sur de California (McClatchie *et al.*, 2016).

El papel del zooplancton gelatinoso herbívoro en grandes densidades durante el periodo frío 2010-2013, determinó el funcionamiento del ecosistema pelágico de la COPBC, ya que sus rápidas tasas de crecimiento, cortos tiempos de generación, tamaños corporales relativamente grandes y tasas de filtración muy altas les permitieron un aumento rápido y exponencial de la población que afectó negativamente a otros herbívoros (Madin *et al.*, 2006). Por otro lado, el zooplancton gelatinoso carnívoro como las medusas (Hydromedusae y Schyphomedusae), sifonóforos, moluscos (pterópodos y heterópodos) y los gusanos flecha (quetognatos) representan depredadores muy activos (van der Spoel, 1996; Vdodovich *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2020) que en grandes cantidades pueden regular las poblaciones de copépodos y eufáusidos, que generalmente son dominantes en las muestras de zooplancton de la COPBC.

Tabla 1. Abundancia relativa (AB) por grupos taxonómicos del zooplancton para la Región Norte entre Ensenada y Punta Eugenia (líneas 100-120) y la Región Sur frente a Bahía Vizcaíno (líneas 120 a 133.3) durante el verano del 2014.

Ensenada-Punta Eugenia	AB (%)		AB (%)		AB (%)		AB (%)
Copepoda	50.6	Chaetognatha	11.3	Pteropoda	7.9	Annelida	0.2
Euphausiacea	12.1	Thaliacea	3.2	Heteropoda	0.7	otros	0.1
Ostracoda	4.3	Siphonophora	3.6	Gasteropoda	0.3		
Amphipoda	1.5	Larvacea	1.1				
Decapoda	1.4	Hydroidea	1.5				
Estomatopoda	0.1						
Cladocera	0.1						
<i>TOTAL</i>	<i>70.1</i>		<i>20.7</i>		<i>8.9</i>		<i>0.3</i>
Bahía Vizcaíno	AB (%)		AB (%)		AB (%)		AB (%)
Copepoda	51.3	Chaetognatha	19.6	Pteropoda	5.4	Annelida	0.2
Euphausiacea	8.2	Thaliacea	3	Heteropoda	0.1	otros	<0.1
Ostracoda	1.7	Siphonophora	1.3	Gasteropoda	0.1		
Amphipoda	1.1	Larvacea	1.5				
Decapoda	2	Hydroidea	2.8				
Mysidacea	1.6						
Estomatopoda	0.1						
<i>TOTAL</i>	<i>66</i>		<i>28.2</i>		<i>5.6</i>		<i>0.2</i>

Moluscos heterópodos (Atlantidae)

Los moluscos holoplanctónicos son considerados buenos indicadores hidrológicos y ecológicos del ambiente pelágico ya que su distribución está determinada por la masa de agua que habitan (Furnestin, 1979). Sin embargo, para la COPBC solo contamos con información de cambios estacionales e interanuales de la comunidad de heterópodos (Atlantidae), principalmente en la porción norte de la COPBC en el periodo de 2012-2016.

Los atlántidos se distribuyen en toda el área de estudio IMECOCAL, siendo más abundantes hacia la región oceánica (Figura 3; Aceves-Medina *et al.*, 2020; Moreno-Alcántara, 2021). En 2012 se encontraron en invierno y primavera entre 82-85 ind/1000 m³ en promedio en la mayor parte de la región norte (Figura 3A-B). Sin embargo, aunque se observaron grandes agregaciones de zooplancton gelatinoso hacia las costas y en especial en BV (Lavaniegos *et al.*, 2015), los atlántidos se encontraron ausentes en estas zonas. La ausencia de organismos se debió a la gran magnitud de las surgencias, que fue característico de LN 2010-2012 (Bjorkstedt *et al.*, 2012).

Al relajarse las condiciones anómalas frías en 2013, el cambio estacional afectó en mayor medida la abundancia de organismos. En invierno se observó un promedio de 64 ind/1000 m³ (Figura 3C) mientras que a finales de primavera fue de 206 ind/1000 m³ (Figura 3D), correspondiendo con el aumento de abundancia hacia verano de la especie dominante de afinidad templada, *Atlanta californiensis*, como fue observado en el sur de California (Cummings & Seapy, 2003).

Conforme se fueron desarrollando las anomalías térmicas positivas asociadas a la OCM, en 2015 se detectó un flujo costero hacia el polo, característico de años EN (Durazo & Baumgartner, 2002; Durazo *et al.*, 2017). Correspondiendo a esto, la comunidad de Atlantidae presentó una distribución dividida por una región de ausencia de organismos. Con la penetración de aguas de origen tropical acarreadas por el flujo anómalo hacia el norte de la COPBC, se observó la presencia abundante de especies de afinidad tropical distribuidas hacia la región costera hasta Punta Baja y en el área de BV (Moreno-Alcántara, 2021) mientras que en la comunidad al norte se observó un decremento en la abundancia de los organismos con respecto a años anteriores (Figura 3E). Este patrón de distribución se mantuvo hasta verano de 2015 durante EN 2015-2016 (Figura 3F; Aceves-Medina *et al.*, 2020).

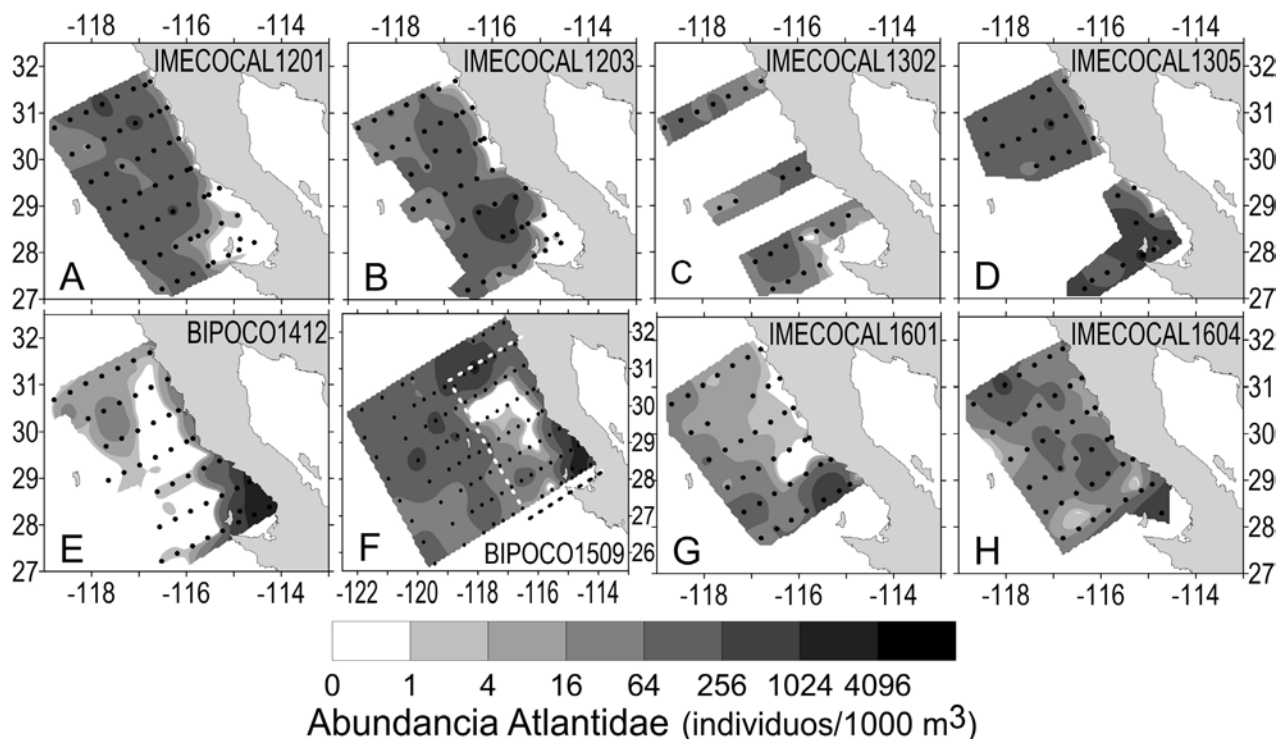


Figura 3. Distribución de la abundancia de Atlantidae. A) enero de 2012; B) marzo de 2012; C) febrero de 2013; D) mayo de 2013; E) diciembre de 2014; F) septiembre de 2015. El recuadro punteado indica el área de estudio de los demás cruceros; G) enero de 2016; H) abril de 2016.

El mayor cambio en los atlántidos se observó en 2016, correspondiendo con el fin de EN 2015-2016. A principios de 2016 se encontró la menor abundancia promedio de organismos (61 ind/1000 m³; Figura 3G) asociado a la baja producción primaria y secundaria observada a consecuencia del calentamiento prolongado del ecosistema (Jacox *et al.*, 2016; Moreno-Alcántara, 2021). Aun así, se registró el mayor número de especies en el área (13; Moreno-Alcántara *et al.*, 2020). Posteriormente, en primavera, cuando las anomalías positivas térmicas y salinas se revirtieron (Cavole *et al.*, 2016; Durazo *et al.*, 2017; Wells *et al.*, 2017), únicamente se encontraron cuatro especies (Moreno-Alcántara *et al.*, 2020) y aunque la abundancia aumentó con respecto al inicio del año, ésta se mantuvo baja (71 ind/1000 m³; Figura 3H).

Copépodos

Los copépodos son un grupo muy estudiado por su abundancia y condición como indicadores biológicos debido a su rápida respuesta a cambios ambientales (Jiménez-Pérez & Lavaniegos, 2004; Sydeman *et al.*, 2014; Kozak *et al.*, 2018). No obstante, para el periodo frío frente a la COPBC, excepto por el registro del incremento en la abundancia en 2010, que cambió a anomalías negativas de abundancia en 2011 y 2013 (Bjorkstedt *et al.*, 2012; Wells *et al.*, 2013), no hay información de la composición de especies.

En áreas aledañas como el norte de la CC, la biomasa de copépodos de especies de aguas frías se relacionó con la PDO (Sydeman *et al.*, 2014). Al sur, en el Pacífico central mexicano frente a las costas de Jalisco, Kozak *et al.* (2018) mostraron que el efecto de LN 2010-2011 se observó tanto en la hidrografía y características de las masas de agua, como en la presencia del copepodo *Calanus pacificus*, una especie indicadora de la CC.

En la COPBC, durante la transición de EN 1997-1998 a LN 1998-1999, los cambios en la composición de especies de copépodos incluyeron, para el periodo cálido, una comunidad rica en especies cosmopolitas ecuatoriales, tropicales/subtropicales y templados-cálidos, con una abundancia récord de *Subeucalanus subtenius*, una especie ecuatorial de aguas oceánicas. Durante el periodo frío, la comunidad mostró pocos copépodos de afinidad ecuatorial, cosmopolitas tropicales/subtropicales y templados-cálidos, y una mayor importancia relativa de las especies subárticas, con un fuerte incremento de *C. pacificus* (Jiménez-Pérez & Lavaniegos, 2004).

En el periodo 2014-2015 en la COPBC, La Rosa-Izquierdo (2018) observó un descenso del 80% en la abundancia promedio de copépodos de verano 2014 (15316 ind/1000 m³) a verano-otoño 2015 (3176 org/1000 m³), congruente con la reducción de VZ. La riqueza de especies fue ligeramente mayor durante verano-otoño de 2015 con respecto al 2014 (Tabla 2). Sin embargo, La Rosa-Izquierdo (2018) establece que los principales signos de tropicalización asociados a EN durante 2015 fueron el descenso en la dominancia, ya que en verano 2014 solo 14 especies representaron el 95% de la abundancia, mientras que en verano-otoño 2015 el mismo porcentaje fue dado por 24 especies (Tabla 3).

Tabla 2. Abundancia relativa (A%) y abundancia relativa acumulada (AA%) para especies dominantes que sumaron 95% de la abundancia (verano 2014-verano-otoño 2015).

Especie	2014		Especie	2015	
	A%	AA%		A%	AA%
<i>Calanus pacificus</i>	60.37	60.37	<i>Pleuromamma abdominalis</i>	17.26	17.26
<i>Euchaeta rimana</i>	8.55	68.92	<i>Calanus pacificus</i>	15.79	33.05
<i>Subeucalanus subcrassus</i>	7.36	76.28	<i>Subeucalanus subcrassus</i>	14.72	47.77
<i>Pleuromamma abdominalis</i>	4.39	80.67	<i>Euchaeta indica</i>	9.57	57.34
<i>Scolecithrix danae</i>	2.87	83.54	<i>Euchaeta rimana</i>	9.43	66.77
<i>Aetideus bradyi</i>	2.61	86.15	<i>Undinula vulgaris</i>	5.28	72.05
<i>Undinula vulgaris</i>	1.77	87.92	<i>Corycaeus speciosus</i>	3.21	75.26
<i>Corycaeus speciosus</i>	1.68	89.6	<i>Oithona plumifera</i>	2.06	77.32
<i>Rhincalanus nasutus</i>	1.35	90.95	<i>Temora discaudata</i>	1.96	79.28
<i>Temora discaudata</i>	1.09	92.04	<i>Euchaeta concinna</i>	1.66	80.94
<i>Oithona plumifera</i>	1.07	93.11	<i>Subeucalanus mucronatus</i>	1.66	82.6
<i>Eucalanus californicus</i>	0.92	94.03	<i>Scolecithrix danae</i>	1.49	84.09
<i>Haloptilus ornatus</i>	0.53	94.56	<i>Aetideus bradyi</i>	1.45	85.54
<i>Scolecithrix bradyi</i>	0.47	95.03	<i>Candacia catula</i>	1.39	86.93
47 especies de 62 totales	4.97	100	<i>Heterorhabdus papilliger</i>	1.2	88.13
			<i>Scolecithrix bradyi</i>	0.97	89.1
			<i>Haloptilus acutifrons</i>	0.92	90.02
			<i>Labidocera acutifrons</i>	0.9	90.92
			<i>Euchaeta tenuis</i>	0.75	91.67
			<i>Gaetanus pungens</i>	0.7	92.37
			<i>Undeuchaeta intermedia</i>	0.68	93.05
			<i>Candacia longimana</i>	0.61	93.66
			<i>Centropages furcatus</i>	0.57	94.23
			<i>Labidocera acuta</i>	0.57	94.8
			43 especies de 67 totales	5.2	100

También se observó un incremento en la abundancia de especies tropicales y ecuatoriales de 35.6% en 2014 a 74.3% en 2015 (Tabla 3), una expansión hacia el norte de su distribución geográfica (llegando incluso hasta Ensenada), y una disminución en la abundancia de especies omnívoras-herbívoras con un incremento de las carnívoras (Tabla 3). La abundancia de *C. pacificus* de afinidad templada, disminuyó del 60 al 17%, dando lu-

gar en 2015 a *Pleuromamma abdominalis* de afinidad tropical y *Subeucalanus subcrassus* que es una especie ecuatorial, con alta abundancia en la región norte.

Tabla 3. Abundancia relativa (A%) de copépodos y número de especies (NE) por afinidad faunística, hábitat y tipo de alimentación durante verano 2014 y verano-otoño 2015.

Afinidad Faunística	2014		Afinidad Faunística	2015	
	A%	NE		A%	NE
Templado	60.6	5	Tropical	59.6	34
Tropical	28.0	32	Templado	16.5	4
Ecuatorial	7.6	2	Ecuatorial	14.7	1
Subtropical	1.7	15	Subtropical	5.5	17
Cosmopolita	1.7	3	Templado-Tropical	2.8	8
Templado-Tropical	0.4	3	Subártico	0.7	2
Subártico	0.03	1	Cosmopolita	0.2	1
Hábitat	A%	NE	Hábitat	A%	NE
Oceánico	83.1	37	Oceánico	70.2	50
Costero	16.9	24	Costero	29.8	17
Tipo de alimentación	A%	NE	Tipo de alimentación	A%	NE
Omnívoro/Herbívoro	72.6	10	Omnívoro/Herbívoro	39.8	11
Carnívoro	15.2	24	Carnívoro	32.7	29
Omnívoro/Carnívoro	1.1	6	Omnívoro/Carnívoro	1.8	7
Omnívoro	7.7	18	Omnívoro	23.2	16
Omnívoro/Detritívoro	3.4	3	Omnívoro/Detritívoro	2.5	4

El descenso de copépodos herbívoros en 2015 probablemente se relacionó con descensos en la producción primaria, y el aumento de copépodos carnívoros con el descenso de los competidores carnívoros gelatinosos que dominaron el periodo frío. Las especies oceánicas se incrementaron de 37 en 2014 a 50 en 2015, mientras que las especies costeras disminuyeron de 24 a 17 (Tabla 3), lo que sugiere un proceso similar al observado en las costas de Norte América, donde la OCM acarreoó especies oceánicas hacia la costa. Adicionalmente La Rosa-Izquierdo (2018) mostró que la región al sur de PE se mantuvo con pocos cambios, y el efecto más fuerte de la OCM y EN 2015 se observó al norte de PE.

Larvas de peces

La comunidad de larvas de peces (LP) que habitan en la COPBC se caracteriza por una asociación de especies oceánicas (principalmente meso y batipelágicas) y otra de es-

pecies costeras (demersales y epipelágicas neríticas) delimitadas por una frontera que coincide aproximadamente con el borde de la plataforma continental. Éstas, a su vez, se dividen en dos asociaciones o complejos de especies, uno norteño (de afinidad subártica y templada) y otro sureño (de afinidad tropical y subtropical), que traslapan su distribución frente a BV (Moser & Smith, 1993), una área faunística transicional de alta diversidad (Jiménez-Rosenberg *et al.*, 2020), asociada a la hidrodinámica frente a PE, donde los remolinos de mesoescala y los frentes oceánicos son barreras físicas que limitan la distribución de las especies, aunque algunas especies sureñas pueden ampliar su distribución hacia el norte durante eventos EN y algunas norteñas hacia el sur durante eventos LN (Aceves-Medina *et al.*, 2018).

A diferencia de los grupos del zooplancton ya mencionados, las LP son meropláncticas y solo pasan parte de su vida en el plancton. Aunque los procesos de advección juegan un papel importante en la distribución local de las LP, los cambios espaciales y temporales de abundancia y distribución de más largo plazo, dependen de la ubicación y estacionalidad de los desoves, que a su vez depende de los periodos de surgencia, el avance y retroceso estacional de las masas de agua a lo largo del año y cambios de otras variables (como la temperatura), que estimulan el desove (Aceves-Medina *et al.*, 2019).

Estudios sobre el uso de LP como indicadores biológicos de cambio ambiental, han demostrado que las especies mesopelágicas como *Vinciguerria lucetia*, *Triphoturus mexicanus* y *Diogenichthys laternatus*, los epipelágicos menores *Sardinops sagax* y *Engraulis mordax*, así como el demersal *Synodus lucioceps*, son buenos indicadores biológicos a nivel estacional, pero particularmente las especies mesopelágicas han mostrado una estrecha correlación con cambios de largo plazo de temperatura (Bautista-Romero *et al.*, 2018), índices climáticos como el MEI, el Índice Oceánico El Niño (ONI), la PDO, y la Oscilación del Giro del Pacífico Norte (NPGO) (Aceves-Medina *et al.*, 2019; Koslow *et al.*, 2019), e incluso tendencias seculares que sugieren una tropicalización de la región sur del SCC en los últimos 65 años (McClatchie *et al.*, 2018).

Durante el periodo 1997-2013, la comunidad de LP pasó de un dominio de especies mesopelágicas de aguas cálidas y una baja diversidad de especies demersales (1997-2000), hacia una comunidad donde la abundancia de LP de epipelágicos así como la diversidad y la abundancia de especies demersales aumentó significativamente al final del periodo (2007-2012). Entre estas dos etapas, la intrusión anómala de agua subártica y las anomalías positivas del NPGO entre 2002 y 2006, marcaron el periodo de transición entre ambas comunidades (Aceves-Medina *et al.*, 2019).

De la misma forma que el VZ y los copépodos, la densidad de LP disminuyó cerca de un 74% en la región al norte de PE (515 ind/10 m² durante LN 2011 a 136 ind/10 m² durante 2015), pero el cambio más fuerte en este grupo fue al sur de PE (1255 ind/10 m² en verano 2011, y 39 y 37 ind/10 m² en verano de 2014 y 2015, respectivamente). La reducción del 82% de la abundancia de LP representa los valores más bajos de la serie IMECOCAL y parece ser resultado del escaso número de presas, reflejado en los bajos valores VZ, copépodos y moluscos holoplanctónicos entre otros, ya que inclusive durante el fuerte evento EN 1997-1998 la abundancia promedio para la región al norte de PE fue prácticamente la misma que en LN 2011 (666 ind/10 m² en verano de 1997 y 602 ind/10 m² en verano de 1998).

En el norte, la riqueza de especies se incrementó de 75 *taxa* durante 2011 a 104 en 2014 y 96 *taxa* en 2015 y en el sur, de 81 *taxa* a 117 en 2014 y 91 en 2015. Asimismo, la proporción de especies afines a aguas cálidas se incrementó más del 20% de 2011 a 2015 en ambas regiones con la consecuente disminución de la abundancia de especies afines a aguas frías (Tabla 4). El cambio más notable de la comunidad de LP en la composición de especies por hábitat fue en la región norte, ya que las especies demersales bajaron del 45% de la abundancia en 2011 a apenas 3.2 y 9.8% en 2014 y 2015 (respectivamente), mientras que los mesopelágicos incrementaron su abundancia de 51.8% en 2011 a 92.5 y 88.1 % en 2014 y 2015, respectivamente.

Tabla 4. Número de *taxa* de larvas de peces y abundancia promedio para la region norte (N) y sur (S) de Punta Eugenia, así como la abundancia relativa (%) por afinidad faunística y tipo de hábitat, durante los cruceros de otoño 2011, verano 2014 y verano-otoño 2015.

	2011		2014		2015	
	N	S	N	S	N	S
Número de <i>taxa</i>	75	81	104	117	96	91
Abundancia promedio	515	1255	398	39	136	37
Tropical-Subtropical	59.7	77.5	85.8	93.5	81.7	84.0
Templado-Subtropical	40.0	22.4	13.5	5.2	17.7	7.6
Amplia distribución	0.3	0.1	0.7	1.3	0.7	8.4
Demersal	45.3	66.1	3.2	52.3	9.8	47.3
Meso y Batipelágico	51.8	26.8	92.5	41.9	88.1	49.3
Epipelágico costero	1.8	4.3	3.5	4.6	1.7	0.5
Epipelágico Oceánico	1.1	2.9	0.8	1.2	0.5	3.0

Conclusiones

El cambio ambiental ocurrido en la costa este del Pacífico norte ocasionado por LN 2010-2011, la OCM 2013-2015 y EN 2015-2016, ha sido el de mayores efectos en el ecosistema epipelágico marino del SCC de los últimos 50 años, incluso con efectos mayores que los producidos por EN 1997-1998. Los descensos pronunciados de la intensidad de las surgencias, la profundización de la termoclina, la estratificación creciente de la columna de agua y las características oligotróficas de las masas de agua cálida que invadieron el área y ocasionaron un descenso en la productividad primaria, determinaron cambios sin precedente en el zooplancton. La comunidad durante LN 2010-2011 se caracterizó por una gran abundancia de organismos gelatinosos y escasos crustáceos, dominada en su mayoría por especies de afinidad templada, y una baja riqueza de especies, que en el caso de los copépodos favoreció el predominio de especies herbívoras, y en el caso de las LP de especies demersales costeras. Los procesos de calentamiento ocurridos entre 2014 y 2015 provocaron además del descenso en la dominancia de organismos gelatinosos y un

predominio del grupo de los crustáceos, el incremento de especies tropicales y subtropicales al norte de PE, un descenso en el VZ del 77%, un 84% en el caso de los copépodos y el caso más extremo, un descenso en la densidad del LP del 97% con un descenso en la abundancia de especies demersales y un incremento de especies mesopelágicas. Las respuestas dentro de cada uno de los tres grupos taxonómicos analizados son distintas, ya que, en el caso de los copépodos, y los grupos funcionales del zooplancton, el cambio más fuerte es en la región al norte de PE mientras que en el caso de las LP es en la región al sur.

Agradecimientos

Agradecemos al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo financiero a través de los proyectos SIP 20221219 y 20231580.

Literatura citada

- Aceves-Medina, G., Jiménez-Rosenberg, S. P. A., Saldierna-Martínez, R. J., Durazo, R., Hinojosa-Medina, A. T., *et al.* (2018). Distribution and abundance of the ichthyoplankton assemblages and its relationships with the geostrophic flow along the southern region of the California Current. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46(1), 104-119. doi:10.3856/vol46-issue1-fulltext-12.
- Aceves-Medina, G., Jiménez-Rosenberg, S. P. A. & Durazo, R. (2019). Fish larvae as indicator species of interannual environmental variability in a subtropical transition area off the Baja California peninsula. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 169, 104631. doi:10.1016/j.dsr2.2019.07.019
- Aceves-Medina, G., Moreno-Alcántara, M., Durazo R. & Delgado-Hofmann, D. (2020). Distribution of Atlantidae species (Gastropoda: Pterotracheoidea) during an El Niño event in the Southern California Current System (summer–fall 2015). *Marine Ecology. Progress Series*, 648, 153-168. doi:10.3354/meps13417
- Bautista-Romero, J. J., Funes-Rodríguez, R., Jiménez-Rosenberg, S. P. & Lluch-Cota, D. B. (2018). Preferential distribution of fish larvae in the California Current System: Time, space, and temperature. *Fisheries Oceanography*, 27(3), 259-273. doi:10.1111/fog.12250
- Bjorkstedt, E. P., Goericke, R., McClatchie, S., Weber, E., Watson, W., *et al.* (2011). State of the California Current 2010-2011: Regionally variable responses to a strong (but fleeting?) La Niña. *CalCOFI Reports*, 52, 36-68.
- Bjorkstedt, E. P., Goericke, R., McClatchie, S., Weber, E., Watson, W., *et al.* (2012). State of the California Current 2011–2012: Ecosystems respond to local forcing as La Niña wavers and wanes. *CalCOFI Reports*, 53, 41-76.
- Cavole, L. M., Demko, A. M., Diner, R. E., Giddings, A., Koester, I., *et al.* (2016). Biological impacts of the 2013–2015 warm-water anomaly in the Northeast Pacific: Winners, losers, and the future. *Oceanography*, 29(2), 273-285. doi:10.5670/oceanog.2016.32
- Checkley, D. M. & Barth, J. A. (2009). Patterns and processes in the California Current System. *Progress in Oceanography*, 83, 49-64. doi:10.1016/j.pocean.2009.07.028
- Cummings, F. A. & Seapy, R. R. (2003). Seasonal abundances of euthecosomatous pteropods and heteropods from waters overlying San Pedro Basin, California. *Veliger*, 46, 305-313.
- Di Lorenzo, E. & Mantua, N. (2016). Multi-year persistence of the 2014/15 North Pacific marine heatwave. *Nature Climate Change*, 6, 1042-1047. doi:10.1038/nclimate3082.
- Durazo, R. (2009). Climate and upper ocean variability off Baja California, Mexico: 1997-2008. *Progress in Oceanography*, 83(1), 361–368. doi:10.1016/j.pocean.2009.07.043
- Durazo, R. (2015). Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(2), 1173-1196. doi: 10.1002/2014JC010405

- Durazo, R. & Baumgartner, T. R. (2002). Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography*, 54, 7–31. doi:10.1016/S0079-6611(02)00041-1
- Durazo, R., Castro, R., Miranda, L. E., Delgadillo-Hinojosa, F. & Mejía-Trejo, A. (2017). Anomalous hydrographic conditions off the northwestern coast of the Baja California peninsula during 2013-2016. *Ciencias Marinas*, 43(2), 81-92. doi:10.7773/cm.v43i2.2754
- Durazo, R., Ramírez-Manguilar, A. M., Miranda, L. E. & Soto-Mardones, L. A. (2010). Climatología de variables hidrográficas. En: Gaxiola-Castro, G. & Durazo, R. eds. *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. pp. 25–57. México: SEMARNAT-INE-CICESE-UABC.
- Fiedler, P. C. & Mantua, N. J. (2017). How are warm and cool years in the California Current related to ENSO? *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 122(7), 5936-5951. doi: 10.1002/2017JC013094
- Furnestin, M. L. (1979). Planktonic mollusks as hydrological and ecological indicators. En: Van der Spoel, S., Van Bruggen A.C. & Lever J. eds. *Pathways in Malacology*. pp. 175-194. Países Bajos: Bohn, Scheltema & Holkema,
- Gaxiola-Castro, G., Cepeda-Morales, J., Nájera-Martínez, S., Espinosa-Carreón, T. L., De la Cruz-Orozco, M. E., et al. (2010). Biomasa y producción de fitoplancton. En: Gaxiola-Castro, G. & Durazo, R. eds. *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. pp. 59–86. México: SEMARNAT-INE-CICESE-UABC.
- Gómez-Ocampo, E., Gaxiola-Castro, G., Durazo, R., and Beier, E. (2018). Effects of the 2013-2016 warm anomalies on the California Current phytoplankton. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 151, 64-76.
- Gentemann, C. L., Fewings, M. R. & García-Reyes, M. (2017). Satellite sea surface temperatures along the West Coast of the United States during the 2014-2016 northeast Pacific marine heat wave. *Geophysical Research Letters*, 44, 312 doi: 10.1016/j.dsr2.2017.01.005
- Jacox, M. G., Hazen, E. L., Zaba, K. D., Rudnick, D. L., Edwards, C. A., et al. (2016). Impacts of the 2015–2016 El Niño on the California Current System: Early assessment and comparison to past events. *Geophysical Research Letters*, 43, 7072–7080. doi:10.1002/2016GL069716
- Jiménez-Pérez, L. C. & Lavaniegos, B. E. (2004). Changes in dominance of copepods off Baja California during the 1997-1999 El Niño and La Niña. *Marine Ecology Progress Series*, 277, 147-165. doi:10.3354/meps277147
- Jiménez-Rosenberg, S. P. A., Saldierna-Martínez, R. & Aceves-Medina, G. (2020). Updated taxonomic list of fish larvae from Bahía Sebastián Vizcaíno, Baja California, México. *CICIMAR Oceánides*, 35(1,2): 55-70. doi:10.37543/oceanides.v35i1-2.261
- Kim, W., Yeh, S. W., Kim, J. H., Kug, J. S. & Kwon, M. (2011). The unique 2009–2010 El Niño event: A fast phase transition of warm pool El Niño to La Niña. *Geophysical Research Letters*, 38(15), L15809. doi:10.1029/2011GL048521
- Kozak, E. R., Olivos-Ortiz, A., Franco-Gordo, C. & Pelayo-Martínez, G. (2018). Seasonal variability of copepod community structure and abundance modified by the El Niño-La Niña transition (2010), Pacific, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1449-1468. doi: 10.15517/rbt.v66i4.32058
- Koslow, J. A., Davison, P., Ferrer, E., Jiménez Rosenberg, S. P. A., Aceves-Medina, G., et al. (2019). The evolving response of mesopelagic fishes to declining midwater oxygen concentrations in the southern and central California Current. *ICES Journal of Marine Science*, 76(3), 626-638. doi: 10.1093/ices-jms/fsy154
- La Rosa-Izquierdo, I. Y. (2018). Estructura de la comunidad de copépodos pelágicos en la costa oeste de la península de Baja California, antes y durante El Niño 2015. (Tesis de Maestría). Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional, Baja California Sur. México.
- Lavaniegos, B. E. (2009). Influence of a multiyear event of low salinity on the zooplankton from Mexican eco-regions of the California Current. *Progress in Oceanography*, 83(1-4), 369-375. doi:10.1016/j.pcean.2009.07.037
- Lavaniegos-Espejo, B. E., Molina-González, O. & Murcia-Riaño, M. (2015). Zooplankton functional groups from the California Current and climate variability during 1997-2013. *CICIMAR Oceánides*, 30(1), 45-62. doi:10.37543/oceanides.v30i1.143
- Leising, A., Schroeder, I. D., Bograd, S. J., Bjorkstedt, E. P., Field, J., et al. (2014). State of the California current 2013-14: El Nino looming. *CalCOFI Reports*, 55, 51-87.

- Madin, L. P., Kremer, P., Wiebe, P. H., Purcell, J. E., Horgan, E. H., *et al.* (2006). Periodic swarms of the salp *Salpa aspera* in the Slope Water off the NE United States: Biovolume, vertical migration, grazing, and vertical flux. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 53(5), 804-819. doi:10.1016/j.dsr.2005.12.018
- McClatchie, S., Goericke, R., Leising, A., Auth, T. D., Bjorkstedt, E., *et al.* (2016). State of the California Current 2015-16: comparisons with the 1997-98 El Niño. *CalCOFI Reports*, 57, 1-57.
- McClatchie, S., Gao, J., Drenkard, E. J., Thompson, A. R., Watson, W., *et al.* (2018). Interannual and secular variability of larvae of mesopelagic and forage fishes in the Southern California current system. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(9), 6277-6295. doi:10.1029/2018JC014011
- Moreno-Alcántara, M. (2021). Variación intra e interanual de Atlantidae (Pterotracheoidea) en la costa del Pacífico de Baja California. (Tesis Doctoral). Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Baja California Sur, México.
- Moreno-Alcántara, M., Delgado-Hofmann, D. & Aceves-Medina, G. (2020). Diversity of Atlantidae mollusks (Gastropoda: Pterotracheoidea) from the southern region of the California current off Baja California peninsula, Mexico. *Marine Biodiversity*, 50(27), 1–9. doi:10.1007/s12526-020-01059-7
- Moser, H. G. & Smith, P. E. (1993). Larval fish assemblages and oceanic boundaries. *Bulletin of Marine Science*, 53(2), 283-289.
- Nielsen, J. M., Rogers, L. A., Brodeur, R. D., Thompson, A. R., Auth, T. D., *et al.* (2021). Responses of ichthyoplankton assemblages to the recent marine heatwave and previous climate fluctuations in several Northeast Pacific marine ecosystems. *Global Change Biology*, 27(3), 506-520. doi: 10.1111/gcb.15415
- Okumura Y.M. (2019). ENSO diversity from an atmospheric perspective. *Current Climate Change Reports*, 5(3), 245-257. doi:10.1007/s40641-019-00138-7
- Peterson, W. T., N. Bond, & Robert, M. (2016). The Blob (Part three) Going, going, gone? *PICES Press*, 24(1), 46–48.
- Rudnick, D. L., Zaba, K. D., Todd, R. E. & Davis, R. E. (2017). A climatology of the California Current System from a network of underwater gliders. *Progress in Oceanography*, 154, 64-106. doi: 10.1016/j.pocean.2017.03.002
- Sarmiento-Lezcano, A. M. (2018). Dinámica de la capa de dispersión profunda en el Pacífico noroeste de México. (Tesis Maestría). Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional, Baja California Sur, México.
- Sydeman, W. J., Thompson, S. A., García-Reyes, M., Kahru, M., Peterson, W. T., *et al.* (2014). Multivariate ocean-climate indicators (MOCI) for the central California Current: Environmental change, 1990–2010. *Progress in Oceanography*, 120, 352-369. doi: 10.1016/j.pocean.2013.10.017
- Thompson, A. R., Harvey, C. J., Sydeman, W. J., Barceló, C., Bograd, S. J., *et al.* (2019). Indicators of pelagic forage community shifts in the California Current large marine ecosystem, 1998–2016. *Ecological Indicators*, 105, 215-228. doi:10.1016/j.ecolind.2019.05.057
- van der Spoel, S. (1996). Heteropoda. En: Gasca, R. & Suárez, E. eds. *Introducción al Estudio del Zooplankton Marino*. pp. 407-457. México: El Colegio de la Frontera Sur
- Vdodovich, I. V., Podrezova, P. S. & Klimova, T. N. (2018). Fish larvae as food item of planktonic predator (Chaetognatha). *Marine Biological Journal*, 3(3), 94-96. doi:10.21072/mbj.2018.03.3.10
- Wang, G. & Hendon, H. (2017). Why 2015 was a strong El Niño and 2014 was not. *Geophysical Research Letters*, 44(16), 8567-8575. doi:10.1002/2017GL074244
- Wang, P., Zhang, F., Sun, S., Wang, W., Wan, A. & Li, C. (2020). Experimental clearance rates of *Aurelia coerulea* ephyrae and medusae, and the predation impact on zooplankton in Jiaozhou Bay. *Journal of Oceanology and Limnology*, 38(4), 1256-1269. doi: 10.1007/s00343-020-0024-7
- Wells, B. K., Schroeder, I. D., Bograd, S. J., Hazen, E. L., Jacox, M. G., *et al.* (2017). State of the California Current 2016-2017: still anything but “normal” in the north. *CalCOFI Reports*, 58, 1-55.
- Wells, B. K., Schroeder, I. D., Santora, J. A., Hazen, E. L., Bograd, S. J., *et al.* (2013). State of the California Current 2012-13: No such thing as an “Average” Year. *CalCOFI Reports*, 54, 37-71
- Zaitsev, O., Trasviña-Castro, A., Linero-Cueto, J., Gaxiola-Castro, G. & Cepeda-Morales, J. (2014). Condiciones oceanográficas en la plataforma continental frente a Bahía Magdalena (México) en 2011-2012. *Ciencias marinas*, 40(2), 89-112. doi:10.7773/cm.v40i2.2314

CAPÍTULO 6

Avances en el conocimiento de la biodiversidad de invertebrados marinos del Pacífico sur de México a partir de sus especies descritas

Rolando Bastida-Zavala
María del Socorro García-Madrigal
Ubaldo Jarquín-Martínez
Mariela Ramos-Sánchez
Julio Daniel Gómez-Vásquez

Resumen

El Pacífico sur de México, que comprende los estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas, ha tenido una larga, pero intermitente, historia de descubrimientos de nuevas especies de invertebrados marinos, aunque esta información estaba muy dispersa y no había sido compilada previamente. A partir de la revisión bibliográfica exhaustiva de los taxones, se enlistan 283 especies de invertebrados marinos con localidad tipo en esta región. Los artrópodos, anélidos, moluscos y platelmintos representan más del 77% de las especies descritas. Las especies fueron descritas en un periodo de casi 190 años, aunque en las últimas dos décadas del siglo XXI se incrementó sustancialmente en más de un 32%. Prácticamente la mitad de las especies han sido descritas por autores mexicanos (46%) y la otra mitad por extranjeros (54%); mientras que el estado de Guerrero es el que concentra poco más de la mitad de las especies (53.4%). Entre las instituciones nacionales, la Universidad Nacional Autónoma de México alberga a los autores que han descrito más especies (48.8%), seguido de la Universidad del Mar (32.6%). Dos autores mexicanos y dos extranjeros han descrito el 33.1% de las especies de la región. Se hace hincapié en la necesidad de incrementar los esfuerzos de exploración en el estado de Chiapas, así como promover talleres regionales en diversos taxones de invertebrados marinos, para estimular la formación de nuevos especialistas.

Palabras clave

Crustáceos, equinodermos, moluscos, nuevas especies, platelmintos, poliquetos.

Advances in the knowledge of the marine invertebrate biodiversity from southern Mexican Pacific from their described species

Abstract

The southern Mexican Pacific, which includes the states of Guerrero, Oaxaca, and Chiapas, has had a long, but intermittent, history of discoveries of new species of marine invertebrates, although this information was widely dispersed, and not previously compiled. From an exhaustive bibliographic review for the taxa, 283 species of marine invertebrates with type locality in this region are listed. Arthropods, annelids, mollusks and flatworms represent more than 77% of the described species. The species were described in a period of almost 190 years, although in the last two decades of the 21st century it increased substantially by more than 32%. Practically half of the species have been described by Mexican authors (46%) and the other half by foreigners (54%); Guerrero State is the one that concentrates just over half of the species (53.4%). Among the national institutions, the Universidad Nacional Autónoma de México houses the authors who have described the most species (48.8%), followed by the Universidad del Mar (32.6%). Two Mexican and two foreign authors have described 31.4% of the species in the region. Emphasis is placed on the need to increase exploration efforts in Chiapas State, as well as to promote regional workshops on several marine invertebrate taxa, to stimulate the training of new specialists.

Keywords

Crustacean, echinoderms, flatworms, mollusks, new species, polychaetes.

Introducción

El Pacífico sur de México es un área geográfica que comprende los estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas. Política y económicamente se ha considerado como una región (Morales-Hernández, 2006; López-Jiménez, 2018); sin embargo, en términos biogeográficos, a pesar de que se encuentra en una zona netamente tropical, no se considera una región natural, debido a que coinciden dos ecorregiones marinas distintas, el Pacífico tropical mexicano y Chiapas-Nicaragua (*sensu* Spalding *et al.*, 2007), casi equivalentes a las provincias Mexicana y Panámica (*sensu* Hendrickx *et al.*, 2019), cuya confluencia se ubica en Puerto Ángel, Oaxaca. Por cuestiones prácticas, en el presente trabajo se consideró al Pacífico sur de México (PSM) como una región (Figura 1).

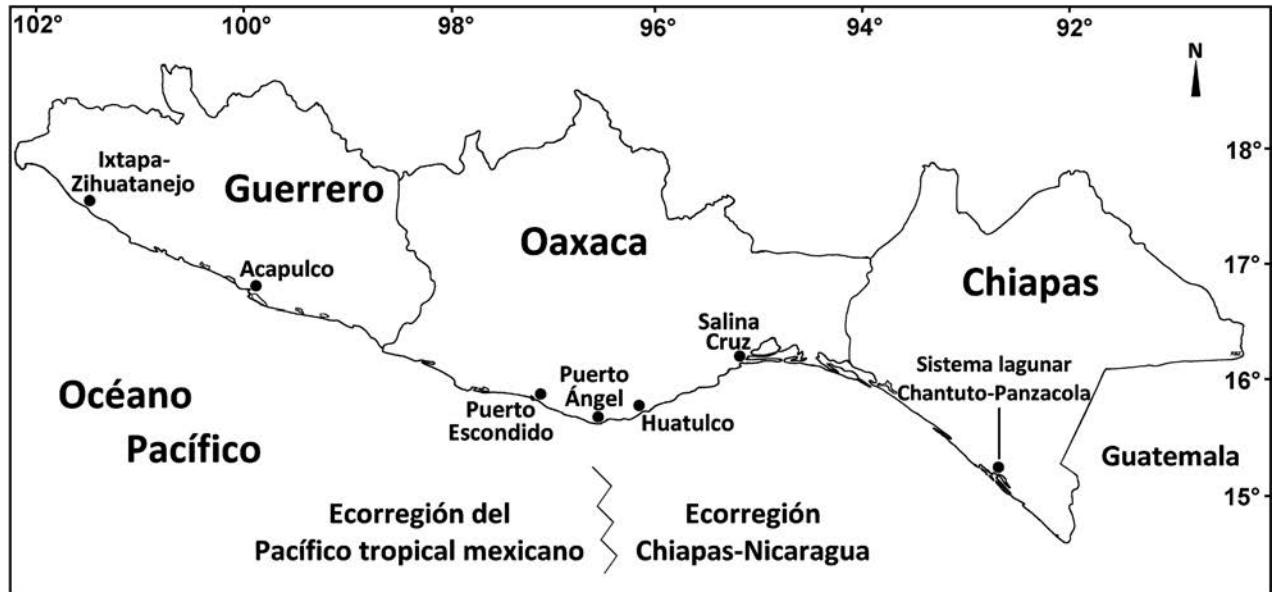


Figura 1. El Pacífico sur de México, las ecorregiones que confluyen en él y las principales localidades tipo de las especies descritas en esta región.

Los tres estados que forman el PSM se encuentran entre los cinco estados con mayor megadiversidad terrestre (García-Mendoza *et al.*, 2004; CONABIO, 2013; Botello *et al.*, 2015), pero su vasta zona marina que se extiende por 1356 km de litoral (INEGI, 2019), ha sido históricamente ignorada en cuanto al conocimiento de su diversidad. Sin embargo, en las últimas dos décadas esta situación ha cambiado. En este sentido, López-Pérez *et al.* (2012) realizaron un estudio en el que se analizó la información de diversos grupos taxonómicos marinos, evidenciando que la diversidad marina del PSM es más elevada de lo que se pensaba, encontrando sesgos en la información generada con respecto a las localidades y taxones estudiados. Por otro lado, en el inventario realizado por Bastida-Zavala *et al.* (2013), se reveló que el estado de Oaxaca cuenta con al menos 2157 especies marinas y costeras, incluyendo macroalgas, invertebrados (nueve filos), peces y tetrápodos. De estas especies, 1153 corresponden a invertebrados marinos, donde los anélidos, crustáceos y moluscos son los taxones mejor representados, con 949 especies (82.3%).

A pesar del esfuerzo realizado por los trabajos de síntesis, el conocimiento de algunos taxones ha pasado desapercibido, como ciertos helmintos parásitos y picnogónidos, posiblemente derivado de referencias antiguas que no estaban disponibles. En una serie de trabajos más recientes y exhaustivos (ver: Bastida-Zavala & García-Madriral, 2022a), se compiló y actualizó, hasta 2021, la información conocida sobre invertebrados marinos del PSM, con lo cual se incrementó significativamente la cantidad de especies conocidas de esponjas (Carballo & Vega, 2022), cnidarios (López-Pérez *et al.*, 2022), anélidos (Bastida-Zavala *et al.*, 2022), moluscos (Barrientos-Luján *et al.*, 2022), picnogónidos (de León-Espinosa & de León-González, 2022), crustáceos (García-Madriral *et al.*, 2022), y equinodermos (Benítez-Villalobos *et al.*, 2022). En algunos casos se incluyeron taxones

recién estudiados en el PSM, como los platelmintos policládidos (Ramos-Sánchez & Bastida-Zavala, 2022) y sipúnculos (Silva-Morales, 2022).

De acuerdo con Pulido-Flores *et al.* (2015) y Bastida-Zavala & García-Madrigal (2022b), en el PSM se han registrado 2778 especies de invertebrados marinos. Con base en lo anterior, con el objetivo de determinar las principales aportaciones y el número de especies descritas en el PSM, se llevó a cabo una compilación y análisis de las especies cuya localidad tipo se encuentra en la región.

Metodología

Considerando los listados de las especies registradas en el Pacífico sur de México (Pulido-Flores *et al.*, 2015; Bastida-Zavala & García-Madrigal, 2022b), se hizo una búsqueda exhaustiva de las descripciones originales de las especies con el fin de determinar su localidad tipo, para lo cual se utilizó la Biodiversity Heritage Library (BHL, 2022). Una vez identificadas las especies con localidades tipo en el PSM, se revisó su estatus en WoRMS (2022) y se realizó el listado de las especies (Tabla 1). Las especies que han sido sinonimizadas no fueron incluidas. Para el caso de los moluscos, muchas referencias no estuvieron disponibles en bibliotecas o en la web, o bien la información en WoRMS era ambigua o no existía, por lo que cabe la posibilidad de que no se hayan considerado todas las especies.

Tabla 1. Lista de todas las especies válidas descritas de invertebrados marinos en el Pacífico sur de México. Chiapas= CHI, Guerrero= GUE, Oaxaca= OAX.

	Especies	Localidad tipo
	Porifera	
1	<i>Acarnus oaxaquensis</i> Aguilar-Camacho, Carballo & Cruz-Barraza, 2013	Isla Cacaluta, OAX
2	<i>Callyspongia</i> (<i>Callyspongia</i>) <i>californica</i> Dickinson, 1945	Bahía Tangolunda, OAX
3	<i>Callyspongia</i> (<i>Cladochalina</i>) <i>acapulcaensis</i> (Carter, 1882)	Puerto de Acapulco, GUE
4	<i>Cladocroce reina</i> Aguilar-Camacho & Carballo, 2010	Parque de la Reina, Acapulco, GUE
5	<i>Cliothosa tylostrongylata</i> Cruz-Barraza, Carballo, Bautista-Guerrero & Nava, 2011	San Agustín, OAX
6	<i>Gastrophanella primore</i> Gómez, 1998	Frente a Punta Maldonado, GUE
7	<i>Pachychalina acapulcensis</i> Wilson, 1904	Acapulco, GUE
8	<i>Siphonodictyon crypticum</i> (Carballo, Hepburn, Nava, Cruz-Barraza & Bautista-Guerrero, 2007)	Bahía de San Agustín, Huatulco, OAX
9	<i>Tethya ensis</i> Sarà, Gómez & Sarà, 2001	Punta Maldonado, GUE
10	<i>Tethya mexicana</i> Sarà, Gómez & Sarà, 2001	Punta Maldonado, GUE

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
11	<i>Tethya multifida</i> (Carter, 1882)	Acapulco, GUE
12	<i>Tethya ovum</i> Sarà, Gómez & Sarà, 2001	Bahía Petacalco, GUE
Cnidaria: Anthozoa		
13	<i>Astrangia browni</i> Palmer, 1928	A 7 km al oeste de Puerto Ángel, Oaxaca
14	<i>Leptogorgia ena</i> Breedy, Abeytia & Guzmán, 2012	El Faro, Oaxaca
15	<i>Leptogorgia labiata</i> Verrill, 1870	Acapulco, GUE
16	<i>Leptogorgia rigida</i> Verrill, 1864	Acapulco, GUE
17	<i>Muricea robusta</i> Verrill, 1866	Acapulco, GUE
18	<i>Pacifigorgia agassizii</i> (Verrill, 1864)	Acapulco, GUE
19	<i>Pacifigorgia media</i> (Verrill, 1864)	Acapulco, GUE
20	<i>Pacifigorgia rutila</i> (Verrill, 1868)	Acapulco, GUE
21	<i>Pocillopora capitata</i> Verrill, 1864	Acapulco, GUE
Cnidaria: Cubozoa		
22	<i>Chiropsalmus alipes</i> Gershwin, 2006	Zihuatanejo, GUE
Cnidaria: Hydrozoa		
23	<i>Aglaophenia praecisa</i> Fraser, 1938a	Santa María, OAX
24	<i>Aglaophenia propingua</i> Fraser, 1938c	Puerto Escondido, OAX
25	<i>Clytia seriata</i> Fraser, 1938a	Bahía Tangolunda, OAX
26	<i>Clytia irregularis</i> Fraser, 1938a	Bahía Tangolunda, OAX
27	<i>Corymorpha cargo</i> (Vargas-Hernández & Ochoa-Figueroa, 1991)	Frente a Salina Cruz, OAX
28	<i>Cunina tenella</i> (Bigelow, 1909)	Acapulco, GUE
29	<i>Eucheilota comata</i> (Bigelow, 1909)	Acapulco, GUE
30	<i>Eutonina scintillans</i> (Bigelow, 1909)	Acapulco, GUE
31	<i>Gossea brachymera</i> Bigelow, 1909	Acapulco, GUE
32	<i>Helgicirrho medusifera</i> (Bigelow, 1909)	Acapulco, GUE
33	<i>Merona laxa</i> Fraser, 1938a	Bahía Tangolunda, OAX
Platyhelminthes: Polycladida		
34	<i>Bisacculosuteri marcelae</i> Ramos-Sánchez, Bahía & Bastida-Zavala, 2019	Playa Agua Blanca, Puerto Escondido, OAX
35	<i>Boninia oaxaquensis</i> Ramos-Sánchez, Bahía & Bastida-Zavala, 2020	Playa Panteón, Puerto Ángel, OAX

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
36	<i>Paraplanocera oligoglenoides</i> Ramos-Sánchez, Bahía & Bastida-Zavala, 2019	Playa Agua Blanca, Puerto Escondido, OAX
37	<i>Paraprostatum echinolittorinae</i> Faubel & Sluys, 2007	Puerto Ángel, OAX
38	<i>Pericelis nazahui</i> Ramos-Sánchez, Bahía & Bastida-Zavala, 2020	Playa Yerbabuena, OAX
39	<i>Pericelis sigmeri</i> Ramos-Sánchez, Bahía & Bastida-Zavala, 2020	Bahía de Cacaluta, OAX
40	<i>Pseudoceros bicuti</i> Ramos-Sánchez, Bahía & Bastida-Zavala, 2020	Bahía de Cacaluta, OAX
41	<i>Stylochus mistus</i> Ramos-Sánchez, Carrasco-Rodríguez, García-Madrigal & Bastida-Zavala, 2021	Tangolunda, Bahías de Huatulco, OAX
42	<i>Thysanozoon estacahuitensis</i> Ramos-Sánchez, Bahía & Bastida-Zavala, 2020	Estacahuite, Puerto Ángel, OAX
Platyhelminthes: Monogenea		
43	<i>Aristocleides lamothei</i> Kritsky & Mendoza-Franco, 2008	Laguna de Tres Palos, GUE
44	<i>Capsala caballeroi</i> Winter, 1955	Acapulco, GUE
45	<i>Denarycotyle gardneri</i> Pulido-Flores, Monks & Violante-González, 2015	Playa Las Hamacas, Acapulco, GUE
46	<i>Haliotrema cirrhiti</i> Mendoza-Franco & Violante-González, 2011	Cantiles de Mozimba, Acapulco, GUE
47	<i>Haliotrema pollexinus</i> Mendoza-Franco & Violante-González, 2011	Cantiles de Mozimba, Acapulco, GUE
48	<i>Mexicotrema bychowskyi</i> Lamothe-Argumedo, 1969	Laguna de Chila, OAX
49	<i>Mexicotyle mexicana</i> (Meserve, 1938) Lebedev, 1984	Tangolunda, OAX
50	<i>Narcinecotyle longifilamentus</i> Torres-Carrera, Ruiz-Escobar, García-Prieto & Ocegüera-Figueroa, 2020	Estacahuite, Puerto Ángel, OAX
51	<i>Neotetraonchus bychowskyi</i> Bravo-Hollis, 1968	Laguna de Chila, OAX
52	<i>Neotetraonchus vegrandis</i> Kritsky, Mendoza-Franco, Bullard & Vidal-Martínez, 2009	Laguna de Tres Palos, GUE
53	<i>Oaxacotyle oaxacensis</i> (Caballero & Bravo, 1964) Lebedev, 1984	Salina Cruz, OAX
54	<i>Parancylodiscoides chaetodipteri</i> Caballero & Bravo-Hollis, 1960	Salina Cruz, OAX
55	<i>Pseudochauhanea mexicana</i> Lamothe-Argumedo, 1966	Acapulco, GUE
56	<i>Pseudomazocraes riojai</i> (Caballero & Bravo-Hollis, 1963) Lebedev, 1970	Salina Cruz, OAX

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
57	<i>Pseudorhabdosynochus guerreroensis</i> Mendoza-Franco, Vidal-Martínez & Rojas-Herrera, 2011	Cantiles de Mozimba, Acapulco, GUE
58	<i>Pseudorhabdosynochus spirani</i> Mendoza-Franco, Vidal-Martínez & Rojas-Herrera, 2011	Cantiles de Mozimba, Acapulco, GUE
59	<i>Rhabdosynochus alterinstitus</i> Mendoza-Franco, Violante-González & Vidal-Martínez, 2008	Laguna de Tres Palos, GUE
60	<i>Rhabdosynochus lituparvus</i> Mendoza-Franco, Violante-González & Vidal-Martínez, 2008	Laguna de Tres Palos, GUE
61	<i>Rhabdosynochus nigrescens</i> (Mendoza-Franco, Violante-González & Vidal Martínez, 2006) Domingues & Boeger, 2008	Laguna de Tres Palos, GUE
62	<i>Rhabdosynochus siliqua</i> Mendoza-Franco, Violante-González Vidal-Martínez, 2008	Laguna de Tres Palos, GUE
63	<i>Rhabdosynochus volucris</i> Mendoza-Franco, Violante-González & Vidal-Martínez, 2008	Laguna de Tres Palos, GUE
64	<i>Salinacotyle mexicana</i> (Caballero & Bravo-Hollis, 1963)	Salina Cruz, OAX
Platyhelminthes: Digenea		
65	<i>Bucephalus heterotentaculatus</i> Bravo-Hollis & Sogandares-Bernal, 1956	Zihuatanejo, GUE
66	<i>Cainocreadium lariosi</i> (Caballero, 1946) Cribb, 2005	Frente a Salina Cruz, OAX
67	<i>Dactylotrema squamatum</i> Bravo-Hollis & Manter, 1957	Zihuatanejo, GUE
68	<i>Lepidapedoides oaxacensis</i> (Lamothe-Argumedo, 1969) Bray, 1985	Puerto Ángel, OAX
69	<i>Lintonium srivastavai</i> Lamothe-Argumedo, 1969	Salina Cruz, OAX
70	<i>Multitestis nasusi</i> Bravo-Hollis & Brenes-Madrigal, 1958	Salina Cruz, OAX
71	<i>Phyllodistomum mirandai</i> Lamothe-Argumedo, 1969	Salina Cruz, OAX
72	<i>Polycryptocylis leonilae</i> Lamothe-Argumedo, 1970	Puerto Escondido, OAX
Platyhelminthes: Cestoda		
73	<i>Serendip danbrooksi</i> Monks, Zaragoza-Tapia, Pulido-Flores & Violante-González, 2015	Playa Las Hamacas, Acapulco, GUE
Nemertina		
74	<i>Euborlasia hancocki</i> Coe, 1940	Bahía de Chacahua, OAX
Annelida: Polychaeta		
75	<i>Acromegalomma carunculatum</i> (Tovar-Hernández & Salazar-Vallejo, 2008)	Punta Manzanillo, Acapulco, GUE

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
76	<i>Amphicteis obscurior</i> Chamberlin, 1919	Frente a Acapulco, GUE
77	<i>Amphicteis orphnius</i> Chamberlin, 1919	Frente a Acapulco, GUE
78	<i>Arabella pacifica</i> Treadwell, 1941	Zihuatanejo, GUE
79	<i>Aricidea (Aricidea) petacalcoensis</i> de León-González, Hernández-Guevara & Rodríguez-Valencia, 2006	Bahía Petacalco, GUE
80	<i>Bhawatsonia nenoae</i> Cruz-Gómez, 2021	Playa Hornos, Acapulco, GUE
81	<i>Brada verrucosa</i> Chamberlin, 1919	Frente a Acapulco, GUE
82	<i>Branchiosyllis pacifica</i> Rioja, 1941	Playa Caleta, Acapulco, GUE
83	<i>Brania arenacea</i> Rioja, 1943	Playa Caleta, Acapulco, GUE
84	<i>Chaetacanthus ornatus</i> Salazar-Silva, López-Sánchez & Salazar-Vallejo, 2020	Puerto Escondido, OAX
85	<i>Chloeia entypa</i> Chamberlin, 1919	Frente a Acapulco, GUE
86	<i>Eunice semisegregata</i> Fauchald, 1969	Frente a Acapulco, GUE
87	<i>Exogone glandulosa</i> Rioja, 1943	Playa La Aguada, Acapulco, GUE
88	<i>Galathealinum mexicanum</i> Adegoke, 1967	Frente a Chiapas (14°28-29'N, 93°9-10'O)
89	<i>Haplosyllis brevicirra</i> Rioja, 1941	Acapulco, GUE
90	<i>Hemipodia armata</i> (Hartman, 1950)	Bahía El Potosí, GUE
91	<i>Hirsutonuphis acapulcensis</i> (Rioja, 1944)	Acapulco, GUE
92	<i>Hyalinoecia leucacra</i> Chamberlin, 1919	Frente a Acapulco, GUE
93	<i>Hydroides brachyacantha</i> Rioja, 1941	Acapulco, GUE y Mazatlán, Sinaloa
94	<i>Hydroides glandifera</i> Rioja, 1941	Playa Caleta, Acapulco, GUE
95	<i>Hydroides ochotereana</i> Rioja, 1941	Playas La Aguada y La Quebrada, Acapulco, GUE
96	<i>Hydroides recurispina</i> Rioja, 1941	Playa La Aguada, Acapulco, GUE
97	<i>Ilyphagus bythincola</i> Chamberlin, 1919	Frente a Oaxaca (14°46'N, 98°40'O)
98	<i>Kuwaita dolichognatha</i> (Rioja, 1941)	Playa La Aguada, Acapulco, GUE; Mazatlán, Sinaloa
99	<i>Lepidonopsis barnichae</i> Salazar-Silva & Carrera-Parra, 2014	Playa Angosta, Acapulco, GUE
100	<i>Lopadorrhynchus parvum</i> Chamberlin, 1919	Frente a Oaxaca (15°58'N, 98°13'O)
101	<i>Magelona tehuatensis</i> Hernández-Alcántara & Solís-Weiss, 2000	Oeste de Salina Cruz, OAX
102	<i>Mexieulepis mexicanus</i> (Berkeley & Berkeley, 1939)	Bahía Isla Grande, GUE

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
103	<i>Ninoe jessicae</i> Hernández-Alcántara, Pérez-Mendoza & Solís-Weiss, 2006	Bahía Bamba, OAX
104	<i>Ninoe moorei</i> Rioja, 1941	Playa La Aguada, Acapulco, GUE; Mazatlán, Sinaloa
105	<i>Ninoe spinosa</i> Rioja, 1941	Playa La Aguada, Acapulco, GUE
106	<i>Notaulax punctulata</i> Tovar-Hernández, García-Garza & de León-González, 2020	Playa Hornitos, Acapulco, GUE
107	<i>Odontosyllis septemdentata</i> Salcedo, San Martín & Solís-Weiss, 2016	El Jardín, Acapulco, GUE
108	<i>Paradiopatra litabanchia</i> (Chamberlin, 1919)	Frente a Oaxaca
109	<i>Phragmatopoma balbinae</i> Chávez-López, 2020	La Condesa, Acapulco, GUE
110	<i>Phragmatopoma digitata</i> Rioja, 1962	Salina Cruz, OAX
111	<i>Phyllodoce multiseriata</i> Rioja, 1941	Playa La Aguada, Acapulco, GUE
112	<i>Pileolaria berkeleyana</i> Rioja, 1942	Playas La Aguada y Caleta, Acapulco, GUE
113	<i>Pileolaria helenpaxilli</i> (Rioja, 1942)	Playas La Aguada y Caleta, Acapulco, GUE
114	<i>Pisone hippocampus</i> Salcedo, Hernández-Alcántara & Solís-Weiss, 2015	Playa Caleta, Acapulco, GUE
115	<i>Pisone sanmartini</i> Salcedo, Hernández-Alcántara & Solís-Weiss, 2015	Playa Caleta, Acapulco, GUE
116	<i>Plakosyllis curvispina</i> Salcedo Oropeza, San Martín & Solís-Weiss, 2011	La Roqueta, Acapulco, GUE
117	<i>Polydora heterochaeta</i> Rioja, 1939	Acapulco, GUE
118	<i>Prosphaerosyllis sotoi</i> Salcedo, San Martín & Solís-Weiss, 2016	Frente a Acapulco, GUE
119	<i>Salvatoria heterocirra</i> (Rioja, 1941)	Playa Caleta, Acapulco, GUE
120	<i>Sphaerosyllis tetralobata</i> Salcedo, San Martín & Solís-Weiss, 2016	Frente a Acapulco, GUE
121	<i>Spirobranchus minutus</i> (Rioja, 1941)	Playa Caleta, Acapulco, GUE
122	<i>Spirorbis bushi</i> Rioja, 1942	Acapulco, GUE y Mazatlán, Sinaloa
123	<i>Spirorbis tricornigerus</i> Rioja, 1942	Acapulco, GUE y Mazatlán, Sinaloa
124	<i>Syllis antoniae</i> Salcedo Oropeza, San Martín & Solís-Weiss, 2012	La Roqueta, Acapulco, GUE
125	<i>Syllis deleoni</i> Salcedo Oropeza, San Martín & Solís-Weiss, 2012	La Roqueta, Acapulco, GUE
126	<i>Treadwellphysa mixta</i> (Fauchald, 1970)	Tangolunda, OAX
127	<i>Treptopale watsonae</i> (Cruz-Gómez & Bastida-Zavala, 2018)	Playa Coral, Ixtapa, GUE

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
128	<i>Trochochaeta mexicana</i> Hernández-Alcántara & Solís-Weiss, 2011	Frente a Punta Maldonado, GUE
129	<i>Trophoniella bastidai</i> Salazar-Vallejo, 2012	Al sur de la laguna de Chacahua, OAX
130	<i>Trypanosyllis microdenticulata</i> Salcedo Oropeza, San Martín & Solís-Weiss, 2011	La Roqueta, Acapulco, GUE
	Annelida: Hirudinea	
131	<i>Branchellion spindolaorum</i> Ruiz-Escobar & Ocegüera-Figueroa, 2019	Frente a Zapotengo, OAX
	Sipuncula	
132	<i>Antillesoma mexicanum</i> Silva-Morales, López-Aquino, Islas-Villanueva, Ruiz-Escobar & Bastida-Zavala, 2019	Playa Panteón, Puerto Ángel, OAX
133	<i>Aspidosiphon (Paraspidosiphon) cutleri</i> Silva-Morales & Gómez-Vásquez, 2021	Playa Camarón, OAX
134	<i>Aspidosiphon (Paraspidosiphon) pastori</i> Silva-Morales & Gómez-Vásquez, 2021	Playa Panteón, Puerto Ángel, OAX
	Mollusca: Bivalvia	
135	<i>Anadara formosa</i> (G.B. Sowerby I, 1833)	Golfo de Tehuantepec, OAX
136	<i>Cardites grayi</i> (Dall, 1903)	Acapulco, GUE
137	<i>Cetoconcha smithii</i> Dall, 1908	Acapulco, GUE
138	<i>Chama producta</i> Broderip, 1835	Golfo de Tehuantepec, OAX
139	<i>Chione guatulcoensis</i> Hertlein & A.M. Strong, 1948	Frente a Huatulco, OAX
140	<i>Ennucula taeniolata</i> (Dall, 1908)	Acapulco, GUE
141	<i>Gregariella denticulata</i> (Dall, 1871)	Acapulco, GUE
142	<i>Ledella dicella</i> (Dall, 1908)	Acapulco, GUE
143	<i>Malletia arciformis</i> Dall, 1908	Acapulco, GUE
144	<i>Malletia benthima</i> Dall, 1908	Acapulco, GUE
145	<i>Nucula schencki</i> Hertlein & A.M. Strong, 1940	Frente a Huatulco, México
146	<i>Nuculana lobula</i> (Dall, 1908)	Acapulco, GUE
147	<i>Periploma teevani</i> Hertlein & A.M. Strong, 1946	Bahía de Tangolunda, OAX
148	<i>Propeleda rhytida</i> (Dall, 1908)	Acapulco, GUE
149	<i>Solen mexicanus</i> Dall, 1899	Golfo de Tehuantepec, OAX
150	<i>Xylophaga mexicana</i> Dall, 1908	Acapulco, GUE
	Mollusca: Gasteropoda	
151	<i>Admete microsoma</i> (Dall, 1908)	Acapulco, GUE

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
152	<i>Agladrillia fluticulus</i> McLean & Poorman, 1971	Puerto Madero, CHI
153	<i>Anachis phanea</i> Dall, 1919	Salina Cruz, OAX
154	<i>Anachis guerreroensis</i> A.M. Strong & Hertlein, 1937	Acapulco, GUE
155	<i>Anachis ritteri</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
156	<i>Anachis teevani</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Acapulco, GUE
157	<i>Anticlinura movilla</i> (Dall, 1908)	Acapulco, GUE
158	<i>Berthella grovesi</i> Hermosillo & Valdés, 2008	Zihuatanejo, GUE
159	<i>Calliclava rhodina</i> McLean & Poorman, 1971	Bahía Isla Grande, GUE
160	<i>Calliostoma aequisculptum</i> Carpenter, 1865	Cerca de Acapulco, GUE
161	<i>Cerithiopsis guatulcoensis</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
162	<i>Cerithiopsis oaxacana</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
163	<i>Cerithiopsis perrini</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
164	<i>Cuthona destinyae</i> Hermosillo & Valdes, 2007	Zihuatanejo, GUE
165	<i>Epitonium acapulcanum</i> Dall, 1917	Acapulco, GUE
166	<i>Exaesopus osborni</i> (Hertlein & A.M. Strong, 1951)	Frente a Huatulco, OAX
167	<i>Folinia ericana</i> (Hertlein & A.M. Strong, 1951)	Frente a Huatulco, OAX
168	<i>Hemitoma chiquita</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
169	<i>Kylix contracta</i> McLean & Poorman, 1971	Frente a Huatulco, OAX
170	<i>Lirobarleeia ingrami</i> (Hertlein & A.M. Strong, 1951)	Frente a Huatulco, OAX
171	<i>Macrarena spectabilospina</i> Shasky, 1970	Frente a Chiapas
172	<i>Melanella falcata</i> (Carpenter, 1865)	Acapulco, GUE
173	<i>Miraclathurella mendozana</i> Shasky, 1971	Golfo de Tehuantepec, OAX
174	<i>Mitrella harfordi</i> A.M. Strong & Hertlein, 1937	Acapulco, GUE
175	<i>Nassarina tehuantepecensis</i> (Shasky, 1970)	Golfo de Tehuantepec, OAX
176	<i>Odostomia gallegosiana</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
177	<i>Odostomia guatulcoensis</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
178	<i>Odostomia tehuantepecana</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
179	<i>Opalia mexicana</i> Dall, 1908	Acapulco, GUE
180	<i>Radwinia tehuantepecensis</i> Shasky, 1970	Frente a Chiapas
181	<i>Seguenzia occidentalis</i> Dall, 1908	Acapulco, GUE

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
182	<i>Siphonaria pica</i> G.B. Sowerby I, 1835	Acapulco, GUE
183	<i>Splendrillia arga</i> McLean & Poorman, 1971	Frente a Huatulco, OAX
184	<i>Turbonilla contrerasiana</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
185	<i>Turbonilla guatulcoensis</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
186	<i>Turbonilla oaxacana</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
187	<i>Turbonilla soniliana</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
188	<i>Turbonilla tehuantepecana</i> Hertlein & A.M. Strong, 1951	Frente a Huatulco, OAX
189	<i>Vitreolina drangai</i> (Hertlein & A.M. Strong, 1951)	Frente a Huatulco, OAX
190	<i>Zebina axeliana</i> (Hertlein & A.M. Strong, 1951)	Frente a Huatulco, OAX
	Mollusca: Cephalopoda	
191	<i>Lolliguncula diomedae</i> (Hoyle, 1904)	Acapulco, GUE
	Rotifera: Acanthocephala	
192	<i>Floridosentis pacifica</i> Bravo-Hollis, 1969	Salina Cruz, OAX
	Nematoda	
193	<i>Hysterothylacium perezii</i> Gopar-Merino, Osorio-Sarabia & García-Prieto, 2005	Laguna de Tres Palos, GUE
194	<i>Spirophilometra pacifica</i> Moravec, Santana-Piñeros, González-Solís & Torres-Huerta, 2007	Sistema Chantuto-Panzacola, CHI
	Arthropoda: Pycnogonida	
195	<i>Colossendeis gracilis pallida</i> Schimkewitsch, 1893	Acapulco, GUE
	Arthropoda: Crustacea	
196	<i>Alarconia seaholmi</i> Glassell, 1938	Acapulco, GUE
197	<i>Alloniscus thalassophilus</i> Rioja, 1963	Isla Ixtapa, GUE
198	<i>Amakusanthura guerrensis</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	Playa Coral, Ixtapa, GUE
199	<i>Anopsilana oaxaca</i> Carvacho & Hassmann, 1984	Laguna de Manialtepec, OAX
200	<i>Asterocheres nidorelliae</i> Reyes-González & Suárez-Morales, 2021	Estacahuite, OAX
201	<i>Calastacus stilirostris</i> Faxon, 1893	Acapulco, GUE
202	<i>Caribboecetes jenikarpae</i> Just, 1984	Playa La Madera, Zihuatanejo, GUE
203	<i>Chodrochelia mexicana</i> (Jarquín-González & García-Madrigal, 2015)	Playa Coral, isla Ixtapa, GUE
204	<i>Clastotoechus diffractus</i> (Haig, 1957)	Rocas San Lorenzo, GUE

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
205	<i>Colanthura gabinae</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	La Roqueta, Acapulco, GUE
206	<i>Coricuma zurai</i> Jarquín-González & García-Madrigal, 2013	Playa Ventura, Arriaga, CHI
207	<i>Cortezura caeca</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	Playa Jicaral, Huatulco, OAX
208	<i>Coxicerberus mexicanus</i> (Pennak, 1958)	3.6 km al este de Acapulco, GUE
209	<i>Cumella carmeinae</i> Jarquín-González & García-Madrigal, 2013	Laguna Corralero, Pinotepa Nacional, OAX
210	<i>Cyclaspis boquillensis</i> Jarquín-González & García-Madrigal, 2013	Bahía La Boquilla, Puerto Ángel, OAX
211	<i>Cyclaspis hyalinus</i> Jarquín-González & García-Madrigal, 2013	Boca del río Copalita, Huatulco, OAX
212	<i>Cymbasoma guerrerense</i> Suárez-Morales & Morales-Ramírez, 2009	Bahía de Zihuatanejo, GUE
213	<i>Dardanus nudus</i> Ayón-Parente & Hendrickx, 2009	Bahía Santa Cruz, OAX
214	<i>Dissodactylus glasselli</i> Rioja, 1944	Playa San Benito, Tapachula, CHI
215	<i>Dissodactylus schmitti</i> Griffith, 1987	9 km al norte de isla Los Morros, GUE
216	<i>Dynoides crenulatus</i> Carvacho & Hassmann, 1984	Puerto Escondido, OAX
217	<i>Dynoides saldanai</i> Carvacho & Hassmann, 1984	Puerto Escondido, OAX
218	<i>Elasmopus bastidai</i> García-Madrigal, 2010	Estacahuite, OAX
219	<i>Elasmopus karlae</i> García-Madrigal, 2010	La Tijera, OAX
220	<i>Elasmopus lecroyae</i> García-Madrigal, 2010	Estacahuite, OAX
221	<i>Elasmopus marcelae</i> García-Madrigal, 2010	La Entrega, OAX
222	<i>Elasmopus oaxaquensis</i> García-Madrigal, 2010	Playa del Amor, OAX
223	<i>Elassocumella krakeri</i> Jarquín-González & García-Madrigal, 2013	Playa Mazunte, Tonameca, OAX
224	<i>Ergasilus davidi</i> Suárez-Morales & Santana-Piñeros, 2008	Sistema lagunar Chantuto-Panzacola, CHI
225	<i>Ethusina faxonii</i> Rathbun, 1933	Sur del golfo de Tehuantepec, CHI
226	<i>Eurisquilla veleronis</i> (Schmitt, 1940)	Sur de las islas Los Morros, GUE
227	<i>Heptacarpus yaldwyni</i> Wicksten, 1984	Frente al golfo de Tehuantepec, OAX
228	<i>Lepidopa deamae</i> Benedict, 1903	Salina Cruz, OAX
229	<i>Lepidopa haigae</i> Efford, 1971	Bahía Chacahua, OAX
230	<i>Lepidophthalmus bocourti</i> (A. Milne-Edwards, 1870)	Río La Unión, GUE,

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
231	<i>Macrobrachium acanthochirus</i> Villalobos Figueroa, 1967	Río Valdeflores, OAX
232	<i>Macrobrachium hobbsi</i> Nates Rodriguez & Villalobos Hiriart, 1990	Río El Naranjo, CHI
233	<i>Maera umarae</i> García-Madrigal, 2010	Estacahuite, OAX
234	<i>Meiosquilla swetti</i> (Schmitt, 1940)	Sur de las islas Los Morros, GUE
235	<i>Melita bousfieldi</i> García-Madrigal, 2010	Estacahuite, OAX
236	<i>Mesanthura antenniformis</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	Estacahuite, Puerto Ángel, OAX
237	<i>Mesanthura estacahuitensis</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	Estacahuite, Puerto Ángel, OAX
238	<i>Nannastacus corallinus</i> Jarquín-González & García-Madrigal, 2013	Bahía San Agustín, Huatulco, OAX
239	<i>Negoesquanthura bastidai</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	Estacahuite, Puerto Ángel, OAX
240	<i>Nematocarcinus faxoni</i> Burukovsky, 2001	Acapulco, GUE
241	<i>Neogonodactylus stanschi</i> (Schmitt, 1940)	Bahía Tangolunda, OAX
242	<i>Neogonodactylus zaca</i> (Manning, 1972)	Huatulco, OAX
243	<i>Neopisosoma mexicanum</i> (Streets, 1871)	Golfo de Tehuantepec, OAX
244	<i>Nephropsis occidentalis</i> Faxon, 1893	Acapulco, GUE
245	<i>Notolopas mexicanus</i> Garth, 1940	Sur de las islas Los Morros, GUE
246	<i>Panulirus gracilis</i> Streets, 1871	Golfo de Tehuantepec, OAX
247	<i>Paranthura amorensis</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	Playa del Amor, Zipolite, OAX
248	<i>Paranthura tientai</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	El Arrocito, Huatulco, OAX
249	<i>Parargeia ornata</i> Hansen, 1897	Acapulco, GUE
250	<i>Probopyrus markhami</i> Román-Contreras, 1996	Río La Unión, GUE
251	<i>Probopyrus pacificensis</i> Román-Contreras, 1993	Laguna Tres Palos, GUE
252	<i>Rimapenaeus fuscina</i> (Pérez Farfante, 1971)	Fuera de Cocodrilo, CHI
253	<i>Sicyonia aliaffinis</i> (Burkenroad, 1934)	Frente a Chiapas (14°48'40"N, 92°54'40"O)
254	<i>Siriell gracilis</i> Dana, 1852	cerca de isla de San Agustín, OAX
255	<i>Skuphonura oaxaquensis</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	Estacahuite, Puerto Ángel, OAX
256	<i>Squilla hancocki</i> Schmitt, 1940	Sur de las islas Los Morros, GUE

La tabla continúa en la página siguiente.

