



Ciencias
Marinas

2025

Totalmente bilingüe: inglés-español

ISSN 0185- 3880

Ciencias Marinas

Ciencias Marinas es una revista internacional arbitrada que publica trabajos originales de investigación que abarcan todas las áreas de las ciencias del mar.

COEDITORES EN JEFE

Sharon Z Herzka

Department of Marine Science,
Marine Science Institute, University of Texas at Austin,
United States

Armando Félix Bermúdez

Instituto de Investigaciones Oceanológicas,
Universidad Autónoma de Baja California,
Ensenada, Baja California, México

Jose Miguel Sandoval Gil

Instituto de Investigaciones Oceanológicas,
Universidad Autónoma de Baja California,
Ensenada, Baja California, México

Amaia Ruiz de Alegría Arzaburu

Instituto de Investigaciones Oceanológicas,
Universidad Autónoma de Baja California,
Ensenada, Baja California, México

EDITORES ASOCIADOS

Alejandro López Cortés

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Francisco Vargas Albores

Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo

Alexandre Alonso Fernández

Instituto de Investigaciones Marinas

Gisela Heckel Dziendzielewski

Centro de Investigación Científica y de
Educación Superior de Ensenada

Andrés López Pérez

Universidad Autónoma Metropolitana

Ignacio A Catalán

Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados

Antonio Tovar Sánchez

Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía

Jorge Chávez Villalba

Centro de Investigaciones Biológicas del
Noroeste

Cecilia Soldatini

Centro de Investigación Científica y de
Educación Superior de Ensenada

Lorena M Rios Mendoza

Department of Natural Sciences

David Alberto Salas de León

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

Marina Albentosa Verdú

Instituto Español de Oceanografía

Elisa Serviere Zaragoza

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Neil Duncan

Instituto de Investigación y Tecnología
Agroalimentarias

Francisco Baldo Martínez

Instituto Español de Oceanografía

Ricardo F Sánchez Leal

Instituto Español de Oceanografía

Francisco Delgadillo Hinojosa

Instituto de Investigaciones Oceanológicas

Víctor F Camacho Ibar

Instituto de Investigaciones Oceanológicas

Francisco Lobo Sánchez

Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra

Xosé Luis Otero

Universidad de Santiago de Compostela

Ciencias Marinas

EDITORA DE LÍNEA
Andrea Liévana MacTavish

EDITORAS DE PRUEBAS
Andrea Liévana MacTavish
Claudia Michel-Villalobos

EDITOR DE GRÁFICOS
Luis Gerardo Ybáñez Gómez

TRADUCTORA
Claudia Michel-Villalobos

ASISTENTE ADMINISTRATIVO
Suemy Franco Orlayneta

Ciencias Marinas, Volumen 51, enero-diciembre 2025, es una revista bilingüe (español e inglés) de acceso abierto editada y distribuida anualmente de manera continua por el Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Transpeninsular Ensenada-Tijuana, No. 3917, Fraccionamiento Playitas, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, Tel. (646) 174-4601, www.cienciasmarinas.com.mx, cmarinas.manager@uabc.edu.mx. Editores responsables: Dra. Sharon Zinah Herzka Llona, Dr. Armando Félix Bermúdez, Dra. Amaia Ruiz de Alegría Arzaburu y Dr. Jose Miguel Sandoval Gil. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo otorgada por el Instituto Nacional del Derecho de Autor No. 04-199600000001668-102, Certificado de Licitud de Título No. 9581, Certificado de Licitud de Contenido No. 6682. ISSN electrónico: 2395-9053. ISSN impreso: 0185-3880. Responsable de la última actualización: Dr. Armando Félix Bermúdez. Actualización más reciente: diciembre de 2025.

D.R. 2025 UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO

Dr. Luis Enrique Palafox Maestre, *Rector*; Dr. Joaquín Caso Niebla, *Secretaria General*; M.I. Edith Montiel Ayala, *Vicerrectora campus Ensenada*; Dr. Luis Walter Daesslé Heuser, *Director del Instituto de Investigaciones Oceanológicas*.

Foto de portada: El nudibranquio opalescente, *Hermisenda opalescens*, una joya viviente que brilla entre algas multicolor en un paisaje submarino de ensueño. (Foto: Roberto Calderón).

Ciencias Marinas

Volumen 51

2025



Indexado o resumido en:

Science Citation Index; Science Citation Index Expanded; Current Contents; Scopus; Academic Search Complete;
Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA); Biological Abstracts; Directory of Open Access Journals (DOAJ);
Environmental Abstracts; Marine Affairs Bibliography; Zoological Record;
Scientific Electronic Library Online (SciELO México); SciELO Citation Index; Latindex; COMPLUDOC;
Periódica (Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias).

Revista Internacional de Ciencias Marinas
<http://www.cienciasmarinas.com.mx>

Artículo de revisión

Tasas y factores impulsores socioecológicos de la pérdida de cobertura forestal de manglares en Honduras: una revisión sistemática

Marco Herminio Osorto-Nuñez

El uso de la telemetría acústica y satelital para estudiar elasmobranquios en América Latina: esfuerzos pasados y direcciones futuras

Claudia I Vázquez-Aguilar, Omar Santana-Morales, León F Álvarez-Sánchez, Luis Malpica-Cruz

Artículo de investigación

Paralarvas de cefalópodos (Cephalopoda: Mollusca) en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano

Manuela Davila-Arce, Arminda Mejía-Rebollo, Alan Giraldo

Dinámica espaciotemporal de la comunidad microbiana en la columna de agua de la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México

Aileen Pimentel-Cabrera, Natalie Millán-Aguñaga, Jorge López-Calderón, Marlene N Cardoza-Contreras, Mónica Torres-Beltrán

Complejidad geomorfológica y su asociación con la vegetación acuática sumergida en el litoral de Yucatán

María de los A Liceaga-Correa, Edgar J González, Luis A Rincón-Sandoval, Héctor Hernández-Núñez, E Betzabeth Palafox-Juárez, Eduardo Cuevas

Biología reproductiva de la corvina *Umbrina xanti* (Perciformes: Sciaenidae) en el Pacífico central mexicano

Salvador Ruiz-Ramírez, Valeria E Reséndiz-Cruz, Gabriela Lucano-Ramírez, Rosa E Carretero-Montes, Raúl E Lara-Mendoza

Caracterización morfológica y molecular de *Symbiodinium natans*-clado A de vida libre (Dinophyceae) de la Bahía de La Paz, Golfo de California

Ana E Ramos-Santiago, Ignacio Leyva-Valencia, Yuri B Okolodkov, Christine J Band-Schmidt

Nota de investigación

Primer registro de una población de *Caulerpa okamurae* (Bryopsidales) en el Pacífico mexicano

Laura González-Ortíz, Alejandra Mazariegos-Villarreal, Ruth Noemí Aguila-Ramírez, Juan Manuel López-Vivas, Ilie S Racotta, Víctor Hugo Cruz-Escalona, Crisalejandra Rivera-Pérez, Sergio Scarry González-Peláez, Alejandra Piñon-Gimate, Arturo del Pino-Machado, Mauricio Muñoz-Ochoa, Karla León-Cisneros, Christine J Band-Schmidt, Tonatiuh Chávez-Sánchez, Elisa Serviere-Zaragoza

Presencia de la especie invasora Cangrejo Nadador del Indo-Pacífico *Charybdis hellerii* A. Milne-Edwards, 1867 en la costa del Pacífico mexicano detectada por identificación molecular

Miguel A Del Río-Portilla, Carmen E Vargas-Peralta, Fabiola Lafarga-De la Cruz, Mauricio Salas-Maldonado, Alejandro J Gallardo-Valencia, Laura A Flores-Ramírez, Alberto Bartoleño-Sánchez, Casandra López-Terán, Cathy L Valdez-Domínguez

Medición del lactato como indicador de estrés en los tiburones *Rhizoprionodon longurio* y *Sphyrna lewini* durante el proceso de marcaje

Abigail Prieto, Angelina Quintero, Jacinto A Pérez, Yehudi Rodríguez Arriatti

Primer registro de la especie Indo-Pacífica *Electroma vexillum* (Bivalvia: Pteriidae) en el Golfo de México

Vicencio de la Cruz-Francisco

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 14 de noviembre de 2024

Aceptado 1 de julio de 2025

Publicado 22 de septiembre de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3534>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: mh.osorto@ucenm.net

¹ Universidad Cristiana Evangélica Nuevo Milenio, Centro Regional Choluteca, 504-51101 Choluteca, Honduras.

Tasas y factores impulsores socioecológicos de la pérdida de cobertura forestal de manglares en Honduras: una revisión sistemática

[Marco Herminio Osorto-Nuñez](#)^{1*}

RESUMEN. En Honduras, los bosques de manglar han experimentado una considerable disminución y, hasta el momento, no existe una síntesis que aborde la pérdida de cobertura forestal a nivel nacional y sus impulsores. Se llevó a cabo una revisión sistemática que se centró en analizar la pérdida de cobertura forestal en los manglares hondureños y los impulsores socioecológicos que han influido en ella a lo largo del tiempo utilizando las directrices de Elementos de Reportes Preferidos para Revisiones Sistemáticas y Metaanálisis (PRISMA, por sus siglas en inglés). La compilación de la literatura reveló que entre 1965 y 2024 se perdieron un total de 68,766.34 ha de cobertura forestal de manglares. Las zonas más afectadas por la deforestación fueron el litoral del Pacífico de Honduras (LPH), con una pérdida de 54,409.75 ha y una tasa anual del 1.51%, seguido por el litoral del Atlántico de Honduras (LAH), particularmente los departamentos de Cortés (pérdida: 1,377.83 ha; tasa anual: 2.62%) y Gracias a Dios (pérdida: 10,260.23 ha; tasa anual: 1.39%). La acuicultura y la agricultura se erigieron como los principales impulsores, especialmente en el LPH (Golfo de Fonseca). Por otro lado, el desarrollo urbano y la industrialización desempeñaron un papel predominante en el LAH. Además, los efectos del cambio climático, particularmente el aumento del nivel del mar, emergieron como impulsores clave que han resultado en pérdidas considerables de manglar en Cortés. Los hallazgos de esta revisión evidencian la importancia de investigar las variaciones nacionales y regionales en la pérdida de manglares en Honduras, así como sus causas subyacentes. Con esta información, se pueden diseñar medidas de conservación más efectivas y adaptadas a las circunstancias específicas de cada área para salvaguardar la sostenibilidad de estos valiosos ecosistemas.

Palabras clave: acuicultura, agricultura, cambio climático, desarrollo costero, factores impulsores, humedales costeros.

INTRODUCCIÓN

Los manglares establecen una conexión única entre los ecosistemas terrestres y marinos, albergando una biodiversidad rica en especies de flora y fauna que resultan fundamentales para el sustento de millones de personas por su importancia ecológica y económica (McKee et al. 2007, Bhowmik et al. 2022, Moore et al. 2022, Hamza et al. 2024). Estos ambientes costeros brindan beneficios ecológicos y sociales a lo largo de las costas tropicales y subtropicales (Lee et al. 2014, Canty et al. 2022, Moore et al. 2022). A pesar de su papel crucial en el mantenimiento de la biodiversidad costera y la provisión de servicios ecosistémicos esenciales, los manglares han sufrido una pérdida global alarmante, estimada en al menos el 35%

desde la década de 1960 debido a su fragilidad natural y a los impactos generados por la actividad humana (Valiela et al. 2001, Bryan-Brown et al. 2020, Moore et al. 2022). Esta pérdida de cobertura y la consiguiente fragmentación también han afectado sustancialmente la provisión de servicios ecosistémicos (Feller et al. 2017).

A nivel global, los manglares enfrentan diversas amenazas que abarcan desde impulsores naturales, como el cambio climático que engloba el aumento del nivel del mar y huracanes (Schaeffer-Novelli et al. 2016), hasta impulsores antropogénicos como la expansión de la acuicultura y la agricultura, la tala indiscriminada de madera, la extracción de sal, los asentamientos humanos y el desarrollo costero (Valiela et al. 2001, Canty et al. 2018). Estos impulsores tienen el potencial

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3534>

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](#), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

de exacerbar la tasa de deforestación de los manglares, resultando en la pérdida de funciones críticas, como el ciclo de nutrientes, la protección costera y la provisión de hábitats para la biodiversidad, además de la liberación de grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera debido a la descomposición de la materia orgánica (Lovelock et al. 2017, Alongi 2018).

Entre 1980 y 2005, se perdieron aproximadamente 3.6 millones de ha de manglar a nivel mundial, lo que representa el 20% de la cobertura global (FAO 2007). La cobertura actual de manglares se estima en 147,359 km² presentes en 108 países con pérdidas netas alrededor del 3.5% entre 1996-2020 (Spalding y Leal 2021, Bunting et al. 2022). Específicamente, Honduras ha sido uno de los países con altas pérdidas de cobertura de manglar (más de 20,000 ha; Carrasco y Caviedes 2014). En el litoral del Atlántico de Honduras (LAH), los principales impulsores de la deforestación de los manglares han sido los huracanes, la agricultura, la expansión urbana y la infraestructura turística (Cahoon et al. 2003, Fickert y Grüniger 2010, Recio et al. 2016, Flores-Marin 2017, Tuholske et al. 2017, ICF 2022). En el litoral del Pacífico de Honduras (LPH), la acuicultura ha sido el impulsor principal, así como la extracción de madera y la producción de sal (Stanley 1998, Chen et al. 2013, ICF 2022).

La destrucción de los manglares en Honduras ha tenido graves consecuencias, como la alteración de los patrones de drenaje, el aumento de la intrusión salina y el agotamiento de las poblaciones de peces en el LPH y LAH (Thornton et al. 2003, Recio et al. 2016, Maya-Jariego et al. 2023). Además, esta pérdida ha provocado la exposición de la costa a la erosión, las inundaciones y los daños causados por eventos extremos. Por ejemplo, las respuestas de los manglares a los huracanes ocurridos en las islas hondureñas de Roatán y Guanaja dieron como resultado la perturbación y alteración de los patrones de regeneración (Cahoon et al. 2003; Fickert 2018, 2020). Por otro lado, se ha indicado que la presencia de contaminantes afecta el suelo de los ecosistemas de manglar, limitando su desarrollo (Burgos-Bennett 2011, Davila-Chuga 2021). Este fenómeno se ha observado en los cultivos de Palma Africana (*Elaeis guineensis*), los cuales aportan compuestos químicos con elementos de fósforo y nitrógeno al medio ambiente. Además, la llegada de cruceros a las islas del Caribe conlleva la descarga de contaminantes que ocasiona alteraciones en los ecosistemas de manglar (Burgos-Bennett 2011, Doiron y Weissenberger 2014, Canty et al. 2018).

En el Golfo de Fonseca, los cambios del uso de suelo y los conflictos por la tierra han aumentado como resultado de la expansión de la camaronicultura y han generado problemas socioecológicos, tales como el deterioro de la calidad del agua, la degradación de la tierra, la desaparición de lagunas estacionales y la disminución de las poblaciones de peces (Dewalt et al. 1996, Stanley 1998, Stonich 1992, Acharya 2002). La camaronicultura, junto con el desarrollo demográfico, ha tenido efectos indirectos en los manglares, como las alteraciones hidrológicas provocadas por la construcción de carreteras, lo que ha modificado la mezcla de agua dulce y

salada (Dewalt et al. 1996). Respecto a lo anterior, los objetivos de este estudio fueron identificar los principales impulsores de la deforestación de los manglares de Honduras a partir de la literatura científica, analizar los cambios en la cobertura forestal histórica y evaluar el estado actual de los bosques de mangle.

MATERIALES Y MÉTODOS

Protocolo y fuentes de información

Para llevar a cabo esta revisión, se adoptaron las directrices establecidas en Elementos de Reportes Preferidos para Revisiones Sistemáticas y Metaanálisis (PRISMA, por sus siglas en inglés), destinadas a la documentación de revisiones sistemáticas de la literatura (Moher et al. 2009). Las fuentes principales utilizadas para la búsqueda fueron *Web of Science*; *Scopus*; *Directory of Open Access Journals* (DOAJ); Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal (REDALYC) y *Scientific Electronic Library Online* (SCIELO). Como complemento, se empleó *Google Scholar* para recopilar literatura gris, como tesis, informes técnicos y planes de manejo, la cual fue debidamente incorporada en la revisión. Cabe destacar que, siguiendo la recomendación de Pullin y Stewart (2006), la inclusión de este tipo de documentos en revisiones sistemáticas ayuda a reducir el sesgo de publicación. El periodo de búsqueda se extendió desde el 1 de enero de 1980 hasta el 30 de julio de 2024, con el objetivo de abarcar la mayor cantidad de evidencia disponible sobre los impulsores de la deforestación de manglares en Honduras. Durante este lapso, se recopilaron artículos originales, comentarios, libros, capítulos de libros, informes, reportes y planes de manejo relevantes para el estudio.

Criterios de elegibilidad

La categorización de los impulsores de deforestación de manglares en Honduras se realizó mediante un proceso sistemático fundamentado en un análisis exhaustivo de la literatura científica disponible. Este enfoque metodológico permitió identificar y clasificar los impulsores determinantes de la pérdida de cobertura manglar, utilizando como base criterios predefinidos y conjuntos temáticos de palabras clave. Los principales criterios de clasificación consideraron la naturaleza intrínseca de los impulsores, diferenciando entre aquellos de origen natural y los de carácter antropogénico.

El proceso de selección bibliográfica inicial identificó 105 fuentes relevantes, las cuales se filtraron aún más mediante la aplicación de 2 conjuntos específicos de palabras clave. Estos conjuntos de palabras se establecieron en clasificaciones definidas por Bhowmik et al. (2022) y Hagger et al. (2022) y con base en el conocimiento *a priori* sobre los principales impulsores de deforestación de manglares en Honduras.

En ese sentido, la identificación de los grupos principales de impulsores se basó en un enfoque sistémico que consideró

2 grandes categorías: impulsores de origen natural y antropogénico. El conjunto de impulsores naturales hace referencia a los impulsores originados en el entorno ambiental, aunque pueden verse influenciados por actividades humanas. Por el contrario, los impulsores antropogénicos se originan en acciones y procesos humanos y socioeconómicos.

El primer conjunto de palabras incluyó los impulsores naturales clasificados en 2 categorías principales: “Cambio Climático”, caracterizado por variaciones en el nivel del mar, regímenes de precipitación y patrones de temperatura, y “Ciclones Tropicales”, caracterizados por perturbaciones naturales abruptas, como los huracanes, que acontecen mayormente en la región del LAH. El segundo conjunto de palabras incluyó los impulsores antropogénicos, categorizados mediante un proceso jerárquico en 4 grupos fundamentales: (1) acuicultura y agricultura (camaronicultura, cultivos de Palma Africana y salitreras), (2) urbanización y desarrollo (expansión de asentamientos, infraestructura turística y extracción de madera), (3) industrialización y contaminación y (4) modificación del flujo hídrico (desviación de aguas, sedimentación y construcción de represas hidroeléctricas).

Asimismo, en el conjunto de palabras clave se emplearon términos tanto en español como en inglés, como “manglares” o “humedales costeros”, combinadas con términos de ubicación como “Honduras”, “Golfo de Fonseca”, “Pacífico”, “Caribe”, “Gracias a Dios”, “Colón”, “Cortés”, “Cayos Cochinos”, “Islas de la Bahía” y “Atlántida”, así como nombres de localidades específicas como “Útila”, “Roatán”, “Guanaja”, “La Mosquitia”, “Parque Nacional Jeannette Kawas”, “Barra de Cuero y Salado”, “Laguna de Bacalar”, “Cuyamel-Omoa”, “Laguna de Guaimoreto”, “Punta Izopo” y “Laguna de Karataska”.

Se incorporaron estudios y conjuntos de datos con información sobre los principales impulsores de la deforestación de los manglares en Honduras, así como datos referentes a la pérdida histórica y actual de cobertura. Aquellos artículos o documentos que no cumplieran con ninguno de los criterios de selección fueron excluidos de un análisis posterior. Específicamente, se descartaron los documentos que no estaban disponibles o accesibles, así como aquellos que no eran pertinentes para los objetivos de la investigación. Tras el proceso de selección manual, se logró la inclusión de 92 documentos que cumplieran con los criterios establecidos y que fueron considerados para un análisis detallado (Fig. 1).

Respecto a lo anterior, se realizó un análisis cualitativo exhaustivo de toda la documentación bibliográfica. Sin embargo, para el análisis cuantitativo de cobertura de manglares, solo 41 documentos proporcionaron datos espacialmente explícitos y metodológicamente consistentes para LAH y LPH. Se cuantificó el número de estudios que reportaron cada uno de los impulsores de cambio identificados, así como su distribución por grupos de impulsores, en las 7 localidades donde se encuentran los ecosistemas de manglar.

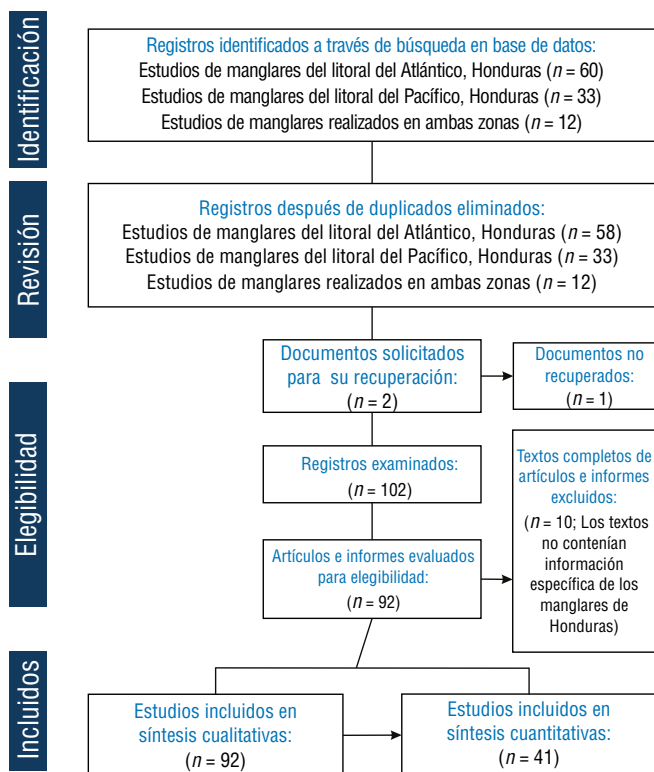


Figura 1. Diagrama de flujo basado en los lineamientos de Elementos de Reportes Preferidos para Revisiones Sistemáticas y Metaanálisis (PRISMA, por sus siglas en inglés) del proceso de selección de literatura en la revisión sistemática para identificar la pérdida de cobertura forestal y sus impulsores en los manglares de Honduras. Los estudios que incluían análisis cuantitativos fueron seleccionados del conjunto inicial de revisiones cualitativas.

Proceso de análisis de datos

Se analizaron las variaciones en la cobertura de manglares hondureños entre 1965 y 2024, basándose en 41 estudios que reportaron la cobertura en el LPH y LAH (Fig. 1). Se compararon los valores de superficie boscosa y se calcularon las modificaciones en la cobertura, determinando las pérdidas a nivel nacional. La tasa media anual de deforestación de los manglares se calculó empleando el modelo propuesto por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO 1996), el cual cuantifica la variación porcentual anual en la cobertura de manglares al inicio de cada período analizado. Esta metodología, ampliamente utilizada en estudios de dinámica de ecosistemas forestales, se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$Tasa\ anual\ (\%) = 1 - \left(\frac{S_2^{1/t}}{S_1} \right) 100, \quad (1)$$

donde t es el periodo de tiempo analizado, S_1 es la superficie de manglar inicial (más antigua) y S_2 es la superficie de manglar final (más actual).

Los periodos de tiempo analizados se determinaron mediante una exhaustiva revisión de la literatura científica disponible, extrayendo directamente los datos reportados en estudios previos. Para el LPH, el periodo de estudio abarcó desde 1965 hasta 2024 (59 años), mientras que para el LAH se consideró el intervalo entre 1985 y 2024 (39 años). Esta selección cronológica se basó en la disponibilidad de datos consistentes y comparables, garantizando así la fiabilidad de los análisis temporales realizados. La disparidad en la extensión de los periodos entre ambas regiones refleja diferencias en la cobertura histórica de los estudios sobre manglares en cada zona.

Para evaluar el cambio en la cobertura de los bosques de manglares y el estado de conservación de las especies asociadas a este ecosistema, se integraron y analizaron sistemáticamente datos provenientes de plataformas globales de referencia. La evaluación de la dinámica de cobertura se basó en los registros del *Global Mangrove Watch* (GMW 2025) y del geportal del Instituto de Conservación Forestal de Honduras (ICF 2024). Complementariamente, para evaluar la distribución y el estado de conservación de las especies características de este ecosistema, se consultó la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (IUCN 2025) y el conjunto de datos de distribución nativa de *Plants of the World Online* (POWO 2025).

Se cartografiaron los ecosistemas de manglar en 7 localidades de Honduras y se identificaron y categorizaron

los impulsores naturales y antropogénicos de la deforestación. Los mapas temáticos empleados en este estudio fueron generados mediante un proceso de clasificación sistemática diseñado específicamente para los objetivos del análisis. Las bases cartográficas utilizadas como insumo principal fueron obtenidas del geportal oficial del Instituto Nacional de Conservación Forestal (ICF) utilizando Quantum GIS v. 3.16.10. Se documentó el número de investigaciones que abordan cada impulsor en las 7 localidades con ecosistemas de manglar (Tabla 1) y se determinaron las zonas geográficas en las que interactúan estos impulsores según la literatura. Finalmente, tanto los impulsores de origen natural como los antropogénicos fueron cartografiados a nivel nacional mediante el uso de un diagrama de dependencia de cuerdas.

RESULTADOS

Estudios de distribución espaciotemporal desarrollados para la pérdida de cobertura forestal de los manglares de Honduras

Inicialmente, se identificaron 105 documentos de acuerdo con los criterios de búsqueda establecidos; sin embargo, 10 de estos documentos fueron considerados inadecuados y se excluyeron del análisis final. Además, de la selección inicial de 105 documentos, 12 se excluyeron posteriormente porque no contenían información relevante al respecto y un documento no pudo ser recuperado debido a que no se permitió

Tabla 1. Impulsores naturales y antropogénicos de la deforestación de manglares el litoral del Pacífico de Honduras (LPH) y en el litoral del Atlántico de Honduras (LAH). Los valores se refieren al número de bibliografía revisada.

Localidad	Impulsores antropogénicos				Impulsores naturales	
	Acuicultura y agricultura	Urbanización y desarrollo	Industrialización y contaminación	Modificación del flujo	Cambio climático	Ciclones Tropicales
LPH						
Valle y Choluteca (Golfo de Fonseca)	44	11	7	8	3	6
LAH						
Cortés	12	13	8	7	5	5
Atlántida	12	12	7	9	6	5
Colón	6	9	8	7	4	5
Gracias a Dios	9	4	2	7	6	3
Islas de la Bahía	2	17	10	17	8	14
Cayos Cochinos	1	5	3	4	6	5
Total	86	71	45	59	38	43

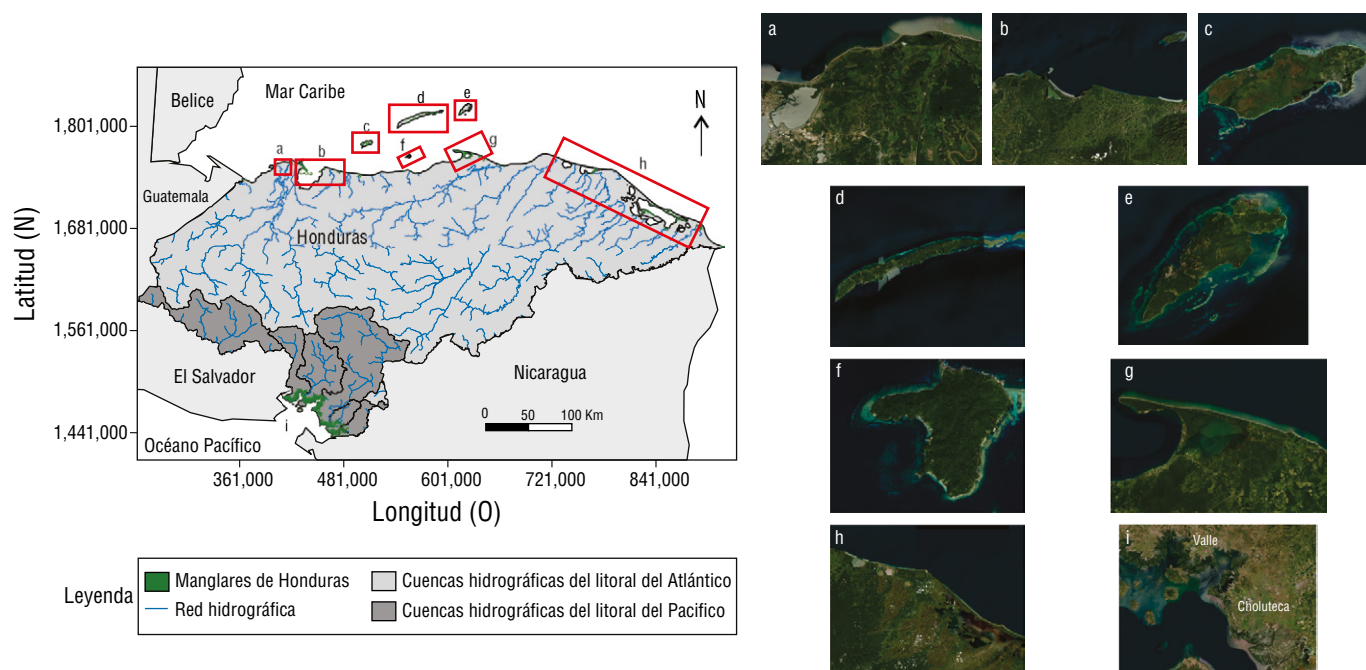


Figura 2. Distribución de los manglares en 7 localidades a lo largo del litoral del Pacífico de Honduras (LPH) y litoral del Atlántico de Honduras (LAH): Cortés (a), Atlántida (b), Útila (c), Roatán (d), Guanaja (e), Cayos Cochinos (f), Colón (g), Gracias a Dios (h) y Golfo de Fonseca (i) (Monserrate 2017).

la descarga, resultando en un total de 92 documentos que cumplieron con los requisitos (Fig. 1). Los datos relacionados con la pérdida de cobertura forestal de los manglares mostraron ser limitados, especialmente en la región del LAH (Cortés, Colón, Atlántida, Gracias a Dios y Cayos Cochinos). En cuanto a la investigación sobre las especies de mangle presentes en las 7 localidades de Honduras y su distribución actual, la revisión bibliográfica permitió documentar el estatus de conservación de 8 especies de manglares y su distribución diferencial entre las costas del país: 7 especies presentes en el LPH y 5 en el LAH (Tabla 2). Cabe destacar que únicamente un artículo mencionó la presencia de Mangle Piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*) en Honduras, ya que en su mayoría la literatura previa no hacía referencia a la existencia de esta especie en el LAH, debido a que en el territorio hondureño fue desconocida hasta el 2018 (Sutherland y Pérez 2018).

Según los criterios de la UICN, 5 de estas especies se clasificaron como especies de “preocupación menor”. Cabe destacar que el Mangle Rojo (*Rhizophora racemosa*), si bien no apareció registrado para Honduras en las bases de la UICN, estuvo documentado tanto en POWO como en estudios científicos previos (Jiménez 1987, Lizano et al. 2001, Castañeda-Moya et al. 2006). Por otro lado, el Mangle Zapatero (*Rhizophora harrisonii*) careció de evaluación en la UICN, aunque su presencia en el país se confirmó en POWO. Entre las especies amenazadas, 2 presentaron estatus de vulnerabilidad: el Mangle Bicolor (*Avicennia bicolor*) (presente en

el LPH) (Sanchez-Paez 2000, Castañeda-Moya et al. 2006) y *P. rhizophorae* (presente en LAH) (Sutherland y Pérez 2018).

Después de analizar detalladamente la distribución geográfica, con un enfoque en los impulsores de la deforestación de los manglares, se observó que la mayoría de los estudios de investigación se concentraron en 2 áreas principales: el Golfo de Fonseca ($n = 44$) en el LPH e Islas de la Bahía ($n = 33$) en el LAH. La elección de realizar investigaciones en el Golfo de Fonseca se ha debido principalmente a que esta región es el epicentro de la deforestación antropogénica de los manglares en Honduras.

Los estudios en Islas de la Bahía se han centrado en los cambios de uso del suelo debido a la urbanización, el desarrollo costero y los impactos del turismo. La abundancia de investigaciones en esta región se ha debido a que alberga el segundo arrecife de coral más grande del mundo, patrimonio de la UNESCO (Tuholske et al. 2015). La actividad de buceo, el desarrollo inmobiliario y la infraestructura turística han sido objeto de estudios enfocados en comprender sus efectos ambientales. Esto ha resaltado la creciente inquietud de la comunidad científica y los encargados de formular políticas en entender la función protectora que desempeñan los bosques de manglares y los arrecifes frente a los impactos del cambio climático y las actividades humanas (Cahoon et al. 2003; Lebigre et al. 2003; Canty 2007; McKee et al. 2007; Vanselow et al. 2007; Fickert y Grüniger 2010; Doiron y Weissenberger 2014; Tuholske et al. 2017; Fickert 2018, 2020). En cuanto a la distribución de los estudios en

Tabla 2. Número y distribución de las especies de manglares presentes en el litoral del Pacífico de Honduras (LPH) y en el litoral del Atlántico de Honduras (LAH). Las localidades de Valle y Choluteca son consideradas en conjunto como Golfo de Fonseca.

Familia	Especie	LPH		LAH				
		Valle y Choluteca (Golfo de Fonseca)	Gracias a Dios	Atlántida	Colón	Cortés	Islas de la Bahía	Cayos Cochinos
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora mangle</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Rhizophora racemosa</i>	x						
	<i>Rhizophora harrisonii</i>	x						
Combretaceae	<i>Laguncularia racemosa</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Conocarpus erectus</i>	x	x	x	x	x	x	x
Acanthaceae	<i>Avicennia germinans</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Avicennia bicolor</i>	x						
Tetrameristaceae	<i>Pelliciera rhizophorae</i>		x					

Honduras, el 13% ($n = 12$) abarcó investigaciones en todas las localidades donde se encuentran los manglares (Fig. 3).

Pérdida de cobertura forestal histórica y actual de los bosques de manglar en Honduras

La pérdida de cobertura forestal en los manglares de Honduras ha superado más de 20,000 ha, con tasas de deforestación anual del 1.27%. Aproximadamente el 52% de los manglares que alguna vez existieron en Honduras han desaparecido. Se registró una marcada variabilidad en las tasas de deforestación a lo largo del LPH, con un impacto particularmente elevado en el Golfo de Fonseca (Fig. 4; Tabla 3). En esta región, la tasa de deforestación de manglares alcanzó el 1.51% anual, valor similar al observado en Gracias a Dios (1.39% anual), pero inferior al registrado en Cortés (2.62% anual).

Se identificaron los principales cambios en el uso de la tierra que, según la literatura, han llevado a la sustitución de los manglares. En el LPH, la camaronicultura y las salineras emergieron como los usos de tierra más importantes, junto con la presencia de otros tipos de cultivo y zonas urbanizadas. Por su parte, en el LAH, la conversión a la agricultura fue importante a escala regional. En Gracias a Dios, los cultivos agropecuarios y agroforestales ocuparon áreas considerables. En las localidades de Atlántida, Colón y Cortés, las plantaciones de Palma Africana abarcaron extensas zonas que, junto a las

áreas urbanas e industriales, dominaron el uso de la tierra. Es importante mencionar que, en estas localidades en particular, se encontró ubicadas numerosas centrales hidroeléctricas, las cuales han ocasionado retención de sedimentos y, por ende, erosión costera (Carrasco y Caviades 2014). En Islas de la Bahía, los cultivos también ocuparon grandes áreas, destacando especialmente en Útila. Las zonas urbanizadas fueron mayores en Roatán, donde se observó desarrollo costero por la industria del turismo (Fig. 5, 6).

Impulsores socioecológicos de la deforestación de manglares de Honduras

Los patrones espaciales de los impulsores naturales y antropogénicos variaron notablemente entre las regiones del LAH y LPH. En Islas de la Bahía, la deforestación se asoció principalmente al desarrollo turístico costero y a perturbaciones por huracanes (Fickert 2018, 2020), mientras que en la zona continental del LAH y en el LPH predominaron la acuicultura, la agricultura y la expansión urbana (Fig. 7). Estos hallazgos coincidieron con la literatura revisada, que señaló a las actividades humanas como los impulsores más determinantes en la pérdida de manglares. La interacción entre impulsores naturales y antropogénicos sugiere un escenario de retroalimentación negativa, donde las perturbaciones ambientales incrementan la susceptibilidad del ecosistema a presiones antrópicas, acelerando así su degradación.

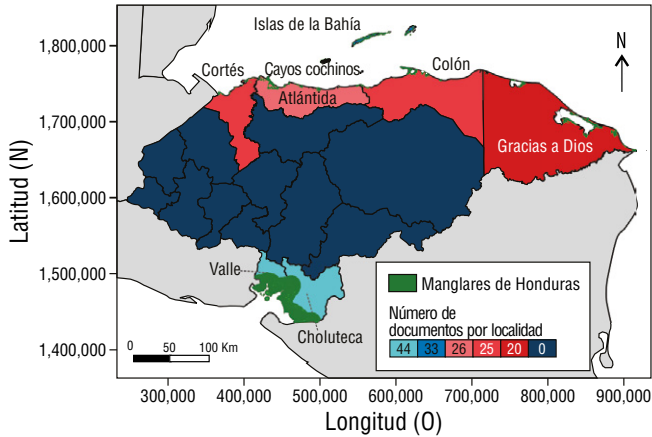


Figura 3. Distribución geográfica de los estudios de investigación asociados a nivel de localidad de los manglares hondureños.

DISCUSIÓN

Disminución de la cobertura de manglares de Honduras

La literatura sobre cambios en la cobertura de manglares en Honduras (41 estudios) abarcó 5 décadas para el LPH y 3 para el LAH, revelando una significativa huella humana. El 61% de los manglares se encontró en el LPH (Golfo de Fonseca), mientras que el 39% restante se distribuyó en el LAH (Cortés [1.19%], Atlántida [6.45%], Colón [5.12%], Gracias a Dios [22.42%] e Islas de la Bahía [3.79%]). El 62% de la literatura estudió las localidades del LAH, que experimentaron una pérdida de manglares del 38% sobre la cobertura histórica nacional (Carrasco et al. 2013a, Carrasco et al. 2013b, Rivera-Monroy et al. 2013, Carrasco y Caviedes 2014, Flores-Marin 2017, Tuholske et al. 2017, Davila-Chuga 2021, Flores-Bueso 2022, ICF 2022). Similar a lo reportado en el LPH, esta zona experimentó la mayor pérdida de manglares, con una disminución del 41% sobre la cobertura histórica, siendo la más alta a nivel nacional (Sanchez-Paez y Guevara-Mancera 2000, Wilburn-King 2008, Chen et al. 2013, Carrasco y Caviedes 2014, ICF 2022).

Los resultados revelaron una pérdida del 52.9% de los manglares de Honduras en las últimas décadas (~68,766 ha), con una tasa anual promedio de 1.27% (~1,166 ha·año⁻¹). Estas cifras superan el promedio global de pérdida anual de manglares (0.16-0.39%; Hamilton y Casey 2016), destacando a Honduras como un *hotspot* de deforestación. Del 52.9% de pérdida de manglar, el 79% corresponde a los manglares del Golfo de Fonseca en el LPH y el 21% restante a los manglares del LAH (Tabla 3). A nivel nacional, la cubierta de manglares se redujo en 54,409.75 ha en el LPH a una tasa de 922.19 ha·año⁻¹ y 14,356.59 ha en el LAH a una tasa de 368.11 ha·año⁻¹ (Tabla 3).

La pérdida de manglares en Honduras refleja una crisis ambiental más acelerada que en otros países tropicales.

Por ejemplo, en el Pacífico colombiano, la deforestación de manglares se ha calculado en una pérdida del 14% entre 1984-2020 (Murillo-Sandoval et al. 2022), mientras que en Honduras la pérdida fue del 52.9%. Esta discrepancia podría explicarse por la falta de políticas de conservación efectivas, como las implementadas en Brasil, donde el establecimiento de Áreas Protegidas ha mitigado las presiones que causan la deforestación de los manglares (Figueiroa et al. 2016, Medeiros et al. 2023). Los datos de Gracias a Dios (1.39% anual) también son preocupantes, ya que esta región alberga la segunda mayor extensión de manglares del país. En ese sentido, la degradación de los manglares se ha atribuido a la tala ilegal y la expansión ganadera (Burgos-Bennett 2011, Davila-Chuga 2021), problemas recurrentes en zonas con baja gobernanza ambiental (Material suplementario Figura S7).

En general, los principales impulsores de la pérdida de manglares en Honduras son antropogénicos: la acuicultura en el LPH y la agricultura e infraestructura en el LAH. El cambio climático y los eventos extremos también son factores importantes, especialmente en Cortés e Islas de la Bahía (Cahoon y Hensel 2002, Vanselow et al. 2007, Fickert y Grüniger 2010, Fickert 2018, Fickert 2020). La pérdida de área de manglares debido a actividades humanas implica una reducción en los servicios ecosistémicos específicos de cada localidad. Si la deforestación continúa a un ritmo acelerado, los impactos negativos en la biodiversidad y el suministro de servicios ambientales serán más notables.

Impulsores ambientales

Cambio climático

El 9% de la literatura identificó factores ambientales como impulsores de la disminución de manglares en Honduras, incluyendo la erosión costera, el aumento de salinidad,

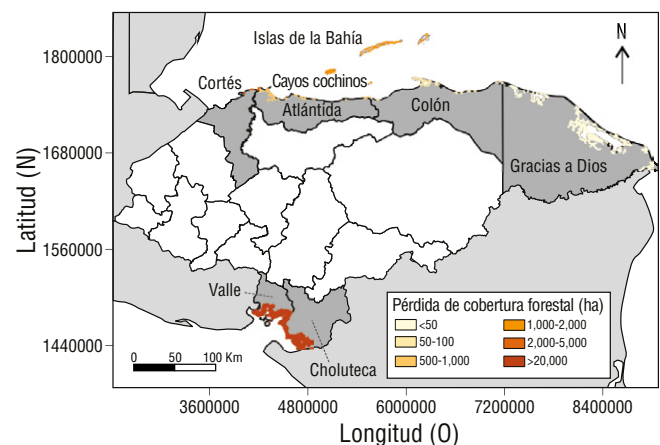


Figura 4. Pérdida de cobertura forestal histórica de los manglares hondureños por localidad. Las localidades de Valle y Choluteca son consideradas en conjunto como Golfo de Fonseca.

Tabla 3. Tasas de pérdida de cobertura forestal de los bosques de manglar en el litoral del Atlántico de Honduras (LAH) (1985-2024) y litoral del Pacífico de Honduras (LPH) (1965-2024).

Litoral	Región	Superficie histórica (ha)	Superficie actual (ha)	Áreas perdidas de manglares (ha)	Tasa de deforestación anual
LPH	Valle y Choluteca (Golfo de Fonseca)	91,800.00	37,390.25	54,409.75	1.51%
	Islas de la Bahía	2,874.00	2,318.72	555.28	0.54%
	Gracias a Dios	23,995.00	13,735.00	10,260.23	1.39%
LAH	Atlántida	4,464.91	3,950.11	514.80	0.31%
	Colón	4,782.00	3,134.00	1,648.45	1.05%
	Cortés	2,104.00	726.17	1,377.83	2.62%
	Total	130,019.91	61,253.57	68,766.34	1.27%

*Para los manglares de Cayos Cochinos no existe un estimado histórico y actual de la cobertura forestal. Solo se ha estimado una densidad de 1,140 árboles por hectárea García-Salgado et al. (2006) (Material suplementario Figura S6).

la acidificación oceánica, los cambios de temperatura, el aumento del nivel del mar y las variaciones en precipitaciones (Tabla 3). Estos factores, asociados al cambio climático, afectan el hidropérido, regeneración, crecimiento, composición y distribución espacial de los manglares (Field 1995). Por ejemplo, se ha encontrado que el aumento de temperatura incrementa el déficit de vapor de agua, reduciendo el crecimiento y supervivencia de los mangles (Adame et al. 2021). Además, el incremento del nivel del mar ha causado inundaciones y erosión, aumentando su vulnerabilidad. Por otro lado, se ha observado que la reducción en precipitaciones disminuye la fotosíntesis, productividad y reproducción, mientras que las altas precipitaciones causan inundaciones que depositan sedimentos, asfixiando los manglares. Estos cambios en sedimentación, turbidez y salinidad influyen notablemente en el crecimiento y distribución de los manglares, resaltando la compleja interacción entre factores climáticos y la salud de estos ecosistemas (Friess et al. 2022).

El aumento del nivel del mar se identificó como la amenaza principal para los manglares en Honduras. Estudios en Puerto Cortés y Puerto Castilla revelaron aumentos de $8.9 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$ y $3.2 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$, respectivamente, entre 1940-1970 (Aubrey et al. 1988, Ellison y Farnsworth 1996). Un estudio de USAID (2012) confirmó estos datos, mostrando incrementos de $9.2 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$ en Puerto Cortés (1945-1975) y $3.1 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$ en Puerto Castilla (1954-1970). En Cuyamel-Omoa, se observó una disminución del 80% en la cobertura de manglares debido

al impacto del oleaje (ICF 2012). Las áreas más afectadas fueron Trujillo (Colón), Brus Laguna (Gracias a Dios) e Islas de la Bahía, con aumento de erosión costera, excepto en Islas de la Bahía (USAID 2012, Carrasco et al. 2013a, b).

En estas localidades, a excepción de Islas de la Bahía, se ha registrado un aumento en la erosión costera (Carrasco y Caviedes 2014). En el Golfo de Fonseca, el nivel del mar ha aumentado aproximadamente 50 cm, dejando la costa vulnerable debido a la deforestación de manglares (Fig. 8) (Del Cid-Gómez y Cáceres 2017). Aunque no se ha cuantificado la pérdida de manglares por cambio climático en Honduras, es probable que sea notable, generando la necesidad de más investigación en esta área.

Ciclones tropicales

Los manglares hondureños son particularmente vulnerables a ciclones tropicales debido a su ubicación geográfica. Estos eventos afectan a los manglares mediante la deposición de sedimentos, daño por viento e inmersión (Krauss y Osland 2020). El 10% de la literatura mencionó el impacto de los huracanes, especialmente en Islas de la Bahía. Históricamente, 101 tormentas tropicales y huracanes han afectado Honduras. El huracán Mitch en 1998 fue particularmente devastador, causando pérdidas notables en los manglares de Trujillo, Colón. En Islas de la Bahía, especialmente en Roatán y Guanaja, se han observado rodales

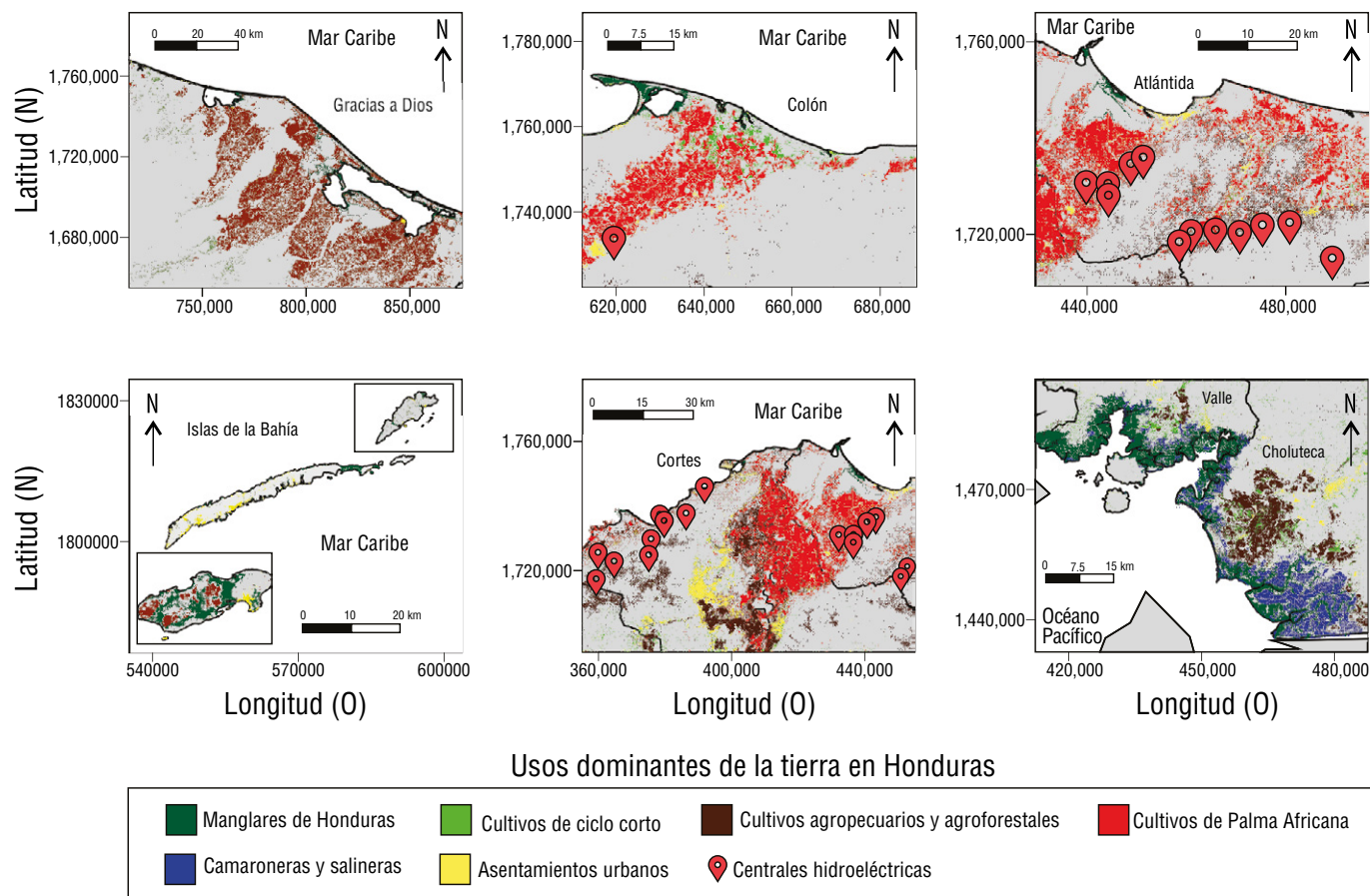


Figura 5. Usos dominantes de la tierra que han afectado las áreas de manglares del litoral del Pacífico de Honduras (LPH) y litoral del Atlántico de Honduras (LAH) en el 2024.

con alta mortalidad de árboles de mangle debido al colapso del sustrato por la descomposición de la turba de manglar (Doyle et al. 2002, Cahoon et al. 2003). El huracán Mitch redujo en un 37% los bosques de mangle en Roatán y en un 97% los de Guanaja, ilustrando el severo impacto de estos eventos en los ecosistemas de manglar (Material Suplementario Fig. S1) (Cahoon et al. 2003; Fickert 2018, 2020; Canty et al. 2022).

Aunque el huracán Mitch no impactó directamente el Golfo de Fonseca, los manglares sufrieron efectos por flujos de escombros y acumulación de sedimentos (McKee y McGinnis 2003). Algunos quedaron sepultados bajo capas de hasta 100 cm de sedimentos arrastrados desde la cuenca alta por las crecidas de los ríos (Cahoon y Hensel 2002). En la región central del golfo, hubo mortandad masiva de árboles, daños en el dosel y cambios en la elevación y propiedades del suelo (Cahoon et al. 2003, Hensel y Proffitt 2003, McKee y McGinnis 2003). En la región sur, una marejada ciclónica causó inundaciones y depósito de sedimentos (Rivera-Monroy et al. 2002). En general, se ha prestado poca atención a las consecuencias de los huracanes en los manglares, y no se ha cuantificado la reducción de cobertura forestal en LAH

y LPH. El aumento en la frecuencia de estos eventos podría limitar el tiempo de recuperación de los manglares, aumentando el riesgo de pérdidas permanentes.

Impulsores antropogénicos

Acuicultura y agricultura

La acuicultura y agricultura son los principales impulsores de la deforestación de manglares, con la acuicultura representando el 47% de la pérdida global de manglares en el siglo XX (Friess et al. 2019, Goldberg et al. 2020, Bhowmik et al. 2022). En el LPH, la expansión del cultivo de camarón y las salitreras ha sido la causa principal de pérdida de manglares desde 1965 hasta la actualidad. En 1973, se perdieron 2,132.5 ha de bosques densos debido a granjas camaroneras (Dewalt et al. 1996). Entre 1982 y 1992, la cría de camarones ocupó 11,515 ha, incluyendo 4,307 ha de manglares maduros, estresados o enanos (Ramirez 1994, Páez-Osuna 2001). Wilburn-King (2008) reportó una pérdida de 3,733 ha de manglares entre 1989 y 1998 debido a la producción de sal y camarones. Chen et al. (2013) indicaron

que aproximadamente el 11.9% de los manglares se perdieron entre 1985 y 2013, principalmente por la camaronicultura (Material Suplementario Fig. S2) (Recio et al. 2016, Son et al. 2017). Estos datos evidencian el impacto importante que las actividades humanas, como el cultivo de camarón, han tenido sobre la disminución de los bosques de manglares a lo largo del tiempo en el LPH. Además, se considera que muchas de sus zonas son particularmente susceptibles a los efectos del cambio climático y actividades humanas (Bhomia et al. 2016, Maya-Jariego et al. 2023).

La intensificación agrícola ha contribuido a la pérdida de manglares en el LAH. En particular, las principales amenazas incluyeron el desarrollo de plantaciones de Palma Africana, el cambio de uso a pastizales y la agricultura, ocupando aproximadamente 140,000 ha, muchas de las cuales eran humedales (Carrasco y Caviedes 2014, Flores-Marin 2017, Davila-Chuga 2021). Un caso notable es La Másica, Atlántida, donde se perdió alrededor de 12 km² de humedales boscosos, incluidos manglares (Carrasco et al. 2013c). En la misma localidad, las actividades socioeconómicas han destruido más de 500 ha de manglares. En Colón, la expansión de la Palma Africana ha disminuido estos bosques, mientras que en Gracias a Dios y Cortés, la ganadería y la agricultura tecnificada también han impactado negativamente (Burgos-Bennett 2011, Davila-Chuga 2021). En contraste, el LPH ha sufrido menos daño por estas actividades, aunque la agricultura y acuicultura en cuencas medias y altas generan contaminantes que afectan el desarrollo de los ecosistemas de manglar (Osorto-Nuñez 2022, Osorto-Nuñez et al. 2023).

Industrialización y contaminación

La industrialización y la contaminación son factores clave en la pérdida de la cobertura de manglares (Zhang et al. 2014). Desde 1995, se han detectado plaguicidas organoclorados en el Río Choluteca (e.g., carbofurano y propiconazol),

que desemboca en el Golfo de Fonseca, evidenciando el daño causado por contaminantes químicos en los manglares (Kammerbauer y Moncada 1998, Meyer 1999, Osorto-Nuñez 2022, Maya-Jariego et al. 2023). En Islas de la Bahía, las descargas de materia orgánica de aguas industriales han promovido el crecimiento de algas verdes calcáreas, amenazando estos ecosistemas. Además, los cruceros que llegan a la región también han contribuido a la contaminación (Canty 2007, Carrasco et al. 2013d, Doiron y Weissenberger 2014). La industria minera en Colón ha causado destrucción de manglares debido a la sedimentación excesiva y la presencia de metales pesados en el agua y el suelo (Burgos-Bennett 2011). En el Valle de Sula, de las 380 industrias, aproximadamente 150 han generado efluentes problemáticos que contaminan los ríos Ulúa y Chamelecón con mercurio, plomo y arsénico (Marin y Hernandez 2002). Lamentablemente, la acumulación de metales, como cobre y zinc, se ha convertido en un impulsor global de la deforestación de manglares (Sruthi et al. 2016, Bhowmik et al. 2022).

Urbanización y desarrollo

El 37% de los estudios indicó que la urbanización y el desarrollo son factores clave en la deforestación de los manglares en Honduras. Actividades como la extracción de madera y la construcción de asentamientos, carreteras e infraestructuras turísticas han reducido notablemente la cobertura forestal. En Roatán, entre 1985 y 2015, la infraestructura hotelera y la expansión del aeropuerto aumentaron la superficie urbana en 982.8 ha, con 224.1 ha de manglares convertidas en zonas urbanas (Material Suplementario Fig. S3) (Carrasco et al. 2013d, Doiron y Weissenberger 2014, Tuholske et al. 2015, Tuholske et al. 2017). En Útila, el área urbana creció de 118 ha en 2014 a 231 ha en 2021, afectando los manglares del sur (Flores-Bueso 2022). En Tela, Atlántida, el desarrollo turístico ha generado presión adicional sobre los manglares (Stovall 2015). Además,

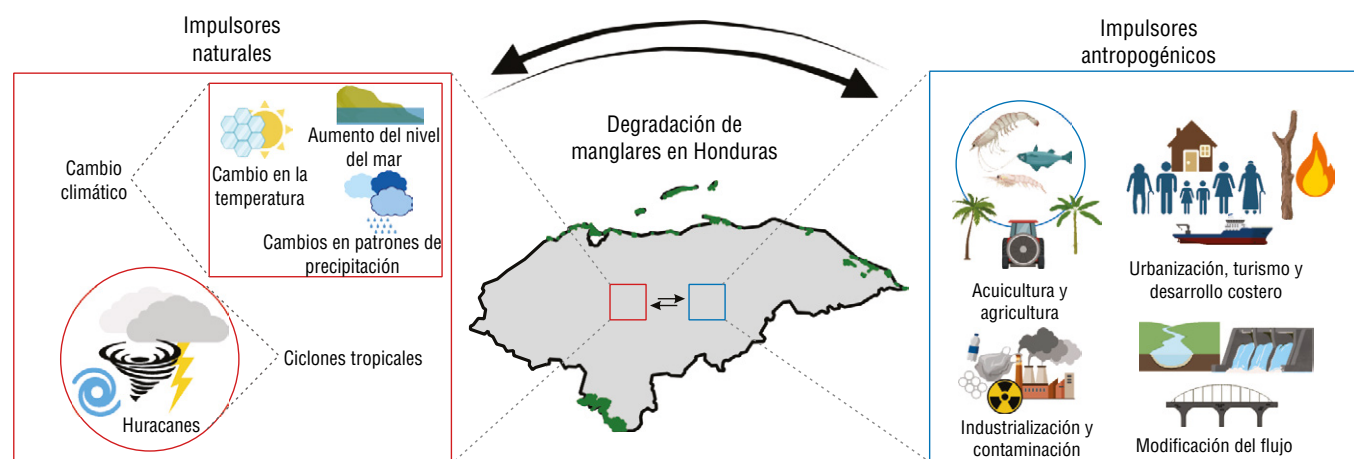


Figura 6. Grupo de impulsores naturales y antropogénicos identificados de la deforestación de manglares de Honduras.

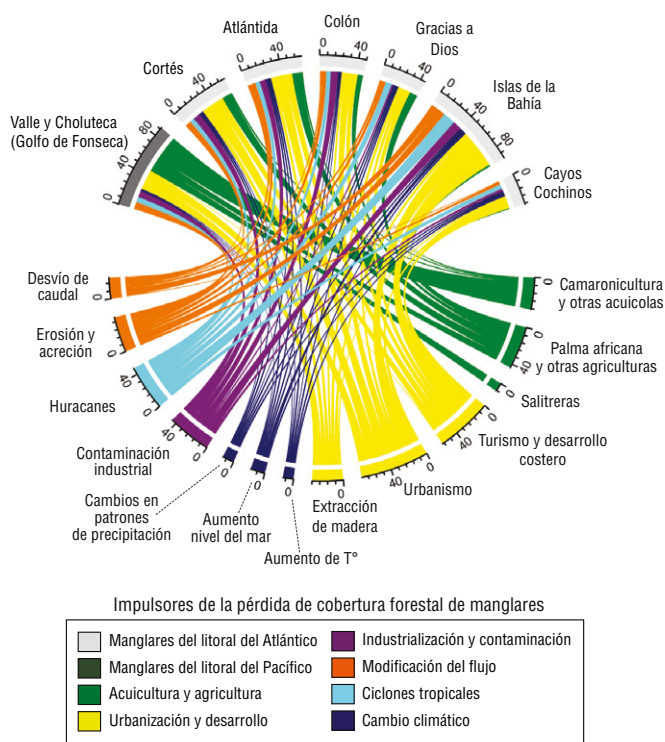


Figura 7. Diagrama de dependencia de cuerdas entre los grupos y subgrupos de los impulsores de la deforestación de manglares de Honduras. La escala muestra el número de estudios que indican la interacción entre el impulsor y la localidad.

el crecimiento poblacional y la infraestructura hotelera han fragmentado los humedales y alterado el régimen hidrológico, exacerbando la pérdida de estos ecosistemas vitales.

La extracción de madera de manglar ha tenido un impacto importante en la pérdida de cobertura forestal, especialmente en el Golfo de Fonseca, donde la leña y la corteza se utilizan como fuentes de energía (Alfaro-Trejos 2011, Maya-Jariego et al. 2023). El uso de manglares como leña entre 1983-1986 superó los $80,000 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ a $120,000 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ (Jiménez 1992). De 1983 a 1989, se extrajeron $34,200 \text{ m}^3$ de leña y $5,340 \text{ m}^3$ de madera, con un aumento en el consumo de $3,644 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ a $4,212 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ entre 1986 y 1995 (Jiménez 1999, Sanchez-Paez y Guevara-Mancera 2000, CONGESA 2001). Según Dewalt et al. (1996), esto representó la utilización de 250 a 350 ha anuales de manglares. En el Golfo de Fonseca, el 85% de los hogares dependieron de la leña como fuente de energía y para la construcción de viviendas (Material Suplementario Fig. S4). Además, industrias como panaderías y ladrilleras también emplean la leña como recurso principal. En Roatán, el Mangle Botoncillo (*Conocarpus erectus*) ha visto disminuida su frecuencia por la tala, que también se realiza en Cuyamel-Omoa para fines domésticos y comerciales, destacando el impacto de la extracción de madera en estos ecosistemas (ICF 2012, Carrasco y Caviedes 2014).

La expansión de asentamientos humanos y la urbanización han impactado notablemente los manglares en Honduras, especialmente en Útila (Material Suplementario Fig. S5). Así como en Atlántida, la contaminación del agua es un problema crítico en Útila, donde las aguas negras han aportado fósforo a los manglares (Carrasco et al. 2013d). En Colón, la acumulación de basura y residuos sólidos ha afectado gravemente estos ecosistemas (Burgos-Bennett 2011). En el Golfo de Fonseca, las descargas de aguas residuales y la acumulación de desechos sólidos han tenido efectos negativos en los manglares (Material Suplementario Fig. S4) (Maya-Jariego et al. 2023). En Cortés, los asentamientos cerca de la laguna de Los Micos han contaminado suelos y aguas superficiales (Carrasco et al. 2013b). De manera similar, en Islas de la Bahía, especialmente en Útila, la pérdida de manglares se ha debido a las aguas residuales, la tala y la acumulación de desechos por la expansión urbana (Carrasco et al. 2013d, Carrasco y Caviedes 2014). En Gracias a Dios, la urbanización ha contribuido a la tala y erosión del suelo, generando amenazas a los manglares (Davila-Chuga 2021). Estos factores evidencian cómo la urbanización ha puesto en peligro la integridad de los manglares hondureños.

Modificación del flujo

La modificación del flujo de caudal de agua en la cuenca alta ha demostrado disminuir la productividad de los manglares (Bhowmik et al. 2022). De acuerdo con proyecciones basadas en literatura científica previa, la construcción de represas en Honduras ha generado impactos negativos sobre los bosques de manglar, alterando su equilibrio ecológico. Entre las principales consecuencias se encuentran la retención de sedimentos y nutrientes, el aumento de la salinidad en zonas costeras y la intensificación de procesos de erosión (Morais y Pinheiro 2011). Por ejemplo, en Balfate, Colón, una represa ha alterado la morfología y la hidrodinámica del río, resultando en la retención de sedimentos (Carrasco y Caviedes 2014). En el Refugio de Vida Silvestre Barra de Cuero y Salado, se planea instalar proyectos hidroeléctricos en 11 ríos, lo que podría modificar el régimen hidrológico natural y disminuir la productividad primaria de los manglares (Carrasco et al. 2013c). La Represa Hidroeléctrica Patuca III, en Gracias a Dios, podría aumentar la salinidad de las lagunas al reducir el aporte de agua y sedimentos del Río Patuca, poniendo en riesgo los manglares (Carrasco y Colindres 2011, Carrasco et al. 2013a). En el Parque Nacional Jeannette Kawas, el régimen hidrológico ha cambiado en un 80% por la canalización y el drenaje de varios ríos, destacando la importancia de considerar estos efectos en la planificación de proyectos hidroeléctricos para preservar estos ecosistemas costeros.

En general, nuestro estudio, basado en una síntesis de literatura científica, presenta un valor intermedio. Las diferencias podrían reflejar variaciones en los años de referencia, ya que los estudios no son completamente simultáneos, o en la delimitación espacial de las áreas evaluadas. Por ejemplo, el



Figura 8. Impacto del aumento del nivel del mar en la infraestructura costera de Cedeño, litoral del Pacífico de Honduras (LPH). Restos de infraestructura sumergida por el aumento del nivel del mar (a) y erosión costera etiquetada en rojo y negocios locales destruidos por el aumento del nivel del mar (b).

ICF (2024) podría haber incorporado zonas de restauración reciente no contabilizadas en el GMW, cuya versión 3.0 data de 2022. Asimismo, la heterogeneidad en las definiciones operativas de “manglar” como la inclusión o exclusión de salitrales asociados introduce variabilidad.

Las discrepancias de la cobertura actual de manglares (61,253.57 ha) con respecto al de GMW (60,564 ha) y del Instituto de Conservación Forestal de Honduras (ICF) (61,639 ha) también pueden atribuirse a factores metodológicos, tecnológicos y temporales. En primer lugar, el Sistema de Información para la Gestión y Monitoreo Forestal (SIGMOF 2024) menciona que la cobertura forestal para el año 2024 se estimó con una precisión declarada del 92% y un margen de error del 8%, utilizando datos multifuente de los satélites Sentinel-1 (radar) y Sentinel-2 (óptico). Este enfoque, que combina sensores ópticos y de radar, ha permitido una clasificación más robusta frente a condiciones climáticas adversas (e.g., nubosidad), lo que podría explicar su estimación ligeramente superior.

Por su parte, el GMW emplea datos de Radar de Apertura Sintética (SAR) de banda L, desarrollados bajo la iniciativa Kyoto & Carbon de JAXA. Esta tecnología, destaca por su sensibilidad a la biomasa leñosa y su capacidad para monitorear manglares en zonas con cobertura nubosa frecuente (Lucas et al. 2014). No obstante, como señalan Bunting et al. (2018), esta tecnología presenta limitaciones inherentes en la discriminación de manglares frente a otras coberturas vegetales leñosas (especialmente bosques terrestres y plantaciones) en los márgenes continentales, lo que puede generar errores de comisión en la clasificación. Además, el GMW utiliza un umbral de cobertura de copa del 10% para definir “manglar”, mientras que el ICF podría aplicar

criterios más inclusivos, como la inclusión de áreas en regeneración.

La versión 2.0 de GMW (Bunting et al. 2019), considerada actualmente el estándar de referencia global por su resolución espacial (25 m) y actualización temporal, optimizó su metodología mediante la integración de datos ópticos de Landsat para mejorar la precisión en la delimitación de la extensión manglar. Sin embargo, como demuestran Thomas et al. (2014, 2018), los sensores SAR de banda L, aunque óptimos para detectar cambios temporales, presentan capacidades limitadas para clasificar con precisión la extensión absoluta, particularmente en regiones con gradientes ecotonales complejos. Esta limitación técnica se suma a los desafíos globales documentados en los conjuntos de datos de manglares que incluyen: (1) áreas no mapeadas debido a fallas en sensores (e.g., error de línea de escaneo en Landsat 7 ETM+), (2) disponibilidad temporal desigual de imágenes y (3) interferencia por nubosidad persistente (Spalding 2010, Giri et al. 2011, Bunting et al. 2018).

La discrepancia de los resultados, aunque con pocas diferencias en las coberturas con los de GMW v. 2.0 (2020) e ICF (2024) podría atribuirse a las diferencias en los algoritmos de clasificación y la variabilidad en la calidad de los datos de entrada que utilizan los distintos estudios encontrados en esta investigación. Esta incertidumbre requiere la necesidad de implementar protocolos estandarizados que integren tecnologías complementarias para mejorar la precisión en escalas locales. Los hallazgos presentados en este estudio enfatizan que, aunque GMW representa un avance significativo en el monitoreo global de manglares, su aplicación para estudios a escala nacional requiere validaciones *in situ* y ajustes metodológicos específicos que consideren las particularidades biogeográficas de cada región.

CONCLUSIONES

Esta revisión proporciona una síntesis de los impulsores de la pérdida de cobertura forestal de los manglares en Honduras. La disminución del 52.9% de la cobertura de manglares en Honduras durante las últimas décadas superó notablemente el promedio global de deforestación, lo que posiciona al país como un punto crítico de pérdida de manglares. Esta severa retracción, con una tasa anual promedio de 1.27%, ha sido impulsada por una compleja interacción de factores, en la que las presiones antropogénicas emergen como los principales catalizadores en ambos litorales. Específicamente, la expansión de la acuicultura en el LPH (Golfo de Fonseca) y, paralelamente, en el LAH, los ciclones tropicales, la intensificación agrícola y el desarrollo de infraestructura representan las amenazas más importantes.

Es fundamental implementar medidas estrictas de monitoreo y conservación, las cuales deben centrarse en las áreas más afectadas, al tiempo que se priorizan investigaciones exhaustivas en regiones con déficit de datos, como Gracias a Dios y Cayos Cochinos, con el fin de establecer una línea base precisa sobre la extensión y el estado de sus manglares. Al cuantificar las tasas de pérdida y dilucidar los impulsores socioecológicos de la deforestación, esta primera síntesis sienta las bases para futuras investigaciones que empleen metodologías avanzadas de teledetección y modelos predictivos. Estos enfoques, que permiten un monitoreo más preciso y dinámico de la cobertura de manglares, en combinación con la percepción remota multispectral de alta resolución y el muestreo sistemático de campo, reducirán los márgenes de error actuales y generarán información robusta necesaria para la gestión sostenible de estos ecosistemas críticos. En última instancia, la integración de políticas de conservación robustas con una gobernanza ambiental efectiva será fundamental para mitigar los impactos antropogénicos y naturales, asegurando la resiliencia y la provisión continua de los servicios ecosistémicos que estos ecosistemas críticos otorgan a las comunidades costeras y a la biodiversidad del país.

DECLARACIONES FINALES

Material suplementario

El material suplementario de este trabajo se puede descargar desde: <https://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarias/article/view/3534/420421216>.

Agradecimientos

Agradecemos a Alexandra Bonilla por su valiosa asistencia durante las visitas de campo en los manglares de la zona del Golfo de Fonseca, a Jorge Funez por su apoyo en la captura de fotografías, a María Fernanda Flores-Bueso por su colaboración con las imágenes de los manglares en Útila y a los revisores que ayudaron sustancialmente a mejorar el manuscrito.

Agradecemos al Mesoamerican Reef Fund (MAR Fund) por su apoyo financiero para la traducción de este artículo.

Fondos

Este trabajo recibió financiamiento para la traducción de este artículo por MAR Fund.

Conflicto de intereses

El autor declara no tener ningún conflicto de intereses.

Disponibilidad de datos

Se pueden obtener los datos para este estudio a través del autor correspondiente bajo petición razonable.

Contribuciones de Autor

Conceptualización: MHON; Curación de datos: MHON; Análisis de datos: MHON; Adquisición de financiación: MHON; Investigación: MHON; Metodología: MHON; Administración de proyecto: MHON; Recursos: MHON; Software: MHON; Supervisión: MHON; Validación: MHON; Visualización: MHON; Redacción–borrador original: MHON; Redacción–revisión y edición: MHON.

Uso de herramientas de IA

El autor no utilizó herramienta de inteligencia artificial en este trabajo.

REFERENCIAS

- Acharya G. 2002. Life at the margins: the social, economic and ecological importance of mangroves. *Mad Bosq*. 8:53-60.
- Adame MF, Reef R, Santini NS, Najera E, Turschwell MP, Hayes MA, Masque P, Lovelock CE. 2021. Mangroves in arid regions: ecology, threats, and opportunities. *Estuar Coast Shelf Sci*. 248:106796. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106796>.
- Alfaro-Trejos S. 2011. Cobertura y uso de la tierra en el ecosistema de mangle y zona ecotonal del corredor del mangle, desde la Bahía de Jiquilisco, El Salvador, hasta el Estero Padre Ramos, Jiquilillo, Nicaragua. *Rev Geogr Amér Cent*. 2:1-19.
- Alongi DM. 2018. Impact of global change on nutrient dynamics in mangrove forests. *Forests*. 9(10):596. <https://doi.org/10.3390/f9100596>
- Aubrey DG, Emery KO, Uchupi E. 1988. Changing coastal levels of South America and the Caribbean region from tide-gauge records. *Tectonophysics*. 154(3/4):269-284. [https://doi.org/10.1016/0040-1951\(88\)90108-4](https://doi.org/10.1016/0040-1951(88)90108-4)
- Bhomia RK, Kauffman JB, McFadden TN. 2016. Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. *Wetlands Ecol Manag*. 24(2):187-201. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9483-1>
- Bhowmik AK, Padmanaban R, Cabral P, Romeiras MM. 2022. Global mangrove deforestation and its interacting social-ecological drivers: a systematic review and synthesis.

- Sustainability. 14(8):4433.
<https://doi.org/10.3390/su14084433>.
- Bryan-Brown DN, Connolly RM, Richards DR, Adame F, Friess DA, Brown CJ. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Sci Rep.* 10(1):1-8.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>
- Bunting P, Rosenqvist A, Lucas R, Rebelo L-M, Hilarides L, Thomas N, Hardy A, Itoh T, Shimada M, Finlayson C. 2018. The Global Mangrove Watch—a new 2010 global baseline of mangrove extent. *Remote Sens.* 10:1669.
<https://doi.org/10.3390/rs10101669>
- Bunting P, Rosenqvist A, Lucas R, Rebelo L-M, Hilarides L, Thomas N, Hardy A, Itoh T, Shimada M, Finlayson M. 2019. Global Mangrove Watch (1996–2016), version 2.0. Zenodo.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.5658808>
- Bunting P, Rosenqvist A, Hilarides L, Lucas RM, Thomas N, Tadono T, Worthington TA, Spalding M, Murray NJ, Rebelo L-M. 2022. Global change in mangrove extent 1996–2020: Global Mangrove Watch, version 3.0. *Remote Sens.* 14(15):3657.
- Burgos-Bennett E. 2011. Revisión General de los Humedales Marino–Costeros del Área de La Bahía de Trujillo–Guaimoreto–Aguan; Colón, Honduras. Trujillo (Honduras): Fundación Calentura Guaimoreto/The Nature Conservancy. Technical report. 71 p.
- Cahoon DR, Hensel P. 2002. Hurricane Mitch: A Regional Perspective on Mangrove Damage, Recovery, and Sustainability. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report, No. 2003-183. 31 p.
- Cahoon DR, Hensel P, Rybczyk J, McKee KL, Proffitt CE, Perez BC. 2003. Mass tree mortality leads to mangrove peat collapse at Bay Islands, Honduras, after Hurricane Mitch. *J Ecol.* 91(6):1093-1105.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00841.x>
- Canty SWJ. 2007. Positive and Negative Impacts of Dive Tourism: The Case Study of Utila, Honduras [dissertation]. [Suiza]: Lunds Universitet. 41 p. https://www.lumes.lu.se/sites/lumes.lu.se/files/steven_canty.pdf
- Canty SWJ, Preziosi R, Rowntree JK. 2018. Dichotomy of mangrove management: a review of research and policy in the Mesoamerican reef region. *Ocean Coast Manag.* 157:40-49.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.02.011>
- Canty SWJ, Kennedy JP, Fox G, Matterson K, González VL, Núñez-Vallecillo ML, Preziosi RF, Rowntree JK. 2022. Mangrove diversity is more than fringe deep. *Sci Rep.* 12(1):1-10.
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-05847-y>
- Carrasco JC, Colindres I. 2011. Plan de manejo del sistema lagunar de Karataska. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Karataska (Honduras): Comité de Gobernanza Pesquera del Sistema Lagunar de Karataska. Management Plan. 75 p.
- Carrasco JC, Portillo H, Estuardo S, Lara K. 2013a. Plan de Conservación de la Reserva del Hombre y la Biósfera del Río Plátano: Basado en Análisis de Amenazas, Situación y del Impacto del Cambio Climático, y Definición de Metas y Estrategias. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque. Technical report. 86 p.
- Carrasco JC, Secaira E, Lara K. 2013b. Plan de Conservación del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández: Basado en Análisis de Amenazas, Situación y del Impacto del Cambio Climático, y Definición de Metas y Estrategias. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque. Technical report. 55 p.
- Carrasco JC, Stuardo S, Lara K. 2013c. Plan de Conservación del Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado: Basado en Análisis de Amenazas, Situación y del Impacto del Cambio Climático, y Definición de Metas y Estrategias. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque/Fundación Acero y Hierro, Minería, Industria, Fundación. Technical Report. 49 p.
- Carrasco JC, Secaira E, Lara K. 2013d. Plan de Conservación del Parque Nacional Marino Islas de la Bahía: Basado en Análisis de Amenazas, Situación y del Impacto del Cambio Climático, y Definición de Metas y Estrategias. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque. Technical report. 55 p.
- Carrasco JC, Caviedes V. 2014. Diagnóstico de los Ecosistemas Marino-Costeros y de Agua Dulce de Honduras: Basado en Análisis de Viabilidad, Amenazas y Situación. Tegucigalpa (Honduras): Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre/United States Agency for International Development ProParque. 102 p.
- Castañeda-Moya E, Rivera-Monroy VH, Twilley RR. 2006. Mangrove zonation in the dry life zone of the Gulf of Fonseca, Honduras. *Estu Coast.* 29(5):751-764.
<https://doi.org/10.1007/BF02786526>
- Chen CF, Son NT, Chang N, Chen CR, Chang LY, Valdez M, Centeno G, Thompson CA, Aceituno JL. 2013. Multi-decadal mangrove forest change detection and prediction in Honduras, Central America, with landsat imagery and a markov Chain Model. *Remote Sens.* 5(12):6408-6426.
<https://doi.org/10.3390/rs5126408>
- [CONGESA] Consultores en Gestión ambiental. 2001. Valoración económica de los manglares del Golfo de Fonseca, Honduras. Choluteca (Honduras): PROMANGLE AFE-COHDEFOR/OIMT. Technical report. 137 p.
- Davila-Chuga CL. 2021. Implicaciones Socioeconómicas en los Servicios Ecosistémicos de los Bosques de Manglar en las Costas Pacífico y Caribe de Honduras [dissertation]. [Honduras]: Universidad de Zamorano. 142 p.
- Del Cid-Gómez JA, Cáceres JD. 2017. Variación de la línea de costa en la aldea de Cedeño, y cartografía de amenaza ante marejadas y ascenso del nivel del mar. *Port Cienc.* 13:87-102.
<https://doi.org/10.5377/pc.v13i0.5969>
- Dewalt BR, Vergne P, Hardin M. 1996. Shrimp aquaculture development and the environment: people, mangroves and fisheries on the Gulf of Fonseca, Honduras. *World Dev.* 24(7):1193-1208.
[https://doi.org/10.1016/0305-750X\(96\)00033-2](https://doi.org/10.1016/0305-750X(96)00033-2)
- Doiron S, Weissenberger S. 2014. Sustainable dive tourism: Social and environmental impacts. The case of Roatan, Honduras. *Tour Manag Perspect.* 10:19-26.
<https://doi.org/10.1016/j.tmp.2013.12.003>
- Doyle TW, Michot TC, Roetker F, Sullivan J, Melder M, Handley B, Balmat J. 2002. Hurricane Mitch: Landscape Analysis of Damaged Forest Resources of the Bay Islands and Caribbean Coast of Honduras. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report. 12 p.
- Ellison AM, Farnsworth EJ. 1996. Anthropogenic disturbance of caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica.* 28(4):549-565.
- [FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2007. The World's Mangroves 1980-2005. Rome (Italy): FAO. Technical report. 78 p. <http://www.fao.org/3/a1427e/a1427e00.pdf>
- [FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1996. Forest Resources Assessment 1990: Survey of Tropical Forest Cover and Study of Change Processes. Rome (Italy): FAO. Forestry Paper, no. 130. 152 p.
- Feller IC, Friess DA, Krauss KW, Lewis RR. 2017. The state of the world's mangroves in the 21st century under climate change.

- Hydrobiologia. 803(1):1-12.
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3331-z>
- Fickert T, Grüninger F. 2010. Floristic zonation, vegetation structure, and plant diversity patterns within a Caribbean mangrove and swamp forest on the Bay Island of Utila (Honduras). *Ecotropica*. 16(2):73-92.
- Fickert T. 2018. Better resilient than resistant—regeneration dynamics of storm-disturbed mangrove forests on the bay island of Guanaja (Honduras) during the first two decades after Hurricane Mitch (October 1998). *Diversity*. 10(1):8.
<https://doi.org/10.3390/d10010008>
- Fickert T. 2020. To plant or not to plant, that is the question: reforestation vs. natural regeneration of hurricane-disturbed mangrove forests in Guanaja (Honduras). *Forests*. 11(10):1068.
<https://doi.org/10.3390/f11101068>
- Field CD. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia*. 295(1-3):75-81.
<https://doi.org/10.1007/BF00029113>
- Figueiroa AC, Brasil G, Pellin A, Scherer MEG. 2016. Evaluación de la efectividad de la integración de las unidades de conservación marino-costera federales en Santa Catarina. *Desarro Medio Ambient*. 38:361-375.
<https://doi.org/10.5380/dma.v38i0.46974>
- Flores-Marin AF. 2017. Optimización espacial para la restauración ecológica de manglares en el Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras [dissertation]. [Costa Rica]: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 83 p. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/8614>
- Flores-Bueso MF. 2022. Estructura poblacional, condición corporal de la iguana de cola espinosa de Útila (*Ctenosaura bakeri*) y análisis del cambio de cobertura de manglar en Útila, Islas de la Bahía, Honduras [dissertation]. [Honduras]: Universidad Nacional de Costa Rica. 71 p.
- Friess DA, Rogers K, Lovelock CE, Krauss KW, Hamilton SE, Lee SY, Lucas R, Primavera J, Rajkaran A, Shi S. 2019. The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. *Annu Rev Environ Resour*. 44:89-115.
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>
- Friess DA, Adame MF, Adams JB, Lovelock CE. 2022. Mangrove forests under climate change in a 2°C world. *WIREs Clim. Change*. 13(4):e792.
<https://doi.org/10.1002/wcc.792>
- Giri C, Ochieng E, Tieszen LL, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J, Duke N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Glob Ecol Biogeogr*. 20:154-159.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Goldberg L, Lagomasino D, Thomas N, Fatoyinbo T. 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Glob Chang Biol*. 26(10):5844-5855.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15275>
- Hagger V, Worthington TA, Lovelock CE, Adame MF, Amano T, Brown BM, Friess DA, Landis E, Mumby PJ, Morrison TH, et al. 2022. Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. *Nat Comm*. 13:6373.
<https://doi.org/10.1038/s41467-022-33962-x>
- Hamilton SE, Casey D. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Glob Ecol Biogeogr*. 25(6):729-738.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12449>
- Hamza AJ, Esteves LS, Cvitanović M, Kairo JG. 2024. Global patterns of mangrove resource utilization: a systematic review. *Front Sustain Resour Manag*. 3:1395724.
<https://doi.org/10.3389/fsrma.2024.1395724>
- Hensel P, Proffitt E. 2003. Hurricane Mitch: Acute Impacts on Mangrove Forest Structure and an Evaluation of Recovery Trajectories. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report, no. 2003-182. 77 p.
- [ICF] Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre. 2012. Plan de Manejo Parque Nacional Cuyamel-Omoa. Tegucigalpa (Honduras): ICF. Management plan. 179 p.
- [ICF] Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre. 2022. Actual ecosistemas de manglar en Honduras. Tegucigalpa (Honduras): ICF. Technical report. 79 p.
- [ICF] Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre. 2024. Mapa de Cobertura Forestal 2024: Geoportal del Sector Forestal de Honduras; [accessed 2025 May 30]. <https://geoportal.icf.gob.hn/geoportal/main>
- Jiménez JA. 1987. A clarification on the existence of *Rhizophora* species along the Pacific coast of Central America. *Brenesia*. 28:25-32.
- Jiménez JA. 1992. Mangrove Forests of the Pacific Coast of Central America. In: Seeliger U (ed.), *Coastal Plant Communities of Latin America*. Cambridge (USA): Academic Press. p. 259-267.
- Jiménez JA. 1999. El Manejo de los Manglares en el Pacífico de Centroamérica: Usos Tradicionales y Potenciales. In: Yañez-Arancibia AA, Lara-Dominguez L (eds.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Xalapa (Mexico): Instituto de Ecología A.C. p. 275-290.
- Kammerbauer J, Moncada J. 1998. Pesticide residue assessment in three selected agricultural production systems in the Choluteca River Basin of Honduras. *Environ Poll*. 103(2-3):171-181.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00125-0)
- Krauss KW, Osland MJ. 2020. Tropical cyclones and the organization of mangrove forests: a review. *Ann Bot*. 125(2):213-234.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcz161>
- Lebigre JM, Portillo P, Thompson W. 2003. Quel avenir pour les mangroves de l'archipel de la Bahía (Honduras)? In: Hequette A (ed.), *Actes du Colloque. Espace littoral en mutation. Côte d'Opale (France): Commission de Géographie de la Mer et des Littoraux—Université du Littoral*. p. 63-71.
- Lee SY, Primavera JH, Dahdouh-Guebas F, Mckee K, Bosire JO, Cannicci S, Diele K, Fromard F, Koedam N, Marchand C, et al. 2014. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. *Glob Ecol Biogeogr*. 23(7):726-743.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12155>
- Lizano OG, Amador JA, Soto R. 2001. Caracterización de manglares de Centroamérica con sensores remotos. *Rev Biol Trop*. 49(S2):331-340.
- Lovelock CE, Feller IC, Reef R, Hickey S, Ball MC. 2017. Mangrove dieback during fluctuating sea levels. *Sci Rep*. 7(1):1-8.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-01927-6>
- Lucas R, Rebelo L-M, Fatoyinbo L, Rosenqvist A, Itoh T, Shimada M, Simard M, Souza-Filho PW, Thomas N, Trettin C, et al. 2014. Contribution of L-band SAR to systematic global mangrove monitoring. *Mar Freshwater Res*. 65:589-603.
<https://doi.org/10.1071/MF13177>
- Marin M, Hernandez GI. 2002. La contaminación marina en Honduras. Tegucigalpa (Honduras): MAR Fund. Technical report. 22 p.
- Maya-Jariego I, Holgado D, Castillo AC, Florido del Corral D, Gómez Mestres S. 2023. Children's interaction with ecosystem services in a mangrove forest: perceptions of fisherfolks on the involvement of minors in fishing activities in the Gulf of Fonseca in Honduras. *Ocean Coast Manag*. 236:106502.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106502>
- McKee KL, McGinnis T. 2003. Hurricane Mitch: Effects on Mangrove Soil Characteristics and Root Contributions to Soil

- Stabilization. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report, no. 2003-178. 58. p.
- McKee KL, Cahoon DR, Feller IC. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecol Biogeogr.* 16(5):545-556. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x>
- Medeiros IS, Santos SS, Rebelo VA, Almeida IC, Veloso TMG, Almeida NV, Borges JCG. 2023. Effectiveness of federal protected areas in the preservation of mangrove forests on the coast of the state of Paraíba, Brazil. *An Acad Bras Cienc.* 95(1):e20211079. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320211079>
- Meyer DE. 1999. Presence of pesticide residues in water, sediment and biological samples taken from aquatic environments in Honduras. Vienna (Austria): International Atomic Energy Agency. p. 23-28.
- Moher D, Liberati A, Tetzlaff J, Altman D. 2009. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *PLoS Med.* 6(7):e1000097. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000097>
- Monserrate F, Valencia J, Leverón S, Pineda J, Cartagena C. 2017. Generación de los Mapas Oficiales de Cuencas, Subcuencas y Microcuencas para el Territorio Hondureño (Memoria Técnica). Tegucigalpa (Honduras): United States Agency for International Development, Centro Internacional de Agricultura Tropical, Dirección General de Recursos Hídricos. Technical report. 26 p.
- Moore AC, Hierro L, Mir N, Stewart T. 2022. Mangrove cultural services and values: current status and knowledge gaps. *People Nat.* 4:1083-1097. <https://doi.org/10.1002/pan3.10375>
- Morais J, Pinheiro L. 2011. The effect of semi-aridity and damming on sedimentary dynamics in estuaries-northeastern region of Brazil. *J Coast Res.* 64:1540-1544.
- Murillo-Sandoval PJ, Fatoyinbo L, Simard M. 2022. Mangroves cover change trajectories 1984-2020: the gradual decrease of mangroves in Colombia. *Front Mar Sci.* 9:892946. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.892946>
- Osorto-Núñez MH. 2022. Los modelos de cambio climático futuro como predictores de la reducción del área de distribución de dos especies de ciclidos endémicos de Honduras. *Biol Acuát.* 38:e028-e028. <https://doi.org/10.24215/16684869e028>
- Osorto-Núñez MH, Rodríguez DM, Rodríguez VM. 2023. Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del Golfo de Fonseca, Honduras. *Bol Invest Mar Cost.* 52(1):65-92. <https://doi.org/10.25268/bimc.invmar.2023.52.1.1181>
- Páez-Osuna F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. *Environ Manag.* 28(1):131-140. <https://doi.org/10.1007/s002670010212>
- Pullin AS, Stewart GB. 2006. Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. *Conserv Biol.* 20(6):1647-1656. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00485.x>
- Ramirez XA. 1994. CODDEFFAGOLF: Los defensores de los manglares del Golfo de Fonseca, Honduras. *Rev Forest Centroamericana.* 9:27-32.
- Recio ME, Kuper J, Vallejo M, Sommerville M, Jhaveri N. 2016. Central America mangroves, tenure, and REDD+ assessment. Washington (USA): United States Agency for International Development Tenure and Global Climate Change Program. Technical report. 28 p.
- Rivera-Monroy VH, Twilley RR, Castaneda E. 2002. Hurricane Mitch: Integrative Management and Rehabilitation of Mangrove Resources to Develop Sustainable Shrimp Mariculture in the Gulf of Fonseca, Honduras. Reston (USA): United States Geological Survey. Technical report. 120 p.
- Rivera-Monroy VH, Castañeda-Moya E, Carrasco JC, Caviedes V, Simard M. 2013. Análisis de Carbono Orgánico Total en Manglares del Parque Nacional Jeannette Kawas. Nairobi (Kenya): Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Technical report. 31 p.
- Sanchez-Paez H, Guevara-Mancera OA. 2000. Diagnóstico y Zonificación Preliminar de los Bosques de Mangle del Golfo de Fonseca, Honduras. Choluteca (Honduras): PROMANGLE/AFE-COHDEFOR/OIMT. Technical report. 149 p.
- Schaeffer-Novelli Y, Soriano-Sierra EJ, Do Vale CC, Bernini E, Rovai AS, Pinheiro MA, Schmidt AJ, De Almeida R, Coelho Júnior C, et al. 2016. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazil J Oceanogr.* 64(2):37-52.
- [SIGMOF] Sistema de Información para la Gestión y Monitoreo Forestal. 2024. Cobertura y Uso de la Tierra, Honduras 2024: SIGMOF; [accessed 2025 Jun 8]. <https://sigmof.icf.gov.hn/cobertura-y-uso-de-la-tierra-2024>
- Son NT, Chen CF, Chen CR. 2017. Mapping mangrove density from rapideye data in Central America. *Open Geosci.* 9(1):211-220. <https://doi.org/10.1515/geo-2017-0018>
- Spalding M. 2010. *World Atlas of Mangroves*. London (UK): Routledge. 336 p. <https://doi.org/10.4324/9781849776608>
- Spalding M, Leal M. 2021. *The State of the World's Mangroves 2021*. Global Mangrove Alliance. 198 p.
- Sruthi P, Shackira AM, Puthur JT. 2016. Heavy metal detoxification mechanisms in halophytes: an overview. *Wetlands Ecol Manag.* 25(2):129-148. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9513-z>
- Stanley DL. 1998. Explaining persistent conflict among resource users: the case of Honduran mariculture. *Soc Nat Res.* 11(3):267-278. <https://doi.org/10.1080/08941929809381079>
- Stonich SC. 1992. Struggling with Honduran poverty: the environmental consequences of natural resource-based development and rural transformations. *World Dev.* 20(3):385-399. [https://doi.org/10.1016/0305-750X\(92\)90031-P](https://doi.org/10.1016/0305-750X(92)90031-P)
- Stovall K. 2015. Carbon Storage, Forest Structure, and Fish Biodiversity Across Human-Impacted Mangrove Ecosystems in Tela Bay, Honduras [dissertation]. New Jersey (USA): Princeton University. 67 p.
- Sutherland CH, Pérez HI. 2018. La familia Tetrameristaceae descubierta en Honduras. *Ceiba.* 55(1):69-70.
- Thomas N, Lucas R, Itoh T, Simard M, Fatoyinbo L, Bunting P, Rosenqvist A. 2014. An approach to monitoring mangrove extents through time-series comparison of JERS-1 SAR and ALOS PALSAR data. *Wetl Ecol Manag.* 23:3-17. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9370-6>
- Thomas N, Bunting P, Lucas R, Hardy A, Rosenqvist A, Fatoyinbo T. 2018. Mapping mangrove extent and change: a globally applicable approach. *Remote Sens.* 10:1466. <https://doi.org/10.3390/rs10091466>
- Thornton C, Shanahan M, Williams J. 2003. From wetlands to wastelands: impacts of shrimp farming. *Wetl Sci Pract.* 20(1):48-53. [https://doi.org/10.1672/0732-9393\(2003\)020\[0048:FWTWIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0732-9393(2003)020[0048:FWTWIO]2.0.CO;2)
- Tuholske C, Lopéz-Carr D, Roberts D. 2015. Anthropogenic impacts on Roatán, Honduras: years of land-cover and land-use change. *Plurimondi.* 16(16):179-190. <http://plurimondi.poliba.it/index.php/Plurimondi/article/view/71>
- Tuholske C, Tane Z, López-Carr D, Roberts D, Cassels S. 2017. Thirty years of land use/cover change in the Caribbean: Assessing the relationship between urbanization and mangrove

- loss in Roatán, Honduras. *Appl Geogr.* 88:84-93.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.08.018>
- [USAID] Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional. 2012. Análisis de Vulnerabilidad al Cambio Climático del Caribe de Belice, Guatemala y Honduras. Programa Regional de USAID para el Manejo de Recursos Acuáticos y Alternativas Económicas. San Salvador (El Salvador): United States Agency for International Development/ Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza/The Nature Conservancy. Technical report. 87 p.
- Valiela I, Bowen JL, Joanna Y. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience.* 51(10):807-815.
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:MFOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2)
- Vanselow K, Kolb M, Fickert T. 2007. Destruction and regeneration of terrestrial, littoral and marine ecosystems on the Island of Guanaja, Honduras, seven years after Hurricane Mitch. *Erdkunde.* 61:358-371.
- Wilburn-King M. 2008. Political ecology of mangroves in southern Honduras: the emergence and evolution of environmental conflict in the Gulf of Fonseca 1973–2006 [dissertation]. [United Kingdom]: University of Cambridge. 375 p.
- Zhang Z, Xu XR, Sun, YX, Yu S, Shen YS, Peng, JX. 2014. Heavy metal and organic contaminants in mangrove ecosystems of China: a review. *Environ Sci Poll Res.* 21(20):11938-11950.
<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3100-8>

El uso de la telemetría acústica y satelital para estudiar elasmobranquios en América Latina: esfuerzos pasados y direcciones futuras

Claudia I Vázquez-Aguilar¹, Omar Santana-Morales², León F Álvarez-Sánchez³, Luis Malpica-Cruz^{1,2*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 18 de diciembre 2024

Aceptado 5 de junio de 2025

Publicado 12 de septiembre de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3541>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: lmalpica@uabc.edu.mx

¹ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, 22860 Ensenada, Baja California, Mexico.

² EOCIMATI, A.C., 22880 Ensenada, Baja California, Mexico.

³ Unidad de Informática Marina, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Coyoacán, Mexico City, Mexico.

RESUMEN. El estudio de los movimientos de animales marinos es crucial para comprender la diversidad de los ecosistemas oceánicos y el papel fundamental de cada especie. Actualmente, la telemetría acústica y satelital son métodos no invasivos ampliamente utilizados para rastrear animales marinos, incluidos los elasmobranquios (tiburones y rayas). A pesar de su importancia, no existe una revisión sistemática que evalúe el uso de la telemetría en estudios de elasmobranquios en América Latina. Realizamos una revisión bibliográfica y analizamos 106 publicaciones, de las cuales la mayoría correspondía a estudios de elasmobranquios en México ($n = 60$), Brasil ($n = 16$) y Ecuador ($n = 13$). El enfoque predominante entre los estudios fue el uso del hábitat ($n = 94$). Las marcas satelitales de archivo desprendibles (PAT o PSAT) y las marcas inteligentes de posición y temperatura (SPOT) se utilizaron principalmente para estudios a gran escala espacial (es decir, migración). La telemetría acústica fue más adecuada para rastrear el comportamiento a largo plazo en escalas espaciales comparativamente más pequeñas (por ejemplo, movimientos regionales). Aunque existen casos exitosos en la literatura, persisten desafíos debido a los altos costos financieros, el esfuerzo necesario para mantener equipos colaborativos y la limitada producción científica en América Latina. Nuestros hallazgos destacan la necesidad de mejorar la aplicación de los datos de telemetría para una gestión y conservación efectiva de los elasmobranquios, y reflejan la importancia de vincular los resultados de investigación con acciones prácticas frente a los desafíos actuales de manejo y conservación.

Palabras clave: telemetría, uso de hábitat, ecología del movimiento, tiburón, raya, elasmobranquios, manejo, conservación.

INTRODUCCIÓN

El estudio del movimiento animal y el uso del hábitat surge de la necesidad de comprender la vasta biodiversidad dentro de los ecosistemas marinos y el papel fundamental que cada especie desempeña en estos sistemas complejos. La telemetría es una herramienta clave para este propósito, ya que permite el seguimiento detallado de los movimientos y comportamientos de los animales en sus hábitats naturales mediante marcas satelitales, sensores de profundidad y sistemas de radiofrecuencia (Hussey et al. 2015). Esta herramienta proporciona datos precisos sobre migración, uso del hábitat e interacciones intra e interespecíficas (Lahoz-Monfort y Magrath 2021). Además, la telemetría ofrece información valiosa para apoyar la gestión pesquera, la conservación y las evaluaciones del

impacto humano en los ecosistemas marinos, contribuyendo así a los esfuerzos por proteger a los animales y preservar sus hábitats (Crossin et al. 2017, Brownscombe et al. 2022).

La historia de la telemetría en estudios de animales acuáticos se remonta a 1653, cuando Izaak Walton informó por primera vez sobre la colocación de marcas de cinta en las colas de salmones atlánticos juveniles (*Salmo salar*) para rastrear su migración tras la fase marina de desarrollo. Aunque se desconocen los materiales exactos que utilizó Walton, se presume que estas marcas de cinta eran marcas simples y flexibles hechas de papel o tela, diseñadas para ser visibles sobre el agua y facilitar la identificación cuando los peces eran recapturados (McFarlane et al. 1990, Walton y Cotton 1898). El primer estudio de telemetría submarina fue realizado por Trefethen (1956), quien también se centró en los salmónidos,

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3541>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

específicamente en el salmón del Pacífico (*Oncorhynchus* spp.), con el objetivo de estudiar sus patrones de migración y comportamiento (Hockersmith y Beeman 2012). Desde entonces, los métodos de marcaje han evolucionado desde marcas naturales hasta marcas tipo espagueti (McFarlane et al. 1990, Kohler y Turner 2001), y de marcas sintéticas pasivas a marcas electrónicas que dependen de la telemetría por radio, la cual implica registrar y transmitir las lecturas de instrumentos (Rodgers 2001). Se han desarrollado marcas satelitales para adaptarse a las características morfológicas y de comportamiento únicas de los animales portadores, incluidos peces, mamíferos marinos, aves y reptiles (Hussey et al. 2015).

Chondrichthyes es una clase de peces cartilaginosos que incluye tiburones, rayas y mantas (96%), así como quimeras (4%) (Bigelow 1953, Hamlet 1999). Estas especies suelen presentar bajas tasas de crecimiento poblacional debido a su longevidad, madurez sexual tardía, largos periodos de gestación y baja fecundidad, lo que las hace altamente susceptibles a los impactos antropogénicos (Hamlet 1999, Barriá y Colmenero 2019). Los elasmobranquios abarcan un gran número de especies depredadoras, desde el pequeño Tiburón Cornudo (*Heterodontus francisci*), habitante de arrecifes rocosos, hasta el Tiburón Blanco (*Carcharodon carcharias*), de gran tamaño, amplia distribución y comportamiento migratorio. Como depredadores meso- o tope en los ecosistemas que habitan, son reguladores naturales de la dinámica trófica (Young et al. 2015) e indicadores importantes de la salud y productividad de los ecosistemas marinos (Graham y Largier 1997, Croll et al. 2005, Wingfield et al. 2011). Sin embargo, los elasmobranquios son difíciles de estudiar debido a sus amplios rangos de hábitat, ciclos de vida y movilidad, que pueden abarcar cuencas oceánicas (Llopiz y Cowen 2008, Llopiz et al. 2010, Catalán et al. 2011, Llopiz y Hobday 2015).

Los estudios de telemetría en elasmobranquios, que comenzaron en 1965, han proporcionado información básica sobre los patrones diarios de movimiento y uso del espacio, distribuciones de profundidad, temperaturas corporales, velocidades de nado y parámetros fisiológicos, ofreciendo valiosos conocimientos sobre el estado poblacional, patrones de distribución, uso del hábitat y comportamiento (Stevens 1999, Hammerschlag 2011, Matley 2022, Renshaw 2023). Desde entonces, se han desarrollado herramientas de telemetría satelital, como las marcas inteligentes de transmisión de posición y temperatura (SPOT, por sus siglas en inglés) y las marcas de archivo satelital desprendibles (PAT o PSAT, por sus siglas en inglés), para rastrear los movimientos de elasmobranquios a gran escala espacial (Weng et al. 2005, Rigby et al. 2019, Hart et al. 2021, Hicks y Lobel 2024). Las marcas SPOT y PSAT, que se colocan externamente (Weng et al. 2005, Hart et al. 2021, Hicks y Lobel 2024), pueden proporcionar información única y valiosa sobre el comportamiento migratorio de los elasmobranquios (Bonfil y O'Brien 2015) (Tabla 1).

Las marcas SPOT rastrean el movimiento enviando un mensaje geográfico a un satélite cada vez que una aleta marcada rompe la superficie del agua, junto con datos de profundidad y

temperatura (Welch y Eveson 1999, Jewell et al. 2011, Rigby et al. 2019). Sin embargo, no archivan ni transmiten datos cuando el animal está sumergido, lo que puede resultar en vacíos de información dependiendo del comportamiento de salida a la superficie. Las marcas SPOT proporcionan datos de posición relativamente precisos (<250 m a 5 km), dependiendo del número de conexiones satelitales, siendo mayor el error de posición cuando hay menos conexiones.

Las marcas PSAT están programadas para desprenderse automáticamente del animal en una fecha predeterminada o cuando se exponen a condiciones específicas de profundidad (presión); una vez desprendidas, las marcas flotan hacia la superficie. En la superficie, la antena expuesta transmite datos resumidos a un satélite. Se puede descargar un archivo completo y detallado de datos si la marca es recuperada físicamente. Las marcas PSAT registran datos de luz (Welch y Eveson 1999), profundidad y temperatura. La información de geolocalización puede estimarse utilizando los niveles de luz registrados (amanecer y atardecer) en función de la posición latitudinal del individuo que porta la marca. Sin embargo, las estimaciones de geolocalización pueden tener errores de 60–80 km (Seitz et al. 2003). Por lo tanto, las marcas PSAT se utilizan principalmente para estudiar movimientos a gran escala y preferencias de temperatura y profundidad (Jewell et al. 2011, Rigby et al. 2019).

En los últimos años, la telemetría acústica se ha vuelto esencial para los esfuerzos de conservación de especies acuáticas en peligro de extinción (Cooke et al. 2008). Representa una alternativa útil en hábitats acuáticos profundos y estratificados verticalmente, ya que permite la transmisión y recepción de señales incluso cuando los animales marcados están sumergidos (Hartog et al. 2009, Strickland et al. 2020). La telemetría acústica, que emplea marcas de empresas como InnovaSea (anteriormente VEMCO; Boston, EE. UU.), Wildlife Computers (Redmond, EE. UU.) o Lotek Wireless (Newmarket, Canadá), se utiliza principalmente en estudios de elasmobranquios para examinar el comportamiento detallado y los patrones de movimiento en áreas específicas. Las marcas acústicas son especialmente eficaces para investigaciones a largo plazo, dado que algunas (por ejemplo, V16) pueden durar hasta 10 años, mientras que la mayoría de las marcas satelitales tienen una vida útil inferior a 1 año. La telemetría acústica también ha sido ampliamente utilizada para estudiar elasmobranquios desde principios de la década de 1980 (Klimley y Nelson 1984, Bessudo et al. 2011, Rodríguez-Arana-Favela 2018, Acosta-Pinzón 2023). Este tipo de telemetría se considera una herramienta poderosa para estudiar el comportamiento y la ecología espacial de los elasmobranquios sin alterar sus actividades naturales. Una vez que los animales se adaptan a las marcas acústicas, el estrés se minimiza (Zanella 2006), y se espera que los comportamientos registrados reflejen patrones naturales (Digby et al. 2013, Kessel et al. 2014).

Dentro del campo de la telemetría acústica se han desarrollado estrategias activas y pasivas. La telemetría acústica

Tabla 1. Comparación entre telemetría acústica y satelital: usos principales y rangos de detección

Metodología	Descripción	Uso principal	Rango de detección
Telemetría acústica (activa y pasiva)	Utiliza transmisores que emiten señales sonoras detectadas y archivadas por receptores o hidrófonos.	Estudios del comportamiento y movimiento a corto y mediano plazo que se enfocan principalmente en caracterizar el movimiento de individuos dentro de un área específica.	Limitado por la red de receptores o la distancia entre el receptor y el organismo marcado; las distancias típicamente abarcan decenas de kilómetros.
Telemetría satelital	Utiliza transmisores que envían datos a satélites, lo que permite el rastreo a largas distancias.	Estudios de movimientos y migraciones a largo plazo.	Global y limitado únicamente por la duración de la batería y la cobertura satelital.

pasiva implica la instalación de receptores en ubicaciones específicas por donde se espera que pasen los organismos marcados; por lo tanto, a menudo se requieren esfuerzos colaborativos a gran escala para desplegar redes de receptores con amplia cobertura espacial y así maximizar la recopilación de datos (Lahoz-Monfort y Magrath 2021, Dwyer et al. 2023, Lennox et al. 2023). La telemetría acústica activa consiste en seguir activamente a un organismo marcado desde una embarcación utilizando un hidrófono. Aunque generalmente cubre áreas y escalas temporales limitadas debido a las restricciones logísticas del seguimiento manual, la telemetría acústica activa ofrece la ventaja de proporcionar información clave sobre los movimientos detallados de unos pocos individuos (Bridges y Dorcas 2000, Heupel et al. 2006, Madalozzo et al. 2017).

Los métodos de marcaje acústico han contribuido a evaluar los patrones de movimiento a corto plazo y a recopilar información sobre el uso del hábitat de los tiburones en relación con variables ambientales (por ejemplo, profundidad y temperatura). No obstante, el uso de estos métodos requiere un esfuerzo intensivo y está limitado a nivel global, ya que implica el seguimiento *in situ* de un solo animal marcado a la vez, lo que restringe el número de animales que pueden ser marcados, la duración del seguimiento y conlleva un alto costo (por ejemplo, embarcación, combustible y personal) (Curtis 2008, Kessel et al. 2014). Los avances en la miniaturización de transmisores y en la duración de las baterías han mejorado la eficiencia y longevidad de los métodos acústicos pasivos y activos. Por ejemplo, los transmisores acústicos más pequeños duran desde unos días hasta semanas, mientras que los más grandes pueden funcionar entre 3 y 10 años (Hellström 2022). La selección del transmisor depende de factores como la especie de interés, el entorno del sitio de estudio y los objetivos de la investigación (Baker et al. 2019) (Tabla 2).

Algunos países, como Estados Unidos, Australia y Sudáfrica, destacan por sus investigaciones sobre el

comportamiento y los patrones de movimiento de elasmobranquios utilizando distintos tipos de telemetría (Heithaus et al. 2007, Yeiser et al. 2008, Jewell et al. 2011, Werry et al. 2012, Chapple et al. 2015, Hussey et al. 2015, Bruce et al. 2019). Estudios previos se han centrado en la ecología, fisiología, comportamiento, uso del hábitat y conectividad entre sistemas oceánicos y costeros de organismos individuales (Heupel et al. 2006, Espinoza et al. 2011, Werry et al. 2012, Becker et al. 2015), y han buscado integrar sus hallazgos en políticas y estrategias de gestión, incluyendo el diseño de áreas marinas protegidas (AMP) (Lombard et al. 2007). También se han realizado estudios para observar la estructura física de los océanos del mundo utilizando los sensores integrados en las marcas acústicas (Pauthenet et al. 2018).

En América Latina, el primer estudio que utilizó telemetría acústica pasiva para rastrear elasmobranquios fue realizado por Klimley y Nelson (1984), y se centró en evaluar los patrones de movimiento diarios del tiburón martillo común (*Sphyrna lewini*) en El Bajo Espíritu Santo, México. En dicho estudio, los autores rastrearon los movimientos de 13 tiburones marcados, revelando su nado constante a lo largo de la cresta del monte submarino durante el día y sus salidas y regresos rítmicos al área. Este enfoque resalta las ventajas del rastreo acústico pasivo como método de monitoreo remoto. En particular, el comportamiento animal no se ve alterado por la presencia de investigadores, mientras que el esfuerzo de muestreo se incrementa en el tiempo y el espacio, lo que mejora la probabilidad de detección de especies (Madalozzo et al. 2017). Además, el rastreo acústico pasivo permite monitorear organismos en distintos momentos y durante periodos de muestreo prolongados, lo que lo hace especialmente útil para revelar patrones de actividad en ciclos diarios y estacionales (Digby et al. 2013).

Tanto la telemetría satelital como la acústica han demostrado ser eficaces para estudiar los movimientos y el

Tabla 2. Diferencias entre los tipos de marcas más comúnmente utilizadas para el rastreo acústico y satelital de elasmobranquios en México y América Latina

Tipo de marca	Marcas inteligentes de posición y temperatura (SPOT)	Marcas de archivo satelital desprendibles (PAT o SPAT)	Marca acústica
Precisión de ubicación	Alta precisión. Proporciona ubicaciones en tiempo real cada vez que el animal emerge a la superficie.	Menos precisa y más propensa a errores que SPOT; estima la ubicación en función de la luz solar.	Alta precisión, dependiendo de la densidad de la red de receptores; permite ubicaciones precisas cuando el animal está dentro del rango de los hidrófonos.
Duración de la batería	Relativamente corta (semanas a meses) debido al alto consumo energético por transmisiones frecuentes de datos.	Relativamente larga (meses a años), ya que la transmisión ocurre solo cuando la marca se libera y llega a la superficie.	Larga (varios años) debido al bajo consumo energético de los transmisores acústicos y transmisiones poco frecuentes.
Método de fijación	Las marcas se colocan perforando la aleta dorsal del tiburón y permanecen fijas hasta que se agota la batería.	Las marcas se fijan al animal y se liberan después de un periodo predefinido; los datos recopilados se envían al satélite una vez que la marca llega a la superficie.	Los transmisores se fijan al animal, y los receptores se despliegan en el área de estudio, típicamente en el fondo marino o en boyas.
Frecuencia de transmisión	Frecuente (cada vez que el animal emerge a la superficie).	Transmite datos solo al liberarse o al romper la superficie del agua, lo que conserva la batería.	Variable. Los transmisores emiten señales periódicamente, y los receptores las captan cuando el animal está dentro del rango.

comportamiento animal, pero cada método presenta limitaciones específicas. Por ejemplo, las marcas satelitales pueden ser costosas, tener una resolución de datos relativamente baja dependiendo de la frecuencia de transmisión, y requerir que el animal emerja a la superficie (por ejemplo, marcas SPOT). En contraste, la telemetría acústica está limitada por su rango de detección y la necesidad de infraestructura de receptores in situ, lo que restringe su efectividad en hábitats remotos o de aguas profundas. Varios autores han recomendado el uso de transmisores híbridos o la combinación de múltiples tecnologías de telemetría dentro de un mismo estudio para superar estas limitaciones y proporcionar una comprensión más completa de los movimientos y comportamientos animales (Brien et al. 2010, Calverley y Downs 2015, Baker et al. 2019).

A pesar de su importancia, no se ha realizado una revisión sistemática que evalúe el uso actual de la telemetría en estudios de elasmobranquios en México y América Latina (Kohler et al. 2012). Esta revisión ofrece una visión general de cómo se ha utilizado la telemetría en estudios de elasmobranquios en América Latina, destaca los problemas actuales en torno a su uso y los desafíos para su implementación más amplia (e.g., costos, producción científica y enfoque), y examina en

qué medida ha contribuido a la gestión y conservación de los elasmobranquios.

MATERIALES Y MÉTODOS

Revisión sistemática

Realizamos una revisión bibliográfica siguiendo el método PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*) (González-de-Dios et al. 2011), que implicó seguir un protocolo de revisión estandarizado utilizando códigos de búsqueda específicos como criterios de elegibilidad (e.g., elasmobranquios, trabajos latinoamericanos, idiomas o estado de publicación) (Moraga y Cartes-Velásquez 2015). Buscamos estudios en publicaciones tanto en literatura primaria como gris que involucraran únicamente elasmobranquios, realizados en América Latina, publicados en inglés, español o portugués. Desarrollamos un código de búsqueda electrónica (elasmobranchs OR elasmobranchii AND acoustic telemetry OR acoustic tracking AND spot OR pat AND LATAM) que se aplicó en 34 bases de datos y repositorios (Material Suplementario Tabla S1).

Extracción de datos

La información fue descargada manualmente y sistematizada en una hoja de cálculo, donde a cada artículo se le asignó un código de identificación y se registraron detalles como nombres de los autores, año de publicación, ubicación del estudio, tipo de marca, especies y enfoque. Se excluyeron de la revisión las publicaciones que no especificaban el tipo de marcaje utilizado, la especie o familia del espécimen, aquellas realizadas fuera de América Latina o que estudiaban peces no pertenecientes al grupo de los elasmobranquios. Una vez que todos los documentos fueron incluidos en la hoja de cálculo, los estudios se filtraron con una revisión manual de cada criterio para asegurar la calidad de la información.

Clasificación de la información

Primero clasificamos los estudios según la especie, país, año de publicación y el tipo de telemetría empleada. Además, las publicaciones se clasificaron en función de si eran literatura gris o primaria. También, en los estudios que abordaban más de una especie, el uso de la telemetría se evaluó para cada especie individualmente. También nos aseguramos de no repetir estudios, dado que algunos estudios fueron reportados inicialmente como literatura gris y posteriormente publicados en literatura primaria. Finalmente, los resultados de cada artículo fueron analizados comparando sus objetivos, métodos y resultados. El enfoque y objetivo de cada artículo fueron sintetizados en las siguientes categorías: uso del hábitat, etología, bienestar animal, dinámica poblacional, ecología trófica, efectos de las marcas, interacción con pesquerías y gestión y conservación (Tabla 3).

La categoría de uso del hábitat fue el enfoque más predominante y abarcó una gran variedad de aspectos ecológicos y biológicos, como patrones de distribución y fidelidad al sitio. Kirk (2018) definió el uso del hábitat como “la forma en que un animal utiliza o consume un conjunto de recursos físicos y biológicos”. Con base en esta definición, la mayoría de los estudios de telemetría sobre elasmobranquios podrían clasificarse razonablemente bajo la categoría de uso del hábitat. Sin embargo, para evitar redundancias y reflejar mejor la contribución científica principal de cada estudio, categorizamos cada artículo según su objetivo principal o aplicación directa, incluso si el estudio pudiera ser categorizado en categorías secundarias con base en la información en el título o el texto. Por ejemplo, si un estudio sobre patrones de movimiento tenía como objetivo analizar un comportamiento específico, como la caza, la alimentación o la reproducción, se clasificaba bajo la categoría de etología en lugar de uso del hábitat, ya que la interpretación del comportamiento era el enfoque central. Más específicamente, cuando los datos de movimiento se utilizaban principalmente para investigar el comportamiento alimenticio o la posición trófica, el estudio se clasificaba bajo la categoría de ecología trófica, la cual incluimos para destacar el uso emergente de la telemetría en este subcampo ecológico.

Se aplicó un razonamiento similar a la categoría de gestión y conservación. Aunque la mayoría de los artículos revisados hacían referencia a objetivos de conservación, en la práctica, solo unos pocos demostraban una aplicación directa de sus hallazgos a políticas de conservación o gestión de especies. Por lo tanto, solo se incluyeron en esta categoría los estudios cuyos resultados estaban claramente vinculados a acciones concretas de gestión. Por ejemplo, el estudio de Santana-Morales et al. (2021) fue el único que demostró una aplicación directa de datos de telemetría al desarrollo o implementación de políticas de gestión de especies (Tabla 3).

Las visualizaciones de datos fueron creadas con el paquete de R ‘ggsankey’ (Sjoberg 2021) en el entorno de programación R v. 3.2.4 (R Core Team 2018).

RESULTADOS

Se analizaron un total de 106 publicaciones científicas que emplearon telemetría acústica y satelital para estudiar poblaciones de elasmobranquios. Las publicaciones incluyeron artículos científicos de literatura primaria ($n = 79$), así como tesis de licenciatura, tesis de posgrado e informes técnicos de Áreas Naturales Protegidas provenientes de literatura gris ($n = 27$). De estos, 20 estudios reportaron organismos marcados o rastreados dentro de los límites geográficos de California del Sur ($n = 13$); Florida ($n = 5$); Atlántico nororiental templado, Atlántico noroccidental templado y Atlántico suroccidental ($n = 1$); e Indo-Pacífico ($n = 1$), con algunos movimientos de organismos que se extendieron hacia regiones marinas latinoamericanas (Weng et al. 2007, Domeier y Nasby-Lucas 2008, Medellín-Ortiz 2008, Jorgensen et al. 2012, Tyminski et al. 2015, Stewart 2016, Byrne et al. 2017, Coelho et al. 2017, Vaudo et al. 2017, Benson et al. 2018, Dewar et al. 2018, Byrne et al. 2019, Nasby-Lucas 2019, Rooker 2019, Nasby-Lucas 2020, Anderson et al. 2021, O’Sullivan 2022, Spurgeon 2022, Kanive et al. 2023, Logan et al. 2024).