	Especies	Localidad tipo
257	<i>Therodamas mexicanus</i> Suárez- Morales, Santana-Piñeros & González-Solís, 2008	Sistema lagunar Chantuto-Panzacola, CHI
258	<i>Tinggianthura mexicana</i> Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021	Bahía El Maguey, Huatulco, OAX
259	<i>Trischizostoma unam</i> Winfield, Hendrickx & Ortiz, 2017	Frente a GUE (17°10'26"N, 101°37'37"O)
	Echinodermata	
260	<i>Afrocucumis ovulum</i> (Selenka, 1867)	Acapulco, GUE
261	<i>Amphiodia sculptilis</i> Ziesenhenné, 1940	Guerrero
262	<i>Clypeaster ochrus</i> H.L. Clark, 1914	Acapulco, GUE
263	<i>Cucumaria flamma</i> Solis-Marin & Laguarda-Figueras, 1999	Playa La Pedregosa, Zihuatanejo, GUE
264	<i>Cystechinus loveni</i> A. Agassiz, 1898	Acapulco, GUE
265	<i>Diadema mexicanum</i> A. Agassiz, 1863	Acapulco, GUE
266	<i>Dougaloplus gastracanthus</i> (Lütken & Mortensen, 1899)	Frente a Acapulco, GUE
267	<i>Echinometra vanbrunti</i> A. Agassiz, 1863	Acapulco, GUE
268	<i>Euthyonidiella zacae</i> (Deichmann, 1938)	Bahía Tangolunda, OAX
269	<i>Holothuria (Halodeima) kefersteinii</i> (Selenka, 1867)	Acapulco, GUE
270	<i>Holothuria (Selenkothuria) lubrica</i> Selenka, 1867	Acapulco, GUE
271	<i>Hymenaster violaceus</i> Ludwig, 1905	Sureste de Acapulco
272	<i>Luidia latiradiata</i> (Gray, 1871)	Golfo de Tehuantepec, OAX
273	<i>Mediaster transfuga</i> Ludwig, 1905	Acapulco, GUE
274	<i>Ophiacantha moniliformis</i> Lütken & Mortensen, 1899	Guerrero
275	<i>Ophiocomella alexandri</i> Lyman, 1860	Acapulco, GUE
276	<i>Ophioderma hendleri</i> Granja-Fernandez, Pineda-Enriquez, Solis-Marin & Laguarda-Figueras, 2020	Chipehua, OAX
277	<i>Ophiolepis fulva</i> H.L. Clark, 1940	Huatulco, OAX
278	<i>Ophiophragmus papillatus</i> Ziesenhenné, 1940	Isla Tangolunda, OAX
279	<i>Ophiosphalma variabile</i> (Lütken & Mortensen, 1899)	Cerca de Acapulco, GUE
280	<i>Pentamera zacae</i> Deichmann, 1938	Isla Tangolunda, OAX
281	<i>Thyone strangeri</i> Deichmann, 1941	Isla Grande, Ixtapa, GUE
282	<i>Toxopneustes roseus</i> (A. Agassiz, 1863)	Acapulco, GUE
283	<i>Zoroaster hirsutus</i> Ludwig, 1905	Sureste de Acapulco

Recuento histórico de las especies descritas en el Pacífico sur de México

El estudio de los invertebrados marinos del Pacífico sur de México inició en el siglo XIX con la descripción del bivalvo *Anadara formosa* (G.B. Sowerby I, 1833). Desde 1833 hasta el 2021, se han descrito 283 especies de invertebrados marinos (Tabla 1), que representan el 10.2% del total de las especies registradas (2778) en la región (Pulido-Flores *et al.*, 2015; Bastida-Zavala & García-Madrigal, 2022b).

Análisis de la información

Descubriendo nuevas especies a través del tiempo

El descubrimiento de nuevas especies de invertebrados marinos en el Pacífico sur de México ha sido una actividad intermitente. Hasta la primera mitad del siglo XX, el número de especies descritas apenas sobrepasaba los 100 taxones, siendo las instituciones extranjeras las que encabezaban los trabajos de investigación. Sin embargo, en la década de 1841-1850 ninguna especie fue descrita para la región, y en la década de 1921-1930 sólo se describió una especie de coral (Figura 2), debido posiblemente a que coincidió con la Gran Depresión que afectó la economía mundial, especialmente la de Estados Unidos.

Para el siglo XXI, se observa un aumento considerable en el número de especies descritas en el PSM (92 especies, 32.5%), principalmente por un incremento en el interés de investigadores e instituciones nacionales (Figura 2).

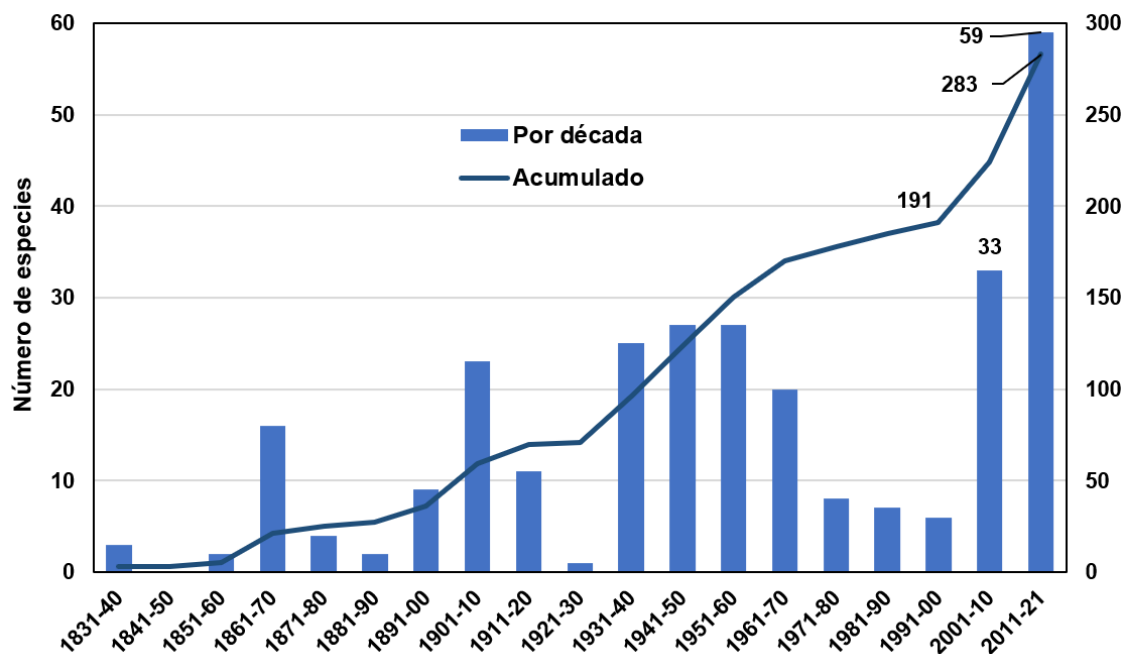


Figura 2. Especies de invertebrados marinos descritas en el Pacífico sur de México y curva de acumulación de especies.

Por taxones

Esta compilación incluye especies de 11 filos de invertebrados marinos. Los artrópodos, principalmente crustáceos, son el taxón con mayor número de especies descritas en el PSM, con 65 especies (23%), seguido de los anélidos, principalmente poliquetos, y moluscos (57 cada uno, 20.1%), y platelmintos, principalmente parásitos (40, 14.1%). Continúan los equinodermos y cnidarios, con 24 (8.5%) y 21 especies (7.4%), respectivamente. Los restantes cinco filos suman 19 especies descritas (6.7%) (Figura 3).

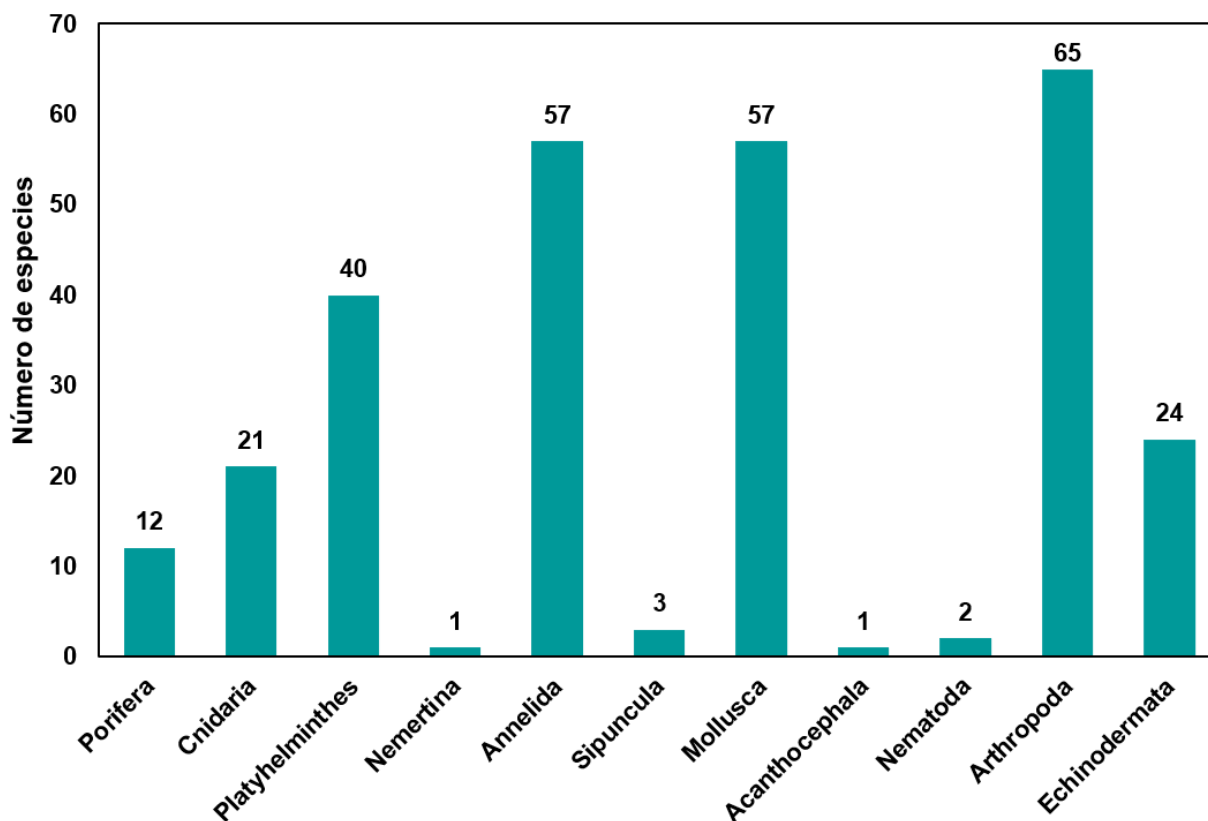


Figura 3. Distribución de las especies descritas en el Pacífico sur de México entre los distintos filos de invertebrados marinos.

Por nacionalidad y estado

Los primeros 100 años de descubrimientos de nuevas especies fueron dominados por investigadores extranjeros, principalmente de Estados Unidos y Gran Bretaña. Conforme avanzó el siglo XX, más taxónomos nacionales se fueron sumando a esta tarea y, ya en el siglo XXI, la mayoría de los investigadores que han descrito nuevas especies son mexicanos (Tabla 1). Considerando sólo la nacionalidad del primer autor, casi la mitad de las especies descritas (129 especies, 45.6%) han sido por investigadores mexicanos, desde la creación del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), en 1929, hasta nuestros días (Figura 4A).

Por estados, Guerrero presentó la mayor cantidad de especies descritas (151, 53.4%) para el PSM, con las localidades tipo ubicadas principalmente en Acapulco y sus alrededores, así como en Ixtapa-Zihuatanejo (Tabla 1). Oaxaca ocupó el segundo lugar con 119 especies descritas (42%), con localidades tipo ubicadas en las Bahías de Huatulco, Puerto Ángel, Puerto Escondido y frente a Salina Cruz o en el golfo de Tehuantepec (Figura 1, Tabla 1). Muy rezagado se encuentra Chiapas con apenas 13 especies descritas (4.6%). Esto podría deberse a que sus costas estuvieron poco representadas en las grandes expediciones del siglo XX, aunado al reducido número de especialistas en invertebrados marinos en Chiapas (Figura 4B).

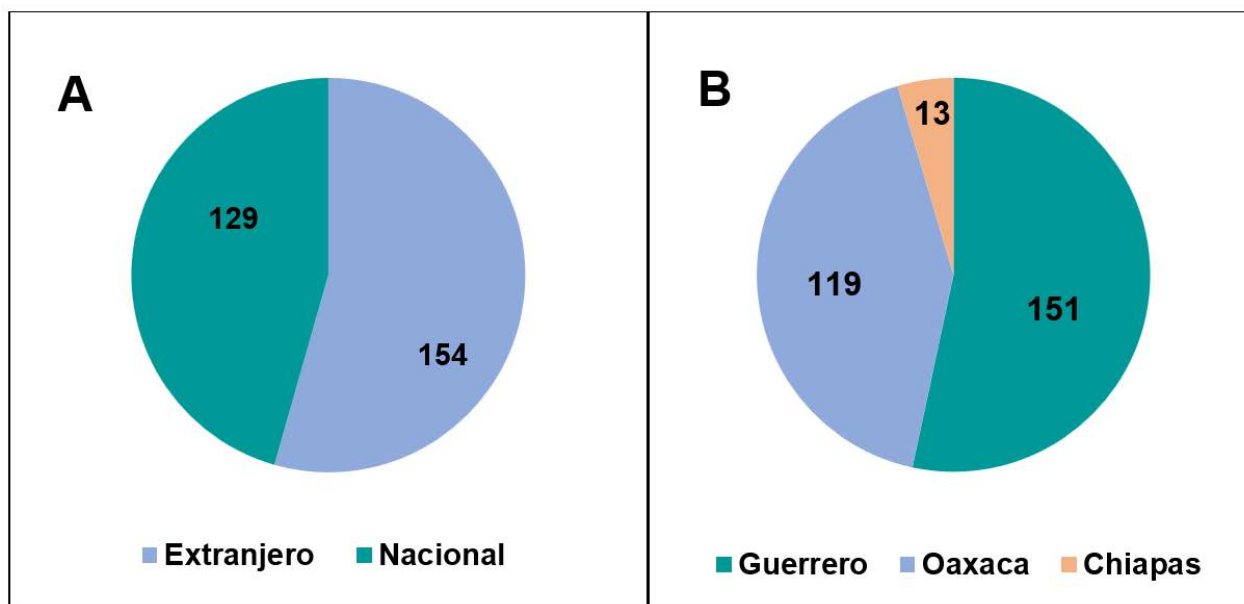


Figura 4. Distribución de las especies descritas por A) nacionalidad del primer autor de las descripciones y B) por estado del Pacífico sur de México.

Por institución

Considerando las 129 especies descritas por connacionales (solo el primer autor), la mayor parte corresponden a investigadores de la UNAM (63 especies, 48.8%), seguido de la Universidad del Mar (42, 32.6%) y la Universidad Autónoma de Campeche (ocho especies, 6.2%). Los autores adscritos a las demás instituciones describieron 15 nuevas especies (11.6%) (Figura 5).

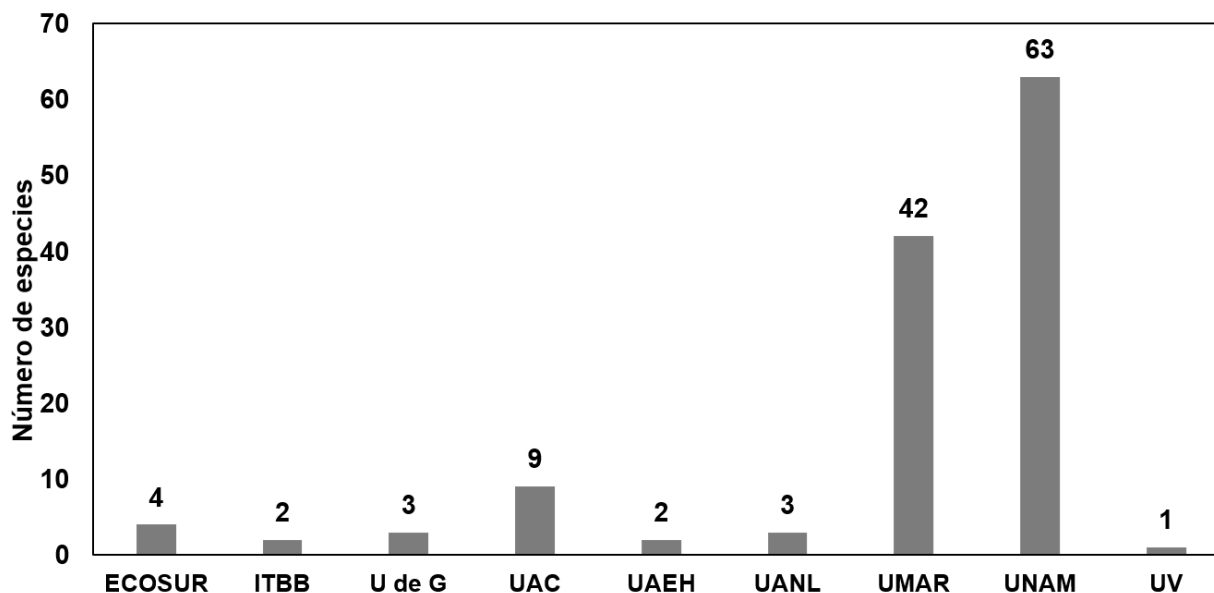


Figura 5. Distribución de las especies descritas por institución mexicana a la cual está adscrito el primer autor de las descripciones. ECOSUR (El Colegio de la Frontera Sur), Instituto Tecnológico de Bahía Banderas (ITBB), Universidad de Guadalajara (U de G), Universidad Autónoma de Campeche (UAC), Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), Universidad del Mar (UMAR), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Universidad Veracruzana (UV).

Por autor

Es notable que la mayoría de las especies descritas hasta mediados del siglo XX fueron realizadas por un solo autor, mientras que desde finales del siglo XX hasta la actualidad, la mayoría de las especies han sido descritas en colaboración con dos o más autores (Tabla 1). Considerando a todos los autores que describieron las 283 especies, María del Socorro García-Madrigal (UMAR) ha contribuido con 25 especies (8.8%), principalmente crustáceos, seguida por la dupla de malacólogos Leo George Hertlein & A.M. Strong (California Academy of Sciences) con 24 (8.5%), luego Enrique Rioja (UNAM), con 23 (8.1%), principalmente poliquetos, William Healey Dall (Smithsonian) con 17 (6%) especies de moluscos, y Vivianne Solís-Weiss (UNAM) con 12 (4.2%) especies de poliquetos (Figura 6).

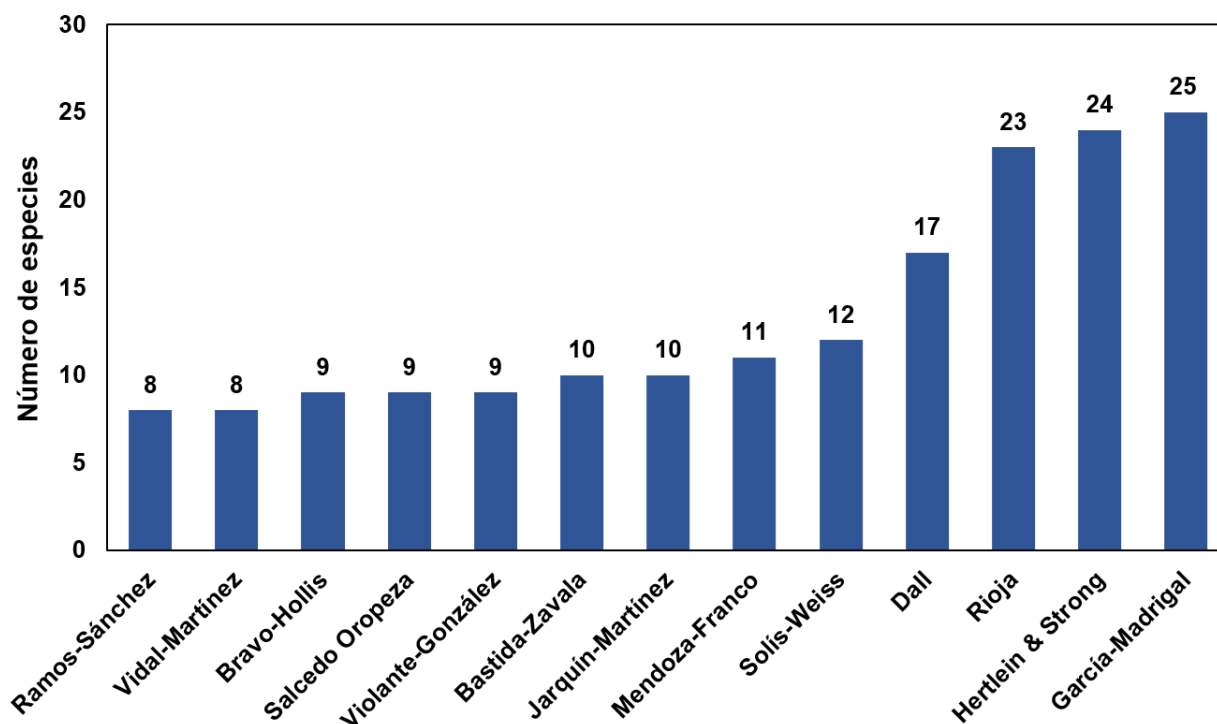


Figura 6. Número de especies descritas por autor en el Pacífico sur de México.

Discusión

Aunque se ha avanzado en el conocimiento de la riqueza de especies en el PSM, éste ha sido de manera intermitente, en un periodo de casi 190 años. Sin embargo, en las últimas dos décadas del siglo XXI se ha incrementado de manera sustancial en más de un 32%, a partir de trabajos sistemáticos realizados predominantemente por investigadores nacionales. A pesar de los esfuerzos, no se conoce suficiente sobre la riqueza natural del Pacífico sur de México, por lo que son necesarias más investigaciones con este propósito.

Hendrickx *et al.* (2019) revisaron la contribución de las instituciones nacionales en el descubrimiento de nuevas especies del Pacífico mexicano, encontrando 527 especies pertenecientes a 10 filos. Descartando a los peces (12 especies) quedan 515 especies de invertebrados marinos descritos para esta región. De esta manera, el PSM, que representa sólo el 17.3% de todo el litoral del Pacífico mexicano (INEGI, 2019), tiene el 55% (283 especies) de las especies descritas en el Pacífico mexicano. Sin embargo, los datos obtenidos en el presente trabajo contradicen la aseveración de que hay menos especies descritas en “la Provincia Mexicana (161 o 31%) [y] Panámica (15 especies; 3%)” (Hendrickx *et al.*, 2019: 35). Esto puede deberse a que su listado de especies descritas en el Pacífico mexicano no fue exhaustivo, además de que no incluyó las especies descritas por autores extranjeros.

El conocimiento de la biodiversidad marina del PSM, a pesar de tener casi dos siglos de iniciado, ha avanzado lentamente debido a que varios taxones como los hidrozoos bénticos, nemertinos, equiuros, briozoos, nematodos, picnogónidos y ascidias, han sido

poco estudiados, o incluso han pasado desapercibidos. Desde la compilación de hace 10 años (Bastida-Zavala *et al.*, 2013) ha mejorado sustancialmente el conocimiento que se tiene de algunos taxones, como los crustáceos peracáridos (Jarquín-González & García-Madrigal, 2013; Jarquín-González *et al.*, 2015; Jarquín-Martínez & García-Madrigal, 2021a, b), los platelmintos policládidos (Ramos-Sánchez *et al.*, 2019, 2020, 2021), o los sipúnculos (Silva-Morales *et al.*, 2019; Silva-Morales & Gómez-Vásquez, 2021), pero aún faltan varios grupos por atender de manera completa.

Recomendaciones

La actividad de revisar ejemplares de invertebrados marinos y descubrir que algunos de ellos son especies nuevas para la ciencia, representa una labor que debe realizarse con sumo cuidado por especialistas. También se recomienda promover talleres regionales en diversos grupos de invertebrados marinos, para incrementar la formación de nuevos especialistas, además de preparar guías de identificación adecuadas para no especialistas.

Asimismo, es muy evidente la necesidad de incrementar los esfuerzos de exploración taxonómica en el estado de Chiapas, ya que es la entidad con el menor conocimiento de su capital natural marino.

Agradecimientos

Un agradecimiento especial a los equipos de Biodiversity Heritage Library y WoRMS que hacen posible la disposición de literatura especializada antigua. A Guillermo Salgado-Maldonado y Luis García-Prieto (UNAM) por brindarnos gentilmente algunos artículos de difícil acceso. Yessica Chávez-López, Itzahí Silva-Morales y Christopher Cruz-Gómez (ECOSUR, Chetumal) hicieron correcciones y sugerencias que mejoraron la calidad del manuscrito. Asimismo, Christopher Cruz-Gómez proporcionó valiosos datos sobre hidrozoos. Se agradece a dos revisores anónimos por sus correcciones que mejoraron este trabajo.

Literatura citada

- Barrientos-Luján, N. A., Ríos-Jara, E. & Esqueda-González, M. C. (2022). Moluscos (Mollusca). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 129-190. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. (2022a). *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. (2022b). La biodiversidad de invertebrados marinos del Pacífico sur de México. En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 1-20. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- Bastida-Zavala, J. R., Piña-Mejía, L. & Camacho-Cruz, K. (2022). Anélidos (Annelida: Polychaeta, Clitellata). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 67-121. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- Bastida-Zavala, J. R., García-Madrigal, M. S., Rosas-Alquicira, E. F., López-Pérez, R. A., Benítez-Villalobos, F., *et al.* (2013). Marine and coastal biodiversity of Oaxaca, Mexico. *Check List*, 9(2), 329-390. doi. 10.15560/9.2.329

- Benítez-Villalobos, F., Granja-Fernández, R., Jiménez-Antonio, O. & Lizárraga-Rodríguez, A. A. (2022). Equinodermos (Echinodermata). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 277-295. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- BHL (2022). Biodiversity Heritage Library. Recuperado de: <https://www.biodiversitylibrary.org/>
- Botello, F., Sánchez-Cordero, V. & Ortega-Huerta, M. A. (2015). Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 226-237. doi. 10.7550/rmb.43353
- Carballo, J. L. & Vega, C. (2022). Esponjas (Porifera). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 21-30. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- CONABIO (2013). *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado* (1ª ed.). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Gobierno del Estado de Chiapas.
- De León-Espinosa, A. & de León-González, J. A. (2022). Picnogónidos (Arthropoda: Pycnogonida). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 191-197. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- García-Madrigal, M. S., Pérez-Enriquez, V. I. & Jarquín-Martínez, U. (2022). Crustáceos (Arthropoda: Crustacea). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 199-275. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- García-Mendoza, A. J., Ordóñez, M. J. & Briones-Salas, M. (eds) (2004). *Biodiversidad de Oaxaca* (1ª ed.). México: Instituto de Biología-UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y World Wildlife Fund.
- Hendrickx, M. E., García-Prieto, L., Yañez-Rivera, B., Gómez, S. & Carballo, J. L. (2019). Contribución de las instituciones nacionales en el conocimiento de la biodiversidad marina del Pacífico mexicano. Síntesis y proyección hacia el futuro. *GEOMARE Zoológica*, 1(1-2), 3-50.
- INEGI (2019). *Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2019* (1ª ed.). México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Jarquín-González, J. & García-Madrigal, M. S. (2013). Annotated checklist and keys for cumaceans (Crustacea: Peracarida) from the Tropical Eastern Pacific, with six new species from the Southern Mexican Pacific. *Zootaxa*, 3721(3), 201-257. doi. 10.11646/zootaxa.3721.3.1
- Jarquín-González, J., García-Madrigal, M. S. & Carrera-Parra, L. F. (2015). First species of *Leptochelia* Dana, 1849 (Crustacea: Tanaidacea) from the Eastern Pacific, with an annotated checklist and identification keys for the genus. *Zootaxa*, 3920(4), 501-533. doi. 10.11646/zootaxa.3920.4.1
- Jarquín-Martínez, U. & García-Madrigal, M. S. (2021a). Six new species of Anthuridae (Peracarida: Isopoda) from the southern Mexican Pacific. *European Journal of Taxonomy*, 760, 61-100. doi. 10.5852/ejt.2021.760.1441
- Jarquín-Martínez, U. & García-Madrigal, M. S. (2021b). New genus and four new species of anthuroid isopods (Crustacea: Peracarida) from southern Mexican Pacific. *Zootaxa*, 5048(1), 31-57. doi. 10.11646/zootaxa.5048.1.2
- López-Jiménez, J. J. (2018). Desarrollo económico y bienestar social en los estados del Pacífico mexicano. En: De la Vega Estrada, S. & Ken Rodríguez, C. coords. *Desigualdad regional, pobreza y migración*. (1ª ed.). pp. 26-57. México: Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A.C.
- López-Pérez, R. A., Bastida-Zavala, J. R., García-Madrigal, M. S., Barrientos-Luján, N. A., Torres-Huerta, A. M., et al. (2012). ¿Cuánto sabemos de la diversidad de la fauna marina y costera de Oaxaca? En: Sánchez, A. J., Chiappa-Carrara, X. & Brito-Pérez, R. eds. *Recursos acuáticos costeros del Sureste* (1er ed.). Volumen I, pp. 435-449. Mérida, Yucatán: Red para el Conocimiento de los Recursos Costeros de México.
- López-Pérez, A., Reyes-Bonilla, H., Calderón-Aguilera, L. E., Cruz-Piñón, G., Cupul-Magaña, A., et al. (2022). Cnidarios (Cnidaria). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 31-51. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- Morales-Hernández, R. (2006). Las remesas internacionales, ¿factor de sobrevivencia o de desarrollo de la población del Pacífico sur de México? *Estudios Demográficos y Urbanos*, 21(3), 731-748. doi. 10.24201/edu.v21i3.1246

- Pulido-Flores, G., Monks, S., Falcón-Ordaz, J. & Violante-González, J. (2015). Helmintos parásitos de fauna silvestre en las costas de Guerrero, Oaxaca y Chiapas, México. En: Pulido-Flores, G., Monks, S. & López-Herrera, M. eds. *Estudios en Biodiversidad, volumen 1* (1ª ed.). pp. 52-77. USA: Zea E-Books Collection. <http://digitalcommons.unl.edu/biodiversidad/6>
- Ramos-Sánchez, M. & Bastida-Zavala, J. R. (2022). Policládidos (Platyhelminthes: Rhabditophora) y nemertinos (Nemertea). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 53-66. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- Ramos-Sánchez, M., Bahía, J. & Bastida-Zavala, J. R. (2019). New genus, new species and new records of marine acotylean flatworms (Platyhelminthes: Polycladida: Acotylea) from Oaxaca, southern Mexican Pacific. *Zootaxa*, 4700(1), 30-58. doi. 10.11646/zootaxa.4700.1.2
- Ramos-Sánchez, M., Bahía, J. & Bastida-Zavala, J. R. (2020). Five new species of cotylean flatworms (Platyhelminthes: Polycladida: Cotylea) from Oaxaca, southern Mexican Pacific. *Zootaxa*, 4819(1), 49-83. doi. 10.11646/zootaxa.4819.1.3
- Ramos-Sánchez, M., Carrasco-Rodríguez, D. S., García-Madrigal, M. S. & Bastida-Zavala, J. R. (2021). Marine flatworms (Platyhelminthes: Polycladida) found in empty barnacle shells, including a new species, from southern Mexican Pacific. *Zootaxa*, 4965(2), 301-320. doi. 10.11646/zootaxa.4965.2.5
- Silva-Morales, I. (2022). Sipúnculos (Sipuncula). En: Bastida-Zavala, J. R. & García-Madrigal, M. S. eds. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México* (1ª ed.). pp. 123-128. México: Universidad del Mar y GEOMARE.
- Silva-Morales, I. & J.D. Gómez-Vásquez. (2021). First records and two new species of sipunculans (Sipuncula) from the Southern Mexican Pacific. *European Journal of Taxonomy*, 740, 77-117. doi. 10.5852/ejt.2021.740.1283
- Silva-Morales, I., López-Aquino, M. J., Islas-Villanueva, V., Ruiz-Escobar, F. & Bastida-Zavala, J. R. (2019). Morphological and molecular differences between the Amphiamerican populations of *Antillesoma* (Sipuncula: Antillesomatidae), with the description of a new species. *Revista de Biología Tropical*, 67(S5), 101-109. doi. 10.15517/RBT.V67IS5.38934
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., et al. (2007). Marine ecoregions of the World: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, 57(7), 573-583. doi. 10.1641/B570707
- WoRMS Editorial Board (2022). World Register of Marine Species. Recuperado de <https://www.marinespecies.org>

CAPÍTULO 7

Calamares con potencial pesquero en el golfo de Tehuantepec, México: aspectos biológicos de las especies más abundantes

Hugo Guzmán-Intzin
María del Carmen Alejo-Plata
Miguel Ahumada-Sempoal
Sairi Sarai León-Guzmán
Cristóbal Reyes-Hernández

Resumen

Los calamares son muy valorados para consumo humano, contienen una gran cantidad de proteínas y menos grasa que los peces. En relación a las localidades costeras de Oaxaca y Chiapas, estas son zonas de bajo desarrollo económico y con un alto índice de marginación. En este contexto, y considerando que las pesquerías artesanales son sistemas socio-ecológicos esenciales en términos de seguridad alimentaria, los calamares son un recurso con potencial pesquero para la región. Por consiguiente, el objetivo de este estudio es presentar información sobre la diversidad, distribución y abundancia de calamares en el golfo de Tehuantepec, Pacífico sur de México. De 2017 a 2019 se realizaron dos tipos de muestreos: pesca artesanal y cinco viajes de pesca a bordo de embarcaciones camaroneras. Se recolectaron 3671 calamares que corresponden a nueve especies con importancia pesquera. La abundancia de calamares *Lolliguncula* fue heterogénea y forman cardúmenes de más de 100 individuos; se registraron patrones espacio-temporales, así como etológicos por especie. Las especies más importantes fueron *Lolliguncula diomedeeae*, *L. panamensis*, *L. argus* y *Dosidicus gigas*. Estas especies son un recurso con potencial pesquero alternativo, que puede ser complementario a la pesca de camarón y escama, y que son, además, de alto valor nutricional, buen sabor y de bajo costo. Sin embargo, es necesario realizar más estudios para el planteamiento de un plan de manejo y el establecimiento de estrategias de pesca, tomando en cuenta la variación espacio-temporal del recurso, temporadas de agregación reproductiva y de desove.

Palabras clave

Cefalópodos, FAC, Oaxaca, Chiapas, pesquerías artesanales, soberanía alimentaria.

Squids with fishing potential in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: Biological aspects of the most abundant species

Abstract

Squids are of high food value for humans, as they contain large amounts of proteins and lower levels of fat than fish. The villages and towns along the coast of Oaxaca and Chiapas are areas of poor economic development and high rates of marginalization. Because artisanal fisheries are socio-ecological systems that provide food security, squid fisheries represent a potential resource for these marginalized regions. The objective of this study is to assess the diversity, distribution and abundance of squid in the Gulf of Tehuantepec, through the analysis of fishing captures. During 2017 to 2019, 3671 squids were collected using artisanal catch and by-catch shrimp. The captured squids correspond to two suborders, 4 families and 9 species. The most important species, in terms of abundance, were *Lolliguncula diomedea*, *L. panamensis*, *L. argus* and *Dosidicus gigas*. These three species represent a potential fishing resource that can be performed as complementary in the by-catch shrimp trawlers and scale fishing. All of the species, in addition to their high nutritional value and good flavor, possess the advantage of being of low cost. The abundance of *Lolliguncula* squid was heterogeneous, because they form schools of more than 100 individuals. The spatial, temporal and ethological patterns of each species were recorded. Our proposal points to the need for more studies in order to elaborate a sustainable management plan and to establish fishing strategies that consider the spatial-temporal variability of the resource, including the reproductive seasons, aggregation and spawning.

Keywords

Artisanal fisheries, cephalopods, Chiapas, by-catch, food sovereignty, Oaxaca.

Introducción

Los calamares son cefalópodos que se encuentran en el nivel medio de la cadena alimenticia, son depredadores insaciables que se alimentan de manera oportunista con dietas variables (Rodhouse & Nigmatullin, 1996) y como presa para los principales depredadores (Smale, 1996). Estas características hacen de los calamares un vínculo clave entre los diferentes niveles tróficos de los ecosistemas marinos (Piatkowski *et al.*, 2001).

Estudios recientes mencionan un aumento global en las poblaciones de cefalópodos (Doubleday *et al.*, 2016; Doubleday & Conell, 2018), que son sujetos a explotación pesquera tanto a escala industrial como por pequeñas comunidades de pesca artesanal

(Jereb & Roper, 2010). Los cefalópodos que representan aproximadamente el 4 % de la captura total y el 5 % de la producción pesquera mundial total (FAO, 2014) contribuyen significativamente tanto a la ecología como a la pesca debido a sus grandes poblaciones (Doubleday & Conell, 2018).

En contraste con la mayoría de las especies de peces, las poblaciones de cefalópodos se caracterizan por ser organismos resistentes, de corta vida, rápido y lábil crecimiento, y patrones de maduración sin traslape entre generaciones (Boyle & Rodhouse, 2005); producen gran cantidad de huevos, con tasas de mortalidad relativamente bajas gracias a la mucosa protectora que cubre los embriones (Rodhouse & Nigmatullin, 1996). Estos rasgos permiten a los cefalópodos hacer frente a los procesos climáticos, ecológicos y sociales que se han vuelto aún más pronunciados en las últimas décadas como consecuencia de las relaciones de poder y desigualdades sociales (que caracterizan al capitaloceno; Serratos, 2020).

La creciente explotación de los recursos de escama y la sobreexplotación de las especies de camarón ha dirigido la atención en los llamados recursos marinos no convencionales que incluyen diversas especies de cefalópodos, particularmente de calamares (Jereb & Roper, 2010). Así los cefalópodos, junto con los túnidos, picudos y camarones constituyen las pesquerías marinas más valiosas (FAO, 2014, 2018). En este contexto, la ONU aprobó el acta “Agenda para el desarrollo sostenible” hacia 2030, que considera la seguridad alimentaria por las pesquerías y acuacultura (ONU, 2015); los cefalópodos son parte de esta agenda.

Dosidicus gigas es la única especie de calamar aprovechada comercialmente, tiene una importancia regional principalmente en los estados del noroeste de México (Baja California Sur, Sonora y Sinaloa) y es considerada uno de los recursos pesquero masivos importantes en el país (CONAPESCA, 2017), además de ser un recurso alternativo a la pesca de escama y camarón. Por su parte, el calamar *Doryteuthis opalescens* mantiene una pesquería en desarrollo en la costa occidental de Baja California (DOF, 2018). En lo que respecta al golfo de Tehuantepec (GT), no hay pesquerías enfocadas hacia los calamares.

El GT localizado en la costa sur del Pacífico tropical mexicano se caracteriza por ser una región de gran complejidad ecológica (Gallegos-García & Barberán-Falcón, 1998), y una producción pesquera dirigida al aprovechamiento de recursos con un alto valor económico (Ortega-García *et al.*, 2000). En el GT, los calamares *lolliguncula* se encuentran con frecuencia en la captura incidental de la pesquería de arrastre de camarón (FAC), son un recurso de interés local, que se comercializa en los mercados de la comunidad (Alejo-Plata *et al.*, 2001; León-Guzmán *et al.*, 2020).

Sin embargo, no se encuentran registrados en la Carta Nacional Pesquera (https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/334832/DOF_-_CNP_2017.pdf), lo que conlleva que se desconozca la tendencia de la captura, debido a que no hay avisos de arribo, y cuando los hay se reporta como “calamar” o “calamar loligo”.

Los calamares son muy valorados para consumo humano, contienen una gran cantidad de proteínas y menos grasa que los peces (Boyle & Rodhouse, 2005; Solari-Godillo *et al.*, 2017). En relación a las localidades costeras de Oaxaca y Chiapas, éstas son zonas de bajo desarrollo económico y con un alto índice de marginación (INEGI, 2020). En

este contexto, y considerando que las pesquerías artesanales son sistemas sociales-ecológicos (Defeo *et al.*, 2013) que desempeñan un papel clave en términos de seguridad alimentaria, los calamares son un recurso con potencial pesquero para la región. Por consiguiente, el objetivo de este estudio es presentar información sobre la diversidad de calamares en el golfo de Tehuantepec, México, y estimar la abundancia, distribución, estructura de tallas y proporción sexual de las especies más abundantes a partir de capturas documentadas.

Metodología

Área de estudio

El golfo de Tehuantepec está situado en el Pacífico sur de México y se abre al Pacífico tropical nororiental (13°30'-16°30'N 92°30'-96°00'W) (Figura 1); aquí se ubica la zona de pesca 90 que comprende los estados de Oaxaca y Chiapas. De acuerdo con la batimetría, esta región se caracteriza por una plataforma continental relativamente ancha hacia el este (amplitud máxima de ~106,8 km) y estrecha hacia el oeste (amplitud mínima de ~17,8 km) (Tapia-García *et al.*, 2007).

En la zona se presenta la temporada de estiaje de noviembre a abril y lluvias de mayo a octubre; durante los meses de mayo y junio se activa la formación de ciclones tropicales, que se puede extender hasta noviembre (Reyes & Mejía-Trejo, 1991). De noviembre a abril se producen proliferaciones fitoplanctónicas importantes y descensos de la temperatura superficial debido principalmente a la mezcla turbulenta generada por fuertes vientos del norte (con intensidades mayores a 10 m/s y duración de 2 a 6 días) denominados localmente como “Tehuano” (Lavín *et al.*, 1997; Trasviña & Barton, 2008).

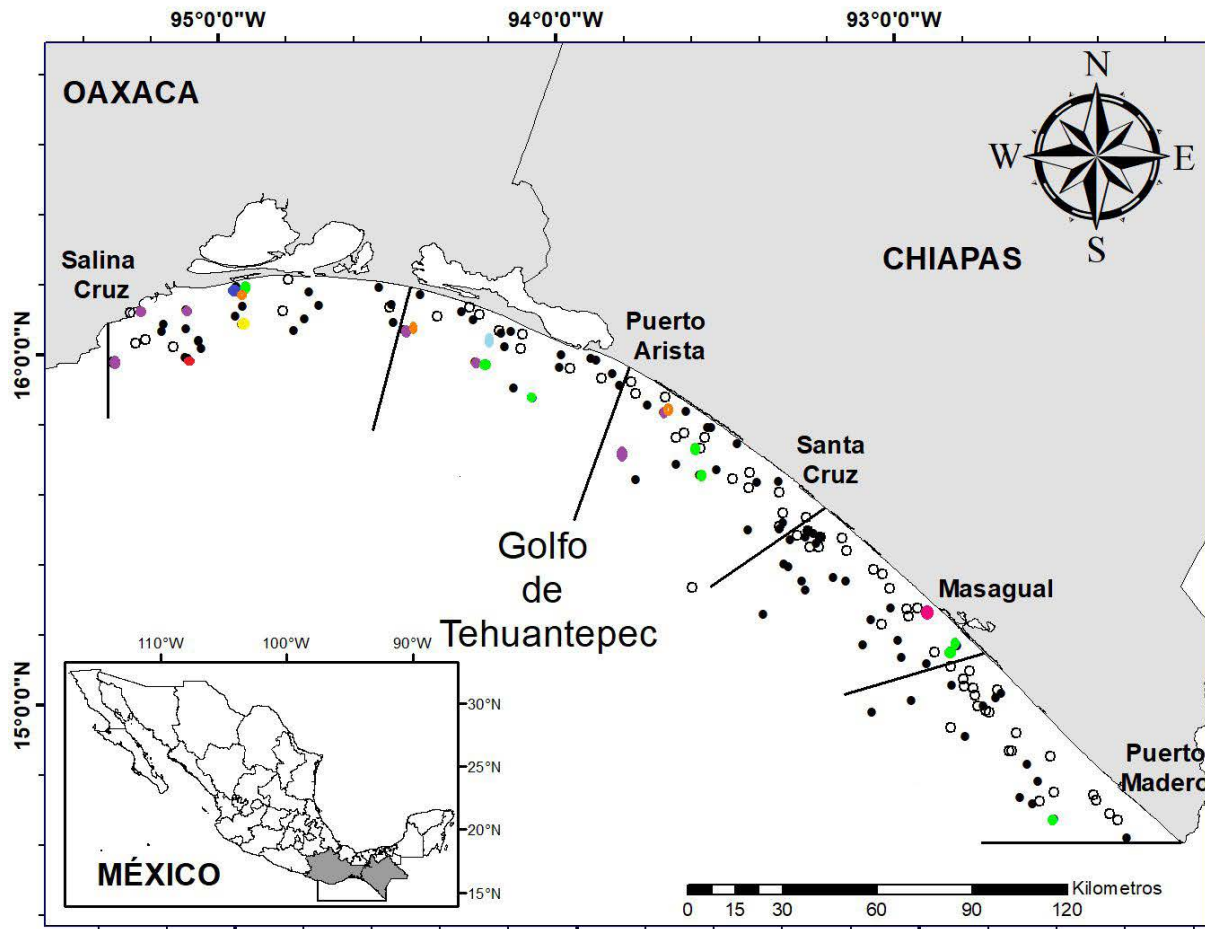


Figura 1. Polígono de pesca artesanal en la costa central de Oaxaca (puntos azules) y zona 90 de pesca, localizada entre Salina Cruz, Oaxaca ($16^{\circ}10' \text{ LN}-95^{\circ}11' \text{ LW}$) y Puerto Madero, Chiapas ($14^{\circ}41' \text{ LN}-92^{\circ}24' \text{ LW}$). Se muestra la isoterma de los 200 m.

Muestreo y toma de datos

El material analizado proviene de dos fuentes:

(1) muestreo de oportunidad en la pesca artesanal de Puerto Ángel, los pescadores suelen pescar calamares de noche para usarlos como carnada en la pesca de tiburón y otros pelágicos (Anexo 1). Los calamares loliginidos fueron capturados en superficie utilizando una red de cuchara de aproximadamente 90 cm de diámetro, denominada localmente como “chacalmata”, en el polígono de pesca del barrilete (Figura 1). Por su parte, los ejemplares del calamar gigante *Dosidicus gigas* fueron capturados durante la noche con poteras luminiscentes de 11 cm de largo y tres coronas. La pesca se realizó dentro de los 5 km de la costa.

(2) La recolección de calamar se realizó de la fauna de acompañamiento del camarón (FAC) obtenida de cinco viajes de pesca de altamar realizados en embarcaciones

camaroneras comerciales del programa “Evaluación de las especies asociadas a la pesca de arrastre de camarón en el golfo de Tehuantepec, México”. El muestreo se realizó de noviembre a diciembre de 2017, y en febrero (temporada de pesca del camarón), mayo, julio y agosto de 2018 (temporada de veda del camarón). El área de estudio fue la zona de pesca 90 (INAPESCA, 2012), situada entre las localidades de Salina Cruz, Oaxaca y Puerto Madero, Chiapas (Figura 1).

Las embarcaciones estaban equipadas con una red de arrastre camaronera (27.4 m en relinga superior con luz de malla de 57.1 mm en el cuerpo y 33.9 mm en el copo; tablas de madera de 25.4 X 152.4 cm). Se cubrieron 156 estaciones (Figura 1), a profundidades entre 7 y 65 m, los arrastres tuvieron una duración de una hora a velocidad aproximada de 2 nudos. Los lances fueron georeferenciados con un GPS Chart 421s Standard Horizon. También, se obtuvieron las profundidades de captura con un sonar FURUNO FCV-295.

Trabajo de laboratorio

Los calamares fueron identificados hasta el nivel de especie empleando los caracteres de diagnóstico de Roper *et al.* (1995) y Jereb & Roper (2010). A cada organismo se registró la longitud dorsal del manto (LDM, mm) con un vernier digital (precisión ± 0.1 mm) y el peso total (PT, g) con una balanza OHAUS HH320 (precisión ± 0.1 g). El sexo se clasificó por observación directa de las gónadas, de siguiendo a Lipinski & Underhill (1995): inmaduros (I), en maduración (II), maduros (III), en desove (IV) y desovados (V).

Análisis de datos

La proporción de sexos fue estimada y comparada usando la prueba de Chi cuadrada (χ^2 ; $p < 0.05$, $df = 1$) (Zar 1999). En el análisis de los datos de longitud y peso, se consideró a las hembras y machos por separado. Se utilizó el modelo $PT = aLDM^b$, donde PT es el peso total, LDM la longitud dorsal del manto, a es la pendiente y b el intercepto. Con el fin de aceptar (o rechazar) la hipótesis de crecimiento isométrico, se aplicó la prueba t-Student para la comparación de la pendiente.

Se estimó la abundancia relativa (AR) por especie, considerando el número de cada especie entre el total de individuos muestreados. Se consideraron especies abundantes (A), especies con AR $>1\%$; frecuentes (F), especies con AR entre 0.1 y 0.99 %; comunes (C), especies con AR entre 0.01 a 0.099 %; raras (R), especies con AR < 0.01 % (Rodríguez-Romero *et al.*, 2008; López-Martínez *et al.*, 2010). La riqueza fue considerada como el número de especies de cefalópodos en el área de estudio. La afinidad zoogeográfica se determinó de acuerdo al esquema de Briggs (1974). Al finalizar el estudio de uno a 10 ejemplares de cada especie fueron depositados en la colección de cefalópodos de la Universidad del Mar (CEPHA-UMAR).

Con la paquetería del programa de sistemas de información geográfica (SIG) Arcgis 10.2.1 se elaboraron mapas puntualizando la distribución de los loliginidos representando por tamaños la abundancia de los organismos. También, se realizó un histograma representando las profundidades con las abundancias de cada especie.

Resultados

Nueve especies de calamares con importancia pesquera fueron recolectadas durante el periodo de muestreo. Tres de estas especies se recolectaron sólo en una ocasión. Por otro lado, se reporta a la luria *Abraliopsis (Pfefferiteuthis) falco* (Familia Enoploteuthidae), que, si bien no presenta importancia económica, fueron capturados por los pescadores artesanales en la misma zona que *D. gigas* (Tabla 1).

Tabla 1. Lista sistemática de las especies de calamar con importancia pesquera registradas en el golfo de Tehuantepec, Pacífico sur de México.

Especie	N	Abundancia Relativa	Afinidad
Orden Myopsida (Orbigny, 1841)			
Familia Loliginidae (Le sueur, 1821)			
<i>Lolliguncula argus</i> (Brakoniecki and Roper, 1986)	450	R	PTO
<i>Lolliguncula panamensis</i> (Berry, 1911)	813	A	PTO
<i>Lolliguncula Lolioliopsis diomedeeae</i> (Hoyle, 1904)	1681	A	PTO
<i>Lolliguncula</i> sp.	92	R*	PC-PM
Orden Oegopsida (Orbigny, 1845)			
Familia Ommastrephidae (Steenstrup, 1857)			
<i>Dosidicus gigas</i> (d'Orbigny, 1835)	98	F	EP
<i>Ommastrephes bartrami</i> (Lesueur, 1821)	4	R	EP
<i>Sthenoteuthis oualaniensis</i> (Lesson, 1830)	1	R	EP
<i>Eucleoteuthis luminosa</i> (Sasaki, 1915)	1	R	EP
Familia Thysanoteuthidae (Kieferstein, 1866)			
<i>Thysanoteuthis rhombus</i> (Troschel, 1857)	1	R	PEC
Familia Enoploteuthidae (Pfeffer, 1900)			
<i>Abraliopsis (Pfefferiteuthis) falco</i> * (Young, 1972)	327	A	PEC

PC = Provincia de Cortés; PM = Provincia Mexicana; PTO = Pacífico Tropical Oriental; PEC=Pacífico Central Oriental; EP = Pacífico; * Primer registro en la fauna de acompañamiento del camarón; A = especie abundante; F = especie frecuente; C = especie común; R = especie rara.

* No presenta importancia económica

Distribución y abundancia de calamares (capturas en la FAC)

Durante el periodo de muestreo, la abundancia de calamares *Lolliguncula* fue heterogénea, se registraron patrones espacio-temporales, así como etológicos por especie (Figura 2). La especie más abundante fue *L. diomedeeae* seguido de *L. panamensis* (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia de especies en la FAC por mes de muestreo

Mes	Año	<i>L. panamensis</i>	<i>L. diomedeeae</i>	<i>L. argus</i>	<i>L. sp</i>
Nov-Dic	2017	30	994	25	67
Mayo	2018	172	687	0	25
Julio	2018	447	0	0	0
Agosto	2018	164	0	0	0
	Total	813	1681	25	92

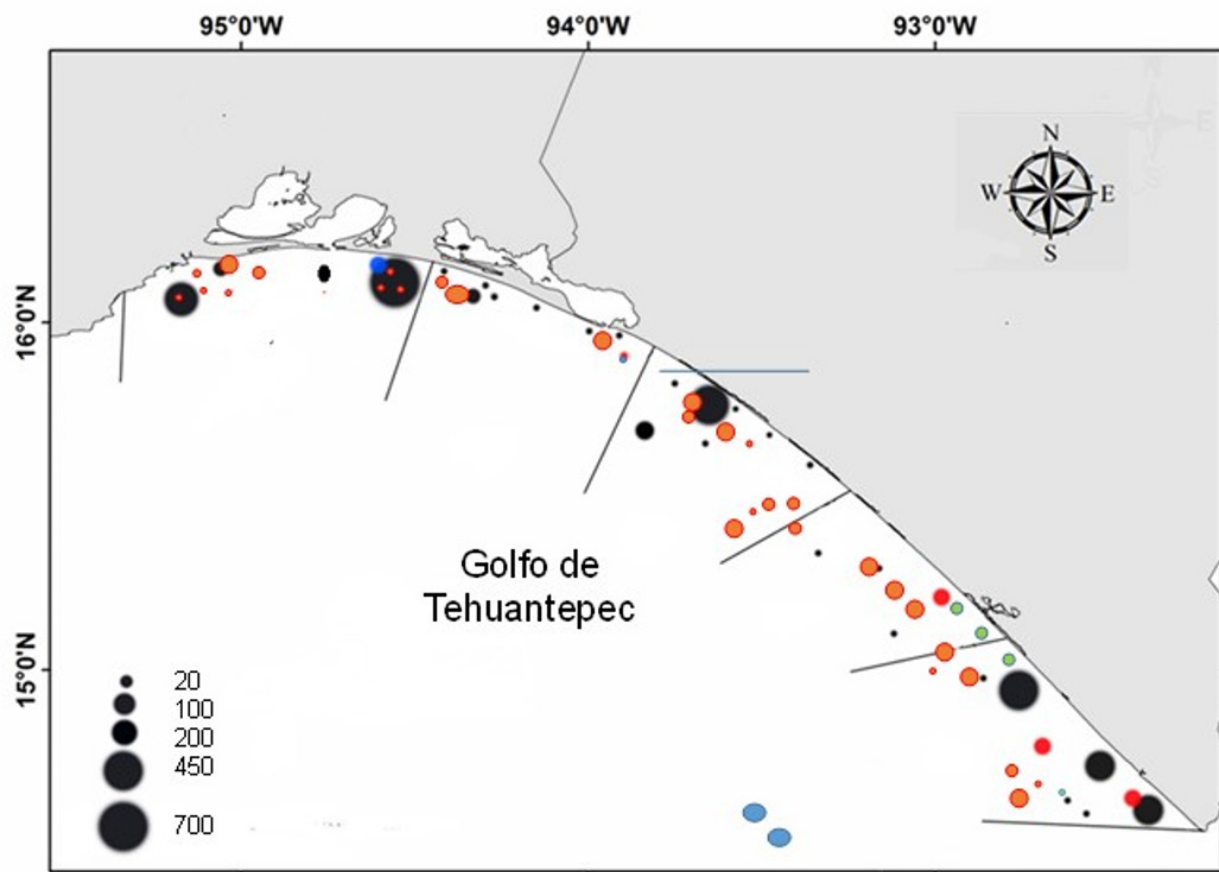


Figura 2. Distribución y abundancia espacio-temporal de *Lolliguncula argus* (punto azul); *Lolliguncula diomedeeae* (puntos negros); *Lolliguncula panamensis* (puntos rojos) y *Lolliguncula* sp. (puntos verdes) registradas en la FAC en el golfo de Tehuantepec.

Lolliguncula panamensis se registró en grupos pequeños con un valor máximo de 51 organismos por lance, mientras que los grupos de *L. diomedeeae* fueron de mayor tamaño con un máximo de 187 organismos por lance.

Respecto a la distribución batimétrica, *L. diomedea*, *L. argus* y *Lolliguncula* sp., se encontraron en un mismo lance, entre 17 a 65 m de profundidad; mientras que *L. panamensis* se registró en los lances más superficiales (11 a 45 m de profundidad) (Figura 3).

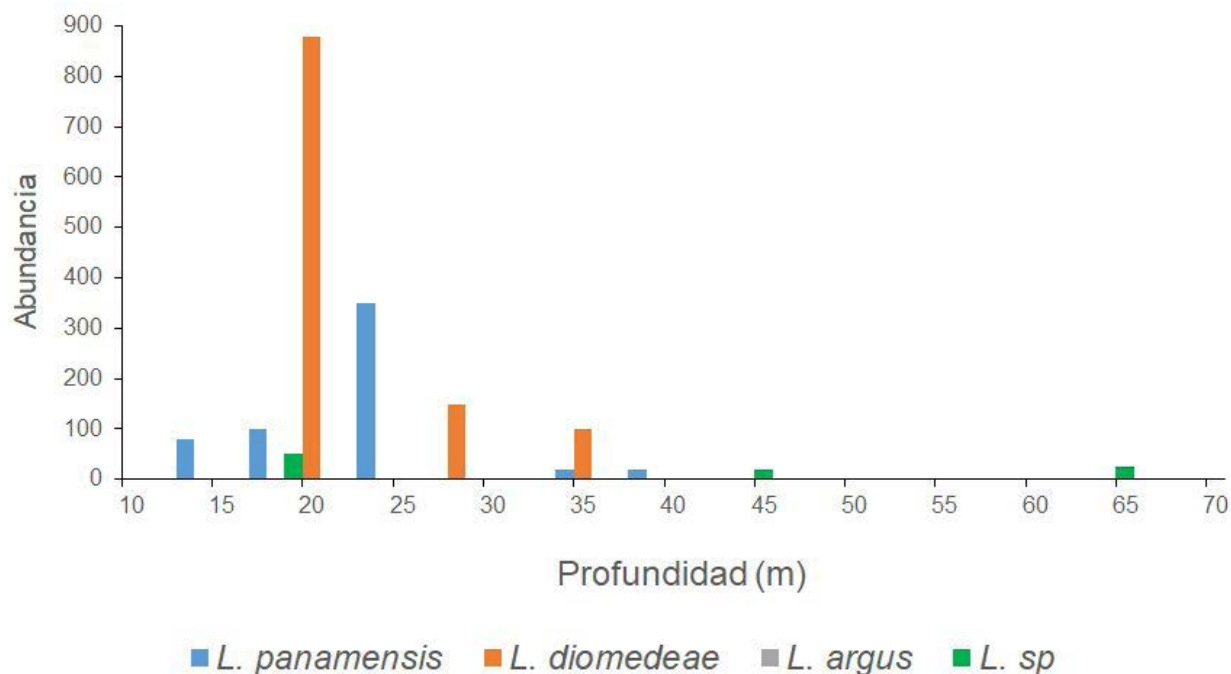


Figura 3. Abundancia de calamares loliginidos respecto a la profundidad del lance.

Talla, proporción de sexos y madurez sexual

Lolliguncula argus

Un total de 450 individuos fueron recolectados de la pesca artesanal de Puerto Ángel. Se trata de 403 hembras con un intervalo de tallas entre 11.9 a 82.4 mm de LDM y 47 machos con tallas de 16.0 a 68.2 mm de LDM (Figura 4A). Las hembras fueron predominantes ($P < 0.05$), excepto en junio cuando la proporción de sexos fue de 1.5H: 1M ($\chi^2 = 1.16$, $P > 0.05$).

La relación PT-LDM, por sexo, mostró diferencias significativas ($p < 0.05$), las hembras mostraron una mayor variación en peso, 0.1 a 17.1 g (Figura 4B) y más robustez en comparación a los machos (Figura 4C), que son más pequeños y menos pesados (0.9 a 11.4 g). Tanto las hembras ($b=2.1$), como los machos ($b=1.75$), presentaron un crecimiento alométrico negativo (t-Student, $p < 0.05$), con un mayor crecimiento en longitud del manto que en peso.

El 21.1 % de las hembras se encontró inmaduras, mientras que 40.4% se encontraban maduras (E III). Las hembras en desove (E IV, 10.4%) y post-desove (V, 28.1%) estuvieron presentes durante todo el periodo de muestreo.

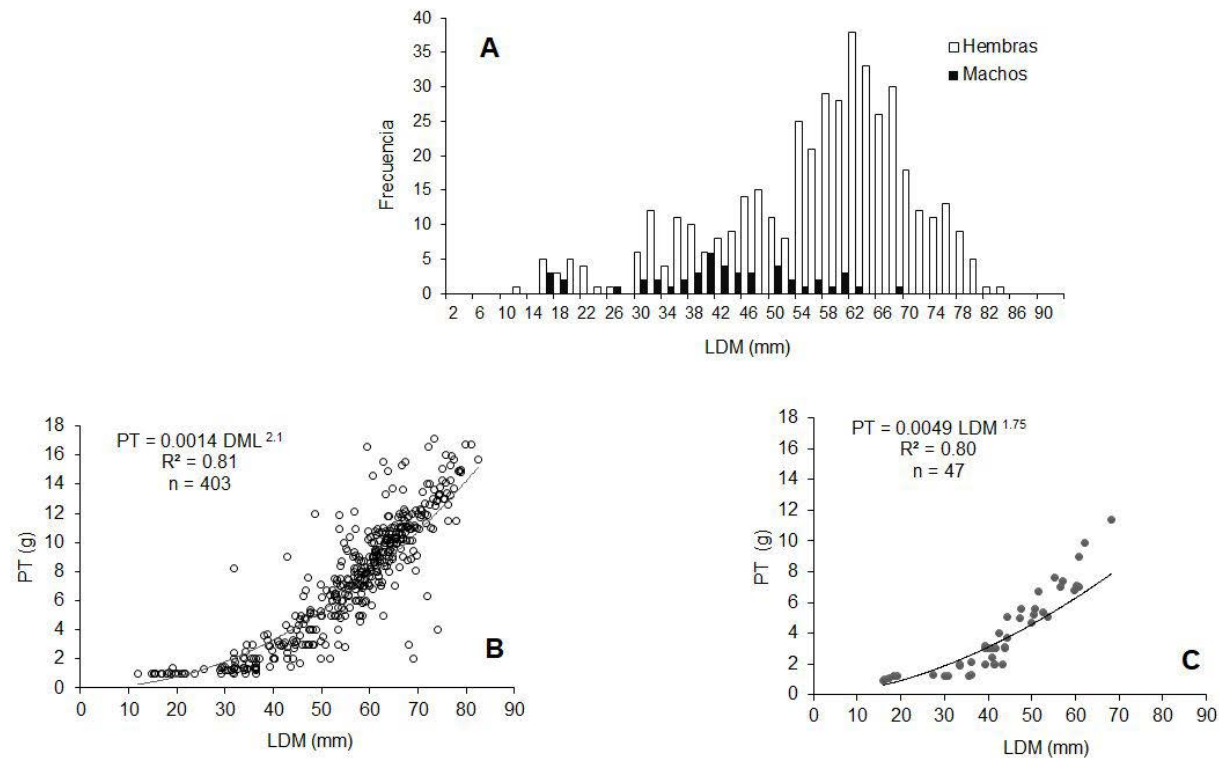


Figura 4. *Lolliguncula argus* del golfo de Tehuantepec. A: Estructura de tallas para hembras y machos. Relación peso total (PT)-longitud del manto (LDM); B: Hembras, C: Machos.

Lolliguncula diomedea

Esta especie se presentó en los muestreos de la pesca artesanal de Puerto Ángel (752 calamares), así como en la FAC (1,681 calamares). Se recolectaron 1,511 hembras, con un intervalo de tallas entre 19.8 a 90.3 mm de LDM, y 170 machos con tallas de 29.2 a 63.1 mm LDM (Figura 5A). Las hembras fueron predominantes durante todos los meses de muestreo ($P < 0.05$).

La relación PT-LDM por sexo mostró diferencias significativas ($p < 0.05$), las hembras mostraron una mayor variación en peso (0.1 a 15.3 g) y más robustez (Figura 5B) en comparación a los machos que son más pequeños y menos pesados, 0.9 a 8.1 g (Figura 5C). Las hembras presentaron un crecimiento alométrico positivo ($b = 3.03$; t-Student, $p < 0.05$), por su parte los machos presentaron una alometría negativa ($b = 2.03$; t-Student, $p < 0.05$).

La mayoría de las hembras capturadas estaban maduras y en desove (51 %), mientras que el 15 % de ellas se encontraban en post-desove, y el 34 % inmaduras. Las hembras inmaduras fueron abundantes en febrero; hembras en desove y post-desove estuvieron presentes en abril y junio. Respecto a los machos, el 70.8 % estaban maduros y el 29.2 % gastados.

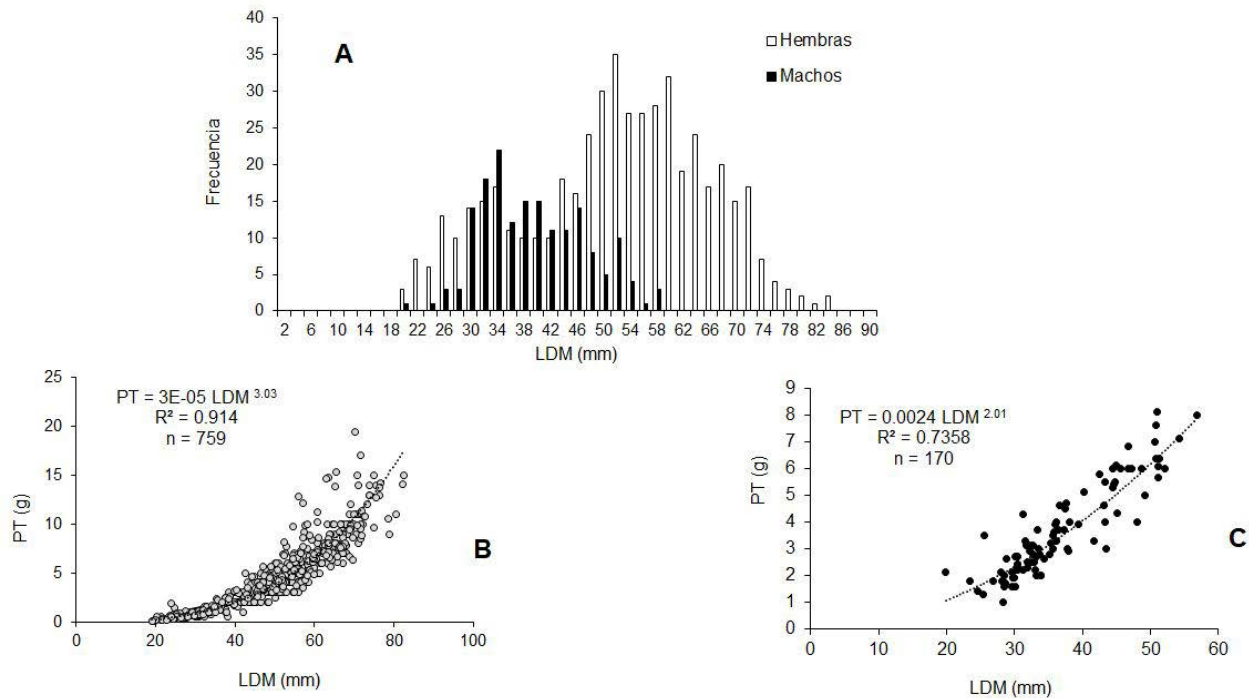


Figura 5. *Lolliguncula diomedae* del golfo de Tehuantepec. A: Estructura de tallas para hembras y machos. Relación peso total (PT)-longitud del manto (LDM); B: Hembras, C: Machos.

Lolliguncula panamensis

Esta especie se presentó únicamente en la FAC. Se registraron 813 individuos, de los cuales 746 fueron hembras, con un intervalo de tallas entre 21.0 a 110.0 mm de LDM, y 76 machos con tallas de 21.0 a 93.0 mm LDM (Figura 6A), con una proporción sexual de 7H:1M ($\chi^2 = 248.81$, $p < 0.05$).

La relación PT-LDM por sexo mostró diferencias significativas ($p < 0.05$). Tanto las hembras ($b = 2.835$), como los machos ($b = 2.775$) presentaron un crecimiento alométrico negativo (t-Student, $p < 0.05$) (Figura 6B, C).

El 70% de las hembras se encontró maduras, mientras que el 15% de ellas se encontraban en post-desove, y el 15% inmaduras. Respecto a los machos, el 90% estaban maduros y el 10% gastados.