La telemetría satelital fue el método más reportado en los estudios de literatura primaria, seguida por la telemetría acústica pasiva (Fig. 1, 2; Tabla S2 del material suplementario). Nueve artículos emplearon más de un tipo de telemetría (Bessudo et al. 2011, Afonso 2013, Afonso y Hazin 2014, Acuña-Marrero 2017, Chávez-Calderón 2017, Rosende-Pereiro y Corgos 2018, Ruíz-Sakamoto 2018, Salinas-de-León et al. 2022, Logan et al. 2024). México ($n = 31$) presentó el mayor número de estudios que incluyeron telemetría satelital, seguido por Brasil ($n = 13$).

Algunos artículos combinaron telemetría acústica activa y pasiva ($n = 3$), mientras que otros ($n = 6$) integraron métodos acústicos y satelitales. Una proporción considerable de los reportes ($n = 18$) provino de literatura gris almacenada en bibliotecas universitarias y repositorios (Fig. 2). De estos, solo 5 reportes (4.59% del total analizado), concretamente 1 de Brasil, 1 de Argentina y 3 de México, fueron posteriormente publicados como literatura primaria (Hoyos-Padilla

Tabla 3. Criterios utilizados para definir las categorías con las que se clasificaron los estudios de telemetría en elasmobranquios incluidos en esta revisión.

Categoría	Definición general	Criterio principal de inclusión	Aclaración del enfoque específico
Uso del hábitat	Uso o consumo de recursos físicos y biológicos por parte del animal (Kirk 2018).	Estudios cuyo objetivo principal es describir patrones espaciales como movimientos, migraciones, fidelidad al sitio o uso del hábitat.	Aunque casi todos los estudios de telemetría implican movimiento, solo se incluyeron aquellos donde este fue el enfoque principal (no subordinado a otro propósito).
Etología	Estudio del comportamiento animal en su entorno natural.	Estudios que utilizan datos de telemetría para analizar comportamientos específicos como reproducción, caza, alimentación o interacciones sociales.	Si el objetivo principal era comprender un comportamiento particular (e.g., alimentación), el estudio se categorizó aquí, incluso si usaba datos de movimiento.
Ecología trófica	Estudio de las relaciones tróficas y la posición del organismo en la red alimentaria.	Estudios que investigan el comportamiento alimentario, los hábitos tróficos o el uso del espacio relacionado con la búsqueda de alimento.	Si el comportamiento analizado estaba específicamente relacionado con la alimentación, el estudio se colocó aquí para resaltar este uso emergente de la telemetría.
Bienestar animal	Evaluación del impacto del marcaje o rastreo en la salud, el comportamiento o la fisiología del animal.	Estudios que evalúan los efectos adversos del marcaje, las tasas de supervivencia post-liberación o el estrés relacionado con la manipulación.	Incluyó estudios metodológicos centrados en el bienestar del individuo marcado.
Dinámica poblacional	Procesos que afectan el tamaño, la estructura o la distribución espacial de las poblaciones.	Estudios centrados en la conectividad poblacional, las tasas de supervivencia, el reclutamiento, la estructura poblacional o la dispersión.	Clasificados aquí cuando el objetivo principal era comprender los procesos a nivel poblacional más que el comportamiento o movimiento individual.
Efectos de las marcas	Impacto de los dispositivos de telemetría en el desempeño del animal o funcionamiento del dispositivo.	Estudios que evalúan el rendimiento de las marcas, duración, precisión, tasas de desprendimiento o impactos mecánicos/fisiológicos.	Diferían de los estudios enfocados en el bienestar animal en que el enfoque era más técnico o metodológico.
Interacción con pesquerías	Interacciones entre elasmobranquios y las actividades pesqueras.	Estudios que documentan la captura incidental, movimientos hacia zonas de pesca o riesgos de interacción con artes o esfuerzo pesquero.	Incluyeron estudios orientados a identificar la superposición con actividades pesqueras.
Manejo y conservación	Aplicación directa de los resultados a especies, manejo de hábitats, o a políticas de conservación.	Solo estudios cuyos hallazgos fueron utilizados explícitamente para desarrollar, influir o implementar acciones concretas de manejo o políticas.	Aunque muchos estudios mencionaban la conservación como motivación general, solo se incluyeron aquellos con impacto documentado hacia el manejo (e.g., Santana-Morales).

et al. 2009, Afonso 2013, Nalesso 2014, De Wysiecki 2023, Beauvais 2024).

Del total de estudios, la mayoría se realizaron en México ($n = 60$), principalmente en la región de Baja California y Baja California Sur ($n = 40$) (Tabla S2 del material suplementario; Fig. 3), seguido por Brasil ($n = 16$) y Ecuador (Islas Galápagos) ($n = 13$) (Fig. 3). Las especies estudiadas abarcaron distintos taxones y mostraron gran variabilidad en comportamiento, hábitos alimenticios y distribución. Las especies más estudiadas fueron el Tiburón Blanco (*Carcharodon carcharias*) ($n = 24$), el Tiburón Martillo común (*Sphyrna lewini*) ($n = 23$), el Tiburón Tigre (*Galeocerdo cuvier*) ($n = 14$) y el Tiburón Ballena (*Rhincodon typus*) ($n = 12$; Tabla S2 del material suplementario; Fig. 3).

La categoría de enfoque más frecuente fue el uso de hábitat ($n = 94$; Fig. 3). Se encontró que el Tiburón Blanco fue la única especie utilizada para estudiar los efectos del marcaje (Domeier et al. 2012), además de aspectos relacionados con su manejo y conservación (Santana-Morales et al. 2021). Asimismo, es importante destacar que solo 11 (10.4%) de los 106 documentos revisados se enfocaron en rayas (Mantarraya Oceánica [*Mobula birostris*], Mantarraya Diablo de Aleta Curva [*Mobula tarapacana*], Mantarraya Diablo de Cola Espinosa [*Mobula japonica*], Mantarraya Pigmea de Munk [*Mobula munkiana*], Raya Hociuda [*Dipturus chilensis*] y la raya *Dipturus trachyderma*, mientras que 95 (89.6%) se centraron en tiburones; no se encontraron registros de quimeras (Tabla S2, Material suplementario).

DISCUSIÓN

La presente revisión bibliográfica abordó la aplicación actual de la telemetría acústica y satelital para el estudio de elasmobranquios en América Latina. Los primeros resultados derivados del uso de esta tecnología en la región surgieron en 2006, y su utilización ha ido en aumento desde entonces. México destaca como el país que ha empleado esta tecnología con mayor frecuencia. Sin embargo, la mayoría de los reportes y estudios disponibles en repositorios institucionales corresponden a literatura gris y no están publicados como literatura primaria, lo que limita el alcance y el impacto de dichos trabajos. Además, el principal enfoque de investigación ha sido la ecología de las especies objetivo, principalmente para dilucidar el uso de hábitat. Solo se identificó un estudio con un enfoque distinto.

Actualmente, revisiones globales como las de Renshaw et al. (2023) y Hammerschlag et al. (2011) se han centrado en estudios de marcaje satelital en tiburones. Las revisiones de Kessel et al. (2014) y Matley et al. (2022) presentaron un análisis integral sobre cómo se han considerado y evaluado los rangos de detección acústica en animales acuáticos. No obstante, no se ha encontrado ningún trabajo que evalúe los distintos tipos de telemetría aplicados al estudio de elasmobranquios, no solo tiburones o fauna acuática en general, en México o América Latina.

El perfeccionamiento de las técnicas de marcaje y rastreo resulta complejo debido a los altos costos asociados (Hebblewhite y Haydon 2010, Skupien et al. 2016), la falta de información básica (Thiem et al. 2010) y el número limitado de revisiones exhaustivas centradas específicamente en el uso de telemetría en peces marinos (Cooke et al. 2011). Ante este panorama, diversos autores han sugerido combinar tecnologías de telemetría, transmisores híbridos y otros dispositivos dentro de un mismo estudio, con el fin de superar las limitaciones inherentes a cada tecnología de rastreo (Brien et al. 2010, Calverley y Downs 2015, Baker et al. 2019).

Telemetría satelital

En América Latina, los estudios que emplean telemetría satelital han permitido esclarecer las relaciones entre los movimientos y comportamientos de especies como el Tiburón Ballena (*Rhincodon typus*) y el Tiburón Azul (*Prionace glauca*), sus presas y características oceanográficas limitantes, como la profundidad de la zona de mínimo oxígeno en la columna de agua (Oñate-González 2008, Mayorga-Martínez 2011).

Desde que se rastreó al primer tiburón equipado con transmisor en 1965, al menos 26 especies de tiburones han sido monitoreadas, incluyendo especies demersales, pelágicas, de arrecife y de aguas profundas, así como algunas de las especies de mayor tamaño, como el Tiburón Blanco (*Carcharodon carcharias*), el Tiburón Ballena (*Rhincodon typus*) y el Tiburón Bocón (*Megachasma pelagios*) (Nelson et al. 1997). Estos hallazgos han contribuido significativamente al fortalecimiento de los esfuerzos de manejo y conservación. Esta revisión destaca las múltiples aplicaciones de los estudios de telemetría (Fig. 1).

En Brasil, Queiroz (2020) y otros autores han utilizado datos provenientes de pescadores, registros de captura e imágenes de video en conjunto con datos de telemetría para estudiar el uso de hábitat del Tiburón de Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*). En el Golfo de México, Ajemian et al. (2020) emplearon telemetría para identificar diferencias en los patrones de distribución del Tiburón Tigre (*Galeocerdo cuvier*) relacionadas con la ontogenia y la estacionalidad, así como para evaluar la variabilidad en las tasas de movimiento regional vinculadas al sexo. Estas aplicaciones diversas de la telemetría demuestran su versatilidad para abordar múltiples objetivos de investigación y ofrecer información crítica sobre la ecología y el comportamiento de distintas especies.

Telemetría acústica

Si bien la elucidación del uso de hábitat fue el enfoque principal de la mayoría de los estudios de telemetría, algunos trabajos se centraron en comprender la etología y la ecología trófica de los elasmobranquios, incluyendo especies como el Tiburón Tigre, el Tiburón Blanco y otros tiburones

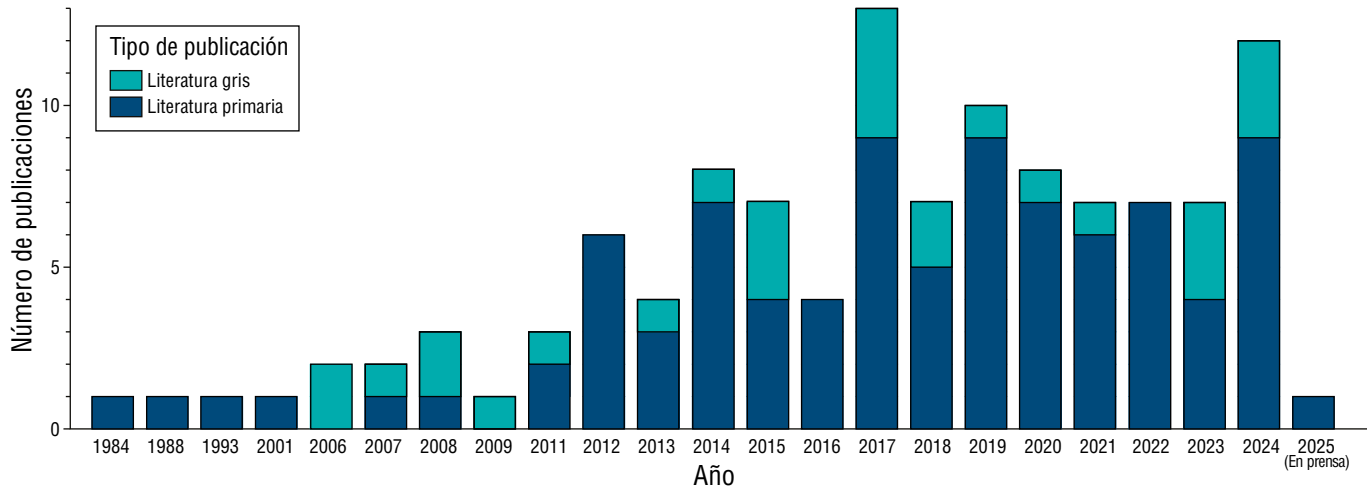


Figura 1. Número de artículos científicos (literatura primaria) y literatura gris publicados usando la telemetría por año en América Latina.

(Papastamatiou et al. 2022, Salinas-de-León et al. 2022, Rangel 2023). Además, y más recientemente, aunque el objetivo principal de estudios como los de Herrera et al. (2024) y Nalesso et al. (2019) fue comprender el uso de hábitat y los patrones de movimiento de los tiburones, dichos trabajos también evidenciaron una clara intención de aplicar los hallazgos de la telemetría a resultados concretos y tangibles en materia de manejo y conservación. Por ejemplo, la investigación sobre ecología trófica realizada por Rangel (2023) en Brasil integró el análisis de isótopos estables con datos de telemetría para informar estrategias de conservación adaptadas a nichos dietarios específicos y requerimientos energéticos de las especies. De manera similar, Salinas-de-León et al. (2019) combinaron telemetría satelital con datos tróficos para identificar zonas críticas de alimentación y cambios ontogenéticos en la dieta del Tiburón Tigre en la Reserva Marina de Galápagos, lo cual contribuyó a la delimitación y ajuste de zonas protegidas que siguen vigentes en la actualidad. En otro ejemplo, Afonso et al. (2014) examinaron la partición espacial mediada por la dieta entre elasmobranchios pelágicos, destacando cómo las diferencias dietarias interespecíficas influyen en los patrones de uso espacial, lo que ha respaldado el manejo pesquero basado en ecosistemas en la región.

Estos ejemplos demuestran cómo los datos de telemetría pueden trascender el conocimiento académico para influir en acciones de manejo prácticas y duraderas en América Latina, cuando se integran con otros enfoques. De hecho, tales esfuerzos pueden servir como modelo para la protección a mayor escala de elasmobranchios y otras especies marinas en peligro. Una mejor comprensión de la ecología del movimiento de los tiburones es esencial para diseñar estrategias de protección eficaces (Heupel 2015). Entre las medidas más efectivas y ampliamente recomendadas se encuentra la reducción de interacciones con pesquerías, lo cual disminuye directamente las presiones antropogénicas sobre estas especies vulnerables.

En México, la mayoría de las aplicaciones de la telemetría acústica activa se han centrado en la evaluación del uso de hábitat, siendo el Tiburón Blanco la especie más estudiada (Hoyos-Padilla 2009, Hoyos-Padilla 2016, Aquino-Baleyto et al. 2021, Santana-Morales 2021). En menor medida, también se han realizado estudios sobre el Tiburón Martillo común, la Mantarraya Oceánica y el Tiburón Nariz Afilada del Pacífico (*Rhizoprionodon longurio*) (Trejo-Ramírez 2017, Rosende-Pereiro 2018, Ruíz-Sakamoto 2018). Además, los primeros registros del uso de telemetría acústica activa en América Latina se remontan a la Isla Guadalupe, México, en 2006 (Hoyos-Padilla 2009). El uso de telemetría en esta localidad ha sido fundamental para mejorar la comprensión de la biología y ecología del Tiburón Blanco en aguas mexicanas, así como para informar planes de conservación y manejo (Hoyos-Padilla 2016).

Baja California, México, un lugar clave en el uso de la telemetría

Debido a su proximidad geográfica con Estados Unidos y al trabajo colaborativo entre instituciones, Baja California destaca como la región de América Latina con el mayor número de publicaciones que utilizan tecnología de rastreo por telemetría. Algunos estudios han reportado que individuos marcados en California, EE.UU., cruzaron la frontera hacia Baja California, México (Domeier et al. 2012, Nasby-Lucas 2019, White et al. 2019, Anderson et al. 2021, Kanive et al. 2023;). Estos estudios respaldan que Baja California sea la región con más estudios de telemetría en esta revisión, y uno de los puntos geográficos destacados para el cual Renshaw et al. (2023) y Hussey et al. (2015) reportaron un mayor número de aplicaciones de telemetría satelital y acústica, respectivamente.

Además, entre los estudios binacionales incluidos en este análisis, todos ($n = 18$), excepto uno, usaron telemetría

para describir los movimientos del Tiburón Mako (*Isurus oxyrinchus*) a lo largo de las costas de California y Baja California (e.g., Medellín Ortiz 2008), y corresponden a literatura primaria. Este hecho resalta el mayor uso de la telemetría como herramienta de investigación en la región y el número de contribuciones de literatura científica primaria en comparación con las de otras regiones de América Latina.

México es el único país en América Latina donde se han realizado estudios que abordan específicamente los efectos del marcaje (Domeier et al. 2012) y otros aspectos relacionados a la gestión y conservación de elasmobranquios (Santana-Morales et al. 2021). Estas 2 líneas de investigación se han enfocado en el Tiburón Blanco en la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe, ubicada dentro de la Zona Económica Exclusiva del Pacífico mexicano. Esta reserva es uno de los pocos sitios conocidos a nivel mundial de agregación crítica para el Tiburón Blanco, que potencialmente funciona como zona de alimentación, apareamiento o crianza (Domeier y Nasby-Lucas 2012, Malpica-Cruz et al. 2013, Hoyos-Padilla 2016). Las condiciones ecológicas de la reserva permitieron el desarrollo de turismo de vida silvestre en forma de una actividad de buceo en jaula, la cual fue reconocida internacionalmente y operó desde principios del año 2000 hasta su suspensión oficial en enero de 2023 por decreto del gobierno mexicano (Meza-Arce et al. 2020, SEMARNAT 2023). Por lo tanto, la combinación de intereses geográficos, ecológicos y económicos probablemente permitió que la región de Baja California se convirtiera en una de las áreas más estudiadas mediante telemetría en América Latina.

Desafíos específicos para la investigación con telemetría en América Latina

Hellström et al. (2022) consideran que la telemetría acústica moderna es una tecnología de bajo costo y que no requiere mantenimiento. Sin embargo, su implementación en América Latina todavía enfrenta desafíos logísticos, ya que los costos a menudo superan los presupuestos promedio locales de investigación, y la financiación se dirige típicamente hacia especies carismáticas (Habib et al. 2014). Además, la importancia de seleccionar la tecnología de telemetría más apropiada, en función de factores como el tipo de hábitat, las especies objetivo y los objetivos de investigación, ha sido identificada como un factor que limita la adopción de estas herramientas por parte de los investigadores (Jacob y Rudran 2012, Skupien et al. 2016). Estas limitaciones, junto con el contexto económico regional, restringen el desarrollo general de la investigación marina y la implementación y el avance específicos de estudios de telemetría enfocados en elasmobranquios y otras especies marinas en América Latina.

Muchos autores, incluyendo Cooke et al. (2008), Obrist et al. (2010) y Dwyer et al. (2023), consideran el seguimiento acústico como una tecnología útil y de bajo costo que reduce el costo total de monitoreo. Sin embargo, la telemetría sigue siendo costosa para la mayoría de los países latinoamericanos

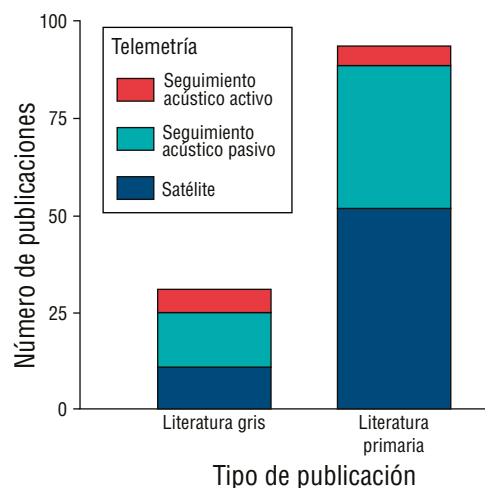


Figura 2. Número de artículos científicos (literatura primaria) y literatura gris que emplearon los diferentes tipos de telemetría en América Latina.

con presupuestos de investigación limitados, donde los costos de adquirir nueva tecnología deben equilibrarse con la necesidad de una recopilación de datos más intensiva, frecuente y detallada (Zenteno-Savín 2007). Además, los transmisores y otros elementos (e.g., antenas y receptores de señal) aumentan el costo de este tipo de investigación.

En el caso de la telemetría satelital, los transmisores GPS se consideran la adquisición de equipo más costosa, y su uso también implica tarifas de transmisión de datos satelitales (Franklin et al. 2009, Skupien et al. 2016). A diferencia de la telemetría acústica, la telemetría satelital no está limitada por la distribución espacial de las estaciones de monitoreo. Skupien et al. (2016) informaron que cada transmisor GPS usado en su estudio costó aproximadamente \$1,225 (USD), mientras que cada transmisor VHF costó \$183-300 (USD). Estas diferencias de precio pueden hacer que la telemetría satelital sea restrictiva en cuanto a costos.

Además, los costos de las expediciones de campo, como combustible, salarios, reparaciones, duración, comida para el personal científico y logística, pueden igualar o incluso superar la cantidad invertida en los dispositivos de telemetría. Por esta razón, los investigadores que usan telemetría satelital a menudo recurren a tamaños de muestra más pequeños, lo que puede comprometer la solidez del diseño experimental y limitar las inferencias a nivel de población (Hebblewhite y Haydon 2010, Recio et al. 2011).

Dejando de lado los aspectos técnicos, desde una perspectiva histórica, los investigadores que no son hablantes nativos de inglés enfrentan mayores dificultades para producir publicaciones científicas (Ferguson y Pérez-Llantada 2011). Por lo tanto, gran parte de la producción científica de América Latina se publica en revistas locales clasificadas como de bajo impacto y en idiomas distintos del inglés (Ramírez-Castañeda 2020). De hecho, el 22.6% de los documentos revisados en

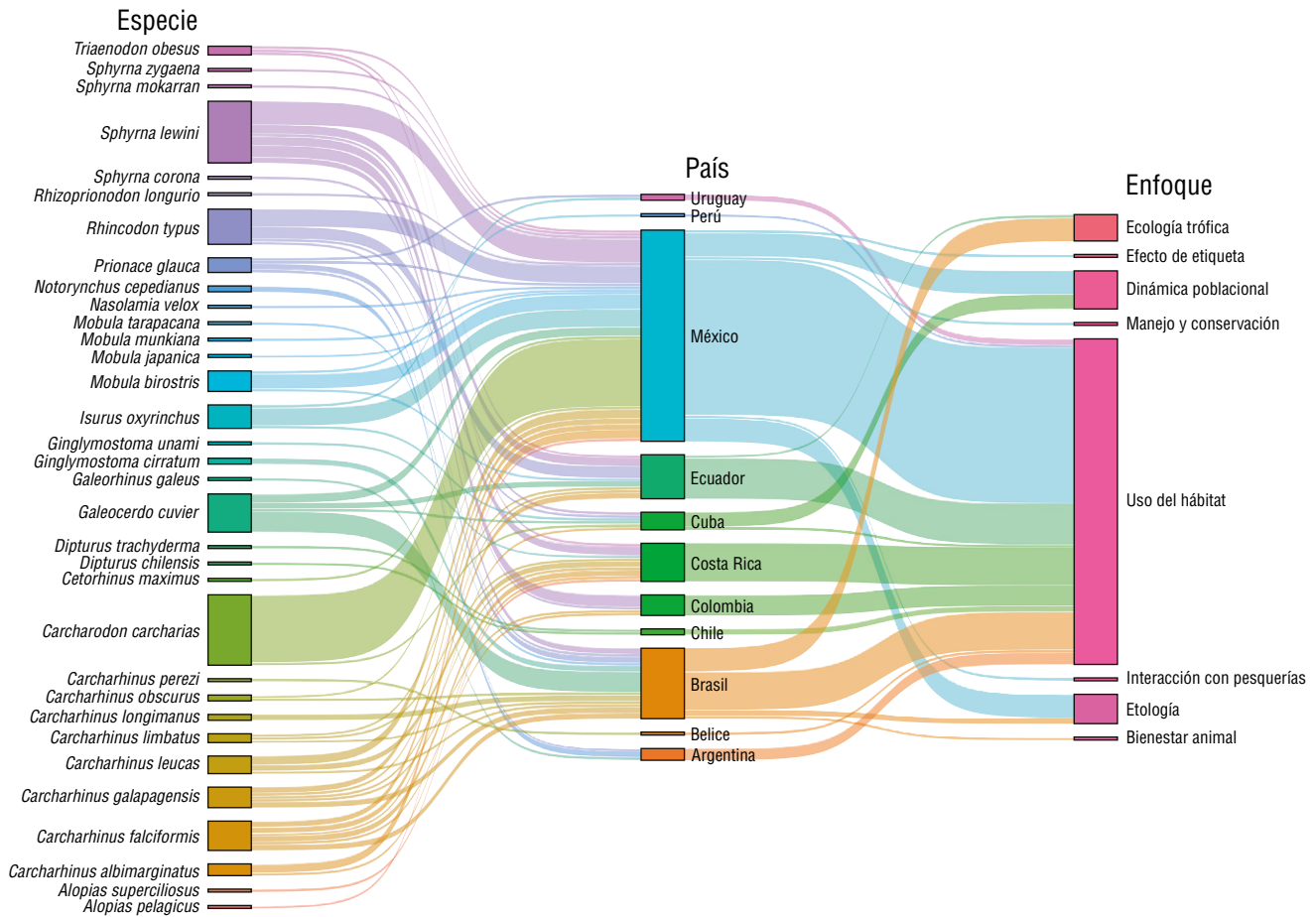


Figura 3. Relación entre especies, enfoque de investigación con el uso de telemetría y países en América Latina.

este estudio fueron tesis o informes en español o portugués, y el 79.1% no formó parte de la literatura científica en inglés, lo que limita su visibilidad y relevancia. Algunas medidas dirigidas a reducir este sesgo incluyen la provisión de servicios de revisión y traducción por parte de revistas internacionales, la posibilidad de publicar tanto en inglés como en el idioma nativo del investigador (Meneghini y Packer 2007), y la promoción de cursos gratuitos de redacción en inglés en las universidades (Ferguson y Pérez-Llantada 2011).

Además de los problemas de idioma, la inversión de los gobiernos latinoamericanos en investigación influye directamente en la producción académica (Man et al. 2004). Como tal, las limitaciones presupuestarias restringen el estudio y el monitoreo, y las altas tarifas de publicación provocan que información valiosa permanezca en la literatura gris o detrás de barreras de pago, limitando así la audiencia. Lawson (2015) sugiere que se deberían ofrecer exenciones de tarifas a autores de países de ingresos bajos o medios para impulsar la publicación de contenido científico de alta calidad en países con muchas especies de interés para la conservación. Nuestros resultados mostraron que, entre 2006 y 2024, solo algunos años incluyeron publicaciones de literatura primaria centradas en la telemetría de elasmobranchios, mientras que

se generó literatura gris en todos los años, lo que refuerza la conclusión de que, en América Latina, mucha información científica (e.g., tesis de posgrado) no llega a la revisión por pares ni a la publicación en revistas científicas (Man et al. 2004, Lawson 2015).

Habib et al. (2014) llevaron a cabo una revisión similar a la nuestra, centrada en la aplicación de la tecnología de telemetría en India, analizando 82 estudios que cubrieron 47 especies de 4 clases taxonómicas. La mayoría de estos estudios tuvieron como objetivo recopilar datos primarios, como el área de distribución, los patrones de migración, el comportamiento de movimiento y las preferencias de hábitat. Estos hallazgos se alinean con nuestra revisión de estudios de telemetría en América Latina. Las revisiones identificaron desafíos similares para ambas regiones que también son destacados por Darras et al. (2016) y Kessel et al. (2014). Los problemas clave incluían la duración de la batería y el reemplazo de marcas, tamaños de muestra pequeños, liberación prematura de marcas, dificultades para obtener permisos de captura y marcaje de animales, datos de localización imprecisos, desafíos en la transmisión de datos y limitaciones en el alcance de los hidrófonos acústicos (Tablas 1 y 2).

Telemetría para el manejo y conservación de elasmobranquios

Evaluar la aplicación de los resultados obtenidos de estudios de telemetría sobre elasmobranquios en América Latina es importante. Por ejemplo, aunque la mayor parte de la literatura publicada que usa telemetría en elasmobranquios afirma tener implicaciones para la conservación, la conexión entre la mayoría de estos estudios y acciones directas de conservación y manejo es, en el mejor de los casos, débil (Campbell et al. 2015, Jeffers y Godley 2016, Mitchell et al. 2023). Sin embargo, muchos científicos afirman que más datos llevarán a un mejor manejo y sugieren evaluar el retorno de inversión de la investigación que utiliza dispositivos de telemetría portados por animales (Maxwell et al. 2015).

De hecho, la telemetría proporciona información valiosa sobre el comportamiento migratorio de los elasmobranquios y puede informar sobre las interacciones con actividades humanas. Por ejemplo, el modelo regional desarrollado por Salazar-Cervantes (2023) usando telemetría satelital tiene como objetivo comprender los factores biológicos y ambientales que determinan la distribución del Tiburón Jaquetón Sedoso (*Carcharhinus falciformis*) y su superposición con las actividades pesqueras en el Pacífico mexicano. El Tiburón Jaquetón Sedoso no está oficialmente protegido en México; por lo tanto, los estudios de manejo enfocados que se basen en estos resultados iniciales podrían mejorar el manejo pesquero, reducir la captura incidental y desarrollar estrategias de conservación para asegurar la supervivencia de sus poblaciones.

Aunque la Norma Oficial Mexicana NOM-059 (DOF 2010) protege especies como el Tiburón Blanco, el Tiburón Peregrino (*Cetorhinus maximus*) y el Tiburón Ballena, y la NOM-029-Pesca (DOF 2007) regula la explotación de tiburones como recurso pesquero, aún existe evidencia de sobreexplotación de elasmobranquios (Mollet et al. 1996, Holts 1998, Castro 1999, Shivji et al. 2005, Smith et al. 2009, Cartamil 2011, Santana-Morales et al. 2020, Sosa-Nishizaki et al. 2020). Además, siguen existiendo brechas significativas de conocimiento respecto al comportamiento, la migración y la ecología general de los elasmobranquios (Sundström et al. 2001, Heupel y Simpfendorfer 2008).

Los elasmobranquios son los vertebrados vivos más antiguos de la Tierra (Edwards et al. 2019) y, en su mayoría, siguen una estrategia K (Conrath y Musick 2012), lo que los hace particularmente vulnerables a las presiones antropogénicas resaltando así la importancia de llenar vacíos de conocimiento mediante la telemetría. Por ejemplo, para especies oceánicas de gran tamaño, como el Tiburón Sedoso que presenta una baja tasa de renovación poblacional (Márquez et al. 2006) y enfrenta amenazas por sobrepesca y cambios ambientales, el conocimiento derivado de la telemetría puede resultar crítico para el diseño e implementación de acciones de manejo adecuadas. Para especies oceánicas, una matriz de receptores acústicos bien diseñada puede ser más apropiada

para dilucidar mejor áreas críticas y patrones migratorios (Lennox et al. 2023). Por lo tanto, las diferencias entre especies costeras y oceánicas, especialmente en lo que respecta al comportamiento espacial y uso del hábitat, pueden influir en la efectividad de la telemetría acústica, particularmente en lo relativo a la ubicación de los receptores y el rango de detección.

Dado el potencial de los datos derivados de la telemetría para informar la gestión de recursos y la conservación, y los altos costos involucrados en la recopilación de estos datos (e.g., costos financieros de equipos y salarios, el potencial de mortalidad y reducción en la producción reproductiva [Cooke et al. 2008, Brownscombe et al. 2022]), es esencial evaluar el beneficio de conservación de la telemetría. Además, se debe incentivar a los investigadores a utilizar tecnología de telemetría con una lógica de conservación subyacente, orientando su investigación hacia la recopilación de información robusta que impulse acciones para maximizar la supervivencia y persistencia de las especies y mejorar la gestión de los recursos pesqueros (Liang et al. 2023).

Dado la gran inversión y las complejas necesidades logísticas que implica aplicar la telemetría al estudio de los elasmobranquios, se recomienda una planificación cuidadosa (e.g., Habib et al. 2014). De hecho, cuando las preguntas de investigación se eligen cuidadosamente y el estudio está bien diseñado, una sola implementación de marcas puede generar conocimientos significativos. Los datos de telemetría también pueden revelar información inesperada que puede orientar los esfuerzos de manejo. Por ejemplo, Bradley et al. (2019) revelaron que la pesca ilegal de tiburones dentro de un santuario fue detectada cuando las marcas satelitales transmitieron desde una embarcación, lo que indicó captura ilegal, transferencia en el mar y transporte hacia las Islas Marshall. Tolotti et al. (2015) utilizaron la telemetría para evaluar la vulnerabilidad del Tiburón Oceánico Punta Blanca (*Carcharhinus longimanus*) a las pesquerías de palangre en Brasil. Así mismo, Aldana-Moreno et al. (2020) realizaron un monitoreo basado en telemetría en el Parque Nacional Revillagigedo, una reserva marina de no extracción y Sitio Patrimonio Mundial de la UNESCO, para apoyar la conservación del Tiburón Martillo común, una especie en peligro de extinción. Estos ejemplos sugieren cómo la telemetría puede proporcionar información útil para fines de manejo y conservación futuros, más allá de abordar únicamente preguntas ecológicas y biológicas.

Además, en muchos casos, las trayectorias de seguimiento se comparten en sitios web de acceso público o a través de otros medios, lo que ayuda a mejorar la diseminación y el impacto al facilitar una comunicación científica efectiva (Cooke et al. 2017). Existen pocos ejemplos de análisis de datos que informen decisiones de manejo, y aún menos que utilicen datos derivados de telemetría (Liang et al. 2023). Por ejemplo, estudios de rastreo por radio en el Reino Unido revelaron que la especie protegida del Murciélago Común Pipistrello (*Pipistrellus pipistrellus*), que no puede estudiarse

fácilmente mediante observación directa únicamente, explota hábitats específicos y, por lo tanto, requiere medidas de conservación adaptadas (Davidson-Watts y Jones 2006). Además, la investigación en biotelemetría sobre salmones anádromos (*Salmo* spp. y *Oncorhynchus* spp.) ha permitido comprender mejor los eventos de mortalidad derivados de interacciones de pesca con devolución (catch-and-release) y los factores fisiológicos que influyen en el fracaso reproductivo, lo que a su vez justifica restricciones sobre poblaciones explotadas (Nielsen et al. 2009, Drenner et al. 2012).

Aunque la tecnología de telemetría se ha utilizado cada vez más a nivel mundial para la gestión y formulación de políticas sobre especies marinas, su aplicación en América Latina sigue siendo limitada, con pocos estudios que logren vincular eficazmente la investigación con acciones concretas de conservación en el caso de los elasmobranquios. Si bien algunas revisiones se han centrado en distintos taxones y discuten el potencial de la telemetría para la gestión de especies marinas (e.g., Cooke et al. 2008 [salmones]; Jeffers y Godley 2016 [tortugas marinas]) y para la formulación de políticas (Barton et al. 2015), estas subestiman la importancia de establecer vínculos claros entre la investigación y las acciones de manejo.

Solo Mascarenhas-Junior (2023) de la Universidad Federal de Pernambuco, Brasil, ha abordado verdaderamente la necesidad de contextualizar la información desde una perspectiva latinoamericana en su revisión de estudios de telemetría sobre movimientos y uso espacial de cocodrilos. Sin embargo, actualmente no existe ningún trabajo que aborde de manera similar a los elasmobranquios. Santana-Morales et al. (2021) fueron los únicos autores que proporcionaron una aplicación de conservación y manejo basada en telemetría acústica activa para un elasmobranquio (i.e., Tiburón Blanco) en América Latina. Si bien siempre existirá la necesidad de investigación ecológica básica y de descubrimiento, la actual crisis de biodiversidad y conservación (Ceballos 2020, Dulvy 2021, WWF 2024, Wang 2025), combinada con el número limitado de estudios de telemetría con aplicaciones directas a la conservación y manejo de elasmobranquios, destaca una brecha crítica en la necesidad de estos datos.

Dada la inversión global en dispositivos de telemetría para especies amenazadas, tenemos una obligación ética y práctica de maximizar las inversiones en investigación que beneficien la conservación. Es necesario desarrollar nuevas herramientas y marcos conceptuales que vinculen eficazmente el creciente catálogo de datos derivados de la telemetría animal con acciones de conservación y manejo, a fin de mejorar el retorno de inversión en conservación de estas técnicas. Enfoques que evalúan explícitamente cómo los datos científicos pueden reducir la incertidumbre en la toma de decisiones, como el análisis del valor de la información, deberían desempeñar un papel cada vez más importante en la orientación de las prioridades de investigación. Por ejemplo, combinar datos de telemetría con otros conjuntos de datos ambientales y basados en amenazas puede ayudar

a identificar áreas de alta preocupación para el manejo y orientar los esfuerzos de reducción de captura incidental para especies en peligro crítico. Este enfoque de análisis y uso de datos también podría aplicarse a otras poblaciones y especies para las cuales se dispone de datos de telemetría y otras fuentes puntuales (Liang 2023).

Traducido al español por los autores.

DECLARACIONES FINALES

Material Suplementario

El material suplementario de este estudio puede descargarse en: <https://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarinas/article/view/3541/420421222>.

Financiamiento

Este estudio fue financiado por la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) que otorgó una beca doctoral a CIV-A (CVU 847758).

Disponibilidad de datos

Los datos de este estudio están disponibles para el autor de correspondencia previa solicitud razonable.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

Contribuciones de los autores

Conceptualización: CIVA, LMC; Curación de datos: CIVA; Análisis formal: CIVA; Investigación: CIVA, LMC; Metodología: CIVA, LMC; Supervisión: LMC, OSM; Validación: LMC, OSM; Visualización: CIVA, LFAS; Redacción–borrador original: CIVA, LMC; Redacción–revisión y edición: CIVA, LMC, OSM, LFAS.

Uso de herramientas de IA

La primera autora de este trabajo utilizó herramientas de inteligencia artificial únicamente para verificar la traducción de términos técnicos durante la redacción de la versión en inglés del manuscrito.

REFERENCIAS

- Acosta-Pinzón S. 2023. Análisis de la distribución hábitat y riesgo de los tiburones martillo en la zona de Malpelo mediante Modelos Ocultos de Markov [dissertation]. [Colombia]: National University of Colombia. 64 p.
- Acuña-Marrero D, Smith ANH, Hammerschlag N, Hearn A, Anderson MJ, Calich H, Pawley MDM, Fischer C, Salinas-de-León P. 2017. Residency and movement patterns of

- an apex predatory shark (*Galeocerdo cuvier*) at the Galapagos Marine Reserve. *PLoS One*. 12(8):e0183669. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183669>
- Afonso AS. 2013. Bioecology and movement patterns of sharks off Recife, Brazil: applications in the mitigation of shark attack hazard [dissertation]. [Portugal]: Universidade do Algarve. 296 p.
- Afonso AS, Hazin FHV. 2014. Post-release survival and behavior and exposure to fisheries in juvenile tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, from the South Atlantic. *J Exp Mar Biol Ecol*. 454:55-62. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.02.008>
- Ajemian MJ, Drymon JM, Hammerschlag N, Wells RD, Street G, Falterman B, MacKinney JA, Driggers III WB, Hoffmayer ER, Fischer C, et al. 2020. Movement patterns and habitat use of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) across ontogeny in the Gulf of Mexico. *PLoS One*. 15(7):e0234868. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234868>
- Aldana-Moreno A, Hoyos-Padilla EM, González-Armas R, Galván-Magaña F, Hearn A, Klimley AP, Winram W, Becerril-García EE, Ketchum JT. 2020. Residency and diel movement patterns of the endangered scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* in the Revillagigedo National Park. *J Fish Biol*. 96(2): 543-548. <https://doi.org/10.1111/jfb.14239>
- Anderson JM, Clevenstine AJ, Stirling BS, Burns ES, Meese EN, White CF, Logan RK, O'Sullivan J, Rex PT, May (III) J. 2021. Non-random co-occurrence of juvenile white sharks (*Carcharodon carcharias*) at seasonal aggregation sites in southern California. *Front Mar Sci*. 8:688505. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.688505>
- Aquino-Baleyto M, Leos-Barajas V, Adam T, Hoyos-Padilla M, Santana-Morales O, Galván-Magaña F, González-Armas R, Lowe CG, Ketchum JT, Villalobos H. 2021. Diving deeper into the underlying white shark behaviors at Guadalupe Island, Mexico. *Ecol Evol*. 11(21):14932. <https://doi.org/10.1002/ece3.8178>
- Baker CJ, Franklin CE, Campbell HA, Irwin TR, Dwyer RG. 2019. Ontogenetic shifts in the nesting behaviour of female crocodiles. *Oecologia*. 189(4):891-904. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04382-4>
- Barriá C, Colmenero AI. 2019. La pesca de tiburones y rayas en el noroeste del Mediterráneo, una situación compleja. *Der Anim: Forum Anim Law Stud*. 10(4):0105-111. <https://doi.org/10.5565/rev/da.468>
- Barton PS, Lentini PE, Alacs E, Bau S, Buckley YM, Burns EL, Driscoll DA, Guja LK, Kujala H, Lahoz-Monfort JJ, et al. 2015. Guidelines for using movement science to inform biodiversity policy. *Environ Manag*. 56:791-801. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0570-5>
- Beauvais S. 2024. Patrones de movimiento y uso del hábitat del tiburón punta plateada (*Carcharhinus albimarginatus*) en el Archipiélago de Revillagigedo [dissertation]. [Mexico]: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. 70 p.
- Becker A, Holland M, Smith JA, Suthers IM. 2015. Fish movement through an estuary mouth is related to tidal flow. *Estuaries Coast*. 39(4):1199-1207. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-0043-3>
- Benson JF, Jorgensen SJ, O'Sullivan JB, Winkler C, White CF, Garcia-Rodriguez E, Sosa-Nishizaki O, Lowe CG. 2018. Juvenile survival, competing risks, and spatial variation in mortality risk of a marine apex predator. *J Appl Ecol*. 55(6):2888-2897. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13158>
- Bessudo S, Soler GA, Klimley PA, Ketchum J, Arauz R, Hearn A, Guzmán A, Calmettes B. 2011. Vertical and horizontal movements of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) around Malpelo and Cocos Islands (Tropical Eastern Pacific) using satellite telemetry. *Bol Investig Mar Cost*. 40(Suppl 1):91-106.
- Bigelow HB, William CS. 1953. Sawfishes, guitarfishes, skates, rays, and chimaeroids. Fishes of the western North Atlantic. *Sears Found Mar Res Mem*. 1(2):xv 588.
- Bonfil R, O'Brien S. 2015. Strongly directional and differential swimming behavior of an adult female white shark, *Carcharodon carcharias* (Chondrichthyes: Lamnidae) from Guadalupe Island, Mexico. *Lat Am J Aquat Res*. 43(1):267-273. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue1-fulltext-24>
- Bradley D, Mayorga J, McCauley DJ, Cabral RB, Douglas P, Gaines SD. 2018. Leveraging satellite technology to create true shark sanctuaries. *Conserv. Lett*. 12(2):e12610. <https://doi.org/10.1111/conl.12610>
- Brien MA, Webb GR, Manolis CH, Lindner G, Ottway D. 2010. A method for attaching tracking devices to crocodylians. *Herp Rev*. 41(3):305.
- Bridges AS, Dorcas ME. 2000. Temporal variation in anuran calling behavior: implications for surveys and monitoring Programs. *Copeia*. 2000(2):587-592. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2000\)000\[0587:TVIACB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2000)000[0587:TVIACB]2.0.CO;2)
- Brownscombe JW, Griffin LP, Brooks JL, Danylchuk AJ, Cooke SJ, Midwood JD. 2022. Applications of telemetry to fish habitat science and management. *Can J Fish Aquat Sci*. 79(8):1347-59. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0101>
- Bruce BD, Harasti D, Lee K, Gallen C, and Bradford R. 2019. Broad-scale movements of juvenile white sharks *Carcharodon carcharias* in eastern Australia from acoustic and satellite telemetry. *Mar Ecol Prog Ser*. 619:1-15. <https://doi.org/10.3354/meps12969>
- Byrne ME, Cortés E, Vaudo JJ, Harvey GCM, Sampson M, Wetherbee BM, Shivji M. 2017. Satellite telemetry reveals higher fishing mortality rates than previously estimated, suggesting overfishing of an apex marine predator. *Proc Biol Sci*. 284(1860):20170658. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0658>
- Byrne ME, Vaudo JJ, Harvey GCM, Johnston MW, Wetherbee BM, Shivji M. 2019. Behavioral response of a mobile marine predator to environmental variables differs across ecoregions. *Ecography*. 42(9):1569-1578. <https://doi.org/10.1111/ecog.04463>
- Calverley PM, Downs CT. 2015. Movement and home range of Nile crocodiles in Ndumo game reserve, South Africa. *Koedoe Afr Prot Area Cons Sci*. 57(1):1-3. <https://doi.org/10.4102/koedoe.v57i1.1234>
- Campbell HA, Beyer HL, Dennis TE, Dwyer RG, Forester JD, Fukuda Y, Lynch C, Hindell MA, Menke N, Morales JM, et al. 2015. Finding our way: on the sharing and reuse of animal telemetry data in Australasia. *Sci Total Environ*. 534:79-84. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.089>
- Cartamil D, Santana-Morales O, Escobedo-Olvera M, Kacev D, Castillo-Geniz L, Graham JB, Rubin RD, Sosa-Nishizaki O. 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fish Res*. 108(2-3):393-403. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.01.020>
- Castro JI, Woodley CM, Brudek RL. 1999. A preliminary evaluation of the status of shark species. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations. *FAO Fisheries Technical Paper*, No. 380. 72 p.
- Catalán I, Tejedor A, Alemany F, Reglero P. 2011. Trophic ecology of Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* larvae. *J Fish Biol*. 78(5):1545-1560. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.02960.x>
- Ceballos G, Ehrlich PR, Raven PH. 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proc Natl Acad Sci USA*. 117(24):13596-13602. <https://doi.org/10.1073/pnas.1922686117>

- Chapple TK, Gleiss AC, Jewell OJD, Wikelski M, Block BA. 2015. Tracking sharks without teeth: a non-invasive rigid tag attachment for large predatory sharks. *Anim Biotelemetry*. 3:14. <https://doi.org/10.1186/s40317-015-0044-9>
- Chávez-Calderón E. 2017. Movimientos y uso del hábitat del tiburón toro (*Carcharhinus leucas*) en el estero Coyote, Guanacaste, Costa Rica [dissertation]. [Costa Rica]: Universidad Nacional de Costa Rica. 83 p.
- Coelho R, Domingo A, Carlson J, Natanson L, Cortes E, Miller P. 2017. Satellite tagging of shortfin mako for habitat use and post-release survival: progress report for SRDCP. *Collect Vol Sci Pap ICCAT*. 74(4):1601-1612.
- Conrath CL, Musick JA. 2012. Reproductive Biology of Elasmobranchs. In: Carrier JC, Musick JA, Heithaus MR (eds.), *Biology of Sharks and Their Relatives*. 2nd ed. Boca Raton (USA): CRC Press. p. 291-312.
- Cooke SJ, Hinch SG, Farrell AP, Patterson DA, Miller-Saunders K, Welch DW, Donaldson MR, Hanson KC, Crossin GT, Mathes MT, et al. 2008. Developing a mechanistic understanding of fish migrations by linking telemetry with physiology, behavior, genomics and experimental biology: an interdisciplinary case study on adult Fraser River sockeye salmon. *Fisheries*. 33(7):321-339. <https://doi.org/10.1577/1548-8446-33.7.321>
- Cooke SJ, Woodley CM, Brad Eppard M, Brown RS, Nielsen JL. 2011. Advancing the surgical implantation of electronic tags in fish: a gap analysis and research agenda based on a review of trends in intracoelomic tagging effects studies. *Rev Fish Biol Fisheries*. 21:127-151. <https://doi.org/10.1007/s11160-010-9193-3>
- Cooke SJ, Gallagher AJ, Sopinka NM, Nguyen VM, Skubel RA, Hammerschlag N, Boon S, Young N, Danylchuk AJ. 2017. Considerations for effective science communication. *Facets*. 2(1):233-248. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0055>
- Croll DA, Marinovic B, Benson S, Chavez F. 2005. From wind to whales: trophic links in a coastal upwelling system. *Mar Ecol Prog Ser*. 289:117-130. <https://doi.org/10.3354/meps289117>
- Crossin GT, Heupel MR, Holbrook CM, Hussey NE, Lowerre-Barbieri SK, Nguyen VM, Raby GD, Cooke SJ, Young N, Iverson SJ, et al. 2017. Acoustic telemetry and fisheries management. *Ecol Appl*. 27(4):1031-1049. <https://doi.org/10.1002/eap.1533>
- Cuevas JM, García M, Di Giacomo E. 2014. Diving behaviour of the critically endangered tope shark *Galeorhinus galeus* in the Natural Reserve of Bahía San Blas, northern Patagonia. *Anim Biotelemetry*. 2:11. <https://doi.org/10.1186/2050-3385-2-11>
- Curtis TH. 2008. Distribution, movements, and habitat use of bull shark (*Carcharhinus leucas*, Müller and Henle 1839) in the Indian River Lagoon system, Florida [dissertation]. [USA]: University of Florida. 135 p.
- Darras K, Putts P, Rembold K, Tschardt T. 2016. Measuring sound detection spaces for acoustic animal sampling and monitoring. *Biol. Conserv*. 201:29-37. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.021>
- Davidson-Watts I, Jones G. 2006. Differences in foraging behaviour between *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774) and *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825). *J Zool*. 268(1):55-62. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00016.x>
- Dewar H, Wilson SG, Hyde JR, Snodgrass OE, Leising A, Lam CH, Dokomos R, Wraith JA, Bograd SJ, Van Sommeran SR. 2018. Basking shark (*Cetorhinus maximus*) movements in the eastern North Pacific determined using satellite telemetry. *Front Mar Sci*. 5:163. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00163>
- De Wysiecki AM, Barnett A, Cortés F, Wiff R, Merlo PJ, Jaureguizar AJ, Awruch CA, Trobbiani GA, Irigoyen AJ. 2023. The essential habitat role of a unique coastal inlet for a widely distributed apex predator. *R Soc Open Sci*. 10(10):230667. <https://doi.org/10.1098/rsos.230667>
- Digby A, Towsey M, Bell BD, Teal PD, Giuggioli L. 2013. A practical comparison of manual and autonomous methods for acoustic monitoring. *Methods Ecol Evol*. 4(7):675-683. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12060>
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2007. Norma Oficial Mexicana, NOM-029-PESC-2006, Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. 44 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2010. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. 78 p.
- Domeier ML, Nasby-Lucas N. 2008. Migration patterns of white sharks *Carcharodon carcharias* tagged at Guadalupe Island, Mexico, and identification of an eastern Pacific shared offshore foraging area. *Mar Ecol Prog Ser*. 370:221-237. <https://doi.org/10.3354/meps07628>
- Domeier ML, Nasby-Lucas N. 2012. Sex-specific Migration Patterns and Sexual Segregation of Adult White Sharks, *Carcharodon carcharias*, in the Northeastern Pacific. In: Domeier ML (ed.), *Global Perspectives on the Biology and Life History of the White Shark*. Boca Raton (USA): CRC Press. p. 133-146.
- Domeier ML, Nasby-Lucas N, Lam CH. 2012. Fine-scale Habitat Use by White Sharks at Guadalupe Island, Mexico. In: Domeier ML (ed.), *Global Perspectives on the Biology and Life History of the White Shark*. Boca Raton (USA): CRC Press. p. 121-132.
- Drenner SM, Clark TD, Whitney CK, Martins EG, Cooke SJ, Hinch SG. 2012. A synthesis of tagging studies examining the behaviour and survival of anadromous salmonids in marine environments. *PLoS One*. 7(3):e31311. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031311>
- Dulvy NK, Pacoureau N, Rigby CL, Pollom RA, Jabado RW, Ebert DA, Finucci B, Pollock CM, Cheok J, Derrick DH, et al. 2021. Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. *Curr Biol*. 31(21):4773-4787.e8. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.062>
- Dwyer RG, Rathbone M, Foote DL, Bennett MB, Butcher PA, Otway NM, Loudon BM, Jaine FRA, Franklin CE, Kilpatrick C. 2023. Marine reserve use by a migratory coastal shark, *Carcharias taurus*. *Biol Conserv*. 283:110099. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110099>
- Edwards JE, Hiltz E, Broell F, Bushnell PG, Campana SE, Christiansen JS, Devine BM, Gallant JJ, Hedges KJ, MacNeil AM, et al. 2019. Advancing research for the management of long-lived species: a case study on the Greenland shark. *Front Mar Sci*. 6:87. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00087>
- Espinoza M, Farrugia TJ, Webber DM, Smith F, Lowe CG. 2011. Testing a new acoustic telemetry technique to quantify long-term, fine-scale movements of aquatic animals. *Fish Res*. 108(2-3):364-371. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.01.011>
- Ferguson G, Pérez-Llantada C, Plo R. 2011. English as an international language of scientific publication: A study of attitudes. *Wor Eng*. 30(1):41-59. <https://doi.org/10.1111/j.1467-971x.2010.01656.x>
- Franklin CE, Read MA, Kraft PG, Liebsch N, Irwin SR, Campbell HA. 2009. Remote monitoring of crocodilians: implantation,

- attachment and release methods for transmitters and dataloggers. *Mar Freshw Res.* 60(4):284-292. <https://doi.org/10.1071/MF08153>
- González-de-Dios J, Buñuel-Álvarez JC, Aparicio-Rodrigo M. 2011. Listas guía de comprobación de revisiones sistemáticas y metaanálisis: declaración PRISMA. *Evid Pediatr.* 7:97.
- Graham WM, Largier JL. 1997. Upwelling shadows as nearshore retention sites: the example of northern Monterey Bay. *Cont Shelf Res.* 17(5):509-532. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(96\)00045-3](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(96)00045-3)
- Habib B, Shrotriya S, Sivakumar K, Sinha PR, Mathur VB. 2014. Three decades of wildlife radio telemetry in India: a review. *Anim Biotelemetry.* 2:1-10. <https://doi.org/10.1186/2050-3385-2-4>
- Hamlett WC. 1999. *Sharks, Skates, and Rays: The Biology of Elasmobranch Fishes.* 1st ed. Baltimore (USA): Johns Hopkins University Press. 528 p.
- Hammerschlag N, Gallagher AJ, Lazarre DM. 2011. A review of shark satellite tagging studies. *J Exp Mar Biol Ecol.* 398(1-2):1-8. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.12.012>
- Hart KM, Guzy JC, Smith BJ. 2021. Drivers of realized satellite tracking duration in marine turtles. *Mov Ecol.* 9:1. <https://doi.org/10.1186/s40462-020-00237-3>
- Hartog JR, Patterson TA, Hartmann K, Jumppanen P, Cooper S, Bradford R. 2009. Developing Integrated Database Systems for the Management of Electronic Tagging Data. In: Nielsen JL, Arrizabalaga H, Fragoso N, Hobday A, Lutcavage M, Sibert J (eds). *Tagging and tracking of marine animals with electronic devices.* Amsterdam (Netherlands): Springer Press. p. 367-80.
- Hearn AR, Green J, Román MH, Acuna-Marrero D, Espinoza E, Klimley AP. 2016. Adult female whale sharks make long-distance movements past Darwin Island (Galapagos, Ecuador) in the Eastern Tropical Pacific. *Mar Biol.* 163(10):214. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2991-y>
- Hebblewhite M, Haydon DT. Distinguishing technology from biology: a critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. 2010. *Phi Trans Roy Soc B: Bio Sci.* 365(1550):2303-12. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0087>
- Heithaus MR, Wirsing AJ, Dill LM, Heithaus LI. 2007. Long-term movements of tiger sharks satellite-tagged in Shark Bay, Western Australia. *Mar Biol.* 151:1455-1461. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0583-y>
- Hellström G, Lennox R, Bertram M, Brodin T. 2022. Acoustic telemetry. *Curr Biol.* 32(16):R863-R865. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.05.032>
- Herrera MA, Cardeñosa D, Papastamatiou YP, Vaudo J, Bermúdez-Rivas C, Shivji M. 2024. High residency of a critically endangered hammerhead shark to a small area: implications for marine protected area management and design. *Mar Ecol Prog Ser.* 743:47-63. <https://doi.org/10.3354/meps14658>
- Heupel MR, Semmens JM, Hobday AJ. 2006. Automated acoustic tracking of aquatic animals: scales, design and deployment of listening station arrays. *Mar Freshwater Res.* 57:1. <https://doi.org/10.1071/MF05091>
- Heupel MR, Simpfendorfer CA. 2008. Movement and distribution of young bull sharks *Carcharhinus leucas* in a variable estuarine environment. *Aquat Biol.* 1(3):277-289. <https://doi.org/10.3354/ab00030>
- Heupel MR, Simpfendorfer CA, Espinoza M, Smoothey AF, Tobin A, Peddemors V. 2015. Conservation challenges of sharks with continental scale migrations. *Front Mar Sci.* 2:1-7. <http://doi.org/10.3389/fmars.2015.00012>
- Hicks GL, Lobel PS. 2024. An examination of the effects of dorsal fin-mounted SPOT on *Carcharodon carcharias*, the Great White Shark. *Fishes.* 9(6):231. <https://doi.org/10.3390/fishes9060231>
- Hockersmith EE, Beeman JW. 2012. A History of Telemetry in Fishery Research. In: Adams NS, Beeman JW, Eiler JH (eds.), *Telemetry Techniques: A User Guide for Fisheries Research.* Bethesda (USA): American Fisheries Society. p. 13-34.
- Hoyos-Padilla EM. 2009. Patrones de movimiento del tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) en Isla Guadalupe, México [dissertation]. [México]: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. 156 p.
- Hoyos-Padilla EM, Klimley AP, Galván-Magaña F, Antoniou A. 2016. Contrasts in the movements and habitat use of juvenile and adult white sharks (*Carcharodon carcharias*) at Guadalupe Island, Mexico. *Anim Biotelemetry.* 4:14. <https://doi.org/10.1186/s40317-016-0106-7>
- Hueter RE, Tyminski JP, Pina-Amargos F, Morris JJ, Abierno AR, Angulo Valdés JA, López-Fernández N. 2018. Movements of three female silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) as tracked by satellite-linked tags off the Caribbean coast of Cuba. *Bull Mar Sci.* 94(0):000-000. <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1162>
- Hussey NE, Kessel ST, Aarestrup K, Cooke SJ, Cowley PD, Fisk AT, Whoriskey FG. 2015. Aquatic animal telemetry: a panoramic window into the underwater world. *Science.* 348(6240):1255642. <https://doi.org/10.1126/science.1255642>
- Jacob AA, Rudran R. 2012. Radiotelemetria em Estudos Populacionais. In: Cullen-Jr L, Rudran R, Valladares-Padua C (eds.), *Métodos de Estu Dos em Biología da Conservação & Manejo da Vida Silvestre.* Curitiba (Brazil): UFPR Press. p. 285-342.
- Jeffers VF, Godley BJ. 2016. Satellite tracking in sea turtles: how do we find our way to the conservation dividends? *Biol Conserv.* 199:172-184. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.032>
- Jewell OJD, Weisel MA, Gennari E, Towner AV, Bester MN, Johnson RL, Singh S. 2011. Effects of smart position only (SPOT) tag deployment on White Sharks *Carcharodon carcharias* in South Africa. *PLoS ONE.* 6(11):e27242. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027242>
- Jorgensen SJ, Chapple TK, Anderson S, Hoyos-Padilla M, Reeb C, Block BA. 2012. Connectivity Among White Shark Coastal Aggregation Areas in the Northeastern Pacific. In: Domeier ML (ed.), *Global Perspectives on the Biology and Life History of the White Shark.* Boca Raton (USA): CRC Press. p. 159-167.
- Kanive PE, Rotella JJ, Chapple TK, Anderson SD, Hoyos-Padilla M, Klimley AP, Galván-Magaña F, Andrezejacsek S, Block BA, Jorgensen SJ. 2023. Connectivity between White Shark populations off Central California, USA, and Guadalupe Island, Mexico. *Front Mar Sci.* 10:1210969. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1210969>
- Kessel ST, Cooke SJ, Heupel MR, Hussey NE, Simpfendorfer CA, Vagle S, Fisk AT. 2014. A review of detection range testing in aquatic passive acoustic telemetry studies. *Rev Fish Biol Fish.* 24(1):199-218. <https://doi.org/10.1007/s11160-013-9328-4>
- Kirk DA, Park AC, Smith AC, Howes BJ, Prouse BK, Kyssa NG, Fairhurst EN, Prior KA. 2018. Our use, misuse, and abandonment of a concept: Whither habitat? *Ecol Evol.* 8(8):4197-4208. <https://doi.org/10.1002/ece3.3812>
- Klimley AP, Nelson DR. 1984. Diel movement patterns of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) in relation to El Bajo Espiritu Santo: a refuging central-position social system. *Behav Ecol Sociobiol.* 15:45-54. <https://doi.org/10.1007/BF00310214>
- Kohler NE, Turner PA. 2001. Shark tagging: a review of conventional methods and studies. *Environ Biol Fish.* 60:191-223. <https://doi.org/10.1023/A:1007679303082>