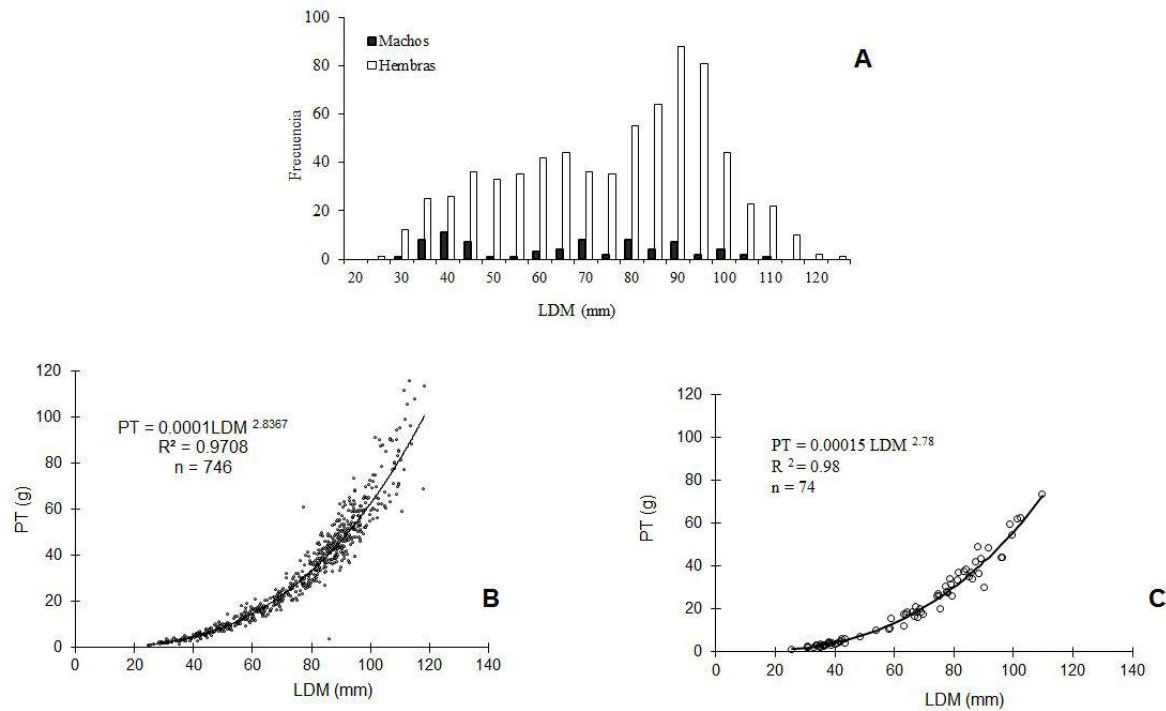


Figura 6. *Lolliguncula panamensis* del golfo de Tehuantepec. A: Estructura de tallas para hembras y machos. Relación peso total (PT)-longitud del manto (LDM); B: Hembras, C: Machos.

Lolliguncula sp.

En los registros de la FAC se observaron 92 calamares maduros que no correspondían a las especies de loliginidos reconocidas. Siguiendo los criterios de Brakonieccki & Roper (1985) fueron asignados en el género *Lolliguncula*. En el presente trabajo esta forma se denominó *Lolliguncula* sp.

Se trata de 55 hembras con tallas de 14 a 87 mm LDM y 37 machos con tallas de 40 a 86 mm LDM (Figura 7A), con una proporción de sexos 3H:2M ($\chi^2 = 355$, $p < 0.05$). La relación PT-LDM presentó un crecimiento alométrico negativo para ambos sexos ($b < 3$) (Figura 7B, C).

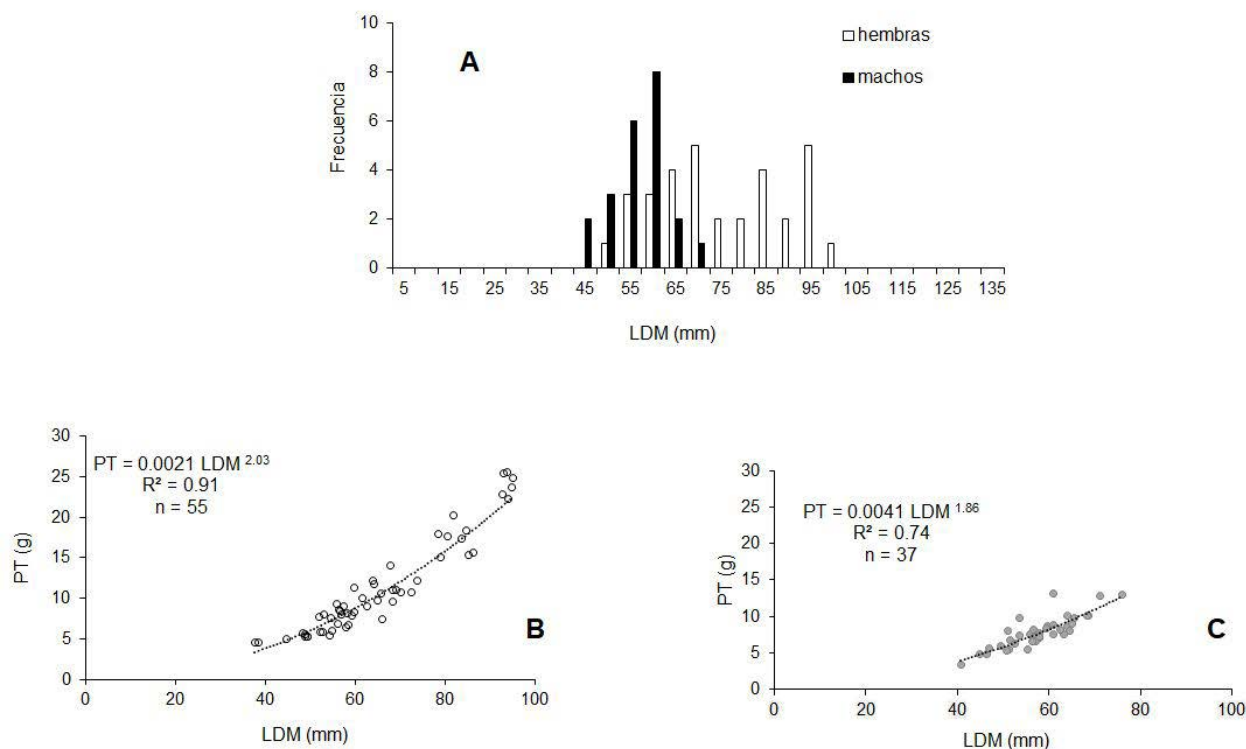


Figura 7. *Lolliguncula* sp. del golfo de Tehuantepec. A: Estructura de tallas para hembras y machos. Relación peso total (PT)-longitud del manto (LDM); B: Hembras, C: Machos.

Dosidicus gigas

Se recolectaron 50 hembras y 48 machos de la pesca artesanal de Puerto Ángel. Las hembras tenían un tamaño de 49 a 230 mm LDM y los machos de 28.2 a 145 mm LDM (Figura 8A). La relación PT-LDM por sexo mostró diferencias significativas ($p < 0.05$), las hembras mostraron una mayor variación en peso (1.6 a 282 g) y más robustez en comparación a los machos, que son más pequeños y menos pesados (1.5 a 50 g). Tanto las hembras (Figura 8B), como los machos, presentaron un crecimiento alométrico negativo ($b = 2.89$, 2.25 respectivamente, t -Student, $p < 0.05$) lo que indica un mayor crecimiento en longitud del manto que en peso (Figura 8C).

La mayoría de las hembras capturadas estaban maduras y en desove (62%), mientras que el 38 % se encontraban en post-desove. Respecto a los machos, el 70.8 % estaban maduros y un 29.2 % gastados.

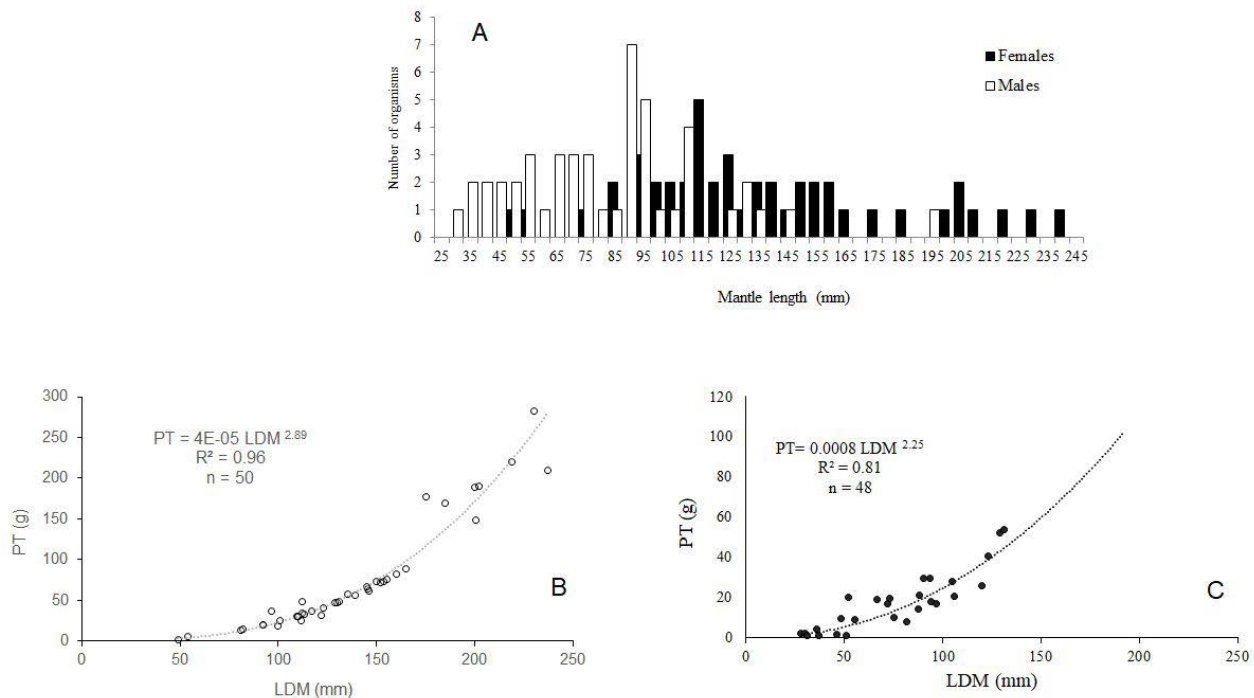


Figura 8. *Dosidicus gigas* del golfo de Tehuantepec. A: Estructura de tallas para hembras y machos. Relación peso total (PT)-longitud del manto (LDM); B: Hembras, C: Machos.

Pesca artesanal

Durante 2017 y 2018 se monitoreó la pesca artesanal en Puerto Ángel. En las capturas de oportunidad durante la pesca de barrilete negro *Euthynnus lineatus*, se registró la presencia de *L. argus* (con 581 organismos) y *L. diomedea* (con 620 organismos).

Cinco especies de la familia Ommastrephidae (Tabla 1) se registraron en las capturas de la pesca artesanal: *D. gigas* (con 72 organismos, Figura 6); *Ommastrephes bartrami* (3 hembras en maduración, 15, 18 y 23 mm LDM respectivamente; 1 macho maduro, 24 mm LDM); *Sthenoteuthis oualaniensis* (1 hembra en maduración, 27 mm LDM); *Eucleoteuthis luminosa* (1 hembra madura, 37 mm LDM); *Thysanoteuthis rhombus* (1 hembra madura, 43 mm LDM).

Discusión

Distribución y abundancia de calamares (capturas en la FAC)

La zona de pesca 90 (Z90) se localiza dentro del golfo de Tehuantepec, lo cual lo hace un ambiente costero y oceánico muy dinámico oceanográfica como biológicamente, ya que es una de las tres zonas Centroamericanas del Pacífico Oriental Tropical de alta productividad primaria con variaciones estacionales (Ortega-García *et al.*, 2000). En con-

secuencia, se entiende que las poblaciones biológicas de esta zona también presenten variaciones.

Los calamares *Lolliguncula* forman parte de la fauna de acompañamiento de la pesquería del camarón, tanto en el golfo de California (Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2012), como en el GT (Alejo-Plata *et al.*, 2001; Guzmán-Intzin *et al.*, 2020). *Lolliguncula diomedae* y *L. panamensis* son abundantes en la FAC y se distribuyen a lo largo de la zona de estudio. En cuanto a su distribución batimétrica, *L. diomedae* habita desde los 0 a 70 m de profundidad, formando grupos grandes, de más de 100 calamares. Mientras que *L. panamensis* forma grupos pequeños con menos de 50 calamares, y se encuentra a profundidades entre superficie y los 45 m. En particular la captura del *L. panamensis* es abundante en la temporada de veda del camarón en los meses de marzo a septiembre.

Estudios en el golfo de California indican diferencias en la distribución vertical entre las diferentes especies de loliginidos (Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2012). Sin embargo, las observaciones en el GT no indican la formación de agregaciones de *L. panamensis* que denoten actividades migratorias, como en otras especies de loliginidos (Jereb *et al.*, 2010). Asimismo, en los lances positivos para *L. panamensis*, no hubo registro de *L. diomedae* y *L. argus*, a pesar de que comparten la misma área de distribución (Jereb *et al.*, 2010), lo que confirma diferencias en su distribución batimétrica, y puede ser resultado de una exclusión competitiva entre estas especies (Guzmán-Intzin *et al.*, 2020).

Por otra parte, las observaciones realizadas muestran que *L. argus* es una especie rara en la FAC, lo mismo sucede en las pesquerías de camarón del noroeste de México (Granados-Amores *et al.*, 2014). En el caso de los calamares denominados como *Lolliguncula* sp., sus características morfológicas se ajustan a la descripción de *Lolliguncula tydeus* (León-Guzmán *et al.*, 2020a); sin embargo, es necesario un análisis genético para corroborar su identidad.

Los resultados sugieren una variación espacio-temporal de las especies de *Lolliguncula* dentro del GT en relación con las temporadas de lluvias y estiaje; resultado quizá de la respuesta de las especies al aumento de la temperatura superficial del mar (Guzmán-Intzin *et al.*, 2020). Por consiguiente, las condiciones ambientales en la región podrían ser las adecuadas para la reproducción y el desove de los calamares *Lolliguncula*, esto se sustenta con la elevada proporción de hembras maduras y en desove registradas en las capturas.

Pesca artesanal

En cuanto a las capturas incidentales y de oportunidad de la pesca artesanal, se reportan abundancias importantes de *L. diomedae* y *L. argus* muy cerca de la costa. Respecto a *D. gigas*, si bien el número de organismos observado es bajo, éste es el primer registro de las tallas y estado de madurez para esta especie en el golfo de Tehuantepec.

La disponibilidad de calamares a la pesquería en Puerto Ángel se puede deber a diversos factores, entre ellos el ancho de la plataforma continental, la cual es relativamente estrecha, alcanzándose profundidades mayores a 400 m muy cerca de la costa (Tapia-García *et al.*, 2007), lo que permite que especies pelágicas como *D. gigas* puedan encontrarse disponible para los pescadores artesanales. Sin embargo, la pesca artesanal

costera opera en los “bajos” (aguas poco profundas y protegidas) próximos a la costa, zonas donde se puede acceder a los calamares loliginidos.

Por otro lado, la presencia de calamares puede ser una respuesta a condiciones oceanográficas regionales, particularmente, a la respuesta del golfo al forzamiento de los vientos del norte, conocidos como Tehuanos (Trasviña & Barton, 2008), los cuales promueven el enriquecimiento de la capa superficial con nutrientes acarreados desde la capa subsuperficial, estimulando el aumento la productividad biológica en esta zona, formando un estrecho corredor de condiciones relativamente óptimas en productividad biológica frente a Puerto Ángel, por donde transitan también túnidos y otros pelágicos mayores. El tránsito de atunes en esta región se denomina localmente “la corrida” (Monreal-Gómez & Salas de León, 1998).

Talla, proporción de sexos y madurez sexual

Lolliguncula panamensis presentó las mayores variaciones en la LDM (21-110 mm), datos muy similares a los reportados en trabajos previos (Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2012) donde se reportan tallas de 25-115 mm para sexos combinados. Para *L. diomedae* las tallas se encontraron dentro del intervalo mencionado por otros autores (20-103 mm, Alejo-Plata *et al.*, 2015). En cuanto a *L. argus* presentó un amplio intervalo de tallas, predominando calamares grandes y robustos.

En la zona de estudio, las especies reportadas presentaron variación en la proporción de sexos durante todo el muestreo y con predominancia de hembras maduras, esto sugiere que el golfo de Tehuantepec es una zona de apareamiento y desove de calamares loliginidos. Trabajos previos indican que *L. diomedae* se reproduce en la zona de estudio (León-Guzmán *et al.*, 2020), y un trabajo reciente reporta a Puerto Ángel como zona de reproducción de *L. argus* (Olvera-Mata *et al.*, 2022). Al respecto, las proporciones de machos y hembras varían de acuerdo a la especie, ubicación y a la temporada del año, incluso se pueden reportar diferentes proporciones de sexos entre la misma especie en una misma zona en diferentes años (Rodríguez & Gasalla, 2008).

Respecto a la relación Peso-LDM todas las especies presentaron un crecimiento alométrico negativo, excepto en las hembras en desove, lo cual concuerda a los resultados reportados con otras especies de loliginidos. De acuerdo a Flores & Garland (2002) la característica de calamares neríticos de la familia Loliginidae de presentar alometría negativa ($b < 3$) podría deberse a adaptaciones morfológicas relacionadas a comportamientos migratorios.

La talla de organismos maduros de *D. gigas* registrada en Puerto Ángel (92 a 237 mm LDM) es menor a la reportada en otras áreas de su distribución, por ejemplo: golfo de California (750 LDM, Markaida & Sosa-Nishizaki, 2001) y Nicaragua (700 mm LDM, Nigmatullin & Markaida, 2009). Sin embargo, la talla pequeña de *D. gigas* puede ser una ventaja para su consumo, ya que su sabor y textura es delicada en comparación con las tallas grandes (Obs. pers.).

Por otro lado, debido a la distribución muy cerca a la costa, y al tamaño de *L. diomedae* y *L. argus*, los pescadores artesanales podrían utilizar “chacalmatas” (redes de

cuchara) para su captura, y poteras para *D. gigas*. La captura de estos calamares puede ser complementaria a la pesca de pelágicos y escama.

Por su parte, *L. panamensis* es la especie más robusta entre los *Lolliguncula* del GT, y con abundancias importantes (Guzmán-Intzin *et al.*, 2020). Por tanto, la pesca de este calamar utilizando poteras, podría representar una opción para los pescadores, que se puede alternar con la pesca del camarón y sin el impacto ecológico de las redes de arrastre.

Conclusiones

Los estudios realizados en esta región sobre la distribución y abundancia de calamares en la FAC y en la pesca artesanal, sugieren que los calamares *Lolliguncula* y *D. gigas* pueden constituirse como un recurso con potencial de aprovechamiento pesquero para las localidades del golfo de Tehuantepec, complementario a la pesca de escama, y una alternativa para los pescadores durante la veda de otros recursos como el camarón y tiburón.

Los calamares son un alimento de calidad y de alto valor nutricional, buen sabor y fácil de cocinar con ingredientes locales, esto los hace accesibles para las poblaciones locales de Oaxaca y Chiapas. Sin embargo, es necesario realizar más estudios para establecer estrategias de pesca y temporadas de veda, tomando en cuenta la variación espacio-temporal de las especies, así como temporadas de agregación reproductiva y de desove.

Agradecimientos

A los pescadores artesanales de Oaxaca, al Centro Regional de Investigaciones Pesqueras de Salina Cruz del Instituto Nacional de la pesca. Se reconoce la asistencia en campo de Ezequiel Rodríguez, Rocío Olvera, Irving Martínez, y Román Polo. El financiamiento se obtuvo del proyecto Calamares: Recurso Pesquero alternativo para la costa de Oaxaca (CONACYT-Problemas Nacionales-1740). MCAP agradece los apoyos del Programa SNI-CONACYT.

Literatura citada

- Alejo-Plata, M. C., Cerdenares, G. & Herrera-Galindo, J. (2001). Cefalópodos loliginidos en la fauna de acompañamiento del camarón. *Ciencia y Mar*, 5, 43-48.
- Alejo-Plata, M. C., Salgado-Ugarte, I., Herrera-Galindo, J. & Meráz-Hernando, J. (2014). Biodiversidad de cefalópodos del Golfo de Tehuantepec, México, determinada a partir de muestreos directos y del análisis de la dieta de peces pelágicos. *Hidrobiológica*, 24(1), 57-68.
- Arizmendi-Rodríguez, D.I., Salinas-Zavala, C.A., Quiñones-Velázquez, C., Mejía-Rebollo, A. (2012) Abundance and distribution of the Panama brief squid, *Lolliguncula panamensis* (Teuthida: Loliginidae), in the Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 38, 31-45.
- Boyle, P. R. & Rodhouse, P. (2005). *Cephalopods: ecology and fisheries*. (1ª ed.). Oxford: Blackwell Pub.
- Brakoniecki, T. F. & Roper, C. F. E. (1985). *Lolliguncula argus*, a new species of loliginid squid from the Tropical Eastern Pacific. *Proceeding of the Biological Society of Washington*, 98, 47-53.
- Briggs, J. C. (1974). *Marine Zoogeography*. New York, NY: McGraw-Hill.

- Solari-Godillo, A., Cordova-Ramos, J., Pilco-Quesada, S., Cerrón, M., Albrecht, M. (2017). Composición proximal y propiedades funcionales del surimi liofilizado de *Dosidicus gigas* “calamar gigante” *Scientia Agropecuaria*, 8, 57-62.
- CONAPESCA. (2017). Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. Estadística Pesquera y Acuícola de México. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2017. Recuperado de <https://www.gob.mx/conapescadocumentos/estadistica-pesquera-y-acuicola-de-mexico>
- Defeo, O. M., Castrejón, L. Ortega, A. M. Kuhn, N. L. Gutiérrez, & Castilla, J. C. (2013). Impacts of climate variability on Latin American small-scale fisheries. *Ecology and Society* 18(4): 30. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05971-180430>.
- DOF (2018). Diario Oficial de la Federación. ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Recuperado de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5642776&fecha=15/02/2022.
- Doubleday Z. A. & Conell S. D. (2018). Weedy futures: can we benefit from the species that thrive in the marine Anthropocene? *Frontiers Ecology Environment*, 16(10), 599-604. doi.org/10.1002/fee.1973
- Doubleday, Z. A., Prowse, T. A., Arkhipkin, A., Pierce, G. J., Semmens, J. & Steer, M. (2016). Global proliferation of cephalopods. *Curr. Biol.* 26, R406–R407.
- FAO. (2014). Fisheries and Aquaculture Department. The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome: FAO.
- FAO. (2018). El Estado de la Pesca y la Acuacultura. Cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Roma: FAO.
- Flores, L., Garland, D. (2002). Descripción de los estatolitos y relaciones morfométricas y gravimétricas en el calamar patagónico (*Loligo gahi*) (Cephalopoda: Loliginidae). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 37 (1), 15-24.
- Gallegos-García, A. & Barberán-Falcón, J. (1998). Surgencia eólica. En: Tapia-García, M. ed. *El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos*. pp. 27-34. México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Gamboa-Contreras, J. A. & Tapia-García, M. (1998). Invertebrados bentónicos de la plataforma continental interna. En: Tapia-García, M. ed. *El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos*. pp. 103-108. México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Granados-Amores J., Hochberg F. G. & Salinas-Zavala C. A. (2013). New records of *Lolliguncula* (*Lolliguncula*) *argus* Brakoniecki & Roper, 1985 (Myopsida: Loliginidae) in northwestern Mexico. *Latin american journal of aquatic research* 41, 595–599. doi.org/103856/vol41-issue3-fulltext-22
- Guzmán-Intzin H. A., Alejo-Plata M. C., González-Acosta A. & León-Guzmán, S. (2020). Distribución, tallas y proporción sexual del calamar *Lolliguncula panamensis* del Golfo de Tehuantepec, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 7(1), e2484. doi.org/10.19136/era.a7n1.2484
- INAPESCA (2012) Plan de manejo para la pesquería de camarón en el litoral del Océano Pacífico mexicano. Doc. Interno. SAGARPA. México. 144p-
- INEGI (2020). <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/oax/poblacion/>
- Jereb, P. Roper, C.F.E. (2010). Cephalopods of the world an annotated and illustrated catalogue of cephalopod species known to date. Myopsid and Oegopsid Squids. Roma: FAO.
- León-Guzmán, S. S., Alejo-Plata M. C., Morales-Bojórquez, E., Benítez-Villalobos F. (2020) Reproductive biology of the dart squid, *Lolliguncula diomedae* (Cephalopoda: Loliginidae) from Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Marine Biology Research*, 16, 327-339. doi.org/10.1080/17451000.2020.1777433
- León-Guzmán, S. S., Guzmán-Intzin, H., Alejo-Plata M. C. (2020). Cefalópodos de la fauna de acompañamiento en la pesca de arrastre del camarón en el Golfo de Tehuantepec, México. *Ciencia Pesquera*, 28, 7-15.
- Lipinski M. R. & Underhill L. G. (1995). Sexual maturation in squid: Quantum or continuum? *South African Journal of Marine Science*. 15, 207-223.
- López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Rodríguez-Romero, J. & Hernández-Vázquez, S. (2010). Peces de la fauna de acompañamiento en la pesca industrial de camarón en el Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 58, 925-943.
- Markaida, U., Sosa-Nishizaki, O. (2001). Reproductive biology of jumbo squid *Dosidicus gigas* in the Gulf of California, 1995–1997. *Fishery Research*, 54, 63–82

- Monreal Gómez, M. A., Salas de León, D. A. (1998). Dinámica y estructura termohalina. En: Tapia-García, M. ed. *El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos*. pp. 13-26. México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Nigmatullin, C. M., Markaida, U. (2009). Oocyte development, fecundity and spawning strategy of large sized jumbo squid *Dosidicus gigas* (Oegopsida: Ommastrephinae). *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 89, 789–801.
- ONU. (2015). Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Retrieved from <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>
- Ortega-García, S., Trigueros-Salmeron, J., Rodríguez-Sánchez, R., Luch-Cota, S. & Villalobos, H. (2000). El Golfo de Tehuantepec como un centro de actividad biológica y su importancia en las pesquerías. En: Lluch-Belda, D., Elorduy-Garay, J. Lluch-Cota, S. Ponce-Díaz, G. eds. *BAC: Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano*. pp. 335-356. México: CIBNOR, CICIMAR, CONACYT.
- Piatkowski, U., Pierce, G. J., & da Cunha, M. M. (2001). Impact of cephalopods in the food chain and their interaction with the environment. *Fish. Res.* 52, 1–142.
- Reyes, S. & Mejía-Trejo, A. (1991). Tropical perturbations in the eastern Pacific and the precipitation field over northwestern Mexico in relation to ENSO phenomenon. *International Journal of Climatology*, 11, 515-528.
- Rodhouse, P. G. & Nigmatullin, C. M. (1996). Role as consumers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 351, 1003-1022.
- Rodrigues, A. R., Gasalla, M. A. (2008). Spatial and temporal patterns in size and maturation of *Loligo plei* and *Loligo sanpaulensis* (Cephalopoda: Loliginidae) in southeastern Brazilian waters, between 23 S and 27 S. *Scientia Marina*, 72(4), 631-643.
- Rodríguez-Romero, J., Palacios-Salgado, D., López-Martínez, J., Hernández-Vázquez, S. & Ponce-Díaz, G. (2008). Composición y zoogeografía de los peces demersales de la costa occidental de Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 56, 1765-1783.
- Roper, C. F., Sweeney, M. J. & Hochberg, F. G. (1995). Cefalópodos. En: Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. & Niem, V. H. eds. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca*. pp. 305-35. Roma: Pacífico Centro-Oriental FAO.
- Serrato, F. (2020). El capitaloceno. Una historia radical de la crisis climática. UNAM, México.
- Smale M. (1996). Cephalopods as prey. IV. Fishes. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci.*, 351, 1067–1081. Doi.10.1098/rstb.1996.0094
- Tapia-García, M. & Gutiérrez-Díaz, B. (1998). Recursos pesqueros de los estados de Oaxaca y Chiapas. En: Tapia-García, M. ed. *El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos*. pp. 149-162. México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Tapia-García, M., García-Abad, M. C., Carranza-Edwards, A. & Vázquez-Gutiérrez, F. (2007). Environmental characterization of the continental shelf of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Geofísica Internacional*, 46, 249-260.
- Trasviña A. & Barton E. D. (2008). Summer circulation in the Mexican tropical Pacific. *Deep-Sea Research Part I*, 55, 587-607. doi.org/10.1016/j.dsr.2008.02.002
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. (5ª ed.). New Jersey: Prentice Hall.

CAPÍTULO 8

Dispersión de nutrientes en el puerto interior de Manzanillo bajo condiciones hidrodinámicas de julio, octubre y diciembre de 2016

Julieta Hernández-López

Aramis Olivos-Ortiz

Marco Agustín Liñan-Cabello

Omar Cervantes-Rosas

Christian Daniel Ortega-Ortiz

Víctor Bautista-López

Manuel Gerardo Verduzco-Zapata

Resumen

El incremento de operaciones portuarias del país ha fomentado la reconfiguración y modernización del puerto interior de Manzanillo, Colima, realizando obras en las terminales y muelles, así como mantenimiento y dragado de los canales de acceso y navegación. Estos cambios afectan los patrones de circulación dentro del puerto y la distribución de nutrientes y contaminantes, por lo que es importante conocer la hidrodinámica de la zona para estimar la influencia de dichos agentes en la Bahía de Manzanillo. En esta investigación se determinaron las trayectorias e intensidad de corrientes superficiales por métodos lagrangeanos y numéricos con lo que se estimaron las trayectorias y concentraciones de nutrientes para los meses de julio, octubre y diciembre de 2016, representativos de la época de lluvia y estiaje. Se encontró que la circulación del Puerto Interior de Manzanillo se rige por patrones de viento y mareas locales que ocasionan giros en la zona norte y sur cuyas direcciones de corriente tienden a salir del puerto en periodos de reflujo y se invierten durante el flujo mareal. Las velocidades son bajas durante marea muerta, alcanzando 0.36 m/s durante marea vivas. El tiempo máximo de residencia de agua fue de 6.16 días para julio de 2016, mientras que para octubre y diciembre fue de 7.8 y 8.8 días, respectivamente. El intercambio de agua entre el océano adyacente y

el puerto, mejoran la calidad de agua dentro del puerto y ocasionan la exportación de nutrientes hacia la Bahía de Manzanillo.

Palabras clave

Nutrientes, circulación costera, tiempo de residencia.

Dispersion of nutrients in the inner port of Manzanillo under hydrodynamic conditions of July, October and December 2016

Abstract

The expansion in port operations in the country has driven the reconfiguration and modernization of the inner port of Manzanillo, Colima where construction works are carried out on terminals and docks, as well as maintenance and dredging work on the access and navigation channels. These changes affect the circulation patterns and the distribution of nutrients and contaminants, hence the importance of knowing the hydrodynamics of the area to estimate the influence of these agents on the Bay of Manzanillo. In this research, the flow paths and the intensity of surface currents were determined by Lagrangian and numerical methods with which the trajectories and concentrations of nutrients were estimated for the months of July, October and December 2016, representative of rainy and dry seasons. It was found that the circulation of the Inner Port of Manzanillo is governed by local patterns of winds and tides that cause vortex in the North and South zones, where the currents tend to exit the port in periods of ebb and is reversed during the tidal flow. Current's speed is low during neap tide, reaching up to 0.36 m/s during spring tide. The maximum residence time of the water estimated in the simulation is of the order of 6.16 days for July 2016, whereas for October and December it was 7.8 and 8.8 days, respectively. The exchange with ocean water between the adjacent ocean and the inner port improves the water quality inside the port and causes the export of nutrients towards the Bay of Manzanillo.

Keywords

Residence time, low density substances, coastal circulation.

Introducción

Generalidades

Las lagunas costeras son cuerpos de agua someros separados del océano por elementos tales como una isla de barrera, una flecha litoral, arrecifes, etcétera, con comunicación continua o intermitente con el mar abierto por una o más bocas naturales o artificiales.

Debido a sus características de baja energía hidrodinámica, algunas lagunas costeras han sido utilizadas como puertos interiores, como el caso de Manzanillo, Colima, cuyo crecimiento comercial se ha intensificado y ha provocado la continua ampliación de su cobertura y modernización de sus instalaciones. Como resultado de dichos cambios a la morfología lagunar, se ocasionan cambios en su hidrodinámica, principalmente por la alteración de la conexión natural que existe con la Laguna Valle de las Garzas (Administración Portuaria Integral de Manzanillo, 2009), la cual vierte sus aguas con aportes naturales continentales hacia el puerto y provenientes de la principal planta de tratamiento de agua residual de la ciudad, lo que ocasiona eutrofización en algunas zonas específicas de descarga, dándose las mayores variaciones de salinidad, oxígeno disuelto, nitrógeno inorgánico disuelto, fosfatos y silicatos en temporadas de lluvias (Olivos-Ortiz *et al.*, 2008).

Nutrientes en la zona costera de Manzanillo

Las lagunas costeras son zonas dinámicas con fuertes gradientes fisicoquímicos que en ocasiones pueden fungir como fuentes o sumideros de nutrientes. Un ejemplo de un cuerpo costero en las costas de Colima es la Laguna de Cuyutlán, donde se han realizado diversos estudios con el objetivo de determinar sus variables fisicoquímicas, como los realizados por Hernández-López (2006), quien utilizando técnicas colorimétricas y estadísticas, determinó que la variación en la concentración de nutrientes puede ser atribuida a posibles aportes desde los sedimentos, así como por aportes terrígenos, sugiriendo que los procesos biogeoquímicos locales contribuyen en su variabilidad. Otro estudio del sitio es el de Sosa-Ávalos *et al.* (2013), quienes analizaron la variabilidad temporal de datos hidrográficos, nutrientes, clorofila *a* del fitoplancton y la tasa de producción primaria, mediante la recolección de datos superficiales con botellas Niskin y su procesamiento con un auto analizador de flujo segmentado SKALAR SanPlus II, encontraron que la temperatura del agua, salinidad, nutrientes disueltos, clorofila *a* y producción primaria, mostraron cambios estacionales considerables, sin hallar una relación clara del efecto de la marea, concluyendo que la laguna era aproximadamente 40% más productiva que otros cuerpos costeros subtropicales. Quijano-Scheggia *et al.* (2012) describieron las condiciones físico-químicas presentes durante un florecimiento algal que se presentó en dichas bahías con una duración aproximada de dos semanas en mayo de 2010. En dicho evento, las concentraciones más altas de nutrientes estuvieron relacionadas con surgencias, favoreciendo el crecimiento acelerado del dinoflagelado tóxico *Gymnodinium catenatum*, productor de saxitoxinas y causante del síndrome de intoxicación paralizante por consumo de mariscos (PSP, por sus siglas en inglés Paralytic Shellfish Poisoning) (Hernández-Orozco & Gárate-Lizárraga, 2006).

En otro estudio sobre la distribución horizontal de los nutrientes inorgánicos se muestra que las máximas concentraciones están asociadas a las regiones más alejadas de la costa, a excepción del amonio, el cual tuvo una mayor concentración cerca del litoral (Olivos-Ortiz *et al.*, 2002). En un estudio posterior, se encontró que las surgencias de la región son suficientemente intensas y sus efectos pueden durar todo el año, por ende puedan existir las condiciones necesarias para promover el desarrollo de florecimientos algales (Olivos-Ortiz *et al.*, 2016).

López-Magaña (2010) realizó un estudio sobre la calidad bacteriológica del agua en el puerto interior de Manzanillo y su posible influencia en las playas de las Brisas y San Pedrito, las cuales son adyacentes al puerto. Utilizando boyas de deriva y con datos de batimetría del canal, estimó que la velocidad promedio de la corriente superficial en el acceso del puerto es de 10 cm/s, aproximadamente, con un gasto a través del canal de comunicación con la Bahía de Manzanillo de 236.99 m³/s y dado que en esta zona no se sobrepasaron los límites establecidos de enterococos fecales, concluyó que debido al efecto de dilución y degradación salina el agua proveniente del puerto no impacta negativamente a las playas adyacentes, considerando el escenario prevaleciente durante marzo a septiembre de 2008.

Por lo anterior, es importante conocer la contribución del puerto interior en la retención o aporte de nutrientes hacia la Bahía de Manzanillo, donde un exceso de nutrientes pudiera generar, entre otras cosas, florecimientos algales nocivos, como ocurre en otras partes de la costa mexicana, con efectos negativos en temas ambientales y de la salud pública (Beltrones & Lowy-Ocaña, 2022; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2022). Además, conocer el comportamiento de las corrientes superficiales y los tiempos de residencia del agua dentro del recinto portuario es de gran importancia para determinar el transporte de nutrientes y con ello poder identificar zonas con una mayor concentración. En esta investigación se determinaron las trayectorias e intensidad de corrientes superficiales por métodos lagrangeanos y numéricos con el cual se estimaron las trayectorias y concentraciones de nutrientes para los meses de julio, octubre y diciembre de 2016, considerando la época de lluvia y estiaje, así como el tiempo de residencia durante estos periodos, lo que permitió evaluar las zonas de acumulación de nutrientes y su concentración, esto último determinante para la valoración de la composición fisicoquímica y calidad de agua.

Metodología

Área de estudio

El municipio de Manzanillo se localiza al oeste del estado de Colima en las coordenadas 19°27'28.8" N, 104°18'57" O, tiene una superficie de 1578.4 km², limita al N con el estado de Jalisco, al sureste con el municipio de Armería, al Este con el municipio de Coquimatlán, al noreste con el municipio de Minatitlán y al oeste y suroeste con el océano Pacífico (Figura 1). Su litoral está constituido por numerosas bahías y lagunas costeras, siendo de gran importancia las bahías de Manzanillo y Santiago, las lagunas Valle de las Garzas, Juluapan, San Pedrito y Cuyutlán. El clima predominante es cálido subhúmedo siendo el temporal de lluvias en verano y otoño con un promedio de entre 600 y los 1300 mm (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, 2007). Las temperaturas máximas se alcanzan en verano, siendo la mayor de 39.4°C registrada en mayo de 2003 y un promedio de 30.8°C, la temperatura mínima registrada es de 2.7°C en septiembre de 1987 y en promedio son de 22.9°C (Comisión Nacional del Agua, 2022). Los vientos dominantes en Manzanillo provienen del oeste y del oeste-noroeste, alcanzando una velocidad media anual entre 4.11 y 4.77 m/s. Los vientos de mayor intensidad se presentan con dirección suroeste (SO) y noreste (NNE), los cuales se presentan en la época de lluvias

(junio-octubre), (Secretaría de Marina, 2022). El oleaje está caracterizado con olas largas provenientes del suroeste, cuyas alturas significantes supera los 2.5 metros de altura sólo en condiciones de eventos extremos. Por su parte la marea se clasifica como semi diurna mixta, con dos bajamares y dos pleamares en el lapso de un día, cuyas componentes principales son la M_2 y S_2 .

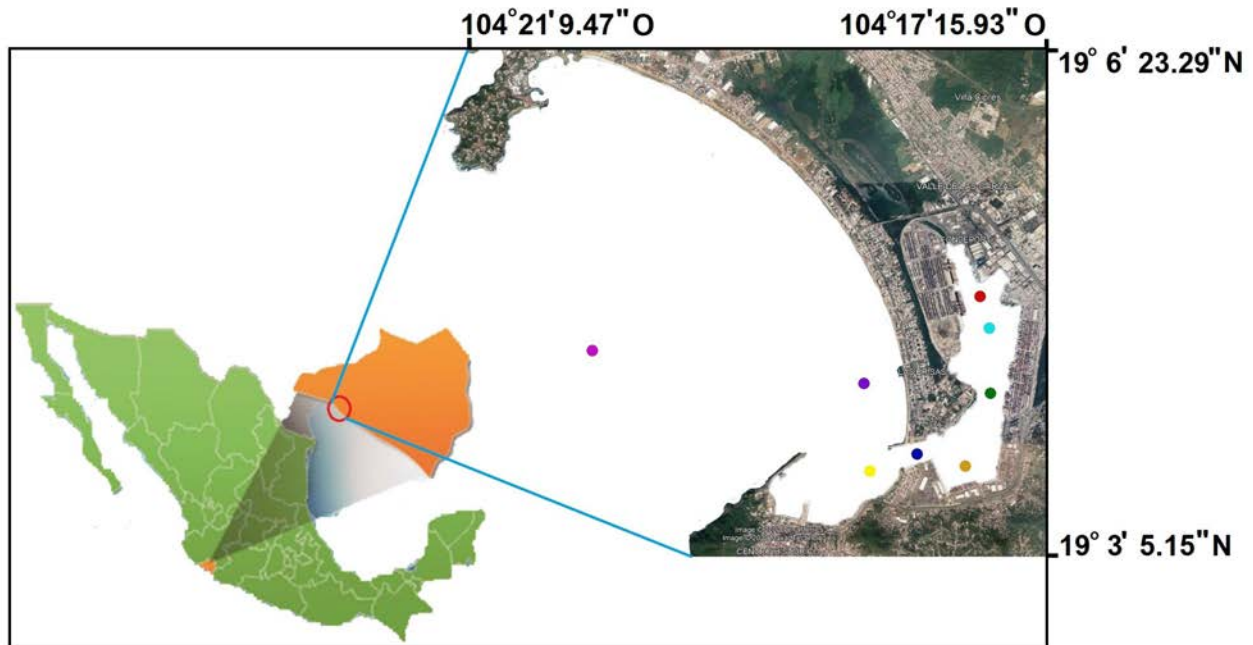


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio en Manzanillo, Colima (INEGI/CONABIO), donde se muestran tres distintas zonas de monitoreo (A1, A2 y A3) y los puntos de control para la medición de la velocidad, niveles de la superficie libre y nutrientes (SF, BH1, BH2, S1-5). Cada punto de control cuenta con una etiqueta y un color distinto para su identificación.

Implementación del modelo FLOW-3D

Para estimar los patrones de dispersión de los nutrientes, se realizaron modelaciones numéricas determinando la hidrodinámica del interior del puerto de Manzanillo, para los meses de julio, octubre y diciembre de 2016 representativos de condiciones de lluvia y estiaje en la zona. La simulación se realizó utilizando el modelo FLOW-3D versión 11.2, donde se utilizaron las ecuaciones de aguas someras ya que representan adecuadamente los flujos superficiales y teniendo en cuenta que los procesos horizontales son mayores a los verticales. La resolución horizontal fue de 25 m, suficiente para representar adecuadamente la batimetría, la cual fue proporcionada por la API en 2015, complementada en la parte marina de la Bahía de Manzanillo con los datos de la Carta Náutica S. M. 511.2 de la SEMAR. Se utilizó como forzamiento la marea correspondiente a los periodos de estudio, la cual se obtuvo de la página oficial del PREDMAR (CICESE), de donde se extrajeron las series de tiempo de elevación de la superficie libre con un delta de tiempo de 60 min.

Los datos de viento del mes de julio a cada 15 min fueron obtenidos de la estación de la SEMAR, la cual está ubicada en las coordenadas 19°04'09" latitud norte y 104°17'52" longitud oeste. Para los meses de octubre y diciembre, los datos se obtuvieron del estudio realizado por Rojas-Fuentes (2014).

Para la medición de los parámetros físicos en la simulación se colocaron cinco puntos de control dentro del Puerto de Manzanillo (S1, S2, S3, S4 y S5) y tres en la Bahía de Manzanillo (BH1, BH2 y SF), como se muestra en la Figura 1, donde se registraron datos de elevación del nivel de agua debido a la marea, velocidades promediadas en la vertical, concentración de sustancias y tiempo de residencia.

Para resolver el transporte y dispersión de variables escalares (nutrientes), el modelo utiliza una ecuación de transporte la cual se resuelve para cada escalar, estableciendo una concentración determinada, esto dependiendo de la sustancia. Se definieron dos aportes continentales: a) canal de comunicación entre el Puerto Interior y la Laguna del Valle de las Garzas; y b) el canal encofrado Manzanillo-Mina, con un gasto de 0.30 m³/s y 0.064 m³/s, respectivamente; se consideraron las concentraciones de nutrientes, nitratos y fosfatos, definidas en la Tabla 1, correspondientes a la concentración típica en el puerto y la Bahía de Manzanillo (Olivos-Ortiz, 2019, 2020).

Tabla 1. Concentración de nutrientes típicas en el Puerto y Bahía de Manzanillo.

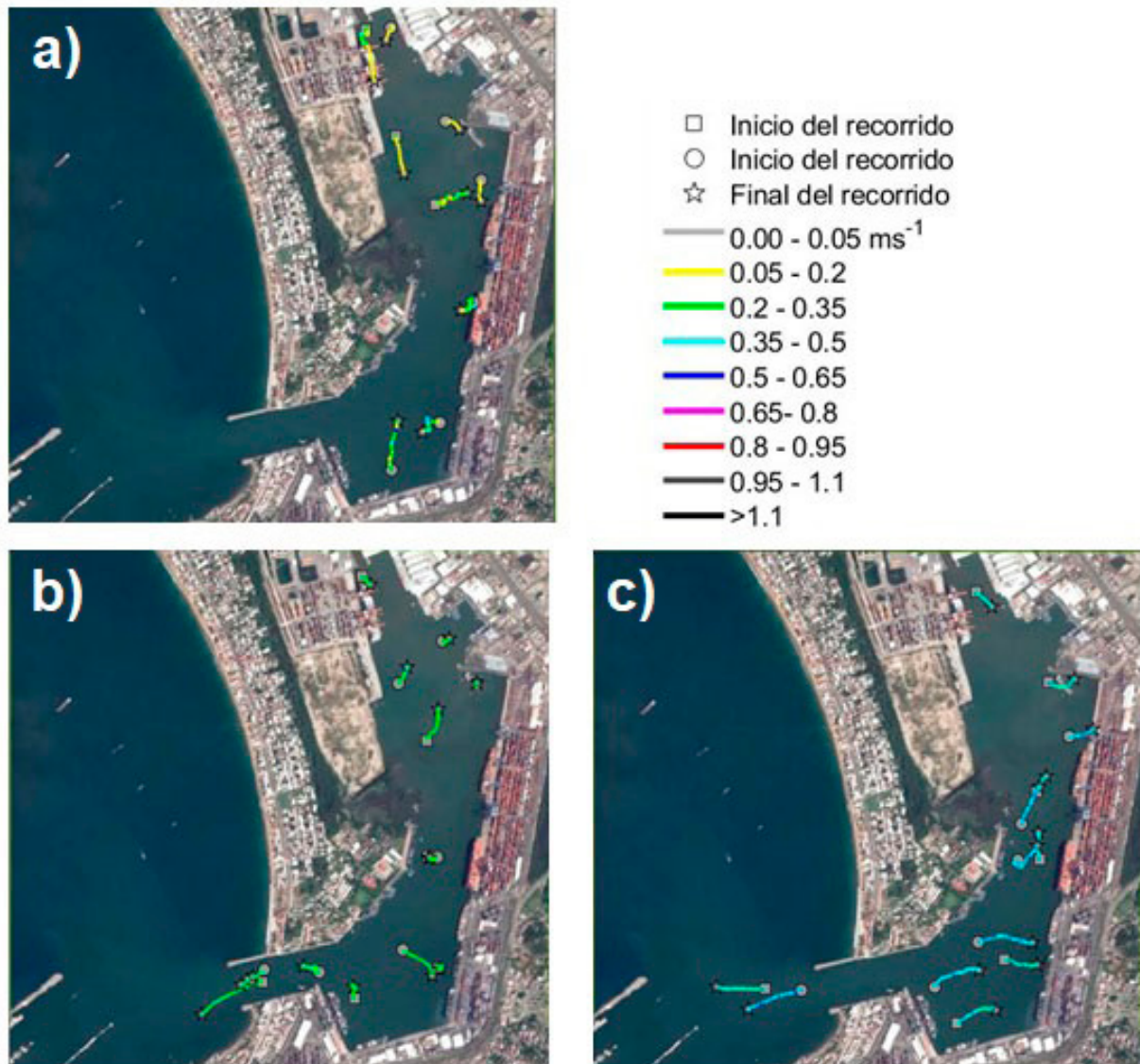
	Periodo	Concentración (kg/m ³)	
		Puerto	Bahía
Nitratos	Julio	0.0074	0.0006
	Octubre	0.0061	0.0005
	Diciembre		
Fosfatos	Julio	0.0040	0.0006
	Octubre	0.0047	0.0007
	Diciembre		

Medición de las corrientes superficiales en campo

Con la finalidad de validar los resultados obtenidos del modelo numérico se llevaron a cabo campañas oceanográficas a bordo de una lancha con motor fuera de borda de 115 hp con eslora de 7 m, manga de 1.8 m y calado de 0.5 m. Se utilizaron cuatro boyas de deriva, las cuales estuvieron equipadas con GPS de la marca Garmin Geko modelo 201 y Garmin Astro modelo 320. Debido a la morfología y extensión del puerto, se eligieron tres zonas (A1, A2 y A3) para el seguimiento de las boyas (Figura 1). Los muestreos se llevaron a cabo el 26 de julio, 14 de octubre y 12 de diciembre de 2016 en horarios diurnos de 10 a 18 h iniciando la inserción de la primera boya en el lado norte. Cada lance de boyas para la realización de mediciones osciló entre 20 y 60 min para su posterior posicionamiento. El tiempo de medición se tomó en función de la disponibilidad del área debido al constante tráfico de buques, así como al tiempo disponible para realizar el barrido completo del área. Cada cambio de posición se tomó como una nueva trayectoria de medición.

Resultados

La información proveniente de las boyas de deriva evidenció que la circulación del puerto interior de Manzanillo se rige por patrones de viento y marea locales que ocasionan giros en la zona norte y sur. Sus direcciones de corriente tienden a salir del puerto en periodos de reflujo y se invierten durante el flujo mareal. Las velocidades actuantes en promedio alcanzan los 0.09 m/s en mareas muertas, mientras que en mareas vivas fluctúan entre 0.1-0.36 m/s, dependiendo de la zona en cuestión. En la figura 2 se muestran los recorridos de las boyas durante los muestreos del 26 de julio, 14 de octubre y 12 de diciembre de 2016.



La figura continúa en la página siguiente.

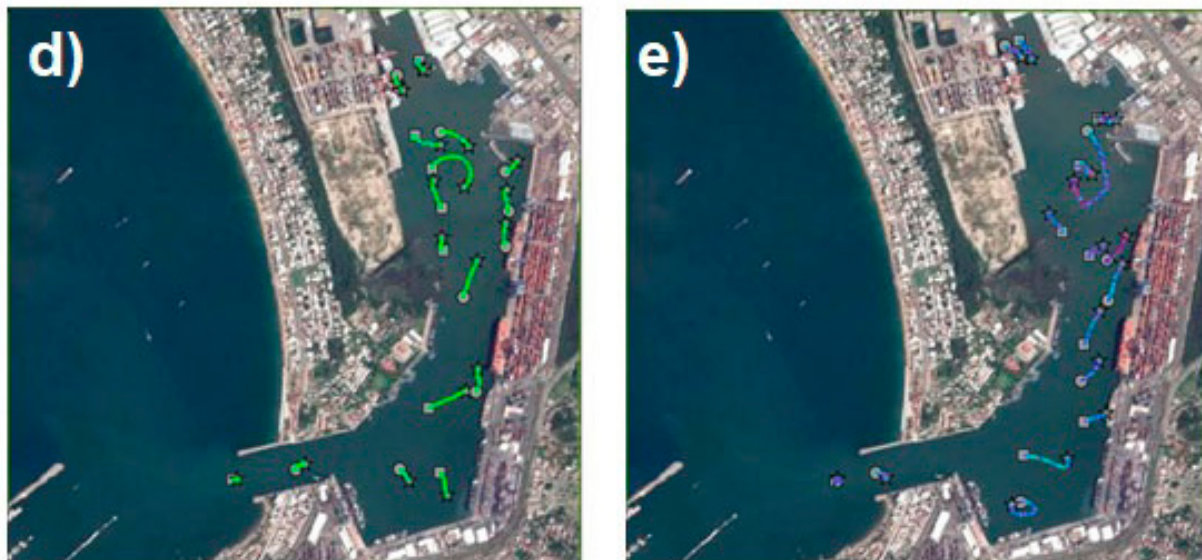


Figura 2. Trayectorias y velocidades de la corriente en los muestreos realizados durante el mes de julio (a), octubre (b y c) y diciembre (d y e). Las trayectorias fueron obtenidas con las boyas B1 y B2 (a, b y d) y con las boyas B3 y B4 (c y e).

Por su parte, las corrientes descritas por la simulación del modelo hidrodinámico muestran que el agua ingresa por el canal de acceso hacia el interior del recinto portuario creando remolinos ciclónicos y anticiclónicos en la zona sur y norte, respectivamente, coincidentes con los remolinos detectados por métodos lagrangeanos, con velocidades de 0 hasta 0.3 m/s, pero con velocidades generalmente menores a las estimadas a través de las boyas. Al considerar la concentración de nutrientes se observa un gradiente con valores más altos en la parte norte del puerto, mientras que los valores más bajos se encuentran en las bahías. En las figuras 3, 4 y 5 se muestra la tendencia general de las concentraciones de nitratos y fosfatos en las distintas estaciones de monitoreo para el mes de julio, octubre y diciembre de 2016, respectivamente.

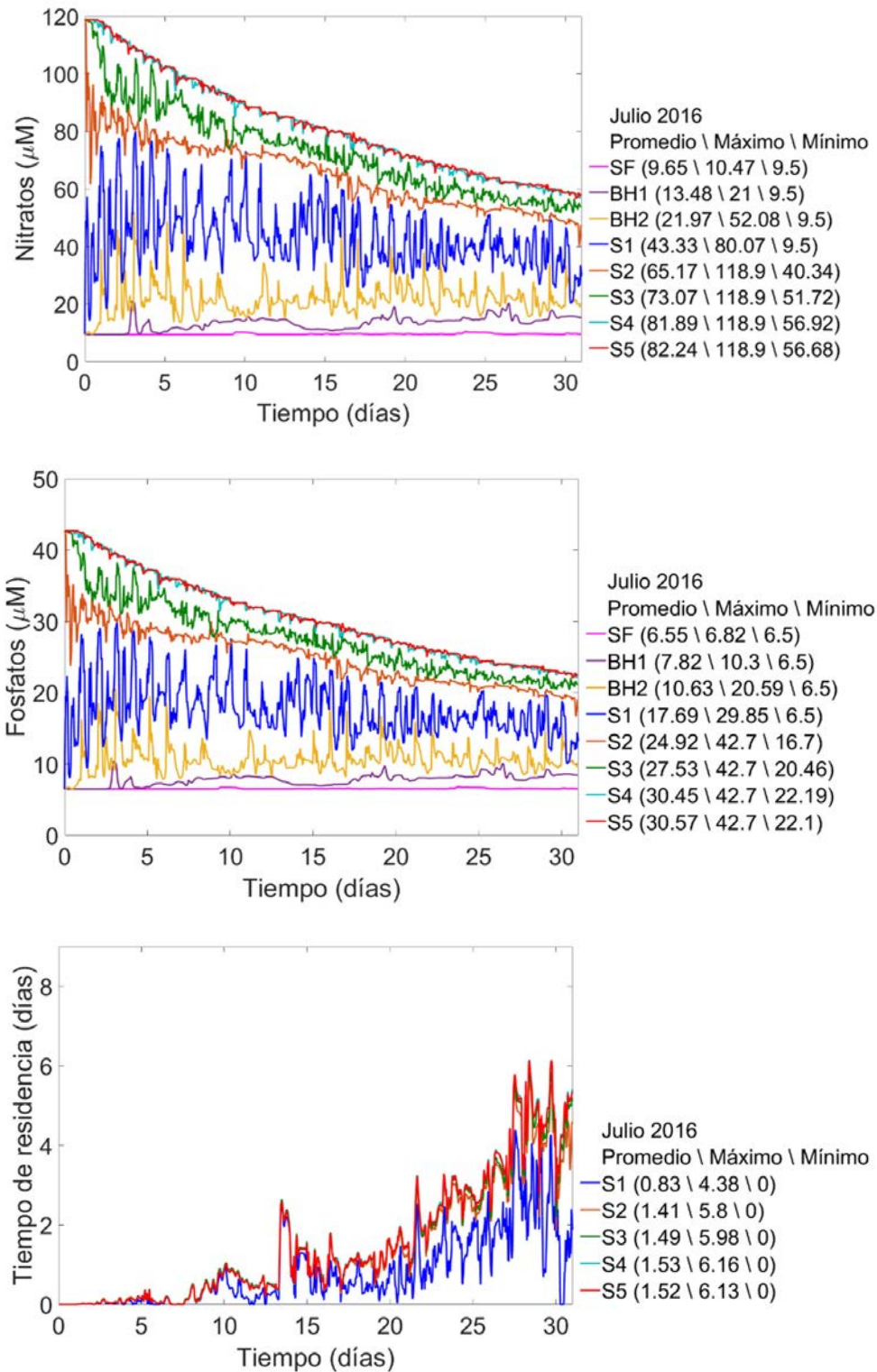


Figura 3. Variación espacial y temporal de los nitratos, fosfatos y tiempo de residencia en la zona de estudio bajo condiciones de julio de 2016. Las líneas corresponden a los diferentes puntos de control, en las etiquetas se muestran los valores promedio, máximo y mínimo.

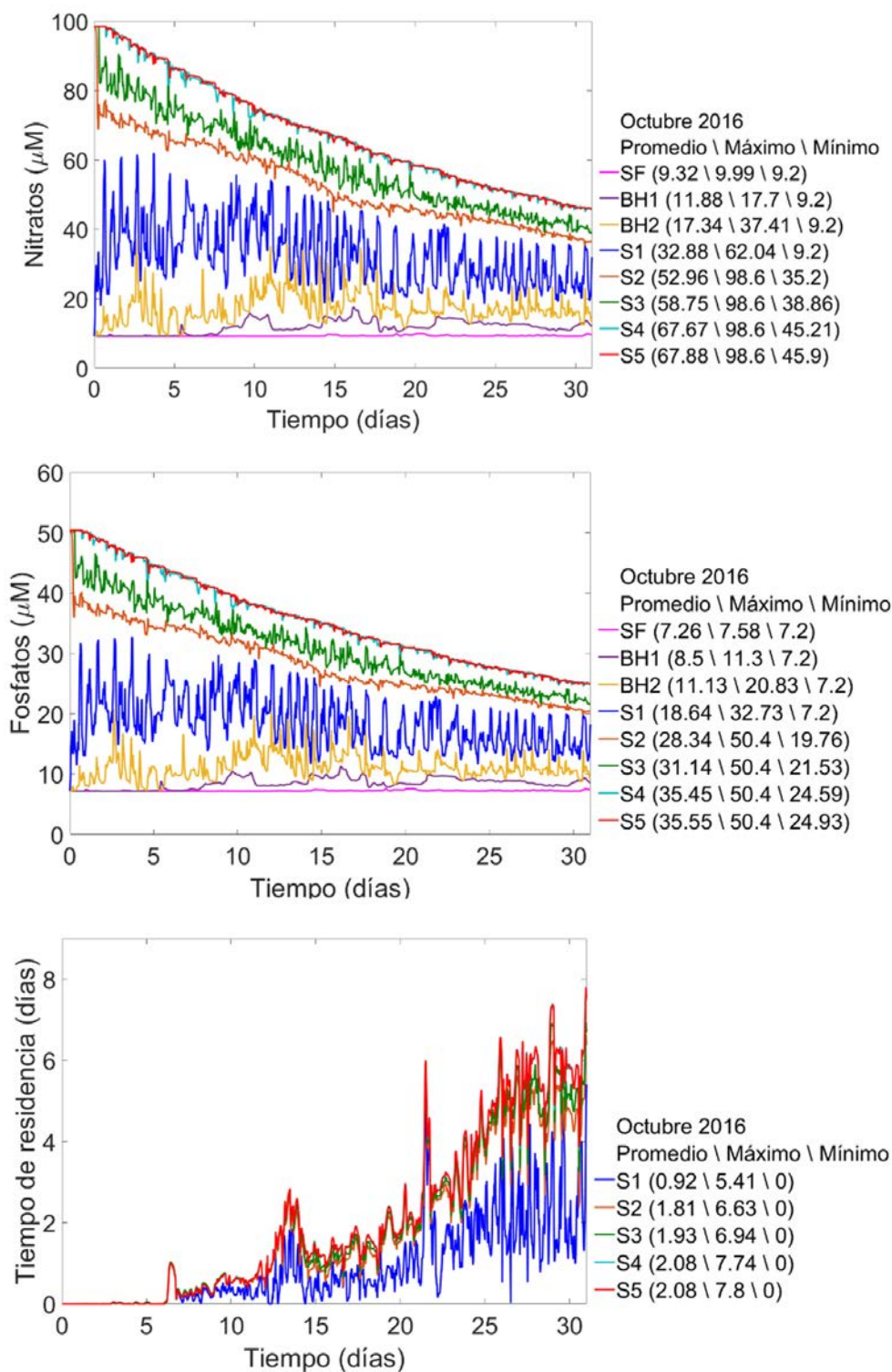


Figura 4. Variación espacial y temporal de los nitratos, fosfatos y tiempo de residencia en la zona de estudio bajo condiciones de octubre de 2016. Las líneas corresponden a los diferentes puntos de control, en las etiquetas se muestran los valores promedio, máximo y mínimo.

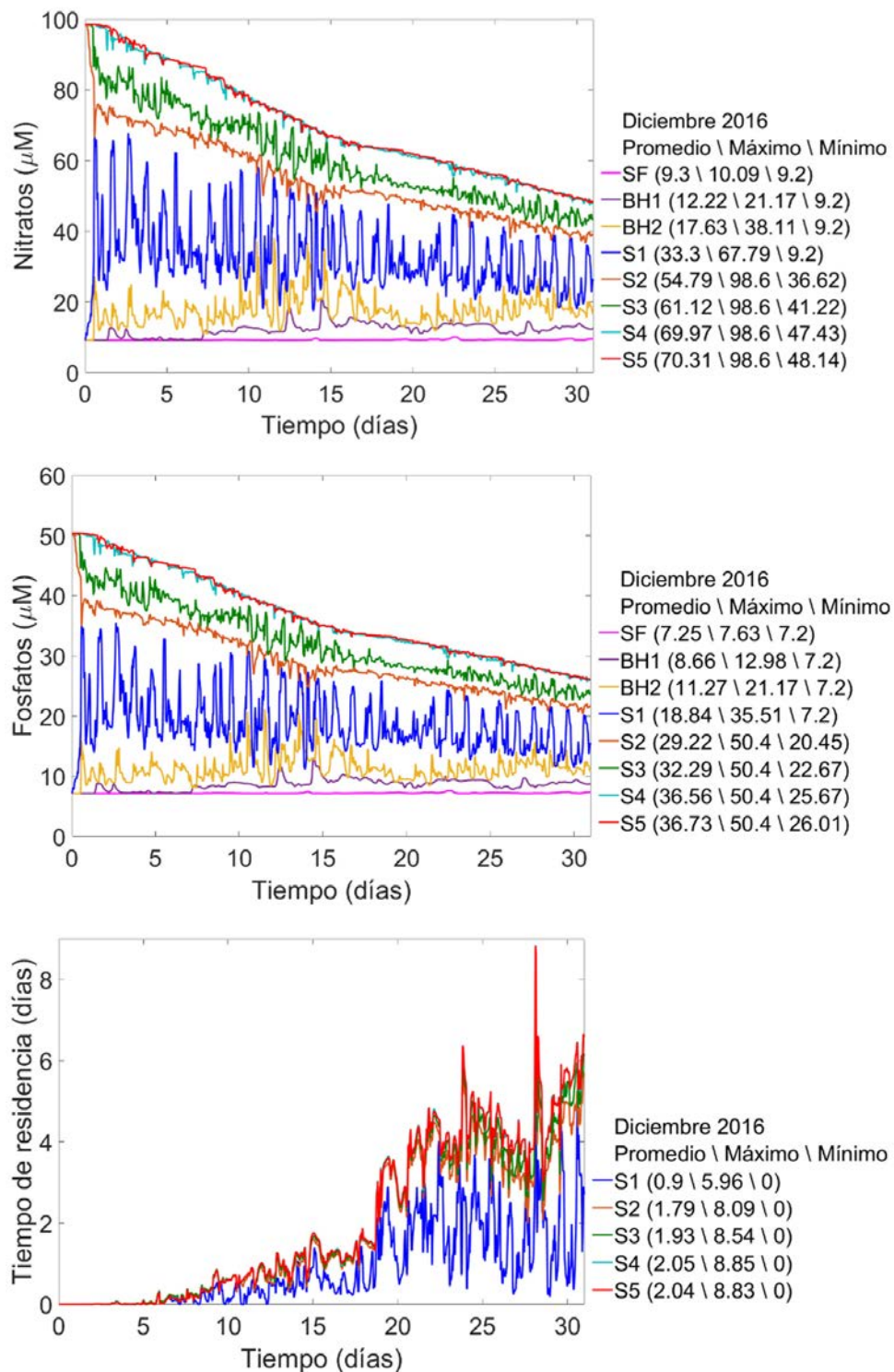
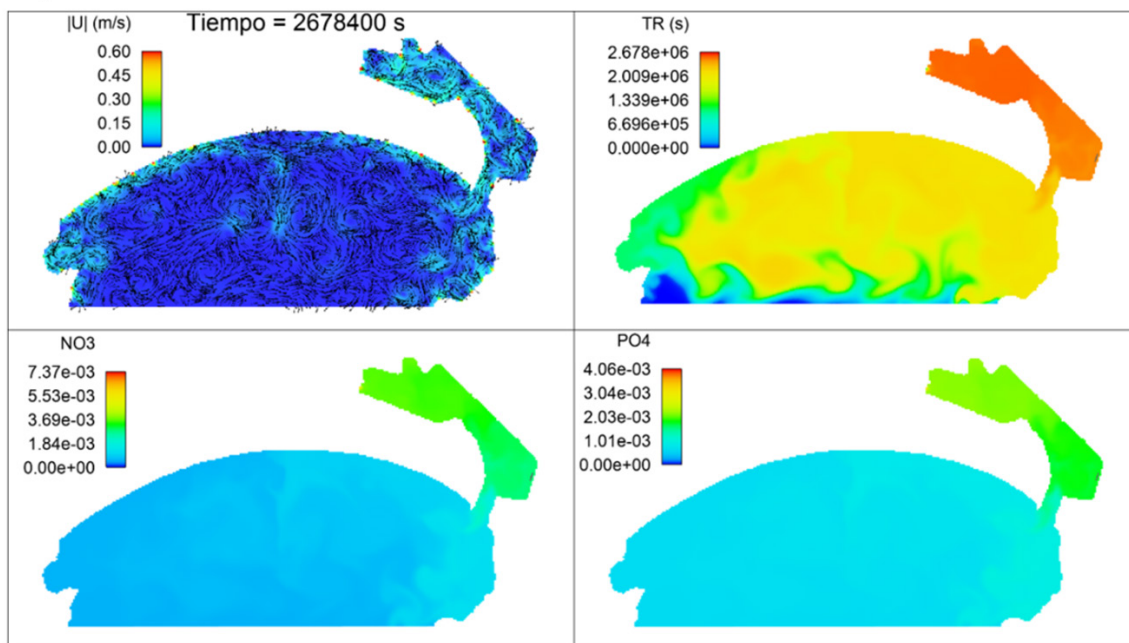


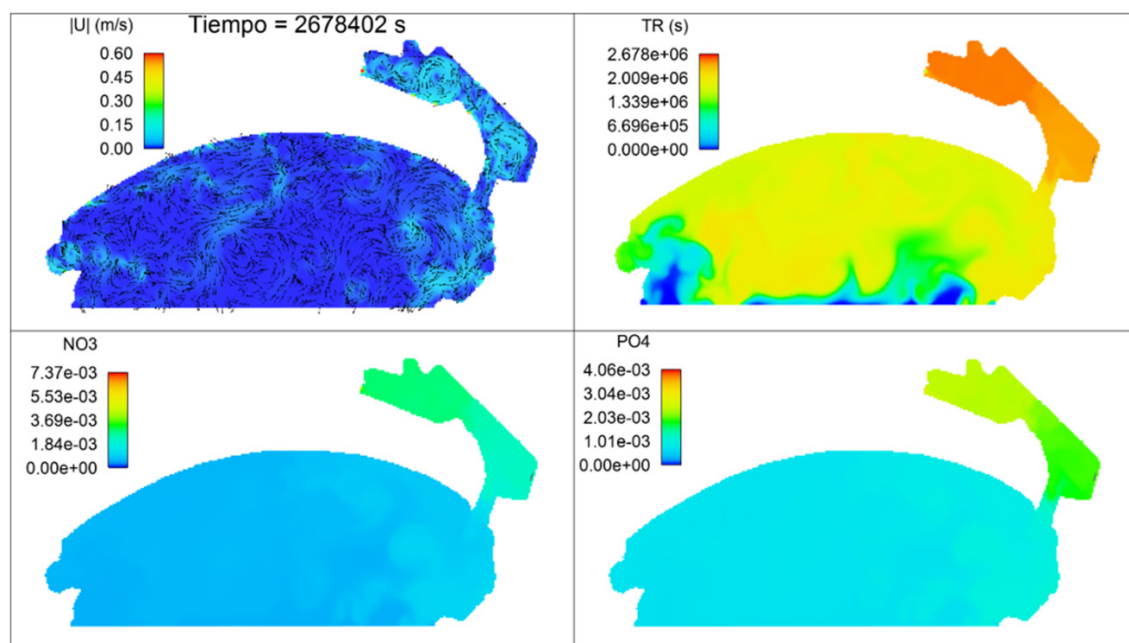
Figura 5. Variación espacial y temporal de los nitratos, fosfatos y tiempo de residencia en la zona de estudio bajo condiciones de diciembre de 2016. Las líneas corresponden a los diferentes puntos de control, en las etiquetas se muestran los valores promedio, máximo y mínimo.

El tiempo máximo de residencia de agua estimado en la simulación para el puerto interior de Manzanillo es del orden de 6.16 días para las condiciones de marea ocurridas en julio de 2016, mientras que para octubre y diciembre del mismo año fueron de 7.8 y 8.85 días, respectivamente (Figura 4 y 5). La simulación numérica muestra que el intercambio o mezcla con agua proveniente del océano baja las concentraciones de nutrientes al descargarlos hacia la Bahía de Manzanillo. En la figura 6 se muestran los mapas sinópticos de corrientes, tiempo de residencia TR y concentraciones de los nitratos y fosfatos.

a)



b)



La figura continúa en la página siguiente.

c)

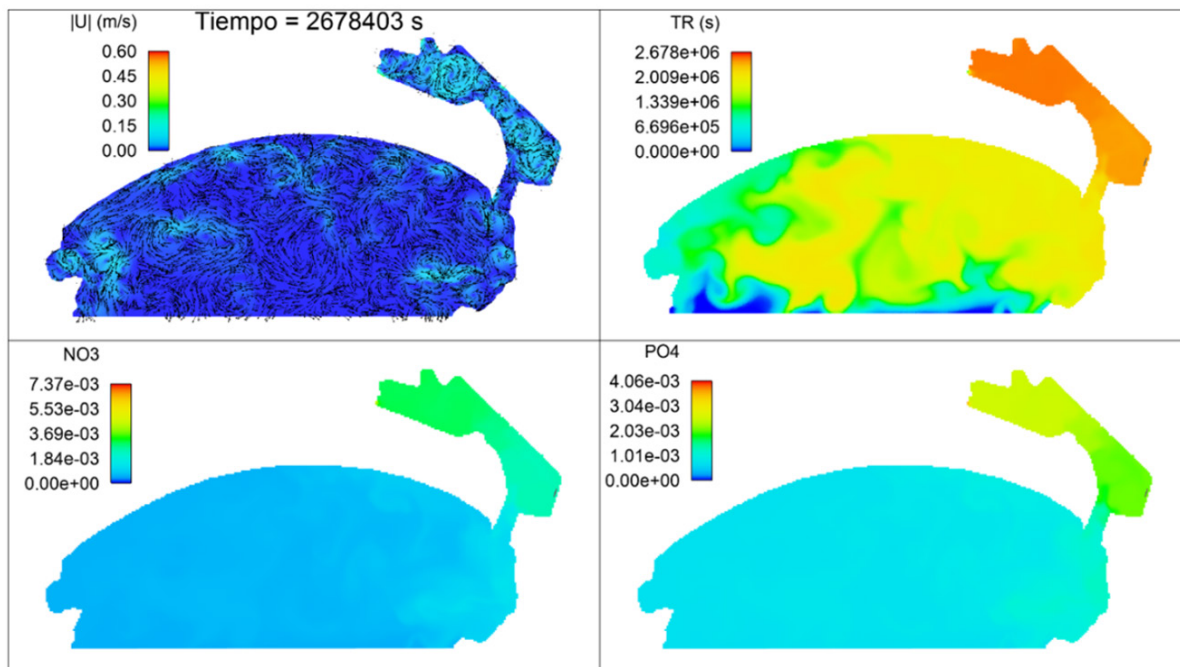


Figura 6. Mapas sinópticos de velocidad (U), tiempo de residencia (TR), nitratos (NO_3) y fosfatos (PO_4) considerando las condiciones de julio (a), octubre (b) y diciembre (c) de 2016.