- Kohler NE, Turner PA, Zamora-Terol S, Acuña-Marrero D. 2012. The use of acoustic telemetry to monitor the behavior of sharks and rays around the Galapagos Islands. *Rev Fish Biol Fisheries*. 22(3):933-955.
- Lahoz-Monfort JJ, Magrath MJ. 2021. A comprehensive overview of technologies for species and habitat monitoring and conservation. *BioScience*. 71(10):1038-1062. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab073>
- Lawson S. 2015. Fee waivers for open access journals. *Publications*. 3(3):155-67. <https://doi.org/10.3390/publications3030155>
- Lennox RJ, Aarestrup K, Alós J, Arlinghaus R, Aspillaga E, Bertram MG, Birnie-Gauvin K, Brodin T, Cooke SJ, Dahlmo LS, et al. 2023. Positioning aquatic animals with acoustic transmitters. *Methods Ecol Evol*. 14(10):2514-2530. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14191>
- Liang D, Bailey H, Hoover AL, Eckert S, Zarate P, Alfaro-Shigueto J, Mangel JC, De Paz-Campos N, Quinones-Davila J, Samiento-Barturen D. 2023. Integrating telemetry and point observations to inform management and conservation of migratory marine species. *Ecosphere*. 14(1):e4375. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4375>
- Llopiz JK, Cowen RK. 2008. Precocious, selective and successful feeding of larval billfishes in the oceanic Straits of Florida. *Mar Ecol Prog Ser*. 358:231-244. <https://doi.org/10.3354/meps07320>
- Llopiz JK, Richardson DE, Shiroza A, Smith SL, Cowen RK. 2010. Distinctions in the diets and distributions of larval tunas and the important role of appendicularians. *Limnol Oceanogr*. 55(3):983-996. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.0983>
- Llopiz JK, Hobday AJ. 2015. A global comparative analysis of the feeding dynamics and environmental conditions of larval tunas, mackerels, and billfishes. *Deep-Sea Res II: Top Stud Oceanogr*. 113:113-124. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.05.014>
- Logan RK, Anderson JM, Burns ES, Samara-Chacon Y, Freedman R, García-Rodríguez E, Jahn E, Lyons K, Meese EN, Merson Z, et al. 2024. Long-term tracking captures the timing of ontogenetic niche shifts in northeast Pacific white sharks. *Ecosphere*. 15(10):e70034. <https://doi.org/10.1002/ecs2.70034>
- Lombard AT, Reyers B, Schonegevel LY, Cooper J, Smith-Adao LB, Nel DC, Froneman PW, Ansonge IJ, Bester MN, Tosh CA, et al. 2007. Conserving pattern and process in the Southern Ocean: designing a marine protected area for the Prince Edward Islands. *Antarct Sci*. 19(1):39-54. <https://doi.org/10.1017/S0954102007000077>
- Madalozzo B, Santos TG, Santos MB, Both C, Cechin S. 2017. Biodiversity assessment: selecting sampling techniques to access anuran diversity in grassland ecosystems. *Wildl Res*. 44:78-91. <https://doi.org/10.1071/WR16086>
- Malpica-Cruz L, Herzka SZ, Sosa-Nishizaki O, Escobedo-Olvera MA. 2013. Tissue-specific stable isotope ratios of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) and white (*Carcharodon carcharias*) sharks as indicators of size-based differences in foraging habitat and trophic level. *Fish Oceanogr*. 22:429-445. <https://doi.org/10.1111/fog.12034>
- Man JP, Weinkauff JG, Tsang M, Sin JH. 2004. Why do some countries publish more than others? An international comparison of research funding, English proficiency and publication output in highly ranked general medical journals. *Euro J Epi*. 2004;19(8):811-7. <https://doi.org/10.1023/B:EJEP.0000036571.00320.b8>
- Márquez-Farías JF, Rodríguez-Valencia JA, Cisneros-Mata MA. 2006. Distribución y migración de tiburones pelágicos en el Golfo de California y sus zonas adyacentes. La Paz (México): Instituto Nacional de la Pesca y Programa Golfo de California de WWF-México. Reporte técnico parcial, No. 1. 45 p.
- Mascarenhas-Junior PB, Sousa-Correia JM, Simões PI. 2023. Tracking crocodylia: a review of telemetry studies on movements and spatial use. *Anim Biotelemetry*. 11(1):21. <https://doi.org/10.1186/s40317-023-00333-2>
- Matley JK, Klinard NV, Barbosa-Martins AP, Aarestrup K, Aspillaga E, Cooke SJ, Cowley PD, Heupel MR, Lowe CG, Lowerre-Barbiere SK, et al. 2022. Global trends in aquatic animal tracking with acoustic telemetry. *Trends Ecol Evol*. 37(1):79-94. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.09.001>
- Maxwell SL, Rhodes JR, Runge MC, Possingham HP, Ng CF, McDonald-Madden E. 2015. How much is new information worth? Evaluating the financial benefit of resolving management uncertainty. *J Appl Ecol*. 52(1):12-20. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12373>
- Mayorga-Martínez M. 2011. Patrones en los movimientos horizontales y verticales del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y su relación a variables oceanográficas [dissertation]. [Mexico]: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 81 p.
- McFarlane GA, Wydoski RS, Prince ED. 1990. Historical review of the development of external tags and marks. *Am Fish Soc Symp*. 7:9-29.
- Medellín-Ortiz A. 2008. Movimientos del tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*) en el Pacífico Noreste [dissertation]. [Mexico]: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 76 p.
- Meneghini R, Packer AL. 2007. Is there science beyond English? Initiatives to increase the quality and visibility of non-English publications might help to break down language barriers in scientific communication. *EMBO Rep*. 8(2):112-116. <https://doi.org/10.1038/sj.embor.7400906>
- Meza-Arce MI, Malpica-Cruz L, Hoyos-Padilla ME, Mojica FJ, Arredondo-García MC, Leyva C, Zertuche-Chanes R, Santana-Morales O. 2020. Unraveling the white shark observation tourism at Guadalupe Island, Mexico: Actors, needs and sustainability. *Mar Policy*. 119:104056. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104056>
- Mitchell JD, Drymon JM, Vardon J, Coulson PG, Simpfendorfer CA, Scyphers SB, Kajiura SM, Hoel K, Williams S, Ryan KL. 2023. Shark depredation: future directions in research and management. *Rev Fish Biol Fish*. 33(2):475-499. <https://doi.org/10.1007/s11160-022-09732-9>
- Mollet HF, Ebert DA, Cailliet GM, Testi AD, Klimley AP, Compagno LJ. 1996. A Review of Length Validation Methods and Protocols to Measure Large White Sharks. In: Klimley AP, Ainley DG (eds.), *Great White Sharks: The Biology of Carcharodon carcharias*. San Diego (USA): Academic Press. p. 91-108.
- Moraga J, Cartes-Velásquez R. 2015. Pautas de Chequeo, Parte II: QUOROM y PRISMA. *Rev Chil Cir*. 67(3):325-330. <https://doi.org/10.4067/S0718-40262015000300015>
- Nalesso E. 2014. Distribución espacio-temporal de los tiburones martillo, *Sphyrna lewini*, alrededor de la Isla del Coco (2005-2013), Pacífico Tropical Oriental [dissertation]. [Mexico]: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 89 p.
- Nalesso E, Hearn A, Sosa-Nishizaki O, Steiner T, Antoniou A, Bessudo S, Soler G, Kimley P, Lara F, Ketchum JT, Arauz R. 2019. Movements of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) at Cocos Island, Costa Rica and between oceanic islands in the Eastern Tropical Pacific. *PLoS One*. 14(3):e0213741. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213741>
- Nasby-Lucas N, Domeier ML. 2012. Use of Photo Identification to Describe a White Shark Aggregation at Guadalupe Island,

- Mexico. In: Domeier ML (ed.), *Global Perspectives on the Biology and Life History of the White Shark*. Boca Raton (USA): CRC Press. p. 381-391.
- Nasby-Lucas N, Dewar H, Sosa-Nishizaki O, Wilson C, Hyde JR, Vetter RD, Wraith J, Block BA, Kinney MJ, Sippel T, et al. 2019. Movements of electronically tagged shortfin mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) in the eastern North Pacific Ocean. *Anim Biotelemetry*. 7:12. <https://doi.org/10.1186/s40317-019-0174-6>
- Nasby-Lucas N, Domeier ML. 2020. Impact of satellite linked radio transmitting (SLRT) tags on the dorsal fin of subadult and adult white sharks (*Carcharodon carcharias*). *Bull Mar Sci*. 96(1):23-30. <https://doi.org/10.5343/bms.2019.0019>
- Nates-López A. 2015. Caracterización individual del uso del hábitat del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) en Bahía de los Ángeles mediante el uso de fotoidentificación y telemetría acústica [dissertation]. [Mexico]: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 68 p.
- Nelson DR, McKibben JN, Strong WR, Lowe CG, Sisneros JA, Schroeder DM, Lavenberg RJ. 1997. An acoustic tracking of a megamouth shark, *Megachasma pelagios*: a crepuscular vertical migrator. *Environ Biol Fishes*. 49:389-399. <https://doi.org/10.1023/A:1007369619576>
- Nielsen JL, Arrizabalaga H, Fragoso N, Hobday A, Lutcavage M, Sibert J. 2009. Preface: Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices. In: Nielsen JL, Arrizabalaga H, Fragoso N, Hobday A, Lutcavage M, Sibert J (eds.), *Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices*. New York (USA): Springer. p. v-xvi.
- Obrist MK, Pavan G, Sueur J, Riede K, Llusia D, Márquez R. 2010. Bioacoustics approaches in biodiversity inventories. *Abc Taxa*. 8:68-99.
- Oñate-González EC. 2008. Descripción de los movimientos del tiburón azul (*Prionace glauca*) usando telemetría satelital [dissertation]. [Mexico]: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 79 p.
- O'Sullivan J, Lowe CG, Sosa-Nishizaki O, Jorgensen SJ, Anderson JM, Farrugia TJ, García-Rodríguez E, Lyons K, McKinzie MK, Oñate-González EC, et al. 2022. A biologging database of juvenile white sharks from the northeast Pacific. *Sci Data*. 9(1):142. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01235-3>
- Papastamatiou YP, Mourier J, TinHan T, Luongo S, Hosoki S, Santana-Morales O, Hoyos-Padilla M. 2022. Social dynamics and individual hunting tactics of white sharks revealed by biologging. *Biol Lett*. 18(3):20210599. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2021.0599>
- Pauthenet E, Roquet F, Madec G, Guinet C, Hindell M, McMahon CR, Nerini D. 2018. Seasonal meandering of the Polar Front upstream of the Kerguelen Plateau. *Geophys Res Lett*. 45(18):9774-9781. <https://doi.org/10.1029/2018GL079614>
- Queiroz JDGRd. 2020. Histórico de recuperação e padrões de movimentação do tubarão de Galápagos *Carcharhinus galapagensis* (SNODGRASS & HELLER, 1905) no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Brasil [dissertation]. [Brazil]: Universidade Federal de Pernambuco. 71 p.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>.
- Ramírez-Castañeda V. 2020. Disadvantages in preparing and publishing scientific papers caused by the dominance of the English language in science: the case of Colombian researchers in biological sciences. *PLoS ONE*. 15(9):e0238372. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238372>
- Rangel BDS. 2023. Ecofisiologia e relações tróficas de elasmobrânquios: biomarcadores como ferramentas para conservação [dissertation]. [Brazil]: Universidade de São Paulo. 255 p.
- Recio MR, Renaud M, Maloney R, Seddon PJ. 2011. Cost comparison between GPS- and VHF-based telemetry: case study of feral cats. *NZJ Ecol*. 35(1):114-117. <https://newzealandecology.org/nzje/2947/pdf>
- Renshaw S, Hammerschlag N, Gallagher AJ, Lubitz N, Sims DW. 2023. Global tracking of shark movements, behaviour and ecology: A review of the renaissance years of satellite tagging studies, 2010–2020. *J Exp Mar Biol Ecol*. 560:151841. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2022.151841>
- Rigby C, Appleyard S, Chin A, Heupel M, Humber F, Jeffers V, Simpfendorfer C, White W, Campbell I. 2019. Rapid assessment toolkit for sharks and rays. Gland (Switzerland): WWF International and CSTFA, James Cook University. Technical report, No. 1. 66 p.
- Rodgers AR. 2001. Recent Telemetry Technology. In: Millspaugh JJ, Marzluff JM (eds.), *Radio Tracking and Animal Populations*. San Diego (USA): Academic Press. p. 79-121.
- Rodríguez-Arana-Favela JP. 2018. Movimientos, conectividad genética y tamaño poblacional del tiburón martillo *Sphyrna lewini*, en sus áreas de crianza al sur del Golfo de California [dissertation]. [Mexico]: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. 76 p.
- Rooker JR, Dance MA, Wells RD, Ajemian MJ, Block BA, Castleton MR, Dewar H, Snodgrass OE, Winton MV, Zuckerman ZC, et al. 2019. Population connectivity of pelagic megafauna in the Cuba-Mexico-United States triangle. *Sci Rep*. 9(1):1663. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38144-8>
- Rosende-Pereiro A, Corgos A. 2018. Pilot acoustic tracking study on young of the year scalloped hammerhead sharks, *Sphyrna lewini*, within a coastal nursery area in Jalisco, Mexico. *Lat Am J Aquat Res*. 46(4):645-659. <https://doi.org/10.3856/vol46-issue4-fulltext-2>
- Ruiz-Sakamoto AT. 2018. Movimientos y nivel de residencia de la manta gigante, *Mobula birostris* en Bahía de Banderas, México [dissertation]. [Mexico]: Autonomous University of Baja California Sur. 59 p.
- Salazar-Cervantes E. 2023. Modelo de distribución regional de alta resolución del traslape espacial entre el hábitat del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) y los barcos de pesca [dissertation]. [Mexico]: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. 96 p.
- Salinas-de-León P, Fierro-Arcos D, Suarez-Moncada J, Proaño A, Guachisaca-Salinas J, Páez-Rosas D. 2019. A matter of taste: Spatial and ontogenetic variations on the trophic ecology of the tiger shark at the Galapagos Marine Reserve. *PLoS One*. 14(9):e0222754. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222754>
- Salinas-de-León P, Fierro-Arcos D, Suarez-Moncada J, Proaño A, Guachisaca-Salinas J, Páez-Rosas D. 2022. A matter of taste: Spatial and ontogenetic variations on the trophic ecology of the tiger shark at the Galapagos Marine Reserve. *PLoS One*. 17(5):e0268666. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0268666>
- Santana-Morales O, Cartamil D, Sosa-Nishizaki O, Zertuche-Chanes R, Hernández-Gutiérrez E, Graham J. 2020. Artisanal elasmobranch fisheries of northwestern Baja California, Mexico = Pesquería artesanal de elasmobranchios en el noroeste de Baja California, México. *Cienc Mar*. 46(1):1-18. <https://doi.org/10.7773/cm.v46i1.3023>
- Santana-Morales O, Hoyos-Padilla EM, Medellín-Ortiz A, Sepulveda C, Beas-Luna R, Aquino-Baleyto M, Castillo-Géniz JL. 2021. How much is too much? A carrying capacity study of white shark cage diving in Guadalupe Island, Mexico. *Mar*

- Policy. 131:104588.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104588>
- Seitz AC, Wilson D, Norcross BL, Nielsen JL. 2003. Pop-up archival transmitting (PAT) tags: a method to investigate the migration and behavior of Pacific halibut *Hippoglossus stenolepis* in the Gulf of Alaska. *Alaska Fish Res Bull.* 10(2):124-136.
- [SEMARNAT] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2023. Acuerdo por el que se da a conocer el Resumen del Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe. Mexico City (Mexico): SEMARNAT. Diario Oficial de la Federación, tomo DCCCLXIV, No. 8. 252 p.
- Shivji MS, Chapman DD, Pikitch EK and Raymond PW. 2005. Genetic profiling reveals illegal international trade in fins of the great white shark, *Carcharodon carcharias*. *Conserv Genet.* 6:1035-1039.
<https://doi.org/10.1007/s10592-005-9036-2>
- Sjoberg D. 2021. Ggsankey: Sankey, alluvial and Sankey bump plots. R package v. 0.0.99999. San Francisco (USA): GitHub. <https://github.com/davidsjoberg/ggsankey>
- Skupien GM, Andrews KM, Norton TM. 2016. Benefits and biases of VHF and GPS telemetry: a case study of American alligator spatial ecology. *Wild Soc Bull.* 40(4):772-80.
<https://doi.org/10.1002/wsb.697>
- Smith WD, Bizzarro JJ, Cailliet GM. 2009. The artisanal elasmobranch fishery on the east coast of Baja California, Mexico: Characteristics and management considerations = La pesca artesanal de elasmobranchios en la costa oriental de Baja California, México: Características y consideraciones de manejo. *Cienc Mar.* 35(2):209-236.
<https://doi.org/10.7773/cm.v35i2.1534>
- Sosa-Nishizaki O, García-Rodríguez E, Morales-Portillo CD, Pérez-Jiménez JC, Rodríguez-Medrano MC, Bizzarro JJ, Castillo-Géniz JL. 2020. Fisheries interactions and the challenges for target and nontargeted take on shark conservation in the Mexican Pacific. *Adv Mar Biol.* 85(1):39-69.
<https://doi.org/10.1016/bs.amb.2020.03.001>
- Spurgeon E, Anderson JM, Liu Y, Barajas VL, Lowe CG. 2022. Quantifying thermal cues that initiate mass emigrations in juvenile white sharks. *Sci Rep.* 12(1):19874.
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-24377-1>
- Stevens JD. 1999. Shark tagging: a brief history of methods. In: Musick JA (ed.), *Fish Movement and Migration*. Bethesda (USA): American Fisheries Society. p. 65-68.
- Stewart JD, Hoyos-Padilla EM, Kumli KR, Rubin RD. 2016. Deep-water feeding and behavioral plasticity in *Manta birostris* revealed by archival tags and submersible observations. *Zool.* 119(5):406-413.
<https://doi.org/10.1016/j.zool.2016.05.010>
- Strickland BA, Gastrich K, Mazzotti FJ, Massie JA, Paz V, Viadero N, Rehage JS, Heithaus MR. 2020. Variation in movement behavior of alligators after a major hurricane. *Ani Biotel.* 8(1):1-10.
<https://doi.org/10.1186/s40317-020-00193-0>
- Sundström LF, Gruber SH, Clermont SM, Correia JPS, de Marniac JRC, Morrissey JF, Lowrance CR, Thomassen L, Oliveira MT. 2001. Review of elasmobranch behavioral studies using ultrasonic telemetry with special reference to the lemon shark, *Negaprion brevirostris*, around Bimini Islands, Bahamas. *Environ Biol Fishes.* 60:225-250.
<https://doi.org/10.1023/A:1007657505099>
- Thiem JD, Taylor MK, McConnachie SH, Biender TR, Cooke SJ. 2010. Trends in the reporting of tagging procedures for fish telemetry studies that have used surgical implantation of transmitters: a call for more complete reporting. *Rev Fish Biol Fish.* 21:117-126.
<https://doi.org/10.1007/s11160-010-9194-2>
- Tolotti MT, Bach P, Hazin F, Travassos P, Dagorn L. 2015. Vulnerability of the oceanic whitetip shark to pelagic longline fisheries. *PLoS One.* 10(10):e0141396.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141396>
- Trefethen PS. 1956. Sonic equipment for tracking individual fish. Washington (USA): US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Special Scientific Report-Fisheries, No. 179. 11 p.
- Trejo-Ramírez A. 2017. Caracterización de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México, como una posible área de crianza del tiburón bironche, *Rhizoprionodon longurio* (Jordan & Gilbert, 1882) [dissertation]. [Mexico]: Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. 147 p.
- Tyminski JP, de la Parra-Venegas R, González-Cano J, Hueter RE. 2015. Vertical movements and patterns in diving behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. *PLoS One.* 10(11):e0142156.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142156>
- Vaudo JJ, Byrne ME, Wetherbee BM, Harvey GM, Shivji MS. 2017. Long-term satellite tracking reveals region-specific movements of a large pelagic predator, the shortfin mako shark, in the western North Atlantic Ocean. *J Appl Ecol.* 54(6):1765-1775.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12852>
- Walton I, Cotton C. 1898. *The Complete Angler, or, The Contemplative Man's Recreation*. London (UK): Cassell & Co. Treatise, vol. 5. 288 p.
- Wang Z, Cui N, Hung C-M, Li S-H, Dong F. 2025. A 150-year avian extinction debt forewarns a global species crisis and highlights conservation opportunities. *Conserv Lett.* 18:e13078.
<https://doi.org/10.1111/conl.13078>
- Welch DW, Eveson JP. 1999. An assessment of light-based geoposition estimates from archival tags. *Can J Fish Aquat Sci.* 57:1317-1327.
<https://doi.org/10.1139/f99-049>
- Weng KC, Castilho PC, Morrissette JM, Landeira-Fernandez AM, Holts DB, Schallert RJ, Goldman KJ, Block BA. 2005. Satellite tagging and cardiac physiology reveal niche expansion in salmon sharks. *Science.* 310:104-106.
<https://doi.org/10.1126/science.1114616>
- Weng KC, O'Sullivan JB, Lowe CG, Winkler CE, Dewar H, Block BA. 2007. Movements, behavior and habitat preferences of juvenile white sharks *Carcharodon carcharias* in the eastern Pacific. *Mar Ecol Prog Ser.* 338:211-224.
<https://doi.org/10.3354/meps338211>
- Werry JM, Lee SY, Lemckert CJ, Otway NM. 2012. Natural or artificial? Habitat-use by the bull shark, *Carcharhinus leucas*. *PLoS One.* 7(11):e49796.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049796>
- White CF, Lyons K, Jorgensen SJ, O'Sullivan J, Winkler C, Weng KC, Lowe CG. 2019. Quantifying habitat selection and variability in habitat suitability for juvenile white sharks. *PLoS One.* 14(5):e0214642.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214642>
- Wingfield DK, Peckham SH, Foley DG, Palacios DM, Lavaniegos BE, Durazo R, Nichols WJ, Croll DA, Bograd SJ. 2011. The making of a productivity hotspot in the coastal ocean. *PLoS One.* 6(11):e27874.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027874>
- [WWF] World Wide Fund for Nature. 2024. *Living Planet Report 2024—A system in peril*. Gland (Switzerland):WWF. Technical report, No. 2024. 87 p.
- Yeiser BG, Heupel MR, Simpfendorfer CA. 2008. Occurrence, home range and movement patterns of juvenile bull (*Carcharhinus leucas*) and lemon (*Negaprion brevirostris*) sharks within a Florida estuary. *Mar Freshw Res.* 59(6):489-501.
<https://doi.org/10.1071/MF07181>
- Young JW, Hunt BPV, Cook TR, Llopiz JK, Hazen EL, Pethybridge HR, Ceccarelli D, Brian PV, Elliott L, Anela-Choy C, et al.

2015. The trophodynamics of marine top predators: Current knowledge, recent advances and challenges. *Deep-Sea Res Part II*. 113:170-187.
<https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.05.015>
- Zanella I, Arauz R. 2006. Pesquería y conservación del tiburón en Costa Rica. Heredia (Costa Rica): Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional. Apéndices y Memorias, No. 11. 21 p.
- Zenteno-Savín T, Belebóni RO, Hermes-Lima M. 2007. The cost of Latin American science: Introduction for the second issue of *CBP-Latin America*. *Comp Biochem Physiol A*. 146(4):463-469.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2006.06.044>

Paralarvas de cefalópodos (Cephalopoda: Mollusca) en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano

Manuela Davila-Arce¹, Arminda Mejía-Rebollo², Alan Giraldo^{1*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 11 de diciembre de 2024

Aceptado 28 de noviembre de 2025

Publicado 19 de diciembre de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3538>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: alan.giraldo@correounivalle.edu.co

¹ Grupo de Investigación en Ecología Animal, Departamento de Biología, Universidad del Valle, 760042 Valle del Cauca, Colombia.

² Laboratorio de Invertebrados Marinos, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, 23096 La Paz, Baja California Sur, México.

RESUMEN. El conocimiento sobre los aspectos ecológicos de las paralarvas de cefalópodos es esencial para comprender la composición y dinámica de sus poblaciones, así como para identificar temporadas y zonas de desove. En el norte del Pacífico colombiano (NPC) los estudios sobre esta primera etapa de vida son escasos. Este estudio tuvo como propósito establecer la composición taxonómica de las paralarvas del ambiente nerítico del NPC, cuantificar su abundancia y describir su variación espacio-temporal. Se analizaron 315 muestras de zooplancton colectadas mediante arrastres superficiales entre enero y noviembre de 2022 en 3 sectores. Se encontraron 102 paralarvas en el 16.5% de las muestras, y se clasificaron en 4 familias: Loliginidae, Octopodidae, Ommastrephidae y Ancistrocheiridae. Se reporta por primera vez la presencia de paralarvas de calamares loliginidos y del Pulpo de los Changos (*Octopus cf. mimus*) en esta región. Los valores más altos de abundancia se registraron en marzo ($>6 \text{ Pl} \cdot 1,000 \text{ m}^{-3}$) y coincidieron con el periodo de surgencia, lo que sugiere una sincronía entre los eventos reproductivos y el aumento en la productividad biológica que favoreció la supervivencia de las paralarvas. La distribución de los grupos más representativos estuvo influenciada por el comportamiento ecológico de cada familia y las características geomorfológicas de cada sector. Octopodidae predominó en el norte y centro del NPC, donde destacan fondos rocosos y la plataforma continental es estrecha, mientras que Loliginidae se encontró hacia el sur, donde la plataforma es más amplia y predominan playas arenosas. La presencia de estadios tempranos de grupos de interés comercial sugiere la importancia del NPC como zona de actividad reproductiva de estos cefalópodos y resalta la necesidad de profundizar en su biología reproductiva y ecología. Estos hallazgos sientan las bases para entender los patrones de variación temporal en la abundancia de paralarvas en ambientes neríticos del Pacífico Oriental Tropical.

Palabras clave: calamares, pulpos, identificación morfológica, paralarvas, Pacífico Oriental Tropical, zooplancton.

INTRODUCCIÓN

Los cefalópodos son especies clave en los ecosistemas marinos y un recurso pesquero esencial a nivel mundial (Boyle y Rodhouse 2005, FAO 2024). Aunque presentan un desarrollo directo y un plano corporal consistente a lo largo de su ciclo de vida, la mayoría de las especies atraviesan una fase planctónica después de la eclosión. Esta fase, denominada paralarva, difiere del adulto principalmente en su ecología, ya que al formar parte del zooplancton ocupa un hábitat diferente al de sus congéneres adultos neríticos, pelágicos o bentónicos. En cambio, algunas especies eclosionan

como juveniles y se desarrollan en el mismo hábitat que los adultos (Vidal y Shea 2023).

El conocimiento sobre los aspectos ecológicos de las paralarvas permite comprender la composición y dinámica de las poblaciones de cefalópodos, así como los factores que afectan su abundancia y distribución, y el establecimiento de las temporadas y zonas de desove. Esto es esencial para determinar el reclutamiento y stock pesquero de especies de interés comercial (Vidal et al. 2010, Zaragoza et al. 2015). Además, las paralarvas pueden servir como indicadores de la riqueza de especies en un área determinada, ya que suelen ser más fáciles y accesibles de muestrear que los adultos,

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3538>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

aunque su abundancia es baja (Pardo-Gandarillas et al. 2016, Aceves-Medina et al. 2017, De Silva-Dávila et al. 2018).

A pesar de su importancia, las paralarvas han sido poco estudiadas en comparación con otros grupos del zooplancton (Boletzky 2003). Sweeney et al. (1992) mencionaron que existe un alto grado de incertidumbre taxonómica, el cual persiste hasta la actualidad debido a la similitud morfológica entre especies y a la falta de descripciones detalladas para la mayoría de ellas (Zaragoza et al. 2015).

En el Pacífico oriental, la mayoría de los trabajos de investigación sobre este grupo taxonómico se han realizado en el Pacífico mexicano, donde las familias más representativas son Ommastrephidae, Pyroteuthidae, Argonautidae, Enopteuthidae y Loliginidae (De Silva-Dávila et al. 2018). También, se ha explorado la relación de las comunidades de paralarvas con las condiciones oceanográficas, así como los efectos de fenómenos de mesoescala y de El Niño-Oscilación del Sur en su abundancia y variación espacio-temporal (Granados-Amores et al. 2010, Aceves-Medina et al. 2017, García-Guillén et al. 2018; Ruvalcaba-Aroche et al. 2018, 2020). Sin embargo, en el sector sur del Pacífico oriental los estudios son escasos. En Perú, Yatsu et al. (1999) describieron por primera vez las paralarvas del Calamar Gigante (*Dosidicus gigas*) mediante fertilización artificial, proporcionando información relevante sobre el tiempo de eclosión, así como sobre el tamaño y las características morfológicas de la etapa temprana de la especie. Recientemente, se identificaron las familias Ommastrephidae y Octopodidae, el género *Argonauta* y la especie *Abraliopsis* sp. como los grupos más abundantes para dicha región (Orosco y Ayón 2022), mientras que, al sur de Chile se documentó que los géneros de mayor incidencia son *Octopus* y *Gonatus* (Vega et al. 2000). En el Pacífico colombiano el conocimiento sobre las paralarvas se restringe al trabajo de Vargas y López (2020), en el cual se identificaron 8 familias, entre las cuales Ommastrephidae fue la dominante. Además, Vargas y López (2020) reportaron que las altas temperaturas de la zona favorecen la eclosión temprana de las paralarvas y resaltaron la importancia de la zona nerítica como lugar de desove.

El norte del Pacífico colombiano (NPC), ubicado en la región noroccidental de Colombia, se encuentra en la zona de baja presión atmosférica del Pacífico Oriental Tropical (POT), donde la migración de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) modula los cambios estacionales en el clima, hidrografía y circulación. Entre enero y abril ocurre la temporada de menor precipitación, en la cual se intensifican los vientos alisios del norte que generan el desplazamiento de la ZCIT a su posición más al sur. Esto ocasiona el fortalecimiento de procesos de surgencia en la Ensenada de Panamá, provocando el ingreso de aguas frías y de mayor salinidad a la capa superficial, lo que resulta en el desarrollo de una termoclina somera (alrededor de 15 m). Por el contrario, durante la temporada lluviosa (mayo-noviembre), se intensifica la influencia de los vientos alisios del sur, provocando el desplazamiento de la ZCIT hacia la posición más al norte. Esto genera un

incremento en la precipitación, y con ello, la reducción de la salinidad superficial y la dominancia de aguas superficiales cálidas (26-28 °C), lo que conlleva a la interrupción del proceso de surgencia y se profundiza la termoclina (alrededor de los 90 m) (Valencia y Giraldo 2009; Jerez-Guerrero et al. 2017; Velandia et al. 2019; Valencia et al. 2019, 2024).

En el litoral del NPC la plataforma continental es estrecha (1-6 km; >80 m de profundidad) y dominada por acantilados, ensenadas y playas cerradas en la línea costera (Díaz et al. 2016). Mientras que, en la zona sur, la plataforma continental es más amplia y somera (16-20 km; <50 m de profundidad), por lo que predominan playas arenosas extensas y planos intermareales con zonas de manglar al interior, así como desembocaduras de grandes ríos (Velandia et al. 2019). Esta heterogeneidad de la zona permite una diversidad de grupos biológicos, incluidas las paralarvas.

Este estudio tuvo como objetivo describir la composición taxonómica de las paralarvas de cefalópodos en el ambiente nerítico del NPC y evaluar los cambios espaciales y temporales en su abundancia. Considerando la variación temporal en las condiciones oceanográficas y el efecto de los procesos que favorecen la productividad local en el área de estudio, como las surgencias, la hipótesis central de este trabajo fue que la mayor abundancia de paralarvas ocurriría durante la temporada seca, cuando la presencia de aguas de surgencia en la Ensenada de Panamá incrementa la productividad y disponibilidad de alimento en el ambiente nerítico. Adicionalmente, se planteó que, teniendo en cuenta las características geomorfológicas del NPC, se registraría una mayor abundancia de grupos taxonómicos con hábitats costeros, particularmente pulpos y calamares loliginidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se establecieron 3 sectores de muestreo en el NPC, el primero entre Cabo Marzo y el Golfo de Cupica (6.2-6.8°N) (18 estaciones), el segundo en el Golfo de Tribugá (5.5-5.9°N) (18 estaciones) y el tercero al sur, abarcando la zona costera del Bajo Baudó (4.7-5.2°N) (17 estaciones) (Fig. 1). La región de estudio presenta un clima cálido durante todo el año (entre 27 y 30 °C) y se caracteriza por ser una de las más lluviosas del mundo, con alta precipitación que oscila entre 5,030 y 7,700 mm·año⁻¹ (Velandia y Díaz 2016).

Obtención de las muestras y datos ambientales

Se realizaron 6 campañas oceanográficas bimensuales entre enero y noviembre de 2022, siguiendo una malla de muestreo de 53 estaciones ubicadas de manera sistemática en los 3 sectores de estudio (Fig. 1). En cada estación se realizaron arrastres superficiales de zooplancton y el registro de variables ambientales a 1 m de profundidad desde una embarcación con motor fuera de borda, tales como la temperatura

superficial del mar (TSM [°C]), salinidad (UPS), oxígeno disuelto (OD [mg·L⁻¹]) y la concentración de clorofila-*a* (µg·L⁻¹), la cual fue calculada de acuerdo con el protocolo de *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* (CalCOFI, por sus siglas en inglés) (CalCOFI 2011). Debido a condiciones climáticas adversas, no se realizó el muestreo en la totalidad de las estaciones establecidas durante septiembre (52 estaciones) y noviembre (51 estaciones).

Las muestras de zooplancton fueron recolectadas con 2 redes cónicas (diámetro: 71 cm; abertura de malla: 200 µm y 500 µm) equipadas con flujómetros (modelo 438 110, Hydro-Bios, Altenholz, Alemania) para cuantificar el volumen de agua filtrada. El tiempo promedio de arrastre fue de 4 min y 25 s. Las muestras se fijaron en la embarcación con formalina neutralizada con borato de sodio al 4%. En

el laboratorio se revisaron la totalidad de las muestras para separar las paralarvas con un microscopio estereoscópico SMZ745T (Nikon, Tokio, Japón), las cuales se preservaron en alcohol al 70%. Se estimó la biomasa del zooplancton (mg·m⁻³) como el peso seco libre de ceniza siguiendo el protocolo de Giraldo et al. (2022) para considerarla como indicador de la productividad biológica.

Identificación taxonómica

Las paralarvas encontradas se clasificaron hasta el nivel taxonómico más preciso posible con las guías de identificación de Sweeney et al. (1992), Vecchione et al. (2001), Diekmann et al. (2002), Haimovici et al. (2002) y Zaragoza et al. (2015), y los criterios utilizados por Granados-Amores

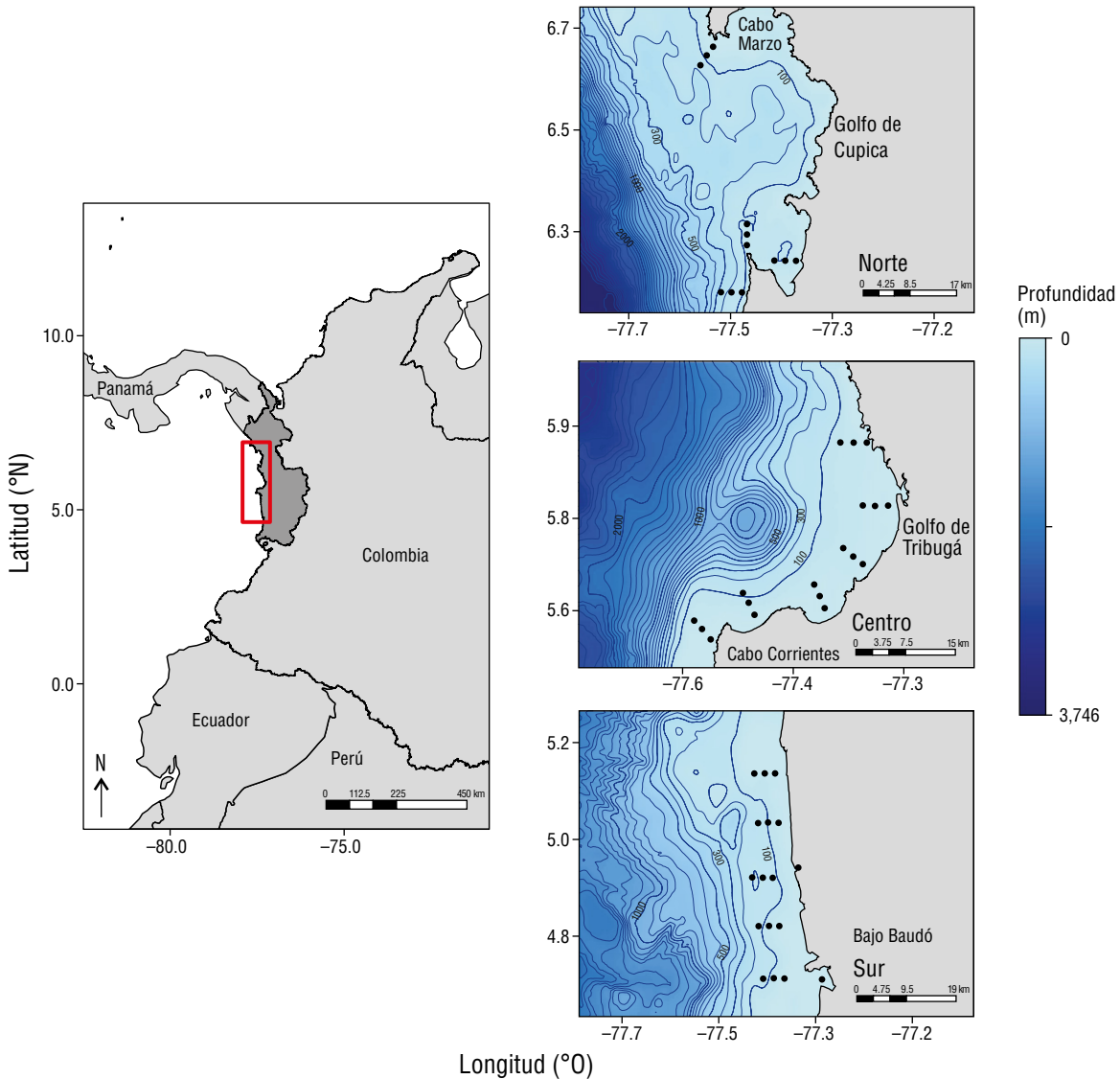


Figura 1. Ubicación geográfica del norte del Pacífico colombiano (NPC) y malla de muestreo utilizada para la obtención de las muestras en cada sector. Cada estación está ubicada a una distancia de 2 km.

(2008) y De Silva-Dávila (2013). A cada uno de los ejemplares se le midió la longitud del manto dorsal (LM, mm) con un microscopio estereoscópico STEMI 2000-C (Carl Zeiss, Oberkochen, Alemania) con reglilla de 0.01 mm de precisión, acoplado a una cámara AxioCam ERc 5s (Carl Zeiss) y al *software* Zen Blue 3.7 (Carl Zeiss). Cabe destacar que todas las características se relacionaron con la talla de cada organismo. Las características de identificación taxonómica revisadas fueron la forma del manto (e.g., globosa, ovalada o acampanada), fórmula de los brazos (Sweeney et al. 1992), tipo de ojos (pedunculados o fijos), número de hileras y de ventosas en los brazos y tentáculos, club tentacular diferenciado o no diferenciado, probóscis presente o ausente, fotóforos presentes o ausentes, forma del broche cartilaginoso de cierre del sifón, patrón de cromatóforos y tamaño del sifón. El patrón de cromatóforos y el tamaño del sifón fueron características determinantes para la identificación y se describen en detalle en la Tabla S1 (Material suplementario).

En particular, para los ejemplares de la familia Octopodidae se realizó una disección en la región anterior de la superficie dorsal del manto, con el fin de dejar expuesta la superficie de la glándula digestiva y describir el arreglo de los cromatóforos, denominado en este estudio como el patrón de cromatóforos de la glándula digestiva (PCGD). La clasificación taxonómica se realizó considerando revisiones sistemáticas recientes y el Sistema Integrado de Información Taxonómica (ITIS 2024). Aquellos individuos que se encontraban en malas condiciones o no contaban con características morfológicas suficientes para su identificación, se clasificaron como “no identificados”.

Análisis de datos

Para el cálculo de la abundancia, se integraron los individuos registrados en ambas bocas de la red bongo (200 μm y 500 μm), de modo que cada estación fue representada por una sola muestra. Posteriormente, las muestras se reagruparon en unidades correspondientes a todas las estaciones muestreadas dentro de un mismo sector y mes. La abundancia de paralarvas en cada unidad se estandarizó a 1,000 m^3 considerando el volumen total de agua filtrada, obteniendo valores comparables entre sectores y periodos de estudio.

Se calculó la abundancia relativa de cada grupo taxonómico identificado y su frecuencia de ocurrencia (*FO*) en las unidades de muestreo agrupadas por sector y mes. La *FO* se calculó como el porcentaje de estaciones con presencia de un grupo taxonómico respecto al total de estaciones muestreadas en cada unidad de muestreo.

Adicionalmente, se construyó una curva de acumulación de especies en función de las muestras revisadas para estimar el esfuerzo de muestreo, considerando como riqueza de especies el número de grupos taxonómicos encontrados y los indicadores ecológicos de riqueza de Jackknife1, Chao2 y Bootstrap en el programa EstimateS v. 9.1.0.

Para evaluar las diferencias significativas de la abundancia de paralarvas entre sectores y meses de muestreo, los datos fueron transformados a logaritmo natural [$\log(x + 1)$], con el fin de reducir la variabilidad y corregir el sesgo de distribución del conjunto de datos. Aunque la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk indicó el incumplimiento del supuesto de normalidad de los datos transformados ($W = 0.84$; $P = 0.007$), la prueba de Levene detectó homogeneidad de varianzas en la abundancia entre meses ($F = 0.6192$; $P = 0.6881$) y sectores ($F = 0.3369$, $P = 0.7193$). Dado que el análisis de varianza (ANDEVA) es robusto ante desviaciones de normalidad (Meier 2022) y considerando la homocedasticidad de los datos, se aplicó un ANDEVA de 2 factores sin interacción. En este modelo, los residuos presentaron una distribución normal ($W = 0.95119$; $P = 0.444$), por lo que se procedió con una prueba post-hoc de Tukey para comparaciones múltiples ($\alpha = 0.05$). Estos análisis se realizaron en el programa RStudio v. 4.5.1.

RESULTADOS

Condiciones ambientales del área de estudio

Durante el periodo de estudio, la TSM se mantuvo cálida en los 3 sectores del NPC sin un patrón de variación espacial definido, con valores medios que oscilaron entre 26.33 ± 0.22 °C en el sector sur (noviembre) y 28.63 ± 0.33 °C en el sector norte (marzo) (Fig. 2a, Tabla S2). La salinidad presentó los valores más altos en los sectores norte y centro, oscilando entre 24.10 ± 0.46 UPS y 31.06 ± 0.28 UPS.

En cambio, el sector sur mostró mayor variabilidad y los valores más bajos que fluctuaron entre 17.27 ± 3.10 UPS (septiembre) y 25.11 ± 6.04 UPS (enero) (Fig. 2b; Tabla S2). El OD varió entre 2.82 ± 0.62 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y 4.78 ± 0.40 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, registrando las concentraciones más bajas en el sector sur durante septiembre y noviembre (Fig. 2c, Tabla S2). Por su parte, la concentración de clorofila-*a* fue mayor en el sector sur, donde osciló entre 1.27 ± 0.75 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (mayo y julio) y 2.90 ± 1.05 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (noviembre), mientras que en los sectores centro y norte se registraron concentraciones más bajas, oscilando entre 0.24 ± 0.08 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y 0.94 ± 0.33 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, con los valores mínimos en julio y los máximos en marzo (Fig. 2d; Tabla S2). Finalmente, la biomasa zooplanctónica osciló entre 2.16 ± 1.22 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ y 42.79 ± 22.82 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, alcanzando los mayores valores en marzo para los 3 sectores (Fig. 2e; Tabla S2).

Composición taxonómica

En total se encontraron 102 paralarvas de cefalópodos en 52 de las 315 muestras de zooplancton revisadas (16.5%), siendo el esfuerzo de muestreo realizado representativo de los grupos taxonómicos encontrados (Fig. S1). Las paralarvas se clasificaron en 2 órdenes, Teuthida y Octopoda, comprendidas en 4 familias (Tabla 1). En la familia Loliginidae se identificaron 3 morfotipos distintos, en Ommastrephidae se identificó un complejo de especies conformado por

Sthenoteuthis oualaniensis y *D. gigas* (Complejo S-D), y en las familias Ancistrocheiridae y Octopodidae se reconocieron *Ancistrocheirus* cf. *lesueurii* y *Octopus* cf. *mimus*, respectivamente. El 13% de las paralarvas correspondió a individuos no identificados. En la Tabla S3 se muestra la descripción detallada de cada grupo taxonómico.

Los individuos de la familia Loliginidae Lesueur, 1821 (Fig. 3) presentaron una membrana ocular o córnea cubriendo

ambos ojos (Fig. 3a-b) y un broche cartilaginoso del sifón recto. Se distinguieron diferencias importantes en la morfología del club tentacular (disposición y número de ventosas), diferenciando claramente 3 morfotipos (I, II y III; Fig. 3c-h). El Morfotipo I ($n = 18$; $LM = 1.2-2.0$ mm) se caracterizó por presentar un club tentacular no diferenciado, del mismo ancho que el pedúnculo, con 2 hileras de ventosas (Fig. 3c-d). El Morfotipo II ($n = 8$; $LM = 1.9-2.9$ mm) se caracterizó por

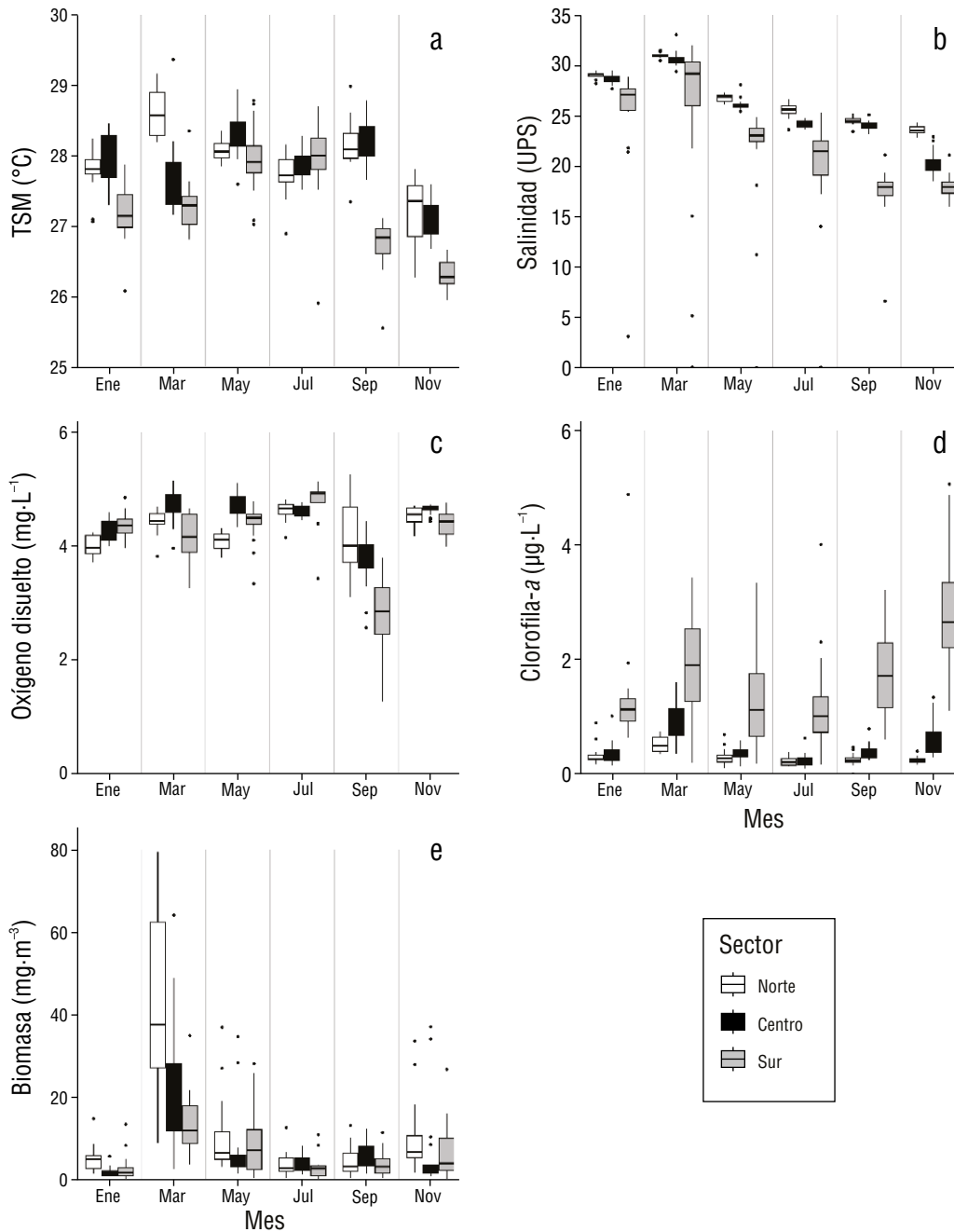


Figura 2. Variación espacio-temporal de las condiciones ambientales en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC) entre enero y noviembre de 2022. Temperatura superficial del mar (TSM) (a), salinidad (b), oxígeno disuelto (c), clorofila-a (d) y biomasa zooplanctónica (e).

Tabla 1. Listado sistemático de los taxones de paralarvas de cefalópodos identificadas en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC) entre enero y noviembre de 2022.

Filo Mollusca Linaeus, 1758
Clase Cephalopoda Cuvier, 1797
Subclase Coleoidea Bather, 1888
Superorden Decabrachia Boettger, 1952
Orden Teuthida Naef, 1916
Suborden Myopsina D'Orbigny, 1841
Familia Loliginidae Lesueur, 1821
Morfotipo I
Morfotipo II
Morfotipo III
Suborden Oegopsina D'Orbigny, 1845
Familia Ancistrocheiridae Pfeffer, 1912
<i>Ancistrocheirus</i> cf. <i>lesueurii</i> D'Orbigny, 1842
Familia Ommastrephidae Steenstrup, 1857
Complejo S-D (<i>Sthenoteuthis oualaniensis</i> - <i>Dosidicus gigas</i>)
Superorden Octobrachia Fioroni, 1981
Orden Octopoda Leach, 1818
Suborden Incirrina Grimpe, 1916
Familia Octopodidae D'Orbigny, 1842
<i>Octopus</i> cf. <i>mimus</i> Gould, 1852

presentar un club tentacular diferenciado más ancho que el pedúnculo; pedúnculo sin ventosas; una región proximal con 2 hileras de ventosas, y una región media y distal con ventosas dispuestas en 3 a 4 hileras (Fig. 3e-f). El Morfotipo III ($n = 4$; $LM = 1.8-2.8$ mm) presentó un club tentacular diferenciado, pedúnculo sin ventosas, y ventosas del club dispuestas en 4 hileras (Fig. 3g-h).

Los individuos de la familia Ancistrocheiridae Pfeffer, 1912 ($n = 6$; $LM = 0.8-1.1$ mm) (Fig. 4) se caracterizaron por presentar el manto acampanado, broche cartilaginoso del sifón recto, presencia de tejido gelatinoso cubriendo la cabeza, ojos y la porción proximal de la corona de brazos (Fig. 4a-b) y ventosas de los tentáculos pedunculadas y dispuestas en 2 hileras (Fig. 4c-d). No se observaron fotóforos en el manto, la cabeza, los brazos, o los tentáculos a las tallas revisadas. Considerando que la familia Ancistrocheiridae es monotípica, los individuos que cumplieron con estas características se identificaron como una forma de la especie *Ancistrocheirus lesueurii* d'Orbigny, 1842 (*Ancistrocheirus* cf. *lesueurii*).

Los individuos de la familia Ommastrephidae Steenstrup, 1857 ($n = 28$; $LM = 0.8-1.93$ mm) (Fig. 5) se caracterizaron por presentar un par de aletas posteriores en forma de paleta (Fig. 5a-b), el broche de cierre del sifón en forma de

"T" invertida y una probóscis o trompa con 8 ventosas en el extremo distal de igual tamaño (Fig. 5c-d), sin fotóforos intestinales u oculares. Los individuos que presentaron estas características se identificaron como el complejo de las especies *S. oualaniensis* y *D. gigas* (Complejo S-D).

Las paralarvas de la familia Octopodidae D'Orbigny, 1842 ($n = 25$; $LM = 0.73-1.45$ mm) (Fig. 6) se caracterizaron por presentar el manto muscular y ovalado, sin aletas (Fig. 6a-b), y brazos subiguales con ventosas dispuestas en una hilera (Fig. 6c-d), característicos del género *Octopus* Cuvier, 1797 (Sweeney et al. 1992, De Silva-Dávila 2013). El número y disposición de las ventosas, así como el PCGD (6 a 8 cromatóforos, Fig. 6e-f), coincide con las observaciones de Castro-Fuentes et al. (2002) para la especie *O. mimus* Gould, 1852 (Tabla 2), por lo cual los individuos se identificaron como una forma de la especie (*Octopus* cf. *mimus*).

Abundancia, distribución y variación temporal

La abundancia de paralarvas en el ambiente nerítico del NPC durante enero y noviembre de 2022 osciló entre 0.6 y 9.2 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$, con una mediana de 0.7 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$. En la mayoría de los muestreos se obtuvieron valores bajos de abundancia (<2.45 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$), aunque se observaron picos puntuales en ciertos meses y sectores (Fig. 7a). Los valores más altos de abundancia se observaron en marzo en los 3 sectores del área de estudio (norte: 8.5 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$; centro: 6.1 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$; sur: 9.2 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$), debido principalmente a la contribución de la familia Loliginidae en el sur (7.9 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$) y centro (3.0 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$), y de Octopodidae en el norte (4.0 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$). En contraste, enero, septiembre y noviembre presentaron abundancias considerablemente más bajas en los 3 sectores (<1.5 Pl \cdot 1,000 m $^{-3}$) (Fig. 7, Tabla 3). El análisis de varianza detectó diferencias significativas en la abundancia entre los meses de muestreo ($F = 10.097$; $P = 0.001$), pero no entre los sectores ($F = 1.549$; $P = 0.259$), siendo marzo la fuente de variación de la abundancia con valores significativamente más altos que los demás (post-hoc de Tukey, $P < 0.05$) (Tabla S4).

La composición de las familias de paralarvas identificadas mostró variaciones entre los meses y sectores de muestreo en el NPC (Fig. 7b; Tabla 3). En enero, Ommastrephidae dominó en el sector norte, mientras que Loliginidae y Octopodidae predominaron en el centro. En marzo se registraron todas las familias, con una mayor representatividad de Octopodidae en el norte y de Loliginidae en los sectores centro y sur. En mayo, Ommastrephidae fue dominante en el norte, mientras que Octopodidae y Ancistrocheiridae se distribuyeron equitativamente en el centro. En julio, Ommastrephidae registró la mayor representatividad tanto en el norte como en el sur, mientras que Octopodidae y Loliginidae dominaron en el centro. En septiembre se registró únicamente a Octopodidae en el norte y en noviembre a Ommastrephidae en el sur.

De forma complementaria, la frecuencia de ocurrencia de las familias mostró variaciones marcadas espacial y

temporalmente (Fig. 8; Tabla 3). Loliginidae presentó las mayores frecuencias en los sectores centro y sur, particularmente en marzo (Fig. 8a), mientras que Octopodidae presentó una alta ocurrencia tanto en el norte como en el centro, especialmente durante marzo y julio (Fig. 8b). Ommastrephidae también registró una marcada ocurrencia en el norte, alcanzando las mayores frecuencias en mayo y julio (Fig. 8c). Por su parte, Ancistrocheiridae fue la familia menos frecuente en todos los sectores y meses de muestreo (Fig. 8d).

DISCUSIÓN

Las condiciones oceanográficas superficiales del ambiente nerítico del NPC mostraron variabilidad espacial y temporal, probablemente asociada tanto a la dinámica de precipitación local como a los procesos oceanográficos propios de la Ensenada de Panamá. De acuerdo con Velásquez-Restrepo y Poveda (2019) y Valencia et al. (2024), se incrementa la frecuencia de días soleados y disminuyen los niveles de precipitación (350 a 400 mm·mes⁻¹) en el NPC durante los meses de enero y abril y, por ende, la de descargas de ríos, lo que provoca un incremento en la temperatura y una baja variabilidad en la salinidad superficial del mar. En cambio, se presenta la precipitación máxima (650 a 750 mm·mes⁻¹) entre junio y noviembre, incrementando el aporte continental y conllevando la disminución de ambas variables. Cabe resaltar la variabilidad espacial observada entre sectores; el sur presentó la mayor variabilidad en la salinidad, junto con las concentraciones más altas de clorofila-*a*. Este comportamiento podría estar asociado con el aporte constante de nutrientes

de origen continental provenientes de la descarga del Río Baudó, el tercer río más caudaloso de la región, con un caudal medio anual estimado de 1,021.5 m³·s⁻¹ (Velásquez-Restrepo y Poveda 2019). Además, este sector recibe la mayor precipitación anual con 6,544 mm·año⁻¹, en comparación con los sectores centro y norte, que reciben 5,086 mm·año⁻¹ (Lobo-Guerrero 1993, Restrepo 2006, Valencia et al. 2024), lo cual intensifica la escorrentía de los ríos durante la temporada lluviosa y explicaría los valores más altos de clorofila-*a* registrados en noviembre para este sector.

Entre las familias identificadas, Ommastrephidae, Ancistrocheiridae y Octopodidae ya habían sido reportadas previamente en el Pacífico colombiano (Vargas y López 2020). Este estudio amplía el conocimiento sobre las paralarvas de cefalópodos en la región al registrar por primera vez grupos típicos de aguas costeras, como *Octopus cf. mimus* (Octopodidae) y la familia Loliginidae (morfotipos I, II y III).