Discusión

Las direcciones y velocidades de las corrientes superficiales obtenidas en las mediciones *in situ* varían en sentido y magnitud, y responden en parte a la interacción de la marea con la batimetría y los rasgos morfológicos del puerto, así como a la acción de los vientos locales sobre la superficie que generan fricción y con esto dinámica, fenómeno que también se ha visto en otros cuerpos costeros similares, como el estero de Punta Banda en Baja California (Juárez-Araiza, 2016). La zona donde se registraron las velocidades máximas fue la correspondiente al canal de acceso, esto en condiciones de reflujo durante la marea viva, alcanzando hasta 0.83 m/s, probablemente debido a la reducción del área hidráulica. Valores similares se han reportado en la laguna el Colorado en Ahome Sinaloa, que presentan valores máximos en estas zonas, de hasta 1 m/s, en periodos de reflujo (Cárdenas-Gómez, 2007). En la zona norte y durante condiciones de marea viva, se presentaron giros ciclónicos con velocidad promedio de entre 0.18 y 0.38 m/s, mientras que en el área más cercana al canal de acceso la velocidad fue de 0.35 m/s en periodos de reflujo. También se presentaron giros anticiclónicos en A1, con velocidades promedio entre 0.11 y 0.12 m/s durante y fuera del intercambio mareal. Esta variabilidad en los patrones de los giros puede deberse a la respuesta del flujo al viento local y a su interacción con los bordes del puerto, además de su dependencia en la marea y su intensidad horario-estacional, provocando cambios en la dirección e intensidad en los patrones de circulación sobre la superficie del cuerpo de agua. Este tipo de fenó-

menos han sido descritos en la laguna costera tropical de Chelen en Yucatán, donde la hidrodinámica es regida principalmente por el viento local y su geografía, donde su magnitud es dominante en mareas muertas e incluso en ocasiones en mareas vivas o zonas expuestas (Tenorio-Fernández, 2015).

Las zonas de menor dinámica se localizaron en la zona norte en el área A1, con velocidades promedio de 0.03 m/s en periodo de muestreo de marea muerta que generan menor influencia hasta la parte más interna del puerto lo que se conjuga con la morfología de la zona y la baja velocidad del viento actuante durante el horario de medición del trazador lagrangiano. Las velocidades mínimas de vientos en Manzanillo se presentan durante la noche, madrugada y primeras horas de la mañana (Rojas-Fuentes, 2014). Este resultado puede ser de gran relevancia ya que esta información indica que en esta zona portuaria el tiempo de residencia es mayor para la concentración o permanencia de sustancias de cara a los aportes desde la laguna del Valle de las Garzas o de un vertimiento accidental lo que puede tener repercusiones económicas y ecológicas en el puerto.

Por otra parte y de acuerdo con los datos arrojados por la simulación numérica realizada a través del modelo hidrodinámico, las características en la distribución mareal y dirección de las corrientes en el interior del recinto portuario, adquieren diferentes velocidades que se observan desde el ingreso de la onda de marea, que penetra a través de la boca o canal de acceso hacia el interior, lo que produce un proceso de mezcla y genera un forzamiento que se refleja en diferentes intensidades y direcciones que varían en función a la morfología de la zona. Este tipo de fenómenos también se han observado a través de simulaciones similares como la de la bahía de Paracas en Pisco, Perú con métodos numéricos que toman condiciones similares a las expuestas para este trabajo (Quispe-Sánchez, 2007). Las velocidades máximas arrojadas por el modelo corresponden a los puntos de control S1 y S2, localizados en el canal de acceso al puerto y en la dársena de ciaboga respectivamente, con valores que alcanzaron los 0.30 m/s (en octubre), lo que es menor a lo determinado de acuerdo a los trazadores lagrangeanos y que puede estar relacionado al hecho de que el modelo arroja valores de la velocidad promediados en la vertical. Sin embargo, las direcciones de las corrientes que arroja el modelo, además de los valores promedio de la velocidad, son similares a las observadas en los trazadores lagrangeanos. Ambas técnicas revelan la existencia de giros ciclónicos en la zona norte entre los puntos de control S4 y S5, el mismo caso también se observa en el área cercana a S2. Además, los gastos estimados mediante el modelo son similares al valor reportado por López-Magaña (2010), quien estimó un gasto de aproximadamente 237 m³/s. Por tal motivo, se puede afirmar que, de manera general, el modelo reproduce la circulación al interior del puerto de una manera similar a lo experimentado por boyas, lo que puede ser de ayuda para la toma de decisiones ante posibles contingencias que pudieran ocurrir al interior del puerto debido a las maniobras de navegación o de embarque y desembarque de mercancía. Las velocidades obtenidas por el modelo hidrodinámico son menores a las determinadas por métodos lagrangeanos debido a que son promediadas en la vertical. Sin embargo, los promedios y direcciones son consistentes a los datos recopilados *in situ*.

Con respecto al tiempo de residencia, los valores máximos estimados fueron mayores a 8 días para los puntos de control S4 y S5, mientras que los valores mínimos se obtuvieron siempre en S1. Las diferencias encontradas en los puntos de control en los

tiempos de residencia eran de esperarse dada la ubicación de éstos en el área de estudio, de tal manera que se espera un mayor tiempo de residencia en los puntos más alejado de la conexión con el mar, lo cual se ha reportado en otros sistemas como en el Puerto de Mazatlán (Páez-Osuna *et al.*, 1990), en donde se estimaron tiempos de residencia en las zonas más internas de aproximadamente 7 días.

Los tiempos de residencia para sistemas lagunares bajo presión antropogénica son relevantes en este tipo de entornos costeros urbanizados, ya que aportan información útil sobre la permanencia y el movimiento de partículas o contaminantes que pudiesen surgir de alguna contingencia en la operación portuaria, tal como un derrame de aceites o hidrocarburos y/o por la presencia de sólidos suspendidos o exceso de nutrientes que pudiesen generar florecimientos algales nocivos, como ocurre en el puerto de Veracruz, donde se atribuyen dichos florecimientos a los aportes continentales y potencialmente al agua de lastre de los barcos, lo que sumado a la dinámica interna, y por ende cambios en el tiempo de residencia del agua, generan las condiciones fisicoquímicas adecuadas para la presencia de estos fenómenos, con efectos en las interacciones de los elementos del sistema lagunar y en sus procesos y particularidades, con efectos en temas de ambientales y de la salud pública (Pérez-Morales *et al.*, 2015; García-Mendoza *et al.*, 2016). En este sentido, se observa que el puerto interior de Manzanillo funciona como una fuente de nutrientes inorgánicos disueltos que son aportados hacia la Bahía de Manzanillo, formándose un gradiente de nutrientes (nitratos y fosfatos) con valores máximos en la conexión del Puerto con la Laguna del Valle de las Garzas, debido a que ésta se comporta como una laguna de oxidación debido a las descargas de agua residual que provienen de la principal planta de tratamiento de agua residual de la ciudad de Manzanillo (Meyer-Willerer *et al.*, 2008), y que pasan a través de los gaviones de comunicación entre estos cuerpos, sobre todo en época de lluvia o cuando la marea alta penetra, y luego, por los mecanismos de circulación y dilución, se presenta un mínimo en el canal de intercomunicación con la Bahía de Manzanillo.

Los resultados de este trabajo sugieren que sustancias inorgánicas de baja densidad como los nutrientes inorgánicos logran salir del puerto interior por acción de las corrientes, siguiendo la costa sur de la Bahía de Manzanillo. Por lo antes expuesto, es evidente que utilizar herramientas de modelación y de mediciones *in situ*, son esenciales y complementarias para determinar patrones de corrientes al interior de un puerto, lo que se relaciona con la batimetría, forma, influencia de marea y el tiempo de residencia, lo cual se convierte en un insumo para los tomadores de decisión y/o planificadores de obras y desarrollos en cuerpos de agua, para efectos de prevención de riesgos, vulnerabilidad e impactos al entorno y la sociedad.

Conclusiones

La circulación del puerto interior de Manzanillo se rige por patrones de viento y marea locales que ocasionan giros en las zonas norte y sur. Las velocidades promedio durante condiciones de mareas muertas fue de 0.09 m/s, mientras que en mareas vivas los valores fueron de 0.1-0.36 m/s.

Las corrientes estimadas numéricamente muestran que el agua ingresa por el canal de acceso hacia el interior del recinto portuario creando remolinos ciclónicos y anticiclónicos en la zona sur y norte, respectivamente, coincidentes con los remolinos detectados por métodos lagrangeanos, con velocidades que fluctúan desde 0 hasta 0.3 m/s.

El tiempo de residencia máximo estimado en la simulación es del orden de 6.16 días para las condiciones de julio de 2016, mientras que para octubre y diciembre del mismo año fueron de 7.8 y 8.85 días, respectivamente.

La simulación numérica muestra que el intercambio o mezcla con agua proveniente del océano genera que la calidad del agua en este cuerpo interno mejore, puesto que baja las concentraciones de nutrientes al descargarlos hacia la Bahía de Manzanillo, observándose una tendencia a propagarse siguiendo la costa sur de la bahía.

Literatura citada

- Administración Portuaria Integral de Manzanillo. (2009). Estudio con el análisis de escenarios de modelación de la unión de la laguna de Las Garzas con la dársena de San Pedrito en Manzanillo, Colima. (N.º Informe final interno; p. 104). Manzanillo, Colima, México: Administración Portuaria Integral de Manzanillo.
- Beltrones, D. A. S., & Lowy-Ocaña, L. A. (2022). Have scientific studies on harmful algal blooms (red tides) contributed to mitigate their impact on economy and human health? The case of Mexico. *Ludus Vitalis*, 29(56), 109-166.
- Cárdenas-Gámez, S. (2007). Modelación hidrodinámica de la laguna costera el colorado, Ahome, Sinaloa (Tesis de Maestría). Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Sinaloa, Sinaloa, México.
- Comisión Nacional del Agua. (2022). Resúmenes mensuales de temperaturas y lluvias. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>
- Elorriaga-Verplancken, F. R., Hernández-Camacho, C. J., Álvarez-Santamaría, L., Paniagua-Mendoza, A., Robles-Hernández, R., Rebolledo-Villa, F., ... Acevedo-Whitehouse, K. (2022). Largest mortality event to date of California Sea Lions in Mexico might be linked to a harmful algal bloom. *Aquatic Mammals*, 48(1), 59-67. <https://doi.org/10.1578/AM.48.1.2022.59>
- García-Mendoza, E., Quijano-Scheggia, S. I., Olivos-Ortiz, A., & Núñez-Vázquez, E. J. (2016). Florecimientos de Algas Nocivos en México. Ensenada, B. C., México: CICESE.
- Hernández-López, J. (2006). Distribución de nutrientes inorgánicos en la Laguna de Cuyutlán, Colima (Tesis de Licenciatura). Universidad de Colima, Manzanillo, Colima, México.
- Hernández-Orozco, M. L., & Gárate-Lizárraga, I. (2006). Síndrome de envenenamiento paralizante por consumo de moluscos. *Revista biomédica*, 17(1), 45-60. <https://doi.org/10.32776/revbiomed.v17i1.438>
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. (2007). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/06/06007.pdf
- Juárez-Araiza, B. (2016). Consecuencias de un forzamiento mareal tipo mixto semidiurno en una laguna costera somera (Tesis de Maestría). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, Ensenada, B. C., México.
- López-Magaña, S. (2010). Calidad bacteriológica en el puerto interior de San Pedrito en Manzanillo Colima y su posible impacto en las playas adyacentes (Tesis de Licenciatura). Universidad de Colima, Manzanillo, Colima, México.
- Meyer-Willerer, A. O., Torres-Orozco, E., & Patiño-Barragan, M. (2008). La laguna del Valle de las Garzas deteriorada como laguna de oxidación. *Iridia*, (5), 28-39.
- Olivos-Ortiz, A., Quijano Scheggia, S. I., Pérez-Morales, A., Rodríguez, J., Kono-Martínez, T., Pelayo-Martínez, G., ... Verduzco-Zapata, M. (2016). Condiciones hidrográficas en el Pacífico Central mexicano relacionadas con florecimientos algales en la zona costera de Colima. En *Florecimientos algales nocivos en Mexico* (pp. 256-267). Ensenada, B. C., México: CICESE.

- Olivos-Ortiz, A. (2019). Medición y Análisis de Factores Bióticos y Abióticos para el Programa de Ejecución de Compromisos de la Administración Portuaria Integral Manzanillo S.A. de C.V. Medidas Correctivas Ordenadas por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Pfp13.5/2c.27.5/0028/17/0110) para la Restauración Ambiental de las Lagunas: Valle De Las Garzas y Cuyutlán, Colima. API Manzanillo.
- Olivos-Ortiz, A. (2020). Medición y Análisis de Factores Bióticos y Abióticos para el Programa de Ejecución de Compromisos de la Administración Portuaria Integral Manzanillo S.A. de C.V. Medidas Correctivas Ordenadas por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Pfp13.5/2c.27.5/0028/17/0110) para la Restauración Ambiental de las Lagunas: Valle De Las Garzas y Cuyutlán, Colima. API Manzanillo.
- Olivos-Ortiz, A., Salas-Pérez, J., García-Uribe, G., Galicia-Pérez, M. A., Torres-Orozco, E., & Quijano-Scheggia, S. I. (2002). Distribución horizontal de nutrientes y clorofila-a sobre la plataforma continental del estado de Colima durante 2002. En Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán (pp. 53-66). Manzanillo, Colima, México: SAGARPA-CRIP Manzanillo.
- Olivos-Ortiz, A., Sosa-Ávalos, R., Torres-Orozco, E., Silva-Iñiguez, L., Galicia-Pérez, M. A., & Gaviño-Rodríguez, J. H. (2008). Influencia de las descargas de agua continental en la concentración de nutrientes en las Bahías de Santiago y Manzanillo, Colima. *Iridia*, (5), 6-15.
- Páez-Osuna, Montañón-Ley, Y., & Bojórquez-Leyva, H. (1990). Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 6(1), 19-32.
- Pérez-Morales, A., Aké-Castillo, J. A., Okolodkov, Y. B., & Campos-Bautista, G. (2015). Florecimientos algales nocivos y eutrofización frente a la costa del Puerto de Veracruz, suroeste del Golfo de México. *Revista digital E-BIOS*, 2(8), 21-33.
- Quijano-Scheggia, S., Olivos-Ortiz, A., Bustillos-Guzmán, J. J., Garcés, E., Gaviño-Rodríguez, J. H., Galicia-Pérez, M. A., ... López-Cortés, D. J. (2012). Bloom of *Gymnodinium catenatum* in Bahía Santiago and Bahía Manzanillo, Colima, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 173-186.
- Quispe-Sánchez, J. M. (2007). Simulación de la hidrodinámica en la Bahía de Paracas, Pisco-Perú; utilizando forzantes físicos (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.
- Rojas-Fuentes, I. N. (2014). Comportamiento interanual de variables atmosféricas en Manzanillo, Colima (Tesis de Licenciatura). Universidad de Colima, Manzanillo, Colima, México.
- Secretaría de Marina. (2022). Estación mareográfica de Manzanillo, Col. Recuperado de https://oceanografia.semarn.gob.mx/Templates/grafnum_manzanillo.html
- Sosa-Ávalos, R., Gaxiola-Castro, G., Olivos-Ortiz, A., & Silva-Iñiguez, L. (2013). Nutrientes inorgánicos y producción de fitoplancton en una laguna costera subtropical de México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48(1), 143-154.
- Tenorio-Fernández, L. (2015). Hidrodinámica mareal y submareal de una laguna costera tropical (Tesis de Doctorado). Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, Ensenada, B. C., México.

CAPÍTULO 9

Varamiento masivo del cangrejo pelágico, *Euphylax dovii* Stimpson, 1860, en Oaxaca, México

María del Socorro García-Madrigal
Mariela Ramos-Sánchez
Rolando Bastida-Zavala

Resumen

El cangrejo pelágico tropical *Euphylax dovii* tiene registros esporádicos en California y Chile, y en el norte de Sudamérica se han registrado agregaciones desde 1936, además de un varamiento masivo en Oaxaca, en 1985. El objetivo de este trabajo fue registrar un nuevo varamiento masivo en las costas de Oaxaca y analizar sus potenciales causas. Este varamiento fue observado entre el 30 de diciembre de 2016 y el 11 de enero de 2017, conformado completamente por hembras ovígeras. Se hizo una recolecta puntual y oportuna de los cangrejos, capturados previamente por los pobladores. En el laboratorio fueron examinados, identificados, sexados y medidos, considerando la longitud total y el ancho del caparazón; para conocer las tendencias de la talla de los ejemplares obtenidos se realizó un análisis exploratorio de datos. Dos cangrejos fueron revisados en cuanto a su contenido estomacal y no se encontró nada en todo el tracto digestivo. Los habitantes locales indicaron que estos eventos son frecuentes, pero no en esta magnitud, generalmente durante la temporada de vientos “Tehuano”. Se concluye que *E. dovii* se reproduce durante el invierno, migrando estacionalmente hacia fondos sublitorales someros para protegerse de depredadores mientras eclosionan sus huevos, cuando éstos terminan su reserva de vitelo, eclosionan sincronizándose con el pico de productividad que se produce por efecto de los vientos “Tehuano” en el golfo de Tehuantepec. Los registros de esta especie fuera de los trópicos y el varamiento masivo en la costa de Oaxaca, son eventos poco frecuentes, posiblemente como consecuencia de la intensificación de las corrientes cálidas hacia el sur y norte del Pacífico oriental, así como la intensificación de los vientos del norte. Se recomienda sistematizar el estudio de la ecofisiología de *E. dovii* y, sobre todo, establecer los efectos del cambio climático en las poblaciones de inverte-

brados pelágicos tropicales a través del monitoreo de las agregaciones y los eventos de varamientos costeros.

Palabras clave

Agregaciones masivas, crustáceos pelágicos, *Euphyllax dovii*, Oaxaca, vientos Tehuanos.

Mass stranding of pelagic crab, *Euphyllax dovii* Stimpson, 1860, at Oaxaca, Mexico

Abstract

The tropical pelagic crab *Euphyllax dovii* has sporadic records in California and Chile, and swarms have been recorded in northern South America since 1936, in addition to a massive stranding in Oaxaca, in 1985. The objective of this work was to record a new massive stranding on the coast of Oaxaca and analyze its potential causes. This new massive stranding was observed between December 30, 2016 and January 11, 2017, fully integrated by ovigerous females. A punctual and timely collection of the crabs, previously captured by the residents, was made. In the laboratory they were examined, identified, sexed and measured considering the total length and width of the carapace; to know the size trends of the specimens obtained, basic descriptive statistics and an exploratory data analysis were applied. Two crabs were checked about stomach contents and not was found anything in the gut. The local people indicated that these events are frequent, but not to this magnitude, generally during the “Tehuano” winds season. We concluded that *E. dovii* reproduces during the winter, and migrate seasonally towards bottoms of the shallow sublittoral to protect itself from predators while the offspring mature, and when these finish their yolk reserve, they hatch synchronizing with the peak of productivity that is produced by the effect of the “Tehuano” winds in the Gulf of Tehuantepec. The records of this species outside the tropics and the massive stranding on the Oaxaca coast, are few frequent events, possible as a result of the intensification of the warm currents to the south and north of the Eastern Pacific, as well as the intensification of the north winds. It is recommended to systematize the study of the ecophysiology of *E. dovii* and, chiefly, to establish the effects of climate change on the populations of tropical pelagic invertebrates through the monitoring of massive swarms and coastal stranding events.

Keywords

Massive aggregations, pelagic crustaceans, *Euphyllax dovii*, Oaxaca, Tehuanos winds.

Introducción

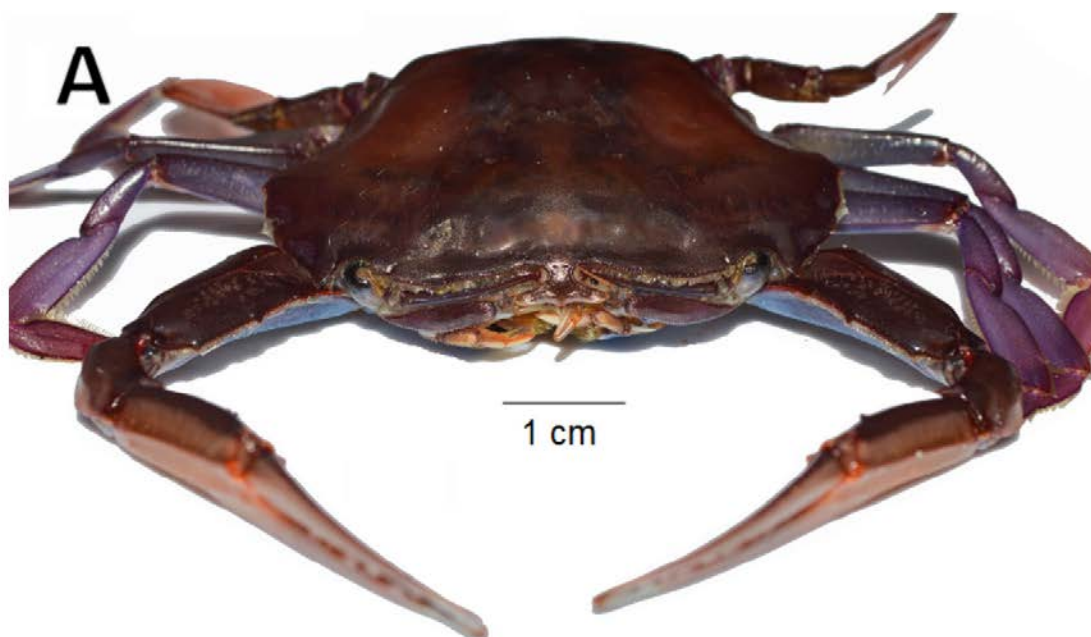
Euphyllax es un género de “cangrejos verdaderos” del infraorden Brachyura, que generalmente se asocia al bentos. Pertenece a la familia Portunidae, la cual se distingue por tener un quinto par de patas aplanadas que usa para nadar y subir eventualmente a la colum-

na de agua. El género contiene solo dos especies, *E. dovii* Stimpson, 1860 y *E. robustus* A. Milne-Edwards, 1874; ambas se distribuyen en el Pacífico oriental (Garth & Sthephenson, 1966).

Euphylax dovii es una especie carismática por presentar brillantes tonalidades de color morado, violeta y azul, se distingue por tener pedúnculos oculares muy largos, los dos últimos segmentos (propodio y dactilo) de las patas 2, 3 y 4 son aplanados, aunado a un caparazón blando y ligero, le permite ser un activo nadador (Figura 1A) (Boone, 1930; Garth & Sthephenson, 1966), comúnmente es llamado “cangrejo nadador pelágico” o “jai-ba marciana” (Hendrickx, 1995).

Es una especie dominante en la zona pelágica tropical, pero también se le encuentra en la plataforma continental, donde ha sido capturado con redes de arrastre y como parte de la fauna de acompañamiento en la pesca del camarón, tanto en México como en las costas de Centroamérica y el norte de Sudamérica (Garth & Sthephenson, 1966; Jerde, 1967; Teves *et al.*, 1993). Su hábitat se ubica en el sublitoral somero de la plataforma continental, desde el intermareal hasta los 60 m de profundidad y hasta 2000 km mar adentro (Garth, 1946, 1948; Norse & Estevez, 1977; Hendrickx, 1995).

Euphylax dovii se ha considerado como fauna ocasional en áreas templadas y frías, tanto al sur de California como en Talcahuano, Chile (Rathbun, 1930; Word, 1976; Chivers, 1979). En el Pacífico mexicano, *E. dovii* se distribuye en la costa de Sinaloa, Nayarit, Colima, Guerrero y el golfo de Tehuantepec (Coventry, 1944; Buitendijk, 1950; Luke, 1977; Paul & Hendrickx, 1980; Gracia *et al.*, 1986; Hendrickx *et al.*, 1997).



La figura continúa en la página siguiente.

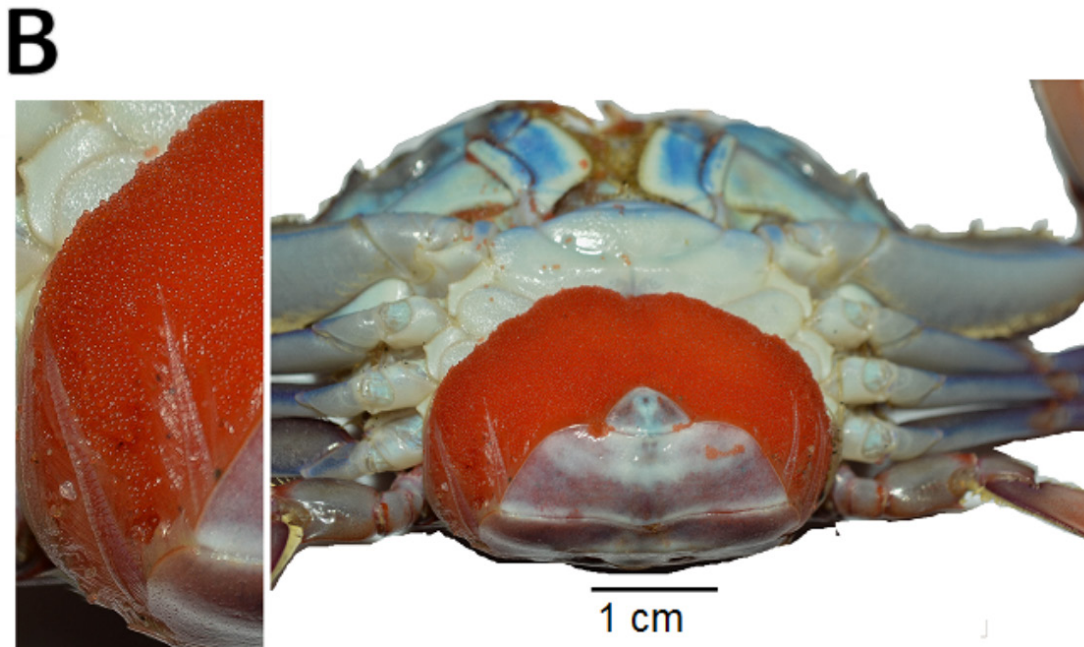


Figura 1. Hembra ovígera de *Euphylax dovii* de Salina del Marqués, Oaxaca: A) vista dorsal, B) vista ventral con detalle de la masa ovígera (color naranja intenso). Fotografías de Marcela Bastida-García.

Euphylax dovii, al ser un potente nadador, se distingue por ser principalmente depredador en el pelagos; sin embargo, es un consumidor generalista y su movilidad dependerá directamente de la ubicación del alimento disponible (Alverson, 1963; Longhurst *et al.*, 1967) ya que lo que consume es variable, desde carroña, detritus hasta presas vivas. Asimismo, se ha registrado que en fondos consolidados de la plataforma continental consumen mejillones (*Semimytilus patagonicus* (Hanley, 1843) = *S. algosus*) y en fondos no consolidados consumen cangrejos de arena, *Emerita analoga* (Stimpson, 1857) (Tevés *et al.*, 1993).

Euphylax dovii, como presa, es abundante en el contenido estomacal de los túnidos, barilletes y aves marinas en Centroamérica y al norte de Sudamérica (Garth, 1948; Juhl, 1955; Blunt, 1960; Alverson, 1963).

Aspectos reproductivos

De acuerdo a Warner (1977), las hembras de los cangrejos no ovulan inmediatamente después de la cópula debido al gasto energético que les representa y ésta es postergada por lo que el espermatozoa queda almacenado en la espermateca, donde permanece viable por largos periodos.

Después de la fecundación comienza el desarrollo y madurez de los huevos. En *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) sucede en el transcurso de 15 días, conforme maduran los huevos, el color de la masa ovígera cambia de un amarillo claro a naranja intenso

(Figura 1B) y finalmente a negro, que es cuando se agota el vitelo y entonces emerge la larva zoea (Palacios-Fest, 2002).

Las hembras ovígeras de *E. dovii* en el fondo del sublitoral somero de la plataforma continental de Colombia, durante el mes de noviembre, ha registrado a las de mayor tamaño (37 mm de largo de caparazón), a una profundidad de 18 m, que se considera óptima para llevar a cabo la madurez de los huevos y su eclosión (Jerde, 1970; Hartnoll, 1971; Norse & Estevez, 1977; Norse & Fox-Norse, 1977).

De acuerdo a la distribución registrada de *E. dovii*, en la zona epipelágica se han encontrado agregaciones de adultos maduros en una proporción 1:1 entre hembras (no ovígeras) y machos; además de los juveniles que nadan superficialmente buscando condiciones favorables para su desarrollo. En todos estos casos se considera que las corrientes superficiales juegan un papel importante (Norse & Fox-Norse, 1977).

Esta especie se mueve desde su centro de distribución en altamar, hacia el oriente con ayuda de la contracorriente ecuatorial que está bien desarrollada, de mayo a diciembre, para posteriormente viajar a través de la corriente costera de Costa Rica, que fluye hacia el noroeste desde Centroamérica, área donde se ha registrado su mayor abundancia (Jerde, 1967, 1970; Hearn *et al.*, 2020).

Aunque solo se conocen algunos datos del ciclo reproductivo de *E. dovii*, hay similitudes con los procesos documentados en otros crustáceos mejor estudiados, como la migración estacional con fines reproductivos de la langostilla, *Pleuroncodes planipes* Stimpson, 1860, y la embriogénesis del cangrejo *Callinectes sapidus* (Gómez-Gutiérrez & Sánchez-Ortiz, 1997; Palacios-Fest, 2002).

En Baja California Sur, *Pleuroncodes planipes* tiene una migración estacional, en la cual las hembras fertilizadas arriban a la plataforma continental (área de eclosión), mientras que entre mayo y noviembre inicia la deriva larval hacia la zona oceánica. Por lo que el éxito en el desarrollo de las etapas larvales se ha correlacionado directamente con las corrientes y surgencias, que promueven la presencia de nutrientes (Longhurst *et al.*, 1967; Gómez-Gutiérrez & Sánchez-Ortiz, 1997).

Agregaciones y varamientos

Las agregaciones de organismos marinos pelágicos son eventos observados, que se definen como el agrupamiento temporal de organismos con algún fin biológico, es decir, reproductivo, alimenticio, migración, entre otros, provocados por condiciones climáticas predecibles o de otro origen (Ritz *et al.*, 2011; Hearn *et al.*, 2020). Un varamiento se define como la expulsión masiva hacia la línea de costa de un animal marino por una fuerza ajena al mismo, por ejemplo, condiciones climatológicas adversas, evasión de depredadores, entre otros (Geraci & Lounsbury, 2005).

Pleuroncodes planipes tiene diversos registros de varamientos en fuentes informales, tanto en California como en la costa occidental de Baja California. El primer registro formal fue el de Stimpson (1860), quien indicó que el recolector, el Sr. Grayson, observó en marzo de 1859 una agregación frente a la costa de la bahía de Monterrey, California, que recalaba en la playa. Un siglo después en esa misma bahía, Glynn (1961) registró nuevamente un varamiento de *P. planipes* en enero de 1960, e indicó que fue a causa de la corriente superficial de Davidson.



Figura 2. Punta Chipehua, Oaxaca, México. Se observa la saliente rocosa que actúa como barrera natural donde *Euphyllax dovii* se vara de manera recurrente; en la línea de rompiente (izquierda) todavía se observan algunos restos de los cangrejos varados.

Garth (1946) fue el primero en registrar formalmente la agregación masiva de *Euphyllax dovii*, en la superficie del agua frente a la isla del Coco en 1938, donde los pescadores lo utilizaban como cebo para la pesquería de atunes; e indicó que éstos llegan hasta las islas Galápagos durante el fenómeno de El Niño, movidos por la corriente cálida proveniente de Panamá.

Posteriormente Garth (1948) registró entre el 23 al 25 de marzo de 1941 una agregación en la superficie, cerca de la isla Malpelo, Colombia, mencionando que el agua se encontraba en completa calma, sin viento; donde capturó dos ejemplares, junto con peces y otros organismos, para realizar el registro formal.

Jiménez & Martínez (1982) registraron en 1981 que de la captura total obtenida en la costa norte de Ecuador, la proporción de *E. dovii* fue del 89%, temporada de pesca influenciada por efectos de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO). Hearn *et al.* (2020) en mayo de 2015, observaron una agregación de *E. dovii* en la isla del Coco, Costa Rica, compuesto de ejemplares de ambos sexos pero no de hembras ovígeras.

Por otra parte, el único varamiento de *E. dovii* registrado formalmente, fue el de Gracia *et al.* (1986), que sucedió el 10 de marzo de 1985. Los autores indicaron que los ejemplares fueron encontrados masivamente sobre la playa de Salinas de Marqués, al oeste de Salina Cruz, todos estaban sin vida y el 90% eran hembras ovígeras, también había abundantes cangrejos flotando en la rompiente que recalaban constantemente en la playa, además de dos ejemplares machos vivos en la ensenada de Chipehua (Figura 2).

Por su parte, Word (1976) y Chivers (1979) consideran que la presencia de *E. dovii* en áreas templado-frías (bahía de Monterrey, California), es resultado del movimiento de la corriente superficial de Davidson, que es impulsada por el viento a lo largo de la costa de diciembre a febrero.

El objetivo de este estudio fue registrar formalmente el segundo varamiento masivo de *E. dovii* en Oaxaca, así como describir cronológicamente los eventos de este suceso y analizar, con base en la literatura especializada, los factores que lo ocasionan.

Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la costa central de Oaxaca, posee una intrincada topografía, específicamente en el Istmo de Tehuantepec donde la Sierra Madre es interrumpida por una reducción de la altitud de la orografía, sitio denominado Paso Chivela, que tiene 40 km de ancho y 250 m de altitud (Blackburn, 1962; Lara-Lara *et al.*, 1998), y que comunica el golfo de México con el de Tehuantepec.

El golfo de Tehuantepec (GT) tiene una extensión de 125,000 km², está delimitado al sur por los 12°N, al norte por la costa mexicana, entre Puerto Ángel, Oaxaca y Puerto Madero, Chiapas, al oriente por el meridiano de las 92°W y al oeste por el meridiano 97°W (Ortega-García *et al.*, 2000) (Figura 3).

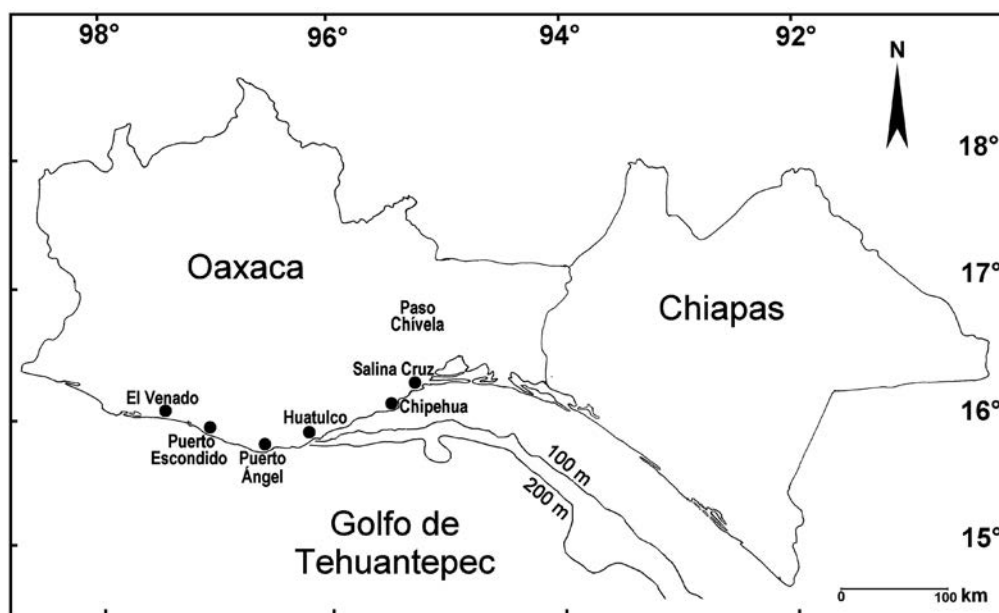


Figura 3. Geomorfología de la plataforma continental en el golfo de Tehuantepec, Oaxaca (batimetría modificada de Lara-Lara *et al.*, 2008).

Durante el invierno, los vientos provenientes de frentes fríos confluyen a través del Paso Chivela y alcanzan una atmósfera más cálida en el océano Pacífico que genera una diferencia de presión atmosférica entre el golfo de México y el de Tehuantepec, lo que ocasiona intensos vientos intermitentes entre noviembre y febrero pero que pueden extenderse de octubre a abril, conocidos como “Nortes” o “Tehuano”, con duración de 2-5 días en intervalos recurrentes de 10 a 15 días (Blackburn, 1962; Lara-Lara *et al.*, 1998).

En el Pacífico oriental tropical se tiene bien documentado cómo afectan durante el invierno los vientos del norte en las variables oceanográficas, en particular en el golfo de Tehuantepec donde se generan anualmente las surgencias, fenómeno que proporciona un importante incremento de nutrientes que favorecen las tramas tróficas marinas de la región. El golfo de Tehuantepec se considera una de las tres zonas del Pacífico oriental tropical con elevada productividad primaria (Ortega-García *et al.*, 2000).

En el occidente del golfo de Tehuantepec se presenta la mayor estratificación y proporción de nutrientes como consecuencia de los “Tehuano” que, aunado con las diversas corrientes que confluyen y forman los giros anticiclónicos, establecen un sistema semicerrado (Färber-Lorda *et al.*, 1994); mientras que en el lado oriente del golfo de Tehuantepec se registran temperaturas más altas y una menor salinidad, que conforma un criadero de larvas tempranas para diversas especies pelágicas (Blackburn, 1962; Färber-Lorda *et al.*, 1994; Lara-Lara *et al.*, 1998). Para una descripción más detallada sobre estas condiciones consultar Färber-Lorda *et al.* (1994), Lara-Lara *et al.* (1998), Färber-Lorda *et al.* (2004) y Reyes-Hernández *et al.* (2016).

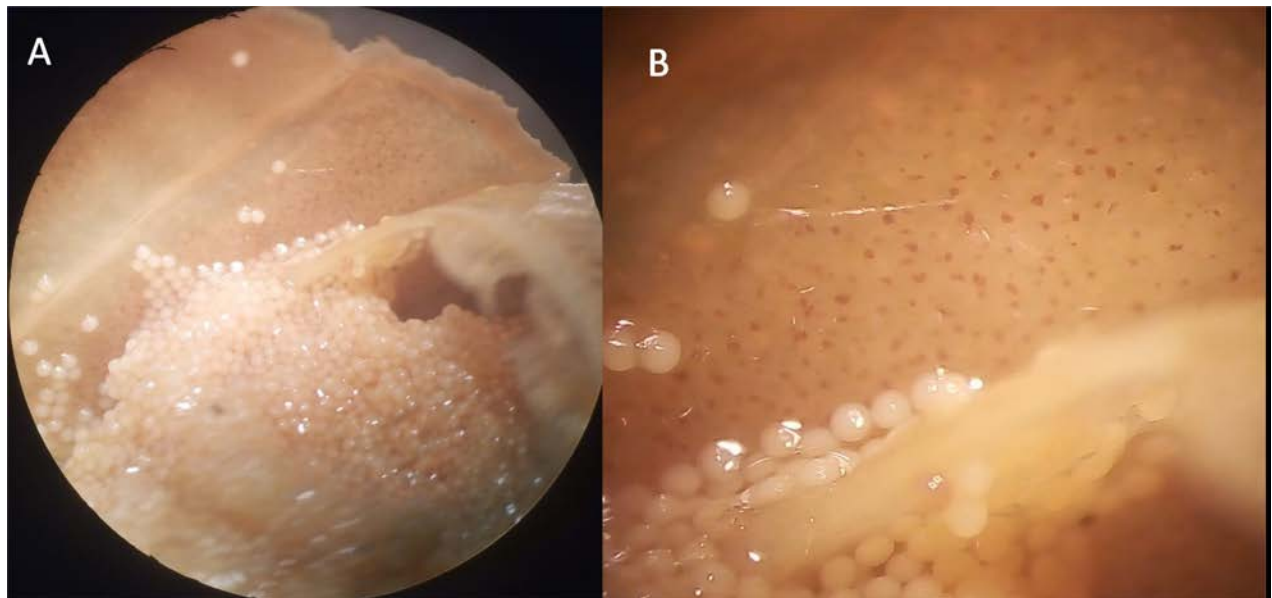


Figura 4. Abdomen de hembra ovígera de *Euphyllax dovii* de Salina del Marqués, Oaxaca, con sus huevos pequeños (color amarillo claro) y ocultos debajo del abdomen. A) vista interna del abdomen del cangrejo, B) detalle de los huevos adjuntos a los apéndices del abdomen.

Metodología

El 30 de diciembre de 2016 a partir del aviso, por parte de la Jurisdicción Sanitaria 02 Costa, del varamiento masivo de cangrejos en la playa de Salinas del Marqués, Salina Cruz, Oaxaca, se hizo una recolecta puntual y oportuna de 22 cangrejos, previamente capturados por los pobladores del lugar. El 11 de enero de 2017 se visitó la ensenada de Chipehua, Santo Domingo Tehuantepec (Figura 2), recuperando 38 ejemplares. También, se obtuvieron 2 ejemplares de este cangrejo en la bahía Principal de Puerto Escondido, San Pedro Mixtepec y 5 cangrejos de la playa El Venado, Villa de Tututepec de Melchor Ocampo (Tabla 1, Figura 3).

Todos los ejemplares se recolectaron de forma manual y fueron colocados en un recipiente de plástico para ser trasladados al laboratorio, en donde fueron examinados, etiquetados, identificados y sexados. Se determinó como hembras (♀) a los organismos que presentaron abdomen circular con cinco pares de apéndices abdominales y si contenían huevos se les denominó hembras ovígeras (♀♀); los machos (♂) tienen abdomen triangular con solo dos pares de apéndices abdominales modificados como gonópodos (apéndice copulador).

Los ejemplares fueron medidos con un vernier analógico, se tomó la longitud total (LC) y el mayor ancho (AC) del caparazón. Para conocer las tendencias de la talla de los ejemplares obtenidos se hizo un análisis exploratorio de datos y se aplicó estadística descriptiva (coeficiente de correlación R^2). Con el apoyo de un estuche de disección se realizó el análisis de contenido estomacal a dos hembras ovígeras.

El material examinado fue catalogado y depositado en la Sección de Crustáceos (Decapoda) de la Colección Científica (UMAR-DECA) del Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM), Universidad del Mar, campus Puerto Ángel, Oaxaca.

Finalmente, se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica sobre la información concerniente a *Euphyllax dovii* en el Pacífico oriental tropical y de otras especies pelágicas de la región. Se utilizó el método descriptivo de análisis documental (medios de información bibliográfica disponibles en INTERNET) (Hernández-Sampieri *et al.*, 2014).

Resultados

De las 67 hembras ovígeras recolectadas en cuatro localidades de Oaxaca (Tabla 1), 24 (36%) son hembras que presentaron huevos grandes (color naranja intenso) y visibles externamente (Figura 1B), y 43 (64%) hembras con huevos pequeños (color amarillo claro) y ocultos debajo del abdomen (Figura 4A-B). En el análisis del contenido estomacal de dos hembras ovígeras no se observó ningún resto de alimento.

El primer varamiento del cangrejo se observó en la madrugada del 30 de diciembre de 2016, evento que se presentó en la playa de Salinas del Marqués; donde los pobladores capturaban el cangrejo en costales y cubetas (C. Ubaldo López, com. pers., 2016).

En la zona de rompiente, durante la tarde del 30 de diciembre de 2016, todos los cangrejos encontrados eran hembras ovígeras que estaban aún vivas y no oponían resistencia al movimiento de la corriente del agua.

Tabla 1. Material examinado de *Euphyllax dovii*. Incluye el número de ejemplares (n), sexo (hembras ovígeras = ♀♀), el intervalo de talla: Largo del caparazón (LC), ancho del caparazón (AC), la media (μ) y la desviación estándar (SD) por localidad y del total de ejemplares.

Número de catálogo	n sexo	LC; μ ; SD (mm)	AC; μ ; SD (mm)	Localidad	Fecha	Colector
UMAR-DECA-1139	5 ♀♀	24-31; 28.4; 2.6	39.5-52.8; 47.1; 4.4	Playa El Venado	8/ene/ 2017	Alexis Luna Hernández
UMAR-DECA-1140	2 ♀♀	30.5-32; 31.3; 1.1	51-54; 52.5; 2.1	Playa Principal, Puerto Escondido	4/ ene/2017	Humberto Valdivieso
UMAR-DECA-1141	38 ♀♀	26.5-34; 29.5; 2.1	43.5-55.9; 48.8; 4	Ensenada Chipehua	11/ ene/2017	MSGM <i>et al.</i>
UMAR-DECA-1142	22 ♀♀	27-35.5; 32; 2.2	43-55; 52.1; 3.4	Salinas del Marqués	30/ dic/2016	Ubaldo López
Totales	67 ♀♀	24-35.5; 30.3; 2.5	39.5-55; 49.9; 4.2			

El segundo varamiento masivo se observó en playa Chipehua, durante el 10 de enero del 2017, que según el C. Silvano Mijangos, inició aproximadamente a las 8:00 am. Los habitantes de esta localidad se percataron del arribo de miles de cangrejos a la línea de costa hacia la punta de la playa (Ensenada Chipehua), y capturaron los cangrejos (Silvano afirmó haber obtenido dos botes llenos de 20 L cada uno), que luego se aprovecharon para su comercialización y autoconsumo.

El 11 de enero del 2017, los escasos cangrejos que aún se encontraban en la arena sobre la línea de costa, en su mayoría estaban muertos, sin órganos internos debido a la depredación de otros organismos, como el cangrejo fantasma, *Ocypode occidentalis* Stimpson, 1860, que consumían los cadáveres, desde sus madrigueras.

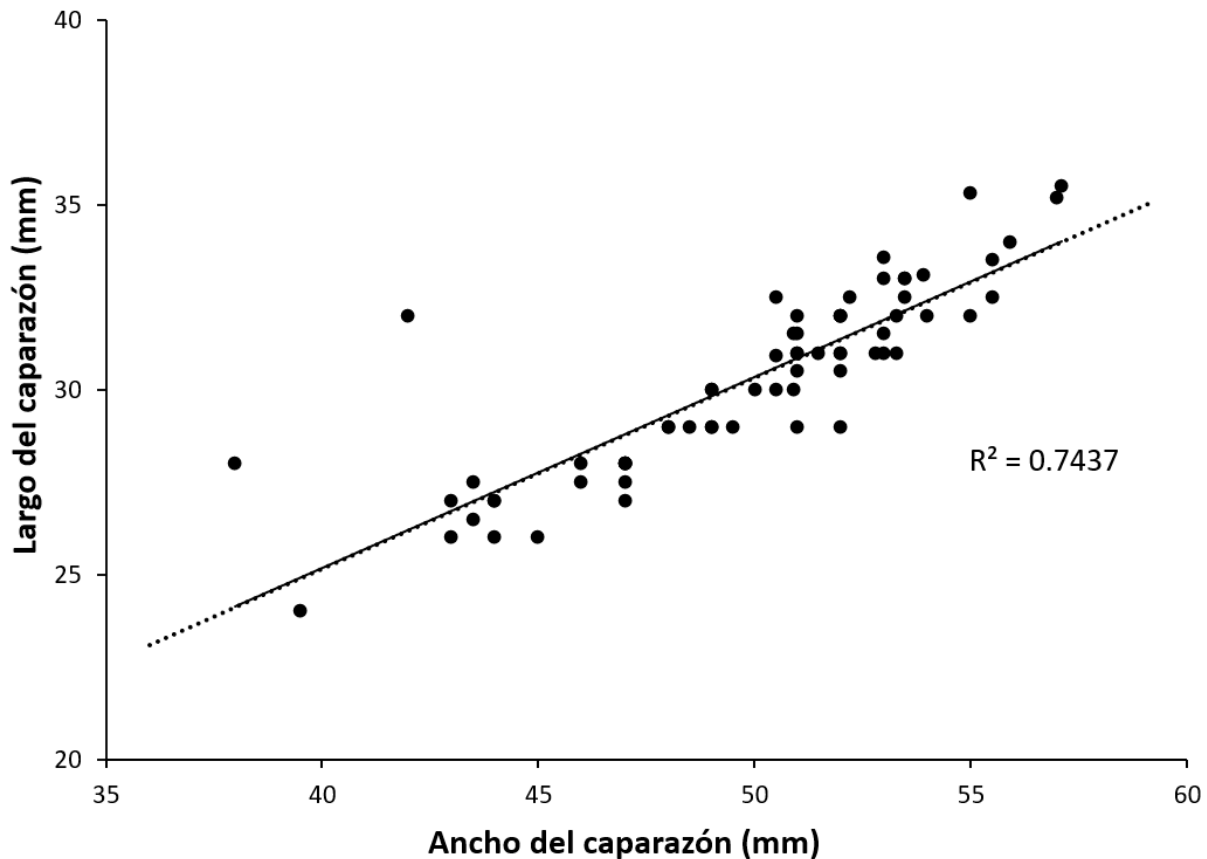


Figura 5. Coeficiente de correlación (R^2) entre el ancho y la longitud del caparazón del cangrejo pelágico *Euphylax dovii*.

De acuerdo con la C. Natalia Mijangos García (propietaria de un restaurante de playa Chipehua) hubo tres eventos principales: el primero ocurrió entre el 29 y 30 de diciembre del 2016, el segundo entre el 3 y 4 de enero del 2017 y el más intenso fue el 10 de enero del 2017. Ella indicó que estos eventos de varamiento son anuales, pero generalmente no son tan masivos como en esta ocasión.

Sin embargo, en la localidad de Playa El Venado, Villa de Tututepec, el biólogo Marino Alexis Luna Hernández consultó a un poblador, que indicó que fue la primera vez que observó este fenómeno, y de acuerdo con una vendedora en el mercado de Río Grande estos cangrejos vararon entre el 7 y 8 de enero del 2017.

Según Alejo-Plata (com. pers., 2017), el 11 de febrero de 2017 en una muestra de arrastre de zooplankton obtenida en Puerto Escondido, observaron estadios tempranos de larvas zoea de este cangrejo.

Al analizar las dimensiones del caparazón de las hembras recolectadas durante el varamiento en 2016-2017, el coeficiente R^2 indicó que existe una correlación positiva alta entre el largo y ancho del caparazón (Tabla 1, Figura 5).

Discusión

En general, *Euphyllax dovii* tiene hábitos similares a otros crustáceos pelágicos como *Pleuroncodes planipes* (Gómez-Gutiérrez & Sánchez-Ortiz, 1997). Las dos especies son hábiles nadadores, forman grandes agregaciones ayudadas por las corrientes; en ambas se han registrado varamientos masivos durante la época reproductiva y se les ha asociado a corrientes superficiales cálidas en el Pacífico oriental, además de ser un eslabón fundamental en las redes tróficas (Garth, 1946, 1948; Juhl, 1955; Blunt, 1960; Jerde, 1967; Longhurst *et al.*, 1967, 1970; Hearn *et al.*, 2020).

No obstante, se han documentado diferencias muy específicas en sus hábitos de alimentación. *Pleuroncodes planipes* es un depredador nocturno, mientras que *E. dovii* presenta fototropismo positivo, durante el día se alimenta en la columna de agua y en la noche se resguarda en la plataforma continental (Garth & Stephenson, 1966). Sin embargo, en ambas especies se observa un ciclo migratorio circadiano.

En cuanto a las migraciones estacionales a lo largo del año se ha documentado que, en la zona oceánica, *E. dovii* presenta una relación de machos y hembras 1:1, lo que sugiere que el apareamiento se lleva a cabo en el océano durante la fase pelágica (Hartnoll, 1971; Norse & Estevez, 1977; Norse & Fox-Norse, 1977).

Mientras que la fase béntica se asocia con la presencia de los vientos Tehuanos, que inician en noviembre y terminan en marzo (Blackburn, 1962; Färber-Lorda *et al.*, 1994; Lara-Lara *et al.*, 1998); tiempo que podría comprender el periodo de fecundación, maduración de los huevos y la eclosión, debido a que durante los varamientos sucedidos en el golfo de Tehuantepec, en marzo de 1985 y entre diciembre-enero del 2016-2017, se registraron principalmente hembras ovígeras en una proporción de 90% y 36%, respectivamente; sin embargo, esta proporción se refiere a la presencia de huevos grandes (color naranja brillante) y visibles externamente (Figura 1B), por lo tanto, los huevos pequeños (color amarillo claro) y ocultos debajo el abdomen indican una etapa temprana de la embriogénesis (Figura 4A-B).

En el varamiento del 2016-2017, las hembras presentaron huevos en diferentes etapas de desarrollo lo que confirma que después de la fecundación permanecen en el fondo sublitoral somero de la plataforma continental por al menos 15 días, periodo promedio requerido para el desarrollo de los huevos hasta alcanzar la etapa larval, como sucede con *Callinectes sapidus* (Norse & Fox-Norse, 1977; Palacios-Fest, 2002).

En las hembras de cangrejos, particularmente documentados en *C. sapidus*, el espermatozoide puede ser almacenado en la espermateca de la hembra por largos periodos, e incluso puede ser viable hasta un año después de la cópula (Warner, 1977; Palacios-Fest, 2002), lo que probablemente pasó entre el 36% de las hembras de *E. dovii* con huevos más grandes y visibles externamente, es decir, sucedió una fecundación temprana.

Esta fecundación temprana se confirma al revisar las dimensiones del caparazón de las hembras recolectadas durante el varamiento en 2016-2017, correspondientes a hembras reproductivas jóvenes (e.g., en su primer cópula), mientras que el ancho y la longitud del caparazón presentó una correlación positiva alta y la longitud media del caparazón fue de 30.3 mm (DS= 2.5), valores menores a lo observado por Norse & Estevez (1977) para las hembras de la plataforma de Colombia, las cuales alcanzaron 36.4 mm

(DS=4); mientras que en otros registros, el intervalo de la longitud del caparazón para ambos sexos es de 23-33 mm (Stimpson, 1860; Garth, 1946, 1948, 1961). No obstante, es necesario notar que la mayor longitud del caparazón registrada para un macho fue en Talcahuano, Chile, con 46.5 mm (Rathbun, 1930).

Considerando que el tubo digestivo de dos hembras analizadas se encontró completamente vacío, sugiere la posibilidad de que siguen la estrategia de otros malacostracos, de no alimentarse durante la reproducción, como es el caso del cangrejo *Cancer pagurus* Linnaeus, 1758 (Howard, 1982). Esta estrategia les permite evitar la exposición innecesaria ante los depredadores, aunque se asume que previo a la fecundación se alimentan para tener una reserva energética en esta etapa más vulnerable.

Norse & Fox-Norse (1977) y Gracia *et al.* (1986), indicaron que las agregaciones costeras les permite a las hembras ovígeras disminuir el costo energético al migrar a los fondos someros cercanos al litoral; sin embargo, varios crustáceos decápodos utilizan una estrategia gregaria para trasladarse cuando son vulnerables ante los depredadores (Warner, 1977); *E. dovii* por sus hábitos de vida presentan un comportamiento gregario, observado tanto en la zona oceánica como en el fondo del sublitoral somero, y durante el apareamiento y la embriogénesis (Garth & Stephenson, 1966; Norse & Fox-Norse, 1977).

En el aspecto fisiológico del ciclo reproductivo, Norse & Fox-Norse (1977) y Gracia *et al.* (1985) documentaron que *E. dovii* necesita permanecer en la plataforma continental para usar la mucosidad del limo para fijar los huevos a los apéndices del abdomen, generalizando, de manera incorrecta, el comportamiento reproductivo del cangrejo de río, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), a todos los decápodos. Sin embargo, los huevos de *E. dovii* pueden producir un mucus natural que facilita la adherencia de los huevos a los apéndices del abdomen, como fue descrito por Cheung (1966) para los cangrejos marinos. Se confirma que su permanencia en el fondo del sublitoral somero de la plataforma continental sigue una estrategia gregaria de protección poblacional, similar a la descrita para *C. pagurus* (Howard, 1982); además de asegurar la disponibilidad del alimento en el medio para cuando las larvas son liberadas (Gómez-Gutiérrez & Sánchez-Ortiz, 1997).

El comportamiento de la deriva larval de *E. dovii* en el golfo de Tehuantepec podría ser explicado con el modelo conceptual de retención descrito por McConaughy (1992), para el movimiento de etapas tempranas de decápodos, el cual implica interacciones físico-biológicas, es decir, el pico reproductivo se conjunta con vientos del norte favorables que promueven las surgencias y el transporte de baja densidad de agua de las bahías a alta mar. El forzamiento del viento establece una contracorriente que fluye hacia el norte en las aguas superficiales y que en conjunto con el forzamiento de Eckman origina la retención de larvas mientras permanece el pico de productividad en esa zona.

Existe evidencia de que las corrientes superficiales determinan la distribución de los organismos que viven en la columna de agua (e.g., plancton y necton), eventos que han sido registrados en Centroamérica (Jerde, 1967), el golfo de Tehuantepec (Färber-Lorda *et al.*, 1994; Fernández-Álamo *et al.*, 2000; Färber-Lorda *et al.*, 2004) y en Baja California, donde se ha documentado el efecto de las corrientes en el ciclo reproductivo de *P. planipes* y otros decápodos (McConaughy, 1992; Gómez-Gutiérrez & Sánchez-Ortiz,

1997). Hay similitud en el comportamiento gregario, tanto de las etapas larvales de decápodos como de los adultos de especies pelágicas (v.g., *E. dovii* y *P. planipes*).

Un mecanismo similar al descrito para diferentes organismos pelágicos podría explicar el fenómeno de varamiento de hembras, con recurrencia anual, en el noroeste de las salientes de las bahías en la parte central del golfo de Tehuantepec (McConaughy, 1992; Färber-Lorda *et al.*, 1994; Gómez-Gutiérrez & Sánchez-Ortiz, 1997; Fernández-Álamo *et al.*, 2000; Alejo-Plata *et al.* 2021), es decir, las hembras de *E. dovii*, se agregan para migrar hacia en el fondo del sublitoral somero de la plataforma continental y el forzamiento del viento del norte produce una contracorriente hacia el occidente del golfo de Tehuantepec, moviendo a los cangrejos hacia las zonas someras de la plataforma continental donde permanecen alrededor de 15 días. Año tras año, en condiciones normales, solo algunos cangrejos son atrapados por estas corrientes superficiales y arrojados hacia la playa; sin embargo, a consecuencia del cambio climático y fenómenos cíclicos (e.g., fenómenos de El Niño o La Niña), los cambios bruscos de presión y temperatura entre el golfo de México y el de Tehuantepec, fortalecen la fuerza de los vientos “Tehuano” y, con ello, la ampliación de la corriente superficial, maximizado este efecto de arrastre, que es lo que genera que los cangrejos sean arrojados de forma masiva hacia la costa, quedando atrapados en las salientes occidentales de las bahías. En este último evento registrado, algunos cangrejos alcanzaron, incluso, playas tan lejanas como Puerto Ángel (134 km) y Puerto Escondido (200 km).

El varamiento masivo, las agregaciones costeras y los registros esporádicos de *E. dovii* en Chile y California, son resultado del efecto del cambio climático que modifica las variables oceanográficas y, con ello, todos los procesos biológicos que suceden en el medio marino, en particular el de los organismos pelágicos (Rathbun, 1930; Words, 1976; Chivers, 1979). Comprender con mayor precisión los mecanismos oceanográficos involucrados, así como la biología y ecología de los crustáceos pelágicos, permitirá pronosticar estos eventos de varamiento masivo, proporcionando un indicador adicional de la severidad de los fenómenos cíclicos como El Niño y La Niña, así como la tendencia del calentamiento global.

Conclusión

Euphyllax dovii presenta un comportamiento gregario con ciclos diurnos y estacionales; al ser una especie pelágica, su distribución horizontal y migraciones verticales, desde el fondo del sublitoral somero de la plataforma continental a la zona epipelágica, y viceversa, están influenciadas por las corrientes marinas. La evidencia aportada mostró que tanto las agregaciones oceánicas como los varamientos no masivos forman parte de su ciclo reproductivo. Sin embargo, tanto los registros extremos en provincias templadas y frías en el extremo norte y sur del Pacífico oriental, así como los varamientos masivos, pueden ser consecuencia del cambio climático que modifica las variables oceanográficas y, por lo tanto, el ciclo biológico de estas especies marinas, especialmente las pelágicas.

Recomendaciones

Es necesario sistematizar los estudios para comprender mejor cada aspecto de la biología y ecología de *Euphylax dovii* y, sobre todo, establecer un seguimiento en temporada de los vientos “Tehuano” para conocer la frecuencia en la que se están presentando las agregaciones costeras y varamientos masivos.

Agradecimientos

Se agradece el aviso oportuno del varamiento del cangrejo por parte de Humberto Valdívieso (Jurisdicción Sanitaria 02 Costa, Oaxaca, México), Carmen Alejo-Plata y Eduardo Herrera (Universidad del Mar, campus Puerto Ángel). Agradecemos a Marcela Bastida-García (Bayside, Huatulco) por su apoyo con la toma de fotografías de los cangrejos. Se agradece la revisión y comentarios de tres árbitros anónimos.

Literatura citada

- Alejo-Plata, M. C., Reyes-Hernández, C., Ahumada-Sempoal, M. A., González-Acosta, A. F. & Herrera-Galindo, J. E. (2021). Anthropogenic microparticles: coastal distribution in the southern Mexican Pacific coast. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 37, 917-926.
- Alverson, F. G. (1963). The food of yellowfin and skipjack tunas in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 7, 293-296.
- Blackburn, M. (1962). An oceanographic study of the Gulf of Tehuantepec. *United States Fish and Wildlife Service Special Scientific Report – Fisheries*, (404), 1-28.
- Blunt, C. E., Jr. (1960). Observations on the food habits of longline caught bigeye and yellowfin tuna from the tropical eastern Pacific, 1955-1956. *California Fish and Game*, 46(1), 69-80.
- Boone, L. (1930). Scientific results of the cruises of the yachts Eagle and Ara, 1921–1928, William K. Vanderbilt, commanding Crustacea: Anomura, Macrura, Schizopoda, Isopoda, Amphipoda, Mysidacea, Cirripedia, and Copepoda. *Bulletin of the Vanderbilt Marine Museum*, 3, 1-221.
- Buitendijk, A. M. (1950). Note on a collection of Decapoda Brachyura from the coasts of Mexico, including the description of a new genus and species. *Zoologische Mededelingen, Leiden*, 30(17), 269-282.
- Cheung, T. S. (1966). The development of egg-membranes and egg attachment in the shore crabs, *Carcinus maenas*, and some related decapods. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 46, 373-400.
- Chivers, D. D. (1979). A swimming crab, *Euphylax dovii* Stimpson, 1860, new to the marine fauna of California. *California Fish and Game*, 65(4), 276-279.
- Coventry, G. A. (1944). The Crustacea, results of the fifth George Vanderbilt expedition (1941): (Bahamas, Caribbean Sea, Panama, Galápagos Archipelago and Mexican Pacific Islands). *Monograph of Academy Natural Sciences Philadelphia*, 6, 531-544.
- Färber-Lorda, J., Lavin, M. F., Zapatero, M.A. & Robles, M. (1994). Distribution and abundance of euphausiids in the Gulf of Tehuantepec during wind forcing. *Deep Sea Research I*, 41(2), 359-367.
- Färber-Lorda, J., Lavin, M. F. & Guerrero-Ruiz, M. A. (2004). Effects of wind forcing on the trophic conditions, zooplankton biomass and krill biochemical composition in the Gulf of Tehuantepec. *Deep Sea Research II: Topical Studies in Oceanography*, 51, 601-614.
- Fernández-Álamo, M. A., Sanvicente-Añorve, L. & Alameda De-La-Mora, G. (2000). Copepod assemblages in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Crustaceana*, 73, 1139-1153.
- Garth, J. S. (1946). Littoral brachyuran fauna of the Galapagos Archipelago. *Allan Hancock Pacific Expedition*, 5(10), 341-601.
- Garth, J. S. (1948). The Brachyura of the “Askoy” Expedition with remarks on carcinological collecting in the Panama Bight. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 92(1), 1-66.

- Garth, J. S. (1961). Eastern Pacific expeditions of the New York Zoological Society. XLV. Non-intertidal brachygnathous crabs from the west coast of tropical America. Part 2: Brachygnatha Brachyrhyncha. *Zoologica, New York*, 46, 133-159.
- Garth, J. S. & Stephenson, W. (1966). Brachyura of the Pacific Coast of America, Brachyrhyncha: Portunidae. *Allan Hancock Monographs in Marine Biology*, 1, 1-154.
- Geraci, J. R. & Lounsbury, V. J. (2005). Marine mammals ashore: A field guide for strandings. Second edition. National Aquarium in Baltimore, Baltimore, Maryland. 344 pp.
- Glynn, P. W. (1961). The first recorded mass stranding of pelagic red crabs, *Pleuroncodes planipes*, at Monterey Bay, California, since 1859, with notes on their biology. *California Fish and Game*, 47(1), 97-101.
- Gómez-Gutiérrez, J. & Sánchez-Ortiz, C. A. 1997. Larval drift and population structure of the pelagic phase of *Pleuroncodes planipes* (Stimpson) (Crustacea: Galatheididae) off the southwest coast of Baja California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 61, 305-325.
- Gracia, A., Díaz-García, V. M. & Velázquez, L. C. (1986). Registro de una mortalidad masiva del cangrejo portunido *Euphyllax dovii* Stimpson 1860 en Salinas del Marqués, Oaxaca, México. *Ciencias Marinas*, 12, 34-40.
- Hartnoll, R. G. (1971). The occurrence, methods and significance of swimming in the Brachyura. *Animal Behavior*, 19, 34-50.
- Hearn, A., Steiner, T. & Arauz, R. (2020). A brief massive aggregation of pelagic swimming crabs *Euphyllax dovii* (Decapoda: Portunidae) at Cocos Island, Costa Rica coincides with onset of El Niño event. *Revista de Biología Tropical*, 68(Suppl. 1), S289-S295.
- Hendrickx, M. E. (1995). Cangrejos. En: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. & Niem, V. H., eds. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental: Plantas e Invertebrados*. Volumen I. (1ª ed.). pp. 565-636, Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Hendrickx, M. E., Demestre, M., Esparza-Haro, A. & Salgado-Barragán, J. (1997). Stomatopod and decapod crustacean collected during the CEEMEX P5 and CEEMEX P7 cruises to the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Océánides*, 11, 12-18.
- Hernández-Sampieri, R., Fernández-Collado, C. & Baptista-Lucio, P. (2014). *Metodología de la investigación*. (6ª ed.). pp. 533. México D.F. McGraw-Hill.
- Howard, A. E. (1982). The distribution and behaviour of ovigerous edible crabs (*Cancer pagurus*), and consequent sampling bias. *ICES Journal of Marine Science*, 40(3), 259-261.
- Jerde, C. W. (1967). On the distribution of *Portunus xantusii affinis* and *Euphyllax dovii* (Decapoda Brachyura, Portunidae) in the Eastern Tropical Pacific. *Crustaceana*, 13(1), 11-22.
- Jerde, C. W. (1970). Further notes on the distribution of *Portunus xantusii affinis* and *Euphyllax dovii* (Decapoda Brachyura Portunidae) in the Eastern Tropical Pacific. *Crustaceana*, 19(1), 84-88.
- Jiménez, R. & Martínez, J. (1982). Presencia masiva de *Euphyllax dovii* Stimpson (Decapoda, Brachyura, Portunidae) en aguas ecuatorianas. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología*, 1(2), 137-146.
- Juhl, R. (1955). Notes on the feeding habits of subsurface yellowfin and bigeye tunas of the eastern tropical Pacific Ocean. *California Fish and Game*, 41(1), 99-101.
- Lara-Lara, J. R., Robles Jarero, E. G., Bazán-Guzmán, M. C. & Millán Nuñez, E. (1998). Productividad del fitoplancton. En: Tapia-García, M., ed. *El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos*. (1ª ed.). pp. 51-58. México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Lara-Lara, J. R., Arenas Fuentes, V., Bazán Guzmán C., Díaz Castañeda, V., Escobar Briones, E., et al. (2008). Los ecosistemas marinos. En: Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. pp. 135-159. México: Conabio.
- 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, 190-200.
- Luke, S. R. (1977). Catalog of the benthic invertebrate collections I. Decapod Crustacea and Stomatopoda. *Scripps Institution of Oceanography, References Series*, 77-9, 1-72.
- McConaughy, J. R. (1992). Decapod larvae dispersal, mortality and ecology. A working hypothesis. *American Zoologist*, 32(3), 512-523.
- Norse, E. A. & Estevez, M. (1977). Studies on portunid crabs from the Eastern Pacific. I. Zonation along environmental stress gradients from the coast of Colombia. *Marine Biology*, 40, 365-373.

- Norse, E. A. & Fox-Norse, V. (1977). Studies on portunid crabs from the eastern Pacific. II. Significance of the unusual distribution of *Euphylax dovii*. *Marine Biology*, 40, 374-376.
- Ortega-García, S., Trigueros-Salmerón, J.A., Rodríguez-Sánchez, R., Lluch-Cota, S. & Villalobos, H. (2000). El golfo de Tehuantepec como un centro de actividad biológica y su importancia en las pesquerías. En: Lluch-Belda, D., Elorduy-Garay, J., Lluch-Cota, S.E. & Ponce-Díaz, G. eds. *BAC: Centro de actividad biológica del Pacífico mexicano*. pp. 335-356. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, S.C.
- Osborne, T. A. (1987). Seasonal distributions and movements of the paddle crab *Ovalipes catharus* in Canterbury coastal waters. *Mauri Ora*, 14, 43-55.
- Palacios-Fest, M. R. (2002). La jaiba, biología y manejo. (1ª ed.). México: AGT Editor.
- Paredes, C., Cardoso, F. & Tarazona, J. (2004). Distribución temporal de moluscos y crustáceos tropicales en la Provincia Peruana y su relación con los eventos El Niño. *Revista Peruana de Biología*, 11(2), 213-218.
- Paul, R. K. G. & Hendrickx, M. E. (1980). Crustaceans in the shrimp by-catch from off the coast of Sinaloa and Nayarit, México. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 79(3), 109-111.
- Rathbun, M. J. (1930). The Cancroid crabs of America of the families Euryalidae, Portunidae, Atelecyclidae, Cancridae and Xanthidae. *Bulletin of the United States Natural Museum*, 152, 1-593.
- Reyes-Hernández, C., Ahumada-Sempoal, M. Á. & Durazo, R. (2016). The Costa Rica Coastal Current, eddies and wind forcing in the Gulf of Tehuantepec, Southern Mexican Pacific. *Continental Shelf Research*, 114, 1-15.
- Ritz, D.A., Hobday, A. J., Montgomery, J. C. & Ward, A. J. W. (2011). Social Aggregation in the pelagic zone with special reference to fish and invertebrates. *Advances in Marine Biology*, (60), 161-227.
- Romero-Centeno, R., Zavala-Hidalgo, J., Gallegos, A. & O'Brien, J.J. (2003). Isthmus of Tehuantepec wind climatology and ENSO signal. *Journal of Climate*, 16, 2628-39.
- Stimpson, W. (1860). Notes on North American Crustacea, in the Museum of the Smithsonian Institution. No. II. *Annals of the Lyceum of Natural History of New York*, 7(22), 177-246.
- Teves, N., Calienes, R., Zuzunaga, J., Guevara-Carrasco, R., Del Carmen, C., et al. (1993). *Efectos de los cambios climáticos en los ecosistemas costeros y marinos del Pacífico sudeste: informe del Perú*. (1ª ed.). Perú: Instituto del Mar del Perú, informe final.
- Warner, G. F. (1977). *The biology of crabs*. Londres: Elek Science.
- Word, J. Q. (1976). A swimming crab, *Euphylax dovii* Stimpson, 1860, new to the marine fauna of California. *California Fish and Game*, 62(2), 161-162.

CAPÍTULO 10

Hábitos alimentarios del dorado *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) en el golfo de Tehuantepec, Pacífico sur mexicano

Jesús Manuel López-Vila
Diana Lo-ruhamit Lara-Rodríguez
Emilio Ismael Romero-Berny
Juan Pedro Arias-Aréchiga

Resumen

El dorado es una especie de importancia pesquera con amplia distribución en los ambientes marinos tropicales y subtropicales del planeta. Aunque diversos aspectos biológicos y ecológicos de esta especie han sido ampliamente estudiados en distintas partes del mundo, su conocimiento trófico en el sur de las costas mexicanas del Pacífico es relativamente reciente. Con el fin de caracterizar la dieta de *Coryphaena hippurus* en el golfo de Tehuantepec, así como su variación temporal, se llevó a cabo un análisis del contenido estomacal de 205 dorados desembarcados en la comunidad pesquera de Pare-dón, municipio de Tonalá, Chiapas, entre los meses de abril, mayo, septiembre y octubre de 2013. Además de la determinación de la dieta, se estimó la amplitud de nicho trófico de esta especie y se evaluó la dominancia de cada uno de los componentes alimentarios. Se registraron ocho componentes alimentarios en la dieta de *C. hippurus*, el más importante fue el crustáceo *Achelous xantusii*, además se determinó que el dorado es un depredador epipelágico oportunista.

Palabras clave

Chiapas, contenido estomacal, peces pelágicos mayores, ecología marina, amplitud trófica.

Food habits of the dolphinfish *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) in the Gulf of Tehuantepec, Southern Mexican Pacific

Abstract

The dolphinfish is a species of fishing importance with a wide distribution in the tropical and subtropical marine environments of the planet. Although various biological and ecological aspects of this species have been extensively studied in different parts of the world, its trophic knowledge in the south of the Mexican coasts of the Pacific is relatively recent. In order to characterize the diet of *Coryphaena hippurus* in the Gulf of Tehuantepec, as well as its spatial variation, an analysis of the stomach content of 205 organisms landed in the fishing port of Paredón, municipality of Tonalá, Chiapas, was carried on among the months of April, May, September and October 2013. In addition to determining the diet, the breadth of the trophic niche of this species was estimated and the dominance of each of the food components was evaluated. Eight food components were recorded in the diet of *C. hippurus*, the most important being the crustacean *Achelous xantusii*, and it was also determined that the dolphinfish is an opportunistic epipelagic predator.

Keywords

Chiapas, gut content, large pelagic fish, marine ecology, trophic breadth.

Introducción

El dorado (*Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758) es un pez migratorio de distribución circumtropical, que se caracteriza por su rápido crecimiento y corto ciclo de vida (Oxenford, 1999; Farrel *et al.*, 2014; Guzman *et al.*, 2015). Los individuos de esta especie son depredadores epipelágicos eficientes, lo cual los ubica como un grupo funcional clave en los procesos de control tipo “top-down” en el ambiente oceánico (Baum & Worm, 2009).

Los estudios sobre hábitos alimentarios en peces pelágicos son de importancia para comprender las interacciones tróficas que éstos mantienen con otros grupos, y en depredadores migratorios como el dorado, es posible comparar los componentes alimentarios a través de gradientes latitudinales o de profundidad (Olson & Galván-Magaña, 2002; Merten *et al.*, 2014). Aunque se han desarrollado análisis tróficos basados en el uso de isótopos estables, la caracterización de los contenidos estomacales sigue siendo una técnica altamente utilizada por su relativo bajo costo, y que permite la observación directa de las presas que componen el espectro trófico de la especie estudiada (Young *et al.*, 2015).

En México, el dorado es un recurso reservado para su aprovechamiento por la pesca deportiva, sin embargo, existen capturas dirigidas a baja escala o de forma incidental por pesquerías artesanales de atún o tiburón (Solana-Sansores, 2001; Galeana-Villaseñor *et al.*, 2009). El aprovechamiento de los estómagos de estos ejemplares, usualmente desechados durante el procesamiento para su venta, representa la obtención de información biológica y ecológica especialmente útil para la planificación del manejo de recursos pesqueros con enfoque ecosistémico.

Existen algunos estudios sobre los hábitos alimentarios del dorado en la costa mexicana del Pacífico, como los realizados en el golfo de California (Aguilar-Palomino *et al.*, 1998; Torres-Rojas *et al.*, 2014), en la costa de Sinaloa (Tripp-Valdéz *et al.*, 2010), en las costas de Jalisco (Briones-Hernández, 2017) y en la costa de Oaxaca (Ruíz-Pérez *et al.*, 2016). Tales estudios indicaron que la dieta del dorado está constituida por presas epipelágicas, principalmente peces, crustáceos y moluscos. Señalaron también una diferencia espacial en los hábitos alimentarios del dorado, así como diferencias alimentarias entre tallas, no así entre sexos. Del mismo modo, se menciona a esta especie como depredador voraz que se alimenta de las presas más abundantes. Aunque se considera que los dorados distribuidos en la costa mexicana del Pacífico constituyen una misma población con alto grado de conectividad entre sus zonas de captura (Díaz-Jaimes *et al.*, 2006), en general se desconocen los patrones de variación temporal que pueden existir en la composición de sus presas.

El golfo de Tehuantepec, en el Pacífico sur de México, es un área oceánica de aproximadamente 125000 km², limitada continentalmente entre Puerto Ángel, Oaxaca y Puerto Madero, Chiapas. Destaca por sus altos niveles de productividad primaria, favorecida por el desarrollo de surgencias y patrones de circulación costera (Ortega-García *et al.*, 2000; Piña-González, 2017). Al poseer características ambientales distintas a las del golfo de California, y a otras zonas de la costa mexicana del Pacífico, la composición taxonómica de las presas del dorado podría ser distinta en esta región, así como los patrones de abundancia y dominancia de éstas. A pesar de que el golfo de Tehuantepec es una zona focal para la explotación pesquera en el Pacífico Oriental Tropical, los estudios sobre su biota y dinámica ecológica son escasos. Considerando la importancia de realizar investigación sobre los recursos marinos y costeros en áreas estratégicas con fines de manejo, el objetivo del presente estudio fue determinar los hábitos alimenticios del dorado y su variación temporal en el golfo de Tehuantepec.

Metodología

Área de estudio

El golfo de Tehuantepec es una región altamente productiva y con afinidad pesquera que se localiza en la porción sureste del Pacífico mexicano, entre las coordenadas 96°07' y 92°14' de latitud norte y 14°30' y 16°13' de longitud oeste (Tapia-García, 1997). El clima de la región es tropical húmedo-seco con una temporada de lluvias de junio a octubre y una de secas que va de noviembre a mayo. Su temperatura media es de 28°C y la precipitación anual oscila entre los 1000 y 1600 mm. La vegetación está representada por

manglares, marismas y pastizales para ganadería (Romero-Berny *et al.*, 2018). En la porción norte del golfo de Tehuantepec, sobre el litoral de la laguna costera Mar Muerto, se localiza la comunidad pesquera de Paredón, municipio de Tonalá, Chiapas, en las coordenadas 16°03' N-93°52' O (Figura 1).

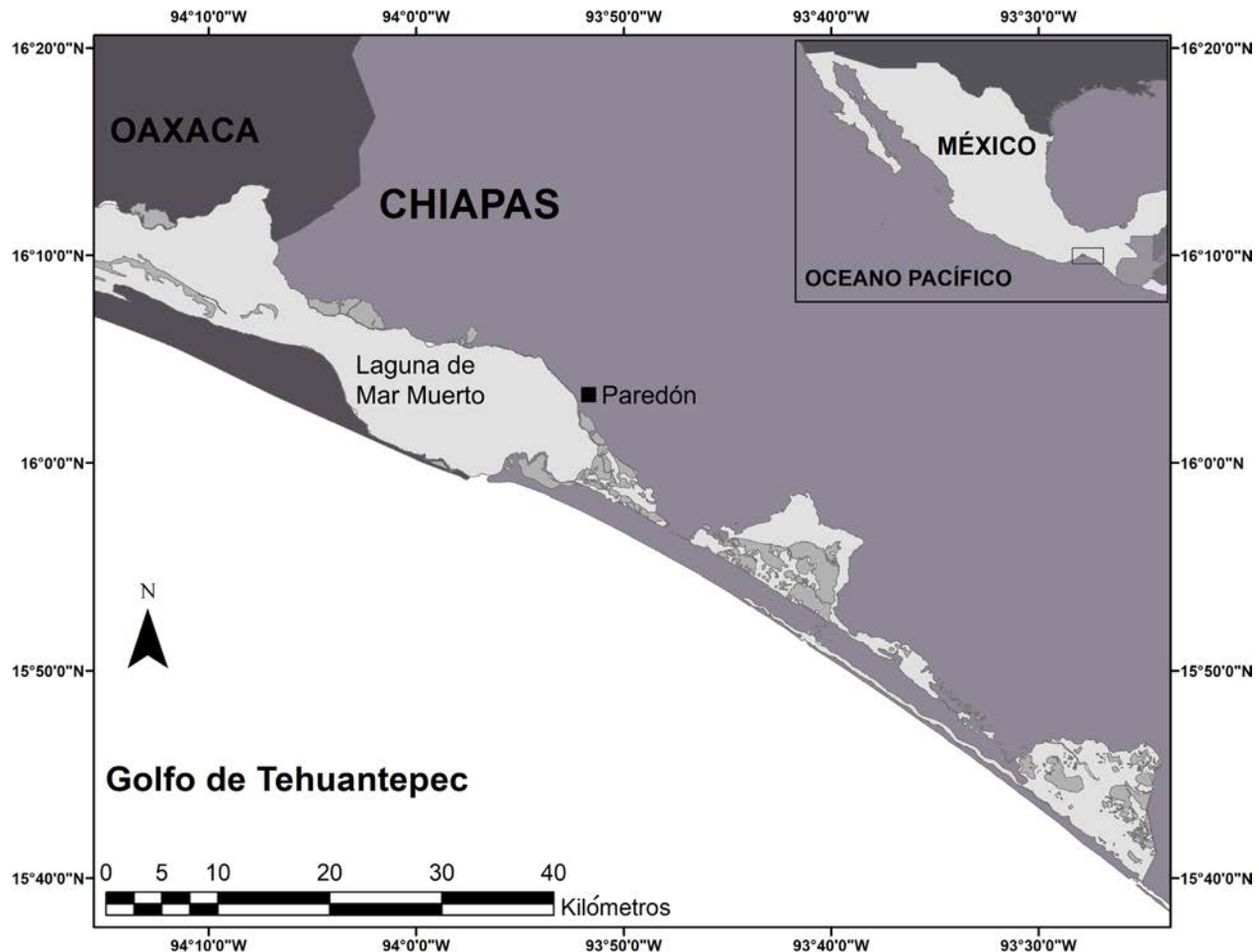


Figura 1. Localización del área de estudio y de la comunidad pesquera de Paredón (señalado con un cuadrado negro).

Muestreo y toma de datos

El material biológico recolectado para este estudio se obtuvo de los desembarques que las flotas palangreras realizan en la comunidad pesquera de Paredón, después de haber llevado a cabo sus actividades en el golfo de Tehuantepec, aproximadamente a 38 millas náuticas de la línea de costa. Durante los meses de abril, mayo, septiembre y octubre de 2013, se muestrearon los ejemplares de dorado que fueron capturados de manera incidental por dicha flota. En cada visita mensual, los estómagos de cada individuo se extrajeron *in situ* mediante un corte longitudinal por la parte ventral del organismo, desde el istmo branquial hasta el ano. Una vez extraídos los estómagos, éstos fueron almacena-

dos en bolsas de plástico con sus respectivas etiquetas, para después ser transportados en una hielera a las instalaciones del Centro de Investigaciones Costeras de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, en la ciudad de Tonalá. Adicionalmente, cada pez se pesó con una balanza granataria marca Ohaus (1 g de precisión) y se midió considerando la longitud furcal, longitud total y orbito furcal con la ayuda de una cinta métrica.

Análisis de laboratorio

Para la revisión de los componentes alimentarios, el contenido de cada estómago fue vertido en una charola de plástico y las presas encontradas fueron separadas de manera visual de acuerdo con su grupo taxonómico mayor (e.g. peces, crustáceos, moluscos, etcétera). Posteriormente, la identificación al nivel más fino posible (e.g. género o especie) se llevó a cabo con el apoyo de un microscopio estereoscópico marca Carl ZEISS y las guías de Allen *et al.* (1995) y Fischer *et al.* (1995). La revisión de la nomenclatura actual se llevó a cabo utilizando los criterios propuestos por Fricke *et al.* (2022) y por la página de internet Worms (WoRMS Editorial Board, 2022).

Para cuantificar el aporte de cada presa y debido al tamaño de éstas, se utilizaron los métodos propuestos por Pinkas *et al.* (1971) y Hyslop (1980):

- **Porcentaje de abundancia numérica (%N)**, el cual se calcula como la abundancia de cada componente alimentario dentro del número total de componentes alimentarios identificados en el número total de estómagos con contenido. Su fórmula es la siguiente: $\%N = (\text{Número de componentes alimentarios} / \text{Número total de componentes alimentarios}) \times 100$.
- **Porcentaje gravimétrico (%B)**, el cual consistió en el peso húmedo de cada componente alimentario respecto al total del peso húmedo de estómagos con contenido. Su fórmula es la siguiente: $\%B = (\text{Peso de los componentes alimentarios} / \text{Peso total de los componentes alimentarios}) \times 100$.
- **Porcentaje de frecuencia de aparición (%FA)**, éste se refiere a la frecuencia de aparición de cada componente alimentario respecto al número total de estómagos con contenido. Su fórmula es la siguiente: $\%FA = (\text{Número de estómagos que incluyen un componente alimentario} / \text{Número total de estómagos con contenido}) \times 100$.

Análisis de datos

Para examinar el grado de representatividad de la dieta del dorado en el área de estudio, se realizó una curva de acumulación de especies utilizando los datos de abundancia numérica de cada presa, los cuales fueron transformados a $\text{Log}(X+1)$. La curva fue suavizada realizando 999 permutaciones y se construyó empleando el estimador Chao1, el cual calcula el número de especies esperadas considerando la relación entre el número de especies representadas por un individuo y el número de especies representadas por dos individuos en las muestras, además éste se basa en abundancias numéricas en lugar de presencias y ausencias (Villareal *et al.*, 2004). Posteriormente, la dominancia de cada presa se evaluó con el Índice de Valor Importancia Relativa (IVIR), el cual determina de manera más sintética la dominancia de las presas en la dieta de los depredadores al con-

siderar la contribución de las abundancias, biomاسas y frecuencia de aparición relativas de cada presa (McCune *et al.*, 2002). Considerando las fórmulas explicadas anteriormente, este índice se expresa como $IVIR = (\%A + \%B + \%FA) / 3$.

La amplitud de nicho trófico del dorado se determinó utilizando el índice de amplitud de Levin estandarizado, representado por la siguiente fórmula: $B_i = 1/n-1 [(1/\sum_j P_{ij}^2) - 1]$, donde B_i = Índice de Levin, $\sum_j P_{ij}^2$ = proporción de cada una de las presas j que conforman la dieta del depredador, n = número total de presas. Este índice va de 0 a 1 y permite evaluar el nivel de especialización de los organismos, es decir, indica si la especie es generalista (valores cercanos o iguales a 1) o especialista (valores próximos o iguales a 0) (Krebs, 1989).

El aporte de las presas más importantes en determinar la disimilitud entre meses se calculó con el método de SIMPER. Finalmente, las diferencias estadísticas de las dietas entre meses se evaluaron mediante un Análisis de Similitudes (ANOSIM, por sus siglas en inglés), el cual prueba la hipótesis nula de que no hay diferencias en los componentes alimentarios del dorado por mes. La base de este análisis fue una matriz triangular de Bray-Curtis, cuyo insumo fueron las abundancias numéricas de las presas transformadas a $\text{Log}(X+1)$. Los análisis se realizaron empleando el paquete estadístico PRIMER 6+PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006).

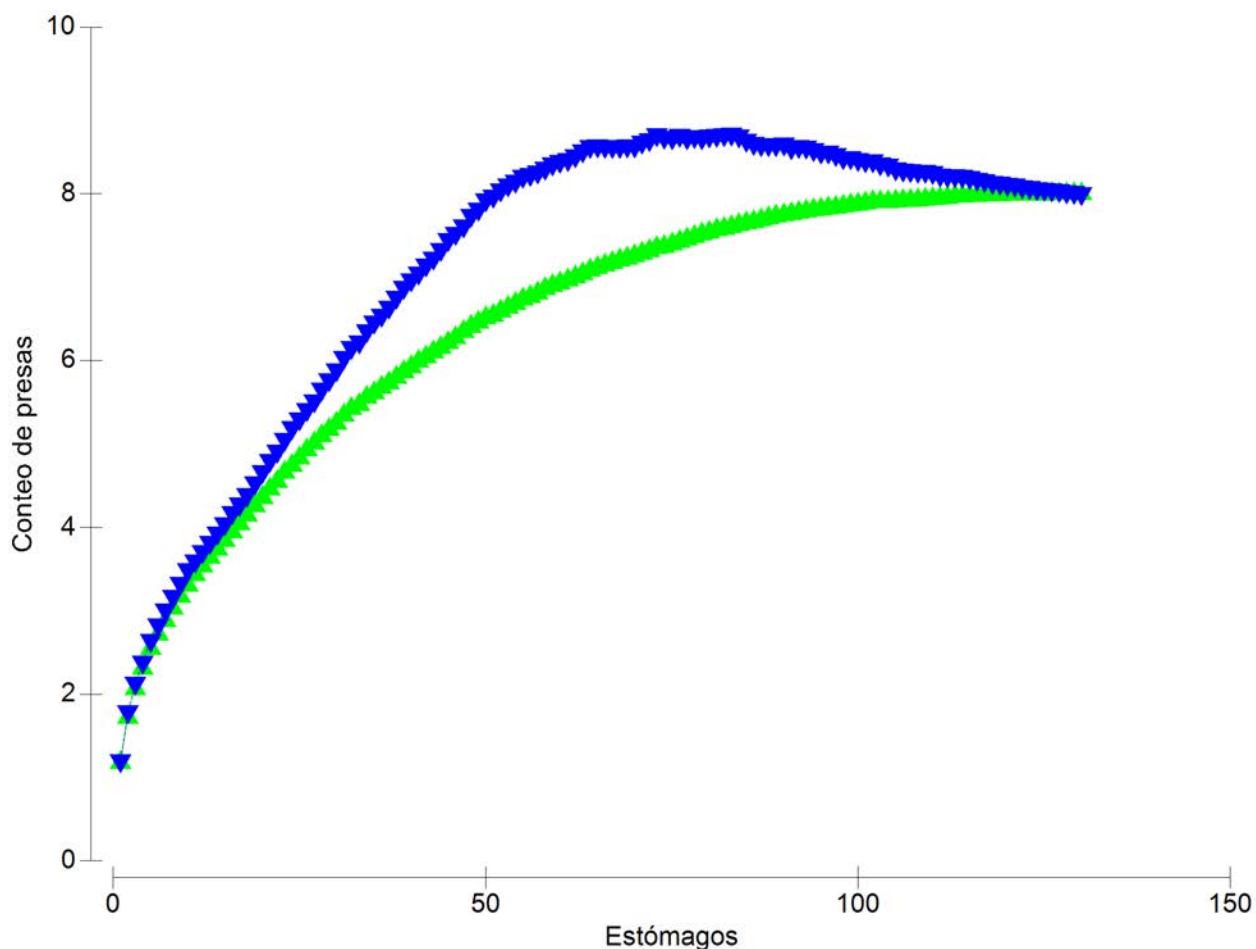
Resultados

Durante el periodo de estudio se recolectaron 205 estómagos de dorado en la comunidad pesquera de Paredón, de los cuales 65 estuvieron vacíos y 140 tuvieron algún tipo de contenido. De estos últimos se descartaron 10 porque solo se encontró materia orgánica no identificable en ellos, por lo tanto, este trabajo se basó en la revisión y análisis de 130 estómagos de dorado: 34 del mes de abril, 18 del mes de mayo, 51 de septiembre y 27 de octubre. La longitud patrón de los dorados muestreados osciló entre los 31 y 122 cm, con una media de 68.37 ± 15 cm, mientras que el peso varió de 500 y 20000 g, con una media de $4209.18 \text{ g} \pm 2722.8 \text{ g}$.

En este estudio se registraron tres grandes grupos de presas (peces, crustáceos y cefalópodos) representadas por 1698 organismos y 8 componentes alimentarios (Tabla 1). De acuerdo con la curva de acumulación de especies (Figura 2), el esfuerzo de muestreo realizado en el periodo de estudio logró representar el 100% de la dieta del dorado, ya que el estimador Chao1 calculó 8 presas.

Tabla 1. Lista taxonómica de las presas registras en los estómagos de *Coryphaena hippurus*.

Filo	Clase	Orden	Familia	Especie
Mollusca	Cephalopoda	Octopoda	Argonautidae	<i>Argonauta argo</i>
			Octopodidae	<i>Octopus</i> sp.
Arthropoda	Malacostra	Decapoda	Portunidae	<i>Achelous xantusii</i>
Chordata	Teleostei	Stomiiformes	Phosichthyidae	<i>Vinciguerria</i> sp.
		Perciformes	Carangidae	<i>Hemicaranx leucurus</i>
				<i>Naucrates ductor</i>
		Gadiformes	Bregmacerotidae	<i>Bregmaceros bathymaster</i>
		Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>

**Figura 2.** Curva de acumulación de especies para las presas de *Coryphaena hippurus* en el área de estudio. Triángulos verdes representan los datos observados, mientras que los azules representan al estimador Chao 1.

De acuerdo con el IVIR, el grupo presas constituido por crustáceos representó el 73% del IVIR, seguido de los cefalópodos (18.19%) y los peces (8.04%). De manera específica, la especie dominante en la dieta del dorado fue el cangrejo *Achelous xantusii*, cuyo valor en este índice fue de 73.77%, seguido del cefalópodo *Argonauta argo* con 17.59%; el resto de las presas estuvieron representadas por debajo del 5% (Tabla 2). El valor del índice de amplitud de nicho para el dorado, en la región y periodo de estudio, tuvo un valor de 0.06.

Tabla 2. IVIR y valores absolutos y relativos de la abundancia numérica, biomasa y frecuencia aparición de los componentes alimentarios de *Coryphaena hippurus*.

Especie	Abundancia	A. %	Biomasa	B. %	Frecuencia de aparición	FA. %	IVIR %
<i>Argonauta argo</i>	151	8.89	1402	16.92	38	26.95	17.59
<i>Octopus</i> sp.	4	0.24	13	0.16	2	1.42	0.60
<i>Achelous xantusii</i>	1396	82.21	6588	79.52	84	59.57	73.77
<i>Vinciguerria</i> sp.	28	1.65	64	0.77	3	2.13	1.52
<i>Hemicaranx leucurus</i>	4	0.24	33	0.40	2	1.42	0.68
<i>Naucrates ductor</i>	3	0.18	80	0.97	3	2.13	1.09
<i>Bregmaceros bathymaster</i>	107	6.30	55	0.66	6	4.26	3.74
<i>Balistes polylepis</i>	5	0.29	50	0.60	3	2.13	1.01

La prueba de ANOSIM tuvo una *R* global de 0.306 con un nivel de significancia estadística del 0.1%, por lo que la hipótesis nula se rechaza, indicando que existieron diferencias en la dieta del dorado entre meses. No obstante, al realizar la prueba pareada el valor de *R* mostró una disimilitud mayor entre los meses de abril y mayo (0.5), abril y septiembre (0.57) y abril octubre (0.54); en todos los casos el valor de significancia fue del 0.1%.

De acuerdo con el análisis de SIMPER, la presa más importante en el mes de abril fue *Argonauta argo*, cuya contribución fue del 92.69%, mientras que en los meses de mayo, septiembre y octubre la presa más importante fue *A. xantusii* con una contribución del 99.65%, 99.29% y 97.69% respectivamente.

Discusión

Debido a su amplia distribución circumtropical, abundancia e importancia en las pesquerías comerciales y recreacionales, el dorado es una especie epipelágica altamente estudiada en los ambientes marinos tropicales y subtropicales del planeta (e.g. Massutí *et al.* 1998; Moteki *et al.*, 2001; Castriota *et al.*, 2007; Brewton *et al.*, 2016). En el Pacífico Oriental Tropical, particularmente en México, los estudios del dorado se han concentrado en dos de las regiones más productivas del Pacífico mexicano, el golfo de California (e.g. Aguilar-Palomino *et al.*, 1998; Tripp-Valdez *et al.*, 2010; Torres-Rojas *et al.*, 2014) y el golfo de Tehuantepec (e.g. Alejo-Plata *et al.*, 2011, 2014). En esta última región, Ruiz-Pé-

rez *et al.* (2016) evaluaron las relaciones tróficas de cinco especies de peces pelágicos, incluyendo al dorado, en las costas del estado de Oaxaca. Por lo tanto, en cuanto al conocimiento trófico de esta especie, el presente trabajo es el primero para el estado de Chiapas y el más sureño para el Pacífico mexicano.

A diferencia de otros estudios, la lista de componentes alimentarios para el dorado, en el área y periodo de estudio de este trabajo, es una de las más cortas que se han registrado hasta el momento en el país. Ruiz-Pérez *et al.* (2016) reportaron 19 componentes alimentarios para el dorado en el vecino estado de Oaxaca, también dentro del golfo de Tehuantepec. En el extremo opuesto del Pacífico mexicano, Aguilar-Palomino *et al.* (1998) identificaron 51 componentes alimentarios, mientras que Tripp-Valdez *et al.* (2010) registraron 98 componentes y Torres-Rojas *et al.* (2014) 82 componentes, todos ellos en el golfo de California. En latitudes más sureñas a México, dentro del Pacífico Oriental Tropical, otros autores reportan un bajo número de componentes alimentarios en la dieta del dorado. Campos *et al.* (1993) identificaron 10 componentes en la alimentación de esta especie en las costas de Costa Rica, Lasso & Zapata (1999) determinaron seis componentes las costas de Colombia y Panamá, mientras que Varela *et al.* (2016) encontraron 16 componentes en las costas de Ecuador. La hora de la actividad pesquera vs. la hora alimentación de la especie, la ubicación geográfica de los organismos capturados (Ehemann *et al.*, 2019), el esfuerzo de muestreo, las temporadas en las que se realizaron, las características ecológicas de cada región, e incluso fenómenos meteorológicos como El niño o La niña, son factores importantes a considerar en este contrastante número de presas, así como un notable porcentaje de estómagos vacíos en este estudio (36.5%). Sin embargo, este aparente gradiente longitudinal en la disminución del número de componentes de norte a sur en el Pacífico Oriental Tropical no ha sido comprobado.

En este estudio, la curva de acumulación de especies alcanzó su asíntota con tan solo ocho componentes alimentarios y 130 estómagos, sin embargo, Torres-Rojas *et al.*, (2014) alcanzaron la asíntota con 82 componentes y 359 estómagos. Brewton *et al.*, (2016) representaron la dieta del dorado con 33 componentes y 281 estómagos, mientras que Varela *et al.* (2016) necesitó 16 componentes y 132 estómagos para representarla. Ruiz-Pérez *et al.* (2016), a pesar de registrar 19 componentes alimentarios, realizaron un esfuerzo de muestreo menor a los anteriores (89 estómagos) y lograron representar la dieta del dorado en un 35%. Este último estudio también se efectuó en el golfo de Tehuantepec. Los trabajos citados evidencian que el dorado puede tener un espectro trófico amplio, sin embargo, ha llegado a ser catalogado como un depredador oportunista, ya que se alimenta de aquellas presas más abundantes en términos numéricos y de gran aporte de biomasa (Olson & Galván-Magaña, 2002; Tripp-Valdez *et al.*, 2010; Torres-Rojas *et al.*, 2014)

A pesar de la notable variación en el número de componentes alimentarios presentados en los distintos trabajos, un patrón constante en éstos es la presencia de tres grupos principales de presas: peces, cefalópodos y crustáceos (e.g. Aguilar-Palomino *et al.*, 1998; Lasso y Zapata, 1999; Olson & Galván-Magaña, 2002; Tripp-Valdez *et al.*, 2010), los cuales estuvieron presentes en este estudio. Algunos autores han catalogado al dorado como una especie piscívora, ya que los peces han contribuido entre un 66% y 95% de la dieta del dorado en distintas partes del mundo (Campos *et al.*, 1993; Massutí

et al., 1998; Oxenford & Hunte, 1999; Moteki *et al.*, 2001; Castriota *et al.*, 2007; Tripp-Valdez *et al.*, 2010; Brewton *et al.*, 2016; Varela *et al.*, 2016), sin embargo, los hallazgos para nuestra área de estudio catalogan al dorado como un carnívoro carcinófago. Otros autores han catalogado a los crustáceos como los componentes alimentarios dominantes en la dieta del dorado, cuyo aporte en esta última ha fluctuado entre un 48% 67% (Torres-Rojas *et al.*, 2014; Ruiz-Pérez *et al.*, 2016), coincidiendo con nuestros resultados, en donde *A. xantusii* representó el 73.77% de la dieta según el IVIR. Por su parte, Olson & Galván-Magaña (2002), en un estudio de mayor escala espacial en el Pacífico Oriental Tropical, determinaron que los componentes dominantes en la dieta del dorado son los peces voladores y los cefalópodos epipelágicos.

De manera particular, en el golfo de Tehuantepec, Ruiz-Pérez *et al.* (2016), y con base en el índice de amplitud de nicho de Levin (0.06), describieron al dorado como un depredador especialista, cuya dieta estuvo dominada por el crustáceo *A. xantusii*. La amplitud de nicho y componente alimentario dominante reportados por estos autores fueron similares a los hallazgos reportados en nuestro estudio, de manera temporal *A. xantussi* contribuyó con más del 90% de la dieta del dorado en los meses de mayo, septiembre y octubre. Esta presa ha sido reportada como extremadamente común en las costas del Pacífico mexicano, especialmente entre los 10 y 100 metros de profundidad (Hendrickx, 1995), zona que se traslapa con los movimientos verticales del dorado, el cual puede realizar inmersiones de hasta 73 m de profundidad (Hernández-Tlapale *et al.*, 2015). Olson & Galván (2002), Tripp-Valdez *et al.* (2010) y Torres-Rojas *et al.*, (2014) señalaron al dorado como un depredador oportunista ya que se alimenta de las especies que se encuentran en mayor abundancia en su hábitat.

De manera temporal, en nuestro estudio se detectaron cambios mensuales en la dieta del dorado, ya que en abril ésta estuvo dominada por cefalópodos y en mayo, septiembre y octubre lo estuvo por crustáceos. Cambios similares en el Pacífico también fueron reportados por Lasso & Zapata (1999). Además de la variación temporal, la dieta de *C. hippurus* experimenta cambios notables durante su desarrollo ontogénico (Massutí *et al.*, 1998; Oxenford & Hunte, 1999; Tripp-Valdez *et al.*, 2010; Brewton *et al.*, 2016) por lo que, para una mejor descripción en el consumo de presas del dorado en el golfo de Tehuantepec, estudios posteriores deben incluir un análisis de la composición de la dieta en relación a las tallas y sexos de los organismos muestreados.

Conclusiones

Coryphaena hippurus es una especie de importancia comercial en el golfo de Tehuantepec, cuyo conocimiento trófico es aún incipiente en la porción sur de las costas mexicanas del Pacífico. En el periodo y área de estudio, el dorado se comportó como un depredador oportunista cuya dieta estuvo dominada por el cangrejo *Achelous xantusii*. Aun cuando la curva de acumulación de especies indicó que la dieta del dorado estuvo bien representada en este trabajo, otros estudios demuestran que el número de componentes alimentarios podría ser mayor. Aunque encontramos diferencias en la dieta del dorado entre los meses del estudio, es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo temporal. Así también es

necesario es preciso realizar no tan solo comparaciones temporales de la dieta, sino también entre tallas y entre sexos.

Literatura citada

- Aguilar-Palomino, B., Galván-Magaña, F., Abitia-Cárdenas, L. A., Muhlia-Melo, A. F. & Rodríguez-Romero, J. (1998). Aspectos alimentarios del dorado *Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758 en Cabo San Lucas, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 24(3), 253-265.
- Allen, R. G. et al. (1995). Peces óseos. En: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. & Niem, V. H. eds. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca*. pp. 647-1652. Roma: FAO, CE, FIS, NORAD.
- Alejo-Plata, C., Gómez-Márquez, J. L. & Salgado-Ugarte, H. (2011). Edad y crecimiento del dorado *Coryphaena hippurus*, en el Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46(2), 125-134.
- Alejo-Plata, C., Gómez, J. L. & Serrano-Guzmán, S. J. (2014). Variabilidad en la abundancia relativa, estructura por tallas y proporción de sexos del dorado *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) en el Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 611-626.
- Baum, J. K. & Worm, B. (2009). Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78, 699-714. doi.10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x.
- Brewton, R. A., Ajemian, M. J., Young, P. C. & Stunz, G. W. (2016). Feeding Ecology of Dolphinfin in the Western Gulf of Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society*, 145, 839-853. doi.10.1080/00028487.2016.1159614
- Briones-Hernández, S. A. (2017). Ecología trófica del dorado (*Coryphaena hippurus*) de la costa de Jalisco, México, a partir del análisis de isótopos estables y contenido estomacal. (Tesis de Maestría). Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México.
- Campos, J. A., Segura, A., Lizano, O. & Madrigal, E. (1993). Ecología básica del *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) y abundancia de otros grandes pelágicos en el Pacífico de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 41(3), 783-790.
- Castriota, L., Pipitone, C., Campagnuolo, S., Romanelli, M., Potoschi, A. & Andaloro, F. (2007). Diet of *Coryphaena hippurus* (Coryphaenidae) associated with FADs in the Ionian and Southern Tyrrhenian Seas. *Cybio*, 31(4), 435-441.
- Clarke, K. R & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER V6: User Manual/Tutorial*. Plymouth, U.K.: PRIMER-E.
- Díaz-Jaimes, P., Uribe-Alcocer, M., Ortega-García, S. & Jean-Dominique, D. (2006). Spatial and temporal mitochondrial DNA genetic homogeneity of dolphinfin populations (*Coryphaena hippurus*) in the eastern central Pacific. *Fisheries Research*, 80: 333 – 338.
- Ehemann, N.R., Abitia-Cardenas, L.A., Navia, A. F., Mejía-Falla, P.A., Cruz-Escalona, V.H. (2019). Zeros as a result in diet studies, is this really bad? *Rhinoptera steindachneri* as a case study. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1–6. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000511>
- Farrel, E. R., Boustany, A. M., Halpin, P. N. & Hammond, D. L. (2014). Dolphinfin (*Coryphaena hippurus*) distribution in relation to biophysical ocean conditions in the northwest Atlantic. *Fisheries Research*, 151, 177-190.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. & Niem, V. H. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca, Pacífico Centro-Oriental. Volumen I, plantas e invertebrados*. Roma: FAO, CE, FIS, NORAD.
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N. & Van der Laan, R. (2022). Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. Recuperado de <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Galeana-Villaseñor, I., Galván-Magaña, F. & Santana-Hernández, H. (2009). Pesca con anzuelos en barcos palangreros del Océano Pacífico mexicano: efecto en la captura y peso de tiburones y otras especies. *Revista de Biología marina y Oceanografía*, 44, 163-172.
- Guzman, H. M., Díaz-Ferguson, E., Vega, A. J. & Robles, A. (2015). Assessment of the dolphinfin *Coryphaena hippurus* (Perciformes: Coryphaenidae) fishery in Pacific Panama. *Revista de Biología Tropical*, 63:705-716.

- Hendrickx, M. E. (1995). Cangrejos. En: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. & Niem, V. H. eds. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca*. pp. 565-636. Roma: FAO, CE, FIS, NORAD.
- Hernández-Tlapale, C., Ketchum, J. T., Marín-Enríquez, E. & Muhlia-Melo, A. (2015). Horizontal and vertical movements of the common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in La Paz Bay, Mexico. *Ciencias Marinas*, 41(4), 283-295. doi.10.7773/cm.v41i4.2560
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis – a review of methods and their application: *Journal of Fish Biology*, 17, 411-429.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological Methodology*. New York: Harper and Row.
- Lasso, J. & Zapata, L. (1999). Fisheries and biology of *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) in the Pacific coast of Colombia and Panama. *Scientia Marina*, 63(3-4), 387-399.
- Massutí, E., Deudero, S., Sánchez, P. & Moralaes-Nin, B. (1998). Diet and feeding of dolphin (*Coryphaena hippurus*) in Western Mediterranean waters. *Bulletin of Marine Science*, 63(2), 329-341.
- McCune, B., Grace, J. B. & Urban, D. L. (2002). Analysis of ecological communities. Oregon: MJM software design.
- Merten, W., Appeldoorn, R., Rivera, R. & Hammond, D. (2014). Diel vertical movements of adult male dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the western central Atlantic as determined by use of pop-up satellite archival transmitters. *Marine Biology*, 161, 1823-1834. doi.10.1007/s00227-014-2464-0
- Moteki, M., Arai, M., Tsuchiya, K. & Okamoto, H. 2001. Composition of piscine prey in the diet of large pelagic fish in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fisheries Science*, 67, 1063-1074.
- Olson, R. J. & Galván-Magaña, F. (2002). Food habits and consumption rates of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 100, 279-298.
- Ortega-García, S., Trigueros-Salmerón, J. A., Rodríguez-Sánchez, R., Lluch-Cota, S. & Villalobos, H. (2000). El Golfo de Tehuantepec como un centro de actividad biológica y su importancia en las pesquerías. En: Lluch-Belda, D., Elourduy-Garay, J., Lluch-Cota, S. E. & Ponce-Díaz, G. eds. *BAC. Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano*. (1ª ed.). pp. 335-356. México: CIBNOR.
- Oxenford, H. A. (1999). Biology of the Dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the western central Atlantic. *Scientia Marina*, 63, 277-301.
- Oxenford, H. A. & Hunte, W. (1999). Feeding habits of the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the eastern Caribbean. *Scientia Marina*, 63, 303-315.
- Pinkas, L., Oliphant, M. S. & Inverson, I. L. K. (1971). Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in Californian waters. *Fisheries Bulletin*, 152, 11-105.
- Piña-González, M. V. (2017). Variabilidad climática y su efecto en la productividad del Golfo de Tehuantepec y áreas aledañas. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Romero-Berny, E. I., Velázquez-Velázquez, E., Anzueto-Calvo, M. J., Urbina-Trejo, E. & Schmitter-Soto, J. J. (2018). The fish fauna of three lagoon estuarine systems in the northeastern Gulf of Tehuantepec, Mexican south Pacific. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89, 87-100. doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.1.1927
- Ruíz-Pérez, N. E., Cerdenares-Ladrón de Guevara, G., López-Herrera, D.L. & Altamirano-Ramírez, I. R. (2016). Relaciones tróficas entre cinco especies de peces pelágicos que cohabitan en las costas de Oaxaca, México. *Hidrobiológica*, 26(1), 77-85.
- Solana-Sansores, R. (2001). Patrones espaciales de las especies epipelágicas capturadas incidentalmente en la pesca del atún sobre objetos flotantes, en el Océano Pacífico Oriental. *Ciencias Marinas*, 27(3), 445-479.
- Tapia-García, M. (1997). Estructura e interacciones ecológicas de las comunidades de peces de la plataforma continental y la Laguna Mar Muerto, en el Golfo de Tehuantepec al sur del Pacífico mexicano. (Tesis Doctoral). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Torres-Rojas, Y. E., Hernández-Herrera, A., Ortega-García, S. & Soto-Jiménez, M.F. (2014). Feeding Habits Variability and Trophic Position of Dolphinfish in Waters South of the Baja California Peninsula, Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society*, 143, 528-542. doi.10.1080/00028487.2013.866981
- Tripp-Valdez, A., Galván-Magaña, F. & Ortega-García, S. (2010). Feeding habits of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the southeastern Gulf of California, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 578-582. doi.10.1111/j.1439-0426.2010.01483.x

- Varela, J. L., Lucas-Pilozo, C. R. & González-Duarte, M. M. (2016). Diet of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the Pacific coast of Ecuador. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. Doi.10.1017/S0025315416000175
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. & Umaña, A. M. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Colombia: Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- WoRMS Editorial Board (2022). World Register of Marine Species. Recuperado de <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2022-08-08. doi:10.14284/170
- Young, J. W., *et al.* (2015). The trophodynamics of marine top predators: Current knowledge, recent advances and challenges. In: Hobday, A.J., Arrizabalaga, H., Evans, K., Nicol, S., Young, J. W. y Weng, K. C. eds. *Deep Sea Research II: Tropical Studies in Oceanography, Vol 113*. (1st ed.). pp. 170-187. Amsterdam: Elsevier.

CAPÍTULO 11

Incidencia y efectos de los contaminantes en condriktios del Pacífico mexicano

Magdalena Elizabeth Bergés-Tiznado
Carolina Bojórquez-Sánchez
Noemi García-Magallanes
Enrique Jhonatan Romo-Martínez
Jesús Armando León-Cañedo
Carmen Cristina Osuna-Martínez

Resumen

En este capítulo se presenta una revisión acerca de la incidencia y los efectos de los contaminantes en miembros de la clase condriktios que habitan en el Pacífico mexicano. Los contaminantes que tienen mayor contribución en los estudios realizados son los elementos traza o potencialmente tóxicos, principalmente el mercurio, y son escasos en sustancias orgánicas, como los pesticidas, compuestos orgánicos persistentes, y los microplásticos. Los tiburones han sido el grupo más estudiado, demostrando su capacidad de acumulación de elementos potencialmente tóxicos, incluso por encima de los límites máximos permisibles para el consumo humano, sin embargo, poseen sistemas antioxidantes muy activos que les confieren protección contra los contaminantes ambientales. El grupo de las rayas se caracterizó por niveles bajos de estos elementos al igual que con índices de riesgo muy bajos, lo cual las hace seguras para la ingesta. Futuros estudios y monitoreos son necesarios para dilucidar la dinámica e interacción de los contaminantes con los condriktios presentes en el área del Pacífico mexicano.

Palabras clave

Tiburones, rayas, quimeras, contaminante, elasmobranquio, batoideo.

Impact and effects of environmental pollutants in chondrichthyans off the Mexican Pacific

Abstract

A detailed synthesis regarding the effects of environmental pollutants in chondrichthyans off the Mexican Pacific is presented. The most studied pollutants are the potentially toxic elements with particular focus on mercury, while the studies about organic substances, like pesticides, persistent organic compounds and microplastics, are much lower. Sharks have been the most studied chondrichthyan group in the Mexican Pacific, that showed a high toxic elements bioaccumulation capacity frequently surpassing the maximum permissible limits of the Mexican and international legislation for human consumption. Nevertheless, their antioxidants mechanisms are quite active and protect them from environmental pollutants. The ray group was characterized by low levels of these elements as well as very low risk indexes, which make them safe for human consumption. Future studies and monitoring are necessary to elucidate the dynamics and interactions of pollutants in the chondrichthyans in the Mexican Pacific zone.

Keywords

Sharks, rays, chimaeras, pollution, elasmobranchs, batoids.

Introducción

Los peces condricios se definen como aquellos que tienen un esqueleto cartilaginoso y se dividen en dos grupos hermanos, 1) los Holocephali, con un solo orden existente (Chimaeriformes, comúnmente llamadas quimeras) y 2) los Elasmobranchii, que incluye a los tiburones (Selacimorfos) y rayas (Batoideos); existen aproximadamente 1200 especies vivas conocidas que forman esta clase, donde se incluyen al menos 50 especies de quimeras, más de 600 especies de batoideos o rayas y cerca de 500 especies de tiburones (Compagno, 2001). Los tiburones son explotados principalmente en pesquerías artesanales e industriales, además de capturarse como fauna de acompañamiento en grandes pesquerías especializadas en peces óseos (Fischer *et al.*, 1995); las rayas y quimeras tienden a recibir menos atención, no obstante, los batoideos se han convertido también en organismos importantes para la pesquería, lamentablemente algunas especies están en peligro por sobreexplotación y por la modificación de su hábitat (Compagno, 2001). Las áreas en el Pacífico mexicano (PM) donde se concentran las pesquerías de estos organismos son principalmente el golfo de California (GC) y el golfo de Tehuantepec (GT) (Castillo-Géniz *et al.*, 2008).

Los tiburones, rayas y quimeras se consideran en su mayoría depredadores tope (Fischer *et al.*, 1995), con altas tasas metabólicas, por lo tanto, requieren ingerir una gran cantidad de alimento que incluyen una amplia variedad de organismos, lo que los hace particularmente susceptibles a ciertas sustancias tóxicas en el ambiente marino. Entre los contaminantes más estudiados en el medio acuático, en particular en el área del GC, tenemos al grupo denominado elementos potencialmente tóxicos (EPT) que incluye a metales y metaloides como el mercurio (Hg), cadmio (Cd), plomo (Pb), arsénico (As), selenio (Se), cobre (Cu), zinc (Zn), entre otros; asimismo, en las zonas agrícolas de la costa continental del GC, existe el riesgo de exposición de la biota acuática a sustancias orgánicas como los pesticidas y contaminantes orgánicos persistentes (COPs), así como la creciente preocupación ambiental por la presencia y concentraciones de los micro y nanoplasticos que afectan a los ecosistemas marinos, debido a su amplia distribución en el mar, todo esto como resultado de las actividades económicas y la presencia de la población humana (Páez-Osuna *et al.*, 2017). En este trabajo se revisa de manera sistemática la distribución, incidencia y evaluación de diversos tipos de contaminantes en tiburones, rayas y quimeras capturados en las costas del Pacífico mexicano.

Revisión de la literatura

Se realizó una búsqueda sistemática en la base de datos Scopus. A nivel mundial existe registro de 4162 documentos sobre estudios diversos en condriktios, pero son menos de 1000 aquellos que tienen relación directa con la exposición y evaluación de diversos tipos de contaminantes en tiburones, rayas y quimeras. En lo que respecta al PM, bajo criterios de búsqueda particulares (“metals”, “pollutant”, “plastic”, “microplastic”, “persistent organic pollutants”, “polycyclic aromatic hydrocarbons”, “Mexico”, “Gulf of California”, “Pacific”, “shark”, “batoid”) se recopilaron 40 artículos, en su mayoría del GC, donde se concentran las zonas de producción pesquera con mayor volumen de captura de estos organismos.

Tiburones

El grupo de elasmobranquios más estudiado en el PM son los tiburones, que incluye una gran variedad de peces, con apariencia en general cilíndricos, moderadamente deprimidos, de reproducción ovípara y vivíparos placentarios, con gran variabilidad en tallas de madurez sexual y longevidad (Fisher *et al.*, 1995). Los tiburones poseen ciertas características por las cuales son considerados como bioindicadores de disturbios ambientales ocasionados por contaminantes químicos, entre los que destacan su longevidad, su lenta tasa de crecimiento y por ser depredadores tope (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021a). Dichas características los hacen susceptibles a bioacumular y biomagnificar diferentes tipos de contaminantes tales como EPT (Tabla 1) y COPs. En los estudios realizados en tiburones de la zona del PM, destacan aquellos miembros del orden de los Carcharhiniformes de las familias Carcharhinidae, Sphyrnidae y Triakidae, así como integrantes del orden de los Lamniformes, con las familias Alopiidae y Lamnidae, del orden Squatiniforme y finalmente, del orden de los Orectolobiformes, con la familia Rhincodontidae.

Tabla 1. Concentraciones promedio generales (mg kg⁻¹ ph) de elementos potencialmente tóxicos en tiburones del Pacífico mexicano.

Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Carcharinus leucas</i>					
Músculo	NA	0.70±0.04	0.45±0.18	2.30±0.20	1*, 2*, 6, 7
Hígado	NA	99.00±0.10	< 0.06	56.40±0.60	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Músculo	0.24±0.33	0.23±0.03	NA	1.70±0.30	
Hígado	0.34	1.02±0.18	NA	10.40±0.10	
Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Carcharinus falciformis</i>					
Músculo	152.20±87.70	0.89±0.73	26.80±27.90	420.00±393.20	3, 8*, 14, 17, 22, 26
Hígado	NA	NA	NA	NA	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Músculo	0.93±1.21	4.10±6.60	3.70±2.70	168.30±101.50	
Hígado	2.00±2.70	NA	7.50±3.60	NA	
Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Prionace glauca</i>					
Músculo	60.80±76.50	0.40±0.31	12.20±14.90	236.30±295.50	3, 5, 8*, 9, 12, 24*, 26, 29
Hígado	10.60±4.80	18.10±23.40	9.30±8.40	195.70±95.60	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Músculo	0.85±0.63	1.50±2.00	1.50±2.50	87.70±115.30	
Hígado	0.12±0.14	0.37±0.37	1.60±0.10	49.90±27.10	
Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Sphyrna lewini</i>					
Músculo	10.10±0.30	1.00±1.40	5.20±0.10	184.50±1.30	1*, 2*, 3, 6, 10, 13, 20, 23
Hígado	9.40±0.50	99.10±67.20	<0.06	79.20±0.60	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Músculo	0.96±0.35	1.30±1.50	0.77±0.62	26.00±2.00	
Hígado	0.15±0.10	5.50±0.40	7.70±0.50	11.40±1.20	

La tabla continúa en la página siguiente.

Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Sphyrna zygaena</i>					
Músculo	NA	0.04±0.07	NA	NA	3, 4, 8*, 17, 24*, 29
Hígado	NA	0.01±0.02	NA	NA	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Músculo	2.50±3.40	NA	0.97±1.06	NA	
Hígado	1.70±2.40	NA	3.80±1.50	NA	
Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Mustelus henlei</i>					
Músculo	NA	0.04±0.01	NA	NA	3, 21, 18, 25*
Hígado	NA	0.96±1.07	NA	NA	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Músculo	0.09±0.08	NA	0.04±0.01	NA	
Hígado	0.05±0.06	NA	0.19±0.08	NA	
Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Alopias pelagicus</i>					
Músculo	43.20	1.30±1.50	24.70±18.30	396.30±306.50	3, 19*, 26
Hígado	NA	86.50±56.40	NA	NA	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Músculo	0.81±0.47	2.60±2.60	3.80±5.20	189.40	
Hígado	0.37±0.31	NA	1.50±0.60	NA	
Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Isurus oxyrinchus</i>					
Músculo	<0.001	<0.001	NA	NA	8*, 11, 24*
Hígado	<0.001	0.29	NA	NA	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Músculo	0.62±0.50	0.16	NA	NA	
Hígado	<0.001	<0.001	NA	NA	

La tabla continúa en la página siguiente.

Especie	As	Cd	Cu	Fe	Referencias
<i>Rhincodon typus</i>					15, 16, 27, 28
Piel	0.11±0.06	0.26±0.36	0.85±1.00	NA	
Hígado	25.80±6.60	9.30±3.60	2.33±0.81	NA	
	Hg	Pb	Se	Zn	
Piel	0.02±0.01	0.35±0.47	0.16±0.13	0.32±0.16	
Hígado	0.06±0.01	0.05±0.01	0.70±0.44	19.50±8.90	

¹Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2005; ²Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2007; ³García-Hernández *et al.*, 2007; ⁴Escobar-Sánchez *et al.*, 2010; ⁵Escobar-Sánchez *et al.*, 2011; ⁶Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011a; ⁷Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011b; ⁸Maz-Courrau *et al.*, 2012; ⁹Barrera-García *et al.*, 2012; ¹⁰Hurtado-Banda *et al.*, 2012; ¹¹Vélez-Alavez *et al.*, 2013; ¹²Barrera-García *et al.*, 2013; ¹³Bergés-Tiznado *et al.*, 2015; ¹⁴Terrazas-López *et al.*, 2016; 2017; ¹⁵Pancaldi *et al.*, 2019a; ¹⁶Pancaldi *et al.*, 2019b; ¹⁷Terrazas-López *et al.*, 2019; ¹⁸Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020; ¹⁹Lara *et al.*, 2020; ²⁰Ruelas-Inzunza *et al.*, 2020; ²¹Medina-Morales *et al.*, 2020; ²²Rodríguez-Gutiérrez *et al.*, 2020; ²³Bergés-Tiznado *et al.*, 2021; ²⁴Besnard *et al.*, 2021; ²⁵Pantoja-Echevarría *et al.*, 2021; ²⁶Álvaro-Berlanga *et al.*, 2021; ²⁷Pancaldi *et al.*, 2021a; ²⁸Pancaldi *et al.*, 2021b; ²⁹Lara *et al.*, 2022; *convertidos a peso húmedo (ph) considerando 75 y 40% de humedad en músculo y/o hígado, respectivamente; NA= no analizado; datos en negrita indican valores superiores a los límites máximos permisibles de la NOM-242-SSA1-2009 (DOF, 2011).

Orden Carcharhiniformes

Familia Carcharinidae

Los tiburones de esta familia son de talla pequeña a grande, y es una de las familias más importantes y rica en especies, de amplia distribución geográfica, dominantes en aguas tropicales a lo largo de las costas continentales, no se consideran un típico habitante de aguas profundas, pero algunos de sus miembros pueden vivir en agua salobre o dulce por largos periodos de tiempo (Fischer *et al.*, 1995). Los miembros del género *Carcharhinus* que habitan en la zona del PM, han estado expuestos a EPT, tal es el caso de los altos niveles de Hg encontrados en hígado más que en el músculo de *C. leucas* en la laguna costera de Altata-Ensenada del Pabellón, considerada altamente impactada a causa de la agricultura intensiva, las escorrentías y el agua residual que provienen de la capital de Sinaloa; para el 2017 el municipio de Culiacán dedicó una superficie de 174957 hectáreas para cultivo, principalmente de granos, oleaginosas y caña de azúcar, y la población era 957613 habitantes (INEGI, 2022).

En el músculo de *C. leucas*, el Hg ha pasado de ser muy bajo (0.06 mg kg⁻¹), a superar el límite máximo permisible (LMP) de 1.00 para pescados como atún, marlín, mero y bonito y 0.50 mg kg⁻¹ para otras especies (peso húmedo, ph), establecido por la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009 (DOF, 2011) para productos de la pesca, con un promedio mínimo menor a 0.06 a un máximo de 0.62 mg kg⁻¹ ph (Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2005; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011a, b). En un espécimen de tiburón chato *C. leucas*, se analizaron otros EPT (Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2007), donde el Cd presentó niveles en el músculo aproximados (convertidos a ph, considerando 75% de humedad en músculo y 40% en hígado) de 0.70 mg kg⁻¹, pero en el hígado fueron muy

elevados (99.00 mg kg^{-1}), por encima del LMP para Cd de 0.50 mg kg^{-1} en ph (DOF, 2011); el Pb presentó valores <0.30 y 1.00 mg kg^{-1} ph, en músculo e hígado, respectivamente.

El Hg también se ha estudiado en el músculo del tiburón arenoso *C. obscurus* y del tiburón puntas negras *C. limbatus* (García-Hernández *et al.*, 2007), con niveles promedio de 1.16 y 0.51 mg kg^{-1} en ph, respectivamente, que superaron el LMP, por el contrario, no se encontraron correlaciones entre el Hg en el músculo y la talla de estas dos especies.

En los tejidos del tiburón sedoso (*C. falciformis*) también se han analizado los contenidos de Hg, Se y Cd. En el hígado de esta especie se han encontrado niveles sumamente altos de Cd ($284.55 \text{ mg kg}^{-1}$, ph), mientras que el músculo analizado presentó menor contenido (Terrazas-López *et al.*, 2016), inferior al LMP para Cd (DOF, 2011), con incremento proporcional a la talla de los individuos estudiados; estos valores tan altos en el hígado se atribuyen a la influencia de la minería con los depósitos de fosforita en la región (San Juan de la Costa, B.C.S.), así como al rol metabólico y a los niveles que superan la capacidad de detoxificación realizada por este órgano (Terrazas-López *et al.*, 2016). La dinámica del Hg en músculo de *C. falciformis* ha mostrado variabilidad con probable influencia del área de captura, con concentraciones menores a 0.50 mg kg^{-1} (ph) en la zona del GC y el GT (García-Hernández *et al.*, 2007; Rodríguez-Gutiérrez *et al.*, 2020). Los tiburones sedosos obtenidos de la costa Pacífico de B.C.S. (Maz-Courrau *et al.*, 2012; Terrazas-López *et al.*, 2019) presentaron niveles de este elemento en músculo e hígado $>1.00 \text{ mg kg}^{-1}$ (ph), evidenciando un posible efecto de biomagnificación. No obstante, la toxicidad tiende a disminuir debido al efecto antagónico del Se, con concentraciones mayores en ambos tejidos (Terrazas-López *et al.*, 2019; Rodríguez-Gutiérrez *et al.*, 2020), lo cual sugiere un efecto de protección y la presencia de suficiente Se para que el organismo lleve a cabo sus funciones biológicas que requieren selenoproteínas, así como la biomagnificación tanto de Hg como de Se.

Finalmente, en el área de Manzanillo, Colima, también se midieron los niveles de elementos traza en músculo de especímenes del tiburón sedoso, encontrando contenidos en mg kg^{-1} (ph) de Fe (420.00) > Zn (168.30) > As (152.20) > Cu (26.80) > Mn (8.10) > Se (6.60) > Pb (4.10) > Ni (3.60) > Cr (3.50) > Cd (1.40) > V (1.20) > Hg (0.30) > Co (0.20), con una relación molar Se:Hg igual a 88.78, apreciándose un exceso de Se protector contra el Hg (Álvaro-Berlanga *et al.*, 2021); los niveles que superan los LMP (DOF, 2011) de la norma mexicana (242) para elementos como As (80 mg kg^{-1} ph), Cd y Pb (0.50 mg kg^{-1} ph) evidencian que en la zona puede haber una alta biodisponibilidad de estos elementos que se incorporan vía dieta y presentan un mecanismo metabólico de baja eficiencia para eliminarlos.

En lo que respecta a los tiburones del género *Nasolamia*, solo se tiene registro de un espécimen del cazón de trompa blanca *N. velox* con un contenido de Hg en el tejido muscular de 1.02 mg kg^{-1} ph (García-Hernández *et al.*, 2007), capturado en el GC.

En el género *Prionace*, se han estudiado los EPT, en particular el Hg y sus isótopos, así como estrés oxidativo, solo en el tiburón azul *P. glauca*, el cual es una de las especies de tiburones más capturadas a lo largo de toda la costa del PM para consumo humano, incluso la piel se utiliza en la fabricación de cuero, sus desperdicios se usan para preparar harina y su aceite de hígado se aprovecha por ser rico en ácidos grasos (Fischer *et al.*, 1995); es muy abundante y capturado a nivel mundial, estimando una captura aproxima-

da de 20 millones de organismos al año (Lara *et al.*, 2022). Las características biológicas de este tiburón lo hacen tener una mayor capacidad de bioacumulación de elementos traza que en otras especies marinas (Álvaro-Berlanga *et al.*, 2021; Lara *et al.*, 2022).

En 2007 se analizó el nivel de Hg en músculo de un espécimen de *P. glauca* con un valor promedio de $0.27 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$ (García-Hernández *et al.*, 2007). Posteriormente, se observó una acumulación de Hg en el mismo tejido ($1.39 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$) mayor que el LMP en tiburones del área del Pacífico de B.C.S., los niveles de Se analizados fueron muy bajos (0.10 mg kg^{-1}), esto se atribuyó a su alto nivel trófico y al posible efecto de transferencia materna de parte de hembras a sus embriones (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011). Sin embargo, en un estudio en juveniles de *P. glauca*, realizado en la misma zona, se cuantificaron niveles aproximados de Hg en el tejido muscular de 0.49 mg kg^{-1} (convertido a ph, considerando 75% de humedad) asumiendo que éstos tuvieron menores tiempos de exposición al Hg (Maz-Courrau *et al.*, 2012). A estos resultados con alta variabilidad se le suman los realizados por Barrera-García *et al.* (2012, 2013), en los cuales se analizaron los elementos Hg, Se, As, Pb, Cd, Cu, Zn y Fe así como su efecto en la producción de especies reactivas de oxígeno en el músculo, hígado y riñón; cabe resaltar que los niveles de Hg y Se fueron de 1.03 y $0.22 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$ en músculo, mientras que en el hígado, el Se (1.67 mg kg^{-1}) fue mayor que el Hg (0.36 mg kg^{-1}), lo cual indica un efecto de protección solamente en el hígado. Elementos tóxicos como el As, Cd y Pb presentaron valores menores al LMP, pero el Cd en el hígado y riñón fue muy alto (34.66 y 6.68 mg kg^{-1}). Todas estas diferencias, incluyendo altas concentraciones, se atribuyeron al sexo, madurez y la función de cada tejido. No obstante, la acción catalítica de las enzimas antioxidantes que se midieron podrían prevenir daños y deterioro en estos tejidos.

Esta tendencia de concentraciones de EPT fue distinta 10 años después, en la zona de Manzanillo, Colima, ya que los niveles en el músculo de Hg fueron menores (0.36 mg kg^{-1}) a los del Se (7.45 mg kg^{-1}), pero el As, Cd y Pb fueron mayores (114.90 , 0.76 y 2.89 mg kg^{-1} , respectivamente) al LMP (Álvaro-Berlanga *et al.*, 2021), por lo tanto, se sugiere que la zona tiene una influencia de acuerdo con la segregación por sexos de *P. glauca*. De vuelta a la zona del Pacífico de B.C.S., los niveles de *P. glauca* en el músculo (10 años después) aumentaron a casi 2.00 mg kg^{-1} (convertido a ph, considerando 75% humedad), evidenciando que este organismo se alimenta a mayor profundidad que otros tiburones y consume presas mesopelágicas (Besnard *et al.*, 2021). Caso contrario sucedió en el último reporte para esta especie del área del Pacífico de B.C.S., con niveles promedio en el músculo de Se (0.53 mg kg^{-1}) > Hg (0.44 mg kg^{-1}) > Cd (0.25 mg kg^{-1}), mientras que en el hígado el Se y el Cd tuvieron medias de 1.53 y 1.50 mg kg^{-1} , respectivamente, se observó un efecto de biomagnificación, pero su consumo no representa riesgo a la salud (Lara *et al.*, 2022).

El último tiburón de la familia Carcharhinidae (género *Rhizoprionodon*) del que se tienen datos acerca de contaminantes en el área del Pacífico mexicano es el cazón birronche *R. longurio*; es una especie de tamaño pequeño (media de 90.30 y 97.80 cm para machos y hembras, respectivamente), que frecuenta zonas de fondo fangoso y es explotada comercialmente en la costa continental del GC (Corro-Espinosa *et al.*, 2011). Se han realizado pocos estudios sobre contaminantes en esta especie, pero se ha identificado la concentración de Hg total en regiones del GC con una variación importante en los prome-

dios encontrados (entre estudios y tejidos). Ya que se reportan niveles de 1.30 y 0.92 mg kg⁻¹ (ph) en tejido muscular, mientras que para hígado 0.07 mg kg⁻¹ (ph), lo cual nos dice que es muy importante mantener una vigilancia de estos valores, pues se encuentran al borde o por encima del LMP recomendado para consumo humano (García-Hernández *et al.*, 2007; Hurtado-Banda *et al.*, 2012). En oposición, otro estudio reportó valores muy inferiores de Hg (<0.40 mg kg⁻¹ ph) y seguros para el consumo, en el músculo de *R. longurio* (Frías-Espicúeta *et al.*, 2019), evidenciando una notable variabilidad que puede estar asociada a factores propios de la especie (edad, tamaño, dieta), influencia geológica (sedimentos), condiciones físico-químicas (temperatura del agua, pH) o diferencias analíticas.

Familia Sphyrnidae

Los tiburones pertenecientes a esta familia son los del género *Sphyrna*, coloquialmente conocidos como tiburones cabeza de martillo, pala o bonete. A su vez, esta familia de tiburones se divide en diez diferentes especies (Froese & Pauly, 2021). En el Pacífico mexicano, las investigaciones realizadas sobre los niveles de diferentes tipos de contaminantes en tiburones de este género se han centrado principalmente en dos especies, la cornuda común *S. lewini* y la cornuda prieta *S. zygaena*, debido a la importancia que representan a nivel comercial y pesquero en la región mexicana.

En un primer estudio Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna (2005) reportaron niveles de Hg total de 1.20 mg kg⁻¹ ph en músculo de *S. lewini* en la región costera del GC, superando incluso los LMP para consumo humano. Posteriormente, García-Hernández *et al.* (2007), reportaron niveles similares (1.08 mg kg⁻¹ ph) de Hg total para tejido comestible de dicha especie en distintos campos pesqueros del GC, mientras que en el mismo estudio en el músculo de *S. zygaena* se reportaron valores de 8.25 mg kg⁻¹ ph. En la zona costera de Sinaloa, se han reportado niveles de Hg (ph) en músculo de 1.45 mg kg⁻¹ (Altata-Ensenada del Pabellón) y de 0.82 mg kg⁻¹ en juveniles (Cospita) para *S. lewini* (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011a; Hurtado-Banda *et al.*, 2012), pero en el hígado han sido más bajos (0.25 mg kg⁻¹ ph). En contraste, Maz-Courrau *et al.* (2012) y más recientemente Besnard *et al.* (2021) encontraron niveles de Hg muy cercanos al LMP para consumo humano con promedios aproximados (convertidos a ph, considerando 75% de humedad en músculo) de 0.25 y 0.90 mg kg⁻¹, respectivamente para la especie de *S. zygaena*.

Otros estudios encontrados para la región costera del GC y el Pacífico oriental tropical son los realizados por Bergés-Tiznado *et al.* (2015) y Ruelas-Inzunza *et al.* (2020), quienes reportaron niveles de Hg total de 0.63 y 0.55 mg kg⁻¹ (ph), respectivamente, en juveniles de *S. lewini*, mientras que para *S. zygaena*, Escobar-Sánchez *et al.* (2010) y Terrazas-López *et al.* (2019), reportan concentraciones promedio de 0.16 y 1.30 mg kg⁻¹ (ph, considerando 75% de humedad en músculo), respectivamente. Se asume que los altos niveles de Hg encontrados en *S. lewini* y *S. zygaena* podrían asociarse a las diferentes actividades comerciales e industriales que se realizan en la zona costera del GC, y los residuos generados (mineros, domésticos, industriales, agrícolas, acuícolas, plantas eléctricas, etcétera), que incrementan la disponibilidad de dichos elementos en los ecosistemas costeros y en la biota marina, facilitando así la bioacumulación y biomagnificación en sus tejidos a través de la cadena trófica.

En estos últimos estudios también se midió el Se, recordando que este elemento puede proteger contra la toxicidad del Hg debido a su efecto antagónico, interacción esencial para evaluar los riesgos asociados a la exposición alimentaria al Hg (Kaneko & Ralston, 2007). Cabe señalar que en todos los casos, la relación molar Se:Hg promedio fue superior a 1, pero en muchos casos, los tiburones de mayor talla estudiados presentaron relaciones molares inferiores a la unidad. También fue posible determinar, en cierto grado, el riesgo a la salud que supone el consumo de tiburones, en función de la concentración promedio de Hg encontrada en el tejido comestible, y se proponen consumos a la semana que van desde 349 a 380 g de músculo de *S. lewini* (Bergés-Tiznado *et al.*, 2015). En cuanto a los índices de riesgo, se determinó que a pesar de que las concentraciones promedio de Hg en el músculo de *S. lewini* sobrepasaron el LMP para consumo humano, no superaron el valor umbral (1 mg kg^{-1}) para determinar un peligro potencial por consumo de esta especie de tiburón (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2020).

Los niveles promedio de As encontrados en el músculo de *S. lewini* han sido del orden de 10.10 mg kg^{-1} ph (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021a), no superando los LMP para consumo. El caso contrario se observó para Cd y Pb en el tejido muscular de esta especie (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2020) con niveles aproximados de 2 y 1.30 mg kg^{-1} (convertido a ph, considerando 75% de humedad), para Cd y Pb, respectivamente, por lo que se encuentran por encima de los LMP, y aún mayores para el hígado (Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2007), con 99 mg kg^{-1} para Cd y 5.50 para Pb (convertido a ph, considerando 40% de humedad). En tales estudios, se concluyó que no existía un potencial riesgo a la salud humana por el consumo de músculo de *S. lewini*, tomando en consideración la ingesta semanal tolerable provisional. En el último estudio realizado en *S. lewini* se analizaron 23 compuestos de pesticidas organoclorados, de los cuales 17 se detectaron en el músculo y 23 en el hígado (Ángel-Moreno *et al.*, 2022), encontrando mayores niveles de difeniltricloroetano (DDT) > clordano > hexaclorobencenos (HBC) > mirex, a pesar de que el uso de estos compuestos está prohibido, de acuerdo al catálogo de plaguicidas autorizados en México. Se apreció un proceso de bioamplificación de estas sustancias tóxicas, no obstante, el consumo de la carne de *S. lewini* no representa riesgos a la salud humana por la exposición a estos pesticidas.

Familia Triakidae

Dentro de esta familia del orden de los Carcharhiniformes, el tiburón más estudiado del género *Mustelus* es el cazón pardo *M. henlei*, de cuerpo alargado, por lo regular de esbelto a ligeramente robusto y pequeño, muy abundante en aguas costeras que se explotan comercialmente en el GC para consumo humano (Fischer *et al.*, 1995). En este tiburón solo se ha analizado el contenido de Hg, Se y Cd en músculo e hígado. En un primer estudio realizado por García-Hernández *et al.* (2007), en los especímenes estudiados de *M. henlei* se encontraron niveles bajos de Hg (0.10 a 0.37 mg kg^{-1} ph) en tejido comestible. Mientras que en dos estudios posteriores (Medina-Morales *et al.*, 2020; Pantoja-Echevarría *et al.*, 2021) presentaron niveles aún más bajos en músculo, con intervalos de concentración de 0.02 a 0.08 mg kg^{-1} de Hg y muy similares en el hígado (0.004 - 0.09 mg kg^{-1} ph), cabe señalar que el contenido de Se en estos dos tejidos también fue muy bajo, con un rango de 0.03 a 0.04 y de 0.13 a 0.24 mg kg^{-1} en músculo e hígado, repectivamen-

te. Estos bajos valores se asocian a sus hábitos alimenticios y no a las diferencias entre sexos. Las relaciones molares Se:Hg fueron mayor que 1, pero el valor benéfico a la salud por Se no fue positivo y se recomendaron consumos que van de 0.20 a 1.60 kg por semana para evitar daños a la salud. En cuanto al contenido de Cd en esta especie, se tienen niveles menores ($0.04 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$) que el LMP para el músculo (DOF, 2011), pero mayores para el hígado ($0.96 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$), indicando que el Cd se absorbe a través de la dieta y tiene acumulación preferencial por el hígado (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020).

El tiburón *M. albiginnis* fue recientemente descrito como nueva especie del género *Mustelus* (Castro-Aguirre *et al.*, 2005) del Pacífico nororiental, el cual tiene tallas similares a *M. henlei*, sin embargo, los niveles de Hg encontrados en músculo e hígado fueron mayores (Hurtado-Banda *et al.*, 2012), con niveles más altos en adultos que en juveniles (0.34 y $0.17 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$, respectivamente) tanto para músculo, como para hígado (0.128 y $0.08 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$). Aunque los valores estuvieron por debajo del LMP, el consumo semanal de su carne se restringió a 240 g para una persona que pesa 70 kg.

En el tiburón leopardo *Triakis semifasciata*, a pesar de proveer una carne de excelente calidad para consumo humano (Fischer *et al.*, 1995), los estudios acerca de contaminantes son sumamente limitados y probablemente sean debidos a la concentración de Hg tan baja encontrada en el músculo ($0.08 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$) lo cual no representa un riesgo al consumir este tejido (García-Hernández *et al.*, 2007); es de vital importancia continuar con estos monitoreos para tener datos actuales sobre el estado de salud de la especie y su potencial riesgo a la salud humana.

Orden Lamniformes

Familia Alopiidae

Dentro de esta familia de tiburones, del género *Alopias*, existen registros de contaminantes en la especie *A. pelagicus*, comúnmente llamado tiburón zorro y en términos de volumen y capturas comerciales, es el tercer tiburón más importante en la región central del PM, puesto que representa un 2.57% de las capturas pesqueras; estos organismos son explotados por su piel, carne, aceite de hígado y aletas y está incluido como especie en peligro de extinción por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y en la lista del Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), para garantizar el comercio internacional sostenible (Lara *et al.*, 2020; Álvaro-Berlanga *et al.*, 2021).

En 2007, se estudió el contenido de Hg total en diversas especies del GC, entre los cuales había un grupo de *A. pelagicus* de Baja California (B.C.) con una concentración promedio de 1.30 mg kg^{-1} (García-Hernández *et al.*, 2007). Trece años después, otro estudio determinó las concentraciones de Hg, Se y Cd en hígado y músculo de especímenes del tiburón zorro capturados en B.C.S. Los patrones indican mayor concentración de Hg en músculo, respecto al hígado; mientras que para Se y Cd se observó lo contrario. La concentración media de Hg (ph) en músculo fue 0.76 mg kg^{-1} y fue mayor en machos que en hembras y en el análisis de Cd en músculo, la media fue de $0.18 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$, con valores más elevados para los machos. Tanto las concentraciones de Hg como las de Cd encontradas resultaron menores al LMP, en contraste, la concentración media de Cd he-

pático fue extremadamente mayor ($86.50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$) que el LMP, lo que podría ser tóxico al consumir aceite de hígado de esta especie. Por otro lado, independientemente del sexo y el tamaño las concentraciones promedio de Se, tanto en hígado como en músculo, fueron bajas y no representan ningún riesgo para el consumo humano, pero, el valor del beneficio para la salud del Se fue negativo, lo que plantea riesgos potenciales para la salud (Lara *et al.*, 2020).

En Manzanillo, Colima, se cuantificaron 13 elementos traza en tejido muscular de *A. pelagicus*, y se encontró que esta especie tiene mayor capacidad de bioacumulación de elementos traza tóxicos (principalmente Hg y Cd), comparada con los tiburones *C. fal-ciformis* y *P. glauca*. La concentración de elementos traza esenciales (Fe, Zn, Cu, Mn y Se) fue mayor que la concentración de los tóxicos (Pb, Cd y Hg) con excepción del As que fue mayor que los esenciales Cu, Mn, Se, Ni, V, Cr y Co. Es interesante que, a diferencia de B.C.S., se concentran mayormente en hembras. Además, la elevada proporción Se/Hg (67.50) muestra la importancia del consumo de Se para contrarrestar la toxicidad del Hg (Álvaro-Berlanga *et al.*, 2021).

Familia Lamnidae

El tiburón Mako (*Isurus oxyrinchus*) es una especie litoral y epipelágica que suele encontrarse a pocos metros de la costa, frecuentemente estos organismos presentan una longitud de 90 a 160 cm, aunque pueden alcanzar hasta los 260 cm y son de importancia comercial para consumo humano, y está considerado como una especie vulnerable, debido a su baja fecundidad y crecimiento lento (Vélez-Alavez *et al.*, 2013).