Respecto a la familia Loliginidae se tienen registros en la zona de adultos de las especies *Lolliguncula argus*, *L. diomedea* y *L. panamensis*, consideradas de importancia pesquera y ecológica (Gómez et al. 2003, Jereb y Roper 2010, Díaz et al. 2014). A pesar de ello, no existen registros oficiales pesqueros (De la Hoz et al. 2017). De estas 3 especies, solo se han descrito las paralarvas de *L. diomedea* (1.20-1.39 mm LM), las cuales presentan 2 hileras de ventosas en los tentáculos y en el brazo III y una sola ventosa en los brazos II y IV (Fernández-Álvarez et al. 2017). Esta disposición de las ventosas es compatible con el Morfotipo I descrito en este estudio (brazo III y tentáculo con 2 hileras de ventosas y una sola ventosa en los brazos II y IV), por lo que presuntamente

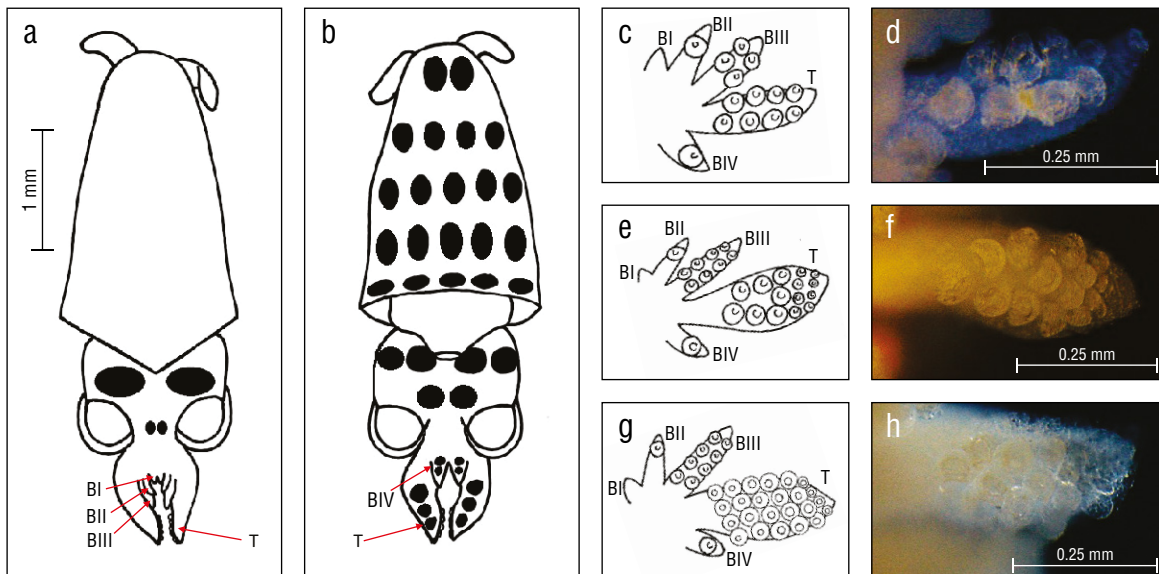


Figura 3. Esquema generalizado de paralarva de la familia Loliginidae encontrada en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC) entre enero y noviembre de 2022 (*LM* = 2.8 mm). Vista dorsal (a); vista ventral (b); corona de brazos en vista oral de los Morfotipos I (c), II (e) y III (g), y detalles del club tentacular de los Morfotipos I (d), II (f) y III (h) (BI: brazo I; BII: brazo II; BIII: brazo III; BIV: brazo IV; T: tentáculo).

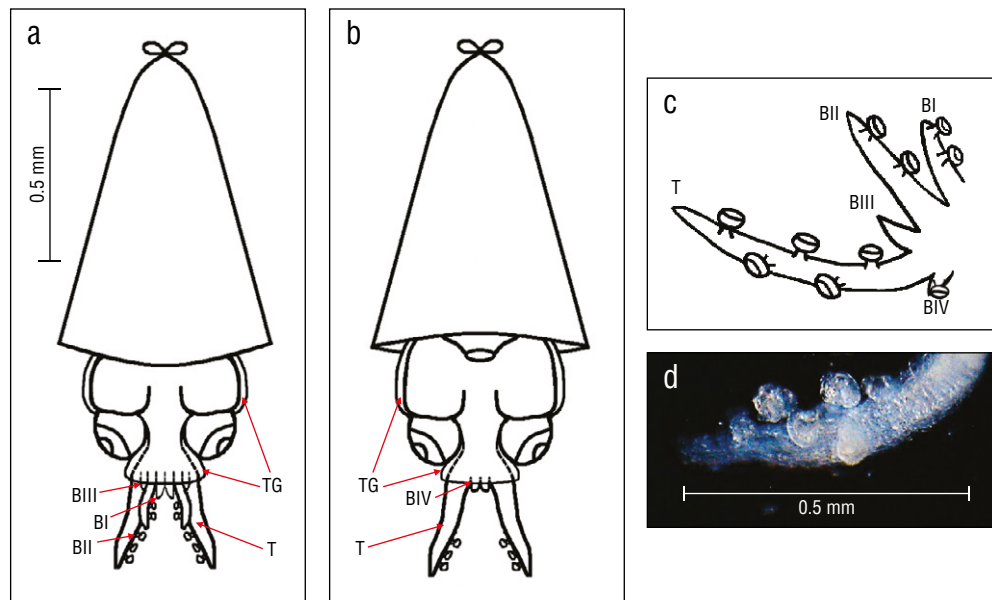


Figura 4. Esquema de paralarva de la familia Ancistrocheiridae: *Ancistrocheirus* cf. *lesueurii* encontrada en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC) entre enero y noviembre de 2022 (LM = 1 mm). Vista dorsal (a), vista ventral (b), corona de brazos en vista oral (c) y detalle del club tentacular (d) (BI: brazo I; BII: brazo II; BIII: brazo III; BIV: brazo IV; T: tentáculo; TG: tejido gelatinoso).

podría tratarse de la misma especie. Cabe aclarar que para confirmar o descartar tal situación son necesarios los análisis moleculares correspondientes, que por fijación de las muestras en formalina no fue posible realizar en el presente estudio. Por otro lado, debido a la ausencia de descripciones morfológicas de las paralarvas de *L. argus* y *L. panamensis*, no fue posible asociarlas con los morfotipos (II o III) descritos. La descripción detallada del club tentacular de los Morfotipos I, II y III descritos en esta familia (Loliginidae) proporciona información morfológica valiosa que facilitará futuras comparaciones y estudios taxonómicos, contribuyendo así al avance del conocimiento de las paralarvas de esta familia en la región.

En la familia Ancistrocheiridae, la presencia de fotóforos en el manto, la cabeza, los brazos y los tentáculos es un carácter diagnóstico a partir de los 5-7 mm LM, así como ganchos en los brazos y tentáculos a partir de los 9 mm LM (Sweeney et al. 1992, Granados-Amores 2008). Dado el tamaño de las paralarvas revisadas pertenecientes a esta familia (<2 mm LM), no fue posible observar dichas características. De Silva-Dávila (2013) describió paralarvas de esta familia a tallas similares a las de este trabajo (2 mm LM), y confirmamos la correspondencia en la corona de brazos pedunculada y cubierta de tejido gelatinoso, así como en la fórmula de los brazos a 1.1 mm LM (Tabla S3), lo que sugiere su identificación como *Ancistrocheirus* cf. *lesueurii*. Actualmente, esta familia se considera monoespecífica; sin embargo, la variación en el arreglo de los fotóforos en paralarvas provenientes de diferentes océanos y la falta de comparaciones

críticas con ejemplares adultos sugieren la posible existencia de más de una especie (Sweeney et al. 1992, Arnold et al. 2025). Para contribuir en este punto, sería valioso disponer de ejemplares de mayor tamaño y de distintas regiones para realizar comparativos morfológicos y genéticos, y así aportar conclusiones taxonómicas más sólidas.

En cuanto a la familia Ommastrephidae, en el Pacífico colombiano *D. gigas* y *S. oualaniensis* coexisten espacialmente y sus paralarvas son morfológicamente similares a tallas (<4 mm LM), ya que presentan las ventosas de la probóscis de igual tamaño; en ambos casos, los fotóforos intestinales u oculares que permiten la diferenciación específica aún no están presentes, por lo que se agrupan como un complejo de especies (Complejo S-D) (Ramos-Castillejos et al. 2010, De Silva-Dávila et al. 2015, Sánchez-Velasco et al. 2016). Las paralarvas revisadas de esta familia midieron entre 0.8 y 1.93 mm LM y presentaron estas características, lo que confirma su identificación como Complejo S-D. Cabe resaltar que el patrón de cromatóforos del manto y cabeza en vista dorsal en las paralarvas del Complejo S-D identificadas en este estudio es similar al reportado por Ramos-Castillejos et al. (2010) para *D. gigas* a 3.2 mm LM (Tabla S3). Sin embargo, Ramos-Castillejos et al. (2010) incluyen en su descripción un análisis morfométrico corroborada molecularmente. En el presente trabajo dichos análisis no estuvieron contemplados, lo que impide realizar una comparación directa entre ambos trabajos. El enfoque molecular y morfométrico podría ser una línea de investigación futura que contribuye de manera

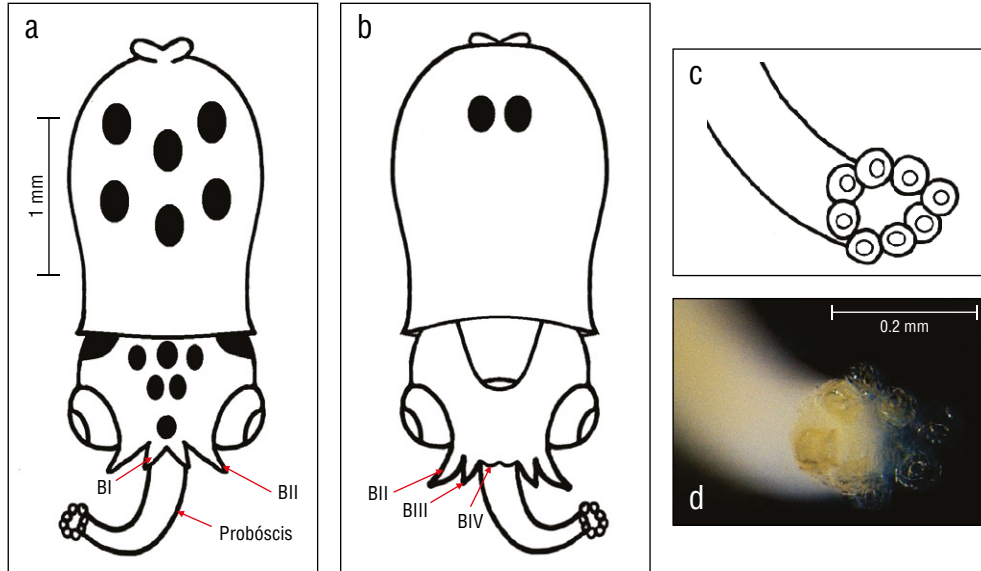


Figura 5. Esquema de paralarva de la familia Ommastrephidae (Complejo SD: *Sthenoteuthis oualaniensis*-*Dosidicus gigas*) encontrada en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC) entre enero y noviembre de 2022 (LM = 1.69 mm). Vista dorsal (a), vista ventral (b) y detalle de la probóscis (c y d).

más específica a la separación del Complejo S-D y respalde las observaciones morfológicas, proporcionado mayor certidumbre en la identificación taxonómica.

El PCGD observado en los ejemplares de la familia Octopodidae en este estudio corresponde al descrito para *O. mimus* (Castro-Fuentes et al. 2002) y *O. hubbsorum* (Montero-Ruíz et al. 2023), lo que sugiere un caso de sinonimia, tal como lo afirma Pliego-Cárdenas et al. (2014) a partir de datos moleculares mitocondriales. Para tomar una postura al respecto con las paralarvas del Pacífico colombiano se requiere más estudios que incluyan identificación morfológica y molecular, así como la descripción de hábitat y distribución tanto de adultos como de paralarvas.

Durante el periodo de estudio, la mayor abundancia de paralarvas coincidió con la temporada seca del NPC, en la cual la surgencia de aguas subsuperficiales provenientes de la Ensenada de Panamá promueve un aumento en la productividad y biomasa del zooplancton en la región (Valencia et al. 2019). En este periodo ya se han reportado altos valores de abundancia para otros organismos del zooplancton en ambientes neríticos del Pacífico colombiano debido al aumento en la disponibilidad de alimento (Valencia y Giraldo 2009; Giraldo et al. 2014; Jerez-Guerrero et al. 2017; Valencia et al. 2019, 2024). Esta tendencia de la variación temporal en la abundancia de paralarvas asociada a episodios de surgencias ya ha sido documentada en varias regiones del Pacífico oriental (Vega et al. 2000, De Silva-Dávila et al. 2015, Aceves-Medina et al. 2017, García-Guillén et al. 2018, Ruvalcaba-Aroche et al. 2018) y del océano Atlántico (González et al. 2005, Moreno et al. 2009, Vidal et al. 2010, Otero et al. 2016), y han sido relacionadas con incremento de

Tabla 2. Patrones de cromatóforos en las paralarvas de *Octopus mimus* (Octopodidae). Promedio y desviación estándar de la longitud del manto de los individuos (LM), patrón de cromatóforos del manto en la superficie dorsal (PCMD), patrón de cromatóforos del manto en la superficie ventral (PCMV), patrón de cromatóforos de la cabeza en la superficie dorsal (PCCD), patrón de cromatóforos de la glándula digestiva (PCGD) y patrón de cromatóforos del sifón (PCS).

	<i>Octopus mimus</i> Castro-Fuentes et al. (2002)	<i>Octopus cf. mimus</i> (Este estudio)
LM	1.53 ± 0.08	1.14 ± 0.21
PCMD	3 a 7	7 a 10
PCMV	24 a 31	20 a 33
PCCD	10 (2 + 4 + 4)	10 (2 + 4 + 4)
PCGD	6 a 8	6 a 8
PCS	6 (4 + 2)	5 (3 + 2) y 6 (4 + 2)

la supervivencia, crecimiento y reclutamiento de las poblaciones de cefalópodos (Araujo y Gasalla 2018).

En este estudio, la familia Loliginidae fue la más abundante y frecuente en los sectores centro y sur del NPC, donde la plataforma continental es más amplia y somera, y presenta un afluente dulceacuícola importante. Los loliginidos se caracterizan por habitar zonas costeras poco profundas y de baja salinidad y por preferir fondos blandos o arenosos para desovar (Rodríguez y Gasalla 2008, Zeidberg et al. 2012,

Fernández-Álvarez et al. 2018). Por lo tanto, su presencia en estos sectores refleja los hábitos ecológicos del grupo. Por otro lado, la ausencia de paralarvas de esta familia en el norte puede estar relacionada con las características geomorfológicas de este sector, el cual presenta una plataforma continental estrecha y relativamente profunda con fondos rocosos. Al respecto, Martínez-Soler et al. (2021) justificaron la ausencia de esta familia en zonas que no ofrecen un hábitat adecuado para la reproducción bentónica característica del grupo.

Aunado a lo anterior, se sabe que los representantes de esta familia realizan desplazamientos con fines alimenticios o reproductivos, los cuales parecen ser parte de la estrategia de vida para garantizar el desarrollo y crecimiento de sus paralarvas. Esto ha sido reportado para varias especies en distintas regiones; por ejemplo, *L. panamensis* se desplaza a zonas de enriquecimiento y mayor disponibilidad de alimento (Arizmendi-Rodríguez et al. 2012), y *L. diomedea* y *L. argus* presentan migraciones reproductivas oportunistas en respuesta a variaciones en las condiciones ambientales (León-Guzmán et al. 2020, Olvera et al. 2023). Esta tendencia podría explicar la mayor abundancia de paralarvas de Loliginidae en el mes de marzo, periodo que corresponde a la temporada seca y a los valores más altos de biomasa del zooplancton en el área de estudio. Esto sugiere una sincronía entre los eventos reproductivos de esta familia y los periodos de alta productividad secundaria asociados con las condiciones de surgencia, los cuales incrementan la disponibilidad de alimento y favorecen la supervivencia de las paralarvas. Por otro lado, aunque las mayores concentraciones de clorofila-*a* se registraron en el sector sur durante la temporada lluviosa, lo que indica una alta productividad primaria, el incremento en la precipitación

y el aporte fluvial característico de esta temporada genera baja salinidad y mayor turbidez del agua (Valencia et al. 2024). Esto podría reducir la productividad secundaria y, por tanto, la disponibilidad de alimento para las paralarvas, lo que explicaría la ausencia de la familia Loliginidae en septiembre y noviembre.

Por su parte, la familia Octopodidae se caracteriza por tener diferentes estilos de vida. La mayoría de las especies son bentónicas y habitan zonas rocosas y poco profundas. Dentro de este grupo, algunas presentan una fase planctónica de natación libre después de la eclosión, como las paralarvas, mientras que otras eclosionan juveniles bentónicos más desarrollados (Jereb et al. 2016). Estas preferencias ecológicas coinciden con las características geomorfológicas de los sectores norte y centro del área de estudio que presentan una plataforma continental estrecha con ecosistemas coralinos y rocosos dominando el paisaje submareal y costero (Díaz et al. 2016). En esta investigación, las paralarvas de esta familia estuvieron presentes en casi todos los meses de muestreo, a excepción de noviembre, lo cual coincide con la biología reproductiva del grupo. Se ha documentado que poblaciones de *O. mimus* y *Octopus hubbsorum* presentan desoves durante todo el año, con picos definidos que varían entre regiones. Por ejemplo, en el Golfo de California, estos picos ocurren en septiembre y diciembre (Pliego-Cárdenas et al. 2011); en el Pacífico central mexicano, en junio (López-Uriarte y Ríos-Jara 2009), y en el sur del Pacífico mexicano, entre marzo-junio y octubre-noviembre (Alejo-Plata et al. 2009, Alejo-Plata y Gómez 2015). Además, se ha documentado que la variación en la biología reproductiva de *O. hubbsorum* depende de las condiciones ambientales propias de cada región,

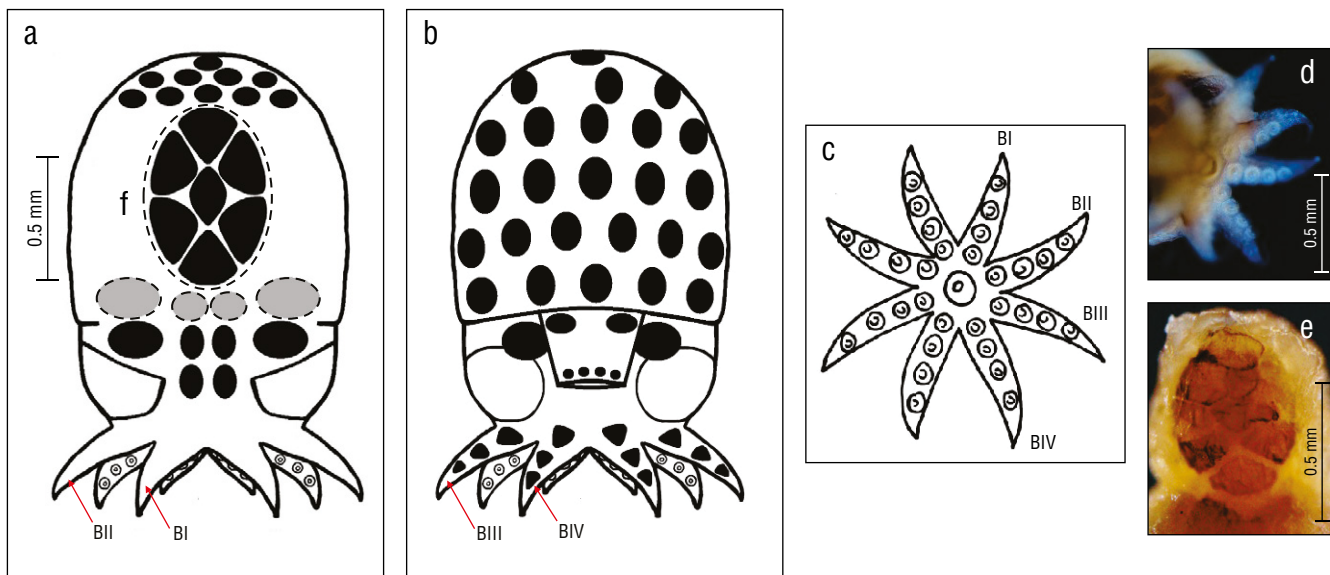


Figura 6. Esquema de paralarva de la familia Octopodidae (*Octopus* cf. *mimus*) encontrada en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC) entre enero y noviembre de 2022 ($LM = 1.3$ mm). Vista dorsal (a), vista ventral (b), corona de brazos en vista oral (c y d) y glándula digestiva con patrón de cromatóforos (e y f).

Tabla 3. Abundancia y frecuencia de ocurrencia (*FO*) de las familias de paralarvas (PI) de cefalópodos identificadas entre enero y noviembre de 2022 en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC) (N: norte; C: centro; S: sur).

Mes	Sector	Abundancia (PI·1,000 m ⁻³) <i>FO</i> (%)			
		Loliginidae	Ommastrephidae	Ancistrocheiridae	Octopodidae
Enero	N	0.0	0.5 5.6	0.0	0.0
	C	0.5 11.1	0.3 5.6	0.0	0.5 11.1
	S	0.0	0.0	0.0	0.0
Marzo	N	0.4 5.6	1.8 5.6	0.4 5.6	4.0 22.2
	C	3.0 27.8	0.0	0.4 5.6	1.1 16.7
	S	7.9 41.2	0.0	1.3 11.8	0.0
Mayo	N	0.0	1.4 16.7	0.0	0.7 11.1
	C	0.0	0.0	0.3 5.6	0.3 5.6
	S	0.0	0.0	0.0	0.0
Julio	N	0.0	3.1 22.2	0.0	1.1 22.2
	C	0.4 5.6	0.0	0.0	0.4 5.6
	S	0.0	1.1 11.8	0.0	0.0
Septiembre	N	0.6 5.6	0.0	0.0	0.0
	C	0.0	0.0	0.0	0.0
	S	0.0	0.0	0.0	0.0
Noviembre	N	0.0	0.0	0.0	0.0
	C	0.0	0.0	0.0	0.0
	S	0.0	0.5 6.7	0.0	0.0

siendo la temperatura el factor más importante (Alejo-Plata y Gómez 2015, Montero-Ruiz et al. 2023). Por lo tanto, la alta ocurrencia de esta familia podría estar relacionada con las aguas cálidas características del NPC y la poca variabilidad de la TSM a lo largo del periodo de estudio (26-28 °C). En este sentido, la mayor abundancia observada en marzo podría estar asociada con el incremento en la disponibilidad de alimento característico de este periodo, lo que favorecería las condiciones óptimas para el desarrollo de las paralarvas.

Las paralarvas de la familia Ommastrephidae (Complejo S-D) son consideradas como las más abundantes en los arrastres de tipo superficial (Staaf et al. 2013). No obstante, en este estudio su abundancia y frecuencia de ocurrencia fueron inferiores a las registradas para Loliginidae y Octopodidae en la mayoría de los sectores y meses de muestreo. Este hallazgo contrasta con lo reportado previamente en el Pacífico colombiano (Vargas y López 2020) y Pacífico mexicano (Granados-Amores et al. 2010, García-Guillén et al. 2018), donde esta familia ha sido el grupo más representativo. Esta diferencia podría atribuirse a la presencia de taxones con mayor afinidad al ambiente costero, como los calamares loliginidos y los pulpos, que se destacaron principalmente en los sectores sur y norte, respectivamente. Ommastrephidae podría presentar una menor probabilidad de capturarse en aguas cercanas a la costa debido

a su comportamiento pelágico. La presencia recurrente de paralarvas del Complejo S-D en la mayoría de los meses de muestreo coincide con lo reportado para los adultos de *D. gigas* en el Pacífico colombiano, que presentan actividad reproductiva continua durante todo el año (Córdoba-Rojas et al. 2024). Además, el incremento en la abundancia de paralarvas observado en marzo podría relacionarse con el periodo de mayor madurez gonadal registrado en los primeros meses del año por los mismos autores. Aunque en este estudio no se evaluó el efecto directo de las variables ambientales ni se analizaron estructuras de mesoescala en función de su abundancia o distribución, en estudios previos se ha evidenciado que las paralarvas del Complejo S-D están asociadas con la presencia de giros anticiclónicos y zonas de convergencia (Sánchez-Velasco et al. 2016, Ruvalcaba-Aroche et al. 2020). Estas estructuras parecen influir en la distribución y agregación de las paralarvas, ya que proporcionan un hábitat favorable para su retención, supervivencia y desarrollo inicial (Ruvalcaba-Aroche et al. 2020). Teniendo en cuenta que *D. gigas* es la principal especie de calamar capturada a nivel global (FAO 2024) y que en el Pacífico colombiano ha cobrado relevancia como un recurso pesquero potencial para la pesca artesanal (Díaz et al. 2014, Villanueva y Flores-Nava 2019, Córdoba et al. 2024), resulta fundamental continuar con estudios que permitan monitorear la variación

espacial y temporal de las paralarvas en el área de estudio, con el fin de profundizar en el conocimiento de la ecología y biología reproductiva de los adultos. Considerando su mayor abundancia en arrastres superficiales, este método de muestreo podría representar una herramienta de bajo costo y alta eficiencia para el seguimiento de sus estadios tempranos en el Pacífico colombiano, como lo sugieren García-Guillén et al. (2018) en su estudio del Pacífico mexicano.

La baja representatividad y frecuencia de la familia Ancistrocheiridae (*Ancistrocheirus* cf. *lesuerii*) podrían estar relacionadas con su hábitat oceánico, lo que reduce la probabilidad de encontrarla en ambientes neríticos. Esto coincide con lo reportado en el Pacífico colombiano (Vargas y López 2020) y Pacífico mexicano (De Silva-Dávila et al. 2015), donde Ancistrocheiridae representó menos del 1% del total de los taxones. Al ser un grupo poco abundante a nivel mundial, su biología y ecología son poco conocidas, resaltando la importancia de sus paralarvas como una manera de incrementar el conocimiento de su biología reproductiva en las regiones de estudio.

La mayoría de paralarvas en este estudio tuvieron tallas menores que 2 mm LM, lo cual indica desoves recientes (Sweeney et al. 1992). Estos tamaños coinciden con lo encontrado por Vargas y López (2020) en el Pacífico colombiano, quienes mencionan que los desoves y la eclosión son más frecuentes en la zona nerítica. Estos tamaños también podrían deberse al tipo de arrastre utilizado para la colecta de zooplancton, ya que a medida que las paralarvas crecen pueden ocupar los hábitats de los adultos. Por lo tanto, una alternativa para futuras investigaciones podría ser complementar los arrastres superficiales con arrastres oblicuos, ya

que estos últimos suelen ser más efectivos al ofrecer una visión más completa de la comunidad de paralarvas, pues logran capturar individuos más desarrollados, además de una mayor diversidad y riqueza de especies (De Silva-Dávila et al. 2015, García-Guillén et al. 2018). Por otro lado, es importante mencionar que las tallas pequeñas de los individuos encontrados dificultaron la identificación de las paralarvas, ya que estructuras taxonómicas clave no se desarrollan hasta tallas más avanzadas en muchos taxones (Camarillo-Coop 2006, Zaragoza et al. 2015). Además, la falta de información sobre la biología reproductiva y la ecología de los cefalópodos del Pacífico colombiano, la alta plasticidad del grupo y la falta de descripciones morfológicas de las paralarvas agrava esta situación, pues incrementa la incertidumbre en la identificación (Guarneros-Narváez et al. 2022). Por lo tanto, para complementar la información biológica sobre este importante grupo taxonómico, es necesario implementar herramientas moleculares y genéticas para comprender mejor la estructura de la comunidad, tal como se ha realizado en el Golfo de México (Guarneros-Narváez et al. 2022).

CONCLUSIONES

La composición taxonómica y los patrones de variación espacio-temporal de las paralarvas del ambiente nerítico del NPC durante el 2022 estuvieron acordes a lo esperado de acuerdo con los adultos reportados en la región y en otras zonas del Pacífico Oriental. En este estudio, se incrementa la riqueza específica de paralarvas en el NPC con el primer reporte de la familia Loliginidae representada por 3 morfotipos claramente diferenciados (Morfotipo I, Morfotipo II y Morfotipo III) y

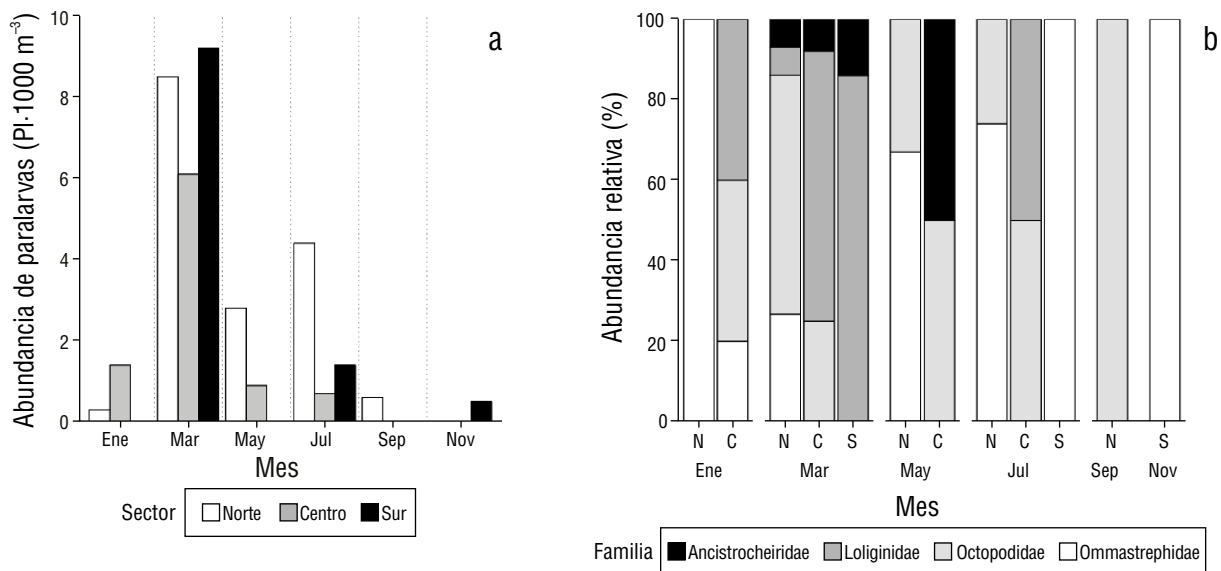


Figura 7. Variación espacio-temporal de la abundancia de paralarvas de cefalópodos encontradas entre enero y noviembre de 2022 en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC). Abundancia de paralarvas (PI·1,000 m⁻³); las líneas punteadas representan la separación de los meses de muestreo (a). Abundancia relativa de las familias encontradas (N: norte; C: centro; S: sur) (b).

el primer reporte de *Octopus cf. mimus*. Se demostró que el comportamiento ecológico de cada grupo, la hidrología y las características geomorfológicas del área de estudio tuvieron influencia en la composición taxonómica y la distribución de los grupos. Además, se comprobó que la mayor abundancia de paralarvas ocurrió durante la temporada de surgencias, lo que evidencia una sincronía entre los eventos reproductivos de los adultos con las condiciones que favorecen el desarrollo de las paralarvas. También, se logró evidenciar que la presencia de Octopodidae y Loliginidae puede estar relacionada con la disponibilidad de hábitats adecuados para su reproducción y el desarrollo de los primeros estadios. Por lo tanto, la variedad de ecosistemas del NPC constituye un factor crucial y relevante para la conservación de estos grupos, cuyos conocimientos

biológicos y ecológicos aún son limitados. La presencia de paralarvas de grupos considerados de interés comercial, como Loliginidae, Ommastrephidae y Octopodidae, sugiere la presencia de poblaciones activas en el NPC que podrían llegar a ser de interés para actividades comerciales artesanales. Estos hallazgos resaltan la importancia de incrementar el conocimiento sobre su biología reproductiva y ecología para contar con la información técnica necesaria para proponer estrategias de conservación y un manejo adecuado de estos recursos. Las limitaciones en la identificación morfológica de las paralarvas reflejan la necesidad de complementarla con estudios genéticos para tener mayor certeza de la identificación taxonómica. Este trabajo sienta las bases para el entendimiento de los patrones de variación de la abundancia de paralarvas,

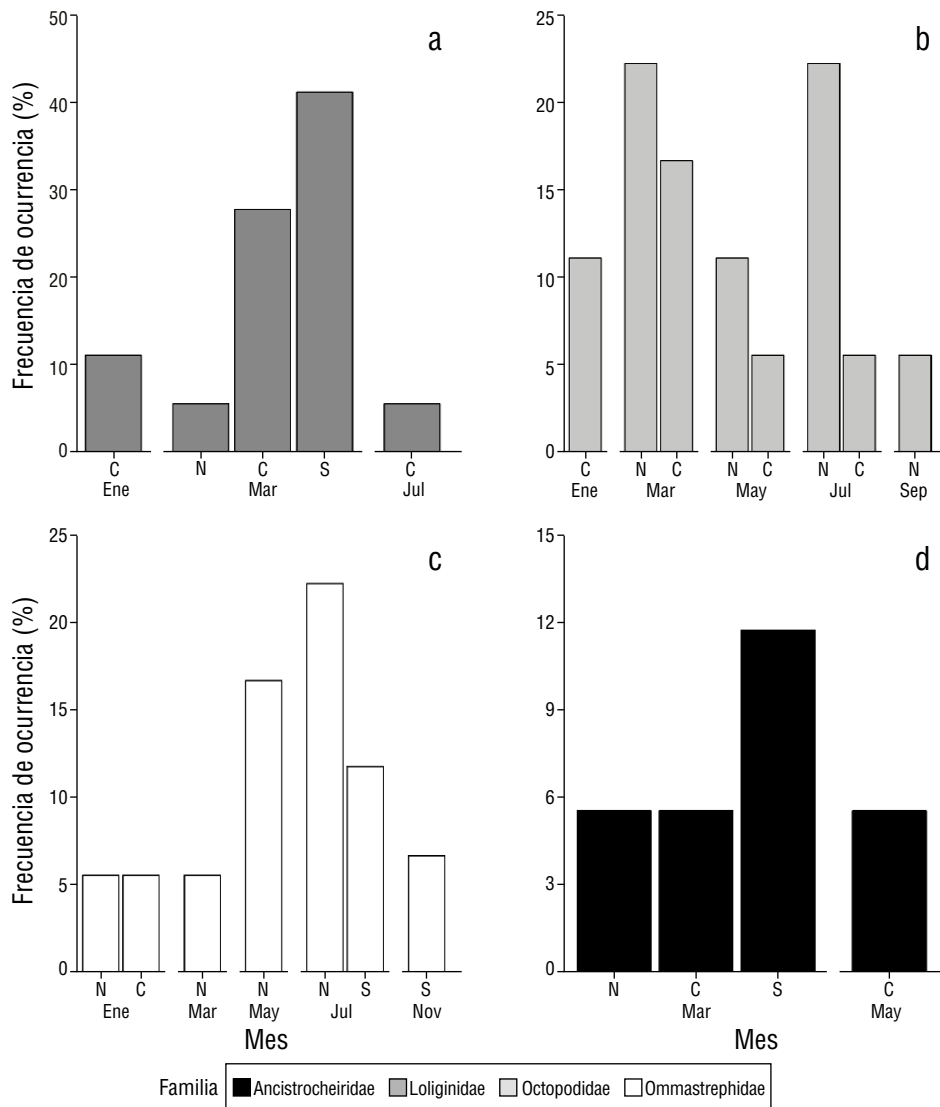


Figura 8. Variación espacio-temporal de la frecuencia de ocurrencia (FO) de las familias de paralarvas de cefalópodos encontradas entre enero y noviembre de 2022 en el ambiente nerítico del norte del Pacífico colombiano (NPC) (N: norte; C: centro; S: sur). Loliginidae (a), Octopodidae (b), Ommastrephidae (c) y Ancistrocheiridae (d).

tanto en el ambiente nerítico del NPC como en el POT, y sirve como herramienta para futuras investigaciones encaminadas a incrementar el conocimiento de los cefalópodos en la región.

DECLARACIONES FINALES

Material Suplementario

El material suplementario de este estudio se puede descargar de: <https://cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarinas/article/view/3538/420421260>

Agradecimientos

Agradecemos al Laboratorio de Cefalópodos del CIBNOR, La Paz, Baja California Sur, México, del cual el Dr. César Salinas es responsable académico; a la Dra. Jasmín Granados Amores por la capacitación especializada, base para el apartado taxonómico; a la Dra. Claudia Jeannette Pérez Estrada, responsable técnico del Laboratorio de Ecología Pesquera Cuantitativa del CIBNOR, La Paz BCS, por las facilidades para la toma de las fotografías de los ejemplares; al Grupo de Investigación en Ciencias Oceanográficas de la Universidad del Valle por las facilidades para acceder a los registros de los muestreos oceanográficos obtenidos en el marco del proyecto “Investigación para la Sostenibilidad de la Pesca Artesanal en el departamento del Chocó BPIN-2018000100045”, y Al Grupo de Investigación en Ecología Animal de la Universidad del Valle por el financiamiento parcial de la estancia de investigación realizada en el laboratorio de Cefalópodos del CIBNOR.

Financiamiento

Esta investigación fue parcialmente financiada por el proyecto “Investigación para la sostenibilidad de la pesca artesanal en el departamento del Chocó”, financiado por el Sistema General de Regalías de Colombia (BPIN: 2018000100045) y la Universidad del Valle (CI71237), a través del acuerdo de cooperación No. FUV-GJU-R-C-002–2021 entre la Fundación Universidad del Valle y la Universidad del Valle. El Grupo de Investigación en Ecología Animal de la Universidad del Valle, financió parcialmente la estancia de investigación del autor principal (MD) en el Laboratorio de Cefalópodos del CIBNOR, México.

Conflicto de interés

Los autores de este manuscrito declaramos que no presentamos conflicto de intereses.

Contribución de los autores

Conceptualización: MD, AG; Curación de datos: MD; Análisis formal: MD; Adquisición de fondos: AG; Investigación: MD, AG; Metodología: MD, AG, AMR; Recursos: AG,

MD; Supervisión: AMR, AG; Validación: AMR, AG; Visualización: MD; Redacción–borrador original: MD; Redacción–Revisión & edición: MD, AMR, AG.

Disponibilidad de datos

Los datos para este estudio están disponibles por el autor de correspondencia mediante solicitud previa.

Aprobaciones y permisos éticos para estudios con animales

La recolecta de muestras de zooplancton realizada para este trabajo se encuentra dentro del permiso otorgado para el programa académico de Biología de la Universidad del Valle, descrito en la Resolución 1070 del 28 de agosto de 2015 de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, en el cual se permite la recolección y movilización de especímenes de especies silvestres de la biodiversidad, dentro del territorio nacional, enmarcada exclusivamente en la realización de proyectos de investigación científica no comercial.

Uso de herramientas IA

Los autores no utilizaron ninguna IA en este trabajo.

REFERENCIAS

- Aceves-Medina G, De Silva-Dávila R, Cruz-Estudillo I, Durazo R, Avendaño-Ibarra R. 2017. Influence of the oceanographic dynamic in size distribution of cephalopod paralarvae in the southern Mexican Pacific Ocean (rainy seasons 2007 and 2008). *Lat Am J Aquat Res.* 45(2):356-369. <https://doi.org/10.3856/vol45-issue2-fulltext-11>
- Alajo-Plata MC, Gómez-Márquez JL, Ramos-Castillo S, Herrera-Galindo JE. 2009. Reproducción, dieta y pesquería del pulpo *Octopus (Octopus) hubbsorum* (Mollusca:Cephalopoda) en la costa de Oaxaca, México. *Rev Biol Trop.* 57(1-2):63-78. <https://doi.org/10.15517/rbt.v57i1-2.11291>
- Alajo-Plata MC, Gómez JL. 2015. Reproductive biology of *Octopus hubbsorum* (Cephalopoda: Octopodidae) from the coast of Oaxaca, Mexico. *Am Malacol Bull.* 33(1):89-100. <https://doi.org/10.4003/006.033.0117>
- Araujo CC, Gasalla MA. 2018. Distribution patterns of loliginid squid paralarvae in relation to the oceanographic features off the South Brazil Bight (22-25° S). *Fish Oceanogr.* 27:63-75. <https://doi.org/10.1111/fog.12238>
- Arizmendi-Rodríguez DI, Salinas-Zavala CA, Quiñonez-Velazquez C, Mejía-Rebollo A. 2012. Abundance and distribution of the Panama brief squid, *Lolliguncula panamensis* (Teuthida: Loliginidae), in the Gulf of California = Abundancia y distribución del calamar dedal, *Lolliguncula panamensis* (Teuthida: Loliginidae), en el golfo de California. *Cienc Mar.* 38:31-45. <https://doi.org/10.7773/cm.v38i1A.1880>
- Arnold S, Nos D, Sáez-Liante R, Fernández-Álvarez F. 2025. Diversity in the squid family Ancistrocheiridae and description of a new family of the order Oegopsida (Cephalopoda). *Zool J Linn Soc.* 204(3):zlaf074. <https://doi.org/10.1093/zoolinnea/zlaf074>
- Boletzky SV. 2003. Biology of early life stages in cephalopod molluscs. *Adv Mar Biol.* 44:143-203. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(03\)44003-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(03)44003-0)

- Boyle P, Rodhouse P. 2005. Cephalopods: Ecology and Fisheries. 1st ed. Oxford (UK): Blackwell Science. 458 p.
- [CalCOFI] California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations. 2011. Chlorophyll Methods: California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations; [accessed 2024 Jun 25]. <https://calcofi.org/chlorophyll-methods/>
- Camarillo-Coop S. 2006. Variación espacio-temporal de paralarvas de calamares (Cephalopoda: Ommastrephidae) de importancia comercial en la costa occidental de la península de Baja California [dissertation]. [Mexico]: National Polytechnic Institute, Center for Interdisciplinary Marine Sciences. 78 p.
- Castro-Fuentes H, Olivares A, Quintana A, Zúñiga O. 2002. Descripción del desarrollo embrionario y paralarva de *Octopus mimus* (Gould, 1852) (Mollusca: Cephalopoda) en cautiverio. *Estud Oceanol*. 21:13-25.
- Córdoba-Rojas D, Gallego JJ, Londoño N, Giraldo A. 2024. Biological and fishery parameters of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) in the Colombian Pacific, a resource without directed fishing exploitation. *J Mar Sci*. 12(4):523. <https://doi.org/10.3390/jmse12040523>
- De la Hoz MJ, Duarte LO, Manjarrés-Martínez L. 2017. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia entre marzo y diciembre de 2017. Santa Marta (Colombia): Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena. Technical report. 84 p.
- De Silva-Dávila R. 2013. Paralarvas de cefalópodos en el Golfo de California, México [dissertation]. [Mexico]: University of Guadalajara. 370 p.
- De Silva-Dávila R, Franco-Gordo C, Hochberg FG, Godínez-Domínguez E, Avendaño-Ibarra R, Gómez-Gutiérrez J, Robinson CJ. 2015. Cephalopod paralarval assemblages in the Gulf of California during 2004-2007. *Mar Ecol Prog Ser*. 520:123-141. <https://doi.org/10.3354/meps11074>
- De Silva-Dávila R, Granados-Amores J, García-Guillén RM, Avendaño-Ibarra R, Aceves-Medina G, Gómez-Gutiérrez J, Pelayo-Martínez GC, Franco-Gordo MC, Olivos-Ortiz A, Palacios-Salgado DS. 2018. Riqueza de paralarvas de cefalópodos en el Pacífico mexicano. In: Pérez A, Álvarez MC (eds.), *Estudios Recientes en el Océano Pacífico mexicano*. Colima (Mexico): University of Colima. p. 249-273.
- Díaz JM, Melo G, Posada JM, Piedra A, Ross E. 2014. Guía de Identificación: Invertebrados marinos de importancia comercial en la costa Pacífica de Colombia. San José (Costa Rica): Fundación MarViva. 102 p.
- Díaz JM, Guillot-Illidge L, Velandia M. 2016. La pesca artesanal en la costa norte del Pacífico colombiano: Un horizonte ambivalente. Bogotá (Colombia): Fundación MarViva. 104 p.
- Diekmann R, Piatkowski U, Schneider M. 2002. Early life and juvenile cephalopods around seamounts of the subtropical eastern North Atlantic: Illustrations and a key for their identification. *Ber Inst Meereskd Kiel*. 326:1-42. https://dx.doi.org/10.3289/ifm_ber_326
- [FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2024. The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations. 264 p.
- Fernández-Álvarez F, Li D, Portner E, Villanueva R, Gilly W. 2017. Morphological description of egg masses and hatchlings of *Lolliguncula diomedea* (Cephalopoda: Loliginidae). *J Molluscan Stud*. 83(2):194-199. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyx008>
- Fernández-Álvarez FÁ, Machordom A, García-Jiménez R, Salinas-Zavala CA, Villanueva R. 2018. Predatory flying squids are detritivores during their early planktonic life. *Sci Rep*. 8:1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21501-y>
- García-Guillén RM, De Silva-Dávila R, Avendaño-Ibarra R. 2018. Seasonal changes in paralarval cephalopod communities on the southwest coast of Baja California Sur (spring and autumn 2003) = Cambios estacionales en las comunidades de paralarvas de cefalópodos en la costa suroccidental de Baja California Sur (primavera-otoño de 2003). *Cienc Mar*. 44:107-123. <https://doi.org/10.7773/cm.v44i2.2761>
- Giraldo A, Valencia B, Acevedo JD, Rivera M. 2014. Phytoplankton and zooplankton on the marine protected area of Gorgona Island and its relationship with hydrographic variables during the rainy and dry seasons = Fitoplancton y zooplancton en el área marina protegida de Isla Gorgona, Colombia, y su relación con variables oceanográficas en estaciones lluviosa y seca. *Rev Biol Trop*. 62(1):117-132. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15982>
- Giraldo A, Valencia B, Rivera-Gómez M, Jerez-Guerrero M. 2022. Actividades para el registro de Datos, Recolección de Muestras en Campo y Análisis de Laboratorio: Componente Columna de Agua. Cali (Colombia): Universidad del Valle, Departamento de Biología. 50 p.
- Gómez GO, Zapata LA, Franke R, Ramos GE. 2003. Food Habits of *Mustelus lunulatus* and *M. henlei* (Pisces: Triakidae) collected in Parque Nacional Natural Gorgona, Colombian Pacific = Hábitos alimentarios de *Mustelus lunatus* y *M. henlei* (Pisces: Triakidae) colectados en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacifico Colombiano. *Bol Invest Mar Cost*. 32(1):219-229.
- González ÁF, Otero J, Guerra Á, Prego R, Rocha FJ, Dale AW. 2005. The influence of the oceanographic regime on the planktonic phase of *Octopus vulgaris* and *Loligo vulgaris* in a seasonal upwelling region. *J Plankton Res*. 27(3):271-277. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi001>
- Granados-Amores J. 2008. Calamares epipelágicos de la costa occidental de la península de Baja California, México [dissertation]. [Mexico]: National Polytechnic Institute, Center for Interdisciplinary Marine Sciences. 129 p.
- Granados-Amores J, De Silva-Dávila R, Camarillo-Coop S, Hochberg FG, Durazo R, Avendaño-Ibarra R, Hernández-Rivas ME. 2010. Composición de especies y patrones de distribución de paralarvas de calamar, 1996-1999. In: Gaxiola-Castro G, Durazo R (eds.), *Dinámica del Ecosistema Pelágico Frente a Baja California 1997-2007*. Tlalpan (Mexico): Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. p. 453-467.
- Guarneros-Narváez PV, Rodríguez-Canul R, De Silva-Dávila R, Zamora-Briseño J, Améndola-Pimienta M, Souza A, Ordoñez U, Velázquez-Abunader I. 2022. Loliginid paralarvae from the Southeastern Gulf of Mexico: Abundance, distribution, and genetic structure. *Front Mar Sci*. 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.941908>
- Haimovici M, Piatkowski U, Aguiar dos Santos R. 2002. Cephalopod paralarvae around tropical seamounts and oceanic islands off the northeastern coast of Brazil. *Bull Mar Sci*. 71(1):313-330.
- [ITIS] Integrated Taxonomic Information System. 2024. Integrated Taxonomic Information System: ITIS; [accessed 2024 Jun 25]. <https://www.itis.gov>
- Jereb P, Roper CFE. 2010. Cephalopods of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Cephalopod Species Known to Date. Volume 2. Myopsid and Oegopsid Squids. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations. 605 p.
- Jereb P, Roper CFE, Norman MD, Finn JK. 2016. Cephalopods of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Cephalopod Species Known to Date. Volume 3. Octopods and Vampire Squids. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations. 398 p.
- Jerez-Guerrero M, Criales-Hernandez M, Giraldo A. 2017. Epipelagic copepods in Bahía Cupica, Colombian Pacific: species composition, distribution and temporal variation =

- Copépodos epipelágicos en Bahía Cupica, Pacífico colombiano: Composición de especies, distribución y variación temporal. *Rev Biol Trop.* 65(3):1046-1061.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v65i3.29449>
- León-Guzmán SS, Alejo-Plata MC, Morales-Bojórquez E, Benítez-Villalobos F. 2020. Reproductive biology of the dart squid, *Lolliguncula diomedea* (Cephalopoda: Loliginidae) from Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Mar Biol Res.* 16(5):327-339.
<https://doi.org/10.1080/17451000.2020.1777433>
- Lobo-Guerrero A. 1993. Hidrología e hidrogeología. In: Leyva P (ed.). Colombia Pacífico, Tomo I. Bogotá (Colombia): Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis” FEN Colombia. p. 121-134.
- López-Uriarte E, Ríos-Jara E. 2009. Reproductive biology of *Octopus hubbsorum* (Mollusca:Cephalopoda) along the central Mexican Pacific coast. *Bull Mar Sci.* 84(1):109-121.
- Martínez-Soler E, Gómez-Gutiérrez J, De Silva-Dávila R, González-Rodríguez E, Aburto-Oropeza O. 2021. Cephalopod paralarval species richness, abundance and size structure during the 2014–2017 anomalous warm period in the southern Gulf of California. *J Plankton Res.* 43(2):224-243.
<https://doi.org/10.1093/plankt/fbab010>
- Meier L. 2022. ANOVA and Mixed Models: A Short Introduction Using R. Boca Raton (USA): Chapman and Hall, CRC Press. 201 p.
- Moreno A, Dos Santos A, Piatkowski U, Santos AMP, Cabral H. 2009. Distribution of cephalopod paralarvae in relation to the regional oceanography of western Iberia. *J Plankton Res.* 31(1):73-91.
<https://doi.org/10.1093/plankt/fbn103>
- Montero-Ruiz RU, De Silva-Dávila R, Amezcua-Gómez C, Valdez-Cibrián A, Kozak ER. 2023. Description of the spawning, embryonic development, and paralarvae of the green octopus *Octopus hubbsorum* Berry 1953 (Cephalopoda: Octopodidae) under laboratory conditions. *Mar Bio.* 170(9):116.
<https://doi.org/10.1007/s00227-023-04260-x>
- Olvera RG, Alejo-Plata MC, González AF, Reyes-Hernández C. 2023. Reproductive Ecology of the Argus Brief Squid *Lolliguncula argus* in the Coast off Oaxaca, Southern Mexican Pacific. *JMBA.* 103:e2.
<https://doi.org/10.1017/S0025315422000984>
- Orosco X, Ayón P. 2022. Variación de paralarvas de cefalópodos asociada a condiciones oceanográficas en la Región Norte del Sistema de la Corriente de Humboldt. *Bol Inst Mar Perú.* 37(2):256-270.
<https://doi.org/10.53554/boletin.v37i2.371>
- Otero J, Álvarez-Salgado XA, González ÁF, Souto C, Gilcoto M, Guerra Á. 2016. Wind-driven upwelling effects on cephalopod paralarvae: *Octopus vulgaris* and Loliginidae off the Galician coast (NE Atlantic). *Prog Oceanogr.* 141:130-146.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.12.008>
- Pardo-Gandarillas MC, Ibáñez CM, Ruiz J, Bustos CA, Peña FA, Landaeta MF. 2016. Paralarvae of cephalopods in channels and fjords of the southern tip of Chile (46–53° S). *Fish Res.* 173:175-182.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.001>
- Pliego-Cárdenas R, García-Domínguez FA, Ceballos-Vázquez BP, Villalejo-Fuerte M, Arellano-Martínez M. 2011. Reproductive aspects of *Octopus hubbsorum* (Cephalopoda: Octopodidae) from Espiritu Santo Island, southern Gulf of California, Mexico. *Cienc Mar.* 37(1):23-32.
<https://doi.org/10.7773/cm.v37i1.1730>
- Pliego-Cárdenas R, Hochberg FG, León FJ, Barriga-Sosa I. 2014. Close genetic relationships between two American octopuses: *Octopus hubbsorum* Berry, 1953, and *Octopus mimus* Gould, 1852. *J Shellfish Res.* 33(1):293-303.
<https://doi.org/10.2983/035.033.0128>
- Ramos-Castillejos JE, Salinas-Zavala CA, Camarillo-Coop S, Enriquez-Paredes LM. 2010. Paralarvae of the jumbo squid, *Dosidicus gigas*. *Invertebr Biol.* 129(2):172-183.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2010.00194.x>
- Restrepo JC. 2006. Aporte de caudales de los ríos Baudó, San Juan, Patía y Mira a la cuenca Pacífica colombiana. *Bol Cient CCCP.* 13:17-32.
https://doi.org/10.26640/01213423.13.17_32
- Rodrigues AR, Gasalla MA. 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. *Sci Mar.* 72(4):631-643.
<https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n4631>
- Ruvalcaba-Aroche ED, Sánchez-Velasco L, Beier E, Godínez VM, Barton ED, Pacheco MR. 2018. Effects of mesoscale structures on the distribution of cephalopod paralarvae in the Gulf of California and adjacent Pacific. *Deep Sea Res.* 131:62-74.
<https://doi.org/10.1016/j.dsr.2017.11.005>
- Ruvalcaba-Aroche ED, Sánchez-Velasco L, Beier E, Barton ED, Godínez VM, Landeros-Tafolla D. 2020. Ommastrephid squid paralarvae distribution and transport under contrasting interannual conditions in the tropical-subtropical convergence off Mexico. *Deep-Sea Res I: Oceanogr Res Pap.* 160:103259.
<https://doi.org/10.1016/j.dsr.2020.103259>
- Sánchez-Velasco L, Ruvalcaba-Aroche, Beier E, Godínez V, Barton E, Díaz-Viloria N, Oacheco MR. 2016. Paralarvae of the complex *Sthenoteuthis oualaniensis-Dosidicus gigas* (Cephalopoda: Ommastrephidae) in the northern limit of the shallow oxygen minimum zone of the Eastern Tropical Pacific Ocean (April 2012). *J Geophys Res Ocean.* 121:1998-2015.
<https://doi.org/10.1002/2015JC011534>
- Staaf DJ, Redfern JV, Gilly WF, Watson W, Ballance LT. 2013. Distribution of ommastrephid paralarvae in the Eastern Tropical Pacific. *Fish Bull.* 111(1):78-89.
<https://doi.org/10.7755/FB.111.1.7>
- Sweeney MJ, Roper CFE, Mangold KM, Clarke MR, Boletzky SV. 1992. "Larval" and Juvenile Cephalopods: A Manual for Their Identification. Washington DC (USA): Smithsonian Contributions to Zoology. 282 p.
- Valencia B, Giraldo A. 2009. A new species of the genus *Chelorchestia* (Amphipoda, Talitridae) from Palma Island, Malaga Bay, Pacific coast of Colombia. *Crustaceana.* 82(1):1-10.
<https://doi.org/10.1163/156854008X363768>
- Valencia B, Giraldo A, Rivera-Gómez M, Izquierdo V, Cuellar-Chacón A. 2019. Effects of seasonal upwelling on hydrography and mesozooplankton communities in a Pacific tropical cove off Colombia. *Rev Biol Trop.* 67(4):945-962.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v67i4.35489>
- Valencia B, Rivera-Gómez M, Jerez-Guerreo M, Rondón-Ramos M, Giraldo A. 2024. Temporal and spatial variability of ichthyoplankton assemblages in the Eastern Tropical Pacific off Colombia. *Cont Shelf Res.* 275.
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2024.105228>
- Vargas EP, López RH. 2020. Epipelagic abundance and distribution of paralarvae (Cephalopoda: Mollusca) in the Colombian Pacific: rainy periods 2001-2004 = Abundancia y distribución epipelágica de paralarvas (Cephalopoda: Mollusca) en el Pacífico colombiano. *Rev UDCA Act y Div Cient.* 23(1):e1528.
<https://doi.org/10.31910/rudca.v23.n1.2020.1528>
- Vecchione M, Roper CFE, Sweeney M, Lu C. 2001. Distribution, Relative Abundance, and Developmental Morphology of Paralarval Cephalopods in the Western North Atlantic Ocean. Seattle (USA): NOAA National Marine Fisheries Service. Technical report, No 152. 54 p.
- Vega MA, Rocha F, Osorio C. 2000. Spatial and temporal variations of cephalopod paralarvae in the Moraleda channel (43° S) southern Chile = Variaciones espaciales y temporales de paralarvas de cefalópodos en el canal Moraleda (43° S), sur de

- Chile. Cienc Tecnol Mar. 23:69-82.
<http://hdl.handle.net/10261/26190>
- Velandia MC, Díaz JM. 2016. Atlas Marino-Costero del Pacífico Norte Colombiano. Bogotá (Colombia): Fundación MarViva. 130 p.
- Velandia MC, Scheel M, Puentes CA, Durán D, Osorio P, Delgado P, Obando N, Prieto A, Díaz JM. 2019. Atlas Marino-Costero del Bajo Baudó. Bogotá (Colombia): Fundación MarViva. 180 p.
- Velásquez-Restrepo M, Poveda G. 2019. Estimation of the water balance of the Colombian Pacific region = Estimación del balance hídrico de la región Pacífica Colombiana. DYNA. 86(208):297-306.
<https://doi.org/10.15446/dyna.v86n208.73587>
- Vidal EA, Haimovici M, Hackbart VC. 2010. Distribution of paralarvae and small juvenile cephalopods in relation to primary production in an upwelling area off southern Brazil. ICES J Mar Sci. 67(7):1346-1352.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq080>
- Vidal EAG, Shea EK. 2023. Cephalopod ontogeny and life cycle patterns. Front Mar Sci. 10:1162735.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1162735>
- Villanueva J, Flores-Nava, A. 2019. The contribution of small-scale fisheries to food security and family income in Chile, Colombia, and Peru. In: Salas S, Barragán-Paladines M, Chuenpagdee R. (eds.), Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean. Cham (Switzerland): Springer Nature. p. 329-352.
- Yatsu A, Tafur R, Maravi C. 1999. Embryos and rhynchoteuthion paralarvae of the jumbo flying squid *Dosidicus gigas* (Cephalopoda) obtained through artificial fertilization from Peruvian waters. Fish Sci. 65(1):904-908.
<https://doi.org/10.2331/fishsci.65.904>
- Zaragoza N, Quetglas A, Moreno A. 2015. Identification Guide for Cephalopod Paralarvae from the Mediterranean Sea. Copenhagen (Denmark): ICES. Cooperative Research Report, No. 324. 91 p.
- Zeidberg LD, Butler JL, Ramon D, Cossio A, Stierhoff KL, Henry A. 2012. Estimation of spawning habitats of market squid (*Doryteuthis opalescens*) from field surveys of egg off Central and Southern California. Mar Ecol. 33:326-336.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2011.00498.x>

Dinámica espaciotemporal de la comunidad microbiana en la columna de agua de la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México

Aileen Pimentel-Cabrera¹, Natalie Millán-Aguñaga¹, Jorge López-Calderón¹,
Marlene N Cardoza-Contreras¹, Monica Torres-Beltrán^{1*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 6 de junio de 2025

Aceptado 7 de octubre de 2025

Publicado 26 de noviembre de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3564>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: monica.torres.beltran@uabc.edu.mx

¹ Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, 22860 Ensenada, Baja California, México.