Las investigaciones de esta especie en México se han realizado en el GC y se enfocan principalmente en la cuantificación de Hg en músculo. En 2012, se encontraron niveles de 0.26 mg kg^{-1} (convertido a ph, considerando 75% de humedad) de Hg en tejido muscular (Maz-Courrau *et al.*, 2012). Posteriormente, se midió el contenido de Hg, Pb, Cd, As y el estrés oxidativo inducido por estos EPT en músculo, hígado y riñón de esta especie, resaltando niveles muy bajos de Cd y As en el músculo, As y Pb en el hígado y As en el riñón, mucho menores a $0.0001 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$, mientras que el Pb y Hg en el músculo tuvieron valores medios de 0.16 y $0.39 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$, respectivamente; los niveles encontrados en el tiburón mako en las costas de B.C. fueron muy bajos para tener un efecto significativo en los indicadores de estrés oxidativa, además los antioxidantes, como defensa, son sumamente activos y le confieren protección contra los contaminantes ambientales (Vélez-Alavez *et al.*, 2013). En un estudio reciente (Besnard *et al.*, 2021) se analizó el contenido de Hg en el músculo de *I. oxyrinchus*, con niveles de $1.20 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$, por encima del LMP para consumo humano, relacionando este incremento de Hg con la profundidad en la que el tiburón se alimenta.

Orden Squatiniforme

Familia Squatinidae

El único miembro de este orden y familia, del género *Squatina*, al que se le han determinado concentración de contaminantes, es el tiburón ángel *S. californica*, que presenta

longevidad de 25 a 30 años, un nivel trófico de aproximadamente 4 y se alimenta principalmente de peces. Lo anterior supondría común encontrar altas concentraciones de Hg en este tiburón, pero caso contrario, un estudio realizado en el GC mostró niveles muy bajos ($0.24 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$) en el músculo, estos valores de Hg encontrados en *S. californica* son más similares a los batoideos que a otras especies de tiburones y no representan riesgo a la salud al consumir su carne, ya que una persona adulta de 70 kg de masa corporal podría ingerir 1.16 kg de músculo a la semana para experimentar algún efecto adverso a la salud (Escobar-Sánchez *et al.*, 2016).

Orden Orectolobiformes

Familia Rhincodontidae

Dentro de esta familia, solo una especie está presente en el área, que es el *Rhincodon typus*, conocido como tiburón ballena, de talla extraordinariamente grande (12 m) es un organismo protegido y en peligro de extinción, se encuentra expuesto a una amplia gama de contaminantes, por sus mecanismos de filtración en la ingesta de alimentos (Fossi *et al.*, 2017). Para estudiar la incidencia de EPT, así como algunos compuestos orgánicos persistentes y microplásticos en las aguas de donde se alimenta, se han realizado investigaciones en muestras de piel y órganos de tiburones ballena muertos, recolectadas en la zona del GC en B.C.S., cuyos resultados indican la presencia de estos elementos y compuestos tóxicos en la especie (Fossi *et al.*, 2017; Pancaldi *et al.*, 2019a, b; 2021a, b). En las muestras de piel, se encontraron niveles mayores de bifenilos policlorados (PCB,) >DDT > difeniléteres polibrominados (PBDE) > HCB, todos estos menores a 0.01 mg kg^{-1} , lo cual se relaciona con los aportes de estos compuestos a las aguas donde habitan, a partir de campos de golf, marinas, hoteles y las zonas agrícolas aledañas de Sonora y Sinaloa. Los niveles de EPT cuantificados en la piel fueron bajos para As ($<1.01 \text{ mg kg}^{-1}$), Se ($<0.85 \text{ mg kg}^{-1}$), Pb ($<0.16 \text{ mg kg}^{-1}$), Hg ($<0.04 \text{ mg kg}^{-1}$), Cd ($<0.01 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu y Zn. La misma tendencia de bajas concentraciones se mantuvo para Cu, Se, Zn, Hg y Pb en órganos analizados de dos tiburones ballenas varados, que incluyeron al músculo, hígado, epidermis, cerebro, corazón, riñón, estómago, entre otros; para el hígado se observaron niveles mayores de As ($24.30\text{-}33.70 \text{ mg kg}^{-1}$) y Cd ($5.30\text{-}5.13 \text{ mg kg}^{-1}$), lo cual se asoció a la alta disponibilidad de estos elementos en el área, así como a la capacidad de mayor acumulación en tejidos específicos (Pancaldi *et al.*, 2019a). En un estudio detallado en ambos lóbulos del hígado de un espécimen de *R. typus* varado en la Bahía de la Paz, B.C.S., se mantuvieron niveles menores al LMP para Hg, Pb y As, pero mayores para Cd ($11.30\text{--}15.50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$), con una distribución no uniforme en el tejido, corroborando la posible habilidad de este organismo para bioacumular Cd en el hígado (Pancaldi *et al.*, 2021a).

Rayas y quimeras

Los peces batoideos o Rajiformes comprenden una gran variedad de grupos, en el PM podemos encontrar a las familias Dasyatidae, Gymnuridae, Mobulidae, Narcinidae, Myliobatidae, Pristidae, Rajidae, Rhinobatidae, Rhinopteridae, Torpedinidae y Urolophidae

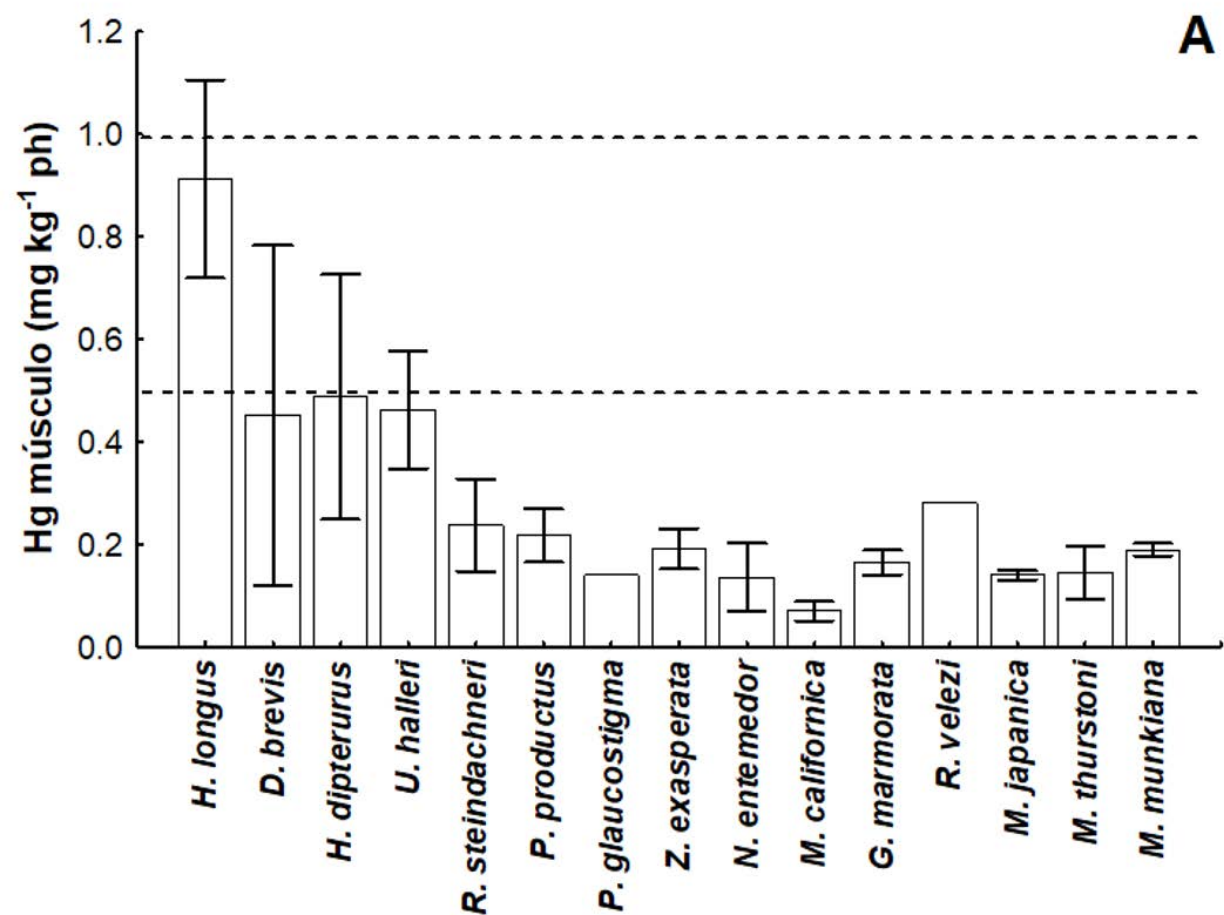
(Fischer *et al.*, 1995), conocidas comúnmente como cubanas, mantas, mantarrayas mariposas, gavilanes, rayas, diablitos, guitarras y torpedos. Las rayas son organismos que habitan en todos los océanos en aguas costeras, desde muy someras hasta en profundidades no mayores a 3000 m y también en regiones estuarinas (Fischer *et al.*, 1995). En México, la pesca ribereña artesanal de rayas representa alrededor del 30% de la producción nacional total de elasmobranquios, y son explotados para comercializar su carne fresca, congelada, seca y salada (Escobar-Sánchez *et al.*, 2014).

Los estudios de acumulación de contaminantes en batoideos no son amplios ni dirigidos a especies en particular, como en el caso de los tiburones y solo se han cuantificado los niveles de Hg en músculo y en algunos casos en el hígado, presentando variabilidad en las concentraciones encontradas, en su mayoría por debajo de LMP para este elemento. En solo un estudio se midió el As; es de resaltar que el número de individuos capturados tiende a ser bajo, en ocasiones solamente se tiene un espécimen para el análisis de contaminantes.

Tal es el caso donde se midió el Hg (ph) en el tejido comestible de la raya látigo *Hypanus longus* (antes *Dasyatis longus*) con 0.71 mg kg^{-1} (n=4), y el resto con niveles menores al LMP de 0.50 mg kg^{-1} ; la raya de espina *D. brevis* presentó un promedio de 0.45 mg kg^{-1} , la raya gavilán *Rhinoptera steindachneri* 0.43 mg kg^{-1} , la guitarra *Pseudobatos productus* (antes *Rhinobatos productus*) con 0.31 mg kg^{-1} , y un contenido menor a 0.14 mg kg^{-1} en músculo se encontró en la raya mariposa *Gymnura marmorata*, en *P. glaucostigma* (antes *R. glaucostigma*), en la raya eléctrica común *Narcine entemedor*, en la raya guitarra *Zapteryx exasperata* y en la raya tecolote *Myliobatis californica* (García-Hernández *et al.*, 2007). Los niveles de As medidos en *R. steindachneri* en músculo e hígado fueron mayores en rayas adultas que en juveniles, con un promedio de 27.80 y 10.20 mg kg^{-1} (convertidos a ph, considerando 75% y 40% de humedad para músculo e hígado), en cambio el Hg fue muy bajo (Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009). Además de las rayas anteriormente mencionadas, también se ha cuantificado el Hg en el músculo de la raya látigo *H. dipterurus* (antes *D. dipterura*), la raya redonda común *Urobatis halleri* (antes *Urolophus halleri*), la raya de Velez *Raja velezi* y la raya redonda chilena *Urotrygon chilensis*, todas con concentraciones menores al LMP de 0.50 mg kg^{-1} y se consideró que el consumo de éstas no causaría efectos adversos a la salud (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2013).

En las rayas diablo *Mobula japanica*, *M. thurstoni* y *M. munkiana*, así como en *R. steindachneri* del GC, se midió el Hg en músculo e hígado, presentando mayores niveles *R. steindachneri*, seguida de *M. munkiana*, pero todos los valores estuvieron por debajo del LMP (Escobar-Sánchez *et al.*, 2014) y el índice de riesgo fue bajo y las hacen seguras para el consumo humano. En la zona del Pacífico de B.C.S., las rayas *M. californica*, *P. productus* y *Z. exasperata* son tres especies importantes en la pesquería artesanal de elasmobranquios y son de amplio consumo humano, por lo tanto, se cuantificó el Hg, así como isótopos de Hg, C y N, de acuerdo a distintos estados de madurez y sexo (Murillo-Cisneros *et al.*, 2018, 2019). Las concentraciones en músculo e hígado fueron muy bajas para las tres especies en sus dos tejidos, mayores en organismos adultos en todos los casos, siendo *Z. exasperata* la que tuvo el mayor nivel con 0.24 mg kg^{-1} ph de Hg en músculo. El consumo recomendado fue 0.50 kg a la semana de carne de estos organismos, para evitar cualquier riesgo asociado; en cuanto a la interacción de estas tres especies con su

hábitat se generalizó un efecto de biomagnificación de Hg a través de su trama alimenticia (Murillo-Cisneros *et al.*, 2019). Los niveles promedio de Hg en las especies de rayas del PM son menores al LMP de 1 mg kg⁻¹ ph (Figura 1).



La figura continúa en la página siguiente.

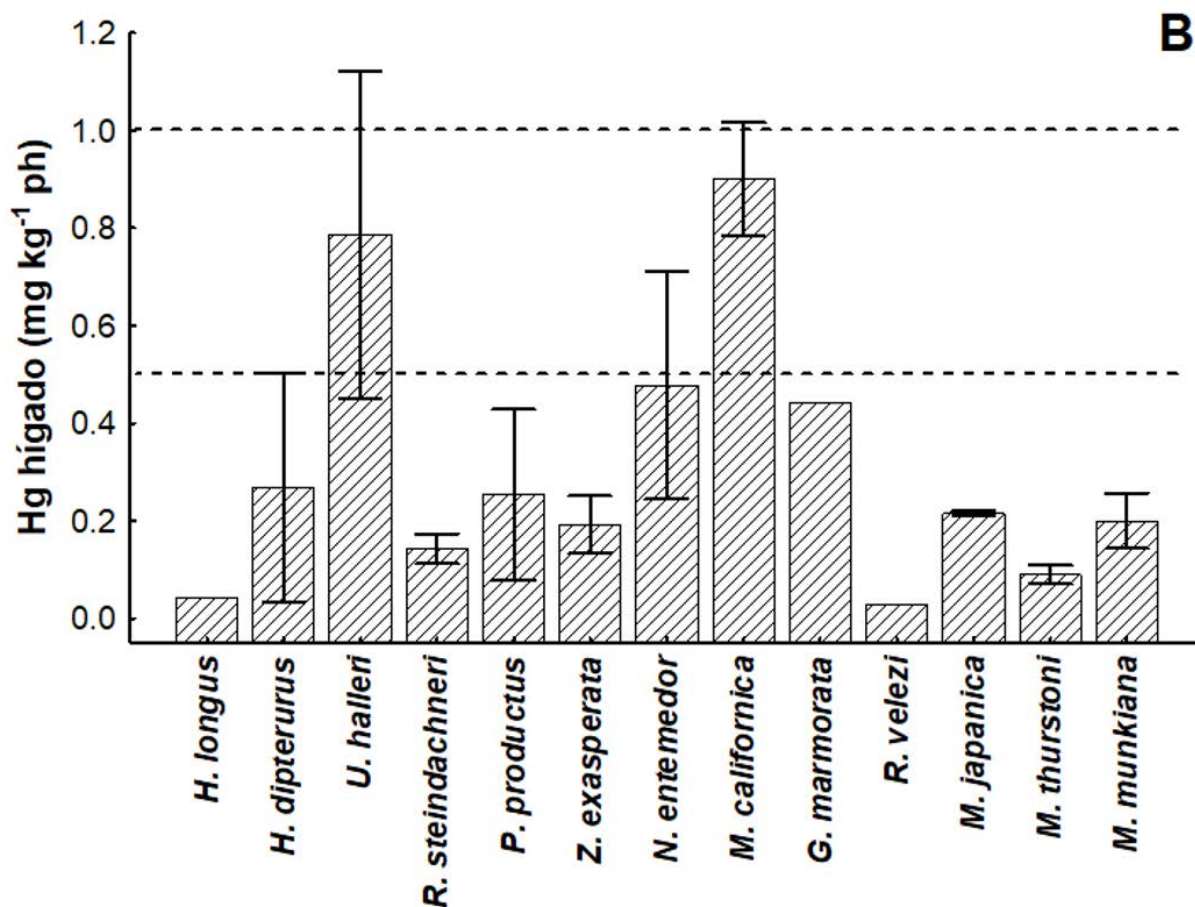


Figura 1. Niveles promedio generales de Hg en rayas estudiadas del Pacífico mexicano. A) músculo y B) hígado. Líneas punteadas indican Límites Máximos Permisibles, de acuerdo a normatividad de México.

Se ha observado que la acumulación de contaminantes en rayas está relacionada con la edad, las investigaciones reportan que las concentraciones encontradas en los diferentes tejidos son diferentes entre juveniles y adultos, lo que sugiere una baja capacidad para regular y asimilar este tipo de contaminantes, debido a que los adultos tienen tasas metabólicas más bajas respecto a los juveniles, las cuales pudieran impedir el equilibrio entre la asimilación de los contaminantes y su proceso de excreción (Escobar-Sánchez *et al.*, 2014), asimismo los organismos adultos pueden ingerir en su dieta presas de mayor tamaño, cuyos contenidos de metales tenderán a ser más altos.

En lo que respecta al grupo de las quimeras, existen en la literatura dos trabajos sobre la especie *Hydrolagus colliei*, población que se encuentra en aguas profundas y habita desde Alaska hasta el noroeste del PM, incluyendo al norte del GC (Froese & Pauly, 2021) y no se considera para consumo humano. Éstos son organismos pequeños (tallas máximas de 63 cm en hembras), de los cuales aún se desconocen datos sobre su historia natural de vida como su nivel trófico y su dieta, en particular en la población del norte del GC (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021b). Los primeros datos sobre el Hg en esta especie en la

zona del GC (Cruz-Acevedo *et al.*, 2019) capturados en un rango de profundidad de 243 a 462 m, muestran una concentración ligeramente mayor en el hígado ($0.79 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$) que en músculo ($0.75 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$). En un estudio posterior (Bergés-Tiznado *et al.*, 2021b), los niveles determinados fueron más bajos que los previamente reportados, con un contenido de Hg y Se en el músculo de 0.23 y $0.40 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ph}$, pero el Hg en el hígado fue menor (0.17 mg kg^{-1}) y el Se mayor (1.67 mg kg^{-1}), por lo tanto las relaciones molares Se:Hg para ambos tejidos fueron mayores a la unidad. Las diferencias entre las concentraciones en ambos estudios pueden ser atribuidas a factores como la temporada y sitios de captura, además de que estos organismos pudieran estar adquiriendo estos elementos a través de su dieta, de acuerdo a sus hábitos alimenticios, considerando su alimentación a base de invertebrados y peces.

Conclusiones

La literatura en cuanto a la incidencia y efectos de contaminantes en condricios es limitada. Los tiburones han sido los organismos más estudiados, en particular *C. leucas*, *P. glauca*, *S. lewini*, *A. pelagicus*, *S. zygaena* y *C. falciformis*, estas dos últimas especies están catalogadas dentro de las 5 especies de tiburones más vulnerables de la pesquería artesanal (Furlong-Estrada *et al.*, 2017), con niveles de Hg en sus tejidos menores a 0.01 hasta 3.95 mg kg^{-1} , con tendencia a incrementarse con el tiempo y concentraciones de Cd muy altas en el hígado (hasta 99 mg kg^{-1}), incluso el Pb presentó niveles altos en estas especies, desde 0.07 hasta 5.52 mg kg^{-1} , por lo tanto, en diversas ocasiones estuvieron por encima del LMP para estos tres elementos. No obstante, poseen sistemas antioxidantes muy activos que les confieren protección contra los EPT. Las rayas presentaron contenidos de Hg por debajo los LMP (0.5 mg kg^{-1}) haciendo seguro para el consumo humano su tejido, lamentablemente no hay información acerca del contenido de Pb y Cd en estos organismos. Finalmente, respecto a las quimeras, hay información muy limitada acerca de los niveles de EPT en este organismo. Son necesarios futuros estudios y monitoreos para dilucidar la dinámica e interacción de los contaminantes con los condricios presentes en el área del Pacífico mexicano.

Agradecimientos

Agradecimiento especial al apoyo recibido por el programa de Investigación Científica Básica, a través del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología al proyecto 288665, así como a los proyectos PRO_A1_001 y PRO_A7_045 del Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI 2022) de la Universidad Autónoma de Sinaloa.

Literatura citada

- Álvaro-Berlanga, S., Calatayud-Pavía, C.E., Cruz-Ramírez, A., Soto-Jiménez, M.F. & Liñán-Cabello, M.A. (2021). Trace elements in muscle tissue of three commercial shark species: *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis*, and *Alopias pelagicus* off the Manzanillo, Colima coast, Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 22679–22692.
- Ángel-Moreno Briones, A., Hernández-Guzmán, F., González-Armas, R., Galván-Magaña, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Sánchez-González, A. & Ramírez-Álvarez N. (2022). Organochlorine pesticides in immature scalloped hammerheads *Sphyrna lewini* from the western coast of the Gulf of California, Mexico: bioaccumulation patterns and human exposure. *Science of the Total Environment*, 806, 151369.
- Barrera-García, A., O'Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L.C., Castellini, J.M. & Zenteno-Savín, T. (2012). Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 156, 59–66.
- Barrera-García, A., O'Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L.C., Castellini, J.M. & Zenteno-Savín, T. (2013). Trace elements and oxidative stress indicators in the liver and kidney of the blue shark (*Prionace glauca*). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 165, 483–490.
- Bergés-Tiznado, M.E., Márquez-Farías, J.F., Lara-Mendoza, R.E., Torres-Rojas, Y.E., Galván-Magaña, F., Bojórquez-Leyva, H. & Páez-Osuna, F. (2015). Mercury and selenium in muscle and target organs of scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 440–452.
- Bergés-Tiznado, M.E., Vélez, D., Devesa, V., Márquez-Farías, J.F. & Páez-Osuna, F. (2021a). Arsenic in tissues and prey species of the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*) from the SE Gulf of California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 624–633.
- Bergés-Tiznado, M.E., Véliz-Hernández, I.J., Bojórquez-Sánchez, C., Zamora-García, O.G., Márquez-Farías, J.F. & Páez-Osuna, F. (2021b). The spotted ratfish *Hydrolagus coliei* as potential biomonitor of mercury and selenium from deep-waters of the northern Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 164, 112102.
- Besnard, L., Le-Croizier, G., Galván-Magaña, F., Point, D., Kraffe, E., Ketchum, J., Martínez-Rincón, R.O. & Schaal, G. (2021). Foraging depth depicts resource partitioning and contamination level in a pelagic shark assemblage: insights from mercury stable isotopes. *Environmental Pollution*, 283, 117066.
- Castillo-Géniz, L., Soriano-Velázquez, S.R. & Villaseñor-Talavera, R. (2008). Pesquerías mexicanas de tiburón en el océano Pacífico. En: Machii, T. & Flores-Olivares, J. eds. *Pesquerías Latinoamericanas*. pp. 211-241. México: Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- Castro-Aguirre, J.L., Antuna-Mendiola, A., González-Acosta, A.F. & De la Cruz-Agüero, J. (2005). *Mustelus albipinnis* sp. nov. (Chondrichthyes: Carcharhiniformes: Triakidae) de la costa suroccidental de Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*, 15(2), 123 - 130
- Compagno, L.J.V. (2001). *Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Volume 2. FAO Species Catalogue for Fisheries Purposes*. Roma: FAO.
- Corro-Espinoza, D., Márquez-Farías, J.F. & Muhlia-Melo, A. (2011). Size at maturity of the Pacific sharpnose shark *Rhizoprionodon longurio* in the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 37(2), 201 –214.
- Cruz-Acevedo, E., Betancourt-Lozano, M., Arizmendi-Rodríguez, D.I., Aguirre-Villaseñor, H., Aguilera-Márquez, D. & García-Hernández, J. (2019). Mercury bioaccumulation patterns in deep-sea fishes as indicators of pollution scenarios in the northern Pacific of Mexico. *Deep-Sea Research Part I*, 144, 52–62.
- DOF (2011). Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Diario Oficial de la Federación.
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F. & Rosiles-Martínez, R. (2010). Mercury and selenium in the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific ocean. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84, 488–491.

- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F. & Rosiles-Martínez, R. (2011). Biomagnification of Mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific ocean off Mexico. *Biological Trace Element Research*, 144, 550–559.
- Escobar-Sánchez, O., Ruelas-Inzunza, J., Patrón-Gómez, J.C. & Corro-Espinosa, D. (2014). Mercury levels in myliobatid stingrays (Batoidea) from the Gulf of California: tissue distribution and health risk assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 1931–1937.
- Escobar-Sánchez, O., Ruelas-Inzunza, J., Moreno-Sánchez, X.G., Romo-Piñera, A.K. & Frías-Espéricueta, M.G. (2016). Mercury concentrations in pacific Angel shark (*Squatina californica*) and prey fishes from southern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96, 15–19.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. & Niem, V.H. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados – Parte 1*. Roma: FAO.
- Fossi, M.C., Baini, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., Marsili, L., Finoia, M.G. & Ramírez-Macías, D. (2017). Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 190, 48–58.
- Frías-Espéricueta, M.G., Ruelas-Inzunza, J., Benítez-Lizárraga, R., Escobar-Sánchez, O., Osuna-Martínez, C.C., Delgado-Alvarez, C.G., Águilar-Juárez, M., Osuna-López, J.I. & Voltolina, D. (2019). Risk assessment of mercury in sharks (*Rhizoprionodon longurio*) caught in the coastal zone of northwest Mexico. *Journal of Consumer Protection and Food Safety*, 14, 349–354.
- Froese, R. & Pauly, D. (2021). FishBase. Recuperado de <https://www.fishbase.de/>
- Furlong-Estrada, E., Galván-Magaña, F. & Tovar-Ávila, J. (2017). Use of the productivity and susceptibility analysis and a rapid management-risk assessment to evaluate the vulnerability of sharks caught off the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Fisheries Research*, 194, 197–208.
- García-Hernández, J., Cadena-Cárdenas, L., Betancourt-Lozano, M., García-De-La-Parra, L.M., García-Rico, L. & Márquez-Farías, F. (2007). Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 89(3), 507–522.
- Gutiérrez-Mejía, E., Lares, M.L. & Sosa-Nishizake, O. (2009). Mercury and arsenic in muscle and liver of the Golden Cownose Ray, *Rhinoptera steindachneri*, Evermann and Jenkins, 1981, from the Upper Gulf of California, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83, 230–234.
- Hurtado-Banda, R., Gomez-Alvarez, A., Márquez-Farías, J.F., Cordoba-Figueroa, M., Navarro-García, G. & Medina-Juárez, L.A. (2012). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88, 971–975.
- INEGI (2022) *México en Cifras. Sinaloa (25). Aspectos Geográficos Sinaloa*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=25#collapse-Resumen>
- Kaneko, J.J. & Ralston, N.V.C. (2007). Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific near Hawaii. *Biological Trace element Research*, 119, 242–254.
- Lara, A., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., González-Armas, R., Arreola-Mendoza, L., Sujitha, S.B. & Jonathan, M.P. (2020). Bioaccumulation and trophic transfer of potentially toxic elements in the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111192.
- Lara, A., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., González-Armas, R., Arreola-Mendoza, L., Sujitha, S.B., Jonathan, M.P. & Pantoja-Echevarría, L.M. (2022). Mercury, selenium and cadmium in juvenile blue (*Prionace glauca*) and smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*) sharks from the Northwest Mexican Pacific coast. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113311.
- Maz-Courrau, A., López-Vera, C., Galván-Magaña, F., Escobar-Sánchez, O., Rosiles-Martínez, R. & Sanjuán-Muñoz, A. (2012). Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88, 129–134.
- Medina-Morales, S.A., Corro-Espinosa, D., Escobar-Sánchez, O., Delgado-Alvarez, C.G., Ruelas-Inzunza, J., Frías-Espéricueta, M.G., Jara-Marini, M.E. & Páez-Osuna, F. (2020). Mercury (Hg) and selenium (Se) content in the shark *Mustelus henlei* (Triakidae) in the northern Mexican Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 16774–16783.

- Murillo-Cisneros, D.A., O'Hara, T.M., Castellini, M., Sánchez-González, A., Elorriaga-Verplancken, F.R., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Marín-Enríquez, E. & Galván-Magaña, F. (2018). Mercury concentrations in three ray species from the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico: Variations by tissue type, sex and length. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 77–85.
- Murillo-Cisneros, D.A., O'Hara, T.M., Elorriaga-Verplancken, F.R., Sánchez-González, A., Marín-Enríquez, E., Marmolejo-Rodríguez, A.J. & Galván-Magaña, F. (2019). Trophic structure and biomagnification of total mercury in ray species within a benthic food web. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 77, 321–329.
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A.C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M. *et al.*, 2017. Environmental status of the Gulf of California: a pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166, 181–205.
- Pancaldi, F., Páez-Osuna, F., Soto-Jiménez, M.F., González-Armas, R., O'Hara, T., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Vázquez, A. & Galván-Magaña, F. (2019a). Trace elements in tissues of whale sharks (*Rhincodon typus*) stranded in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103, 515–520.
- Pancaldi, F., Galván-Magaña, F., González-Armas, R., Soto-Jiménez, M.F., Whitehead, D.A., O'Hara, T., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Vázquez-Haikin, A. & Páez-Osuna, F. (2019b). Mercury and selenium in the filter-feeding whale shark (*Rhincodon typus*) from two areas of the Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 955–961.
- Pancaldi, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Soto-Jiménez, M.F., Murillo-Cisneros, D.A., Becerril-García, E.E., Whitehead, D.A., González-Armas, R., Galván-Magaña, F. & Páez-Osuna, F. (2021a). Trace elements in the whale shark *Rhincodon typus* liver: and indicator of the health status of the ecosystem base (plankton). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 49(2), 359–364.
- Pancaldi, F., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Whitehead, D.A., González-Armas, R., Soto-Jiménez, M.F., O'Hara, T., Vazquez-Haikin, A. & Galván-Magaña, F. (2021b). Variation of essential and non-essential trace elements in whale shark epidermis associated to two different feeding areas of the Gulf of California. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 36803–36816.
- Pantoja-Echevarría, L.M., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Galván-Magaña, F., Arreola-Mendoza, L., Tripp-Valdéz, A., Elorriaga-Verplacken, F., Sujitha, S.B. & Jonathan, M.P. (2020). Bioaccumulation and trophic transfer of Cd in commercially sought brown smoothhound *Mustelus henlei* in the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110879.
- Pantoja-Echevarría, L.M., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplacken, F., Tripp-Valdéz, A., Tamburin, E., Lara, A., Jonathan, M.P. F., Sujitha, S.B. & Arreola-Mendoza, L. (2021). Mercury and selenium concentrations in different tissues of brown smooth-hound shark (*Mustelus henlei*) from the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112609.
- Rodríguez-Gutiérrez, J., Galván-Magaña, F., Jacobo-Estrada, T., Arreola-Mendoza, L., Sujitha, S.B. & Jonathan, M.P. (2020). Mercury-selenium concentrations in silky sharks (*Carcharhinus faciformis*) and their toxicological concerns in the southern Mexican Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 111011.
- Ruelas-Inzunza, J. & Páez-Osuna, F. (2005). Mercury in fish and shark tissues from two coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74, 294–300.
- Ruelas-Inzunza, J. & Páez-Osuna, F. (2007). Essential and toxic metals in nine fish species for human consumption from two coastal lagoons in the Eastern Gulf of California. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42(10), 1411–1416.
- Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., Ruiz-Fernández, A.C. & Zamora-Arellano, M. (2011a). Health risk associated to dietary intake of mercury in selected coastal areas of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86, 180–188.
- Ruelas-Inzunza, J., Hernández-Osuna, J. & Páez-Osuna, F. (2011b). Total and organic mercury in ten fish species for human consumption from the Mexican Pacific. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86, 679–683.
- Ruelas-Inzunza, J., Escobar-Sánchez, O., Patrón-Gómez, J., Moreno-Sánchez, X.G., Murillo-Olmeda, A., Spanopoulos-Hernández, M. & Corro-Espinosa, D. (2013). Mercury in muscle and liver of then ray species from northwest Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 77, 434–436.
- Ruelas-Inzunza, J., Amezcua, F., Coiraton, C. & Páez-Osuna, F. (2020). Cadmium, mercury and selenium in muscle of the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* from the tropical Eastern Pacific: variation with age, molar ratios and human health risk. *Chemosphere*, 242, 125180.

- Terrazas-López, R., Arreola-Mendoza, L., Galván-Magaña, F., Anguiano-Zamora, M., Sujitha, S.B. & Jonathan, M.P. (2016). Cadmium concentration in liver and muscle of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the tip of Baja California south, México. *Marine Pollution Bulletin*, 107, 389–392.
- Terrazas-López, R., Arreola-Mendoza, L., Galván-Magaña, F., Sujitha, S.B. & Jonathan, M.P. (2019). Understanding the antagonism of Hg and Se in two shark species from Baja California South, México. *Science of the Total Environment*, 650, 202–209.
- Vélez-Alavez, M., Labrada-Martagón, V., Méndez-Rodríguez, L.C., Galván-Magaña, F. & Zenteno-Savín, T. (2013). Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark (*Isurus oxyrinchus*). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 165, 508–514.

CAPÍTULO 12

Arsénico en la biota marina del golfo de California y el océano Pacífico mexicano

Carmen Cristina Osuna-Martínez
Magdalena Elizabeth Bergés-Tiznado
Federico Páez-Osuna

Resumen

Se revisaron y analizaron 25 artículos con información del contenido de arsénico (As) en diferentes grupos de la biota de las zonas costeras y marinas del golfo de California y el océano Pacífico mexicano, en los cuales se presenta información del contenido de As en 40 especies diferentes. Los análisis publicados de As se han llevado a cabo en diferentes tejidos (músculo, branquias, hígado, etcétera) y en los organismos completos. En algunos artículos se presenta un enfoque de riesgo a la salud, por lo que los tejidos considerados son aquellos aprovechados para el consumo humano. En otros artículos, los autores analizan la transferencia trófica del As; o bien, se consideran órganos y/o tejidos con funciones metabólicas específicas que puedan brindar información relevante acerca de los mecanismos por los cuales se presentan los procesos de captura, almacenamiento y/o eliminación del As. En el presente estudio, se muestran un compendio de los niveles de As que se han reportado en esta región en los tejidos de los organismos analizados, los cuales, son relativamente bajos al compararlos con el valor establecido en la norma oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009 (80 mg kg⁻¹; DOF, 2011). En ninguno de los estudios revisados se encontró que se sobrepase dicho valor, a excepción del As presente en hígado del tiburón *Prionace glauca*. Por lo tanto, de manera general, se puede concluir que el consumo del tejido comestible de la biota analizada, no conlleva un riesgo de salud relacionado con intoxicaciones por As.

Palabras clave

Zona costera, elementos potencialmente tóxicos, metaloide, organismos.

Arsenic in marine biota from the Gulf of California and the Mexican Pacific Ocean

Abstract

A total of 25 articles that contained information on the arsenic (As) content in different groups of the biota of the coastal and marine areas of the Gulf of California and the Mexican Pacific Ocean were reviewed and analyzed, with data from 40 different species. Published analyzes have been carried out on different tissues (muscle, gills, liver, etc.) and whole organisms. In some articles, a health risk approach is presented, so the tissues considered are those used for human consumption. In other articles, authors analyzed the trophic transference of As, as well as organs and/or tissues with specific metabolic functions which can provide information about the mechanisms of capture, storage and/or elimination of As. In the present study, a compendium of the As levels that have been reported in this region in the tissues of the analyzed organisms are shown, which are relatively low when compared with the value established in the official Mexican standard NOM-242-SSA1-2009 (80 mg kg^{-1} ; DOF, 2011). In none of the revised studies was exceeded this value, with the exception of As present in the liver of the *Prionace glauca* shark. Therefore, in general, it can be concluded that the consumption of the edible tissue of the analyzed biota does not implies a health risk related to As poisoning.

Keywords

Coastal zone, potentially toxic elements, metalloid, organisms.

Introducción

Los metales y metaloides, incluyendo al arsénico (As), se encuentran presentes en los ambientes marinos, estuarinos y de agua dulce; así como en los sedimentos marinos y continentales, en las rocas y el suelo en diferentes niveles de concentración. De igual forma, se encuentran presentes en la biota que habita dichos ambientes. El As proviene principalmente de dos tipos de fuentes: (i) procesos naturales, tales como el intemperismo, la actividad biológica y las emisiones volcánicas; y (ii) su origen a partir de actividades humanas tales como la minería, los procesos industriales, fundición de metales, la producción de pesticidas, el uso de combustibles fósiles, entre otros (Alonso *et al.*, 2014). Además de ello, concentraciones relativamente altas de As se presentan de manera natural en algunas áreas, como resultado de los aportes desde las fuentes geotérmicas (Prol-Ledesma *et al.*, 2004; Birkle *et al.*, 2010; Leal-Acosta *et al.*, 2010).

El As es un elemento que ha sido utilizado ampliamente como pesticida (arseniato de calcio y acetoarsenito de cobre) y como herbicida (ácido metilarsénico y ácido dimetilarsénico). También se utiliza en la industria farmacéutica y en la industria del vidrio, en la fabricación de conservantes de cuero y de cebos venenosos. Algunos arsenicales orgánicos (e.g. roxarsona: $\text{C}_6\text{AsNH}_6\text{O}_6$, ácido parsanílico: $\text{C}_6\text{H}_8\text{AsNO}_3$ y derivados) se utilizan

como aditivos alimentarios para aves y cerdos para aumentar la tasa de ganancia de peso y para tratar y prevenir enfermedades (Bencko & Foong, 2016).

Las principales preocupaciones de salud pública relacionadas con el As son el aprovechamiento de las aguas subterráneas enriquecidas con As de forma natural, para su uso como fuente de agua potable (Plant *et al.*, 2005). La toxicidad del As depende en gran medida de su especiación química. Las especies de As inorgánico tales como el arsenito (AsIII) y arseniato (AsV) son compuestos altamente tóxicos, mientras que compuestos orgánicos como el metilarsonato (MMA), dimetilarsinato (DMA), óxido de trimetilarsina (TMAO), y el tetrametilarsonio (TETRA) son considerados moderadamente tóxicos. En contraste, las formas orgánicas del arsénico, tales como la arsenobetaina (AsB), arsenocolina (AsC), y arsenoazúcares se consideran no tóxicos (Fattorini & Regoli, 2004; Fattorini *et al.*, 2006; Sharma & Sohn, 2009). Sin embargo, algunos estudios (*e.g.*, Leffers *et al.*, 2013) han cuestionado y especificado que tales formas orgánicas también podrían ser tóxicas. Los problemas de salud asociados con la exposición al As continúan llamando la atención a nivel mundial, debido a una amplia variedad de efectos adversos para la salud, incluidos problemas de la piel y varios cánceres internos, efectos cardiovasculares y neurológicos. Éstos se atribuyen a la exposición crónica a altos niveles de As, principalmente del agua potable y los alimentos (Le, 2002; Upadhyay *et al.*, 2019).

México tiene una población de poco más de 126 millones de habitantes y cuenta con una línea de costa de 11,122 km (7828 km en el océano Pacífico y 3294 km en el golfo de México y Mar Caribe), 37 ríos principales y 70 lagos; es un país conocido por su biodiversidad y amplia variedad de climas (Sarukhán *et al.*, 2009; INEGI, 2022). A la fecha, se han publicado diversos artículos de revisión acerca de los niveles de As en México. Sin embargo, algunos solo reportan información relacionada con niveles en cuerpos de agua específicos (*e.g.*, Smedley & Kinniburgh, 2002; Bundschuh *et al.*, 2012a; Alarcón-Herrera *et al.*, 2020), la presencia del As en la cadena alimentaria humana (Bundschuh *et al.*, 2012b) o en alguna región específica del país, como lo es la frontera mexicana con los Estados Unidos de América (Camacho *et al.*, 2011). De manera general, recientemente se hizo una revisión del As en las aguas, suelos, sedimentos y biota de México, poniendo especial énfasis en aquellas regiones más afectadas del territorio (Osuna-Martínez *et al.*, 2021).

La norma oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009 (DOF, 2011) indica las especificaciones sanitarias para los productos pesqueros frescos, refrigerados, congelados y procesados. Esta norma establece un límite máximo permisible (LMP) de 80 mg kg⁻¹ (peso húmedo) de As total en los tejidos comestibles de crustáceos y moluscos bivalvos. La Administración de Alimentos y Medicamentos de Estados Unidos (FDA, por sus siglas en inglés), ha emprendido acciones legales para retirar del mercado productos con niveles de As superiores a 86 mg kg⁻¹, incluidos los mariscos (FDA, 2007). Aunque otros países como Australia y China han adoptado criterios más rigurosos (2 y 0.10 mg kg⁻¹, respectivamente [USDA, 2018; FSANZ, 2021]), para este estudio se consideró un valor de 80 mg kg⁻¹ (peso húmedo) para recursos pesqueros y acuícolas, para fines comparativos con la NOM-242-SSA1-2009.

Para conocer los niveles de As en la biota de la zona costera del golfo de California y del Pacífico mexicano, se analizaron artículos publicados e indexados en la base de

datos Scopus de Elsevier (Scopus, 2022), que presentan información sobre los niveles de As en los tejidos de los organismos presentes en estos ambientes costero-marinos. Una vez analizados, del total de artículos encontrados, se integró la información de 25 documentos cuyos datos correspondían a los requeridos para el presente estudio. Entre los objetivos de esta revisión están: (i) identificar las especies biológicas y las zonas geográficas (más y menos) estudiadas; (ii) resumir y establecer los niveles de concentración para los grupos principales de organismos; e (iii) identificar los huecos de información sobre este metaloide en la región del golfo de California y el Pacífico mexicano.

Arsénico en tejidos y órganos de la biota

Puesto que la concentración de metales en los sedimentos y las aguas no definen totalmente la biodisponibilidad de los elementos potencialmente tóxicos, como el caso del As; se requiere la determinación de las concentraciones de metales acumulados en organismos seleccionados, denominados biomonitores (Luoma & Rainbow, 2008). Los organismos integran la exposición a los contaminantes en su entorno y responden de alguna manera medible y predecible, siendo estas respuestas observadas y medibles a través de diferentes niveles de organización biológica (Bickham *et al.*, 2000).

Se revisaron un total de 25 artículos que tratan sobre niveles de As en la biota de la zona costera o marina del golfo de California y océano Pacífico mexicano, los cuales presentan los niveles de este metaloide en muestras de macroalgas, poliquetos, moluscos, crustáceos, tortugas, peces y condriactos (Tabla 1).

Tabla 1. Grupo de organismos, especies y tejidos analizados para arsénico en estudios realizados en la zona costera y marina del golfo de California y el Pacífico mexicano.

Grupo de organismos	Nombre de la especie	n	Tejido(s) analizado(s)	Referencia
Algas	<i>Codium cuneatum</i> , <i>Padina durvillaei</i> , <i>Sargasum sinicola</i> , <i>Gracilaria pachidermatica</i> , <i>Hypnea pannosa</i> , <i>Laurencia johnstonii</i> y <i>L. papillosa</i>	58*	Organismo completo	(1)
Esponjas	<i>Spongia</i> sp.	1	Organismo completo	(2)
Gusanos tubo	<i>Riftia pachyptila</i>	5	Tejido blando	(2)
Calamares	<i>Dosidicus gigas</i>	16	Branquias, manto y glándula digestiva	(3)

La tabla continúa en la página siguiente.

Grupo de organismos	Nombre de la especie	n	Tejido(s) analizado(s)	Referencia
Bivalvos	<i>Atrina maura</i>	3000	Tejido blando	(4)
	<i>Modiolus capax</i>	45	Tejido blando	(5)
	<i>Archivesica gigas</i>	2	Tejido blando	(2)
	<i>Nuculana grasslei</i>	15	Tejido blando	(2)
	<i>Crassostrea corteziensis</i>	747*	Tejido blando	(6,7)
	y <i>C. gigas</i>			
Isópodos	<i>Ligia</i> sp.	22	Organismo completo	(8)
Peces	<i>Istiophorus platypterus</i>	17	Músculo	(9)
	<i>Tetrapturus audax</i>	13	Músculo	(9)
	<i>I. platypterus</i>	67	Músculo, hígado, riñón y gónada	(10)
	<i>Coryphaena hippurus</i>	58	Músculo, hígado, riñón y gónada	(10)
	<i>Diapterus peruvianus</i> ,	>40	Músculo	(12)
	<i>Pseudopeneus grandisquamis</i>			
	y <i>Trachinotus kennedyi</i>			
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	24	Músculo e hígado	(13)
	<i>Thunnus albacares</i>	22	Músculo e hígado	(13)
	<i>Mugil cephaus</i> , <i>Cyprinus</i>	101*	Músculo y branquias	(14)
	<i>carpio</i> , <i>Micropterus salmoides</i> ,			
	<i>Tilapia</i> spp., <i>Dorosoma</i>			
Tortugas	<i>Carretta caretta</i>	54	Sangre, hígado y riñón	(15)
	<i>Lepidochelys olivacea</i>	241	Sangre	(16)
	<i>L. olivacea</i>	22	Sangre	(17)
	<i>L. olivacea</i>	17	Músculo, hígado, riñón, cerebro, hueso, sangre y huevos	(18)
Tiburones y rayas	<i>Rhincodon typus</i>	70	Piel, músculo, hueso e hígado	(19,20)
	<i>Sphyrna lewini</i>	40	Músculo, hígado, riñón y cerebro	(11)
	<i>Rhinoptera steindachneri</i>	63	Músculo e hígado	(21)
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	20	Músculo, hígado y riñón	(22)
	<i>Prionace glauca</i>	79	Músculo, hígado y riñón	(23,24)
	<i>P. glauca</i>	30	Músculo	(25)
	<i>Carcharhinus falciformis</i>	30	Músculo	(25)
	<i>Alopias pelagicus</i>	30	Músculo	(25)

*Se menciona número/conjunto de organismos totales, pero no se especifica para cada especie; ¹Rodríguez-Castañeda et al., 2006; ²Demina et al., 2009; ³Raimundo et al., 2014; ⁴Góngora-Gómez et al., 2018; ⁵Gutiérrez-Galindo et al., 1994; ^{6,7}Bergés-Tiznado et al., 2013a,b; ⁸García-Hernández et al., 2015; ⁹Soto-Jiménez et al., 2010; ^{10,11}Bergés-Tiznado et al., 2021ab; ¹²Spanopoulos-Zarco et al., 2015; ¹³Ruelas-Inzunza et al., 2012; ¹⁴García-Hernández et al., 2013; ¹⁵Cortés-Gómez et al., 2014; ¹⁶Cortés-Gómez et al., 2021; ¹⁷Ley-Quinónez et al., 2011; ¹⁸Cortés-Gómez et al., 2018; ^{19,20}Pancaldi et al., 2021a,b; ²¹Gutiérrez-Mejía et al., 2009; ²²Vélez-Alavez et al., 2013; ^{23,24}Barrera-García et al., 2012,2013; ²⁵Álvaro-Berlanga et al., 2021.

Entre los organismos más estudiados están los peces, pues en los artículos disponibles se examinan 23 especies, de las cuales ocho corresponden a rayas y tiburones, y el resto son peces óseos. Después, están las macroalgas que han sido estudiadas en un solo artículo, y los moluscos bivalvos que incluye a seis especies estudiadas en cinco artículos. En contraste hay muy pocos o definitivamente no hay estudios de As en aves, crustáceos y mamíferos marinos.

Al comparar los estudios realizados en el golfo de California y el Pacífico mexicano con otros mares marginales sobre el contenido de As en organismos, tenemos que la tasa de publicaciones es baja, ya que estamos considerando no sólo al golfo de California, sino también al Pacífico mexicano que es mucho más extenso. Así tenemos que, de acuerdo con Scopus (2022), para el mar Mediterráneo, mar del Norte, golfo de México y mar Báltico, el número de artículos publicados registrados hasta febrero 2022, es de 74, 45, 22, y 13, respectivamente.

En el contexto de este trabajo, llama la atención que, geográficamente, la mayor parte de los estudios se han realizado en el golfo de California, no obstante que el Pacífico mexicano es más extenso. También, si comparamos los estudios realizados por zona, hay una mayor variedad y cantidad de estudios y de especies analizadas en las costas que en mar abierto.

En términos generales, los tejidos que principalmente se han analizado, corresponden a músculo de los organismos y/o tejido comestible (en algunos casos, organismo completo, i.e. varias especies de moluscos bivalvos), esto en relación con su importancia para consumo humano y para la determinación de riesgos a la salud, ya que, bajo ciertas condiciones ambientales, los elementos como el As, pueden ser acumulados hasta alcanzar concentraciones tóxicas que pueden amenazar la salud de los consumidores.

Por lo tanto, a pesar de sus beneficios por ser una excelente fuente de proteínas y de ácidos grasos de alta calidad, el consumo de pescados y mariscos provenientes de zonas impactadas por diferentes actividades antropogénicas y/o enriquecimiento natural de As, puede representar un riesgo para la salud humana, debido a que los organismos pueden acumular contaminantes del ambiente acuático en sus tejidos y amplificarlos según el nivel de la cadena trófica. Sin embargo, otros tejidos de interés que también han sido ampliamente analizados, son sangre, hígado, riñones y branquias.

En algunos estudios se han utilizado algas como biomonitores de As, ya que éstas concentran los elementos disueltos en los cuerpos de agua. En este sentido, Rodríguez-Castañeda *et al.* (2006) determinaron las concentraciones de los principales oligoelementos en algunas especies de algas recolectadas de la bahía de La Paz, Baja California Sur. Los autores encontraron que el As era bioacumulado principalmente por dos especies, *Codium cuneatum* y *Sargassum sinicola*, con niveles máximos de 48 y 77 mg kg⁻¹ (peso seco), respectivamente. Aunque las algas de las especies *Enteromorpha intestinalis* y *Caulerpa sertularioides* fueron las más frecuentes y más ampliamente distribuidas en el área de estudio, sus concentraciones de As fluctuaron entre 3 y 21 mg kg⁻¹ (peso seco).

Por su parte, Demina *et al.* (2009) presentaron las concentraciones y distribución de elementos en varios grupos de organismos de la zona hidrotermal de la cuenca de Guaymas, cuyos contenidos promedio de As fueron de entre 10 y 80 mg kg⁻¹ (peso seco). En el caso del gusano vestimentífero gigante (*Riftia pachyptila*), la mayor concentración de As se

registró en el obturáculo (46.40 mg kg^{-1} , peso seco). El bivalvo *Naculana grasslei* también presentó altos niveles del metaloide en el tejido blando ($56.30 \pm 18.20 \text{ mg kg}^{-1}$, peso seco), comparado con las valvas ($2.30 \pm 0.70 \text{ mg kg}^{-1}$, peso seco). En cuanto al cangrejo *Munidopsis alvisca*, el contenido de As fue de 3.92 mg kg^{-1} (peso seco), el cual resultó inferior al valor de As encontrado en un espécimen de la esponja *Spongia* sp. (9.50 mg kg^{-1} , peso seco).

El calamar gigante *Dosidicus gigas* es una especie endémica del Pacífico Oriental Tropical, el cual habita en las aguas del Pacífico mexicano y del golfo de California. Este calamar soporta una gran pesquería y tiene una función importante tanto de presa como de organismo depredador (Rosa *et al.*, 2013). En el golfo de California, sus niveles de As oscilaron desde 11.1 hasta 34.5, 10.3 a 33.2, y 8.1 a 19.7 mg kg^{-1} (peso seco) en las branquias, manto y glándula digestiva, respectivamente (Raimundo *et al.*, 2014).

Entre los primeros estudios de este tipo, se encuentra el trabajo de Gutiérrez-Galindo *et al.* (1994) en el que se examinó la contaminación por As y selenio (Se) presente en la costa occidental del golfo de California, utilizando especímenes del mejillón *Modiolus capax* como biomonitor de las variaciones estacionales de ambos metaloides. Las mayores concentraciones de As (53.40 mg kg^{-1} , peso seco) determinadas en los especímenes de mejillones fueron registradas en muestras de la parte central de la península de Baja California (Bahía de los Ángeles). Adicionalmente, se encontró que esta bioacumulación del metaloide era mayor en cuerpos de agua con temperaturas más altas y baja salinidad, ubicados también en la costa este de la península de Baja California.

Continuando con otro grupo de bivalvos, Bergés-Tiznado *et al.* (2013a, b) cuantificaron el As total y sus especies químicas en ostiones silvestres y cultivados (*Crassostrea corteziensis* y *C. gigas*) en las lagunas costeras del estado de Sinaloa, presentando niveles de As de 9.56 y 11.60 mg kg^{-1} (peso seco), respectivamente. Posteriormente Góngora-Gómez *et al.* (2018) analizaron las concentraciones de As (además de otros elementos) en callo de hacha *Atrina maura*, encontrando concentraciones entre 0.26 y 1.80 mg kg^{-1} (peso húmedo), los niveles promedio obtenidos en estos dos estudios fueron menores al límite máximo permisible (LMP) establecido en la norma oficial mexicana (80 mg kg^{-1} , peso húmedo; NOM-242-SSA1- 2009; DOF, 2011), lo cual indica que tanto los ostiones *C. corteziensis* y *C. gigas* como el callo de hacha *A. maura* que habitan en estas zonas son seguros para el consumo humano en términos de compuestos arsenicales.

De acuerdo con García-Hernández *et al.* (2015), las zonas costeras supralitoral e intermareal alta están expuestas a la contaminación de fuentes marinas y terrestres y experimentan tasas de deposición más altas que la zona submareal. Por lo tanto, analizaron isópodos del género *Ligia* y encontraron niveles promedio de $30.7 \pm 21.3 \text{ mg kg}^{-1}$ As (peso seco) en las zonas que determinaron con un mayor índice de estrés antropogénico.

Las determinaciones de As también se han llevado a cabo en muestras de músculo de especímenes de pez vela (*Istiophorus platypterus*) y del marlín rayado (*Tetrapturus audax*) capturados cerca de la zona costera de Mazatlán, Sinaloa, en el sureste del golfo de California (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). En este estudio se evaluó el riesgo a la salud por el consumo local de pez marlín para alimentar niños, mujeres y hombres adultos. La máxima concentración de As encontrada en pez vela fue de 9.90 mg kg^{-1} (peso seco) y de 6.60 mg kg^{-1} (peso seco) en el marlín rayado. Los autores estimaron las tasas de consumo asumiendo que <20% del As total estaba presente en su forma inorgánica, misma

que representa la forma química más tóxica para este elemento (Francesconi & Edmonds, 1997; WHO, 2001). Finalmente, concluyeron que todos los valores estimados fueron superiores al LMP para el consumo de As inorgánico, en ambas especies.

Estos niveles, moderados o altos, son significativos cuando se transfieren a los principales depredadores, como el pez marlín, el pez espada, el pez vela y los tiburones.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2012) estimaron el porcentaje de ingesta semanal de As para humanos por el consumo de dos especies de atún (*Thunnus albacares* y *Katsuwonus pelamis*) capturados en el Pacífico mexicano. Los niveles de As en el tejido muscular de estos organismos fueron significativamente mayores para *K. pelamis* (1.38 mg kg^{-1} , peso húmedo), en comparación con *T. albacares* (1.00 mg kg^{-1} peso húmedo). El porcentaje de ingesta semanal de As fue $<2\%$, el cual no representa un riesgo potencial para la salud humana.

Además de los reportes de As en peces de importancia comercial, también se ha documentado la presencia de este metaloide en peces provenientes de la captura incidental. Tal es el caso de Spanopoulos-Zarco *et al.* (2015), quienes determinaron niveles de As en la parte comestible de *Trachinotus kennedyi* (0.63 mg kg^{-1} , peso húmedo), *Pseudopeneus grandisquamis* (0.17 mg kg^{-1} , peso húmedo) y *Diapterus peruvianus* (0.16 mg kg^{-1} , peso húmedo). En comparación con los peces pelágicos mayores (párrafo anterior), estos organismos tienen contenidos menores de As, al menos en un orden de magnitud.

García-Hernández *et al.* (2013) llevaron a cabo otro estudio en el que también se reportan concentraciones de As en peces. Sin embargo, promedian los resultados de la concentración obtenida en músculo de diferentes especies: lisas (*Mugil cephaus*), carpas (*Cyprinus carpio*), lobina (*Micropterus salmoides*), tilapia (*Tilapia spp.*), pez sol (*Lepomis macrochirus*) y sardina (*Dorosoma petenense*), reportando valores promedio de As que van desde menores al límite de detección, hasta 5.5 mg kg^{-1} (peso seco).

Otro grupo de organismos en el que se han desarrollado este tipo de investigaciones es el de las tortugas marinas, sin embargo, cabe mencionar que el número de estudios publicados a la fecha es muy bajo. En su artículo, Ley-Quiñónez *et al.* (2011) registraron niveles de 0.35 a 23.61 mg kg^{-1} (peso húmedo) en muestras de sangre de la tortuga caguama del Pacífico (*Caretta caretta*) de Baja California Sur, lo cual se atribuyó a su consumo de cangrejos, puesto que las concentraciones de As tienden a ser altas en crustáceos.

Otra especie en tortuga en la cual también se han analizado los contenidos de As es *Lepidochelys olivacea*. Cortés-Gómez *et al.* (2014) examinaron tejidos de especímenes de *L. olivacea* de la playa La Escobilla, Oaxaca, cuyos niveles del metaloide fueron de 1.16 , 1.38 y 3.34 mg kg^{-1} (peso húmedo) en la sangre, riñones e hígado, respectivamente. En un monitoreo posterior realizado en la misma zona, Cortés-Gómez *et al.* (2018) ampliaron el número de tejidos analizados (sangre, hígado, riñones, músculo, cerebro, huesos y huevos). En comparación con los análisis previos (Cortés-Gómez *et al.*, 2014), en este estudio reportan valores de 0.90 , 1.20 y 12.00 mg kg^{-1} (peso húmedo).

En cuanto a otros grupos de organismos, Gutiérrez-Mejía *et al.* (2009) determinaron mercurio (Hg) y As presentes en el músculo e hígado de especímenes de la raya gavián dorado (*Rhinoptera steindachneri*), capturados en el alto golfo de California. Ésta, constituye una de las principales pesquerías artesanales de elasmobranquios en el golfo de California y tiene una importancia comercial para consumo local. Los autores encontraron concentraciones de As proporcionales a la edad de los organismos, con valores máximos

en el músculo de organismos adultos ($59.90 \pm 26.60 \text{ mg kg}^{-1}$, peso seco), así como valores elevados en los hígados de organismos juveniles ($35.00 \pm 7.90 \text{ mg kg}^{-1}$, peso seco). Estas concentraciones de As pueden ser explicadas debido a la dieta de las rayas, dado que esta especie es de hábitos pelágicos y bentónicos, y se alimenta cerca de los sedimentos adyacentes a la costa, lo que también podría hacerla vulnerable a los aportes con concentraciones altas o moderadas de diferentes oligoelementos, incluido desde luego el As.

Por otra parte, los niveles de As y Hg fueron también determinados en muestras de tejido comestible de atún y sardinas enlatadas y producidas en México (Velasco-González *et al.*, 2001). En este caso, las concentraciones promedio de As fueron de 5.60 ± 1.90 y $5.80 \pm 2.40 \text{ mg kg}^{-1}$ (peso seco) para atún y sardina, respectivamente. Estas concentraciones no representan efectos adversos en humanos, dado que el As en la biota marina está presente de manera predominante en su especie orgánica, no tóxica (Taylor *et al.*, 2017). Finalmente, en ninguno de los tejidos de los organismos marinos y costeros se reportaron niveles por encima del LMP establecido en la norma oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009 (80 mg kg^{-1} ; DOF, 2011). La única excepción corresponde al tejido de riñón del tiburón *P. glauca* capturado en la costa oeste de Baja California Sur (Barrera-García *et al.*, 2012, 2013). En la Figura 1 se observan los niveles de As de los grupos de organismos analizados en zonas del golfo de California y del Pacífico mexicano.

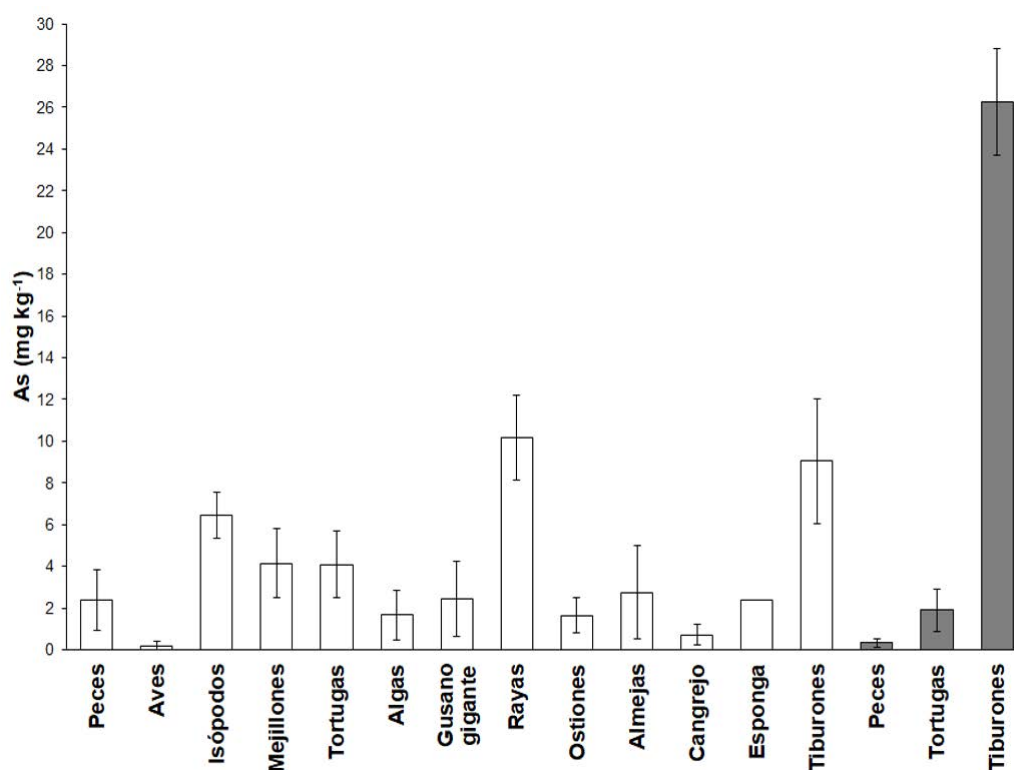


Figura 1. Concentraciones de As (promedio y error estándar, peso húmedo) en diferentes tejidos en organismos del ambiente costero y marino de México; barras blancas y grises corresponden a organismos procedentes del golfo de California y del Pacífico mexicano, respectivamente.

Conclusiones y recomendaciones

Los niveles de As en los tejidos de los organismos analizados son relativamente bajos, sobre todo al hacer la comparación con el valor establecido en la norma oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009 (80 mg kg⁻¹; DOF, 2011): en ninguno de los estudios revisados se encontró que se sobrepase dicho valor, a excepción del As presente en hígado del tiburón *P. glauca*. Por lo tanto, de manera general, se puede concluir que el consumo del tejido comestible de la biota analizada, no conlleva un riesgo de salud relacionado con intoxicaciones por As.

En el golfo de California y en el Pacífico mexicano, se han realizado varios estudios importantes a lo largo del tiempo. Sin embargo, se requiere establecer estrategias de monitoreo continuo, para tener un conocimiento actualizado sobre los niveles de este metaloide (y de otros elementos potencialmente tóxicos). En la medida que esto se cumpla, se contará con más información para la toma de decisiones en el ámbito de salud pública y salud del ambiente. Recomendamos realizar estudios sobre el As en otros miembros de la biota marina importantes desde el punto de vista ecológico y comercial, particularmente en aquellas especies de alto consumo, como vienen a ser algunos peces y crustáceos. Finalmente, es deseable que en aquellos organismos con concentraciones altas o moderadas se realicen determinaciones sobre la especiación química del As para poder tener una mayor certeza sobre los riesgos de consumir dichos organismos

Literatura citada

- Alarcón-Herrera, M. T., Martín-Alarcón, D. A., Gutiérrez, M., Reynoso-Cuevas, L., Martín-Domínguez, A., Olmos-Márquez, M. O. & Bundschuh, J. (2020). Co-occurrence, posible origin and health risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: geographical data visualization. *Science of the Total Environment*, 698(1), 134168.
- Alonso, D. L., Latorre, S., Castillo, E. & Brandao, P. F. B. (2014). Environmental occurrence of arsenic in Colombia: A review. *Environmental Pollution*, 186, 272–281.
- Álvaro-Berlanga, S., Calatayud-Pavía, C. E., Cruz-Ramírez, A., Soto-Jiménez, M. F., & Liñán-Cabello, M. A. (2021). Trace elements in muscle tissue of three commercial shark species: *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis*, and *Alopias pelagicus* off the Manzanillo, Colima coast, Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 22679–22692.
- Barrera-García, A., O'Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L., Castellini, J. & Zenteno-Savín, T. (2012). Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 156, 59–66.
- Barrera-García, A., O'Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L., Castellini, J. & Zenteno-Savín, T. (2013). Trace elements and oxidative stress indicators in the liver and kidney of the blue shark (*Prionace glauca*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 165, 483–490.
- Bencko, V. & Foong, F. Y. L. (2016). The history of arsenical pesticides and health risks related to the use of Agent Blue. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 24, 312–316.
- Bergés-Tiznado, M. E., Páez-Osuna, F., Notti, A. & Regoli, F. (2013a). Biomonitoring of arsenic through mangrove oyster (*Crassostrea corteziensis* Hertlein, 1951) from coastal lagoons (SE Gulf of California): occurrence of arsenobetaine and other arsenocompounds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 7459–7468.
- Bergés-Tiznado, M. E., Páez-Osuna, F., Notti, A. & Regoli, F. (2013b). Arsenic and arsenic species in cultures oyster (*Crassostrea gigas* and *C. corteziensis*) from coastal lagoons of SE Gulf of California, Mexico. *Biological Trace Element Research*, 151(1), 43–49.

- Bergés-Tiznado, M. E., Vélez, D., Devesa, V., Márquez-Farías, J. F., & Páez-Osuna, F. (2021a). Arsenic in tissues and prey species of the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*) from the SE Gulf of California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 80(3), 624–633.
- Bergés-Tiznado M. E., Márquez-Farías, J. F., Osuna-Martínez, C. C., & Páez-Osuna, F. (2021b). Arsenic in the top predators sailfin (*Istiophorus platypterus*) and dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) off the southeastern Gulf of California. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(9), 3441–3455.
- Bickham, J., Sandhu, S., Hebert, P., Chikhi, L. & Athwal, R. (2000). Effects of chemical contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology. *Mutation Research*, 463, 33–51.
- Birkle, P., Bundschuh, J. & Sracek, O. (2010). Mechanisms of arsenic enrichment in geothermal and petroleum reservoir fluids in Mexico. *Water Research*, 44, 5605–5617.
- Bundschuh, J., Litter, M. I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H. B., Jiin-Shuh, J., Chen-Wuing, L., López, D., Armienta, M. A., Guilherme, L. R. G., Gómez-Cuevas, A., Cornejo, L., Cumbal, L. & Toujaguez, R. (2012a). One century of arsenic exposure in Latin America: review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the Total Environment*, 429(1), 2–35.
- Bundschuh, J., Nath, B., Bhattacharya, P., Chen-Wuing, L., Armienta, M. A., Moreno-López, M. V., López, D. L., Jiin-Shuh, J., Cornejo, L., Lauer-Macedo, L. F. & Filho, A. T. (2012b). Arsenic in the human food chain: the Latin American perspective. *Science of the Total Environment*, 429(1), 92–106.
- Camacho, L. M., Gutiérrez, M., Alarcón-Herrera, M. T., Villalba, M. L. & Deng, S. (2011). Occurrence and treatment of arsenic in groundwater and soil in northern Mexico and southwester USA. *Chemosphere*, 83(3), 211–225.
- Cortés-Gómez, A. A., Fuentes-Mascorro, G. & Romero, D. (2014). Metals and metalloids in whole blood and tissues of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) from La Escobilla Beach (Oaxaca, Mexico). *Marine Pollution Bulletin*, 89, 367–375.
- Cortés-Gómez, A. A., Romero, D., & Girondot, M. (2018). Carapace asymmetry: A possible biomarker for metal accumulation in adult olive Ridleys marine turtles? *Marine Pollution Bulletin*, 129, 92–101.
- Cortés-Gómez, A. A., Romero, D., Santos, J., Rivera-Hernández, J. R., & Girondot, M. (2021). Inorganic elements in live vs dead nesting olive ridley marine turtles in the Mexican Pacific: Introducing a new statistical methodology in ecotoxicology. *Science of the Total Environment*, 761, 143249.
- Demina, L. L., Galkin, S. V. & Shumilin, E. (2009). Bioaccumulation of some trace elements in the biota of hydrothermal fields of the Guaymas Basin (Gulf of California). *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 61, 31–45.
- DOF (2011). Diario Oficial de la Federación, 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. Recuperado de <http://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4295/salud2a/salud2a.htm>.
- Fattorini, D. & Regoli, F. (2004). Arsenic speciation in tissues of the Mediterranean polychaete *Sabella spallanzanii*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(8), 1881–1887.
- Fattorini, D., Notti, A. & Regoli, F. (2006). Characterization of arsenic content in marine organisms from temperate, tropical and polar environments. *Chemical Ecology*, 22(5), 405–414.
- FDA (2007). Action levels, tolerances and guidance levels for poisonous or deleterious substances in seafood. National Shellfish Sanitation Program. Recuperado de <http://www.fda.gov/Food/FoodSafety/Product-SpecificInformation/Seafood/FederalStatePrograms/NationalShellfishSanitationProgram/ucm053987>.
- Francesconi, K. A. & Edmonds, J. S. (1997). Arsenic and marine organisms. *Advances in Inorganic Chemistry*, 44, 147–185.
- FSANZ, 2021. Food Standard Australia & New Zeland, Arsenic. Recuperado de <https://www.foodstandards.gov.au/consumer/chemicals/arsenic/Pages/default.aspx>
- García-Hernández, J., Glenn, E. P. & Flessa, K. (2013). Identification of chemicals of potential concern (COPECs) in anthropogenic wetlands of the Colorado River delta. *Ecological Engineering*, 59, 52–60.
- García-Hernández, J., Hurtado, L. A., Leyva-García, G., Guido-Moreno, A., Aguilera-Márquez, D., Mazzei, V. & Ferrante, M. (2015). Isopods of the genus *Ligia* as potential biomonitoring of trace metals from the gulf of California and pacific coast of the Baja California peninsula. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 177–185.

- Góngora-Gómez, A. M., Domínguez-Orozco, A. L., Villanueva-Fonseca, B. P., Muñoz-Sevilla, N. P., & García-Ulloa, M. (2018). Seasonal levels of heavy metals in soft tissue and muscle of the pen shell *Atrina maura* (sowerby, 1835) (bivalvia: pinnidae) from a farm in the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(1), 57-68.
- Gutierrez-Galindo, E. A., Flores-Muñoz, G., Villaescusa-Celaya, J. A. & Arreola-Chimal, A. (1994). Spatial and temporal variations of arsenic and selenium in a biomonitor (*Modiolus capax*) from the Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 28(5), 330-333.
- Gutiérrez-Mejía, E., Lares, M. L. & Sosa-Nishizaki, O. (2009). Mercury and arsenic in muscle and liver of the golden cownose ray, *Rhinoptera steindachneri*, Evermann and Jenkins, 1891, from the upper Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83(2), 230-234.
- INEGI (2022). Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática. Población. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/>
- Le, X. C. (2002). Arsenic speciation in the environment and humans. En: Frankenberger, W.T. (ed.), *Environmental Chemistry of Arsenic*. 95-116. Marcel Dekker, New York.
- Leal-Acosta, M. L., Shumilin, E., Mirlean, N., Sapozhnikow, D. & Gordeev, V. (2010). Arsenic and mercury contamination of sediments of geothermal springs, mangrove lagoon and the Santispac Bight, Bahía Concepción, Baja California Peninsula. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 85, 609-613.
- Leffers, L., Ebert, F., Taleshi, M. S., Francesconi, K. A. & Schwerdtle, T. (2013). In vitro toxicological characterization of two arsenosugars and their metabolites. *Molecular Nutrition and Food Research*, 57(7), 1270-1282.
- Ley-Quinónez, C., Zavala-Norzagaray, A. A., Espinosa-Carreón, T. L., Peckham, H., Marquez-Herrera, C., Campos-Villegas, L. & Aguirre, A. A. (2011). Baseline heavy metals and metalloid values in blood of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1979-1983.
- Luoma, S. N. & Rainbow, P. S. (2008). Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 573.
- Osuna-Martínez, C. C., Armienta, M. A., Bergés-Tiznado, M. E. & Páez-Osuna, F. (2021). Arsenic in waters, soils, sediments, and biota from Mexico: an environmental review. *Science of the Total Environment*, 752, 142062.
- Pancaldi, F., Páez-Osuna, F., Soto-Jiménez, M. F., González-Armas, R., O'Hara, T., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Vázquez, A. & Galván-Magaña, F. (2019). Trace elements in tissues of whale sharks (*Rhincodon typus*) stranded in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103, 515-520.
- Pancaldi, F., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Soto-Jiménez, M. F., Murillo-Cisneros, D. A., Becerril-García, E. E., Whitehead, D. A., González-Armas, R., Galván-Magaña, F. & Páez-Osuna, F. (2021a). Trace elements in the whale shark *Rhincodon typus* liver: and indicator of the health status of the ecosystem base (plankton). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 49(2), 359-364.
- Pancaldi, F., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Whitehead, D. A., González-Armas, R., Soto-Jiménez, M. F., O'Hara, T., Vazquez-Haikin, A. & Galván-Magaña, F. (2021b). Variation of essential and non-essential trace elements in whale shark epidermis associated to two different feeding areas of the Gulf of California. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 36803-36816.
- Prol-Ledesma, R. M., Canet, C., Torres-Vera, M. A., Forrest, M. J. & Armienta, M. A. (2004). Vent fluid chemistry in Bahía Concepción coastal submarine hydrothermal system, Baja California Sur, Mexico. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 137, 311-328.
- Raimundo, J., Vale, C. & Rosa, R. (2014). Trace element concentrations in the top predator jumbo squid (*Dosidicus gigas*) from the Gulf of California. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 102, 179-186.
- Rodríguez-Castañeda, A. P., Sánchez-Rodríguez, I., Shumilin, E. & Sapozhnikov, D. (2006). Element concentrations in some species of seaweeds from La Paz Bay and La Paz lagoon, south-western Baja California, Mexico. *Journal of Applied Phycology*, 18, 399-408.
- Rosa, R., Yamashiro, C., Markaida, U., Rodhouse, P., Waluda, C. M., Salinas, C. A., Keyl, F., O'Dor, R., Stewart, J. S. & Gilly, W. F. (2013). *Dosidicus gigas*, Humboldt squid. En: Rosa, R., Pierce, G., O'Dor, R. (eds.), *Advances in Squid Biology, Ecology and Fisheries-Oegopsid Squids*. vol. II. 169-206. Nova Publishers, New York.