RESUMEN. Las comunidades microbianas en ambientes hipersalinos son clave en los ciclos biogeoquímicos y la productividad ecológica. Este es el primer estudio que caracteriza la composición, estructura y potencial metabólico de la comunidad procariota en la columna de agua de la Laguna Ojo de Liebre (Baja California Sur, México), un ecosistema hipersalino con relevancia ecológica y socioeconómica. A partir de la información obtenida de 4 campañas de muestreo (2021-2022) en 18 estaciones, analizamos variables fisicoquímicas (salinidad, temperatura y densidad) y secuenciamos la región V4-V5 del gen 16S ARNr. Los datos se procesaron con QIIME2, y se infirió el metabolismo mediante PICRUSt2. La comunidad estuvo dominada por *Actinobacteriota*, *Bacteroidota*, *Cyanobacteriota*, *Pseudomonadota* y *Verrucomicrobiota*, con diferencias espaciotemporales vinculadas a gradientes de temperatura ($r^2 = 0.77$, $P = 0.001$) y salinidad ($r^2 = 0.39$, $P = 0.01$). Los taxones raros (<1% de abundancia relativa), como *Thermoanaerobaculales* y *Desulfobacterota*, contribuyeron a la diversidad, especialmente en noviembre. La inferencia metabólica reveló rutas significativas ($P < 0.05$), como la biosíntesis de vitamina B6, la degradación de quitina y la reducción de nitrato, lo que sugiere roles en los ciclos biogeoquímicos y la adaptación a condiciones extremas. La estructura de la comunidad procariota en la laguna respondió a variaciones fisicoquímicas, con un núcleo taxonómico estable y taxones raros que incrementaron la diversidad bajo condiciones específicas. El potencial metabólico inferido resaltó su participación en procesos biogeoquímicos y su capacidad para degradar compuestos orgánicos complejos. Estos resultados establecen una línea base para entender la dinámica microbiana en sistemas hipersalinos y su impacto en la funcionalidad ecosistémica.

Palabras clave: ambientes hipersalinos, diversidad procariota, amplicones 16S ARNr, inferencia metabólica, ciclos biogeoquímicos, variación espaciotemporal, Laguna Ojo de Liebre.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades microbianas están constituidas por microorganismos que se relacionan y desempeñan una variedad de funciones en un espacio definido por factores físicoquímicos, donde encuentran las condiciones necesarias para su supervivencia (Díaz y Wachter 2003, Begon et al. 2006, Callieri et al. 2018). Las comunidades microbianas son clave para la dinámica ecológica de la biosfera debido a la relación estrecha que existe entre la composición, la estructura y el metabolismo de éstas, y los ciclos biogeoquímicos del planeta. Por ejemplo, la diversidad filogenética y genómica

de las comunidades microbianas permite que se lleven a cabo funciones metabólicas que resultan un componente crucial en la producción y el reciclaje continuos de materia orgánica y nutrientes, los cuales favorecen los flujos de energía entre distintos niveles tróficos y, además, regulan una variedad de transformaciones biogeoquímicas (Rousk y Bengtson 2014, Kost et al. 2023). De esta manera, evaluar la variación en la composición y estructura de las comunidades microbianas por efecto de factores físicoquímicos nos permite predecir los metabolismos que contribuyen al flujo de energía en un ecosistema desde la base de la cadena trófica y, por lo tanto, comprender la capacidad de un sistema para sustentar la vida.

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3564>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

La versatilidad metabólica de los microorganismos procariotas les ha permitido adaptarse a prácticamente cualquier ecosistema, incluyendo aquellos ambientes marinos en donde las condiciones físicas y químicas sobrepasan la media de salinidad, temperatura y presión, y que, por lo tanto, son considerados ambientes extremos (Oliart-Ros et al. 2016). Los cuerpos hipersalinos son ambientes acuáticos caracterizados por una concentración de sal notablemente superior a la del agua de mar promedio (35 UPS) (Karleskint et al. 2010). Desde una perspectiva ambiental y ecológica, los cuerpos hipersalinos albergan una biodiversidad especializada de microorganismos que se encuentran adaptados a estas condiciones de alta salinidad de manera que pueden sobrevivir y mantener la funcionalidad del ecosistema (Oren 2002, 2010). La comunidad microbiana procariota en ambientes hipersalinos tiene características particulares en su composición y estructura y, sobre todo, presenta diversas adaptaciones (Kimbrel et al. 2018) que le permiten mantener actividades metabólicas esenciales, como la síntesis de proteínas y la replicación del ADN, en estas condiciones. Además, estos microorganismos exhiben estrategias metabólicas especializadas, como la osmoregulación mediante la acumulación de solutos compatibles y la producción de exopolisacáridos, para mantener su equilibrio osmótico (Oren 2002, 2008).

Sin embargo, debido a su sensibilidad a las perturbaciones ambientales, los cuerpos hipersalinos y los microorganismos que los habitan pueden servir como indicadores de alteraciones ambientales, climáticas y antropogénicas, reflejando cambios en su composición y estructura con un efecto en su metabolismo que trasciende a impactos en la función del ecosistema (Ventosa et al. 1998). Por ejemplo, muchos cuerpos hipersalinos, como las salinas costeras, se utilizan para la producción de sal, proporcionando empleo y recursos económicos importantes a las comunidades locales. De manera paralela, los microorganismos de estos ambientes son de interés biotecnológico debido a sus enzimas y compuestos únicos que pueden ser aplicados en industrias como la farmacéutica, la cosmética y la biotecnología (Ghosh et al. 2019). De esta manera, cultural e históricamente, los ecosistemas hipersalinos representan patrimonios naturales únicos que requieren conservación y protección para mantener su biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proporcionan (Ventosa et al. 1998, Arahall et al. 2007). Por lo que, la conservación y el estudio de estos cuerpos de agua son esenciales para entender mejor sus funciones ecológicas y maximizar sus beneficios para la sociedad.

La Laguna Ojo de Liebre, ubicada en el municipio de Mulegé, Baja California Sur, México, es una laguna costera somera (5-12 m) caracterizada por su hipersalinidad (Villa-Guerrero 2019), la cual se explica principalmente por la combinación de altas temperaturas y vientos que aceleran el proceso de evaporación. Además, la escasez de lluvias durante la mayor parte del año en la región resulta en una falta de aporte de agua dulce. En conjunto, estos factores generan un gradiente en la concentración de salinidad, con

valores que aumentan hacia la cabeza de la laguna, donde se han registrado valores de salinidad de hasta 47 UPS (Contreras 1985). Esta laguna hipersalina forma parte de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (REBIVI) y es reconocida como Patrimonio de la Humanidad por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, por sus siglas en inglés) debido a su importancia en términos de interacciones ecológicas y actividades socioeconómicas. Por ejemplo, es un refugio para la Ballena Gris (*Eschrichtius robustus*) durante su migración y también para diversas especies de aves. Además, es el hábitat de especies en peligro de extinción, como la Tortuga Verde (*Chelonia mydas*) (Bocanegra-Castillo 1998).

La Laguna Ojo de Liebre no solo es valiosa desde el punto de vista ecológico, sino que también sustenta una serie de actividades económicas para las comunidades locales. La pesca sostenible de especies, como peces de escama, Callo de Hacha (*Atrina maura*) y Almeja Chocolate (*Megapitaria squalida*), es una actividad económicamente importante en la región (Crespo-Guerrero y Jiménez-Pelcastre 2016). El turismo también impulsa la economía local, especialmente durante la migración anual de la Ballena Gris, la cual permite interacciones sociales que atraen a visitantes de todo el mundo (Ponce-López 2002, Bermúdez-Almada 2003). Además, la presencia de la salina solar más grande del mundo, con 303.51 km² de estanques de sal, también es una fuente crucial de ingresos; sin embargo, existe una preocupación importante acerca de los derrames de salmuera y su potencial para alterar la composición fisicoquímica del agua (Ponce-López 2002).

De acuerdo con lo anterior, el papel de las comunidades microbianas procariotas en la columna de agua es fundamental para el funcionamiento y la salud de un ecosistema, como la Laguna Ojo de Liebre, ya que estas comunidades regulan el flujo de energía, los ciclos biogeoquímicos y la remineralización de la materia orgánica, lo que permite que ocurran diversas interacciones ecológicas y socioeconómicas. Sin embargo, aún no se tiene conocimiento previo sobre la composición y la estructura de la comunidad microbiana procariota en la columna de agua de este ecosistema. Por lo que, este estudio tuvo como objetivo principal proporcionar información novedosa referente a la composición, la estructura y los cambios espaciotemporales de la comunidad microbiana procariota para generar una línea base de conocimiento que permita evaluar, desde la base trófica, aspectos de la biogeoquímica de la Laguna Ojo de Liebre que sostienen sus características interacciones ecológicas y socioeconómicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Colecta de muestras

Se llevaron a cabo 4 muestreos en la Laguna Ojo de Liebre durante los meses de agosto y noviembre de 2021, así como

en marzo y junio de 2022. En cada muestreo, se recolectaron muestras de agua (4 L) en 18 estaciones distribuidas a lo largo de la laguna (Fig. 1a), así como se registraron datos de las variables fisicoquímicas, como salinidad, temperatura, densidad y profundidad, utilizando un CTD YSI CastAway (Yellow Springs Instruments, Yellow Springs, EE. UU.). Las muestras de agua fueron tomadas utilizando una botella Niskin (5 L) a una profundidad máxima de 2 m de la superficie. Posteriormente, el agua se transfirió a botellas oscuras Nalgene (5 L) utilizando un embudo cubierto con malla de nylon de 200 μm . Las botellas fueron almacenadas en hielo hasta el momento de ser filtradas y procesadas para la concentración de biomasa. Para obtener la concentración final de la biomasa, se filtraron hasta 2 L de agua utilizando filtros de membrana Track-end (Nucleopore, Pleasanton, EE. UU.) de 0.2 μm . Los filtros se conservaron a -20°C hasta su posterior extracción de ADN en el laboratorio.

Análisis molecular

La extracción de ADN se llevó a cabo utilizando el kit DNeasy PowerWater® (Qiagen, Venlo, Países Bajos) siguiendo el protocolo Quick-Start del kit, con la modificación de un paso adicional de incubación a 65°C durante 60 min después de la adición del buffer de lisis y previo al paso de lisis mecánica. Posteriormente, el ADN total extraído fue cuantificado utilizando un NanoDrop (Thermo Fisher Scientific, Waltham, EE. UU.). El ADN total se envió al centro *Integrated Microbiome Resource* (IMR) de la Universidad Dalhousie, Halifax, Canadá, para la generación de librerías y secuenciación de amplicones del gen 16S ARNr en la plataforma Illumina MiSeq (2×250 PE). De acuerdo con los protocolos de control de calidad del IMR, se consideraron las muestras con concentraciones mayores o iguales a $1 \text{ ng} \cdot \mu\text{L}^{-1}$ y un valor mínimo de 260/280 igual a 1.8. Las

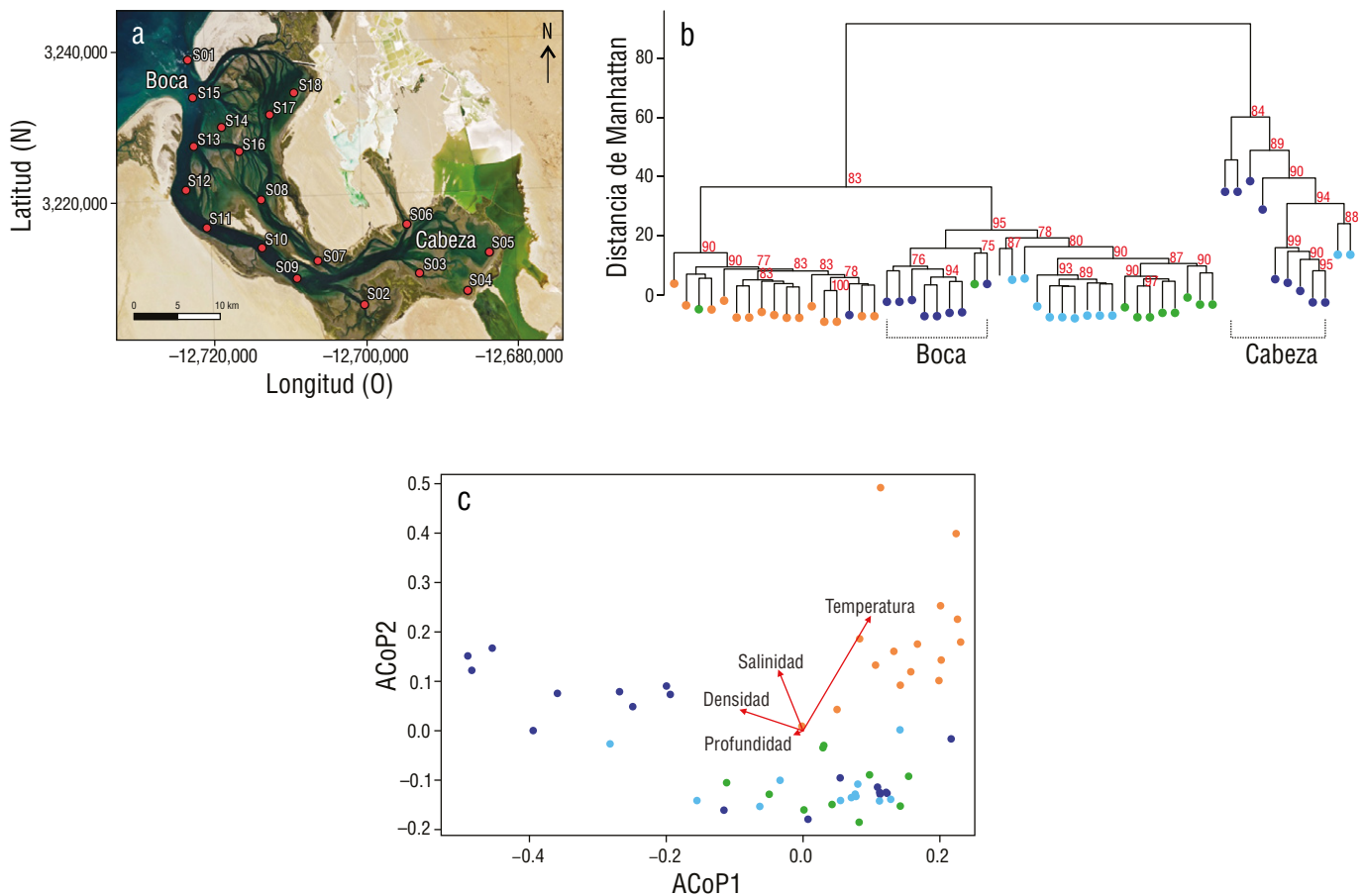


Figura 1. Análisis de la estructura de la comunidad procariota en la columna de agua de la Laguna Ojo de Liebre. Mapa de ubicación de las estaciones de muestreo (S1-S18) (a). Dendrograma de agrupamiento jerárquico basado en la distancia de Manhattan, mostrando la similitud entre las muestras de los 4 meses de estudio: agosto 2021 (anaranjado), noviembre 2021 (azul marino), marzo 2022 (verde) y junio 2022 (azul claro). Los valores en los nodos indican el soporte de bootstrap ($>70\%$, a partir de 1,000 iteraciones) para las agrupaciones significativas ($P < 0.05$) (b). Análisis de coordenadas principales (ACoP) basado en la disimilitud de Bray-Curtis. Los vectores (flechas rojas) representan la dirección y fuerza de la correlación de las variables ambientales (profundidad, temperatura, salinidad y densidad) con la composición de la comunidad (c).

librerías se generaron utilizando la región V4-V5, con los cebadores universales 515FB (GTGYCAGCMGCCGCG-GTAA) y 926R (CCGYCAATTYMTTTRAGTTT) del gen 16S ARNr (Parada et al. 2015, Walters 2015). De acuerdo con los protocolos del IMR, los fragmentos de amplicones se amplificaron por PCR en duplicado a partir de ADN molde, utilizando diluciones independientes y la polimerasa de alta fidelidad Phusion Plus (Sigma Aldrich, St. Louis, EE. UU.). Se realizó una única ronda de PCR con cebadores de fusión que contenían los adaptadores de Illumina (San Diego, EE. UU.), los índices (códigos de identificación) y los cebadores universales V4-V5, lo que permitió la amplificación simultánea y la preparación de librerías para su secuenciación. Los productos de PCR se verificaron visualmente mediante electroforesis en una estación de trabajo *Nimbus Select* de alto rendimiento (Hamilton Company, Reno, EE. UU.) utilizando geles analíticos de *Coastal Genomics* (Burnaby, Canadá).

Análisis bioinformático

Para evaluar la composición y estructura de la comunidad microbiana procariota, se realizó un análisis de amplicones del gen 16S ARNr utilizando la plataforma QIIME2 (Bolyen et al. 2019). Como resultado, se generó una tabla con la asignación taxonómica de las secuencias variantes de amplicones (ASVs, por sus siglas en inglés) obtenidos utilizando la base de datos Silva138 (Yarza et al. 2014). Posterior a la asignación taxonómica, se eliminaron las ASVs que resultaron probables contaminantes o ruido por su baja frecuencia (<0.5%) y su etiqueta taxonómica (i.e., mitocondria, cloroplastos o no asignados). Con base en lo anterior, se generó una tabla de frecuencias de las ASVs finales utilizando los comandos ‘feature-table filter-features’ y ‘taxa filter-table’ en el ambiente de QIIME2. Con esta última tabla de frecuencias de ASVs, se calculó el índice de Shannon como métrica de diversidad alfa siguiendo el comando ‘diversity core-metrics-phylogenetic’ en el ambiente de QIIME2. La abundancia relativa de las ASVs se calculó utilizando la librería ‘dplyr’ en RStudio (RStudio Team 2020) tomando la frecuencia absoluta de cada ASV en una muestra y dividiéndolo entre el total de ASVs en la misma. Este proceso se realizó para cada muestra de forma independiente, lo que resultó en una representación proporcional de cada ASV.

La evaluación de las diferencias en la composición taxonómica y estructura de la comunidad en relación con los parámetros fisicoquímicos se realizó con la tabla final de frecuencias de ASVs utilizando la librería ‘pveclus’ (Suzuki y Shimodaira 2006) y su visualización con ‘ggplot2’ (Wickham, 2016) en RStudio (RStudio Team 2020). El análisis de agrupación jerárquica utilizó la distancia de Manhattan con 1,000 réplicas, y el análisis de coordenadas principales (ACoP) se realizó con base en una matriz de disimilitud Bray-Curtis con 1,000 réplicas, incluyendo los vectores que corresponden a la correlación y significancia de las variables de salinidad, temperatura y densidad. Los análisis estadísticos y la visualización de esta

comparación se realizaron utilizando las librerías ‘vegan’ (Oksanen et al. 2019) y ‘ggplot2’ (Wickham 2016) en el ambiente de RStudio (RStudio Team 2020).

Para inferir el metabolismo microbiano, se utilizó la herramienta PICRUSt2 como módulo de QIIME2 (Langille et al. 2013). Se obtuvo una matriz de las rutas metabólicas inferidas con base en la presencia y las frecuencias de los grupos taxonómicos representativos de distintas clases de metabolismo de acuerdo con las bases de datos de grupos ortólogos de genes de la Enciclopedia de Genes y Genomas de Kioto (KEGG, por sus siglas en inglés) y MetaCyc (Caspi et al. 2014). Finalmente, se realizó una comparación temporal de los genes y las rutas metabólicas resultantes de acuerdo con un análisis de abundancia diferencial con la paquetería ‘ggpicrust’ (Chen et al. 2023), y la visualización de esta comparación se realizó utilizando la librería ‘ggplot2’ (Wickham 2016) en el ambiente de RStudio (RStudio Team 2020).

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos

Para evaluar el efecto de los factores fisicoquímicos ambientales en la comunidad microbiana, se midieron las variables de temperatura, salinidad y densidad en las 18 estaciones de muestreo (Fig. 1a; Material suplementario Tabla S1). En general, se observó un gradiente ascendente de salinidad, temperatura y densidad desde la boca hacia la cabeza de la laguna. En particular, el valor máximo mensual promedio de la temperatura se observó en agosto (25.66 ± 0.48 °C), mientras que el mínimo mensual promedio se registró en marzo (16.75 ± 0.34 °C). En cuanto a la salinidad, el valor promedio mensual máximo fue de 35.00 ± 4.5 en agosto, mientras que el valor promedio mensual mínimo fue de 33.50 ± 4.1 en marzo. Se registró un rango de densidad de $1,023$ a $1,030$ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ a lo largo de la laguna. El mes que presentó el mayor rango de densidad fue marzo ($\sim 1,024$ - $1,029$ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$); agosto presentó los valores menores ($\sim 1,023$ - $1,024$ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$).

Estructura de la comunidad procariota y su relación con variables ambientales

Se consideraron 2 aproximaciones para definir la estructura de la comunidad, destacando su distribución espaciotemporal. En primer lugar, se realizó un análisis de agrupación jerárquica para identificar patrones temporales en función de la disimilitud de la composición de la comunidad a lo largo de la laguna y durante los 4 meses de muestreo. Los resultados mostraron que las muestras se agruparon principalmente en relación con la temporada de muestreo (Fig. 1b). Por ejemplo, se observó un grupo que correspondió principalmente a las estaciones de muestreo de agosto, el cual se caracterizó por presentar los valores más altos de temperatura (25 – 27 °C) y salinidad (~ 34 – 45 UPS). En comparación, el segundo grupo correspondió a las estaciones de muestreo de noviembre, y

se observó un grupo intermedio que correspondió a las estaciones de muestreo de marzo y junio, con rangos amplios de temperatura (16–24 °C) y salinidades (~34–41 UPS) más bajas. En cuanto a los patrones espaciales, la división entre las estaciones de la cabeza y boca de la laguna fue particularmente evidente en noviembre, mostrando una mayor distancia con aquellas que se ubicaron en la cabeza (Fig. 1b).

Además, con el objetivo de identificar la relación de las variables ambientales de temperatura, salinidad y densidad con la estructura de la comunidad, se realizó un ACoP con vectores de correlación con las variables fisicoquímicas (Fig. 1c). Similar a lo observado en el análisis de agrupación jerárquica, se identificaron 3 grupos principales en el ACoP: el primero correspondiente a agosto, el segundo compuesto principalmente por marzo y junio, y el tercero correspondiente a noviembre en la región de la cabeza de la laguna. En general, se obtuvo que la temperatura ($r^2 = 0.77$, $P = 0.001$) y la salinidad ($r^2 = 0.39$, $P < 0.05$) explicaron significativamente la estructura de la comunidad procariota (Tabla 1). En particular, la temperatura mostró una relación directa con la comunidad en agosto, y la salinidad tuvo una relación inversa con los grupos de marzo y junio. Aunque la densidad no mostró una correlación significativa ($r^2 = 0.31$, $P = 0.088$), su vector en el espacio del ACoP sugirió una relación con la comunidad procariota de la región de la cabeza en noviembre (Fig. 1c).

Composición taxonómica de la comunidad procariota

Para determinar la composición y estructura taxonómica de la comunidad procariota en la columna de agua, se realizó un análisis de las secuencias del gen 16S ARNr. Se analizaron un total de 58 muestras, generando un total de 3,528,490 secuencias, de las cuales, posterior a su procesamiento, se identificaron un total de 1,700 ASVs. La asignación taxonómica de las ASVs permitió identificar 2 dominios, 207 phyla, 198 clases y 181 órdenes. Como primera aproximación para evaluar la composición de la comunidad procariota e identificar patrones generales y robustos en la estructura de la comunidad a lo largo de un gradiente ambiental, se identificaron los taxones considerados “núcleo” con base en un valor de abundancia relativa $\geq 1\%$ (Custer et al. 2023) para un nivel taxonómico máximo de orden, considerando que estuvieron presentes en todas las estaciones y meses de muestreo. El valor de corte del 1%, aplicado a la abundancia relativa hasta el nivel taxonómico de orden, nos permitió distinguir entre los grupos dominantes o “núcleo” y los grupos subdominantes o “raros” ($< 1\%$; Custer et al. 2023) en el contexto de nuestra resolución taxonómica e independientemente de las estaciones en las cuales se encontraron presentes a lo largo de la laguna (Fig. 2).

En la composición del núcleo de la comunidad, los filos que destacaron dentro del dominio Bacteria correspondieron a Actinobacteriota, Bacteroidota, Cyanobacteriota, Pseudomonadota, Planctomycetota y Verrucomicrobiota (Fig. 2a). Con respecto a la caracterización espacial del

Tabla 1. Valores de correlación (r^2) y significancia (P -valor) de los factores fisicoquímicos con las coordenadas principales (ACoP).

	X1	X2	r^2	P
Profundidad	-0.86	-0.52	0.05	0.05
Temperatura	0.39	0.92	0.77	0.77
Salinidad	-0.28	0.96	0.39	0.39
Densidad	-0.91	0.42	0.31	0.31

núcleo de la comunidad procariota, se observó con mayor resolución la composición taxonómica, identificándose distintos órdenes como Flavobacteriales, Synechococcales, Pirellulales, Rhodobacterales, SAR11, Burkholderiales y Verrucomicrobiales (Fig. 2b), además de Thermoplasmata, perteneciente al Grupo Marino II, como la única clase dominante dentro del dominio Archaea (Fig. 2a). Además, se pudieron observar diferencias temporales entre las clases de los distintos filos, incluyendo las clases Bacteroidia (37.07%) y Alfa-proteobacteria (30.96%), que mostraron mayor abundancia en comparación con la clase Gamma-proteobacteria (9.68%) en los 4 meses de muestreo (Fig. 2a). En particular, temporalmente, se observó como grupo dominante al filo Actinobacteriota, siendo las clases más representativas Acidimicrobia (1.49%) y Actinobacteria (1.32%). También, se observó la abundancia relativa del filo Cyanobacteria que en marzo (16.62%) fue mayor que en agosto (15.67%) y junio (8.24%), y disminuyó en noviembre (5.65%) (Fig. 2a). Además, el filo Thermoplasmata mostró una mayor abundancia en noviembre (4.70%) (Fig. 2a).

Con respecto a los taxones raros, se observaron en un rango de 4.92–35.32% del total de las ASVs identificados. Sin embargo, se observaron diferencias temporales en su frecuencia, con un efecto directo en la diversidad total del mes de muestreo. Por ejemplo, noviembre tuvo la mayor presencia de taxones raros (35.32%), mientras que agosto presentó la menor presencia de éstos (4.92%) (Fig. 2a). Además, se analizaron las diferencias en la diversidad de la comunidad para los meses de muestreo con base en el índice de diversidad de Shannon (Fig. 2c). En particular, la distribución de la mediana, el primer cuartil y el límite mínimo inferior variaron temporalmente, siendo agosto y noviembre los meses que marcaron los extremos de diversidad. A pesar de que todas las comunidades temporalmente exhibieron una diversidad alta (valores entre 4.7 y 6.6) típica de ambientes que se consideran complejos, agosto presentó el valor mínimo (4.7), mientras que noviembre mostró el valor máximo (6.6). Además, fue posible identificar, dentro de las estaciones de muestreo, aquellas que mostraron un valor de diversidad por encima o por debajo del límite inferior o superior (valores atípicos) en una temporada determinada. Por ejemplo, para agosto, la estación S3 (6.0), que se encontró en la cabeza, presentó un valor

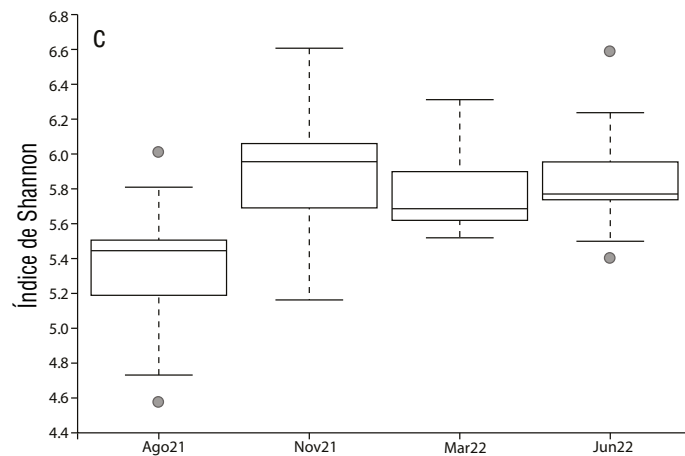
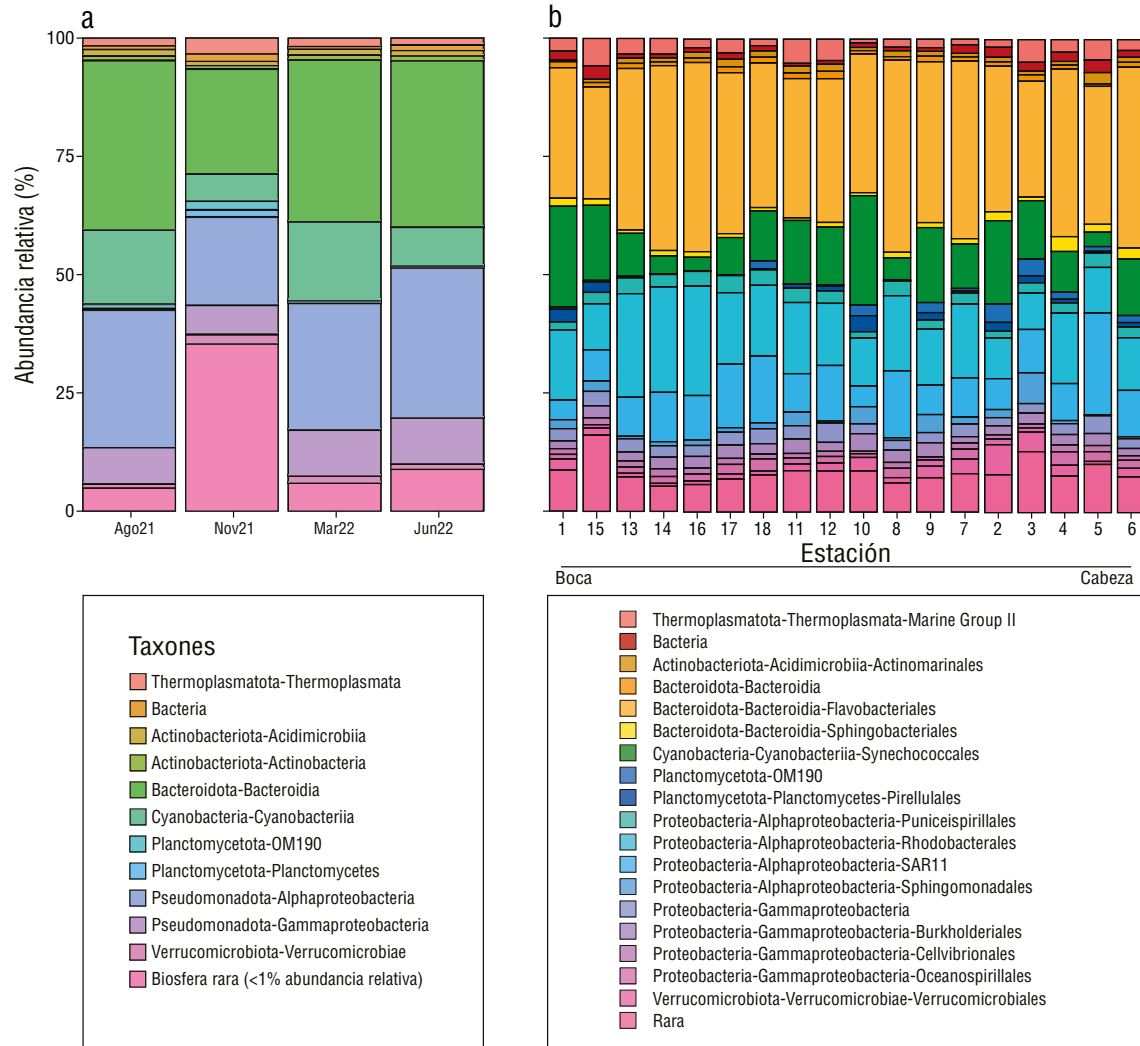


Figura 2. Composición y diversidad de la comunidad procariota en la columna de agua. Abundancia relativa (%) de las clases taxonómicas más representativas (>1% de abundancia) en las 4 campañas de muestreo (agosto y noviembre de 2021; marzo y junio de 2022). La asignación taxonómica se indica con el código de color mostrado en la leyenda (a). Abundancia relativa (%) de los órdenes taxonómicos más representativos (>1% de abundancia) en las estaciones muestreo a lo largo de la laguna (b). Diversidad alfa de la comunidad estimada mediante el índice de Shannon para cada temporada de muestreo. La caja representa el rango entre cuartiles (inferior = 25; superior = 75), la línea interior representa la mediana y los bigotes el rango de los datos. Los puntos individuales representan valores atípicos (c).

máximo atípico; de manera similar, en junio, las estaciones S15 (6.6) y S5 (5.5), ubicadas en la boca y la cabeza, respectivamente, también presentaron valores atípicos (Fig. 2c).

Variaciones espaciotemporales en la composición de la comunidad

Para evaluar los cambios puntuales en la composición de la comunidad relacionados con la variación espaciotemporal, se compararon 6 estaciones distribuidas a lo largo de la boca (S12 y S13), parte media (S9 y S10) y cabeza (S4 y S5) de la laguna (Fig. 1a) durante noviembre y agosto. Las estaciones y temporadas fueron seleccionadas con base en los análisis de agrupación jerárquica (Fig. 1b) y diversidad (Fig. 2c). Se observaron diferencias en la composición de la comunidad en relación con la región de la laguna, incluyendo la región de la boca (S12 y S13). Estas diferencias fueron particularmente evidentes durante el mes de noviembre, cuando se observó un incremento de Thermoplasmata del Grupo Marino II y un aumento de Puniceispirillales, junto con la presencia de Flavobacteriales y Synechococcales dentro de los órdenes abundantes. En la región de las islas (S9 y S10), se observó un cambio evidente en la proporción de Thermoplasmata del Grupo Marino II y Verrucomicrobiales. Particularmente, en la estación S10, hubo un aumento significativo en la proporción de Pirellulales y Sphingomonadales en noviembre, mientras que en agosto predominaron Flavobacteriales y Rhodobacteriales. Para la región de la cabeza (S4 y S5), se observó que la proporción de SAR11 fue significativamente mayor en noviembre, mientras que en agosto fue mayor para Synechococcales. Finalmente, en la estación S5, se observó un aumento de la clase Gammaproteobacteria en noviembre, mientras que la mayor abundancia fue de Flavobacteriales y Rhodobacteriales (Fig. 2b).

Además, considerando la contribución de los grupos raros a la diversidad de la comunidad, se evaluaron las diferencias en la ocurrencia de éstos en las mismas estaciones seleccionadas (Material Suplementario Tabla S2 y Fig. S1). Principalmente, se identificaron taxones no observados previamente, incluyendo los órdenes Thermoanaerobactales, Microtrichales, Desulfobacterales y Desulfobulbales. Además, se observaron órdenes antes mencionados como Corynebacteriales, PeM15 y Propionibacteriales de Actinobacteria, Chitinophagales de Bacteridia y Vibrionales y Xanthomonadales de Gammaproteobacteria. Además, se identificaron patrones de distribución en las distintas regiones de la laguna (Material Suplementario: Tabla S2 y Fig. S1). En la región de la boca, en la estación S13, se observó al orden de Vibrionales. En la región de las islas, en la estación S9 durante agosto, se observaron Microtrichales y PeM15, mientras que se observó Chitinophagales en noviembre. En la estación S10 se observaron a Corynebacteriales, Propionibacteriales y Xanthomonadales solo en noviembre. Con respecto a la región de la cabeza, la estación S4 presentó únicamente el orden PeM15 durante agosto; en noviembre,

no se registró la presencia de ningún taxón. Finalmente, la estación S5 presentó la arquea Thermoanaerobaculia y los órdenes Desulfobacterales y Desulfobulbales, aunque solo en noviembre (Material Suplementario: Tabla S2 y Fig. S1).

Inferencia de metabolismo

Para inferir el potencial metabólico en la columna de agua, se utilizaron las secuencias y asignaciones taxonómicas de las ASVs que definieron la composición taxonómica de la comunidad procariota. El análisis diferencial se realizó mediante 2 aproximaciones principales considerando la diferencia estacional de la comunidad resuelta con los análisis de agrupación jerárquica y diversidad: (1) la inferencia de genes y (2) la inferencia de rutas metabólicas. Por lo que, se analizaron y compararon las inferencias de los genes y rutas metabólicas presentes en agosto y noviembre. Respecto a lo encontrado en el análisis de abundancia diferencial estacional, se identificaron un total de 4,529 genes, de los cuales 2,214 contribuyeron significativamente ($P < 0.05$) a esta diferencia estacional (Fig. 3a). Dentro de las categorías de metabolismo relacionadas con los genes inferidos destacaron el metabolismo de cofactores y vitaminas (9%), la degradación de xenobióticos (2%), el metabolismo de terpenoides y policétidos (2.7%) y la biosíntesis de metabolitos secundarios (0.5%), además de las categorías dentro del metabolismo central como el metabolismo de carbohidratos (20%), lípidos (4%) y aminoácidos (11%) y la generación de energía (16%). En particular, se seleccionaron los genes dentro de las categorías de metabolismo de cofactores y vitaminas, la degradación de xenobióticos, el metabolismo de terpenoides y policétidos y la biosíntesis de metabolitos secundarios. Los genes que destacaron fueron aquellos relacionados con las rutas de metabolismo de la vitamina B6, riboflavina (B2) y biotina (B7) (metabolismo de cofactores y vitaminas); la biosíntesis de flavonoides y estreptomycin (biosíntesis de metabolitos secundarios); la biosíntesis de sideróforos, carotenoides y terpenoides (metabolismo de terpenoides y policétidos), y la degradación de etilbenceno, estireno, nitrotolueno, benzoato y cloroalcano (degradación de xenobióticos) (Fig. 3a).

Respecto a la inferencia de las rutas metabólicas, se resolvieron un total de 420 rutas metabólicas, de las cuales fue posible asignar a una categoría a 377 rutas. Del total de las rutas asignadas, el 86.47% estaba relacionado con la biosíntesis de moléculas, incluyendo aminoácidos; el 11.93% estaba relacionado directamente con los ciclos biogeoquímicos, como los ciclos de carbono, nitrógeno y azufre, y el 1.56% estaba relacionado con la degradación de hidrocarburos. Además, se observó que 130 rutas metabólicas contribuyeron significativamente ($P < 0.05$) a la diferenciación estacional del metabolismo inferido para la comunidad (Fig. 3b). Dentro de las categorías significativas observadas, se destacaron la ruta de reducción de nitrato, la biosíntesis de la vitamina B6, la degradación de quitina y la degradación de tolueno 4-sulfonato.

DISCUSIÓN

En este estudio se analizó la variación espaciotemporal de la composición y estructura de la comunidad microbiana procariota de la columna de agua de la Laguna Ojo de

Liebre. El análisis de secuencias del gen 16S ARNr mostró una comunidad procariota dominada por filos comúnmente encontrados en sistemas acuáticos en donde ocurren gradientes de salinidad. Particularmente, se observó que la estructura de la comunidad se encontró significativamente

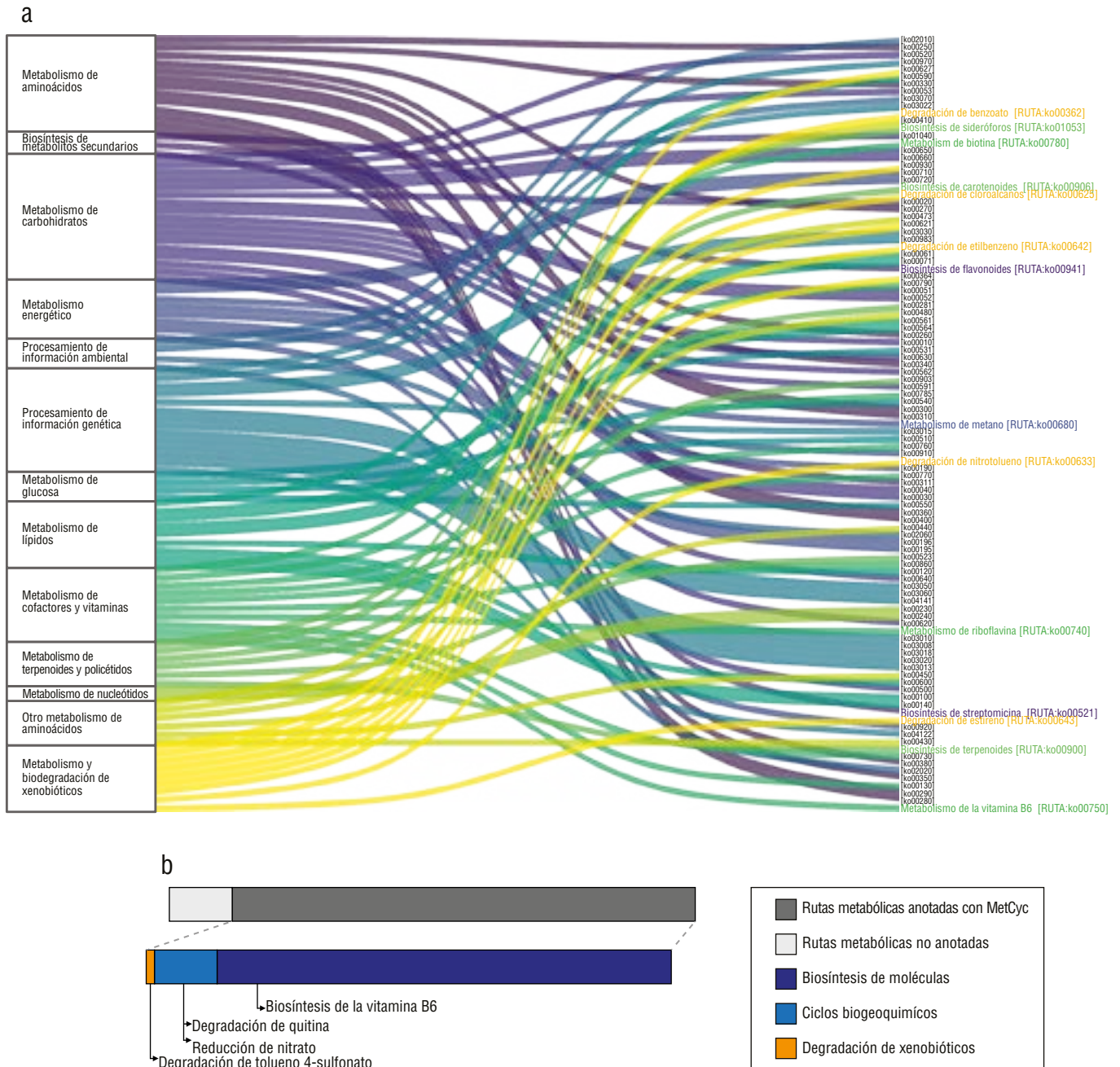


Figura 3. Potencial metabólico inferido de la comunidad procariota mediante PICRUSt2. Abundancia de genes asociados a rutas metabólicas clave. Cada barra horizontal representa una ruta metabólica (identificada por su *Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes Orthology* [KO] ortólogo), agrupada por categorías funcionales. Se destacan las rutas involucradas en el metabolismo de vitaminas, degradación de xenobióticos, y biosíntesis de metabolitos secundarios y terpenoides (a). Perfil funcional general de la comunidad, mostrando la proporción de rutas metabólicas inferidas clasificadas en las categorías de MetaCyc. Se resaltan ejemplos relevantes de biosíntesis (vitamina B6), ciclos biogeoquímicos (degradación de quitina y reducción de nitrato) y biodegradación (degradación de tolueno-4-sulfonato) (b).

influenciada por variables fisicoquímicas, como la temperatura y la salinidad, principalmente dividiendo a la comunidad en 3 grupos de acuerdo con el mes de muestreo, mientras que espacialmente las comunidades de la boca y cabeza se encontraron bien diferenciadas. Además, se infirieron rutas de metabolismo primario relacionadas con la biosíntesis de moléculas, como aminoácidos, y el metabolismo heterotrófico, al igual que rutas relacionadas con los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y azufre, y la degradación de hidrocarburos. Lo anterior sugiere que la Laguna Ojo de Liebre es un sistema diverso con respecto a la comunidad microbiana de la columna de agua, la cual tiene el potencial de aportar directamente a la biogeoquímica del ecosistema.

Temporalidad de factores fisicoquímicos

Se observó un gradiente de temperatura y salinidad con una relación significativa en la estructura de la comunidad procariota de la Laguna Ojo de Liebre, la cual se divide espacial y temporalmente en grupos (Fig. 1a), de manera similar a lo reportado en otros ambientes hipersalinos (Thompson y Lee 2020). La mayor diferencia en la composición de la comunidad ocurrió entre agosto y noviembre, meses asociados a un gradiente fisicoquímico influenciado por periodos de marea muerta durante los días de muestreo. Estos periodos favorecen la diferenciación estacional, a diferencia de las mareas vivas, que promueven un fuerte intercambio de agua con la Bahía de Vizcaíno, modificando la temperatura, salinidad y densidad de la laguna (Álvarez-Borrego y Granados-Guzmán 1992). La temperatura mostró la correlación más significativa ($r^2 = 0.77$, $P = 0.001$) con la composición de la comunidad, explicando la agrupación de las muestras de agosto, el mes más cálido, lo que coincide con observaciones previas sobre su efecto directo en comunidades microbianas marinas (Zhou et al. 1996). Además, de acuerdo con el análisis de ordenación, la relación de la densidad con la agrupación de las muestras de noviembre y su división entre la boca y el interior de la laguna es concordante con la dinámica reportada también en otras lagunas costeras hipersalinas influenciadas por las mareas, la evaporación, la circulación y la morfología (Clementino et al. 2008, Carvalho et al. 2024).

Con respecto a la diferenciación espacial entre la boca y la cabeza de la laguna, esta puede atribuirse al efecto de la marea en el tiempo de residencia del agua, lo cual influye en el recambio y permanencia de taxones (Álvarez-Borrego y Granados-Guzmán 1992). Por ejemplo, noviembre ha sido el mes en el que se ha registrado el mayor tiempo de residencia (124 días) (Soto-López 2024). Además, durante mareas vivas, se produce un intercambio considerable de masas de agua en la región de la boca, mientras que, el tiempo de residencia es mayor en la cabeza, dependiendo de la circulación en Bahía Vizcaíno y los patrones de viento (Soto-López 2024).

Composición y estructura de la comunidad procariota

Para los objetivos de este estudio, orientados a identificar patrones generales en la estructura procariota a lo largo de un gradiente ambiental, el análisis a nivel de orden resultó apropiado e informativo. Se ha sugerido que la definición de “núcleo” microbiano, incluyendo el nivel taxonómico y el valor de corte de abundancia, se establezca según las preguntas de investigación y la escala ecológica del estudio (Custer et al. 2023). En este caso, al trabajar a nivel de orden con un corte de $>1\%$ de abundancia relativa, buscamos identificar los grupos taxonómicos principales que formaron persistentemente la base estructural de la comunidad. Este enfoque permitió discernir los taxones clave que respondieron a las condiciones ambientales del marco temporal considerado en este estudio. Si bien el marco temporal de este estudio solo consideró un ciclo anual, los resultados obtenidos aportan información sin precedentes para la Laguna Ojo de Liebre sobre la influencia de la variación de los factores fisicoquímicos y la dinámica de la columna de agua en la composición de la comunidad microbiana. Así, fue posible diferenciar un “núcleo” formado por taxones recurrentes y abundantes, como los filos Pseudomonadota, Bacteroidota, Actinobacteriota, Cyanobacteria y Verrucomicrobiota, lo cual es similar a lo reportado en otros sistemas hipersalinos con rangos de salinidad y temperatura comparables, como la Laguna de Araruama (salinidad: 36-50; Clementino et al. 2008) y la Laguna de Thau (salinidad: 25-40; temperatura: ~ 10 -20 °C; Trombetta et al. 2022). Lo anterior respalda la consistencia de nuestras observaciones y establece una línea base de conocimiento para futuras comparaciones interanuales que permitirán resolver la influencia de los fenómenos climáticos de mesoescala sobre la composición y estructura las comunidades microbianas en la laguna.

La dinámica estacional influyó en la distribución y abundancia de este núcleo (Fig. 2a). Cyanobacteria fue más abundante en marzo y disminuyó progresivamente, mientras que Planctomycetota y Verrucomicrobiota aumentaron en noviembre. Estos 2 últimos, típicamente clasificados como mesófilos (prefieren ~ 20 -35 °C) y asociados a sedimentos ricos en materia orgánica, suelen co-ocurrir y participan en la degradación de compuestos complejos, incluidos los hidrocarburos (Schlesner y Stackebrandt 1987, Hedlund y Staley 2006, Lee et al. 2009). Por su parte, Actinobacteriota, con la clase Acidimicrobia, ha mostrado adaptaciones a la hipersalinidad mediante la acumulación de solutos, la formación de esporas y su versatilidad metabólica (Ventura et al. 2007). Además, a diferencia de otros ambientes hipersalinos donde son comunes Euryarchaeota, Thaumarchaeota y Halobacteriota (Clementino et al. 2008, Trombetta et al. 2022), solo se detectó el filo Thermoplasmata (Grupo Marino II), lo cual fue reportado en los tapetes microbianos de Bahía Vizcaíno (Robertson 2009, García-Maldonado et al. 2023). Este grupo participa en la renovación de materia orgánica derivada del

fitoplancton (Hugoni et al. 2013), lo que concuerda con la alta productividad de la laguna.

Los taxones raros (<1% de abundancia relativa) también contribuyeron a la diversidad estacional (Material Suplementario Fig. S1), y estos pueden influir en las interacciones biológicas, las redes tróficas (Lyons et al. 2005) y la degradación de contaminantes (Pester et al. 2010, Delgado-Baquerizo et al. 2016). La identificación de grupos raros como Crenarchaeota, Acidobacteriota, Bdellovibrionota, Chloroflexota, Gemmatimonadota, Latescibacterota, Marinimicrobia y Myxococota, sugieren que la posible resuspensión de sedimentos por perturbaciones ambientales, cambie la composición de la comunidad de los sedimentos como se ha observado en comunidades microbianas bentónicas (Garsteki et al. 2002, Pusceddu et al. 2005). Esto es relevante en la Laguna Ojo de Liebre debido a la actividad de embarcaciones y la presencia de la Ballena Gris, que podrían favorecer la mezcla y resuspensión de sedimentos.

La diversidad mostró un patrón espaciotemporal en el que noviembre registró la mayor diversidad y abundancia de taxones raros, mientras que agosto presentó los valores más bajos. En la cabeza de la laguna (S5), con alto tiempo de residencia, fueron frecuentes Thermoanaerobaculia (Thermoanaerobaculales) y Desulfobacterota (Desulfobacterales y Desulfobulbales). En la zona media (S9 y S10), con mayor intercambio de agua, predominaron Actinobacteriota (e.g., Microtrichales y Corynebacteriales), coincidiendo con una mayor diversidad. La variabilidad en los tiempos de residencia, asociada a la circulación en Bahía Vizcaíno, afecta la renovación de agua y podría explicar la presencia temporal de estos grupos raros en microhábitats únicos durante periodos de baja circulación (Mehrabi et al. 2014, Wu et al. 2024).

Inferencia del metabolismo microbiano

Las inferencias metabólicas basadas en los datos de 16S rRNA mediante PICRUSt2 permitieron obtener una visión funcional del potencial metabólico de la comunidad procarionota en la columna de agua de la laguna. Sin embargo, es crucial considerar las incertidumbres inherentes a esta aproximación metodológica. Agrawal et al. (2019) reportaron que PICRUSt puede presentar variaciones en la precisión de sus predicciones en comparación con métodos directos, como la metagenómica *shotgun* o la cuantificación de genes en tiempo real (qPCR) (Agrawal et al. 2019). Por lo tanto, hemos interpretado los resultados obtenidos como una indicación robusta y cualitativa de la presencia potencial de rutas metabólicas en el ecosistema. Particularmente, la consistencia en la detección de enzimas relacionadas con una misma ruta (i.e., asociadas al ciclo del nitrógeno o a la degradación de quitina) fortalece la confiabilidad de nuestras inferencias sobre las capacidades funcionales de la comunidad, aun reconociendo el margen de error descrito para la herramienta.

Se identificó el potencial para la biosíntesis de vitaminas B. Entre los taxones clave se encontraron los órdenes

Rhizobiales, Rhodobacterales y Sphingomonadales, y el clado SAR11 (Pseudomonadota), así como Flavobacteriales y Sphingomonadales (Bacteroidota), estos últimos potencialmente involucrados en la producción de biotina (B7) (Sañudo-Wilhelmy et al. 2006). Por ejemplo, la vitamina B6 (como PLP) facilita la síntesis de osmoprotectores en microorganismos, como SAR11 y cianobacterias, ante fluctuaciones de salinidad (Sañudo-Wilhelmy et al. 2012). El metabolismo de vitaminas (B2, B6 y B7) es crucial para la supervivencia microbiana en ambientes hipersalinos. Estas vitaminas, sintetizadas principalmente por microorganismos marinos, actúan como cofactores en procesos esenciales, como el metabolismo de aminoácidos (B6), las reacciones de oxidación-reducción (B2) y la síntesis de ácidos grasos (B7), afectando directamente la productividad de los ecosistemas (Oren 2011, Sañudo-Wilhelmy et al. 2012, Sañudo-Wilhelmy et al. 2014, Wang et al. 2023). Su disponibilidad influye en los ciclos biogeoquímicos y la actividad del fitoplancton y bacterioplancton, como se ha documentado en zonas costeras (Averianova et al. 2020).

Además, la inferencia metabólica sugiere la producción de metabolitos secundarios. Se detectó el potencial para sintetizar antibióticos, como la estreptomina, respaldado por el aislamiento previo del género *Streptomyces* (filo Actinobacteriota) en la laguna (Zamora-Quintero et al. 2022). También se infirió la biosíntesis de sideróforos (i.e., desferrioxamina E, carotenoides y terpenoides), la cual es una estrategia adaptativa clave ante el estrés oxidativo, la alta radiación UV y la limitación de nutrientes, como la generalmente reportada ausencia de hierro en los sedimentos (Gunde-Cimerman et al. 2018, Valdivieso-Ojeda et al. 2021, Zamora-Quintero et al. 2022). Las condiciones ambientales durante el estudio (salinidad: 34-45; temperatura: 19-27 °C; radiación UV: $134.4 \text{ kW} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ en agosto) apoyan el argumento de que estos metabolismos son determinantes en la estructura de la comunidad microbiana (Alonso-Reyes et al. 2021, NASA POWER 2022) y regulan las interacciones mediante exclusión o dominancia de taxones (Vraspir y Butler 2009, Oren 2014). Un ejemplo de esta relación ambiente-metabolismo es la fluctuación estacional del orden Synechococcales. Su mayor abundancia en la cabeza de la laguna (estación S4) en agosto, un periodo de mayor salinidad, temperatura y radiación UV, sugirió una potencial relación con la producción de flavonoides, un metabolismo que contribuyó significativamente a la variación estacional ($P < 0.05$). Esto concuerda con reportes previos de que cianobacterias, como *Synechococcus*, sintetizan estos compuestos como protección (Gunde-Cimerman et al. 2018).

Respecto a la potencial biodegradación de hidrocarburos, aunque las arqueas halófilas son conocidas por degradar hidrocarburos en ambientes hipersalinos (Oren 2014), su baja diversidad en este estudio (principalmente Thermoplasmata) sugiere que la degradación de compuestos, como el tolueno, en la columna de agua es limitada. Los potenciales aportes de hidrocarburos a la laguna son los derrames

de combustible asociados a la actividad de embarcaciones de turismo, la pesca y el transporte de la salina. Si bien las acciones regulatorias vigentes del programa de manejo de la laguna promueven que las embarcaciones que ingresen a la reserva eviten la dispersión de hidrocarburos en los cuerpos de agua (CONANP y SEMARNAT 2016), sugerimos que estudios posteriores se enfoquen en la cuantificación y caracterización de estos compuestos, que posiblemente se concentren en los sedimentos, los cuales puedan ser resuspendidos hacia la columna de agua por la dinámica de la laguna, así como en la evaluación de la actividad de la comunidad microbiana hidrocarbonoclasta (Widdel y Rabus 2001).

Finalmente, se destaca el potencial para la degradación de quitina, la cual es crucial para el reciclaje de carbono y nitrógeno. Aunque los órdenes especializados de Chitinophagales y Vibrionales se encontraron en baja abundancia en noviembre, su presencia, junto con la actividad zooplanctónica reportada en la laguna (Sánchez-Cobarrubias et al. 2021), sugiere que este proceso podría ser relevante tras los picos de abundancia de zooplancton, conectando la disponibilidad del sustrato con el metabolismo microbiano y la productividad (Keyhani y Roseman 1999, Souza et al. 2011).

CONCLUSIONES

Este estudio es la primera caracterización de la comunidad procariota de la columna de agua de la Laguna Ojo de Liebre. Los resultados muestran que la comunidad procariota está estructurada principalmente por la temperatura y compuesta por un núcleo microbiano característico de ambientes hipersalinos. La importancia de nuestro estudio también incluye haber identificado posibles funciones ecológicas que la comunidad puede mantener, principalmente los ciclos biogeoquímicos fundamentales para el ecosistema. Además, una fracción de taxones poco abundantes, que proliferan en condiciones de baja renovación de agua, tienen el potencial de aportar capacidades metabólicas especializadas para la resiliencia del ecosistema. De esta manera, el conjunto de resultados de este estudio sugiere que la interacción entre el núcleo estable y la comunidad rara dinámica es fundamental para sostener la productividad y salud de este vital ecosistema costero.

DECLARACIONES

Material suplementario

El material suplementario de este estudio puede encontrarse en: <https://cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarias/article/view/3564/420421271>.

Agradecimientos

Agradecemos a la Exportadora de Sal S.A. por su apoyo general y logístico en Guerrero Negro, Baja California Sur, para la recolección de muestras de sedimento. Agradecemos

a los estudiantes voluntarios del grupo de investigación de Ecología del Fitoplancton de la Universidad Autónoma de Baja California por su apoyo invaluable en la colecta de muestras.

Financiamiento

Este estudio fue financiado por la Universidad Autónoma de Baja California con el proyecto “Indicadores ambientales del estado de salud del humedal Laguna Ojo de Liebre (Reserva de la Biósfera El Vizcaíno)” (no. 401-1-C-35-22). Aileen Pimental recibió una beca para estudios de Maestría por SECIHTI (CVU 1227483).

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de interés.

Contribuciones de autor

Conceptualización: APC, MTB, NMA; Curación de datos: APC, MTB; Análisis formal: APC, MTB; Adquisición de financiamiento: APC, JLC; Investigación: MTB, NMA, JLC, MNCC; Metodología: MTB, NMA; Administración del proyecto: JLC; Recursos: MTB, JLC; Software: APC, MTB; Supervisión: MTB, NMA, JLC, MNCC; Validación: MTB, NMA, JLC, MNCC; Visualización: APC, MTB; Redacción—borrador original: APC; Redacción—revisión y edición: MTB, NMA, JLC, MNCC.

Disponibilidad de datos

Los datos de secuenciación de este estudio se encuentran disponibles en el Centro Nacional de Información Biotecnológica (NCBI, por sus siglas en inglés) (BioProject: PRJNA1274005). Este estudio se llevó a cabo dentro de la normatividad vigente y en cumplimiento a lo requerido por la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno.

Uso de herramientas de IA

Los autores no utilizaron ninguna herramienta de inteligencia artificial para este trabajo.

REFERENCIAS

- Agrawal S, Kinh CT, Schwartz T, Hosomi M, Terada A, Lackner S. 2019. Determining uncertainties in PICRUSt analysis—An easy approach for autotrophic nitrogen removal. *Biochem Eng J.* 152:107328. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.107328>
- Alonso-Reyes DG, Galván FS, Portero LR, Alvarado NA, Farías ME, Vazquez MP, Albarracín VH. 2021. Genomic insights into an Andean multiresistant soil actinobacterium of biotechnological interest. *World J Microbiol Biotechnol.* 37:166. <https://doi.org/10.1007/s11274-021-03129-9>
- Álvarez-Borrego S, Granados-Guzmán G. 1992. Temporal and spatial variation of temperature in a winter habitat of the gray whale: Ojo de Liebre lagoon = Variación espacio-temporal de

- temperatura en un hábitat de invierno de la ballena gris: laguna Ojo de Liebre. *Cienc Mar.* 18(1):151-165.
<https://doi.org/10.7773/cm.v18i1.872>
- Arahal DR, Márquez MC, Ventosa A. 2007. Salting in the ancient world and its economic impact. *Saline Syst.* 3:1-9.
<https://doi.org/10.1186/1746-1448-3-1>
- Averianova L, Balabanova LA, Son OM, Podvolotskaya AB, Tekutyeva LA. 2020. Production of vitamin B2 (riboflavin) by microorganisms: An overview. *Front Bioeng Biotechnol.* 8-2020.
<https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.570828>
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2006. *Ecology: From Individuals to Ecosystems.* Oxford (United Kingdom): Blackwell Publishing. 100 p.
- Bermúdez-Almada B. 2003. *Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar. Reserva de la Biosfera "El Vizcaíno."* Mexico City (Mexico): Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Information sheet. p. 2-9.
- Bocanegra-Castillo N. 1998. Interacciones tróficas de la ictiofauna más abundante en la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México [MSc thesis]. [Mexico]: Instituto Politécnico Nacional. 82 p.
- Bolyen E, Rideout JR, Dillon MR, Bokulich NA, Abnet CC, Al-Ghalith GA, Alexander H, Alm EJ, Arumugam M, Asnicar F, et al. 2019. Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nat Biotechnol.* 37:852-857.
<https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Callieri C, Eckert EM, Di Cesare A, Bertoni F. 2018. Microbial communities. *Ref Module Earth Syst Environ Sci.* 1:126-134.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11222-9>
- Carvalho ACB, Carvalho MV, Trevisan CL, Rosman PCC, Wasserman JC. 2024. Modeling a hypersaline lagoon to evaluate salinity changes due to morphology of an ocean connection. *Rev Bras Rec Hid.* 29:e44.
<https://doi.org/10.1590/2318-0331.292420240078>
- Caspi R, Altman T, Billington R, Dreher K, Foerster H, Fulcher CA, Holland TA, Keseler IM, Kothari A, Kubo A, et al. 2014. The MetaCyc database of metabolic pathways and enzymes and the BioCyc collection of pathway/genome databases. *Nucleic Acids Res.* 42(D1):D459-D471.
<https://doi.org/10.1093/nar/gkt1103>
- Chen Y, Mai J, Cao X, Burberry A, Cominelli F, Zhang L. 2023. gpicrust2: an R package for PICRUST2 predicted functional profile analysis and visualization. *Bioinformatics.* btad470.
<https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btad470>
- Clementino MM, Vieira RP, Cardoso AM, Nascimento APA, Silveira CB, Riva TC, Gonzalez ASM, Paranhos R, Albano RM, Ventosa A, et al. 2008. Prokaryotic diversity in one of the largest hypersaline coastal lagoons in the world. *Extremophiles.* 12:595-604.
<https://doi.org/10.1007/s00792-008-0162-x>
- [CONANP y SEMARNAT] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2016. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Complejo Lagunar Ojo de Liebre. 1st ed. Mexico City (Mexico): CONANP y SEMARNAT. 162 p. https://www.conanp.gob.mx/datos_abiertos/DGCD/RB_Complejo_Lagunar_Ojo_de_Liebre.pdf
- Contreras F. 1985. Las lagunas costeras mexicanas. Mexico City (Mexico): Centro de Ecodesarrollo y Secretaría de Pesca. 263 p.
- Crespo-Guerrero JM, Jiménez-Pelcastre A. 2016. Organización del sector pesquero comercial ribereño en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (México). *Rev Geogr Venez.* 57(2):263-259.
- Custer GF, Gans M, van Diepen LTA, Dini-Andreote F, Buerkle CA. 2023. Comparative Analysis of Core Microbiome Assignments: Implications for Ecological Synthesis. *mSystems.* 8:e01066-22.
<https://doi.org/10.1128/msystems.01066-22>
- Delgado-Baquerizo M, Giaramida L, Reich PB, Khachane AN, Hamonts K, Edwards C, Lawton LA, Singh BK. 2016. Lack of functional redundancy in the relationship between microbial diversity and ecosystem functioning. *J Ecol.* 104:936-946.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12585>
- Díaz RG, Wacher RC. 2003. Métodos para el estudio de comunidades microbianas en alimentos fermentados. *Rev Latinoam Microbiol.* 45:30-40.
- García-Maldonado JQ, Latisnere-Barragán H, Escobar-Zepeda A, Cadena S, Ramírez-Arenas PJ, Vázquez-Juárez R, Rojas-Contreras M, López-Cortés A. 2023. Revisiting microbial diversity in hypersaline microbial mats from Guerrero Negro for a better understanding of methanogenic archaeal communities. *Microorganisms.* 11(3):812.
<https://doi.org/10.3390/microorganisms11030812>
- Garsteki T, Wickman SA, Arndt H. 2002. Effects of experimental sediment resuspension on a coastal planktonic microbial food web. *Estuar Coast Shelf Sci.* 55(5):751-762.
<https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0937>
- Ghosh S, Kumar, S, Khare, SK. 2019. Microbial diversity of saline habitats: an overview of biotechnological applications. In: Giri B, Varma A (eds.), *Microorganisms in Saline Environments: Strategies and Functions.* Cham (Switzerland): Springer Nature Switzerland. 471 p.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-18975-4_4
- Gunde-Cimerman N, Plemenitaš A, Oren A. 2018. Strategies of adaptation of microorganisms of the three domains of life to high salt concentrations. *FEMS Microbiol Rev.* 42(3):353-375.
<https://doi.org/10.1093/femsre/fuy009>
- Hedlund BP, Staley JT. 2006. The Phylum Verrucomicrobia: A phylogenetically diverse bacterial group. *Environ Microbiol.* 8(5):847-858.
- Hugoni M, Taib N, Debroas D, Domain I, Dufournel IJ, Bronner G, Salter I, Agogué H, Mary I, Galand PE. 2013. Structure of the rare archaeal biosphere and seasonal dynamics of active ecotypes in surface coastal waters. *Proc Natl Acad Sci USA.* 110(15):6004-6009.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1216863110>
- Karleskint G, Turner R, Small J. 2010. *Introduction to Marine Biology.* 4th ed. Boston (USA): Cengage Learning. 592 p.
- Keyhani NO, Roseman S. 1999. Physiological aspects of chitin catabolism in marine bacteria. *Annu Rev Microbiol.* 53:17-50.
[https://doi.org/10.1016/s0304-4165\(99\)00172-5](https://doi.org/10.1016/s0304-4165(99)00172-5)
- Kimbrel JA, Ballor N, Wu YW, David MM, Hazen TC, Simmons BA, Singer SW, Jansson JK. 2018. Microbial community structure and functional potential along a hypersaline gradient. *Front Microbiol.* 9:2018.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01492>
- Kost C, Patil KR, Friedman J, Garcia SL, Ralser M. 2023. Metabolic exchanges are ubiquitous in natural microbial communities. *Nat Microbiol.* 8:2244-2252.
<https://doi.org/10.1038/s41564-023-01511-x>
- Langille MGI, Zaneveld J, Caporaso JG, McDonald D, Knights D, Reyes JA, Clemente JC, Burkepille DE, Vega Thurber RL, et al. 2013. Predictive functional profiling of microbial communities using 16S rRNA marker gene sequences. *Nat Biotechnol.* 31(8):814-821.
- Lee KC, Webb RI, Janssen PH, Sangran P, Romeo T, Staley JT, Fuerst JA. 2009. Phylum Verrucomicrobia representatives share a compartmentalized cell plan with members of bacterial phylum Planctomycetes. *BMC Microbiol.* 9:5.
<https://doi.org/10.1186/1471-2180-9-5>
- Lyons KG, Brigham CA, Traut BH, Schwartz MW. 2005. Rare species and ecosystem functioning. *Conserv Biol.* 19(4):1019-1024.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00106.x>

- Mehrabi Z, Slade EM, Solís Á, Mann DJ. 2014. The importance of microhabitat for biodiversity sampling. *PLoS ONE*. 9(12):e114015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114015>
- [NASA POWER] National Aeronautics and Space Administration Prediction Of Worldwide Energy Resources. 2022. POWER Data Access Viewer; NASA POWER; [accessed August 2021]. <https://power.larc.nasa.gov/>
- Oksanen J, Simpson GL, Blinchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Solymos P, Stevens MHH, Szocs E, et al. 2019. *vegan: Community Ecology Package*. v. 2.5-6. R package. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliart-Ros RM, Manresa-Presas Á, Sánchez-Otero MG. 2016. Utilización de microorganismos de ambientes extremos y sus productos en el desarrollo biotecnológico. *CiencUAT*. 11(1):79-90. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-78582016000200079&lng=es&tlng=es
- Oren A. 2002. Diversity of halophilic microorganisms: Environments, phylogeny, physiology, and applications. *J Ind Microbiol Biotechnol*. 28(1):56-63. <https://doi.org/10.1038/sj/jim/7000176>
- Oren A. 2008. Microbial life at high salt concentrations: Phylogenetic and metabolic diversity. *Saline Syst*. 4:2. <https://doi.org/10.1186/1746-1448-4-2>
- Oren A. 2010. Industrial and environmental applications of halophilic microorganisms. *Environ Technol*. 31(8-9):825-834. <https://doi.org/10.1080/09593330903370026>
- Oren A. 2011. Thermodynamic limits to microbial life at high salt concentrations. *Environ Microbiol*. 13(8):1908-1923. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2010.02365.x>
- Oren A. 2014. Industrial applications of halophilic microorganisms. In: *Industrial Biocatalysis*. Grunwald P (ed.). New York (United States): CRC Press. p. 283-308.
- Parada AE, Needham DM, Fuhrman JA. 2015. Every base matters: Assessing small subunit rRNA primers for marine microbiomes with mock communities, time series and global field samples. *Environ Microbiol*. 18(5):1403-1414. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13023>
- Pester M, Bittner N, Deevong P, Wagner M, Loy A. 2010. A "rare biosphere" microorganism contributes to sulfate reduction in a peatland. *ISME J*. 4:1591-1602. <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.75>
- Ponce-López S. 2002. Propuesta para determinar el valor económico de algunos recursos naturales utilizados en la producción de sal marina por Exportadora de Sal S.A. de C.V. en Guerrero Negro, B.C.S. [MSc thesis]. Mexico: Instituto Politécnico Nacional. 85 p.
- Pusceddu A, Fiordelmondo C, Danocaro R. 2005. Sediment resuspension effects on the benthic microbial loop in experimental microcosms. *Microb Ecol*. 50(4):602-13. <https://doi.org/10.1007/s00248-005-5051-6>
- Robertson CE, Spear JR, Harris JK, Pace NR. 2009. Diversity and stratification of archaea in a hypersaline microbial mat. *Appl Environ Microbiol*. 75(7):1801-10. <https://doi.org/10.1128/AEM.01811-08>
- Rousk J, Bengtson P. 2014. Microbial regulation of global biogeochemical cycles. *Front Microbiol*. 5:103. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00103>
- RStudio Team. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC. Vienna (Austria): The R Project for Statistical Computing. <http://www.rstudio.com/>
- Sánchez-Cobarrubias GV, López-Calderón J, Ruiz-de la Torre MC, González-Silvera A. 2021. Estructura de la comunidad fitoplanctónica en Laguna Ojo de Liebre (B.C.S., México) en febrero de 2018. *Investig Cienc*. 29(83):25-35.
- Sañudo-Wilhelmy SA, Gobler CJ, Okbami Michael M, Taylor GT. 2006. Regulation of phytoplankton dynamics by vitamin B. *Geophys Res Lett*. 33:L04604. <https://doi.org/10.1029/2005GL025046>
- Sañudo-Wilhelmy SA, Cutter LS, Durazo R, Smail EA, Gómez-Consarnau LG, Webb EA, Prokopenko MG, Berelson WM, Karl DM. 2012. Multiple B-vitamin depletion in large areas of the coastal ocean. *Proc Natl Acad Sci USA*. 109(35):14041-14045. <https://doi.org/10.1073/pnas.1208755109>
- Sañudo-Wilhelmy SA, Gómez-Consarnau L, Suffridge C, Webb EA. 2014. The role of B vitamins in marine biogeochemistry. *Annu Rev Mar Sci*. 6:339-367. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120710-100912>
- Schlesner H, Stackebrandt E. 1987. Molecular phylogeny of the genera *Planctomyces* and *Pirellula* and the taxonomic outline of the family Planctomycetaceae. *Syst Appl Microbiol*. 9(3):174-176.
- Soto-López LJ. 2024. Procesos que controlan la química del sistema del carbono en Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. [BSc Thesis]. Mexico: Universidad Autónoma de Baja California. 50 p.
- Souza CP, Almeida BC, Colwell RR, Rivera IN. 2011. The importance of chitin in the marine environment. *Mar Biotechnol*. 13:823-830. <https://doi.org/10.1007/s10126-011-9388-1>
- Suzuki R, Shimodaira H. 2006. Pvcust: an R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics*. 22(12):1540-1542. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btl117>
- Thompson A, Lee C. 2020. The role of environmental physicochemical factors in shaping microbial communities. *Front Microbiol*. 11:895.
- Trombetta T, Bouget FY, Félix C, Mostajir B, Vidussi F. 2022. Microbial diversity in a North Western Mediterranean Sea shallow coastal lagoon under contrasting water temperature conditions. *Front Mar Sci*. 9:2022. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.858744>
- Valdivieso-Ojeda JA, Huerta-Díaz MA, Delgadillo-Hinojosa F, Otero XL, Arenas-Islas D, García-Orozco J. 2021. Sediment trace metal levels in the Ojo de Liebre Lagoonal Complex (Baja California, Mexico), a marine wildlife protected area. *Mar Pollut Bull*. 165:112097. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112097>
- Ventosa A, Nieto JJ, Oren A. 1998. Biology of moderately halophilic aerobic bacteria. *Microbiol Mol Biol Rev*. 62(2):504-44. <https://doi.org/10.1128/MMBR.62.2.504-544.1998>
- Ventura M, Canchaya C, Tauch A, Chandra G, Fitzgerald GF, Chater KF, van Sinderen D. 2007. Genomics of Actinobacteria: Tracing the evolutionary history of an ancient phylum. *Microbiol Mol Biol Rev*. 71(3):495-548. <https://doi.org/10.1128/mmlbr.00005-07>
- Villa-Guerrero A. 2019. Circulación por marea y transporte de sedimento en el sistema lagunar Ojo de Liebre - Guerrero Negro. [MSc thesis]. Mexico: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 48 p.
- Vraspir JM, Butler A. 2009. Chemistry of marine ligands and siderophores. *Annu Rev Mar Sci*. 1:43-63. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163712>
- Walters W, Hyde ER, Berg-Lyons D, Ackermann G, Humphrey G, Parada A, Gilbert JA, Jansson JK, Caporaso JG, Fuhrman JA, April A, Knight R. 2015. Improved bacterial 16S rRNA gene (V4 and V4-5) and fungal internal transcribed spacer marker gene primers for microbial community surveys. *mSystems*. 1(1):e00009-15. <https://doi.org/10.1128/mSystems.00009-15>
- Wang L, Zhao HC, Bi R, Chen X, Lyu Z, Liu W. 2023. Roles and sources of B vitamins in the marine ecosystem. *Rev Fish Biol Fish*. 33:1-22. <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09818-y>

- Wickham H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York (USA): Springer-Verlag. <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Widdel F, Rabus R. 2001. Anaerobic biodegradation of saturated and aromatic hydrocarbons. *Curr Opin Biotechnol*. 12(3):259-276. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(00\)00209-3](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(00)00209-3)
- Wu Z, Li M, Qu L, Zhang C, Mie W. 2024 . Metagenomic insights into microbial adaptation to the salinity gradient of a typical short residence-time estuary. *Microbiome*. 12:115. <https://doi.org/10.1186/s40168-024-01817-w>
- Yarza P, Yilmaz P, Pruesse E, Glockner FO, Ludwig W, Schleifer KH, Whitman WB, Euzéby J, Amann R, Rosselló-Móra R. 2014. Uniting the classification of cultured and uncultured bacteria and archaea using 16S rRNA gene sequences. *Nat Rev Microbiol*. 12:635-645. <https://doi.org/10.1038/nrmicro3330>
- Zamora-Quintero AY, Torres-Beltrán M, Guillén Matus DG, Oroz-Parra I, Millán-Aguiñaga N. 2022. Rare actinobacteria isolated from the hypersaline Ojo de Liebre Lagoon as a source of novel bioactive compounds with biotechnological potential. *Microbiology*. 168(2):001144. <https://doi.org/10.1099/mic.0.001144>
- Zhou J, Bruns MA, Tiedje JM. 1996. DNA recovery from soils of diverse composition. *Appl Environ Microbiol*. 62(2):316-322. <https://doi.org/10.1128/aem.62.2.316-322.1996>

Complejidad geomorfológica y su asociación con la vegetación acuática sumergida en el litoral de Yucatán

María de los A Liceaga-Correa¹, Edgar J González², Luis A Rincón-Sandoval¹, Héctor Hernández-Núñez¹, E Betzabeth Palafox-Juárez^{1,3,4}, Eduardo Cuevas^{1,5*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 27 de diciembre de 2023

Aceptado 16 de junio de 2025

Publicado 4 de septiembre de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3458>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: eduardo.cuevas@uabc.edu.mx

¹ Laboratorio de Percepción Remota y SIG, Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, 97310 Mérida, Yucatán, México.

² Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Ciudad de México, México.

³ Departamento de Observación y Estudio de la Tierra, la Atmósfera y el Océano, El Colegio de la Frontera Sur, 77014 Chetumal, Quintana Roo, México.

⁴ Programa de Investigadoras e Investigadores por México, Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación, Ciudad de México, México.

⁵ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, 22860 Ensenada, Baja California, México.

RESUMEN. En la costa norte de la Península de Yucatán se encuentran ecosistemas marinos someros con extensas comunidades de vegetación acuática sumergida, incluidos los pastos marinos y macroalgas. Este estudio describe la complejidad geomorfológica del fondo marino litoral de Yucatán, México, y su asociación con comunidades de vegetación acuática sumergida, siendo el primero de su tipo en esta región. Este trabajo es relevante porque las interacciones ecológicas entre el fondo marino y los organismos que lo habitan definen la configuración espacial de los ecosistemas, así como los procesos ecológicos, muchos de los cuales proveen beneficios a la sociedad humana. Los objetivos de este estudio fueron (1) delimitar espacialmente unidades geomorfológicas discretas (estructuras y zonas) a partir de sus componentes de profundidad, pendiente y aspecto; (2) describir las abundancias relativas de grandes grupos de vegetación acuática sumergida (pastos marinos, algas verdes, algas rojas, algas pardas y césped algal); y (3) evaluar la asociación entre la geomorfología y la presencia de los grupos de vegetación estudiados. Esta información establece una línea base para los análisis biológicos, ecológicos y oceanográficos de los ecosistemas marinos costeros en el sureste de México. Además, los resultados de este estudio son clave para la toma de decisiones relacionadas con el desarrollo costero, manejo adaptativo y monitoreo de estado de conservación ambiental, y proporcionan fundamentos para estudios de valoraciones funcionales ecosistémicas.

Palabras clave: modelo digital de elevación, índice de posición batimétrico, modelos logísticos multinomiales Bayesianos, línea base, datos históricos.

INTRODUCCIÓN

Las interacciones ecológicas configuran la distribución de las comunidades marinas, la cual influye a su vez sobre las funciones ecosistémicas que desempeñan, que incluyen la provisión ambiental a las comunidades humanas (protección contra huracanes, captura de carbono, provisión de paisajes atractivos y sustento de actividades pesqueras), así como

la resiliencia de los paisajes marinos, por lo que es estratégico conocer las asociaciones entre las características físicas y biológicas de dichos paisajes (Gladstone-Gallagher et al. 2019, Armoskaite et al. 2020, Borland et al. 2021, Lavialle et al. 2023).

En particular, se reconoce la influencia determinante de la geomorfología (Öhman y Rajasuriya 1998), el relieve y el tipo de sustrato (Khalaf y Kochzius 2002) sobre la distribución de

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3458>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

comunidades bentónicas de corales (Mayorga-Martínez et al. 2021), macroinvertebrados en la zona intermareal (Damveld et al. 2018), pastos marinos y macroalgas (Hemminga y Duarte 2000), al grado de que algunos autores proponen la evaluación de la topografía y complejidad del fondo marino como un indicador sustituto de la biodiversidad bentónica para una estrategia rápida de muestreo (Cooper et al. 2019; Schenone et al. 2023, 2025). En este contexto, es relevante enfatizar la pertinencia de evaluar la relación entre las comunidades bentónicas y el fondo marino a múltiples escalas, incluyendo tanto a los componentes individuales de la complejidad como las clases geomorfológicas en sí (Gratwicke y Speight 2005, Pygas et al. 2020).

Los ecosistemas marinos someros del norte de la Península de Yucatán, al sureste de México, se caracterizan por la presencia de sedimentos calcáreos consolidados y no consolidados, en los que se desarrollan comunidades de vegetación acuática sumergida (VAS), como los pastos marinos y las macroalgas. Esas comunidades proveen beneficios clave, tanto tangibles como intangibles, asociados con el ciclo del carbono azul (Cota-Lucero y Herrera-Silveira 2021), facilitan el establecimiento de sedimentos costeros (Short et al. 2006), contribuyen a estabilizar los sedimentos asociados a las playas arenosas aledañas (Christianen et al. 2013, James et al. 2019) y constituyen hábitats críticos para especies de fauna de alto interés comercial y ecológico (Boström et al. 2006, Sandoval-Gío et al. 2020, Chen et al. 2021). Asimismo, son la base de importantes actividades de sustento para diversas comunidades costeras de Yucatán (Rebours et al. 2014, Coronado et al. 2020, Arcos-Aguilar et al. 2021, Quiñones-Peraza et al. 2023).

En esta región se han realizado descripciones de las comunidades de pastos marinos y macroalgas, pero no para todo el litoral norte de la península; tampoco se ha evaluado la complejidad geomorfológica del fondo ni valorado la asociación entre estos componentes ecosistémicos (Bello-Pineda y Hernández-Stefanoni 2007, Cota-Lucero y Herrera-Silveira 2021, López de Olmos Reyes et al. 2023, Ortigón-Aznar et al. 2024). Así, el presente estudio incide con pertinencia y relevancia al aportar productos espacialmente explícitos que coadyuven en la gestión de este territorio marítimo, así como datos históricos que se hacen públicos y constituyen una línea base para evaluar los cambios paisajísticos. Además, se suma a la filosofía de datos oceánicos abiertos promovida por el Decenio de los Océanos, entre otros (Martín et al. 2025).

En este contexto, este estudio presenta una caracterización geomorfológica del fondo marino litoral somero de Yucatán, México, a una escala de paisaje (decenas de kilómetros) y desde una perspectiva de variables físicas del fondo marino. Los objetivos de este estudio fueron: (1) delimitar espacialmente unidades geomorfológicas discretas (estructuras y zonas) a partir de sus componentes de profundidad, pendiente y aspecto; (2) describir las abundancias relativas de grandes grupos de la VAS (pastos marinos, algas verdes, algas rojas, algas pardas y césped algal); y (3) evaluar la

asociación entre la geomorfología y la presencia de los grupos de la VAS presentes en el mismo periodo que la clasificación geomorfológica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Yucatán se localiza en el sureste de México, al norte de la península con el mismo nombre, la cual es de origen cársico y cuenta con una plataforma continental submarina de rocas sedimentarias sobre un basamento cristalino del Paleozoico (Lugo-Hubp et al. 1992).

La región carece de ríos superficiales, pero se reconocen flujos laminares subterráneos a través de las estructuras cársicas (Solleiro-Rebolledo et al. 2011). Su costa es una planicie que se caracteriza por ser una franja estrecha de depósitos marinos recientes de origen carbonatado biogénico y un litoral de acumulación (Lugo-Hubp et al. 1992). La zona marina presenta un oleaje de baja energía, con corrientes superficiales dominantes y un transporte potencial de sedimentos de este a oeste como resultado del oleaje (Martínez-López y Parés-Sierra 1998, Enríquez et al. 2010, Appendini et al. 2012). En términos de su geomorfología, solo existe información de levantamientos batimétricos en áreas particulares y de las cartas náuticas (SEMAR 2019).

A su vez, la región alberga ecosistemas diversos y productivos (arrecifes coralinos, colonias de corales blandos, arrecifes rocosos, praderas de pastos marinos y bosques de macroalgas) de interés ecológico (e.g., sitios de refugio y alimentación de gran variedad de especies bentónicas y pelágicas) y comercial para la región (Zarco-Perelló et al. 2013, Palafox-Juárez y Liceaga-Correa 2017, Cota-Lucero y Herrera-Silveira 2021).

El área de este estudio comprendió un polígono de 356 km de longitud con límite a mar abierto hasta la isóbata de -12 m, por lo que el área tiene una amplitud variable. Nuestra área de estudio comprendió una superficie total de 4,968 km² (Fig. 1). La aproximación metodológica se realizó a una escala regional del paisaje (Gladstone-Gallagher et al. 2019, Schenone et al. 2023), basada en técnicas de disciplinas geomáticas y ecológicas para el ensamble de datos físicos, derivados de ecosondas, con datos biológicos a nivel de comunidades y grandes grupos taxonómicos, atendiendo el reto vigente en ciencias marinas de asociar datos en escalas distintas, procurando la eficiencia en la relación entre resolución espacial, cobertura y costos (Lark et al. 2015, Cooper et al. 2019, Brunier et al. 2020, Hao et al. 2023).

Colecta de datos batimétricos

Para la colecta de datos batimétricos se utilizó equipo acústico, con los que se generó un modelo digital de elevación (MDE) que se analizó para delimitar espacialmente unidades geomorfológicas discretas. Para esto, se definieron 170 transectos equidistantes (2 km entre ellos) con dirección

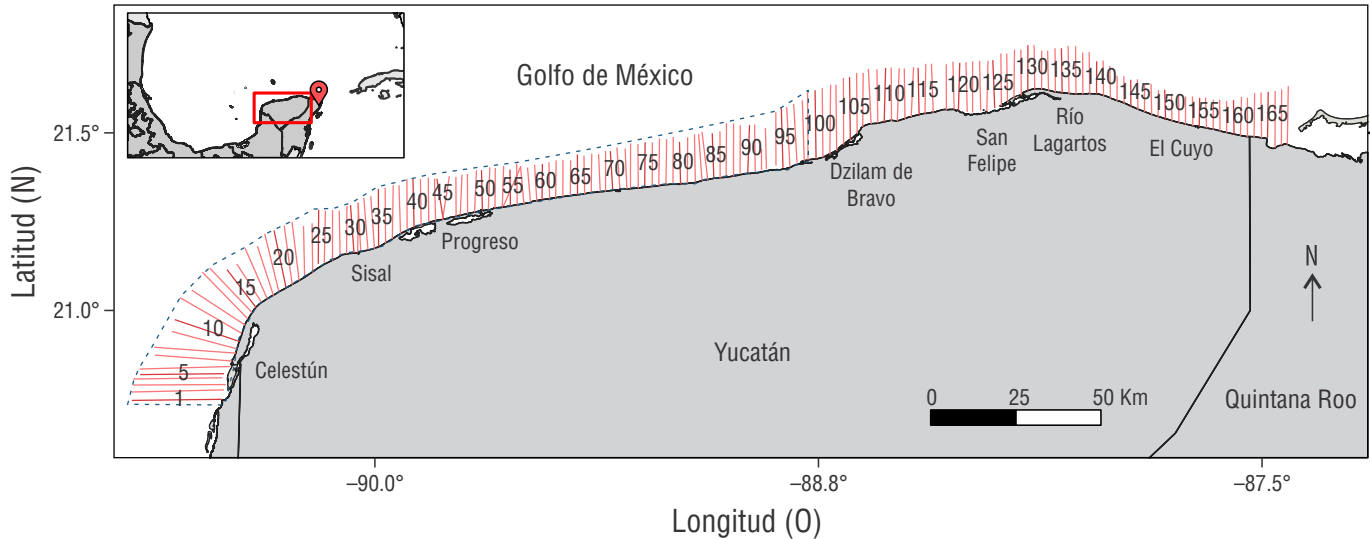


Figura 1. Área de estudio en el litoral somero al norte de la Península de Yucatán. Se presentan los 170 transectos (líneas perpendiculares a la costa color rojo) recorridos durante la colecta de datos batimétricos. La línea punteada gris delimita el área para el análisis de la cobertura vegetal. En la costa se indican los principales puertos de referencia en la zona. En el recuadro de la macrolocalización, el marcador de color rojo señala la ciudad de Cancún, como referencia para ubicación.

norte a sur, perpendiculares a la línea de costa, cubriendo profundidades entre las isóbatas de -0.5 m y -12.0 m (Fig. 1). Estos datos se adquirieron desde una embarcación menor (27 pies de eslora) con motor fuera de borda, a una velocidad media de $12 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$, en el periodo de abril de 2012 a junio de 2013. La profundidad se midió con una ecosonda monohaz marca Lowrance (Tulsa, EE.UU.) modelo LMS-37C (frecuencia: 200 MHz; apertura de haz: 35°) acoplada con un sistema de posición global diferencial marca Ashtek (Gates Mills, EE.UU.) modelo Promark 500. Los datos de coordenadas geográficas fueron corregidos ortométricamente en postproceso y, junto con este artículo, se ponen a disposición pública los datos filtrados (<https://goo.su/1RvqsCE>).

La frontera que representa la línea de costa para el modelo batimétrico fue definida mediante su digitalización en imágenes satelitales Landsat del sensor ETM+ (resolución espacial: 30 m) adquiridas en el mes de abril de 2010 (escenas *Path/Row*: 19/045, 20/045 y 21/045).

Clasificación geomorfológica del fondo marino

La distancia entre registros de profundidad sobre cada transecto fue significativamente menor que la distancia entre 2 transectos contiguos, lo que causaba un sesgo en el modelo geoestadístico. Para contender con este desbalance, se seleccionó un subconjunto de registros batimétricos (1,618 registros) a partir de los centroides de una rejilla de cuadros de 2×2 km en el área de estudio, con lo que se homoló la resolución espacial en ambos sentidos.

Con este subconjunto de datos se evaluó su autocorrelación espacial (semivarianza), utilizando el programa *Geostatistics for the Environmental Sciences* (GS+) v. 9.0. Se utilizó la

parametrización de pepita, rango y meseta del modelo teórico con mejor ajuste en el semivariograma para construir un MDE mediante interpolación por Kriging ordinario en el programa ArcMap v. 10.2.2. La exactitud del modelo fue evaluada por un análisis de validación cruzada (valores predichos contra los medidos de profundidad) y por la eficiencia de predicción (Villatoro et al. 2008), para lo que se utilizó un subconjunto de los registros batimétricos originales (195,226 registros; 20% del total de datos originales).

A partir del MDE se calcularon 2 de los principales componentes de la complejidad geomorfológica del fondo marino para su categorización multiescala: pendiente y orientación o aspecto (Wilson et al. 2007). Estos 2 componentes del relieve marino, junto con la profundidad, tienen un papel preponderante en la configuración de las estructuras geomorfológicas del fondo marino (Jerosch et al. 2015, Pygas et al. 2020). En este estudio, la pendiente se definió como el máximo cambio en la elevación del fondo marino dentro de una vecindad determinada, la cual es relevante en la estabilidad de los sedimentos requerida para el establecimiento de la VAS. Asimismo, la orientación o aspecto tiene una influencia directa sobre la posición de las comunidades bentónicas respecto al flujo de las corrientes y al acarreo de nutrientes, y se consideró como la dirección de la máxima inclinación en la misma vecindad (Jerosch et al. 2015, Pygas et al. 2020). Ambas variables fueron generadas en formato ráster con la herramienta *Topographic Properties* del programa TNTmips (Microimages, Raymond, EE.UU.) a partir del MDE.

Para la clasificación geomorfológica del fondo marino se utilizó el programa *Benthic Terrain Modeler* v. 3.0 (ArcGIS v. 10.2.2) con el índice de posición batimétrico (BPI, por sus siglas en inglés), el cual analiza los valores de cada píxel

del MDE respecto a un conjunto de píxeles en una vecindad radial de búsqueda definida por el usuario. Posteriormente, con base en una codificación multivariada de los componentes evaluados (profundidad, pendiente y orientación) y del BPI, el programa BTM asignó una clasificación geomorfológica a cada píxel del MDE (Wilson et al. 2007, Jerosch et al. 2015, Pygas et al. 2020).

El modelo incluyó el análisis del índice BPI a 2 escalas geográficas para el rango de búsqueda radial en su cálculo. En este estudio, los valores de las escalas fina (r) y gruesa (R) se definieron de manera empírica y con base en referencias bibliográficas (Lundblad et al. 2006) con escalas de 1:80,000 y 1:160,000. Estos valores representaron vecindades radiales de 50 y 100 píxeles para cada píxel del MDE, y ambas se estandarizaron tomando como referencia de una desviación estándar y considerando la autocorrelación de los datos batimétricos (Verfaillie et al. 2007).

Con estos parámetros definidos, los cálculos a escalas amplia (BPI_{Amp}) y fina (BPI_{Fin}) del modelo de complejidad geomorfológica se realizaron con la ecuación (1):

$$BPI_x = Z_{Comp} - Z_{Comp_Ajust_x} \quad (1)$$

donde x es la escala (amplia o fina), Z_{Comp} es el valor de los componentes de la complejidad (profundidad, pendiente y orientación) de la celda Z , y $Z_{Comp_Ajust_x}$ es el valor promedio de los componentes de la complejidad de las celdas dentro del radio de vecindad x (amplia o fina) (Wilson et al. 2007).

Con base en los valores de BPI obtenidos en los modelos de escala amplia y fina, se clasificó cada píxel del MDE como alguna de las zonas o estructuras definidas en un catálogo con valores umbrales (Jerosch et al. 2015) (Tabla 1).

Cobertura de la vegetación acuática sumergida (VAS)

Se analizaron los patrones de distribución geoespacial de la VAS en las zonas poniente y centro de la costa de Yucatán (de Celestún a Dzilam de Bravo) (Fig. 1). La zona oriente no fue incorporada en este análisis debido a un evento de marea

roja (COFEPRIS 2011), el cual modificó severamente las comunidades bentónicas, un impacto documentado para otras regiones (Lee et al. 2007), por lo que sus condiciones no eran comparables con el resto del área de estudio.

La aproximación metodológica de este estudio fue a escala regional y empleó técnicas estándar probadas para el mapeo de hábitats bentónicos y paisajes marinos (Swanborn et al. 2022, Schenone et al. 2023). Los sitios para la cuantificación de cobertura de la VAS se definieron mediante un diseño de muestreo estratificado aleatorio, reportado como óptimo para el mapeo de VAS (Hirzel y Guisan 2002, Wilson et al. 2019). Se utilizó como base una clasificación no supervisada de 2 imágenes Landsat 7 ETM+ (*paths*: 20 y 21; *row*: 45) de abril 2010, y se aplicó el algoritmo K-medias (15 clases distintas no supervisadas). Se definieron 219 sitios de muestreo distribuidos aleatoriamente al interior de cada clase no supervisada (Mastrantonis et al. 2024), considerando una distancia mínima de separación de 90 m entre sitios (mismo diseño que Palafox-Juárez y Liceaga-Correa 2017). En cada sitio se obtuvo un videotransecto submarino de 5 min siguiendo un método modificado de Aronson y Swanson (1997), con una orientación perpendicular al fondo y a una distancia de 80 cm, cubriendo un área aproximada de 50 m² (1 m de ancho × 50 m de longitud).

Los videos se analizaron siguiendo procedimientos estándar para mapeo de comunidades bentónicas y se realizó a nivel de grupos funcionales (e.g., algas y pastos marinos), lo cual se ha recomendado como una aproximación eficaz y eficiente a escala de paisaje marino (Roelfsema y Phinn 2010, Herkül et al. 2013, Leiper et al. 2014, Greenfield et al. 2016, Pygas et al. 2020). Se utilizó la aplicación *Coral Point Count with Excel extensions* (CPCe) (Kohler y Gill 2006), superponiendo 20 puntos aleatorios de muestreo por fotograma, y se analizaron 28 fotogramas por video, lo que representa aproximadamente una fotografía cada 1.78 m a lo largo del transecto grabado (Díaz-Aguilar 2012, Palafox-Juárez y Liceaga-Correa 2017). Para cada uno de los 20 puntos aleatorios en cada fotograma, se identificó el grupo taxonómico de la VAS presente: pasto marino, alga verde, alga roja, alga parda o césped algal.

Tabla 1. Características utilizadas en la clasificación morfológica del fondo marino de Yucatán. Síntesis de los características morfológicas y sus valores a las escalas amplia y fina (un valor de BPI de 100 corresponde a una desviación estándar) que definen la clasificación morfológica.

Clasificación geomorfológica	Clase	BPI escala amplia		BPI escala fina		Pendiente	
		Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior
Zonas	Elevación	100					
	Planicie	-100	100				0.042
	Pendiente suave	-100	100			0.042	
Estructuras	Depresión	-100	100		-100		0.042
	Colina submarina	-100	100	100		0.042	

Influencia de la geomorfología sobre la vegetación acuática sumergida (VAS)

Se generó un modelo logístico multinomial Bayesiano (BMLM, por sus siglas en inglés) con una estructura no lineal para reconocer la relación compleja entre las variables geomorfológicas (profundidad, pendiente y orientación) y la presencia de los diferentes grupos taxonómicos de VAS. Se utilizaron *splines* para modelar esta relación (en el caso de la orientación, dada su naturaleza circular, se consideraron *splines* cíclicos). A partir de este modelo, se estimaron las probabilidades de presencia de cada grupo taxonómico de la VAS en función de cada una de las características geomorfológicas del fondo.

Para el caso de las zonas definidas en el modelo BPI a escala amplia, se construyó un segundo BMLM en el que la variable predictora fue la zonificación geomorfológica, obteniéndose de éste estimaciones de la probabilidad de presencia de cada grupo de la VAS para cada zona.

En los 2 modelos BMLM anteriores, para tener probabilidades que sumaran 100%, se consideró un grupo adicional, “Otros”, que incluyó los elementos no vegetales restantes (i.e., laja, roca, arena y otros organismos) en cada punto aleatorio de cada fotograma. No se realizó este análisis para las estructuras debido a su área pequeña, la cual no incluía un número suficiente de sitios de muestreo para dicho análisis. Los BMLM se construyeron con el paquete ‘brms’ (Bürkner 2017, 2018) en R (R Core Team 2020).

RESULTADOS

Colecta de datos batimétricos

Los 170 transectos recorridos sumaron 2,314 km lineales muestreados con la ecosonda monohaz, generando un total de 977,747 registros de profundidad, después de eliminar errores de distinta índole. El transecto de mayor longitud (26.83 km) se registró al oeste, frente al puerto de Celestún, y el de menor longitud (7.42 km) al oriente, frente al puerto de El Cuyo (Fig. 1).

Clasificación geomorfológica del fondo marino

Dada la semivarianza de los datos de profundidad, éstos se ajustaron a un modelo gaussiano isotrópico (pepita = 0.01; meseta = 9.016; rango = 12,903.78 m; $R^2 = 0.967$; $RSS = 1.86$), y se definió una resolución espacial del MDE de 40 m por píxel, con una correlación alta de validación cruzada ($R^2 = 0.946$) y una eficiencia de predicción del modelo del 99.3%. Esta parametrización fue esencial para la repetibilidad y exactitud de los análisis aquí presentados.

La profundidad (Fig. 2a) y la pendiente (Fig. 2b) variaron de forma paralela a la línea de costa; la orientación presentó su mayor variabilidad de forma perpendicular a ésta (Fig. 2c). La batimetría fue uniforme en sentido longitudinal (E-O) y

presentó un patrón consistente en el sentido latitudinal (N-S). Destacó una pendiente discreta con valores menores a un grado ($<1^\circ$) que generó una planicie homogénea y de orientación predominante norte-noroeste. En conjunto definieron el paisaje geomorfológico del litoral somero estudiado (Fig. 2).

Con los resultados del modelo BPI y la definición de las características geomorfológicas del fondo (Tabla 1), el área de estudio se clasificó en 3 zonas distintas (escala amplia: elevación, planicie y pendiente suave) y 2 tipos de estructuras (escala fina: colinas submarinas y depresiones) (Fig. 3).

En el extremo más lejano de la costa del área de estudio, cerca de la isóbata de -12 m, se identificaron 3 depresiones, tanto a escala amplia como fina, y se clasificaron como estructuras, junto con 3 colinas submarinas o elevaciones aisladas (Fig. 3), de las cuales la localizada en Celestún presentó características morfológicas singulares.

Efecto de la geomorfología en la vegetación acuática sumergida (VAS)

Las especies de mayor abundancia de la VAS en el litoral oeste de Yucatán fueron (en orden descendiente): pastos marinos (principalmente *Thalassia testudinum*, aunque también se registró *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*), algas verdes (Chlorophyta), algas rojas (Rhodophyta), algas pardas (Phaeophyta) y césped algal (mezcla de macroalgas juveniles, especies filamentosas de crecimiento rápido, algas pardas, algas verdes y cianobacterias) (Fig. S1).

Los componentes de la geomorfología (profundidad, pendiente y orientación) tuvieron distintos grados de influencia sobre la probabilidad de presencia de los grupos taxonómicos de VAS (Fig. 4). A partir del primer BMLM (Tabla S1) se identificó que la profundidad fue la variable más importante en determinar la presencia de los grupos taxonómicos de la VAS en el litoral oeste de Yucatán.

Los pastos marinos se distribuyeron en zonas con profundidades menores a los -5 m (Fig. 4a), mostrando un marcado cambio en su presencia con el aumento de la profundidad. Su zona de distribución (Fig. S1) presentó pocas variaciones en pendiente y orientación, por lo que la influencia de estas variables fue mínima (Fig. 4b, c).

Por su parte, las algas verdes se distribuyeron principalmente en áreas con profundidades entre 5 y 7 m (Fig. 4d) y pendientes más pronunciadas (Fig. 4e); la orientación no representó un factor importante para explicar su presencia (Fig. 4f). A su vez, las algas rojas mostraron patrones de asociación con las 3 variables geomorfológicas, distribuyéndose principalmente en las zonas de mayor profundidad, con pendientes más pronunciadas (Fig. 4h) y orientación hacia el norte (Fig. 4i). Finalmente, las algas pardas, aunque tuvieron menor presencia que las algas rojas, se distribuyeron de manera similar a éstas (Fig. 4j-l). El césped algal se distribuyó principalmente en áreas con profundidades mayores a 2.5 m (Fig. 4m), pendientes bajas (Fig. 4n) y orientación hacia el norte del fondo marino (Fig. 4o).

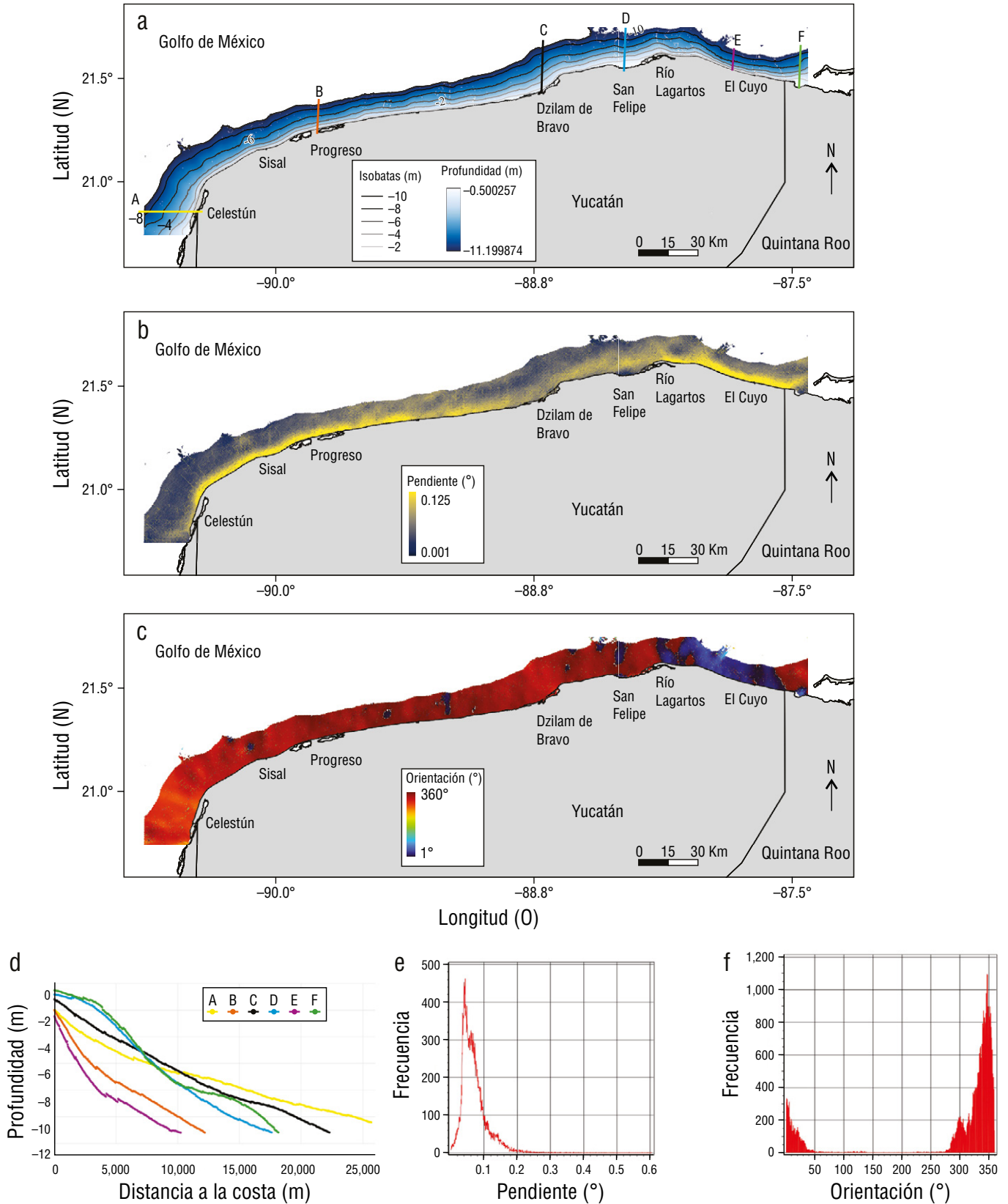


Figura 2. Representación de las variables componentes de la geomorfología del litoral somero del norte de la Península de Yucatán. Del modelo digital de elevación (MDE) (a), se calcularon la pendiente (b) y la orientación (c) del fondo marino. Se presentan perfiles de profundidad (d) señalados en (a), junto con las frecuencias de valores de la pendiente (e) y la orientación (f).

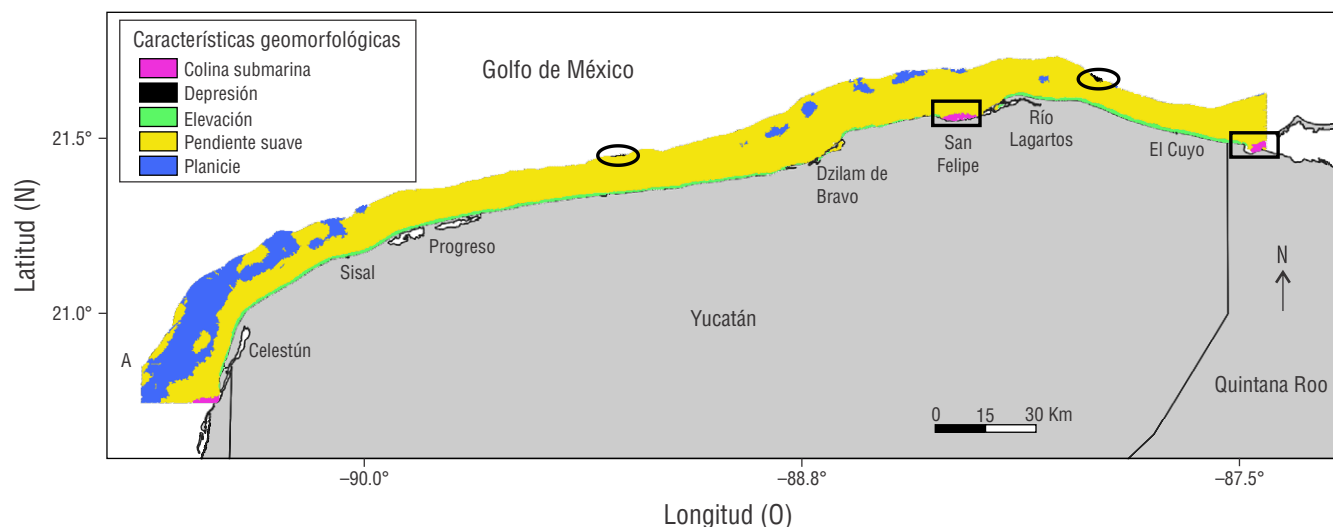


Figura 3. Características geomorfológicas de la superficie del fondo marino litoral de Yucatán; se hacen notar las colinas submarinas, interior de cuadros, y depresiones, interior de elipses.

A partir del segundo BMLM, cuya variable explicativa fue la zonificación geomorfológica, se identificó que la zona de elevación presentó la mayor cobertura de pastos marinos (39.7%), seguidos por las algas verdes (19%), el césped algal (14.5%), las algas rojas (10.3%) y las algas pardas (2.6%). Esta zona presentó la mayor diversidad de grupos taxonómicos de VAS (pastos marinos, algas verdes, césped algal, algas rojas y algas pardas), así como la mayor presencia de estos, mientras que la zonas de planicie y pendiente suave albergaron principalmente al césped algal, aunque también se encontró presencia de pastos marinos, algas verdes y algas rojas (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Mapeo del paisaje marino

Diversos enfoques conceptuales y estudios recientes han promovido la implementación de metodologías y tecnologías variadas, con distinta extensión espacial y de grano, para estudiar la biodiversidad a través de ensamblajes marinos a escala de paisaje, donde la biodiversidad bentónica se evalúa a nivel de grupos funcionales (Gladstone-Gallagher et al. 2019). Esta escala permite abordar la heterogeneidad de los sistemas dentro del paisaje, incluyendo grupos con diferentes requerimientos bióticos y abióticos, redundancia funcional y respuestas variables ante estresores, lo cual es esencial para entender la resiliencia ecológica e identificar potenciales grupos indicadores de procesos ecosistémicos (Kaskela et al. 2017, Brunier et al. 2020, Pygas et al. 2020, Swanborn et al. 2022).

En este contexto, el crecimiento exponencial de las tecnologías de información geográfica (TIG), el desarrollo de técnicas de análisis geomático y la integración de plataformas de observación con escalas múltiples han permitido avances notables en la caracterización física del fondo marino y de las comunidades

bentónicas asociadas (Schenone et al. 2023). Los productos espaciales derivados de esos ensamblajes han fomentado metodologías interdisciplinarias y han contribuido al establecimiento de líneas base comparables en análisis paisajísticos, incluso a escalas interdecadales. Iniciativas de monitoreo operacional en el mar Báltico, el océano Pacífico y otras regiones de Europa han implementado aproximaciones similares con datos multiescala (Kaskela et al. 2017, Hao et al. 2023).

La geomorfología del fondo marino, en particular en regiones someras como la costa norte de Yucatán, no suele experimentar cambios abruptos, incluso tras eventos hidrometeorológicos severos. Por ejemplo, Cuevas et al. (2013a) documentaron movimientos de dunas submarinas en algunas de las zonas analizadas en el presente estudio y reportaron variaciones de apenas 3 a 10 m a lo largo de más de 25 años. Por ello, se considera que la información geomorfológica presentada mantiene su validez temporal.

Dos de las estructuras identificadas, Actam Chuleb y Punta Caracol, ya habían sido previamente descritas (Cuevas et al. 2013b). El presente estudio reporta por primera vez una tercera colina submarina en Celestún, así como 3 depresiones en torno a la isóbata de -12 m, lo cual representa una contribución original al conocimiento del relieve submarino regional. Estas estructuras son particularmente relevantes por asociarse con conjuntos de dunas submarinas, las cuales se mueven y configuran el paisaje con las asociaciones de comunidades de pastos marinos y bosques de macroalgas (Cuevas et al. 2013a).

Patrones ecológicos generales de la vegetación acuática sumergida (VAS)

Si bien es posible que los patrones espaciales actuales de la VAS difieran de los observados al momento del estudio debido a las dinámicas ecológicas del paisaje, se asume que

Tabla 2. Probabilidad de la presencia de cada grupo de la vegetación acuática sumergida (VAS) en cada una de las zonas geomorfológicas identificadas. Valores de probabilidad estimados a partir del modelo logístico multinomial Bayesiano (BMLM, por sus siglas en inglés) que tuvo como variable explicativa a estas zonas. “Otros” incluye los elementos no vegetales que no se corresponden con un grupo taxonómico principal de la VAS (e.g., laja, roca, arena y otros organismos); se incluye “Otros” para mostrar que las probabilidades de presencia suman 100% en cada zona geomorfológica

Zona	Grupo VAS	Probabilidad de presencia (%)	Intervalo de credibilidad del 95%	
Elevación	Pastos marinos	39.7	38.2	41.1
	Algas verdes	19	17.9	20.2
	Algas rojas	10.3	9.4	11.2
	Algas pardas	2.6	2.2	3.1
	Césped algal	14.5	13.5	15.6
	Otros	13.9	12.9	14.9
	Pastos marinos	8.2	7.4	9.2
Planicie	Algas verdes	7.7	6.9	8.6
	Algas rojas	4.1	3.5	4.8
	Algas pardas	6.5	5.7	7.3
	Césped algal	13.8	12.7	14.9
	Otros	59.7	58.1	61.3
Pendiente suave	Pastos marinos	3.9	3.6	4.4
	Algas verdes	10.2	9.7	10.8
	Algas rojas	11.1	10.5	11.7
	Algas pardas	4.9	4.4	5.2
	Césped algal	27.1	26.3	27.9
	Otros	42.8	41.9	43.7

las relaciones ecológicas descritas siguen siendo representativas. Esto se debe a que la complejidad geomorfológica del fondo marino opera a escalas temporales más amplias, proporcionando un marco relativamente estable para el análisis de asociaciones bióticas.

El litoral somero de Yucatán se caracteriza por una baja complejidad topográfica, en la que destacan con claridad las zonas de planicie y pendiente suave, propias del Banco de Campeche, las cuales son claramente identificables con los umbrales definidos para cada elemento diferenciador con el BPI (Wright et al. 2012). Appendini et al. (2012) identificaron una franja crítica para el transporte sedimentario entre las isóbatas de 0 y -3 m, la cual coincide con la zona elevada identificada en este estudio y está asociada con una franja somera cercana a la línea de costa, en la que se acumula

sedimento no consolidado con una dinámica asociada a la de la línea de costa.

La vinculación entre rasgos geomorfológicos y comunidades biológicas es clave para comprender la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Ordines et al. 2011). En el presente estudio, la profundidad fue la variable más fuertemente asociada con la presencia de VAS, lo cual es esperable desde un punto de vista ecológico. No obstante, también se documentó la distribución estimada de la VAS por categorías geomorfológicas, así como ciertos patrones de ensamblaje, lo que constituye una contribución original para el sureste del Golfo de México.

Pygas et al. (2020), en su revisión de más de 50 estudios sobre la influencia de la morfología del fondo en comunidades bentónicas, señalaron que la relación entre la complejidad

geomorfológica y la distribución de las macroalgas ha sido poco estudiada. En este sentido, tanto Pygas et al. (2020) como Kaskela et al. (2017) coincidieron en la pertinencia del BPI para evaluar asociaciones de la complejidad morfológica con la distribución de comunidades bentónicas, demostrando su eficacia en la identificación de hábitats idóneos para

organismos invertebrados. Igualmente, Kaskela et al. (2017) sugirieron que los modelos logísticos aplicados son robustos para evaluar interacciones entre variables geomorfológicas y grupos funcionales, y subrayaron la influencia de la rugosidad, variabilidad del sustrato y pendiente como características clave en la distribución de comunidades bentónicas.

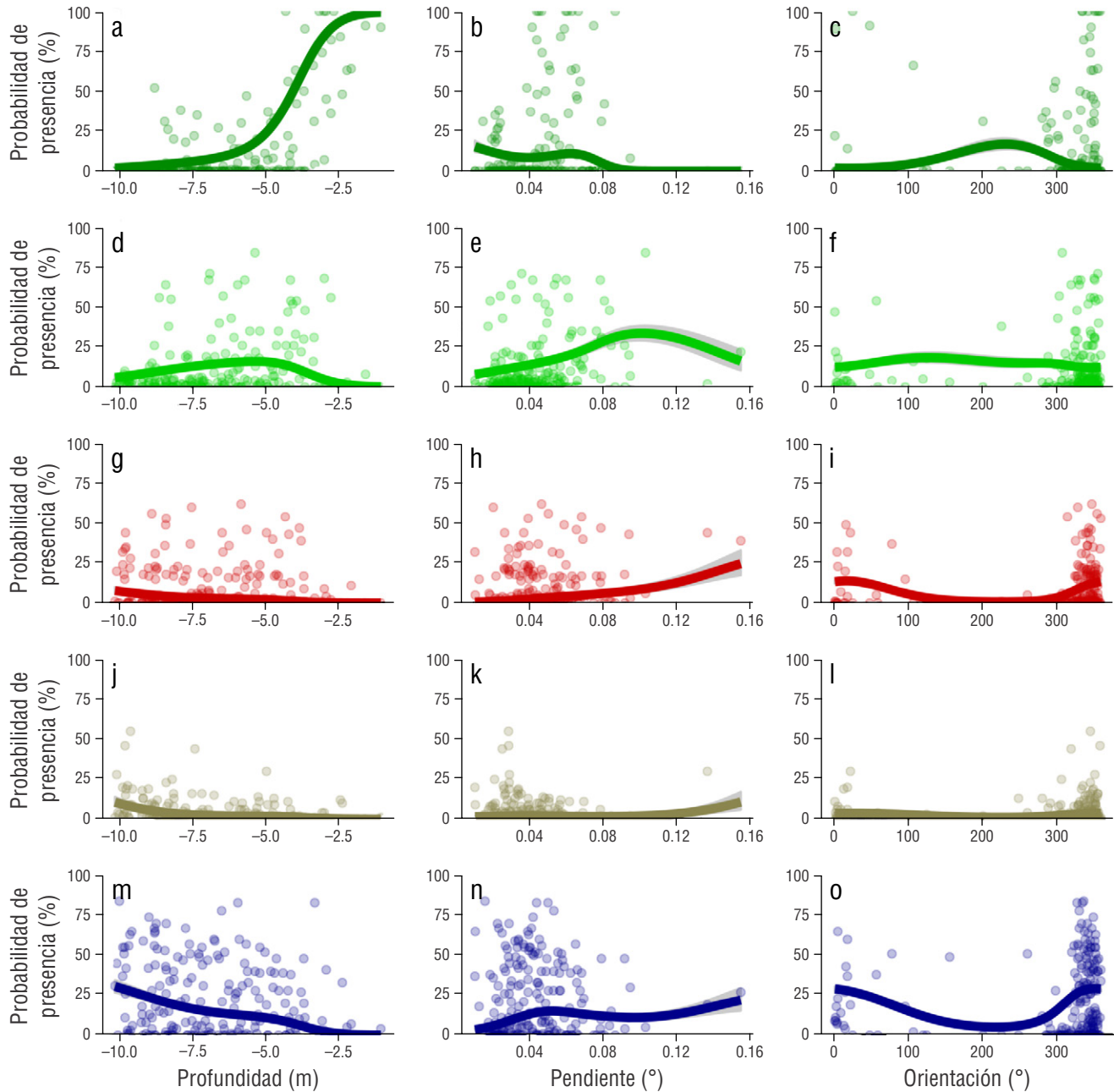


Figura 4. Relaciones no lineales (curvas) estimadas entre las variables geomorfológicas (eje x) y la probabilidad de presencia (eje y) de los 5 grupos taxonómicos de la vegetación acuática sumergida más abundantes en la costa oeste de la Península de Yucatán. Las bandas grises corresponden a las bandas de confianza asociadas a las estimaciones del modelo Bayesiano aditivo logístico multinomial ajustado. Variables geomorfológicas: profundidad (izquierda), pendiente (centro) y orientación (derecha). Grupos taxonómicos: pastos marinos (verde oscuro), algas verdes (verde), algas rojas (rojas), algas pardas (café) y césped algal (azul oscuro). Los puntos corresponden a las observaciones hechas en campo.