- Ruelas-Inzunza, J., Soto-Jiménez, M. F., Ruiz-Fernández, A. C., Bojórquez-Leyva, H., Pérez-Bernal, H. & Páez-Osuna, F. (2012). 210Po activity and concentrations of selected trace elements (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) in the muscle tissue of tunas *Thunnus albacares* and *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific Ocean. *Biological Trace Element Research*, 149(3), 371–376.
- Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J., Halffter, G., González, R., March, I., Mohar, A., Anta, S. & De-la-Maza, J. (2009). Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México (100 pp).
- Scopus, 2022. Recuperado de <https://www2-scopus-com.pbidi.unam.mx:2443/search/form.uri?display=basic#basic>.
- Sharma, V. K. & Sohn, M. (2009). Aquatic arsenic: toxicity, speciation, transformations and remediation. *Environment International*, 35 (4), 743–759.
- Smedley, P. L. & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, 517–568.
- Soto-Jiménez, M. F., Amezcua, F. & González-Ledesma, R. (2010). Nonessential metals in striped marlin and Indo-Pacific sailfish in the southeast Gulf of California, Mexico: concentration and assessment of human health risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58, 810–818.
- Spanopoulos-Zarco, P., Ruelas-Inzunza, J., Jara-Marini, M. E. & Meza-Montenegro, M. (2015). Bioaccumulation of arsenic and selenium in bycatch fishes *Diapterus peruvianus*, *Pseudupeneus grandisquamis*, and *Trachinotus kennedyi* from shrimp trawling in the continental shelf of Guerrero, México. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 700.
- Taylor, V., Goodale, B., Raab, A., Schwerdtle, T., Reimer, K., Conklin, S., Karagas, M. R. & Francesconi, K. A. (2017). Human exposure to organic arsenic species from seafood. *Science of the Total Environment*, 580, 266–282.
- Upadhyay, M. K., Shukla, A., Yadav, P. & Srivastava, S. (2019). A review of arsenic in crops, vegetables, animals and food products. *Food Chemistry*, 276, 608–618.
- USDA (2018). U.S. Department of agricultura, China: China Releases the Standard for Maximum Levels of Contaminants in Foods. Recuperado de <https://www.fas.usda.gov/data/china-china-releases-standard-maximum-levels-contaminants-foods>.
- Velasco-González, O. H., Echavarría-Almeida, S., Pérez-López, M. E. & Villanueva-Fierro, I. (2001). Mercury and arsenic content in Mexican canned tuna and sardine. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 17, 31–35.
- Vélez-Alavez, M., Labrada-Martagón, V., Méndez-Rodríguez, L. C., Galván-Magaña, F. & Zenteno-Savín, T. (2013). Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark (*Isurus oxyrinchus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 165, 508–514.
- WHO, World Health Organization (2001). Environmental Health Criteria 224: Arsenic and Arsenic Compounds. INCHEM. Recuperado de <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224>.

CAPÍTULO 13

Importancia sinérgica de las Áreas Naturales Protegidas del noroeste de México para las aves playeras migratorias y en particular para el Playero rojizo del Pacífico

Nallely Arce
Roberto Carmona
Victor Ayala-Pérez
Adriana Hernández-Alvarez
Luis Francisco Mendoza
Gustavo Daniel Danemann

Resumen

Las aves playeras son el grupo de aves acuáticas migratorio más abundante en el país. En México la región más importante para estas aves es la noroeste. Sobresalen por sus abundancias tres reservas de la biosfera: Vizcaíno, Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado y Marismas Nacionales. La importancia individual de cada una está probada y se ha indicado una interconexión entre éstas, por lo que el presente trabajo plantea que la importancia del noroeste de México es mayor que la suma de sus números. Como parte de un programa de investigación con aves playeras, desde el 2005 a la fecha, la Universidad Autónoma de Baja California Sur junto con Pronatura Noroeste, llevan a cabo conteos y capturas de aves en las tres reservas. Los conteos mostraron que los tres sitios son usados por 43 especies de aves playeras y por cerca de 700000 individuos en invierno, incluyendo porcentajes importantes de algunas poblaciones prioritarias para Norteamérica. Destaca el 80% de la población de *Limosa fedoa*, el 60% de *Calidris canutus roselaari*, el 70% de *Limnodromus griseus caurinus* y el 50% de *Charadrius nivosus*. Para *C. canutus roselaari*, el esfuerzo de marcaje demostró una conexión entre las tres reservas, además se encontró que la importancia del noroeste para esta especie se

ve incrementada, ya que las tres reservas son usadas en diferentes épocas del año. De esta forma las reservas de la biosfera del noroeste son, en conjunto, relevantes para asegurar la viabilidad de esta especie.

Palabras clave

Aves playeras, noroeste de México, reservas de la biosfera, *Calidris canutus roselaari*, sinergia.

Synergistic importance of Natural Protected Areas in Northwest Mexico for migratory shorebird, in particular for the Pacific Red Knot

Abstract

Shorebirds represent the most abundant migratory waterbirds in Mexico, and the region with the highest abundances of shorebirds is the Northwest. Three biosphere reserves stand out for their abundances: El Vizcaíno, Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado and Marismas Nacionales. The individual importance of each one has been documented, but recently noted a clear interconnection between them, and in the present work proposes that the importance of Northwest Mexico is greater than just the sum of their numbers. As part of a research program with shorebirds, since 2005 the Universidad Autónoma de Baja California Sur in partnership with Pronatura Noroeste, have been surveys and captures of shorebird in the three reserves. The surveys showed that the three reserves are used by 43 species of shorebirds and a total c.a. 700000 individuals wintering in the area, including significant percentages of some priority populations in North America. Highlights the 80% of the population of Marbled Godwit, 60% of the population of Pacific Red Knot, 70% of the Pacific Short-billed Dowitcher and 50% of the population of Snowy Plover. For the Pacific Red Knot, the banded effort expose a connection between the three reserves. The importance of the Northwest for the Pacific Red Knot is increased since, the three sites are used at different times of year. Accordingly, the biosphere reserves from the Northwest are altogether relevant to ensuring the viability of the Red Knots.

Keywords

Biosphere reserves, Pacific Red Knot, Northwest Mexico, shorebirds, synergy.

Introducción

La migración es generalmente considerada como un mecanismo que permite explotar pulsos estacionales en la abundancia de los recursos y evadir los momentos del año cuando éstos escasean (Cueto & López de Casenave, 2006). Uno de los grupos taxonómicos en los que este comportamiento está más extendido es el de las aves playeras (Suborden Charadrii). En la Región Neártica se localizan las áreas de reproducción de 49 especies de este grupo y al menos 40 utilizan áreas tropicales y templadas de México, Centro y Sudamérica para pasar el invierno (Myers *et al.*, 1987).

En México, las aves playeras son el grupo de aves acuáticas migratorio más abundante y se han registrado hasta 60 especies (Cantú *et al.*, 2019). Para muchas de estas especies e individuos, México representa, debido a su posición geográfica, un paso obligado durante su migración, lo que lo convierte en una región clave durante estos movimientos, mientras que otras aves se quedan a invernar en el país (Carmona *et al.*, 2004). Como ejemplos de estos usos diferenciales, se encuentra el Falaropo Cuello Rojo (*Phalaropus lobatus*), ya que México representa un sitio de paso importante sólo en la migración de otoño; en contraste para el Playero Dorso Rojo (*Calidris alpina*) el país es el último sitio de invernación importante; por último para el Playero Occidental (*C. mauri*), México representa tanto un sitio de paso (para aves que invernan en Centro y Sudamérica), como un área de invernada importante (Carmona *et al.*, 2011a).

En el país la región que presenta los mayores números de individuos de aves playeras es la noroeste (Morrison *et al.*, 1992; Morrison *et al.*, 1994; Page *et al.*, 1997; Engilis *et al.*, 1998; Carmona *et al.*, 2004; Carmona *et al.*, 2011a) (Figura 1), que comprende los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit (SEMAR-NAT, 2008). Sobresalen las fracciones poblacionales de aves playeras que utilizan tres Áreas Naturales Protegidas: Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (Baja California Sur; DOF, 1988), Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (Sonora y Baja California; DOF, 1993) y Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit (Nayarit; DOF, 2010a). La importancia individual de cada una de las reservas está probada, pero recientemente se ha encontrado que, al menos para algunas especies, puede haber una interconexión entre éstas (Carmona *et al.*, 2013).



La figura continúa en la página siguiente.

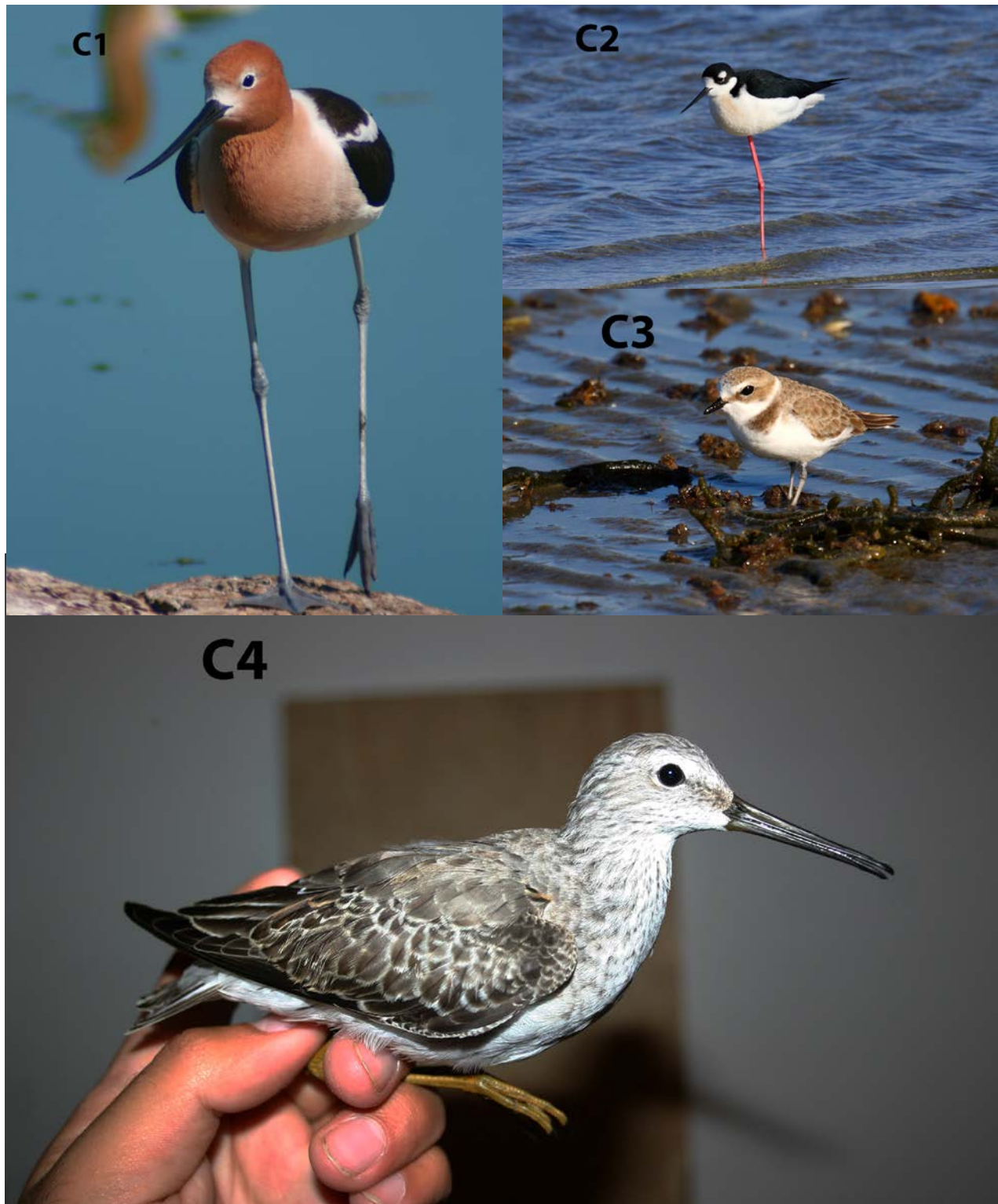


Figura 1. Especies de aves playeras representativas en: (A) Guerrero Negro: (1) *Calidris mauri*, (2) *C. alpina*, (3) *Limnodromus griseus*, (4) *Limosa fedoa*, (B) Golfo de Santa Clara: (1) *Tringa semipalmata*, (2), *C. virgata*, (3) *C. alba*, (4) *Numenius americanus* y (C) Marismas Nacionales: (1) *Recurvirostra americana*, (2) *Himantopus mexicanus*, (3) *Charadrius nivosus*, (4) *C. himantopus*. Fotografías: Victor Ayala.

Pese a la incuestionable importancia de México para estas aves, la cantidad de trabajos es baja; de hecho, la línea de investigación como tal inició a principios de los 1990's (Carmona, 2007; Carmona *et al.*, 2011b) y el 73% de las investigaciones publicadas se han realizado en el noroeste. Los 30 años de investigación han permitido que se conozca la abundancia y distribución de las aves playeras en muchos de los sitios importantes en el noroeste (Carmona *et al.*, 2011c; Carmona-Islas *et al.*, 2013), por lo que, para algunas especies, como *C. mauri*, las investigaciones se han enfocado ya a temas más experimentales, como la determinación de sexos y edades en relación con los ambientes y las épocas del año y tasas de retorno y fidelidad, entre otros (Carmona *et al.*, 2011b).

Por otra parte, existe una instancia internacional cuya misión es conservar las especies de aves playeras y su hábitat, mediante una red de sitios clave a lo largo del Continente Americano, la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP, 2019). De los 45 sitios del Corredor Migratorio del Pacífico de Norteamérica incluidos en la RHRAP, el noroeste de México contiene 15 de ellos (33%); asimismo, éstos representan el 75% del total de los sitios RHRAP en el país (Carmona *et al.*, 2011c). Tres de los 15 humedales dentro de la RHRAP forman parte también de reservas de la biosfera: los humedales de Guerrero Negro, el Alto Golfo de California y Marismas Nacionales (CONANP, 2007a), todos ellos con números importantes de aves playeras (Tabla 1) (SEMARNAT, 2008).

Tabla 1. Abundancia de aves playeras en las reservas de la biosfera del noroeste de México.

Área	Abundancia estimada
Guerrero Negro-Ojo de Liebre-Exportadora de Sal	>400000
Alto golfo de California	>150000
Marismas Nacionales	>100000

Fuente: SEMARNAT, 2008.

Recientemente trabajos de marcaje de aves playeras (Carmona *et al.*, 2013) indican que las tres reservas de la biosfera del noroeste del país están interconectadas, con probables diferencias en su uso, tanto temporales como por edad y/o sexo, por lo que el presente trabajo plantea que la importancia del noroeste de México es mayor que la suma de los números de aves en las distintas zonas. Por lo anterior, si alguno de estos sitios se perdiera, afectaría directamente a las poblaciones de aves playeras (Iwamura *et al.*, 2013).

Para ejemplificar la interconexión de las tres reservas de la biosfera se utilizan los datos del Playero rojizo del Pacífico (*Calidris canutus roselaari*), subespecie considerada en el país como en peligro de extinción (DOF, 2010b), y para la que se cuenta con la mayor cantidad de información respecto a su conectividad y uso en las tres grandes reservas de la biosfera de la región. Cabe resaltar que, de las seis subespecies que existen de Playero Rojo, *roselaari* es de la que se cuenta con menos información (Buehler & Piersma, 2008), por lo que resalta la importancia de la presente investigación, la cual muestra información generada en México por nuestro grupo de trabajo, para ésta y otras aves pla-

yeras, así como una compilación de datos publicados por otros investigadores en la ruta migratoria del Pacífico.

Metodología

Área de estudio

El complejo de humedales de Guerrero Negro se ubica en la porción media occidental de la península de Baja California, en la zona conocida como Bahía Sebastián Vizcaíno, Baja California Sur (Figura 2) (Wyllie, 1961). Este complejo está compuesto por dos lagunas naturales: Guerrero Negro (10000 ha) y Ojo de Liebre (57100 ha) y las instalaciones de Exportadora de Sal (ESSA, 33000 ha), la empresa salinera más grande del mundo. Las tres secciones en su conjunto representan poco más de 100000 ha (Carmona *et al.*, 2011a). La zona forma parte de la reserva de la biosfera El Vizcaíno, la más grande del país con 2546790 ha (Carabias *et al.*, 2000). La importancia de Guerrero Negro para diferentes especies de aves acuáticas, incluidas las aves playeras, ha sido puesta de manifiesto en variadas fuentes (e.g. Morrison *et al.*, 1992; Massey & Palacios, 1994; Page *et al.*, 1997; Danemann *et al.*, 2002). De hecho, el área está incluida en la RHRAP como Sitio de Importancia Hemisférica, la categoría más alta (RHRAP, 2019).

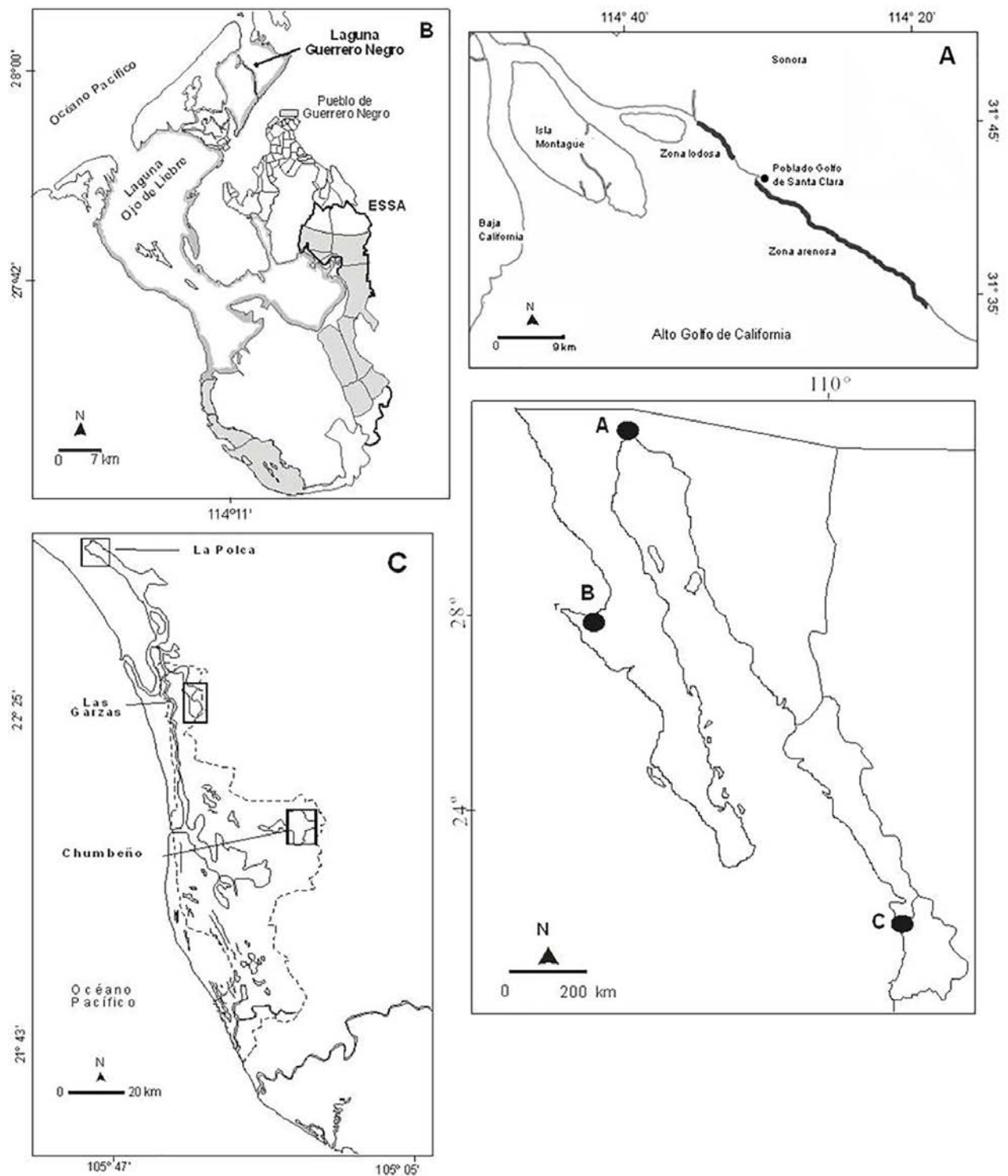


Figura 2. Localización de las tres reservas de la biosfera. (A) Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (modificado de Hernández-Alvarez, 2013); (B) El complejo de humedales de Guerrero Negro, en El Vizcaíno (modificado de Carmona *et al.*, 2011a); (C) Marismas Nacionales, la línea punteada representa el área que abarca la reserva de la biosfera.

La región del Alto Golfo de California se ubica en la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, que es compartida por los estados de Baja California y Sonora (Figura 2) (CONANP, 2007b), la cual posee una superficie total de 934756 ha. El sitio está catalogado como de Importancia Hemisférica por la RHRAP (2019) con una superficie de 289350 ha en las que se incluye la desembocadura del Río Colorado al golfo de California. En la región del Alto Golfo existen tres tipos de ambientes importantes para las aves playeras: (1) las planicies lodosas del Delta del Río Colorado y de las costas ubicadas al noreste de la reserva (al norte del poblado Golfo de Santa Clara, Sonora), (2) las playas arenosas de su costa este (restringida a un uso primaveral; sur del poblado) y (3) un sistema salobre ubicado al norte del área y conocido como Ciénega de Santa Clara (CONANP, 2007b).

El complejo de humedales de Marismas Nacionales se encuentra en la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit. Es un extenso sistema de humedales que se localiza al norte del estado de Nayarit, en la costa noroccidental del Pacífico mexicano (Figura 2). Tiene una superficie de 133854 ha (DOF, 2010a). El uso de suelo en la región es predominantemente agropecuario. La zona es una red de lagunas costeras, áreas salobres, manglares, planicies lodosas, cañadas y marismas (Ortega-Solís, 2011). El sitio está catalogado como de Importancia Internacional por la RHRAP (2019).

Métodos

La presente investigación corresponde a una revisión bibliográfica sobre información publicada acerca de aves playeras en el noroeste del país, con particular énfasis en el Playero rojizo del Pacífico (*Callidris canutus roselaari*). Además, se muestran resultados obtenidos como parte de un programa de investigación con aves playeras del Laboratorio de Aves de la Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS) en conjunto con Pronatura Noroeste.

La UABCS y Pronatura Noroeste llevan a cabo actividades rutinarias en las tres reservas de la biosfera mencionadas, las dos básicas son conteos y capturas, Dicho programa inició en 2005 y a la fecha continúa (2022).

Censos

En Guerrero Negro se han realizado conteos mensuales ininterrumpidos desde julio de 2005 hasta junio de 2022, en Marismas Nacionales los censos iniciaron en noviembre de 2010 y en el Golfo de Santa Clara (Alto Golfo) se han hecho conteos semanales en los meses primaverales (marzo a mayo) de 2010 a 2022.

Los censos se llevan a cabo desde automóviles, cuatrimotocicletas, lanchas y a pie, dependiendo de la naturaleza del terreno. Para realizar los conteos se utilizan binoculares (10x42) y telescopios (20-60x). Las parvadas se cuentan directamente cuando sus números no sobrepasan los 300 individuos aproximadamente, parvadas mayores se estiman utilizando el método de bloques sugerido por Howes & Bakewell (1989). Este método implica contar una parte o un bloque de la parvada, posteriormente se usa la abundancia del bloque como modelo para estimar el resto de la parvada. El tamaño del bloque puede variar dependiendo del tamaño total de la parvada (Howes & Bakewell, 1989). Cabe des-

tacar que, además, cada parvada es estimada por dos observadores, de tal manera que si las estimaciones difieren en más de un 20% el ejercicio se repite.

Para la identificación de las especies se utilizó la guía de campo Merlin (Cornell Lab of Ornithology, 2022) y los nombres comunes en español, a nivel específico, fueron tomados de la lista actualizada de especies y nombres comunes de aves de México (Berlanga *et al.*, 2015).

Capturas

En Guerrero Negro se han realizado capturas de playeros desde julio de 2005 y en el Golfo de Santa Clara a partir de la primavera del año 2010 a la primavera del año 2022. Tanto en Guerrero Negro como en el Golfo de Santa Clara se han utilizado redes de niebla de 12 m de largo por 3 m de caída (Figura 3). Las redes se colocan en lugares estratégicos, una hora antes del amanecer o atardecer, ya que es cuando se conjuntan dos factores, baja luminosidad y que las aves se encuentren en movimiento (Keyes & Grue, 1982). Para facilitar las capturas se utiliza una grabación de llamado de alarma de la especie de interés.



La figura continúa en la página siguiente.



Figura 3. Se muestran los diferentes métodos de captura. (A) Red de niebla. (B) Red cañón. (C) Red de resortes. Fotografías: Víctor Ayala.

En Guerrero Negro se utilizan también redes de acción repentina de 12.2 m de largo por 7 m de ancho y con una luz de malla de 3.2 cm (Figura 3). Esta técnica ha resultado efectiva para capturar aves playeras medianas (e.g. *Calidris canutus*) y grandes (e.g. *Limosa fedoa*). Las redes cañón se instalan cerca de los sitios de descanso de las aves, durante las mareas altas. La red es impulsada al aire con la detonación de dos cañones. En el Golfo de Santa Clara se utilizan, además de las redes de niebla, redes de resortes de 4 m de ancho por 8 m de largo, con luz de malla de 2.54 cm (Figura 3).

En todos los casos, las aves capturadas se transportan en bolsas de tela y cajas plásticas a una zona de trabajo alejada de las redes, donde se colocan en jaulas para aves playeras. Las aves son medidas, pesadas y algunas especies marcadas con anillos. De ser posible, dependiendo de la especie, a cada individuo se le determina también el grupo de edad (adulto o juvenil), con base en la coloración del plumaje y estado de las plumas primarias (Page *et al.*, 1972; Prater *et al.*, 1977).

Particularmente para los Playeros rojizos del Pacífico, capturados en Guerrero Negro, a cada individuo se le coloca una bandera amarilla en la tibia izquierda con una combinación alfanumérica de color negro y una bandera más pequeña de color rojo en el tarso de la misma pata (Figura 4). La combinación de las banderas amarilla y roja indica que las aves fueron marcadas en México. El esquema de anillamiento para esta especie fue asignado por el Programa Panamericano de Anillamiento para Aves Playeras (PASP, 2010). En el Golfo de Santa Clara las banderas amarilla y roja se colocan en la pata derecha (Figura 4), para diferenciarlas de las de Guerrero Negro.



La figura continúa en la página siguiente.



Figura 4. (A) Se muestra el primer Playero rojizo del Pacífico marcado en México en Guerrero Negro (plumaje invernal), las banderas se colocan en la pata izquierda. (B) Anillado de aves en el Golfo de Santa Clara, en la pata derecha (plumaje reproductivo). Fotografías: Victor Ayala.

Reobservaciones

En Guerrero Negro, Golfo de Santa Clara y Marismas Nacionales se realiza un esfuerzo de búsqueda de aves marcadas (reobservaciones). Para ello se hacen recorridos en las diferentes zonas típicamente utilizadas por esta especie. Se examinan las parvadas con ayuda de un telescopio (20-60x) en busca de aves marcadas. Para cada avistamiento se registra el código de la bandera, la fecha, la hora, el sitio y el tamaño de la parvada. Sólo se utiliza la información de aquellas aves en las que se realiza una incuestionable lectura del código del anillo.

Resultados

Las aves playeras por sitio de estudio

Guerrero Negro

En este humedal se han registrado 31 especies de aves playeras (Tabla 2) y se han observado hasta 430000 individuos utilizando el área anualmente. Las especies más

abundantes son el Playero Occidental (*Calidris mauri*), el Picopando Canelo (*Limosa fedoa*), el Falaropo Cuello Rojo (*Phalaropus lobatus*), el Playero Dorso Rojo (*C. alpina*), el Costurero de pico corto del Pacífico (*Limnodromus griseus caurinus*), el Chorlo Gris (*Pluvialis squatarola*) y el Playero rojizo del Pacífico (*C. canutus roselaari*) (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancias máximas para las 43 especies de aves playeras registradas en las tres reservas de la biosfera del noroeste de México analizadas en la presente publicación.

Especie	Sitio		
	Guerrero Negro ¹	Alto Golfo ³	Marismas Nacionales ⁹
<i>Pluvialis squatarola</i>	10007	4562	1072
<i>Pluvialis dominica</i>	1		
<i>Pluvialis fulva</i>	1 ²		
<i>Charadrius collaris</i>			12
<i>Charadrius nivosus</i> ^A	264	30 ⁴	522
<i>Charadrius wilsonia</i> ^A	10	4	209
<i>Charadrius semipalmatus</i>	137	*5	2697
<i>Charadrius vociferus</i>	7	2	166
<i>Charadrius montanus</i> ^A		1 ⁵	
<i>Haematopus palliatus frazari</i> ^P	458	250 ⁴	21
<i>Haematopus bachmani</i> ^A	33		
<i>Haematopus híbrido</i>	6		
<i>Himantopus mexicanus</i>	451	60	8079
<i>Recurvirostra americana</i>	379	9391 ⁷	41139
<i>Jacana spinosa</i>			58
<i>Actitis macularius</i>	4 ²	2	62
<i>Tringa melanoleuca</i>	736	*5,8	242
<i>Tringa semipalmata</i>	8260	7991 ⁷	1265
<i>Tringa flavipes</i>	414	*5,8	272
<i>Tringa solitaria</i>		*5	*10
<i>Tringa incana</i>		*5	
<i>Tringa spp.</i>		21	
<i>Numenius phaeopus</i>	37	350	233

La tabla continúa en la página siguiente.

Especie	Sitio		
	Guerrero Negro ¹	Alto Golfo ³	Marismas Nacionales ⁹
<i>Numenius americanus</i>	776	2478	522
<i>Limosa fedoa</i> ^A	84524	9105	8120
<i>Arenaria interpres</i>	277	54	5
<i>Arenaria melanocephala</i>	6	*5	1
<i>Calidris virgata</i>		250 ⁶	
<i>Calidris canutus roselaari</i> ^P	6458	4800 ⁷	1180
<i>Calidris alba</i>	1774	15000 ⁶	*10
<i>Calidris pusilla</i>		*5	*10
<i>Calidris mauri</i> ^A	169166	74855	49344
<i>Calidris minutilla</i>	1080	5	4753
<i>Calidris bairdii</i>		*5	*10
<i>Calidris melanotos</i>	2 ²	*5	*10
<i>Calidris alpina</i> ^A	43379	420	47
<i>Calidris himantopus</i>	6	*5	5356
<i>Calidris pugnax</i>	1 ²		
<i>Limnodromus griseus</i>	57761	*5	
<i>Limnodromus scolopaceus</i>		*5,8	
<i>Limnodromus</i> spp.		6390	31473
<i>Gallinago delicata</i>			2
<i>Phalaropus tricolor</i>	7	5000 ⁵	866
<i>Phalaropus lobatus</i>	26404	10000 ⁵	*10
<i>Phalaropus fulicarius</i>		1 ⁵	4
<i>Bartramia longicauda</i>			*10

Nota: La falta de superíndice en el numeral indica que su fuente corresponde a la señalada en el título de la columna. El asterisco se refiere a que la fuente menciona su presencia, pero no su abundancia. La letra posterior al nombre científico se refiere a su estatus en la Norma Oficial Mexicana (DOF, 2010b): A=amenazada y P=peligro de extinción. Se incluyeron algunos géneros por no estar realizada la identificación a nivel específico. Fuentes: ⁽¹⁾Carmona *et al.* (2011a); ⁽²⁾Presente trabajo; ⁽³⁾Mellink *et al.* 1997; ⁽⁴⁾Gómez & Soto-Montoya (2006); ⁽⁵⁾Patten *et al.* (2001); ⁽⁶⁾Carmona *et al.* (2012a); ⁽⁷⁾Hernández-Alvarez (2013); ⁽⁸⁾Morrison *et al.* (1992); ⁽⁹⁾Hinojosa-Huerta *et al.* (2004); ⁽¹⁰⁾Ortega-Solis (2011).

Alto Golfo de California

En el Alto Golfo de California se ha registrado la presencia invernal de 37 especies de aves playeras (Tabla 2) y de más de 160000 individuos de este grupo de aves; la mayor

parte son playeros pequeños (80%), seguidos de especies grandes (15%) y medianas (5%). La mayoría de los playeros pequeños son Playeros Occidentales, que utilizan la zona del delta del Río Colorado para alimentarse. Entre las aves playeras grandes sobresalen el Playero Pihuihuí (*Tringa semipalmata*) y el Picopando Canelo (Tabla 2).

La playa arenosa ubicada al sur del poblado Golfo de Santa Clara, es un sitio importante durante la migración primaveral del Playero rojizo del Pacífico y del Playero Blanco (*Calidris alba*), pudiéndose observar hasta 4800 y 10000 aves, respectivamente. Así mismo, en la playa arenosa en primavera se observan además números modestos de: Chorlo Gris, Playero Occidental, Picopando Canelo, Playero Pihuihuí, Playero Brincaolas (*C. virgata*) y Costureros (*Limnodromus* spp.) (Tabla 2).

Marismas Nacionales

En Marismas Nacionales se han registrado hasta 34 especies de aves playeras (Tabla 2). Se han encontrado abundancias de aves playeras cercanas a los 130000 individuos. Las aves playeras más abundantes son: el Playero Occidental, la Avoceta Americana (*Recurvirostra americana*), los Costureros, la Monjita Americana (*Himantopus mexicanus*) y el Picopando Canelo (Tabla 2). Otra especie para la cual Marismas Nacionales es particularmente relevante es el Chorlo Nevado (*Charadrius nivosus*), en la zona existen grupos residentes y migratorios. Respecto a las aves residentes, en laguna Las Garzas, Nayarit, se han registrado hasta 115 nidos, lo que la convierte en la colonia más numerosa del país. Cabe mencionar que en esta misma laguna se han contabilizado en invierno hasta 1200 Playeros rojizos del Pacífico (7% de su población total).

Así, las tres ANP involucradas en el presente trabajo son usadas por 43 especies de aves playeras y por un total estimado de al menos, 700000 individuos invernando en la región, incluyendo porcentajes importantes de algunas poblaciones prioritarias para Norteamérica (por ejemplo: *Calidris canutus roselaari*, *C. mauri*, *Ch. nivosus*, *C. alpina*, entre otros) (Figura 1). Entre las que destaca más del 80% de la población de *Limosa fedoa*, al menos el 60% de la población de *C. canutus roselaari*, al menos el 70% de *Limnodromus griseus caurinus* y el 50% de la población de *Ch. nivosus*, entre otros. Por lo anterior, si se perdiera alguno de estos sitios, ocasionaría que en el resto de los humedales se concentre una mayor fracción de las poblaciones de estas especies, lo que conlleva a que el alimento en estos humedales pudiera ser insuficiente (Iwamura *et al.*, 2013).

Playero rojizo del Pacífico (*Calidris canutus roselaari*)

En Guerrero Negro se ha registrado un importante grupo invernal cuya abundancia fluctúa entre 6500 y 10000 aves, dependiendo del año. Estas cifras representan, respectivamente, entre el 38% y el 60% de su población estimada (Andres *et al.*, 2012). Estas aves arriban a Guerrero Negro desde septiembre (mediados de otoño) y permanecen en el área hasta marzo (inicios de primavera), con un claro predominio (85%) de aves adultas (ver más adelante).

Por otra parte, el único sitio de veraneo reportado para las costas del Pacífico oriental es el Golfo de Santa Clara, en la parte norte del golfo de California, México. Esta zona es utilizada como área de paso (otoño y primavera) y como sitio de veraneo por aves juveniles (junio y julio). El máximo de verano fue de 1900 aves (junio de 2007; Soto-Mon-

toya *et al.*, 2009). Por otra parte, entre las primaveras 2010-2013 se ha identificado un importante grupo de Playeros rojizos utilizando las playas arenosas ubicadas al sureste del Delta del Río Colorado. El número de Playeros rojizos del Pacífico va de 4800 a 6500 aves, cifras que representan, respectivamente, entre el 28% y el 38% de la población de esta subespecie. Llama la atención la diferencia temporal y por grupo de edad en el uso de esta zona; en verano se han encontrado principalmente aves juveniles en las planicies lodosas, al norte del Poblado Golfo de Santa Clara; mientras que en primavera han sido reportadas es su mayoría aves adultas en las playas arenosas, ubicadas al sur del mismo poblado (ver más adelante).

En la laguna Las Garzas, Marismas Nacionales Nayarit, se han contabilizado hasta 1200 aves (7% de su población total) en invierno. Sin embargo, las abundancias han mostrado notorias oscilaciones, prácticamente de la ausencia de la especie al máximo indicado. Por medio de observaciones de los patrones de coloración de plumaje y el color de las patas de las aves presentes en Las Garzas, se observó que 10% de estos individuos son juveniles (plumaje gris-escamoso en el dorso y patas amarillo-verdosas), por lo que éste bajo porcentaje indicaría que aparentemente la zona es más utilizada por aves adultas (Arce *et al.*, 2015).

Hasta el 2013 se habían capturado y marcado 1250 Playeros rojizos en el Pacífico Americano (Carmona *et al.*, 2013), de éstos, 816 (65%) se capturaron y marcaron en Guerrero Negro y 89 (7%) en el Golfo de Santa Clara (Figura 4). Gracias al esfuerzo internacional de marcaje y reobservación en diferentes sitios del Pacífico Norte (Isla Wrangel en Rusia, Norte y Sur de Alaska, Oregon, Washington y California en E.U.A. y Guerrero Negro y Alto Golfo en México), se ha podido conocer la ruta seguida por la subespecie del Pacífico y la conectividad migratoria existente.

Discusión

Las aves playeras por sitio de estudio

Las abundancias de aves playeras registradas en Guerrero Negro indican que es el sitio más importante en México para la invernación de: el Playero rojizo del Pacífico (50% de la población total) (Arce, 2011), el Picopando Canelo (50%) (Ayala-Pérez, 2010) y el Costurero de pico corto del Pacífico (70%) (Carmona *et al.*, 2011a). También se pueden observar grupos importantes de Chorlo Nevado, Ostrero americano del Pacífico (*Haematopus palliatus frazari*) y Ostrero Negro (*H. bachmani*). A excepción del Costurero de pico corto del Pacífico, todas estas especies están protegidas por el gobierno mexicano (DOF, 2010b), el Playero rojizo del Pacífico y el Ostrero americano del Pacífico están clasificadas como en peligro de extinción y el resto como amenazadas.

La notoria abundancia de aves en este complejo de humedales se debe a la heterogeneidad en el tipo de ambientes, pudiéndose observar planicies lodosas, ambientes rocosos, dunas costeras, playas arenosas, planicies de marisma y pozas hipersalinas (Lankford, 1977; Ayala-Pérez, 2010). Además, la importancia de los humedales naturales de Guerrero Negro se ve incrementada por la presencia de los ambientes artificiales, las 33000 ha de ambientes artificiales creadas por Exportadora de Sal, que funcionan como

sitios complementarios, y que permiten, al no estar sujetos al régimen de mareas, una alimentación continua.

La importancia de las playas arenosas del Golfo de Santa Clara para las aves playeras en primavera está relacionada con la puesta de huevos del pez pejerrey (*Leuresthes sardina*), de los cuales se alimentan (Hernández-Alvarez, 2011, 2013; Hernández-Alvarez *et al.*, 2013). Adicionalmente, desde 2006 se ha determinado que la playa lodosa ubicada entre el Delta del Río Colorado y el Poblado Golfo de Santa Clara es importante para el veraneo de Playeros rojizos del Pacífico juveniles, con máximos cercanos a 2000 aves (Soto-Montoya *et al.*, 2009), cifra que representa el 12% de su población total estimada (Andres *et al.*, 2012). Por lo anterior, sobresale la importancia de la zona del Alto Golfo de California para las aves playeras ya que, para algunas especies como el Playero Rojo, el sitio es utilizado por diferentes grupos de aves, en diferentes épocas del año.

En el caso de Marismas Nacionales, esta reserva es particularmente relevante para la Avoceta americana, ya que representa el sitio de mayor importancia en el país para esta especie, junto con la laguna Huizache-Caimanero, Sinaloa (Morrison *et al.*, 1994). En Marismas Nacionales sobresale también por su abundancia el género *Limnodromus*; es necesario indicar que en el noroeste de México pueden ocurrir dos especies: el Costurero Pico Largo (*L. scolopaceus*) y el de Costurero Pico Corto (*L. griseus*), prácticamente indistinguibles en campo (Pitelka, 1950). El primero tiene afinidad por zonas dulceacuícolas y el segundo por ambientes costeros (Pitelka, 1950). En el país únicamente en Guerrero Negro (región sin ambientes dulceacuícolas), se ha comprobado, mediante capturas, que prácticamente todas las aves pertenecen a la especie *L. griseus* (cerca de 700 individuos capturados) (Carmona *et al.*, 2011a). Dado el tipo de ambientes presentes en Marismas Nacionales es muy probable que la zona sea utilizada, a diferencia de Guerrero Negro, por las dos especies, lo que sugiere realizar trabajos interesantes sobre uso diferencial de los recursos.

Playero rojizo del Pacífico (Calidris canutus roselaari)

En el Continente Americano dos subespecies de Playero rojizo se reproducen y migran a través de él: *C. canutus rufa* y *C. canutus roselaari* (Baker *et al.*, 2013). La primera subespecie utiliza las costas del Atlántico (Niles *et al.*, 2008), mientras que la subespecie *roselaari* utiliza preferentemente las costas del Pacífico y, hasta mediados de la década pasada, se conocía muy poco acerca de la zona de invernación de esta subespecie, sólo se reportaban pequeños grupos en las costas del Pacífico de Estados Unidos y México (Tomkovich, 1990). Actualmente su población se estima en aproximadamente 17000 aves y es la población más pequeña de entre las seis subespecies (Andres *et al.*, 2012). Desde hace más de una década se reportó que al menos algunos cientos de Playeros rojizos invernán en el noroeste de México (Baker *et al.*, 2013). Cabe resaltar que, de las seis subespecies, *roselaari* es de la que se cuenta con menos información (Buehler & Piersma, 2008), por lo que resalta la importancia de la presente investigación, la cual muestra información generada en México por nuestro grupo de trabajo, así como una compilación de datos publicados por otros investigadores en la ruta migratoria del Pacífico.

Guerrero Negro es utilizado principalmente como sitio de invernación por aves adultas (85%) (Arce, 2011), en el área se pueden observar abundancias altas tanto en invierno

como en ambas migraciones, lo que indica que la zona es más un destino de invernada que un paso en su ruta migratoria, y sugiere que Guerrero Negro es un punto ciego de la migración. Es importante recalcar que incluso el número máximo de aves invernantes en Guerrero Negro (10000) representa poco menos del 60% poblacional, por lo que a la fecha no es claro dónde pasa el invierno el resto de la población.

De forma similar a Guerrero Negro, en las capturas primaverales realizadas en el Golfo de Santa Clara también se ha observado un claro predominio de aves adultas (88%) (Hernández-Alvarez, 2013). Los Playeros rojizos del Pacífico que utilizan la playa arenosa del Golfo de Santa Clara, representan el 28% de su total poblacional (Andres *et al.*, 2012). Sin embargo, se ha indicado la posible existencia de dos oleadas migratorias, lo que incrementaría el número de Playeros rojizos del Pacífico que utilizan la zona a poco más de 6500 individuos, el 38% de su total poblacional (Andres *et al.*, 2012; Carmona *et al.*, 2013; Hernández-Alvarez, 2013). La importancia del Golfo de Santa Clara para el Playero rojizo del Pacífico en primavera está relacionada con los desoves del pejerrey, que les proporcionan un recurso alimenticio abundante, accesible y de excelente calidad (Hernández-Alvarez, 2011, 2013). Posterior a la partida de estas dos oleadas migratorias (principios de mayo), en la cual predominan aves adultas, arriban al área (fines de mayo) aves juveniles (Soto-Montoya *et al.*, 2009). De esta forma el Golfo de Santa Clara es utilizado al menos por tres grupos u oleadas migratorias de Playeros rojizos del Pacífico: dos de adultos, en primavera, y uno de juveniles, en el verano.

Por su parte en Marismas Nacionales en las ocasiones en las que se han visto números importantes de Playeros rojizos del Pacífico, durante el invierno en laguna Las Garzas, Nayarit, el 10% de las aves a las que se les ha podido observar el color de patas las tenían amarillo verdosas (Arce *et al.*, 2015), indicativo de que se trató de aves juveniles, pues los adultos las tienen típicamente negras (Prater *et al.*, 1977). La baja proporción de aves juveniles encontrada en Las Garzas, Nayarit, es similar a lo reportado en Guerrero Negro y el Golfo de Santa Clara (15% y 12%; Arce, 2011 y Hernández-Alvarez, 2013, respectivamente). A partir de los datos de Guerrero Negro y Santa Clara se han sugerido dos hipótesis para explicar la baja proporción de jóvenes: (1) los juveniles invernán en otras zonas o (2) dada la longevidad de la especie, la proporción de juveniles es naturalmente baja (Baker *et al.*, 2013). Nuestros resultados apoyan la segunda hipótesis, que además es acorde a lo registrado para la subespecie *islandica*, en la que se indica una proporción general de juveniles de 12.1% (Boyd & Piersma, 2001). La longevidad de esta especie (mayor a 20 años) le permite hacer frente a altas mortalidades de juveniles durante su primer invierno, superiores hasta cuatro veces a las de las aves adultas (Boyd & Piersma, 2001).

Por otra parte, gracias al esfuerzo de marcaje y reobservación del Playero rojizo del Pacífico, se ha demostrado una fuerte conexión, tanto interanual como intranual, entre Guerrero Negro y el Golfo de Santa Clara (Carmona *et al.*, 2013; Hernández-Alvarez, 2013), ya que el 18% de las aves anilladas en Guerrero Negro se han observado en el Alto Golfo, mientras que un porcentaje similar (15%) de los Playeros rojizos del Pacífico anillados en el Alto Golfo se han reobservado en Guerrero Negro (Carmona *et al.*, 2013; Tabla 3). Cabe resaltar que en Marismas Nacionales no se ha hecho un esfuerzo de marcaje con el Playero rojizo del Pacífico y sólo se ha realizado búsqueda de individuos marcados en dos años, a pesar de lo anterior, se pudo registrar un Playero rojizo del Pacífico

que se marcó en el Golfo de Santa Clara y otro en Guerrero Negro (Tabla 3). Por lo que, la importancia conjunta de las reservas es mayor que la mera suma de sus números y son relevantes para asegurar la viabilidad de esta especie. Además, es probable que esta interconexión entre las reservas pueda estar ocurriendo para otras especies.

Tabla 3. Cantidad de individuos del Playero rojizo del Pacífico reobservados en cada uno de los sitios.

Año	Individuos marcados en GN			Individuos marcados en AG		
	Vistos en GN	Vistos en AG	Vistos en MN	Vistos en GN	Vistos en AG	Vistos en MN
2010	40	15	ND	1	1	ND
2011	82	46	ND	4	27	ND
2012	137	66	ND	9	43	ND
2013	43	93	0	2	36	0
2014	68	98	1	8	36	1
2015	2	52	ND	0	33	ND
2016	7	30	ND	0	19	ND
2017	3	34	ND	0	15	ND
2018	1	40	ND	0	12	ND

GN=Guerrero Negro, AG=Alto Golfo de California, MN=Marismas Nacionales. ND=No dato.

Las amenazas

Por otra parte, se han identificado diferentes grados y tipos de amenazas en las tres áreas (Tabla 4).

Tabla 4. Resumen de las principales amenazas que afectan a las reservas de la biosfera incluidas en el presente trabajo. Se indica con colores el grado de cada amenaza; verde: actualmente no amenazado; amarillo: riesgo bajo; naranja: riesgo moderado; rojo: riesgo alto.

Reserva de la biosfera	Cambio climático	Turismo/ Disturbio humano	Contaminación	
			Residuos sólidos	Químicos
El Vizcaíno				
Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado				
Marismas Nacionales Nayarit				

La tabla continúa en la página siguiente.

Reserva de la biosfera	Pérdida de hábitat				
	Desarrollos turísticos	Desarrollos residenciales	Acuacultura	Agricultura	Cambio del sustrato
El Vizcaíno					
Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado					
Marismas Nacionales Nayarit					

Fuente: Elaboración propia.

En este sentido, y por comparación, la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno es el sitio en mejores condiciones de conservación (Tabla 3). Dentro de la reserva, Guerrero Negro, el poblado adyacente a las lagunas Ojo de Libre y Guerrero Negro, es de apenas 13000 habitantes (INEGI, 2013) y se encuentra a casi 3 km de la costa. En cuanto al terreno concesionado a Exportadora de Sal (ESSA), la forma de producción de sal permite y garantiza que las aves puedan descansar y alimentarse en las áreas de concentración cuando las zonas naturales no están disponibles por efectos del nivel de marea. Además, la estabilidad física y química de dichas áreas, condición necesaria para la producción de sal, permiten la existencia de alimento abundante, incluso los terrenos concesionados a ESSA reciben una protección permanente y efectiva por parte de la empresa, lo que garantiza niveles de perturbación mínimos (Danemann *et al.*, 2002).

Dentro de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, la playa arenosa del poblado Golfo de Santa Clara es la zona más utilizada por los Playeros rojizos del Pacífico para alimentarse durante la primavera, sin embargo, es también profusamente utilizada por los pobladores y turistas como área de esparcimiento. Desgraciadamente para las aves, su tiempo de estancia en esta playa coincide con el periodo vacacional de Semana Santa, por lo que existe un notorio aumento en las perturbaciones causadas por personas, perros y vehículos todo terreno, entre otros. Además, existen planes de desarrollo turístico para la zona. Si este hábitat se ve deteriorado, las aves no podrán acumular las reservas energéticas necesarias para continuar la migración y reproducirse exitosamente (Baker *et al.*, 2013). Asimismo, cualquier factor que afecte negativamente al pejerrey y sus desoves (el alimento principal de las aves playeras), tendrá un impacto negativo sobre la población de playeros rojizos. En este sentido, cualquier desarrollo habitacional o turístico y su infraestructura asociada tendrá impactos negativos para el pejerrey y, por ende, para la viabilidad poblacional de los Playeros rojizos. Dado que *C. canutus roselaari* se encuentra catalogada como en “peligro de extinción” (DOF, 2010b), es imperativo mantener la integridad de esta playa para el desove del pejerrey y el reabastecimiento de alimento primaveral del Playero rojizo, incluso, se ha observado que un disturbio moderado puede reducir significativamente la densidad y actividad alimenticia de las aves playeras (Navedo *et al.*, 2019).

Para la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit, la problemática del sitio es compleja, dada la diversidad de actividades humanas que en ella se realizan (Tabla

3). Las más graves son la fragmentación de hábitat, la tala de manglar, el vertido de desechos sólidos, desecación de humedales para su utilización como potreros y el dragado.

Conclusiones

Los desarrollos no planificados han tenido un fuerte impacto sobre las poblaciones de aves playeras (Erwin *et al.*, 1986; Iwamura *et al.*, 2013), por lo que desarrollos potenciales en las zonas de interés (Vizcaíno, Alto Golfo de California y Marismas Nacionales) podrían causar efectos negativos sinérgicos y en consecuencia reducciones poblacionales importantes para diferentes especies de aves playeras.

La importancia individual de cada una de las reservas está probada, pero dada la interconexión existente entre éstas para varias especies de aves playeras, entre las que sobresale el Playero rojizo del Pacífico, la importancia conjunta de las reservas es mayor que la mera suma de sus números.

Es importante indicar que el énfasis puesto en este trabajo en el Playero rojizo del Pacífico, se debe más a la mayor cantidad de investigaciones encaminadas a determinar la conectividad de los sitios usados en ruta migratoria de esta especie, que alguna preferencia de los autores.

La importancia de las lagunas costeras del noroeste de México para el Playero rojizo del Pacífico se ve incrementada ya que, los tres sitios más utilizados son usados en diferentes épocas del año y, en el caso de Alto Golfo, por distintos grupos de edad. De esta forma las reservas de la biosfera del noroeste del país son, en conjunto, relevantes para asegurar la viabilidad de esta especie. Por lo tanto, la adecuada conservación de los sitios de manera conjunta garantizaría la continuidad de este taxón y otros relacionados. Además, es muy probable que patrones similares se repitan para diferentes especies de aves playeras en la región.

Agradecimientos

A los directores de las distintas reservas de la biosfera involucradas Vizcaíno (Everardo Mariano), Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (Martín Sau) y Marismas Nacionales Nayarit (Víctor Velázquez) y a sus respectivos personales. También agradecemos a Exportadora de Sal, S.A. de C.V. por el apoyo logístico, especialmente al personal del departamento de Ecología y Seguridad Industrial (Fabián Castillo, Joaquín Ribera y Antonio Zaragoza). A las diferentes instancias financiadoras: Sonoran Joint Venture, North American Wetlands Conservation Act, CONABIO y BirdLife. A diferentes investigadores que han participado para generar parte de la información aquí presentada: Joseph B. Buchanan, Lori J. Salzer, Pavel Tomkovich, James A. Johnson, Robert E. Gill, Jr., Brian J. McCaffery, James E. Lyons, Larry J. Niles y David Newstead. Finalmente agradecemos a todos los integrantes del Laboratorio de Aves de la UABCS por su apoyo en campo.

Literatura citada

- Andres, B. A., Smith, P. A., Morrison, R. I. G., Gratto-Trevor, C. L., Brown, S. C. & Friis, C. A. (2012). Population estimates of North American shorebirds, 2012. *Wader Study Group Bulletin*, 119(3), 178-194.
- Arce, N. (2011). Migración e internación del playero rojizo del Pacífico (*Calidris canutus roselaari*) en Guerrero Negro, Baja California Sur, México. (Tesis de Maestría). CICIMAR-IPN, Baja California Sur, México.
- Arce, N., Carmona, R., Miramontes, E., Ayala-Perez, V., Hernández-Alvarez, A. & Mendoza, L. F. (2015). An overwintering group of Red Knots *Calidris canutus roselaari* in Las Garzas Lagoon, Nayarit, Mexico. *Wader Study*, 122(2), 135-141.
- Ayala-Pérez, V. (2010). Patrones de uso durante la época no reproductiva de *Limosa fedoa* (Aves: Scolopacidae), en Guerrero Negro, Baja California Sur, México. (Tesis de Maestría). CICIMAR-IPN, Baja California Sur, México.
- Baker, A., Gonzalez, P., Morrison, R. I. G. & Harrington, B. A. (2013). Red Knot (*Calidris canutus*), The Birds of North America. Recuperado de: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/563doi:10.2173/bna.563>.
- Berlanga, H., Gómez de Silva, H., Vargas-Canales, V. M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L. A., Ortega-Álvarez, R. & Calderón-Parra, R. (2015). Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO. México.
- Boyd, H. & Piersma, T. (2001). Changing balance between survival and recruitment explains population trends in Red Knots *Calidris canutus islandica* wintering in Britain, 1969-1995. *Ardea*, 89(2), 301-317.
- Buehler, D. M. & Piersma, T. (2008). Travelling on a budget: predictions and ecological evidence for bottlenecks in the annual cycle of long-distance migrants. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1490), 247-266.
- Cantú Guzmán, J. C., Carmona, R., García de La Puente Orozco, J. E. & Marrón, G. (2019). Guía de identificación de las aves playeras de México. México.
- Carabias, L. J., Provencio, E., de la Maza, E. J., Gutiérrez, C. D., Gómez, C. M. & Sánchez, S. V. (2000). *Programa de Manejo Reserva de la Biosfera El Vizcaíno México*. México: Instituto Nacional de Ecología.
- Carmona, R. (2007). Dinámica poblacional y uso de hábitat de las aves playeras en la Ensenada de La Paz, como componente del corredor migratorio del Pacífico. (Tesis Doctoral). Universidad Autónoma de Baja California, Baja California, México.
- Carmona, R., Ruiz-Campos, G. & Brabata, G. (2004). Seasonal abundance of migrant shorebirds in Baja California Peninsula, Mexico, and California, USA. *Wader Study Group Bulletin*, 105, 65-70.
- Carmona, R., Arce, N., Ayala-Perez, V. & Danemann, G. D. (2011a). Seasonal abundance of shorebirds at the Guerrero Negro wetland complex, Baja California, Mexico. *Wader Study Group Bulletin*, 118(1), 40-48.
- Carmona, R., Hernández Alvarez, A. & Danemann, G. D. (2011b). Estado actual de las investigaciones sobre aves playeras en México. *CICIMAR Oceánides*, 26(2), 47-57.
- Carmona, R., Cruz-Nieto, M. A., Danemann, G., Hinojosa-Huerta, O., Palacios-Castro, E., Valdés-Casillas, C. & M.A. Vargas. (2011c). Plan estratégico para la conservación de aves playeras y anátidos en el noroeste de México. *Ciencia y Conservación*, 1, 1-20.
- Carmona, R., Danemann, G. D., Hernández-Alvarez, A., Fuentes Moreno, A., Gutiérrez, G., Mendoza, L., Morán, G., Arce, N., Molina, F. & Ortiz, H. (2012a). Utilización del Golfo de Santa Clara, Sonora, Reserva de la Biósfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, durante la migración primavera (2012) del Playero rojizo del Pacífico (*Calidris canutus roselaari*). *Reporte Final*. Sonoran Joint Venture.
- Carmona, R. Cruz-Nieto, M. A. & Mendoza, L. F. (2012b). Planificación de mecanismos para la conservación legal y restauración de las poblaciones de aves acuáticas migratorias invernales en Marismas Nacionales, Nayarit, México. *Reporte Final*. Pronatura Noroeste.
- Carmona, R., Arce, N., Ayala-Perez, V., Hernández-Alvarez, A., Buchanan, J. B., Salzer, L. J., Tomkovich, P., Johnson, J. A., Gill Jr., R. E., McCaffery, B. J., Lyons, J. E., Niles, L. J. & Newstead, D. (2013). Overview of Red Knot (*Calidris canutus roselaari*) migration connectivity and non-breeding distribution along the Pacific coast of the Americas. *Wader Study Group Bulletin*, 120(3), 168-180.

- Carmona-Islas, C., Bello-Pineda, J., Carmona, R. & Velarde, E. (2013). Modelo espacial para la detección de sitios de alimentación para aves playeras migratorias en el Noroeste de México. *Huitzil*, 14: 22-42.
- CONANP. (2007a). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. *Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas*. México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONANP. (2007b). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. *Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biósfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, México*. México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Cornell Lab of Ornithology. (2022). Merlin. https://play.google.com/store/apps/details?id=com.labs.merlinbirdid.app&hl=es_MX&gl=US.
- Cueto, V. R. & López de Casenave, J. (2006). Nuevas miradas sobre las aves migratorias americanas: técnicas, patrones, procesos y mecanismos. *Hornero*, 21(2), 61-66.
- Danemann, G. D., Carmona, R. & Fernández, G. (2002). Migratory shorebirds in the Guerrero Negro salt-works, Baja California Sur, Mexico. *Water Study Group Bulletin*, 97, 36-41.
- DOF. (1988). Diario Oficial de la Federación. *DECRETO por el que se declara la reserva de la biósfera "El Vizcaíno", ubicado en el Municipio de Mulegé, BCS*. México.
- DOF. (1993). Diario Oficial de la Federación. *DECRETO por el que se declara área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, ubicada en aguas del Golfo de California y los municipios de Mexicali, B.C., de Puerto Peñasco y San Luis Río Colorado, Son.* México.
- DOF. (2010a). Diario Oficial de la Federación. *DECRETO por el que se declara como área natural protegida, con el carácter de reserva de la biosfera, la región conocida como Marismas Nacionales Nayarit, localizada en los municipios de Acaponeta, Rosamorada, Santiago Ixcuintla, Tecuala y Tuxpan en el Estado de Nayarit*. México.
- DOF. (2010b). Diario Oficial de la Federación. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre categorías de riesgos y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo*. México.
- Engilis, A. J.R., Oring, L. W. E., Carrera, J., Nelson, W. & Martínez López, A. (1998). Shorebird surveys in Ensenada Pabellones and Bahía Santa Maria, Sinaloa, Mexico: critical winter habitats for Pacific Flyway shorebirds. *Wilson Bulletin*, 110, 332-241.
- Erwin, R. M., Coulter, M. & Howard, C. (1986). The use of Natural vs. Man-modified Wetlands by shorebirds and waterbirds. *Colonial Waterbirds*, 9, 137-138.
- Gómez, M. M. & Soto-Montoya, E. (2006). *Programa de Monitoreo de Aves Playeras en Humedales Prioritarios de la Reserva de la Biósfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado*. México: CONANP.
- Hernández-Alvarez, A. D. (2011). Estrategias de alimentación del playero rojizo del Pacífico (*Calidris canutus roselaari*; Charadrii: Scolopacidae) en el Golfo de Santa Clara, Sonora, México. (Tesis de Licenciatura). Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. México.
- Hernández-Alvarez, A. (2013). Uso de la playa sur del Golfo de Santa Clara, Sonora durante la migración primaveral (2011-2013) del playero rojizo del Pacífico (*Calidris canutus roselaari*). (Tesis de Maestría). CICESE. Baja California, México.
- Hernández-Alvarez, A., Carmona, R. & Arce, N. (2013). Feeding ecology of the Pacific Red Knot (*Calidris canutus roselaari*) at Golfo de Santa Clara, Sonora, Mexico. *Wader Study Group Bulletin*, 120(3), 194-201.
- Hinojosa-Huerta, O., Iturribarría-Rojas, H., Carrillo Guerrero, Y., de la Garza Treviño, M. & Zamora-Hernández, E. (2004). *Bird Conservation Plan for the Colorado River Delta*. México: Pronatura Noroeste, Dirección de Conservación Sonora.
- Howes, I. & Bakewell, D. (1989). *Shorebirds studies manual*. Malaysia: Asian Wetland Bureau.
- INEGI. (2013). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo de población y vivienda, 2010. Recuperado de: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/temas/default.aspx?s=est&c=17484>.
- Iwamura, T., Possingham, H. P., Chade's, I., Minton, C., Murray, N. J., Rogers, D. I., Treml, E. A. & Fuller, R. A. (2013). Migratory connectivity magnifies the consequences of habitat loss from sea-level rise for shorebird populations. *Proceeding of the Royal Society Biological Sciences*, 280, 20130325. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.0325>.

- Keyes, B. E. & Grue, C. E. (1982). Capturing birds with mist nets: A review. *North American Birds Bander*, 7, 2-14.
- Lankford, R. (1977). Coastal lagoons of Mexico: Their origin and Classification. En: Wiley, M., Ed., *Estuarine Processes*, 182-215. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-751802-2.50022-9>.
- Massey, B. W. & Palacios, E. (1994). Avifauna of the wetlands of Baja California México: current status. *Studies in Avian Biology*, 15, 45-57.
- Mellink, E., Palacios E. & González S. (1997). Non-breeding waterbirds of the Delta of the Rio Colorado, Mexico. *Journal of Field Ornithology*, 68, 113-123.
- Morrison, R. I. G., Ross, R. K. & Torres, M. S. (1992). *Aerial surveys of Nearctic Shorebirds wintering in Mexico: some preliminary results*. Canada: Canadian Wildlife Services, Progress Notes.
- Morrison, R. I. G., Ross, R. K. & Guzmán, J. (1994). Aerial surveys of Nearctic Shorebirds wintering in Mexico: some preliminary results of the southern half of the Pacific coast states of Chiapas to Sinaloa. *Canadian Wildlife Services, Progress Notes*, 206, 1-14.
- Myers, J. P., Morrison, I. G., Antas, P. Z., Harrington, B. H., Lovejoy, T. E., Sallaberry, M., Senner, S. L. & Tarak, A. (1987). Conservation strategy for migratory species. *American Scientist*, 75, 19-26.
- Navedo, J. G., Verdugo, C., Rodríguez-Jorquera, I. A., Abad-Gómez, J. M., Suazo, C. G., Castañeda, L. E., Araya, V., Ruiz, J. & Gutiérrez, J. S. (2019). Assessing the effects of human activities on the foraging opportunities of migratory shorebirds in Austral high-latitude bays. *PLoS ONE*, 14(3), e0212441. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212441>.
- Niles, L. J., Sitters, H. P., Dey, A. D., Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Carmona, R., Clark, K.E., Clark, N. A., Espoz, C., González, P. M., Harrington, B. A., Hernández, D. E., Kalasz, K. S., Lathrop, R. G., Matus, R. N., Minton, C. D. T., Morrison, R. I. G., Peck, M. K., Pitts, W., Robinson, R. A. and Serrano, I. L. (2008). Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. *Studies in Avian Biology*, 36, 1-185.
- Ortega-Solís, L. (2011). Distribución espacial y temporal de aves playeras invernantes en la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit. (Tesis de Licenciatura). Universidad Autónoma de Nayarit, Nayarit, México.
- Page, G., Fearis, B. & Jurek, R. M. (1972). Age and sex composition of Western Sandpipers on Bolinas Lagoon. *California Birds*, 3, 79-86.
- Page, G. W., Palacios, E., Alfaro, L., González, S., Stenzel, L. E. & Jungers, M. (1997). Numbers of wintering shorebirds in coastal wetlands of Baja California, México. *Journal of Field Ornithology*, 68, 562-574.
- PASP. (2010). Pan American Shorebird Program. Colour banded shorebird. Retrieved from: <http://www.ec.gc.ca/ppl-ppsp/Default.asp?lang=En&n=8A4F799B-1>.
- Patten, M. A., Mellink, E., Gómez de Silva, H. & Wurster, T. E. (2001). Status and taxonomy of the Colorado Desert avifauna of Baja California. *Monographs in field Ornithology*, 3, 29-63.
- Pitelka, F. A. (1950). Geographic variation and the species problem in the shore-bird genus *Limnodromus*. *University California Publications Zoology*, 50, 1-108.
- Prater, A. J., Prater, T., Marchant, J. H. & Vuorinen, J. (1977). *Guide to the identification and ageing of Holarctic waders*. England: British Trust for Ornithology.
- RHRAP. (2019). Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras. Mapa de sitios. Recuperado de: <https://whsrn.org/es/sitios-whsrn/mapa-de-sitios/>.
- SEMARNAT. (2008). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Estrategia para la Conservación y Manejo de las Aves Playeras y su Hábitat en México*. México: Dirección General de Vida Silvestre.
- Soto-Montoya, E., Carmona, R., Gómez, M., Ayala-Perez, V., Arce, N. & Danemann, G. D. (2009). Over-summering and migrant Red Knots at Golfo de Santa Clara, Gulf of California, Mexico. *Wader Study Group Bulletin*, 116(3), 191-194.
- Tomkovich, P. S. (1990). Analysis of geographical variability in Knot *Calidris canutus* (L.). *Bulletin of Moscow Society of Naturalists, Biological Series*, 95, 59-72.
- Wyllie, J. G. (1961). The water masses of Sebastian Vizcaino Bay. *CalCOFI Reports*, 8, 83-93.

CAPÍTULO 14

Amenazas del siglo XXI para la conservación de mamíferos marinos en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano

Casandra Gálvez
Mariana Chávez-Andrade
Maricela Juárez-Rodríguez
Héctor Pérez-Puig
Daniela Bárcenas de la Cruz

Resumen

Las áreas naturales protegidas (ANP) son sitios clave para la conservación y protección de mamíferos marinos (MM) en México. Con el objetivo de identificar y estudiar espacio-temporalmente las amenazas antropogénicas en MM en ANP del Pacífico mexicano (ANPPM), se analizaron publicaciones científicas realizadas entre el año 2000 y 2021. El 68% (23/34) de las ANP exhibieron siete amenazas antropogénicas (AA), particularmente en la década del 2010. Las AA fueron: cambio climático (35.6%), interacción con pesquerías (25.6%), contaminación química (14.4%), biológica (7.8%) y acústica (6.7%); turismo (5.5%), actividades científicas y uso de nuevas tecnologías (4.4%), especialmente en cetáceos (64.7%). La interacción con pesquerías se identificó en el 87% de las ANPPM mientras que el cambio climático en el 49.7%. El Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California y la Reserva de la Biosfera de Islas del Pacífico de la Península de Baja California fueron los sitios con más estudios (71%) y con más AA identificadas en MM (6/7). Las publicaciones científicas evidencian que los MM son vulnerables directa e indirectamente a las actividades antropogénicas realizadas en ANPPM, donde el contexto social, económico e interés científico del país podrían haber influenciado los resultados en la última década. La necesidad de estudios multi y transdisciplinarios en los planes de manejo son esenciales para mejorar y dar seguimiento a las estrategias de conservación de MM en ANPPM, especialmente en especies amenazadas y en sitios que exhiben más de una AA.

Palabras clave

Cambio climático, contaminación marina, interacción con pesquerías, turismo.

21st-century threats to the conservation of marine mammals in Protected Natural Areas in the Mexican Pacific

Abstract

Protected Natural Areas (PNAs) are key sites for the conservation and protection of marine mammals (MM) in Mexico. To identify spatial and temporal anthropogenic threats (AT) on MM within Marine Protected Areas of the Mexican Pacific (MPAMP), we reviewed scientific publications from 2000 to 2021. We found that 68% (23/34) of the MPAMP exhibited seven AT, especially during the 2010s. The main reported threats were: climate change (35.6%), interaction with fisheries (25.6%), chemical (14.4%), biological (7.8%) and acoustic (6.7%) pollution, tourism (5.5%), and scientific activities, and use of modern technologies (4.4%), particularly in cetaceans (64.7%). We identified interaction with fisheries in 87% of the MPAMP and climate change in 49.7%. The Protected Natural Area “Islas del Golfo de California” and the Reserva de la Biósfera de “Islas del Pacífico de la Península de Baja California” were the sites with the most studies (71%) and identified AT on MM (6/7). Publications show that MM are directly and indirectly vulnerable to anthropogenic activities carried out within MPAMP, where the social, economic, and scientific interest in Mexico could influence the conservation results of MM in MPAs during the last decade. It is essential to conduct multi and transdisciplinary research and to implement accurate management plans to improve and monitor MM conservation strategies within MPAMP, especially in species and in threatened sites that exhibit multiple AA.

Keywords

Climate change, marine pollution, fisheries interactions, tourism.

Introducción

En México, las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son zonas marinas y terrestres administradas por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) que contribuyen a la protección de la diversidad biológica (CONANP, 2022a). En la actualidad existen 183 ANP correspondientes al 10% de la superficie terrestre nacional y 22% de la superficie marina (CONANP, 2022a,b). Las Áreas Marinas Protegidas son sitios clave para la supervivencia de mamíferos marinos (MM) (Hoyt, 2017) que inciden directamente en el manejo de las especies y de su hábitat, coadyuvando a mitigar el impacto de las actividades antropogénicas en sus poblaciones (Gormley *et al.*, 2012).

México no es la excepción en promover la protección de hábitats de MM a través de la creación de ANP marinas, que albergan a 4 especies de pinnípedos (lobos marinos y focas), 37 especies de cetáceos (delfines y ballenas) y 1 mustélido (nutria marina) (Muzquiz-Villalobos & Pompa-Mansilla, 2018), especies clasificadas en algún riesgo de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010). Sin embargo, las ANP marinas no son ajenas a los efectos del cambio climático y a otras actividades antropogénicas que han reducido la calidad del ambiente marino y son una amenaza para la supervivencia de la fauna marina (Ortiz-Lozano, 2012). En la actualidad se desconoce la efectividad de los planes de manejo de MM en Áreas Naturales Marinas Protegidas del Pacífico mexicano (ANPPM) (Muzquiz-Villalobos & Pompa-Mansilla, 2018) como resultado de limitaciones económicas, sociales, de gobernanza y de investigaciones útiles para el sector gubernamental, social y científico (Nelms *et al.*, 2021).

El presente trabajo pretende contribuir a la identificación de las principales amenazas de origen antropogénico en MM a partir de una revisión bibliográfica de estudios científicos desarrollados en ANPPM en el siglo XXI (2000-2021), siglo que se caracteriza por una pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Pereira *et al.*, 2010).

Metodología

Se realizó una búsqueda sistemática en inglés en Web of Science sobre literatura científica (ej. artículos, notas, revisiones científicas y capítulos de libros) que documentó las amenazas del siglo XXI para los MM en ANPPM. Se elaboraron diferentes bloques con los términos más comunes que incluyeron: (1) todas las especies de MM (total= 13 términos; ej. nombre común, orden); (2) ANP de interés (total= 21 términos; ej. nombre de los estados, términos relacionados con las categorías de las ANP) y (3) amenazas para MM: (A). Turismo e interacciones con pesquerías: total= 31 términos; ej. “anthropogenic interactions”, bycatch, entanglement, “ship strike”, tourism, whale-watching; (B). Contaminación marina: total= 41 términos; ej. microplastic, noise, organochloride, pollution, toxicology; (C). Cambio climático: total= 15 términos; ej. “climate change”, “El Niño”, “global warming”, “Pacific Decadal Oscillation”, “sea surface temperature”; (D). Actividades científicas y uso de nuevas tecnologías: total= 10 términos; ej. “field procedures”, “field research”, “field work impact”, “new methods”, “valid approaches”. En cada búsqueda se incluyó el bloque de MM, ANPPM de interés y las amenazas. Se obtuvieron 8,101 títulos de publicaciones, de los cuales se eliminaron aquellos títulos repetidos, resultando en 5799 publicaciones y se determinó si la publicación explicaba amenazas para MM en ANP de México. Se seleccionaron 90 artículos que analizaron las amenazas para los MM en ANPPM. Para determinar el nombre del ANP se empleó la nomenclatura establecida por la CONANP (2018). Se seleccionaron 34 ANPPM correspondientes a sitios de protección de playas y/o zonas costeras y oceánicas, donde los MM habitan o realizan actividades de descanso y reproducción. Las Marismas Nacionales de Nayarit y las Ventilales Hidrotermales de la Cuenca de Guaymas y de la Dorsal del Pacífico Oriental no se consideraron debido a que son zonas de humedales, lugares en los que no ingresan MM, o donde se protege únicamente la parte del fondo marino (CONANP, 2018).

Finalmente, de las 90 publicaciones analizadas, se determinó el tipo de amenaza considerando las siguientes categorías: actividades científicas y uso de nuevas tecnologías, cambio climático, contaminación acústica, contaminación biológica, contaminación química, interacción con pesquerías y turismo. Simultáneamente se realizó una búsqueda no sistemática en español en Google académico. Los resultados de esta búsqueda no están incluidos en los diferentes análisis, sin embargo, la información obtenida se encuentra en el cuerpo del documento.

Resultados

1. Temporalidad de publicaciones y amenazas documentadas en mamíferos marinos en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano

Se encontró un incremento en las publicaciones científicas en MM del 35.6% ($n=32$) en la década del 2010 respecto a la década anterior (2000-2009), relacionadas con las siete amenazas antropogénicas en ANPPM, especialmente a partir del 2016 (Figura 1). La amenaza con el mayor número de estudios fue el cambio climático con el 35.6% ($n=32$), registrada de manera continua a partir del 2010 ($n=28$) (Figura 1 y Tabla 1). Las publicaciones sobre contaminación marina (química, biológica y acústica) representaron el 28.9% ($n=26/90$) de los trabajos analizados. A partir del 2014 se presentó un incremento en el número de publicaciones del 7.7% ($n=14$), publicándose hasta 14 artículos científicos. Los estudios de contaminación química representaron el 14.4% ($n=13$), contaminación biológica el 7.8% ($n=7$), y contaminación acústica el 6.7% ($n=6$). El primer trabajo de contaminación química se reportó en el 2000, de contaminación biológica en 2003 y de contaminación acústica en 2012 (Figura 1 y Tabla 1). Los estudios de interacción con pesquerías representaron el 25.6% ($n=23$) del total de las publicaciones, con el mayor número de estudios en 2019 (17.3%, $n=4$) (Figura 1 y Tabla 1). Finalmente, las publicaciones de turismo y actividades científicas y uso de nuevas tecnologías fueron escasos, representando el 5.5% ($n=5$) y 4.4% ($n=4$), respectivamente.

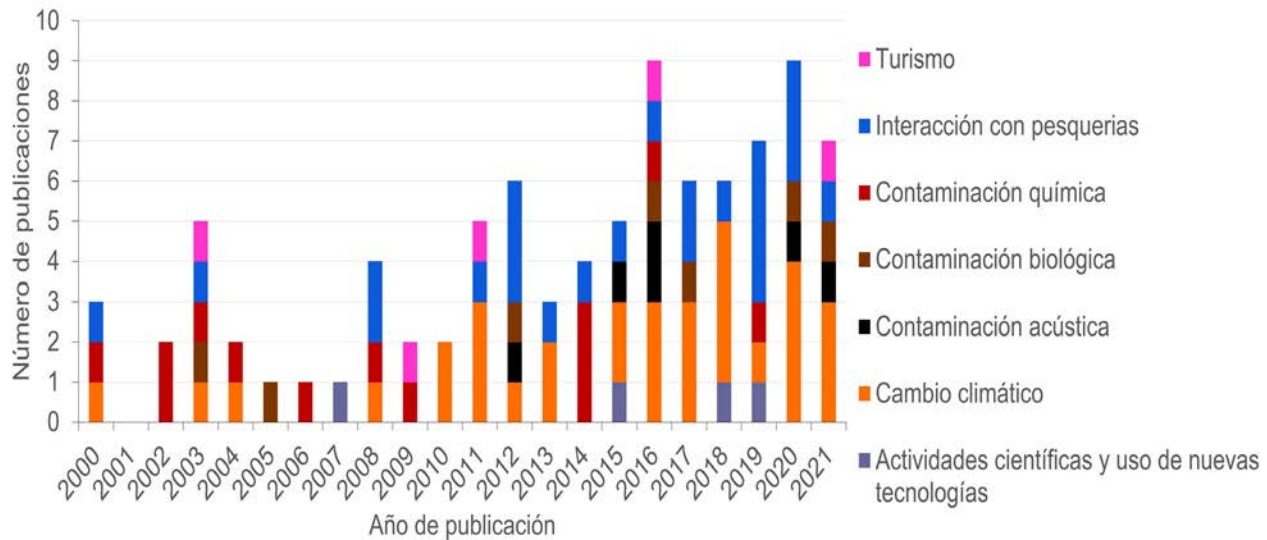


Figura 1. Número de publicaciones sobre amenazas en mamíferos marinos en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano (ANPPM) (2000-2021).

2. Distribución espacial de amenazas documentadas por grupo de mamíferos marinos en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico Mexicano

Considerando que en 26 publicaciones se analizaron ambos grupos de MM (cetáceos y pinnípedos) y/o más de una ANP, el número de estudios incrementó de 90 a 207 (Tabla 1). En 68% (23/34) de las ANPPM se documentaron siete amenazas antropogénicas en MM (2000-2021), especialmente en el Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) Islas del Golfo de California, la Reserva de la Biósfera (RB) Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, y la RB Islas del Pacífico de la Península de Baja California (Tabla 1 y Figura 2). Los cetáceos fueron los más estudiados y para los cuales se identificaron todas las amenazas (Tabla 1). Las ANP con el mayor número de amenazas identificadas fueron la RB Islas del Pacífico de la Península de Baja California (6/7) y el APFF Islas del Golfo de California (6/7) (Tabla 1 y Figura 2).

La amenaza de cambio climático se identificó en 49.7% (103/207) de los estudios y en 26% (6/23) de las ANP, especialmente en la APFF Islas del Golfo de California, RB Islas del Pacífico de la Península de Baja California y el Parque Nacional (PN) Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo en el grupo de cetáceos (52.9%) y pinnípedos (47.1%) (Tabla 1 y Figura 2). La amenaza de contaminación química se registró en 9.7% (n= 20/207) de los estudios y 30.4% (n= 7/23) de las ANPPM, especialmente en el APFF Islas del Golfo de California (55%, n= 11/20), principalmente en el grupo de cetáceos (65%). La amenaza de contaminación acústica se identificó en 4.8% (10/207) de los estudios y en 43.4% ANPPM (10/23), exclusivamente en cetáceos (Tabla 1 y Figura 2). En contraste, la contaminación biológica se identificó en 3.9% (8/207) de los estudios y en 13.8% (6/23) de las ANPPM, particularmente en pinnípedos (87.5%) del APFF Islas del Golfo de Cali-

foria. La amenaza de turismo se identificó en el 6.8% (n= 14/207) de los estudios y en 34.7% (n= 8/23) de las ANPPM, primordialmente en el APFF Islas del Golfo de California, RB Islas del Pacífico de la Península de Baja California y PN Bahía de Loreto, especialmente en cetáceos (71.4%).

La amenaza de interacción con pesquerías se reportó en el 23.2% (n= 48/207) de los estudios y en el 87% (n= 20/23) de las ANPPM, principalmente en la RB Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado y en el APFF Islas del Golfo de California, particularmente en cetáceos (91.6%). Finalmente, las actividades científicas y uso de nuevas tecnologías se reportaron en el 1.9% (4/207) de los estudios, correspondientes al 13.0% (3/23) de las ANP, particularmente en el APFF Islas del Golfo de California, tanto en cetáceos (50%) como en pinnípedos (50%) (Tabla 1 y Figura 2).

Tabla 1. Número de publicaciones (n= 90) por amenaza (n= 7), grupo de mamífero marino: cetáceos (C) y pinnípedos (P), y Área Natural Protegida del Pacífico mexicano (n =23) (ANPPM) (2000-2021).

ANP	Act. cient.		Cambio climático		Cont. acústica		Cont. biológica		Cont. química		Inter. pesq.		Turismo		Total
	C	P	C	P	C	P	C	P	C	P	C	P	C	P	
APFF Cabo San Lucas	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	6
APFF Islas del Golfo de California	1	1	7	8	0	0	0	3	9	2	6	1	2	1	41
PN Bahía de Loreto	2	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	8
PN Cabo Pulmo	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4
PN Isla Isabel	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	3
PN Islas Marietas	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3
PN Revillagigedo	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4
PN Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo	0	0	5	6	0	0	0	0	1	2	0	1	0	1	16
PN Zona Marina del Archipiélago de San Lorenzo	0	0	2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4
RB Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado	0	0	3	3	1	0	0	0	0	1	16	0	0	0	24
RB Complejo Lagunar Ojo de Liebre	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
RB El Vizcaíno	0	0	7	2	1	0	0	0	2	0	0	1	1	0	14
RB Isla Guadalupe	0	1	1	6	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	10
RB Isla San Pedro Mártir	0	0	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5
RB Islas del Pacífico de la Península de Baja California	0	0	7	8	1	0	0	1	1	0	2	1	2	0	23
RB Islas Mariás	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3
RB PMP (Polígono Cañón Submarino de Banderas)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4
RB PMP (Polígono Tehuantepec)	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	5
RB PMP (Polígono Trinchera Mesoamericana)	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	6

La tabla continúa en la página siguiente.

ANP	Act. cient.		Cambio climático		Cont. acústica		Cont. biológica		Cont. química		Inter. pesq.		Turismo		Total
	C	P	C	P	C	P	C	P	C	P	C	P	C	P	
RB PMP (Polígono Zona Marina Profunda Revillagigedo A)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4
RB PMP (Polígono Zona Marina Profunda Revillagigedo B)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
RB PMP (Polígono Zona Marina Profunda Revillagigedo C)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4
RB Zona Marina Bahía de los Ángeles, Canales de Ballenas y de Salsipuedes	0	0	3	4	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	11
Total	3	2	52	51	10	0	1	7	13	7	44	4	10	4	207

*APFF: Área de Protección de Flora y Fauna; PN: Parque Nacional; PMP: Pacífico Mexicano Profundo; Cont: contaminación; Inter. pesq: interacción con pesquerías; Act. cient: actividades científicas y uso de nuevas tecnologías.

* El número de estudios (n= 207) es diferente del número de publicaciones (n= 90) debido a que en 26 publicaciones se analizaron más de una ANP y / o ambos grupos de mamíferos marinos.

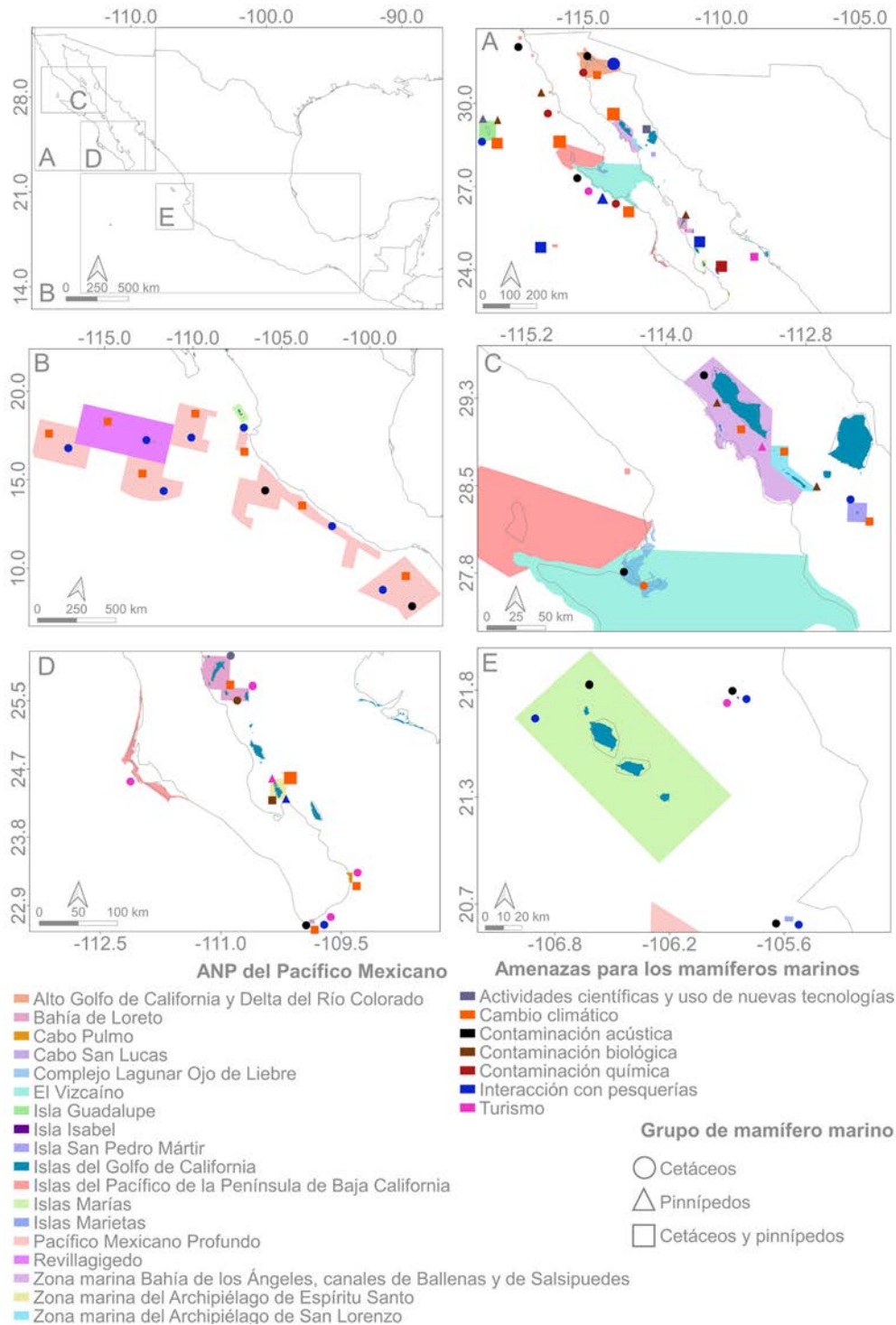


Figura 2. Número de estudios publicados por amenaza y grupo de mamífero marino en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano (ANPPM) (2000-2021). El tamaño de los círculos indica el número de estudios realizados en cada ANP. 1-5, 6-10, 11-16. A. Península de Baja California y Golfo de California; B. Centro y sur del Pacífico mexicano; C. Región de las Grandes Islas; D. Sur del Golfo de California; E. Islas Marias, Marietas e Isabel.

3. Amenazas antropogénicas para mamíferos marinos en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano

3.1. Cambio climático

Las variaciones espaciales y temporales del clima conocido como cambio climático (IPCC, 2001), es considerado como una amenaza para la supervivencia de MM por la degradación de su hábitat y su relación con cambios en su abundancia, distribución, hábitos de alimentación y susceptibilidad a enfermedades (Würsig *et al.*, 2002). Para mitigar los efectos del cambio climático y proteger a los MM, a nivel internacional se han establecido áreas marinas protegidas (Hoyt, 2017), y en México a través de las ANP, leyes y programas especiales (ej. Proyecto GEF-Resiliencia) (CONANP, 2015). En el presente estudio la amenaza de cambio climático se documentó en 26% de las ANPPM; relevante en áreas con especies endémicas y población reducida como la vaquita (*Phocoena sinus*) en la RB Alto Golfo de California (Rojas-Bracho y Reeves, 2013).

Los estudios en MM sobre cambio climático en ANPPM han documentado limitaciones en sus reservas energéticas y respuestas fisiológicas afectando el crecimiento de crías de lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en la RB Islas del Pacífico de la Península de Baja California y Golfo de California y de lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) en la RB Isla Guadalupe (ej. Banuet-Martínez *et al.*, 2017; Gálvez *et al.*, 2020); la abundancia de lobo marino de California (*Z. californianus*), lobo fino de Guadalupe (*A. townsendi*) y elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en ANPPM y Golfo de California, como en la RB Islas del Pacífico de la Península de Baja California o PN Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo, entre otras (ej. Shirasago-German *et al.*, 2015; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016c; García-Aguilar *et al.*, 2018; Masper *et al.*, 2019). En cetáceos se ha reportado una menor abundancia de ballena gris (*Eschrichtius robustus*) en la RB El Vizcaíno (Gardner y Chávez-Rosales, 2000; Salvadeo *et al.*, 2015) y cambios en la distribución del rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*) en el PN Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo (Salvadeo *et al.*, 2011). Por otro lado, se han asociado registros inusuales al cambio climático, de orca pigmea (*Feresa attenuata*) y lobo fino de Guadalupe (*A. townsendi*) en el PN Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2016a, b), de foca de puerto del Pacífico (*Phoca vitulina richardii*) en la RB Isla Guadalupe y APFF Islas del Golfo de California (Barba-Acuña & Gallo-Reynoso, 2018; Orr *et al.*, 2018) y de lobo marino de Galápagos (*Zalophus wollebaeki*) en la RB “La Encrucijada” en la RB Pacífico Mexicano Profundo (Ceballos *et al.*, 2010). Lo anterior destaca el compromiso de las ANPPM como sitios que fomenten la investigación y garanticen la protección de MM, incluyendo especies inusuales, especialmente frente a las actuales variaciones climáticas extremas y el incremento de otras interacciones antropogénicas (ej. pesca).

3.2. Contaminación

a) Contaminación química

A raíz de la revolución industrial y del incremento en la población humana, se han elevado la presencia de contaminantes químicos en los ecosistemas marinos (Martí, 2007). En

México, con base en la revisión del presente estudio, la amenaza de contaminación química se registró en 30.4% de las ANPPM. Entre los trabajos que evidencian la exposición a contaminantes químicos están aquellos que reportan la presencia de plaguicidas bifenilos policlorados (PCB) en la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) (Flores-Lozano, 2006), y metales (ej. plomo) en la ballena gris (*E. robustus*) (Méndez *et al.*, 2002), lobo marino de California (*Z. californianus*) (Sicairos-Avitia, 2003; Elorriaga-Verplancken y Auriolles-Gamboa, 2008; Szteren y Auriolles-Gamboa, 2013; Inzunza-Mundaca, 2016) y foca de puerto del Pacífico (*P. vitulina richardii*) (Juárez-Rodríguez, 2020). Algunos contaminantes (ej. compuestos organoclorados) se han relacionado con aspectos de salud (ej. fallas reproductivas e inmunosupresión) en MM (O'Shea y Brownell, 1994). Actualmente los microplásticos son considerados como contaminantes emergentes (Eriksen *et al.*, 2014; Jaime-Rivera, 2020). En México son escasos los estudios de microplásticos en MM, entre los realizados están el del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en la Bahía de la Paz (Olavarrieta-García, 2018) y el lobo marino de California (*Z. californianus*) en el APFF Islas del Golfo de California (Ortega-Borchardt, 2021). Al respecto, es importante evaluar el impacto de la contaminación química en la salud y supervivencia de MM, así como las fuentes antropogénicas en ANPPM.

b) Contaminación biológica

Los contaminantes biológicos son microorganismos cuya presencia en los ecosistemas marinos tienen un origen antropogénico y disminuyen la supervivencia de la fauna marina (Elliott, 2003). El estilo de vida de los MM, como su gregarismo y elevada capacidad de dispersión, los expone frecuentemente a nuevos ambientes con asentamientos humanos, que favorecen el contacto directo entre ambos y, por lo tanto, la exposición a patógenos (Van Bresse *et al.*, 2009); relevante, ya que el 75% de las enfermedades zoonóticas tienen un origen silvestre (Woolhouse, 2002). La contaminación biológica, es decir, la presencia de patógenos zoonóticos y origen terrestre se identificó en el 13.8% de ANPPM. En México, la presencia de asentamientos humanos y, por lo tanto, de especies exóticas invasoras (ej. perros, gatos) en ANP no solo ha ocasionado la depredación de pinnípedos, como el lobo marino de California (*Z. californianus*) y el elefante marino del norte (*M. angustirostris*) en Isla Cedros, B.C.S. (García-Aguilar y Gallo-Reynoso, 2012), también se ha relacionado con la exposición a agentes infecciosos, como la bacteria *Leptospira* spp. en crías de lobo marino de California (*Z. californianus*) y lobo fino de Guadalupe (*A. townsendi*) en ANPPM, lo que sugiere un origen antropogénico (Acevedo-Whitehouse *et al.*, 2003; Avalos-Téllez *et al.*, 2016; Ziehl-Quirós *et al.*, 2017). Las ANP son sitios con actividad turística que promueve el contacto físico con MM (ej. buceo) (CONANP, 2022b), y un potencial riesgo para la salud de los visitantes, dado a que bacterias zoonóticas han sido identificadas en lobos marinos de ANPPM y en soplos de cetáceos del Golfo de California (Acevedo-Whitehouse *et al.*, 2010). Por lo tanto, es necesario iniciar estudios epidemiológicos para conocer y evaluar el impacto de la contaminación biológica en la salud de los MM en ANPPM, donde existen actividades antropogénicas (ej. turismo).

c) Contaminación acústica

Los MM utilizan las vocalizaciones para el desarrollo de actividades vitales (ej. navegación) (Weilgart, 2007) en un medio acústicamente activo, donde existen sonidos naturales y antropogénicos (Heenehan *et al.*, 2019). Estos últimos son generados frecuentemente por embarcaciones (ej. turísticas) (Heenehan *et al.*, 2019) cuyos sonidos son similares a los producidos y escuchados por los cetáceos, quienes modifican su comportamiento acústico y físico (ej. incremento de las vocalizaciones, dirección y velocidad del nado) (Heckel *et al.*, 2003; Dahlheim y Castellote, 2016), en casos extremos estas emisiones sónicas ocasionan sus varamientos (ej. Weilgart, 2007). En pinnípedos se reporta una reducción en los periodos de descanso y un incremento en la frecuencia de sus vocalizaciones debido al ruido generado por las embarcaciones turísticas (ej. Tripovich *et al.*, 2012). En 43.4% de las ANPPM, se identificó la amenaza de contaminación acústica, exclusivamente en cetáceos. A pesar de que son diversos los efectos por la contaminación acústica en MM de ANPPM, éstos han sido poco explorados. En la RB El Vizcaíno, se identificó que la zona intermedia, sitio de reproducción de la ballena gris (*E. robustus*), fue la más afectada por el ruido de las embarcaciones (Seger *et al.*, 2015). Se ha reportado que individuos de ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*) en el APFF Cabo San Lucas modifican su comportamiento acústico (ej. número de vocalizaciones) y físico (ej. agrupamiento de los individuos) en presencia de ruido antropogénico (Dahlheim y Castellote, 2016; Seger *et al.*, 2016). Sin embargo, se necesitan estudios que identifiquen y evalúen las consecuencias de esta amenaza en el comportamiento y la supervivencia de MM en ANPPM.

3.3. Turismo

El turismo es considerado como una de las actividades económicas prioritarias de México y para la CONANP (CONANP 2018; SECTUR, 2018). Los MM constituyen uno de los principales atractivos turísticos de México (Cisneros-Montemayor *et al.*, 2020), como es la observación de ballenas en la Península de Baja California y Golfo de California, actividad valuada en US \$ 7.782.602 (Dedina y Young, 1995), donde tan sólo el turismo de ballena gris (*E. robustus*) genera 3.4 millones de pesos mexicanos anuales (Schwoerer *et al.*, 2016). En el presente análisis, algunas prácticas turísticas no reguladas (ej. nado con ballenas) con MM se identificaron en 34.78% de las ANPPM, especialmente en cetáceos (71.4%). Aunque existe la Norma Oficial Mexicana para la observación de ballenas (DOF, 2011), se sabe que esta actividad ha impactado su comportamiento (ej. velocidad de nado) (ej. Heckel *et al.*, 2003) y su tasa de respiración (Senigaglia *et al.*, 2016). En pinnípedos, como el lobo marino de California (*Z. californianus*), un estudio evidenció perturbación en el PN Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo coincidiendo con elevada actividad turística (Labrada-Martagón, 2003), causando una potencial reducción en la tasa de reproducción de la especie (French *et al.*, 2011). Debido a la falta de estudios, es necesario evaluar el impacto de estas actividades en MM con el objetivo de salvaguardar el bienestar de los turistas y de los MM, especialmente cuando se ha promocionado el nado y el contacto directo con algunas especies de MM sin una adecuada regulación legal (Urbán y Vilorio-Gómora, 2021).

3.4. Interacción con pesquerías

A nivel mundial, las interacciones entre las actividades pesqueras y los MM han incrementado durante las últimas décadas (2000 - 2010) (Lopes-Ramos *et al.*, 2020). Estas interacciones incluyen la captura incidental, enmalle y colisiones (Read *et al.*, 2006). En México, se ha identificado la interacción de MM con pesquerías (Arellano-Peralta & Medrano-González, 2015; Arias-Del-Razo *et al.*, 2020; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2021), reportándose en 87% de las ANPPM, principalmente en vaquita (*P. sinus*) (Gulland *et al.*, 2020), y delfines moteados y tornillo (*Stenella attenuata* y *S. longirostris*) durante la pesca de atún (Cramer *et al.*, 2018). Respecto a pinnípedos, el lobo marino de California (*Z. californicus*) presenta constantes interacciones con pesquerías en ANPPM (Tabla 1), que ocasionan la pérdida del producto y daño a las artes de pesca, así como enmalle y/o ahogamiento de los ejemplares (Arias-Del-Razo *et al.*, 2020, Lopes-Ramos *et al.*, 2020). Sin embargo, uno de los casos más críticos en México, es la vaquita (*P. sinus*), en cuya población se estimó un descenso del 33% por la pesca incidental de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en la RB del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (Rojas-Bracho y Reeves, 2013; Jaramillo-Legorreta *et al.*, 2019), y que derivó en acciones del gobierno mexicano, como la creación de un Área de Refugio con vigilancia y la prohibición permanente de la pesca (DOF, 2017). Sin embargo, el alto valor de la vejiga natatoria (buche) de la totoaba (*T. macdonaldi*) en el mercado asiático incentivó su pesca ilegal (Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2018), concluyendo que para la supervivencia de la vaquita (*P. sinus*), era necesario su mantenimiento bajo cuidado humano (CIRVA 2017). Sin embargo, por su elevada susceptibilidad al estrés, esto no fue posible (Rojas-Bracho *et al.*, 2019). Actualmente, la CONANP y asociaciones civiles realizan esfuerzos para reducir el impacto de las interacciones de MM con pesquerías (ej. desenmalle de lobos marinos y ballenas). Sin embargo, es indispensable fomentar mejores prácticas pesqueras, especialmente en ANPPM donde se desarrollan ésta y otro tipo de actividades antropogénicas.

3.5. Actividades científicas y uso de nuevas tecnologías

El desarrollo de tecnologías y métodos continúan destacando la utilidad de los MM como indicadores de cambios ambientales, pero difícilmente son reconocidas como amenazas en MM (Putman, 1995). La creación de protocolos de buenas prácticas para el estudio de MM ha permitido disminuir los riesgos para su supervivencia durante el desarrollo de actividades científicas (McIntosh *et al.*, 2018). Sin embargo, se continúan registrando afectaciones a corto plazo (Booth *et al.*, 2020), por ejemplo, durante la obtención de biopsias mediante el uso de ballestas y la colocación de marcas satelitales en cetáceos (ej. orca) que se han relacionado con cambios en su nado (Reisinger *et al.*, 2014; Warren *et al.*, 2020) e inflamación severa en la zona de colocación de dispositivos (Norman *et al.*, 2018). En pinnípedos, la captura y contención física ha ocasionado estrés agudo y cambios metabólicos (Champagne *et al.*, 2012) así como cambios conductuales por el uso de vehículos aéreos (Laborie *et al.*, 2021), y repercusiones energéticas por la colocación de dispositivos colectores de datos en su pelaje (Rosen *et al.*, 2018). En México, se reportó esta amenaza en el 13% de las ANPPM. La manipulación directa se ha relacionado con un deceso de vaquita (*P. sinus*) (Rojas-Bracho *et al.*, 2019), a estrés agudo en el lobo fino de Guadalupe (*A. townsendi*) en la RB Isla Guadalupe (DeRango *et al.*, 2019), y estrés

crónico en ballena azul (*B. musculus*) por la presencia de un dispositivo intramuscular durante 16 años que se sugiere redujo el éxito reproductivo del individuo (Gendron *et al.*, 2015). Otros autores han propuesto metodologías alternativas para minimizar su impacto, como los aplicados durante la restricción física de lobo marino de California (*Z. californianus*) (ej. uso de redes modificadas) (Égido-Villarreal *et al.*, 2007), y la recolecta de soplos de ballenas (Acevedo-Whitehouse *et al.*, 2010). Una alternativa para reducir el impacto de actividades científicas en el bienestar y supervivencia de los MM en ANPPM es mediante el uso de técnicas no invasivas (ej. estudio de cadáveres), y la aplicación de códigos de bienestar en MM reconocidos a nivel internacional.

Recomendaciones

1. Realizar estudios multidisciplinarios y transdisciplinarios que identifiquen las amenazas en MM relacionadas con actividades antropogénicas específicas por ANPPM.
2. Promover en la comunidad científica el desarrollo de investigaciones que identifiquen y evalúen el impacto de la contaminación biológica, química y acústica, actividades científicas, turísticas e interacción con pesquerías en la salud y supervivencia de los MM en ANPPM, especialmente en aquellos sitios en donde se presenta más de una amenaza (ej. APFF Islas del Golfo de California).
3. Fomentar la aplicación de metodologías no invasivas y de bajo impacto en la investigación de los MM para asegurar su bienestar en las ANPPM.
4. Diseñar estrategias de mitigación y prevención para que ayuden a conservar y mejorar la calidad del hábitat terrestre y marino en ANPPM para asegurar la viabilidad de sus servicios ecosistémicos y el bienestar de MM, especialmente en un contexto de cambio climático.

Literatura citada

- Acevedo-Whitehouse, K., De la Cueva, H., Gulland, F. M., Auriol-Gamboa, D., Arellano-Carbajal, F. & Suarez-Güemes, F. (2003). Evidence of *Leptospira interrogans* infection in California sea lion pups from the Gulf of California. *Journal of Wildlife Diseases*, 39(1), 145-151. doi:10.7589/0090-3558-39.1.145
- Acevedo-Whitehouse, K., Rocha-Gosselin, A. & Gendron, D. (2010). A novel non-invasive tool for disease surveillance of free-ranging whales and its relevance to conservation programs. *Animal Conservation*, 13(2), 217-225. doi:10.1111/j.1469-1795.2009.00326.x
- Arellano-Peralta, V. A., & Medrano-González, L. (2015). Ecology, conservation and human history of marine mammals in the Gulf of California and Pacific coast of Baja California. *Mexico. Ocean & Coastal Management*, 104, 90-105. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.12.004
- Arias-Del-Razo, A., Heckel, G., Schramm, Y., & Sáenz-Arroyo, A. (2020). Fishermen and Pinniped Interactions: The Perception of Fishermen in Baja California, Mexico. *Aquatic Mammals*, 46(6), 609-622. doi.org/10.1578/AM.46.6.2020.609
- Avalos-Téllez, R., Carrillo-Casas, E. M., Atilano-López, D., Godínez-Reyes, C. R., Díaz-Aparicio, E., Ramírez-Delgado, D. & Suárez-Güemes, F. (2016). Pathogenic *Leptospira* serovars in free-living sea lions in the Gulf of California and along the Baja California coast of Mexico. *Journal of Wildlife Diseases*, 52(2), 199-208. doi:10.7589/2015-06-133
- Banuet-Martínez, M., Espinosa-de Aquino, W., Elorriaga-Verplancken, F.R., Flores-Moran, A., García, O.P. Camacho, M. & Acevedo-Whitehouse, K. (2017). Climatic anomaly affects the immune competence of California sea lions. *PLoS ONE*, 12(6), e0179359. doi.org/10.1371/journal.pone.0179359

- Barba-Acuña, I. & Gallo-Reynoso, J.P. (2018). Unusual record of Pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) feeding on anchovy (*Engraulis mordax*) in the fishery of small pelagic fishes in the Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 53(3), 353-357. doi.org/10.22370/rbmo.2018.53.3.1360
- Booth, C. G., Sinclair, R. R. & Harwood, J. (2020). Methods for monitoring for the population consequences of disturbance in marine mammals: a review. *Frontiers in Marine Science*, 7, 115. doi.10.3389/fmars.2020.00115
- Ceballos, G., Pompa, S., Espinoza, E. & García, A. (2010). Extralimital Distribution of Galapagos (*Zalophus wolfebaeki*) and Northern (*Eumetopias jubatus*) Sea Lions in Mexico. *Aquatic Mammals*, 36(2), 188-194. doi. 10.1578/AM.36.2.2010.188
- Champagne, C. D., Houser, D. S., Costa, D. P. & Crocker, D. E. (2012). The effects of handling and anesthetic agents on the stress response and carbohydrate metabolism in northern elephant seals. *PLoS ONE*, 7(5), e38442. doi.10.1371/journal.pone.0038442
- CIRVA. (2017). Ninth Meeting of the Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita (April 25–26), (CIRVA-9). Recuperado de: <http://www.iucn-csg.org/wp-content/uploads/2010/03/CIRVA-9-FINAL-MAY-2017.pdf>
- Cisneros-Montemayor, A.M., Townsel, A., Gonzales, C.M., Haas, A.R., Navarro-Holm, E.E., Salorio Zuñiga, T. & Johnson, A. (2020). Nature-based marine tourism in the Gulf of California and Baja California Peninsula: Economic benefits and key species. *Natural Resources Forum*, (44), 111-228. doi.org/10.1111/1477-8947.12193
- CONANP-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2015). Estrategia de Cambio Climático desde las Áreas Naturales Protegidas: Una Convocatoria para la Resiliencia de México (2015-2020). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. Recuperado de <https://www.gob.mx/conanp/documentos/estrategia-de-cambio-climatico-desde-las-areas-naturales-protegidas-una-convocatoria-para-la-resiliencia-de-mexico-2015-2020>
- CONANP (2018). Marco Estratégico de Turismo Sustentable en Áreas Naturales Protegidas de México. 80 pp. Recuperado de <https://www.conanp.gob.mx/acciones/adv/MarcoEstrategico.pdf>
- CONANP (2022)a. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Recuperado de <https://www.gob.mx/conanp/documentos/areas-naturales-protegidas-278226?idiom=es>
- CONANP (2022b). Gobernanza y Gobernabilidad en PN de Espíritu Santo México. Manejo Efectivo de Zona Núcleo Los Islotes, Protección de la Colonia de Lobos Marinos en su reproducción, nacimiento y crianza a largo plazo. Recuperado de <https://panorama.solutions/es/solution/gobernanza-y-gobernabilidad-en-pn-de-espiritu-santo-mexico-manejo-efectivo-de-zona-nucleo>
- Cramer, K. L., Perryman, W. L. & Gerrodette, T. (2018). Declines in reproductive output in two dolphin populations depleted by the yellowfin tuna purse-seine fishery. *Marine Ecology Progress Series* 369, 273–285. doi.10.3354/meps07606
- Dahlheim, M. & Castellote, M. (2016). Changes in the acoustic behavior of gray whales *Eschrichtius robustus* in response to noise. *Endangered Species Research*, 31, 227–242. doi.org/10.3354/esr00759
- Dedina, S. & E. Young. 1995. *Conservation and development in the gray whale lagoons of Baja California Sur, Mexico*. Washington, D.C. U.S. Marine Mammal Commission. Recuperado de https://play.google.com/books/reader?id=IZZgAAAAMAAJ&pg=GBS.PA10&hl=es_419
- DeRango, E. J., Greig, D. J., Gálvez, C., Norris, T. A., Barbosa, L., Elorriaga-Verplancken, F. R., & Crocker, D. E. (2019). Response to capture stress involves multiple corticosteroids and is associated with serum thyroid hormone concentrations in Guadalupe fur seals (*Arctocephalus philippii townsendi*). *Marine Mammal Science*, 35(1), 72-92. doi.10.1111/mms.12517
- DOF. (2011). Norma Oficial Mexicana NOM-0131-SEMARNAT 2010. ACUERDO que Establece Lineamientos y Especificaciones para el Desarrollo de Actividades de Observación de Ballenas, Relativas a su Protección y la Conservación de su Hábitat. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- DOF. (2017). ACUERDO por el que se prohíben artes, sistemas, métodos, técnicas y horarios para la realización de actividades de pesca con embarcaciones menores en aguas marinas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos en el Norte del Golfo de California, y se establecen sitios de desembarque, así como el uso de sistemas de monitoreo para dichas embarcaciones. Diario Oficial de la Federación, México.
- Égido-Villarreal, J., Coria-Galindo, E. M. & Gallo-Reynoso, J. P. (2007). Modifications to the restriction method of Gentry and Casanas for otariid pups. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78(1), 213-216. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-

- Elliott, M. (2003). Biological pollutants and biological pollution—an increasing cause for concern. *Marine Pollution Bulletin*, 46(3), 275-280. doi.10.1016/S0025-326X(02)00423-X
- Elorriaga-Verplancken, F. R. (2002). Concentración de metales en pelo de crías de lobo marino de California (*Zalophus californianus californianus*, Lesson 1828) en ocho colonias del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. pp.
- Elorriaga-Verplancken, F. R., Rosales-Nanduca, H. & Robles-Hernández, R. (2016a). Unprecedented Records of Guadalupe Fur Seals in La Paz Bay, Southern Gulf of California, Mexico, as a Possible Result of Warming Conditions in the Northeastern Pacific. *Aquatic Mammals*, 42(3), 261-267. doi.10.1578/AM.42.3.2016.261
- Elorriaga-Verplancken, F.R., Rosales-Nanduca, H., Paniagua-Mendoza, A., Martínez-Aguilar, S., Nader-Valencia, A.K., Robles-Hernández, R., Gómez-Díaz, F. & Urbán, J. (2016b). First Record of Pygmy Killer Whales (*Feresa attenuata*) in the Gulf of California, Mexico: Diet Inferences and Probable Relation with Warm Conditions During 2014. *Aquatic Mammals*, 42(1), 20-26. doi.10.1578/AM.42.1.2016.20
- Elorriaga-Verplancken, F.R., Sierra-Rodríguez, G.E., Rosales-Nanduca, H., Acevedo-Whitehouse, K. & Sandoval-Sierra, J. (2016c). Impact of the 2015 El Niño-Southern Oscillation on the Abundance and Foraging Habits of Guadalupe Fur Seals and California Sea Lions from the San Benito Archipelago, Mexico. *PLoS ONE*, 11(5), doi.org/10.1371/journal.pone.0155034
- Elorriaga-Verplancken, F., & Aurióles-Gamboa, D. (2008). Trace metal concentrations in the hair of *Zalophus californianus* pups and their relation to feeding habits. *Biological Trace Element Research*, 126(1), 148-164. doi.org/10.1007/s12011-008-8186-8
- Elorriaga-Verplancken, F., Norris, T., Acevedo-Whitehouse, K., Galvez, C., Amador-Capitanichi, M.J. & Landa-Garza, M. (2021). Guadalupe fur seal (*Arctocephalus philippii townsendi* Brunner 2004). En: Heckel, G. & Schramm, Y. eds. *Ecology and Conservation of Pinnipeds in Latin America*. pp. 77-92. Suiza, Springer Nature. doi.org/10.1007/978-3-030-63177-2
- Eriksen, M., Lebreton, L. C., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., & Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*, 9(12), e111913. doi.org/10.1371/journal.pone.0111913
- Flores Lozano, N. A. (2006). Plaguicidas organoclorados y bifenil policlorados como indicadores de la estructura poblacional de la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) del Golfo de California. (Tesis de maestría). Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, BCS, México.
- French, S. S., González-Suárez, M., Young, J. K., Durham, S. & Gerber, L. R. (2011). Human Disturbance Influences Reproductive Success and Growth Rate in California Sea Lions (*Zalophus californianus*). *PLoS ONE*, 6(3), e17686. doi.org/10.1371/journal.pone.0017686
- Gálvez, C., Pardo, M. A. & Elorriaga-Verplancken, F. R. (2020). Impacts of extreme ocean warming on the early development of a marine top predator: The Guadalupe fur seal. *Progress in Oceanography*, 180(2020):1-10. doi.10.1016/j.pocean.2019.102220
- García-Aguilar, M. & Pablo Gallo-Reynoso, J. (2012). Feral dogs at Isla de Cedros, Baja California, Mexico: a possible threat for pinnipeds. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 785-789
- García-Aguilar, M. C., Turrent, C., Elorriaga-Verplancken, F. R., Arias-Del-Razo, A. & Schramm, Y. (2018). Climate change and the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) population in Baja California, México. *PLoS ONE*, 13(2), e0193211. doi.org/10.1371/journal.pone.0193211
- Gardner, S. C. & Chávez-Rosales, S. (2000). Changes in the relative abundance and distribution of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Magdalena Bay, Mexico during an El Niño event. *Marine Mammal Science*, 16(4), 728-738. doi.org/10.1111/j.1748-7692.2000.tb00968.x
- Gendron, D., Serrano, I. M., de la Cruz, A. U., Calambokidis, J. & Mate, B. (2015). Long-term individual sighting history database: an effective tool to monitor satellite tag effects on cetaceans. *Endangered Species Research*, 26(3), 235-241. doi.10.3354/esr00644
- Gormley, A. M., Slooten, E., Dawson, S., Barker, R. J., Rayment, W., du Fresne, S. & Bräger, S. (2012). First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 474-480. doi.10.1111/j.1365-2664.2012.02121.x
- Gulland, F., Danil, K., Bolton, J., Ylitalo, G., Sanchez-Okrucky, R., Rebolledo, F., Alexander-Beloch, C., Brownell, R., Mesnick, S., Lefebvre, K., Smith, C. R., Thomas, P.O. & Rojas-Bracho, L. (2020). Vaquitas (*Phocoena sinus*) continue to die from bycatch not pollutants. *Veterinary Record*, 187(7), e5. doi: 10.1136/vr.105949 .

- Harcourt, R., Aurioles, D., & Sanchez, J. (1994). Entanglement of California sea lions at Los Islotes, Baja California Sur, México. *Marine Mammal Science*, 10(1), 122-125. doi.org/10.1111/j.1748-7692.1994.tb00399.x
- Heckel, G., Espejel, I. & Fischer, D. W. (2003). Issue Definition and Planning for Whale watching Management Strategies in Ensenada, Mexico. *Coastal Management*, 31(3), 277–296. doi.org/10.1080/08920750390198504
- Heenehan, H., Stanistreet, J. E., Corkeron, P. J., Bouveret, L., Chalifour, J., Davis, G. E., Henriquez, A., Kiszka, J. J., Kline, L., Reed, C., Shamir-Reynoso, O., Védie, F., De Wolf, W., Hoetjes, P. & Van Parijs, S. M. (2019). Caribbean Sea Soundscapes: Monitoring Humpback Whales, Biological Sounds, Geological Events, and Anthropogenic Impacts of Vessel Noise. *Frontiers in Marine Science*, 6, 347. doi.org/10.3389/fmars.2019.00347
- Hernández-Castro, R., Martínez-Chavarría, L., Díaz-Avelar, A., Romero-Osorio, A., Godínez-Reyes, C., Zavala-González, A. & Verdugo-Rodríguez, A. (2005). Aerobic bacterial flora of the nasal cavity in Gulf of California sea lion (*Zalophus californianus*) pups. *The Veterinary Journal*, 170(3), 359-363. doi.10.1016/j.tvjl.2004.08.008
- Hoyt, E. (2017). Marine Protected Areas. En: Perrin, W. F., Würsig, B. & Thewissen, J. G. M. eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*. (3ª Edición). pp. 569-580. Academic Press. ISBN 9780128043271.
- Ibarra, A., Reid, C., & Thorpe, A. (2000). The Political Economy of Marine Fisheries Development in Peru, Chile and Mexico. *Journal of Latin American Studies*, 32(2), 503-527. doi.org/10.1017/S0022216X00005824
- Inzunza-Mundaca, M. (2016). Análisis de la concentración de elementos traza en crías y hembras de lobo marino (*Zalophus californianus*) en el Golfo de California. (Tesis de maestría). Instituto Politécnico Nacional. Sinaloa, México.
- IPCC-Intergovernmental Panel on Climate Change. (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Third Assessment Report of the IPCC Working Group I*. Available from IPCC Secretariat, C/O World Meteorological Organization, 7bis Avenue de la Paix, C.P. 2300, CH- 1211 Geneva, Recuperado de <http://www.ipcc.ch/Google Scholar>
- Jaime-Rivera, M. (2020). Transferencia de partículas de plástico en las cadenas tróficas marinas. *Ciencia y Desarrollo*. Recuperado de <https://www.cyd.conacyt.gob.mx/?p=articulo&id=422>
- Jaramillo-Legorreta, A.M., Cárdenas-Hinojosa, G., Nieto-García, E., Rojas-Bracho, L., Thomas, L., Ver Hoef, J. M., Moore, J., Taylor, B., Barlow, J. & Tregenza, N. (2019). Decline towards extinction of Mexico's vaquita porpoise (*Phocoena sinus*). *Royal Society Open Science*, 6,190598. doi.org/10.1098/rsos.190598
- Juárez-Rodríguez, M. (2020). Elementos químicos y su relación con isótopos estables (d13C y d15N), utilizando a la foca común (*Phoca vitulina richardii*) como bioindicador en Baja California, México. (Tesis de doctorado). CICESE, Ensenada, México.
- Laborie, J., Christiansen, F., Beedholm, K., Madsen, P. T. & Heerah, K. (2021). Behavioural impact assessment of unmanned aerial vehicles on Weddell seals (*Leptonychotes weddellii*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 536, 151509. doi.10.1016/j.jembe.2020.151509
- Labrada Martagón, V. (2003). Influencia del turismo sobre la conducta del lobo marino de California *Zalophus californianus* en la lobera Los Islotes, B.C.S, México. (Tesis de Doctorado). Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Lopes-Ramos, K., Machado, R., & Schiavetti, A. (2020). Operational interactions between sea lion species (Otariinae) and commercial fisheries. *Ethnobiology and Conservation*, 9,22. doi.10.15451/ec2020-06-9.22-1-34
- Martí, M. A. C. (2007). *Principios de ecotoxicología*. (2ª edición). 320 pp. Editorial Tebar. ISBN 9788473604260
- Méndez, L., Álvarez-Castañeda, S. T., Acosta, B., & Sierra-Beltrán, A. P. (2002). Trace metals in tissues of gray whale (*Eschrichtius robustus*) carcasses from the Northern Pacific Mexican Coast. *Marine pollution bulletin*, 44(3), 217–221. doi.org/10.1016/s0025-326x(01)00235-1
- Masper, A., Gallo-Reynoso-Reynoso, J.P., Cisneros-Mata, M.A. & García-Hernández, J. (2019). Review of California sea lion (*Zalophus californianus*) abundance, and population dynamics in the Gulf of California. *Revista de Biología Tropical*, 6(4), 833-849. doi.10.15517/RBT.V67I4.35965
- McIntosh, R. R., Holmberg, R. & Dann, P. (2018). Looking without landing—using remote piloted aircraft to monitor fur seal populations without disturbance. *Frontiers in Marine Science*, 5, 202. doi.10.3389/fmars.2018.00202

- Muzquiz-Villalobos, M. & Pompa-Mansilla, S. (2018). Marine mammals of Mexico: Richness patterns, protected areas, and conservation trends. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 208, 153-160. doi.10.1016/j.ecss.2018.05.002
- Nelms, S. E., Alfaro-Shigueto, J., Arnould, J. P., Avila, I. C., Nash, S. B., Campbell, E. & Godley, B. J. (2021). Marine mammal conservation: over the horizon. *Endangered Species Research*, 44, 291-325. doi.10.3354/esr01115
- Norman, S. A., Flynn, K. R., Zerbini, A. N., Gulland, F. M., Moore, M. J., Raverty, S. & Calambokidis, J. (2018). Assessment of wound healing of tagged gray (*Eschrichtius robustus*) and blue (*Balaenoptera musculus*) whales in the eastern North Pacific using long-term series of photographs. *Marine Mammal Science*, 34(1), 27-53. doi.10.1111/mms.12443
- Olavarrieta-García, T. (2018). Abundancia de microplásticos en la Bahía de La Paz y niveles de ftalatos en el rorqual común (*Balaenoptera physalus*). (Tesis de maestría). UABCS, La Paz, BCS, México.
- Orr, A. J., Norris, T. A., Gálvez, C., Deming, A. C. & Elorriaga-Verplancken, F. R. (2018). First Extralimital Record of an Eastern Pacific Harbor Seal (*Phoca vitulina richardii*) Pup at Guadalupe Island, Mexico. *Aquatic Mammals*, 44(3), 279-284. doi.org/10.1578/AM.44.3.2018.279
- Ortega-Borchardt, J. A. (2021). Clasificación y cuantificación de partículas de potenciales microplásticos en heces de lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en seis loberas del Golfo de California. (Tesis de maestría). CIAD, Guaymas, Sonora, México.
- Ortiz-Lozano, L. (2012). Identification of priority conservation actions in marine protected areas: Using a causal networks approach. *Ocean & Coastal Management*, 55, 74-83. doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.10.013
- O'Shea, T. J., & Brownell Jr, R. L. (1994). Organochlorine and metal contaminants in baleen whales: a review and evaluation of conservation implications. *Science of the Total Environment*, 154(2-3), 179-200. doi.org/10.1016/0048-9697(94)90087-
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P., Fernandez-Manjarrés, J. F. & Walpole, M. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010). doi.1496-1501. 10.1126/science.1196624
- Pirotta, E., Booth, C. G., Cade, D. E., Calambokidis, J., Costa, D. P., Fahlbusch, J. A., Friedlaender, A. S., Goldbogen, J. A., Harwood, J., Hazen, E. L., New, L. & Southall, B. L. (2021). Context-dependent variability in the predicted daily energetic costs of disturbance for blue whales. *Conservation Physiology*, 9(1), coaa137. doi.org/10.1093/conphys/coaa137
- Putman, R. J. (1995). Ethical considerations and animal welfare in ecological field studies. *Biodiversity & Conservation*, 4(8), 903-915. doi.10.1007/BF00056197
- Read, A. J., Drinker, P. & Northridge, S. (2006). Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*, 20, 163-169. doi.10.1111/j.1523-1739.2006.00338.x
- Reisinger, R. R., Oosthuizen, W. C., Péron, G., Cory Toussaint, D., Andrews, R. D. & de Bruyn, P. N. (2014). Satellite tagging and biopsy sampling of killer whales at subantarctic Marion Island: effectiveness, immediate reactions and long-term responses. *PLoS ONE*, 9(11), e111835. doi.10.1371/journal.pone.0111835
- Rodríguez-Quiroz, G., Valenzuela-Quíñonez, W., González-Ocampo, H. A. & Ortega-Rubio, A. (2018). Can the vaquita be saved from extinction? Commentary. *Human-Wildlife Interactions* 12(2), 284-290. doi.10.26077/8dh9-d161
- Rojas-Bracho, L., & Reeves, R. R. (2013). Vaquitas and gillnets: Mexico's ultimate cetacean conservation challenge. *Endangered Species Research*, 21:77-87. doi: 10.3354/esr00501
- Rojas-Bracho, L., Gulland, F. M. D., Smith, C. R., Taylor, B., Wells, R. S., Thomas, P. O. & Walker, S. (2019). A field effort to capture critically endangered vaquitas *Phocoena sinus* for protection from entanglement in illegal gillnets. *Endangered Species Research*, 38, 11-27. doi.10.3354/esr00931
- Rosen, D. A., Gerlinsky, C. G. & Trites, A. W. (2018). Telemetry tags increase the costs of swimming in northern fur seals, *Callorhinus ursinus*. *Marine Mammal Science*, 34(2), 385-402. doi.10.1111/mms.12460
- Salvadeo, C.J., Flores-Ramírez, S., Gómez-Gallardo, A., MacLeod, C., Lluch-Belda, D., Jaume-Schinkel, S. & Urban, J. (2011). Bryde's whale (*Balaenoptera edeni*) in the southwestern Gulf of California: Relationship with ENSO variability and prey availability. *Ciencias Marinas*, 37(2), 215-215. doi.org/10.7773/cm.v37i2.1840

- Salvadeo, C.J., Gómez-Gallardo, A., Nájera-Caballero, M., Urban-Ramírez, J. & Lluch-Belda, D. (2015). The Effect of Climate Variability on Gray Whales (*Eschrichtius robustus*) within Their Wintering Areas. *PLoS ONE*, 10(8), e0134655. doi:10.1371/journal.pone.0134655
- Schwoerer, T., Knowler, D. & García-Martínez, S. (2016). The value of whale watching to local communities in Baja, Mexico: A case study using applied economic rent theory. *Ecological Economics*, 127, 90-101. doi:10.1016/j.ecolecon.2016.03.004
- SECTUR (2018). Secretaria de Turismo Cuenta Satélite del Turismo de México 2017 Año Base 2013 Principales resultados. CSTM_2017_INEGI.pdf (sectur.gob.mx)
- Seeger, K. D., Thode, A. M., Swartz, S. L. & Urbán R., J. (2015). The ambient acoustic environment in Laguna San Ignacio, Baja California Sur, Mexico. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 138(5), 3397–3410. doi.org/10.1121/1.4935397
- Seeger, K. D., Thode, A. M., Urbán-R., J., Martínez-Loustalot, P., Jiménez-López, M. E. & López-Arzate, D. (2016). Humpback whale-generated ambient noise levels provide insight into singers' spatial densities. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 140(3), 1581–1597. doi.org/10.1121/1.4962217
- Senigaglia, V., Christiansen, F., Bejder, L., Gendron, D., Lundquist, D., Noren, D., Schaffar, A., Smith, J., Williams, R., Martinez, E., Stockin, K., & Lusseau, D. (2016). Meta-analyses of whale-watching impact studies: Comparisons of cetacean responses to disturbance. *Marine Ecology Progress Series*, 542, 251–263. doi.org/10.3354/meps11497
- Shirasago-German, B., Pérez-Lezama, E.L., Chávez, E.A. & García-Morales, R. (2015). Influence of El Niño-Southern Oscillation on the population structure of a sea lion breeding colony in the Gulf of California. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 154, 69-76. doi:10.1016/j.ecss.2014.12.024
- Sicairos-Avitia, E. (2003). Análisis comparativo de las concentraciones de metales pesados en pelo de crías de lobo marino *Zalophus californianus* (Lesson, 1828) que habitan las diversas islas del Golfo de California. (Tesis maestría). CIIDIR, Sinaloa, México.
- Szteren, D., & Auriolles-Gamboa, D. (2013). Elementos traza en hueso de *Zalophus californianus* en el Golfo de California: Una evaluación comparativa de áreas potencialmente contaminadas. *Ciencias marinas*, 39(3), 306-315. doi.org/ 10.7773/cm.v39i3.2268.
- Tripovich, J. S., Hall-Aspland, S., Charrier, I., & Arnould, J. P. (2012). The behavioural response of Australian fur seals to motor boat noise. *PLoS ONE*, 7(5), e37228. doi.org/10.1371/journal.pone.0037228
- Urbán, R. J. & Viloria-Gómora, L. (2021). Challenges of Whale Watching and Swim with Dolphins in Mexico. *Frontiers in Marine Science*, 8, 624596. doi.org/10.3389/fmars.2021.624596
- Van Bresse, M. F., Raga, J. A., Di Guardo, G., Jepson, P. D., Duignan, P. J., Siebert, U. & Van Waerebeek, K. (2009). Emerging infectious diseases in cetaceans worldwide and the possible role of environmental stressors. *Journal of Diseases of aquatic Organisms*, 86(2), 143-157. doi:10.3354/dao02101
- Warren, V. E., Miller, P. J. & Tyack, P. L. (2020). Short-term responses of sperm whales *Physeter macrocephalus* to the attachment of suction cup tags. *Marine Ecology Progress Series*, 645, 219-234. doi:10.3354/meps13344
- Weilgart, L. S. (2007). A Brief Review of Known Effects of Noise on Marine Mammals. *International Journal of Comparative Psychology*, 20, 159-168.
- Woolhouse, M. E. (2002). Population biology of emerging and re-emerging pathogens. *Journal of Trends in Microbiology*, 10(10), s3-s7. doi:10.1016/S0966-842X(02)02428-9
- Würsig, B., Reeves, R.R. & Ortega-Ortiz, J.G. (2002). Global Climate Change and Marine Mammals. En: Evans, P.G.H & Raga, J.A. eds. *Marine Mammals Biology and Conservation* (1st Edition). pp. 630. Springer, Boston, MA. doi.org/10.1007/978-1-4615-0529-7
- Ziehl-Quirós, E. C., García-Aguilar, M. C. & Mellink, E. (2017). Colony-level assessment of Brucella and Leptospira in the Guadalupe fur seal, Isla Guadalupe, Mexico. *Diseases of Aquatic Organisms*, 122(3), 185-193. doi:10.3354/dao03073

Conclusiones

Los estudios en el océano Pacífico mexicano se han incrementado en años recientes, lo cual ha aportado conocimiento valioso sobre su dinámica e interacción con los organismos que lo habitan, sin embargo, el conocimiento que aún alberga es indescriptible. En este libro se presentaron investigaciones marinas enfocadas en diferentes temáticas de la oceanología, estudiando organismos unicelulares como bacterias y microalgas, destacando su rol ecológico, distribución y diversidad; estudios en zooplancton determinando su mortalidad de forma natural y la distribución que presentan por efecto de eventos ambientales; estudios sobre la diversidad que presenta el Pacífico mexicano; la dispersión de nutrientes en zonas costeras; estudios sobre ecología trófica de peces; la presencia de contaminantes marinos y sus repercusiones; la importancia de áreas naturales protegidas para aves costeras; y una revisión minuciosa sobre las amenazas actuales a las que se exponen los mamíferos marinos.

Estas investigaciones ayudan a comprender cómo se encuentran involucrados los fenómenos físicos, químicos, biológicos y geológicos que se suscitan en el océano Pacífico mexicano, resaltando los estudios ecológicos de diversas especies marinas, la interacción entre especies, dinámicas poblacionales, comportamiento poblacional, tramas tróficas, biodiversidad y disponibilidad de nutrientes para organismos autótrofos. Además de los tópicos señalados, se manifestó la importancia que guarda el efecto del ser humano sobre el océano y las repercusiones que está ocasionando ya sea por contaminación directa, mal manejo de los recursos marinos o incluso por malas prácticas, lo cual quedó de manifiesto en los estudios de aves costeras y de mamíferos marinos, los efectos antropogénicos en los océanos se encuentran a corto, mediano y largo plazo lo cual causa preocupación en la comunidad científica.

La información vertida en este libro es de gran relevancia no solo por los tópicos y líneas de investigación que se abordan, sino también por la calidad y el esfuerzo realizado para lograr conocimiento de vanguardia y de fácil comprensión. Por esta razón este libro es un buen referente de las investigaciones realizadas en el Pacífico mexicano ya que cuentan con argumentos sólidos y respaldo científico-académico, que sin duda apoyará a investigadores y estudiantes de ciencias para proyectos vigentes y futuros.

La difusión de este material de investigación es fundamental para acercar el conocimiento a la población humana y principalmente a tomadores de decisiones que, como se ha mencionado en textos previos, requieren establecer planes de manejo adecuados para el aprovechamiento de los recursos marinos que, con el apoyo de la participación ciudadana, se lograrán efectuar de forma sustentable en este gran ecosistema.

ALFREDO PÉREZ MORALES

Coordinador

Alfredo Pérez Morales

Doctor en Ciencias Marinas, posdoctorados en Limnología y en Ecología marina. Es profesor-investigador titular en el Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad de Colima y docente en el nivel superior y de posgrado de la misma universidad. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores y de la red temática Conacyt: *Florecimientos algales nocivos (Red-FAN)*. Sus líneas de investigación son la ecología acuática, fitoplancton tóxico, toxinología, ecotoxicología y acuacultura. | ape-rez42@ucol.mx.

Autores | Autoras

Adriana Hernández-Alvarez

Laboratorio de Aves, Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Apartado postal 19-B, C.P. 23080, La Paz, Baja California Sur. (01) 612 123 8800, Ext. 4180. Pronatura Noroeste, A. C. Calle Décima No. 60, Esq. Ryerson, Zona Centro. C.P. 22800. Ensenada, Baja California. Tel: +52 646 175 3461. Fax: +52 646 175 7160.

Airam Nauzet Sarmiento-Lezcano

Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Telde, España.

Antonio Guzmán-Sarmiento

Dirección Municipal de Turismo y pesca sustentable. H. Ayuntamiento de la Villa de Tututepec, Oaxaca, México.

Aramis Olivos-Ortiz

Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Cihuatlán, Km 19.5, Colonia El Naranjo. Manzanillo, Colima, México. CP. 28868.

Areli Marisol Ríos-Martínez

Licenciatura en Biología Marina. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel Ciudad Universitaria s/n, Col. El Faro. C.P. 70902. San Pedro Pochutla, Oaxaca, México.

Barbara Zavala-Trujillo

Instituto de Recursos. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria s/n, 70902, San Pedro Pochutla, Oaxaca, México.

Brian Alejandro Orozco-Olivares

Laboratorio de Investigación Científica III, FES Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México. CP 54090. México.

Carmen Cristina Osuna-Martínez

Facultad de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. Paseo Clausen S/N, Col. Los Pinos. CP 82000. Mazatlán, Sinaloa, México. | carmen.cristina.osuna@uas.edu.mx

Carolina Bojórquez-Sánchez

Universidad Politécnica de Sinaloa. Carretera Municipal Libre Mazatlán Higuera Km 3, Col. Genaro Estrada. CP 82199. Mazatlán, Sinaloa, México.

Carolina Valeriano-Osorio

Licenciatura en Biología Marina. Laboratorio de Investigación en Genética y Microbiología. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria s/n, 70902, San Pedro Pochutla, Oaxaca, México.

Casandra Gálvez

Cientinela del Mar, A.C. Las Américas. Carretera al Norte. No. 137, Col. Campestre. CP 23090. La Paz, Baja California Sur, México. | casandragalvez@cientineladelmar.com

Christian Daniel Ortega-Ortiz

Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Cihuatlán, Km 19.5, Colonia El Naranjo. Manzanillo, Colima, México. CP. 28868.

Cristian Alberto Espinosa-Rodríguez

Laboratorio de Investigación Científica III, FES Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México. CP 54090. México. Grupo de Investigación en Limnología Tropical (GILT), UIICSE, FES Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México. CP 54090. México. | caer_atl@iztacala.unam.mx

Cristóbal Reyes-Hernández

Instituto de Recursos, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel 70902, Oaxaca, México.

Daniela Bárcenas de la Cruz

Cientinela del Mar, A.C. Las Américas. Carretera al Norte. No. 137, Col. Campestre. CP 23090. La Paz, Baja California Sur, México.

Diana Lo-ruhamit Lara-Rodríguez

Laboratorio Interdisciplinario de Ecología Costera. Centro de Investigaciones Costeras. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. C.P. 30500, Tonalá, Chiapas.

Edgar Daniel Corona-Hernández

Laboratorio de Investigación Científica III, FES Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México. CP 54090. México.

Emilio Ismael Romero-Berny

Laboratorio Interdisciplinario de Ecología Costera. Centro de Investigaciones Costeras. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. C.P. 30500, Tonalá, Chiapas.

Enrique Jhonatan Romo-Martínez

Universidad Politécnica de Sinaloa. Carretera Municipal Libre Mazatlán Higuera Km 3, Col. Genaro Estrada. CP 82199. Mazatlán, Sinaloa, México.

Federico Páez-Osuna

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Académica Mazatlán. CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México. Miembro de El Colegio de Sinaloa Antonio Rosales 435 Poniente, Culiacán, Sinaloa.

Gabriela María Esqueda-Escárcega

Instituto Politécnico Nacional, CICIMAR. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n. Col. Playa Palo de Santa Rita. C.P. 23096. La Paz, B.C.S., México.

Gerardo Aceves-Medina

Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N. Colonia Playa Palo de Santa Rita Apdo. Postal 592. C.P. 23096 La Paz, B.C.S. México. | gaceves@ipn.mx

Gustavo Daniel Danemann

Pronatura Noroeste, A. C. Calle Décima No. 60, Esq. Ryerson, Zona Centro. C.P. 22800. Ensenada, Baja California. Tel: +52 646 175 3461. Fax: +52 646 175 7160.

Hugo Guzmán-Intzin

Maestría en Ciencias: Ecología Marina, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel 70902, Oaxaca, México.

Héctor Pérez-Puig

Programa de Mamíferos Marinos. Centro de Estudios Culturales y Ecológicos Prescott College. Calle Cádiz y Puerto Vallarta 151, Col. Kino Nuevo. CP 83340. Bahía de Kino, Sonora, México.

Ivonne Sandra Santiago-Morales

Instituto de Industrias. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria s/n, Col. El Faro. C.P. 70902. San Pedro Pochutla, Oaxaca, México. | santiago@angel.umar.mx

Jennyfer Marisol Pérez-Pérez

Licenciatura en Biología Marina. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel Ciudad Universitaria s/n, Col. El Faro. C.P. 70902. San Pedro Pochutla, Oaxaca, México.

Jesús Armando León-Cañedo

Facultad de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. Paseo Clausen S/N, Col. Los Pinos. CP 82000. Mazatlán, Sinaloa, México.

Jesús Manuel López-Vila

Laboratorio Interdisciplinario de Ecología Costera. Centro de Investigaciones Costeras. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. C.P. 30500, Tonalá, Chiapas. | chus_3f@yahoo.com.mx

Jorge Castro-López

Instituto de Recursos. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria s/n, 70902, San Pedro Pochutla, Oaxaca, México.

José Manuel González-Fernández

Laboratorio de Investigación Científica III, FES Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México. CP 54090. México. Laboratorio de Fitoplancton y Productividad. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito interior sin número. Cd. Universitaria, C.P. 04510. Coyoacán, México.

José Ricardo Palomares-García

Instituto Politécnico Nacional, CICIMAR. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n. Col. Playa Palo de Santa Rita. C.P. 23096. La Paz, B.C.S., México.

Juan Pedro Arias-Aréchiga

Consultor independiente.

Julieta Hernández-López

Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Cihuatlán, Km 19.5, Colonia El Naranjo. Manzanillo, Colima, México. CP. 28868. | julieta_hernandez@uacol.mx

Julio Daniel Gómez-Vásquez

Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM), Universidad del Mar, campus Puerto Ángel, Oaxaca, CP 70902, México.

Leonel Benito Santiago-Sánchez

Licenciatura en Biología Marina. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria s/n, 70902, San Pedro Pochutla, Oaxaca, México.

Luis Francisco Mendoza

Laboratorio de Aves, Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Apartado postal 19-B, C.P. 23080, La Paz, Baja California Sur. (01) 612 123 8800, Ext. 4180.

Magdalena Elizabeth Bergés-Tiznado

Unidad Académica de Ingeniería en Tecnología Ambiental, Universidad Politécnica de Sinaloa. Carretera Municipal Libre Mazatlán Higuera Km 3, Col. Genaro Estrada. CP 82199. Mazatlán, Sinaloa, México. Unidad Académica de Ingeniería en Tecnología Ambiental, Universidad Politécnica de Sinaloa. | mberges@upsin.edu.mx

Manuel Gerardo Verduzco-Zapata

Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Cihuatlán, Km 19.5, Colonia El Naranjo. Manzanillo, Colima, México. CP. 28868.

Marco Agustín Liñan-Cabello

Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Cihuatlán, Km 19.5, Colonia El Naranjo. Manzanillo, Colima, México. CP. 28868.

Mariana Chávez-Andrade

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca. Hornos No. 1003, Col. Noche Buena. CP 71230. Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.

Maricela Juárez-Rodríguez

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

Mariela Ramos-Sánchez

Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM), Universidad del Mar, campus Puerto Ángel, Oaxaca, CP 70902, México.

María del Carmen Alejo-Plata

Instituto de Recursos, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel 70902, Oaxaca, México. | plata@angel.umar.mx

María del Socorro García-Madrigal

Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM), Universidad del Mar, campus Puerto Ángel, Oaxaca, CP 70902, México. | ms_garcia_m@hotmail.com

María Fernanda Ramírez-Arroyo

Licenciatura en Biología Marina. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria s/n, 70902, San Pedro Pochutla, Oaxaca, México.

María Moreno-Alcántara

Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N. Colonia Playa Palo de Santa Rita Apdo. Postal 592. C.P. 23096 La Paz, B.C.S. México.

Miguel Ahumada-Sempoal

Instituto de Recursos, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel 70902, Oaxaca, México.

Nallely Arce

Laboratorio de Aves, Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Apartado postal 19-B, C.P. 23080, La Paz, Baja California Sur. (01) 612 123 8800, Ext. 4180. Pronatura Noroeste, A. C. Calle Décima No. 60, Esq. Ryerson, Zona Centro. C.P. 22800. Ensenada, Baja California. Tel: +52 646 175 3461. Fax: +52 646 175 7160. | nvilla@uabcs.mx

Noemi García-Magallanes

Universidad Politécnica de Sinaloa. Carretera Municipal Libre Mazatlán Higuera Km 3, Col. Genaro Estrada. CP 82199. Mazatlán, Sinaloa, México.

Omar Cervantes-Rosas

Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Cihuatlán, Km 19.5, Colonia El Naranjo. Manzanillo, Colima, México. CP. 28868.

Oscar Salinas-Jijón

Licenciatura en Químico Farmacéutico Biólogo. Universidad Autónoma Benito Juárez de Oaxaca. Universidad S/N. Ex-Hacienda 5 Señores, C.P. 68120 Oaxaca de Juárez.

Roberto Carmona

Laboratorio de Aves, Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Apartado postal 19-B, C.P. 23080, La Paz, Baja California Sur. (01) 612 123 8800, Ext. 4180. Pronatura Noroeste, A. C. Calle Décima No. 60, Esq. Ryerson, Zona Centro. C.P. 22800. Ensenada, Baja California. Tel: +52 646 175 3461. Fax: +52 646 175 7160.

Rolando Bastida-Zavala

Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM), Universidad del Mar, campus Puerto Ángel, Oaxaca, CP 70902, México. | rolando@angel.umar.mx, rolando_bastida@yahoo.com.mx

Sairi Sarai León-Guzmán

Doctorado en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Ciudad Industrial Lerma 24500, Campeche, México.

Sergio Hernández-Trujillo

Instituto Politécnico Nacional, CICIMAR. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n. Col. Playa Palo de Santa Rita. C.P. 23096. La Paz, B.C.S., México.

Sofía Blanca-Barajas

Licenciatura en Biología Marina. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria s/n, 70902, San Pedro Pochutla, Oaxaca, México.

Sylvia Patricia Adelheid Jiménez-Rosenberg

Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N. Colonia Playa Palo de Santa Rita Apdo. Postal 592. C.P. 23096 La Paz, B.C.S. México.

Ubaldo Jarquín-Martínez

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Camino Ramón Padilla Sánchez 2100, Nextipac, Zapopan, Jalisco, CP 45200, México.

Victor Ayala-Pérez

Laboratorio de Aves, Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Apartado postal 19-B, C.P. 23080, La Paz, Baja California Sur. (01) 612 123 8800, Ext. 4180. Pronatura Noroeste, A. C. Calle Décima No. 60, Esq. Ryerson, Zona Centro. C.P. 22800. Ensenada, Baja California. Tel: +52 646 175 3461. Fax: +52 646 175 7160.

Víctor Bautista-López

Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Cihuatlán, Km 19.5, Colonia El Naranjo. Manzanillo, Colima, México. CP. 28868.

Yadian Israel La Rosa-Izquierdo

Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N. Colonia Playa Palo de Santa Rita Apdo. Postal 592. C.P. 23096 La Paz, B.C.S. México.

Yolanda Huante-González

Instituto de Recursos. Universidad del Mar, campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria s/n, 70902, San Pedro Pochutla, Oaxaca, México | huantey@angel.umar.mx

Investigaciones marinas y costeras del Pacífico mexicano, de Alfredo Pérez Morales (coordinador), fue editado en la Dirección General de Publicaciones de la Universidad de Colima, avenida Universidad 333, Colima, Colima, México, www.ucol.mx. La edición digital se terminó en noviembre de 2023. En la composición tipográfica se utilizó la familia Arial y Century Gothic. Programa Editorial: Eréndira Cortés Ventura. Gestión administrativa: Inés Sandoval Venegas. Diseño digital, corrección y cuidado de la edición: José Augusto Estrella.