Documentar y validar patrones locales de asociación entre la VAS y las características del fondo marino fortalece las herramientas para evaluar cambios paisajísticos tras eventos extremos (e.g., huracanes o mareas rojas), o simplemente para comparaciones multitemporales. Las funciones numéricas derivadas de estas asociaciones permiten utilizar características geomorfológicas como variables subrogadas para inferencias ecológicas (Kaskela et al. 2017), como se ha hecho con la microtopografía (Schenone et al. 2024) y la geomorfología de sedimentos (Brunier et al. 2020).

Pese a los avances, Kaskela et al. (2017) señalaron la necesidad de estudios adicionales que clarifiquen las relaciones entre geomorfología y comunidades bentónicas, ya que aún prevalecen ambigüedades. En línea con ello, este estudio resalta la urgencia de realizar análisis a mayor resolución ecológica, incluyendo mediciones *in situ* de variables fisicoquímicas clave como salinidad, temperatura y transparencia, las cuales, junto con la geomorfología, gobiernan la distribución espaciotemporal de la VAS.

Implicaciones para la gestión del paisaje submarino en Yucatán

Este trabajo representa la primera categorización sistemática de la complejidad geomorfológica del fondo marino en la costa norte de la Península de Yucatán, estableciendo una línea base para estudios oceanográficos, biológicos y ecológicos en el sureste de México. Además, amplía el conocimiento del litoral somero de Yucatán y contribuye a la comprensión de procesos como la hidrodinámica (Qian et al. 2020), el transporte de sedimentos (Appendini et al. 2012) y el funcionamiento ecológico (Wedding et al. 2008, Palafox-Juárez y Liceaga-Correa 2017), los cuales son fundamentales para la toma de decisiones sobre desarrollo costero, manejo adaptativo y conservación ambiental.

Este estudio también rescata y pone a disposición pública una base de datos batimétrica y de distribución de la VAS con más de 14 años de antigüedad. Este acervo constituye una referencia crítica para estudios de cambio paisajístico, particularmente ante presiones como derrames de petróleo, construcción de infraestructura, florecimientos algales nocivos o efectos del cambio climático (Lotze y Worm 2009, Wilkinson et al. 2011, Hawkins et al. 2013, Thurstan et al. 2015, Bledsoe et al. 2022). Su disponibilidad y análisis promueven una gestión basada en evidencia y fortalecen la resiliencia ecológica y social del litoral yucateco.

CONCLUSIONES

Los resultados estadísticos y espacialmente explícitos presentados en el presente estudio permitieron confirmar el proceso ecológico documentado en otras latitudes de la influencia que tiene la complejidad geomorfológica sobre la distribución de las comunidades bentónicas, especialmente

de VAS. La extensión y las escalas geográfica y ecológica abordadas en este estudio brindan oportunidades de análisis comparativos a nivel de comunidad y paisaje marino, aportando elementos estratégicos para la gestión territorial del área de estudio.

El paisaje de complejidad en la plataforma de Yucatán es singular por su extensión y tasa de cambio pequeña de su pendiente, lo que configura un vasto territorio marino en el que coexisten diversos intereses y vocaciones asociados al paisaje marino bentónico. Esto refuerza la necesidad de implementar estrategias de gestión basadas en información científica y de brindar certeza jurídica plena para asegurar el aprovisionamiento de esos ecosistemas a los océanos en general y a la sociedad yucateca en particular.

DECLARACIONES FINALES

Material suplementario

El material suplementario de este trabajo se puede descargar del siguiente enlace: <https://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarias/article/view/3458/420421213>.

Agradecimientos

Gracias a C. Díaz-Aguilar por su apoyo en campo y el análisis de los fotogramas y a A L.U. Arellano-Méndez por su trabajo en la colecta y sistematización de datos batimétricos.

Fondos

Este estudio fue financiado por el Fondo Mixto Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI)-Gobierno del Estado de Yucatán a través del proyecto “Caracterización Integral del Fondo Marino-Costero del Estado de Yucatán: Estratigrafía, Micro-Relieve y Comunidades Bentónicas” (#108960).

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribuciones de autor

Conceptualización: MAL-C, EC; Curación de datos: LAR-S, HH-N, EBP-J, EC; Análisis formal: MAL-C, EJJ, LAR-S, HH-N, EBP-J; Adquisición de financiamiento: MAL-C, EC; Investigación: MAL-C, EJJ, LAR-S, EBP-J, EC; Metodología: MAL-EC, LAR-S, EBP-J, EC; Administración del proyecto: MAL-C, EC; Recursos: MAL-C, EC; Software: EJJ, HH-N, LAR-S; Supervisión: MAL-C; Validación: EC, EJJ; Visualización: EC; Redacción—borrador original: MAL-C, EJJ, EBP-J, EC; Redacción—revisión y edición: LAR-S, HH-N.

Disponibilidad de datos

Se pueden obtener los datos para este estudio a través del autor correspondiente bajo petición razonable.

Uso de herramientas de IA

Los autores no utilizaron ninguna herramienta de inteligencia artificial para este trabajo.

REFERENCIAS

- Appendini CM, Salles P, Mendoza ET, López J, Torres-Freyermuth A. 2012. Longshore Sediment Transport on the Northern Coast of the Yucatan Peninsula. *J Coast Res.* 6:1404-1417. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-11-00162.1>
- Arcos-Aguilar R, Favoretto F, Kumagai JA, Jiménez-Esquivel V, Martínez-Cruz AL, Aburto-Oropeza O. 2021. Diving tourism in Mexico—Economic and conservation importance. *Mar Policy.* 126:104410. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104410>
- Armoskaite A, Purina I, Aigars J, Strake S, Pakalniete K, Frederiksen P, Schroder L, Hansen HS. 2020. Establishing the links between marine ecosystem components, functions and services: An ecosystem service assessment tool. *Ocean Coast Manag.* 193:105229. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105229>
- Aronson RB, Swanson DW. 1997. Video surveys of coral reefs: uni and multivariate applications. In: Lessios HA, Macintyre IG (eds.), 8th International Symposium on Coral Reefs Vol. 2. Panama (Panama): Smithsonian Tropical Research Institute. p. 1441-1446.
- Bello-Pineda J, Hernández-Stefanoni JL. 2007. Comparing the performance of two spatial interpolation methods for creating a digital bathymetric model of the Yucatan submerged platform. *Pan-Am J Aquat Sci.* 2(3):247-254.
- Bledsoe EK, Burant JB, Higino GT, Roche DG, Binning SA, Finlay K, Pither J, Pollock LS, Sunday JM, Srivastava DS. 2022. Data rescue: saving environmental data from extinction. *Proc R Soc B.* 289:20220938. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.0938>
- Borland HP, Gilby BL, Henerson CJ, Leon JX, Schlacher TA, Connolly RM, Pittman SJ, Sheaves M, Olds AD. 2021. The influence of seafloor terrain on fish and fisheries: A global synthesis. *Fish Fish.* 22:707-734. <https://doi.org/10.1111/faf.12546>
- Boström C, Jackson EL, Simenstad CA. 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: a review. *Estuar Coast Shelf Sci.* 68:383-403. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.01.026>
- Brunier G, Michaud E, Fleury J, Anthony EJ, Morvan S, Gardel A. 2020. Assessing the relationship between macro-faunal burrowing activity and mudflat geomorphology from UAV-based Structure-from-Motion photogrammetry. *Remote Sens Environ.* 241:111717. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111717>
- Bürkner PC. 2017. brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *J Stat Softw.* 80(1):1-28. <https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01>
- Bürkner PC. 2018. Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms. *R J.* 10(1):395-411. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-017>
- Chen YY, Edgar GJ, Fox RJ. 2021. The nature and ecological significance of epifaunal communities within marine ecosystems. *Oceanogr Mar Biol.* 59:585-720. <https://doi.org/10.1201/9781003138846-9>
- Christianen MJA, van Belzen J, Herman PMJ, van Katwijk MM, Lamers LPM, van Leent PJM, Bouma TJ. 2013. Low-canopy seagrass beds still provide important coastal protection services. *PLoS ONE.* 8(5):e62413. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062413>
- [COFEPRIS] Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. 2011. Presencia de Marea Roja en costas nacionales durante 2011; [accessed 2025 Jun 10]. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/162935/Presencia_de_Marea_Roja_en_costas_nacionales_durante_2011.pdf
- Cooper KM, Bolam SG, Downie AL, Barry J. 2019. Biological-based habitat classification approaches promote cost-efficient monitoring: An example using seabed assemblages. *J Appl Ecol.* 56:1085-1098. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13381>
- Coronado E, Salas S, Torres-Irinea E, Chuenpagdee R. 2020. Disentangling the complexity of small-scale fisheries in coastal communities through a typology approach: the case study of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Reg Stud Mar Sci.* 36:101312. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101312>
- Cota-Lucero TC, Herrera-Silveira JA. 2021. Seagrass contribution to blue carbon in a shallow karstic coastal area of the Gulf of Mexico. *PeerJ.* 9:e12109. <https://doi.org/10.7717/peerj.12109>
- Cuevas E, Liceaga-Correa MA, Rincón-Sandoval LA, Mexicano-Cintora G, Euán-Ávila JI, Hernández-Núñez H, Mulsow S. 2013a. Análisis espacial y temporal de campos de dunas submarinas en la costa de Yucatán, México. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 48(1):99-113. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572013000100009>
- Cuevas E, Liceaga-Correa MA, Rincón-Sandoval LA, Mexicano-Cintora G, Arellano-Méndez L, Euán-Ávila J, Hernández-Núñez H, Mulsow S. 2013b. Evaluación morfológica y sedimentológica de campos de dunas submarinas en la costa de Yucatán, México. *Cienc Mar.* 39:83-99. <https://doi.org/10.7773/cm.v39i1.2152>
- Damveld JH, van der Reijden KJ, Cheng C, Koop L, Haaksma LR, Walsh CAJ, Soetaert K, Borsje BW, Govers LL, Roos PC, Olf H, Hulscher JMH. 2018. Video transects reveal that tidal sand waves affect the spatial distribution of benthic organisms and sand ripples. *Geophys Res Lett.* 45:11,837-11,846. <https://doi.org/10.1029/2018GL079858>
- Díaz-Aguilar C. 2012. Caracterización bentónica de la población central de la costa de Yucatán (De Dzilam de Bravo a Ixil), México [dissertation]. [Mexico]: Universidad Autónoma de Baja California Sur. 90 pp.
- Enríquez C, Mariño-Tapia IJ, Herrera-Silveira JA. 2010. Dispersion in the Yucatan coastal zone: Implications for red tide events. *Cont Shelf Res.* 30:127-137. <http://doi.org/10.1016/j.csr.2009.10.005>
- Gladstone-Gallagher RV, Pilditch CA, Stephenson F, Thrush SF. 2019. Linking traits across ecological scales determines functional resilience. *TREE.* 34(12):1080-1091. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.07.010>
- Greenfield BL, Kraan C, Pilditch CA, Thrush SF. 2016. Mapping functional groups can provide insight into ecosystem functioning and potential resilience of intertidal sandflats. *Mar Ecol Prog Ser.* 548:1-10. <http://doi.org/10.3354/meps11692>
- Hao H, Lei C, Wang L, Li W, Danyun O, Lijun W, Rimei O. 2023. Using habitat classification and large-scale spatial planning model to identify environmental areas: A case study in the area of the Northwest Pacific Ocean. *Mar Policy.* 147:105360. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105360>
- Hawkins SJ, Firth LB, McHugh M, Poloczanska ES, Herbert RJH, Burrows MT, Kendall MA, Moore PJ, Thompson RC, Jenkins

- SR, Sims DW, Genner MJ, Mieszkowska N. 2013. Data rescue and re-use: recycling old information to address new policy concerns. *Mar Policy*. 42:91-98.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.02.001>
- Hemminga, MA, Duarte CM. 2000. *Seagrass ecology*. New York: Cambridge University Press. 298 p.
- Herkül K, Kotta J, Kutser T, Vahtmäe E. 2013. Relating remotely sensed optical variability to marine benthic biodiversity. *PLoS ONE*. 8(2):e55624.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0055624>
- Hirzel A, Guisan A. 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecol. Modell.* 157: 331-341.
- James RK, Silva R, van Tussenbroek BI, Escudero-Castillo M, Mariño-Tapia I, Dijkstra HÁ, Van Westen RM, Pietrzak JD, Candy AS, Katsman CA, et al. 2019. Maintaining tropical beaches with seagrass and algae: A promising alternative to engineering solutions. *BioScience*. 69(2):136-142.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biy154>
- Jerosch K, Kuhn G, Krajnik I, Scharf FK, Dorschel B. 2015. A geomorphological seabed classification for the Weddell Sea, Antarctica. *Mar Geophys Res.* 37:127-141.
<https://doi.org/10.1007/s11001-015-9256-x>
- Kaskela AM, Rousi H, Ronkainen M, Orlova M, Babin A, Gogoberidze G, Kostamo K, Kotilainen AT, Neevin I, Ryabchuk D, et al. 2017. Linkages between benthic assemblages and physical environmental factors: The role of geodiversity in Eastern Gulf of Finland ecosystems. *Cont Shelf Res.* 142:1-13.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2017.05.013>
- Khalaf MA, Kochzius M. 2002. Community structure and biogeography of shore fishes in the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Helgol. Mar Res.* 55:252-284.
<https://doi.org/10.1007/s10152-001-0090-y>
- Kohler KE, Gill SM. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Comput Geosci.* 32(9):1259-1269.
- Lark RM, Marchant BP, Dove D, Green SL, Stewart H, Diesing M. 2015. Combining observations with acoustic swath bathymetry and backscatter to map seabed sediment texture classes: the empirical best linear unbiased predictor. *Sediment Geol.* 328:17-32.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.sedgeo.2015.07.012>
- Lavialle G, Boussaire G, Kopp D, Morfin M, Mouchet MA. 2023. Mapping marine ecosystem services in a multifunctional seascape: the case of Grande Vasière (Bay of Biscay). *Front Mar Sci.* 10:1110299.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1110299>
- Leiper IA, Phinn SR, Roelfsma CM, Joyce KE, Dekker AG. 2014. Mapping coral reef benthos, substrates, and bathymetry, using compact airborne spectrographic imager (CASI) data. *Remote Sens.* 6:6423-6445.
<https://doi.org/10.3390/rs6076423>
- Lee KS, Park JI, Kim YK, Park SR, Kim JH. 2007. Recolonization of *Zostera marina* following destruction caused by a red tide algal bloom: the role of new shoot recruitment from seed Banks. *Mar Ecol Prog Ser.* 342:105-115.
- Lópes de Olmos-Reyes YS, Gallegos-Martínez ME, Ressler RA, Hernández-Cárdenas G. 2023. Changes in submerged aquatic vegetation cover off the northern Yucatán Peninsula detected with Sentinel-2 imagery using a fuzzy classification system. *Remote Sens. Appl.: Soc. Environ.* 32: 101008.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.101008>
- Lotze HK, Worm B. 2009. Historical baselines for large marine animals. *Trends Ecol Evol.* 24(5):254-262.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.12.004>
- Lugo-Hupb J, Aceves-Quesada JF, Espinasa-Pereña R. 1992. Rasgos geomorfológicos mayores de la península de Yucatán. *Rev Mex Cienc Geol.* 10(2):143-152.
- Lundblad ER, Wright DJ, Miller J, Larkin EM, Rinehart R, Naar DF, Donahue BT, Anderson S.M., Battista T. 2006. A Benthic Terrain Classification Scheme for American Samoa. *Mar Geod.* 29(2):89-111.
<https://doi.org/10.1080/01490410600738021>
- Martin PE, Holmes EE, Mayorga E, Ansong JK, Bhaskar U, Cornejo-Donoso J, Correa-Chilón D, Damoah R, Fierro-Arcos D, Gómez-Navarro L, et al. 2025. Harnessing marine open data science for ocean sustainability in Africa, South Asia, and Latin America. *Oceanogr* 38(1):59-66.
<https://doi.org/10.5670/oceanog.2025.121>
- Martínez-López B, PArés-Sierra A. 1998. Circulación del Golfo de México inducida por mareas, viento y la corriente de Yucatán = Circulation in the Gulf of Mexico induced by tides, wind and the Yucatan current. *Cienc Mar.* 24(1):65-93.
- Mastrantonis S, Langlois T, Radford B, Spencer C, de Lestang S, Hickey S. 2024. Revealing the impact on spatial bias in survey design for habitat mapping: a tale of two sampling designs. *Remote Sens Appl Soc Environ.* 36:101327.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2024.101327>
- Mayorga-Martínez M, Bello-Pineda J, Perales-Valdivia H, Pérez-España H, Heyman WD. 2021. Characterizing Geomorphology of Mesophotic Coral Reef Ecosystems in the Southwestern Gulf of Mexico: Implications for Conservation and Management. *Front Mar Sci.* 8:639359.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.639359>
- Öhman Marcus C, Rajasuriya A. 1998. Relationships between habitat structure and fish communities on coral. *Environ Biol Fishes* 53:19-31.
- Ordines F, Jordà G, Quetglas A, Flexas M, Moranta J, Massutí E. 2011. Connections between hydrodynamics, benthic landscape and associated fauna in the Balearic Islands, western Mediterranean. *Cont Shelf Res.* 31:1835-1844.
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2011.08.007>
- Ortegón-Aznar I, Suárez AM, Martínez-Daranas B, Álvarez-Rocha M, Galindo-De Santiago C, Castillo-Cupul RE, Simões N. 2024. Macroalgae of the Campeche Bank, Gulf of Mexico. *Biodivers. Data J.* 12:e141321.
<https://doi.org/10.3897/BDJ.12.e141321>
- Palafox-Juárez EB, Liceaga-Correa MA. 2017. Spatial diversity of a coastal seascape: Characterization, analysis and application for conservation. *Ocean Coast Manag.* 136:185-195.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.12.002>
- Pygas DR, Ferrari R, Figueira WF. 2020. Review and meta-analysis of the importance of remotely sensed habitat structural complexity in marine ecology. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 235:106468.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106468>
- Qian Y, Forghani M, Lee JH, Farthing M, Hesser T, Kitanidis P, Darve E. 2020. Application of deep learning-based interpolation methods to nearshore bathymetry. *arXiv*. 2011.09707v1[stat.ML]
- Quiñones-Peraza A, Villegas-Hernández H, Guillén-Hernández S, Poot-López GR. 2023. Recreational fishing and angling tournaments in the Yucatan coast (Campeche Bank, Mexico): social and biological dimensions. *Reg Stud Mar Sci.* 61:102897.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102897>
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Rebours C, Marinho-Soriano E, Zertuche-González JA, Hayashi L, Vásquez JA, Kradolfer P, Soriano G, Ugarte R, Abreu MH, Bay-Larsen I, Hovelsrud G, Rødven Robledo D. 2014. Seaweeds: an opportunity for wealth and sustainable livelihood for coastal communities. *J Appl Phycol.* 26:1939-1951.
<https://doi.org/10.1007/s10811-014-0304-8>
- Roelfsema C, Phinn S. 2010. Integrating field data with high spatial resolution multispectral satellite imagery for calibration and

- validation of coral reef benthic community maps. *J Appl Remote Sens.* 4:043527.
<https://doi.org/10.1117/1.3430107>
- Sandoval-Gío JJ, Avilés-Ramírez G, Ortíz-León HJ, Zamora-Bustillos R, Rosas-Correa CO, Castro-Pérez JM. 2020. Effects of the octopus fishery on the American horseshoe crab population in the Ria Lagartos Biosphere Reserve, Mexico = Efectos de la pesquería del pulpo sobre la población de la cacerolita de mar en la Reserva de la Biosfera Ria Lagartos, México. *Cienc Mar.* 46(2):77-88.
<https://doi.org/10.7773/cm.v46i2.2992>
- Schenone S, Azhar M, Delmas P, Thrush SF. 2023. Towards time and cost-efficient habitat assessment: Challenges and opportunities for benthic ecology and management. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 33:1603-1614.
<https://doi.org/10.1002/aqc.4024>
- Schenone S, Hewitt JE, Hillman J, Gladstone-Gallagher R, Gammal J, Pilditch C, Lohrer AM, Ferretti E, Azhar M, Delmas P, et al. 2025. Seafloor sediment microtopography as a surrogate for biodiversity and ecosystem functioning. *Ecol Appl.* 35:e3069.
<https://doi.org/10.1002/eap.3069>
- [SEMAR] Secretaría de Marina. 2019. Catálogo de Cartas y Publicaciones Náuticas; [accessed 2025 Jun 11]. <https://digaohm.semar.gob.mx/hidrografia/imageneshidrografia/CatalogoCartasyPubNauticas.pdf>
- Short FT, Koch EW, Creed JC, Magalhães KM, Fernandez E, Gaeckle JL. 2006. SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. *Mar Ecol.* 27(4):277-289.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00095.x>
- Solleiro-Rebolledo E, Cabadas-Báez HV, Pi PT, González A, Fedick SL, Chmilar JA, Leonard D. 2011. Genesis of hydromorphic Calcisols in wetlands of the northeast Yucatan Peninsula, Mexico. *Geomorphology.* 135:322-331.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.02.009>
- Swanborn DJB, Huvenne VAI, Pittman SJ, Woodall LC. 2022. Bringing seascape ecology to the deep seabed: A review and framework for its application. *Limnol Oceanogr.* 67:66-88.
<https://doi.org/10.1002/lno.11976>
- Thurstan RH, McClenachan L, Crowder LB, Drew JÁ, Kittinger JN, Levin OS, Roberts CM, Pandolfi JM. 2015. Filling historical data gaps to foster solutions in marine conservation. *Ocean Coast Manag.* 115:31-40.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.04.019>
- Verfaillie E, Doornenbal P, Mitchell AJ, White J, Van Lancker V. 2007. The bathymetric position index (BPI) as a support tool for habitat mapping. European Community. Worked example for the MESH Final Guidance. 14 p.
- Villatoro M, Henríquez C, Sancho F. 2008. Comparación de los interpoladores IDW y Kriging en la variación espacial de pH, Ca, CICE y P del suelo. *Agr Costarr.* 32(1):95-105.
- Wedding LM, Friedlander AM, McGranaghan M, Yost RS, Monaco ME. 2008. Using bathymetric lidar to define nearshore benthic habitat complexity: Implications for management of reef fish assemblages in Hawaii. *Remote Sens Environ.* 112(11):4159-4165.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.025>
- Wilkinson C, Woodruff SD, Brohan P, Claesson S, Freeman E, Koek F, Lubker SJ, Marzin C, Wheeler D. 2011. Recovery of logbooks and international marine data: the RECLAIM project. *Int J Climatol.* 31:968-979.
<https://doi.org/10.1002/joc.2102>
- Wilson KL, Skinner MA, Lotze HK. 2019. Eelgrass (*Zostera marina*) and benthic habitat mapping in Atlantic Canada using high-resolution SPOT 6/7 satellite imagery. *Estuar Coast Shelf Sci.* 226:106292.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106292>
- Wilson MFJ, O'Connell B, Brown C, Guinan JC, Grehan AJ. 2007. Multiscale terrain analysis of multibeam bathymetry data for habitat mapping on the continental slope. *Mar Geod.* 30:3-35.
<https://doi.org/10.1080/01490410701295962>
- Wright DJ, Pendleton M, Boulware J, Walbridge S, Gerlt B, Eslinger D, Sampson D, Huntley E. 2012. ArcGIS Benthic Terrain Modeler (BTM), v. 3.0. Massachusetts (USA): Environmental Systems Research Institute, NOAA Coastal Services Center, Massachusetts Office of Coastal Zone Management.
- Zarco-Perelló S, Mascaró M, Garza-Pérez R, Simoes N. 2013. Topography and coral community of the Sisal Reefs, Campeche Bank, Yucatán, México = Topografía y comunidad coralina de los arrecifes de Sisal, Banco de Campeche, Yucatán, México. *Hidrobiologica.* 23(1):28-41.

Biología reproductiva de la corvina *Umbrina xanti* (Perciformes: Sciaenidae) en el Pacífico central mexicano

Salvador Ruiz-Ramírez¹, Valeria E Reséndiz-Cruz¹, Gabriela Lucano-Ramírez^{1*}, Rosa E Carretero-Montes¹, Raúl E Lara-Mendoza²

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 30 de abril de 2024

Aceptado 25 de febrero de 2025

Publicado 24 de marzo de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3483>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: gabriela.lucano@academicos.udg.mx

¹ Laboratorio de Ecología de Peces e Histología, Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Universidad de Guadalajara, 48980 San Patricio-Melaque, Jalisco, México.

² Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Departamento de Evaluación de Recursos Pesqueros en el Atlántico, Dirección de Investigación Pesquera en el Atlántico, 4100 Ciudad de México, México.

RESUMEN. La corvina *Umbrina xanti* es una especie de importancia comercial en la costa de Jalisco. Sin embargo, como ocurre en la mayoría de los recursos pesqueros del país, la información sobre su historia de vida es muy limitada. Por este motivo, el objetivo del presente trabajo fue analizar la longitud de madurez sexual, la temporada reproductiva, la descripción microscópica de las gónadas, entre otros aspectos. Se recolectaron organismos de 1998 a 2008 con redes de enmalle por la pesca artesanal que opera en el Pacífico central mexicano. Se analizó mensualmente el índice gonadosomático (*IGS*), los estadios de madurez sexual, el diámetro de los ovocitos, el factor de condición y la proporción sexual. Se realizó la histología de las gónadas, y se estimó la longitud promedio de maduración. Se capturaron 1,202 organismos entre 17.9 y 42.3 cm longitud total (*LT*). El número de hembras fue mayor que el de machos (1:0.88). Los mayores porcentajes de individuos maduros ocurrieron en febrero y de abril a mayo. El *IGS* registró valores máximos de enero a mayo. Los mayores diámetros de los ovocitos ocurrieron de marzo a junio. El desarrollo de los ovocitos fue asincrónico y el testículo presentó desarrollo de tipo lobular no restringido. La longitud promedio de maduración para las hembras fue de 27.37 cm y para los machos fue de 28.78 cm. Debido a que las longitudes promedio de madurez sexual fueron menores a la longitud promedio, podemos concluir que más del 50% de los organismos capturados por la pesca comercial habían tenido un evento reproductivo.

Palabras clave: reproducción, índice gonadosomático, longitud de madurez, corvina, desarrollo asincrónico, organización lobular, diámetro de ovocitos.

INTRODUCCIÓN

La reproducción es un evento relevante que forma parte del ciclo de vida de los seres vivos, junto con el crecimiento y la alimentación, puede asegurar que los organismos persistan en los ambientes que habitan (Nikolsky 1963). Los estudios que describen la reproducción en los peces son importantes en especies que integran la pesca comercial. Estos estudios aportan información básica sobre su biología, así como características de las poblaciones de peces, y en particular lo relativo a su reproducción. Por lo tanto, son insumos fundamentales en la evaluación y gestión de acciones hacia el manejo de las pesquerías (West 1990, Cailliet et al. 1996, Froese 2004).

Las especies que conforman la familia Sciaenidae se encuentran en todo el mundo, en regiones templadas y tropicales, en el Indo-Pacífico, Caribe, aguas del Amazonas, mar Mediterráneo, océanos Atlántico y Pacífico; es una de las familias más abundantes con 69 géneros y 289 especies (Parenti 2020). En México, se distribuye en toda la costa del océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California (Robertson y Allen 2015), y también se observa en la vertiente del Atlántico, en el Golfo de México (Nakamura 1981).

Los esciénidos son conocidos como corvinas o roncadors, debido a los sonidos que producen y por los cuales se pueden localizar agregaciones, aunque es más frecuente escucharlos durante el período reproductivo, especialmente a los machos, ya que estos atraen a las hembras (Lagardère

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3483>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

y Mariani 2006, Robertson y Allen 2015). La mayoría de las especies de este grupo presentan una alimentación carnívora, consumen macroinvertebrados bentónicos, una variedad de peces pequeños, crustáceos, gusanos cavadores y eventualmente materia orgánica (FAO 1995, Robertson y Allen 2015). Son comunes en mercados locales, ya que su captura es realizada por pescadores de la región (Robertson y Allen 2015).

Umbrina xanti es una especie de la familia Sciaenidae que se distribuye desde México (Baja California) hasta el norte de Perú; es un pez demersal que habita en zonas costeras someras de fondo arenoso y puede ingresar a lagunas costeras y estuarios (Robertson y Allen 2015). Es una especie de importancia comercial en las pesquerías artesanales del Pacífico mexicano (Sandoval-Ramírez et al. 2020), y en particular, en el Pacífico central, su captura es frecuente (Espino-Barr et al. 2003, 2004, Gómez-Vanega et al. 2021), incluida la región del presente estudio (Rojo-Vázquez et al. 2001, 2008). A pesar de esto, y de su particular importancia ecológica, se conoce poco sobre los aspectos de su historia de vida que permitan esclarecer la dinámica poblacional para su manejo pesquero.

Con la reproducción de los peces, inicia la primera etapa de vida de toda una generación, precisamente el ingreso de nuevos organismos es uno de los principales factores que intervienen en la dinámica de las poblaciones de peces (Csirke 1989). Debido a que no existe información sobre los aspectos reproductivos de la corvina amarilla *U. xanti*, el objetivo de este trabajo fue estimar variables reproductivas como el índice gonadosomático, la proporción sexual, la longitud de madurez sexual y la descripción microscópica de las gónadas. Los resultados de este estudio ampliarán la información biológica existente de la especie, la cual podrá ser utilizada por las autoridades para realizar y diseñar un plan de manejo pesquero en la costa sur de Jalisco, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los peces se recolectaron mensualmente durante 5 días consecutivos de enero de 1998 a diciembre de 2008. Los organismos analizados provinieron de la captura comercial de la pesca artesanal que opera en la Bahía de Navidad (19°10'27" a 19°13'18" N, 104°41'54" a 104°49'07" W) ubicada al sur de Jalisco en México (Fig. 1). Los pescadores utilizaron redes de enmalle de monofilamento de nailon con diferente luz de malla (7.20, 8.89, 10.16 y 11.43 cm) que operan en el fondo por la noche durante aproximadamente 12 h efectivas de pesca. De cada individuo de *U. xanti*, se obtuvo la longitud total ($LT \pm 1$ mm) y el peso total ($PT \pm 0.1$ g). El sexo y el grado de madurez se identificaron mediante la observación directa de las gónadas (Palazón-Fernández 2007) y se registró su peso ($PG \pm 0.01$ g). Las gónadas se fijaron en formol neutro al 10% (amortiguado con fosfato de sodio dibásico y monobásico) para su posterior análisis histológico.

Para describir la estructura interna de las gónadas, se tomó de la parte media una porción transversal de 0.5 cm de grosor. Se realizaron cortes histológicos de ovarios y testículos de cada uno de los estadios de desarrollo. El proceso histológico consistió en deshidratar las muestras en una serie de soluciones de alcohol etílico en concentración creciente, que inició con 50% hasta alcanzar la concentración absoluta, inclusión en paraplast, cortes de 3 a 5 μ m y tinción con los colorantes hematoxilina-eosina (Lucano-Ramírez et al. 2001a). La observación y análisis de las gónadas se realizó en un microscopio (Primo Star HD, Carl Zeiss, Oberkochen, Alemania) con cámara integrada (AxioCam MRC5, Carl Zeiss) y el programa AxioVision v. 4.8.2 (Carl Zeiss). Se clasificaron los diferentes estadios de desarrollo de los ovocitos de acuerdo a Yamamoto y Yamazaki (1961), Lucano-Ramírez et al. (2001a) y Brown-Peterson et al. (2011). La estructura de las células internas del testículo se describió de acuerdo a los métodos de Lucano-Ramírez et al. (2001b) y Uribe et al. (2018).

Para identificar la temporada reproductiva se aplicaron tres métodos complementarios; el primero se basó en el cálculo mensual del índice gonadosomático (*IGS*) (Sánchez-Cárdenas et al. 2007):

$$IGS = \left[\frac{PG}{(PT - PG)} \right] \times 100 \quad (1)$$

El segundo consistió en aplicar, mensualmente, la escala morfo-cromática de 4 estadios de desarrollo gonádico (inmaduro, madurando, maduro y desovado o en regresión) de acuerdo a los criterios de Palazón-Fernández (2007). Para el tercer método, se analizó la variación mensual del diámetro promedio de los ovocitos, con el supuesto de que un mayor diámetro promedio corresponde a un mayor grado de desarrollo del ovario; para esto, de cada ovario se midieron 30 ovocitos de cada uno de los diferentes estadios de maduración (diámetro mayor y diámetro menor de los ovocitos que presentaron núcleo) (West 1990, Lucano-Ramírez et al. 2014).

La relación peso-longitud, se calculó a través de la ecuación del modelo potencial propuesto por Ricker (1975):

$$PT = aLT^b \quad (2)$$

donde *PT* es el peso total, *LT* es la longitud total y *a* y *b* son parámetros de la curva ajustada. El valor de *b* de la relación peso-longitud se utilizó para calcular el factor de condición relativo (*FC*) de cada organismo (Froese 2006):

$$FC = \left(\frac{PT}{LT^b} \right) \times 100 \quad (3)$$

donde *PT* es el peso total, *LT* es la longitud total y *b* es el parámetro de la curva ajustada. La proporción de sexos se obtuvo como la razón del número de machos entre el número de hembras, y se calculó para la muestra total, para cada mes y por clase de longitud. A través de la prueba de Chi-cuadrada

(χ^2) con la corrección de Yates, se evaluó si la proporción de sexos difirió del valor esperado 1:1 (Zar 2010).

La longitud media de madurez sexual (L_{50}) se consideró como la longitud en la cual el 50% de los individuos de la muestra han alcanzado la madurez sexual. Para obtener esta, se ajustó el modelo logístico a la frecuencia de peces maduros (en intervalos de 2 cm LT). El valor L_{50} para cada sexo se obtuvo a partir de los parámetros estimados en cada caso. Se estimó el porcentaje de individuos maduros a una determinada longitud (P_{LT}):

$$P_{LT} = \frac{1}{[1 + e^{(bLT+a)}]} \times 100 \quad , \quad (4)$$

donde a y b son los parámetros del modelo logístico. La L_{50} fue estimada del resultado de a dividido por b (Echeverría 1987). Este modelo se ajustó para cada sexo mediante un método no lineal basado en el algoritmo de Levenberg-Maquard utilizando el programa STATISTICA v. 7.1 (Statsoft 2006). Se llevó a cabo el análisis de residuales o curvas coincidentes para evaluar posibles diferencias en las ojivas de maduración entre sexos (Chen et al. 1992).

La existencia de diferencias significativas entre los valores medios por mes del IGS , FC y diámetro de los ovocitos, se verificó utilizando el análisis de varianza (ANDEVA), y la variación mensual conjunta entre las diferentes variables se verificó mediante la prueba no paramétrica de correlación por rangos de Spearman (r_s). Para todas las pruebas, se utilizó el programa STATISTICA v. 7.1 (Statsoft 2006) y un nivel de significancia de 0.05.

RESULTADOS

Se recolectaron 1,202 organismos de *U. xanti* que presentaron valores de LT de 17.9 a 42.3 cm. El 80% de estos se concentraron entre valores de 28 a 32 cm LT , y el porcentaje restante presentó valores de $LT < 28$ cm y > 32 cm. Los valores de LT de las hembras variaron de 17.9 a 42.3 cm (promedio: 29.73 ± 0.11 cm), mientras que sus valores de PT variaron de 67.0 a 837.7 g (promedio: 293.54 ± 3.36 g). En los machos, los valores de LT variaron de 23.6 a 42.1 cm (promedio: 29.70 ± 0.09 cm), mientras que sus valores de PT variaron de 143.0 a 807.0 g (promedio: 289.29 ± 3.11 g) (Fig. 2).

Proporción sexual

Se identificó el sexo de 1,197 organismos, de los cuales 637 fueron hembras (53%) y 560 machos (47%); la proporción sexual para el total de los organismos analizados fue de 1:0.88 (H:M). Esta proporción difirió significativamente ($\chi^2 = 4.95$, $P = 0.03$) de la esperada 1:1. A su vez, en el análisis de la cantidad de hembras y machos por clase de longitud, no se observaron diferencias significativas respecto a la proporción esperada 1:1 en ninguna clase (Fig. 1). En el análisis de la proporción sexual mensual, hubo diferencias significativas en marzo ($\chi^2 = 4.49$, $P = 0.03$), abril ($\chi^2 = 7.91$, $P = 0.01$) y

octubre ($\chi^2 = 7.26$, $P = 0.01$); en estos tres meses el número de hembras superó al de machos.

Temporada reproductiva

La distribución mensual de los porcentajes de madurez gonadal indicó que la etapa inmadura exhibió porcentajes relativamente bajos en las hembras (enero, abril y septiembre-diciembre) y en machos (enero-junio y noviembre-diciembre). El estadio madurando y el estadio desovado o en regresión se presentaron en todos los meses en ambos sexos, y estos porcentajes fueron superiores al 30% en varios de ellos. El estadio maduro en hembras se registró de enero a junio, con porcentajes altos de 51% en febrero y 55% en mayo. En los machos, este estadio presentó una tendencia semejante a la de las hembras, ya que de enero a abril se presentaron los porcentajes más altos de 34% en enero y 51% en marzo (Fig. 3).

El IGS de las hembras mostró variaciones significativas a lo largo del año ($F_{11, 625} = 11.98$, $P < 0.01$), y en marzo (4.75 ± 0.27) y abril (4.62 ± 0.36) se presentaron los valores más altos. Contrariamente, durante el mes de agosto, se obtuvo el valor menor (0.98 ± 0.04). El valor promedio del IGS en las hembras para todo el estudio fue de 2.8. La variación del IGS en los machos también fue significativa en todo el año ($F_{11, 548} = 16.92$, $P < 0.01$), y en abril (1.63 ± 0.14) se encontró el valor máximo, y los valores mínimos se registraron en junio (0.34 ± 0.04) y agosto (0.25 ± 0.03). El valor promedio general del IGS en los machos fue de 0.8. La prueba de contrastes múltiples de SNK identificó los grupos con valores altos en marzo y abril en ambos sexos (C y 3-4), y los valores bajos de junio a diciembre (A-B y 1-2), también en ambos sexos. El coeficiente de correlación de Spearman indicó una alta correlación entre los promedios mensuales de IGS de machos y hembras ($r_s = 0.867$, $P < 0.01$, $n = 12$); esto sugiere que los valores en ambos sexos presentaron una tendencia temporal similar (Fig. 4).

La variación mensual del diámetro de los ovocitos de *U. xanti* fue significativa ($F_{11, 7510} = 46.86$, $P < 0.01$), y de marzo a junio (grupos 4 y 5) se presentaron los mayores diámetros. Los diámetros menores (grupos 1 y 2) se registraron de julio a octubre y de diciembre a enero. Se determinó que existe una correlación entre el diámetro de los ovocitos y el índice gonadosomático de las hembras ($r_s = 0.853$, $P < 0.01$, $n = 12$) (Fig. 5). Las variaciones mensuales de los porcentajes de madurez gonádica, del IGS y del diámetro de los ovocitos sugieren que la especie se reproduce en el periodo de enero a mayo.

Factor de condición relativo

El factor de condición relativo (FC) varió significativamente a lo largo del año para las hembras ($F_{11, 625} = 4.56$, $P < 0.01$) y machos ($F_{11, 548} = 4.48$, $P < 0.01$). En las hembras, los valores mínimos se presentaron en julio, agosto y septiembre,

mientras que, en los machos, ocurrieron en enero, agosto y septiembre. Con la prueba de *SNK* se identificaron dos grupos para ambos sexos (A y B, 1 y 2), y ocurrieron traslapes en varios meses. Se presentó una tendencia similar temporal en ambos sexos, ya que el coeficiente de correlación de Spearman indicó correlación entre los promedios mensuales del *FC* de hembras y machos ($r_s = 0.60, P < 0.04, n = 12$) (Fig. 6).

El análisis de correlación entre las variables *IGS* y *FC* indicó que no fue significativo en las hembras ($r_s = 0.524, P = 0.80, n = 12$). Sin embargo, se observó que, en los meses con valores altos del *FC*, también se presentaron los valores altos del *IGS*, lo que podría indicar que no hay un costo o inversión energética elevada por parte de las hembras al momento de

la reproducción. En los machos, la correlación tampoco fue significativa ($r_s = -0.287, P = 0.37, n = 12$). Sin embargo, en los meses de marzo, abril y mayo, el *FC* presentó valores bajos, pero en los mismos meses, el *IGS* presentó los valores más altos. Por lo tanto, podemos inferir que, en los machos, la madurez de la gónada podría afectar el estado fisiológico de los organismos.

Descripción microscópica de las gónadas

Los ovarios están cubiertos por la túnica ovárica, la cual está formada por tejido muscular. En el interior del ovario se localizan grupos de ovocitos en diferente grado de

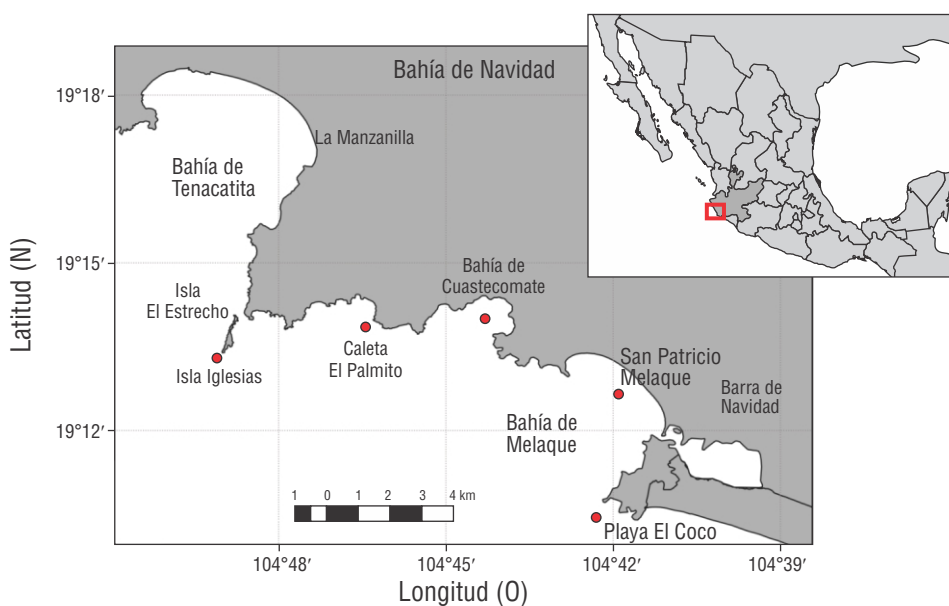


Figura 1. Área de estudio: Bahía de Navidad, Jalisco, México. Los puntos representan los sitios en donde se llevaron a cabo los muestreos mensuales.

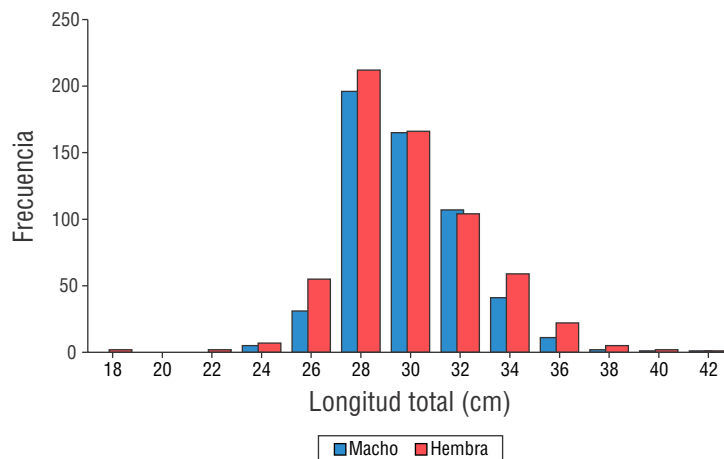


Figura 2. Distribución de frecuencias de la longitud total de hembras y machos de *Umbrina xanti* capturados en el Pacífico central mexicano.

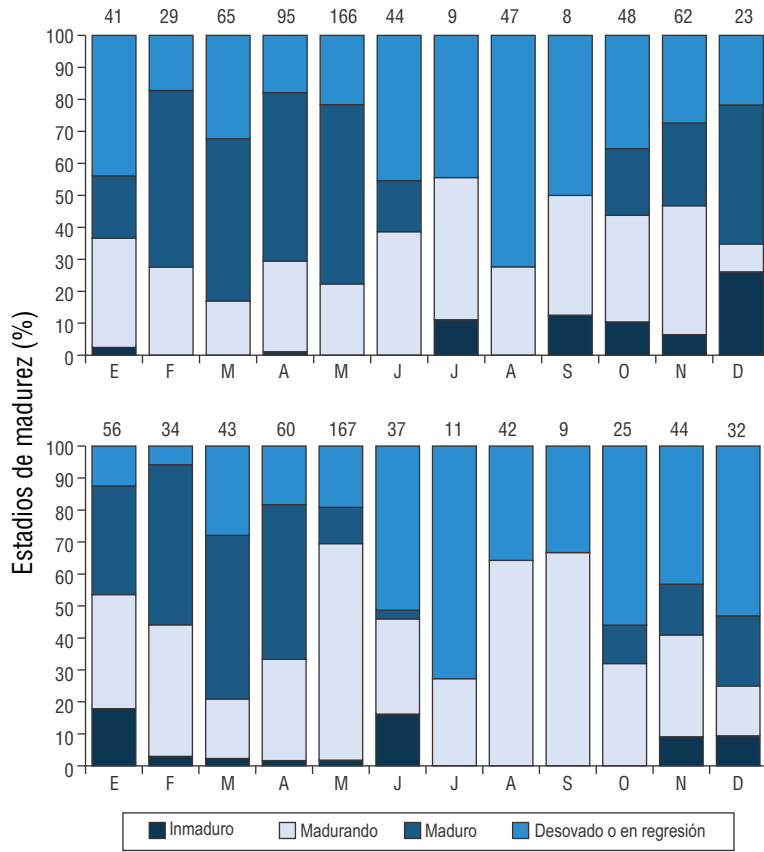


Figura 3. Porcentaje mensual de los estadios de madurez gonadal de hembras (superior) y machos (inferior) de *Umbrina xanti* en el Pacífico central mexicano. Los números en la parte superior indican el tamaño de muestra.

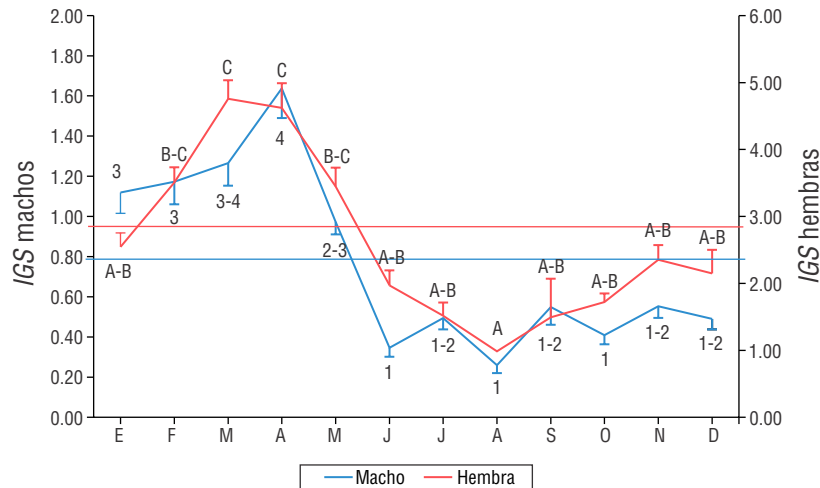


Figura 4. Variación mensual del índice gonadosomático (IGS) de hembras y machos de *Umbrina xanti* capturados en el Pacífico central mexicano. Las barras indican el error estándar. Las líneas transversales representan el valor promedio. Los números (machos) y letras (hembras) indican diferencia significativa.

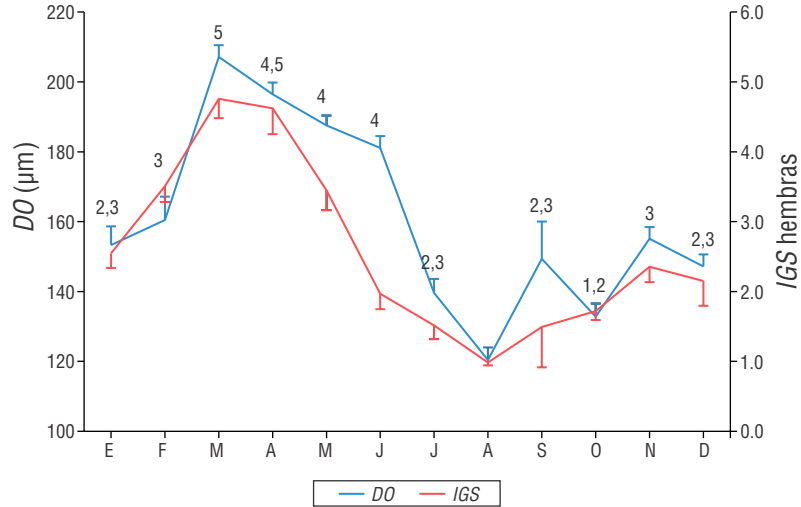


Figura 5. Variación mensual del índice gonadosomático (IGS) de hembras y el diámetro de ovocitos (DO) de *Umbrina xanti* capturados en el Pacífico central mexicano. Las barras indican el error estándar. Los números (DO) representan la prueba de contraste múltiple.

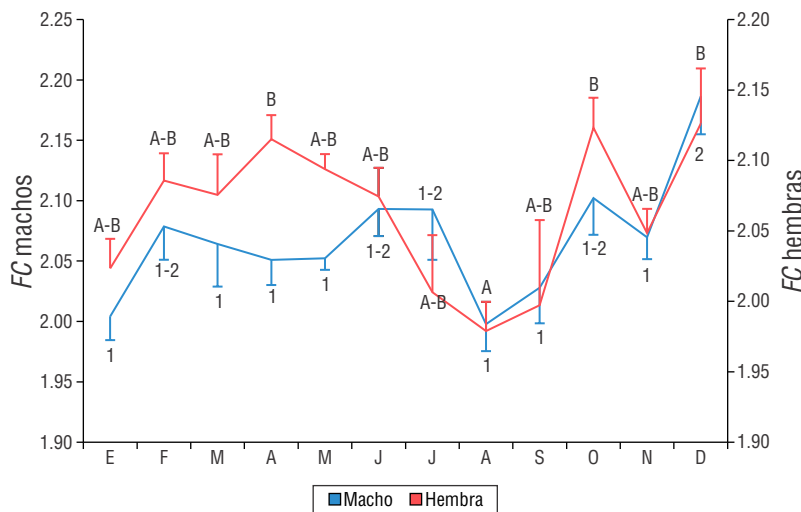


Figura 6. Variación mensual del factor de condición relativo (FC) de hembras y machos de *Umbrina xanti* capturados en el Pacífico central mexicano. Las barras indican el error estándar. Los números (machos) y letras (hembras) indican diferencia significativa.

desarrollo delimitados por las lamelas (Fig. 7). Se identificaron siete fases de desarrollo de los ovocitos: 1) Ovocitos en crecimiento primario, con diámetro promedio de $65.00 \pm 2.10 \mu\text{m}$, caracterizados por tener poco citoplasma y un núcleo grande con nucléolos. 2) Ovocitos con vesículas vitelinas o alveolo corticales con diámetro promedio de $135.15 \pm 5.48 \mu\text{m}$. En el citoplasma, se distinguen gotas de aceite, y con estos se inicia la formación de vitelo. 3) Ovocitos en vitelogénesis primaria con diámetro promedio de $202.88 \pm 7.51 \mu\text{m}$. Se observan glóbulos de vitelo en el citoplasma. 4) Ovocitos en vitelogénesis secundaria con diámetro promedio de $307.38 \pm 8.25 \mu\text{m}$. En todo el citoplasma, se presentó una gran cantidad de glóbulos de vitelo. 5) Ovocitos en vitelogénesis terciaria con diámetro

promedio de $319.58 \pm 12.23 \mu\text{m}$. Los glóbulos de vitelo empezaron a fusionar y el núcleo se encontró en proceso de migración hacia el polo animal. 6) Ovocitos maduros con diámetro de $335.64 \pm 9.27 \mu\text{m}$. El vitelo está completamente fusionado y no se observó el núcleo. 7) Ovocitos hidratados con diámetro promedio de $367.03 \pm 19.62 \mu\text{m}$. La presencia simultánea de ovocitos en diferentes fases de desarrollo en el ovario maduro indica que *U. xanti* presenta un desarrollo de tipo asincrónico (Fig. 6).

Las células de la línea germinal dentro del testículo se encontraron organizadas en lóbulos; en estos se observaron grupos de células formando cistos, y es aquí en donde se llevó a cabo todo el proceso de la espermatogénesis. Una vez formados los espermatozoides, estos se concentraron en el

lumen de los lóbulos y posteriormente se acumularon en el conducto receptor para ser expulsados. Este tipo de organización que tienen las células sexuales sugiere que el desarrollo de tipo lobular no restringido (Fig. 8).

Longitud media de madurez sexual (L_{50})

La hembra más pequeña con gónadas maduras presentó un valor de LT de 22.6 cm y el macho con la misma característica presentó un valor de LT de 24.5 cm. De acuerdo con los resultados obtenidos con el cálculo de la longitud media de madurez, se obtuvo que el 50% de las hembras alcanzaron la madurez sexual a los 27.37 cm LT y los machos a 28.78 cm LT . La longitud promedio para el total de hembras que se analizaron fue de 29.48 cm; esta longitud equivale a que el 68% de las hembras presentaron características de madurez gonádica. En el caso de los machos, la longitud promedio general fue de 29.27 cm, lo que representó que el 66% del total de machos muestreados presentaron gónadas maduras; con esto se puede deducir que más del 50% de los organismos que provinieron de la captura comercial habrían tenido por lo menos un evento reproductivo. Las longitudes promedio de cada una de las cuatro redes utilizadas en el presente estudio fueron mayores que la longitud de madurez sexual; es importante mencionar que la red de 7.20 cm capturó solo el 28% de organismos por debajo de la longitud de madurez sexual. El análisis de residuales o curvas coincidentes indicó que las curvas de maduración entre sexos no mostraron diferencia significativa ($F = 2.054$, $P = 0.14$), por lo que la longitud media de madurez para sexos combinados fue de 27.98 cm LT con un valor de la pendiente de 0.31 (Fig. 9).

DISCUSIÓN

El estudio de los aspectos reproductivos en especies de importancia comercial, y aun en aquellas que no tienen este estatus, contribuye con elementos básicos que se pueden utilizar para un manejo adecuado en la captura comercial de peces. La presente información puede utilizarse para estimar los posibles impactos de efectos ambientales y antropogénicos sobre la dinámica de la población de *U. xanti*.

Distribución de la longitud total

La longitud promedio y los intervalos con mayor frecuencia de organismos recolectados de *U. xanti* en el presente trabajo fueron similares a los encontrados por Espino-Barr et al. (2003) en Colima (30.16 cm) y Espino-Barr et al. (2004) en Jalisco (29.62 cm), en donde los valores mayores de LT de los organismos capturados estuvieron entre 25.35 y 32.25 cm y 27.16 y 31.46 cm, respectivamente. La semejanza entre los valores previos y los obtenidos en este estudio puede deberse a que la fuente de origen de los peces es la captura comercial, que utiliza

redes agalleras con características similares, además de que las zonas de estudio están cercanas.

Proporción sexual

La proporción de hembras y machos es un elemento importante que permite entender la dinámica reproductiva de una población. Se conoce que la mayoría de las especies que se reproducen sexualmente presentan una proporción sexual cercana a 1:1, lo que maximiza el éxito reproductivo y la diversidad genética, y tienden a ser más resilientes a cambios y perturbaciones; sin embargo, también se ha señalado que cuando hay un mayor número de alguno de los sexos, estos, con el paso del tiempo, tienden a equilibrarse por medio de la selección natural (Fisher 1930, Nikolsky 1963). En este estudio las hembras fueron más abundantes que los machos; este es un resultado semejante al encontrado en otros estudios realizados con esciénidos, como *Sciaena umbra* en España, donde Grau et al. (2009) también encontraron que las hembras dominaron sobre los machos con una proporción 1.3:1.0 (H:M). Lo mismo sucedió con *Bairdiella ronchus* en el Caribe colombiano, con una notable abundancia de hembras (1.7:1.0; H:M) (Torres-Castro et al. 1999). A su vez, Fennessy (2000) describe este mismo patrón en esciénidos en la costa de Sudáfrica. Esta diferencia entre sexos, según Sadovy y Shapiro (1987), se presenta en especies gonocóricas por diferencias en el crecimiento y longevidad, así como la segregación espacial, tasa de supervivencia por sexos y la migración para el desove. Además, Silberschneider y Gray (2008) señalaron que en algunas especies se ha registrado una mayor tasa de supervivencia en las hembras.

Temporada reproductiva

Uno de los métodos más sencillos, empleados y rápidos para evaluar el nivel de desarrollo gonadal es el uso de las escalas macroscópicas (West 1990, Brown-Peterson et al. 2011). La escala propuesta por Palazón-Fernández (2007) para caracterizar el desarrollo del ovario y del testículo consta de cuatro estadios de maduración, los cuales se identificaron por características específicas como la coloración, el tamaño y la presencia o ausencia de fluidos y ovocitos. Esta escala se utilizó en el presente trabajo, y en conjunto con el IGS, permitió identificar el periodo reproductivo de *U. xanti*. Sin embargo, otros autores utilizaron diferentes escalas de maduración que se adaptan más a las características que observaron en una especie en particular; por ejemplo, Prista et al. (2014) utilizaron una escala de cinco estadios para caracterizar la maduración de hembras y machos en la corvina *Argyrosomus regius*.

Los estudios a nivel microscópico ayudan a confirmar el grado de madurez de las gónadas, así como definir el tipo de desarrollo que presentan los ovocitos y el arreglo de las células espermáticas en el testículo. A nivel microscópico, en el testículo se puede diferenciar la fase de maduración en la que se ubica con base en las estructuras y características

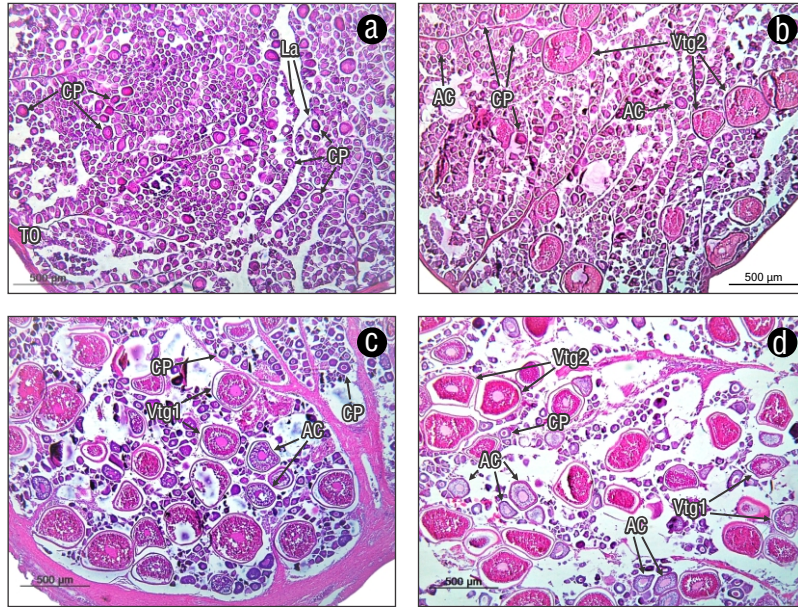


Figura 7. Cortes transversales de ovarios en diferentes estadios de madurez de *Umbrina xanti*: inmaduro (a), madurando (b), maduro (c) y desovado o en regresión (d). Tinción hematoxilina-eosina. Escala: 500 µm. TO = túnica ovárica; CP = ovocito crecimiento primario; AC = ovocito en alveolo cortical; Vtg1 = ovocito en vitelogénesis primaria; Vtg2 = ovocito en vitelogénesis secundaria; La = lamela.

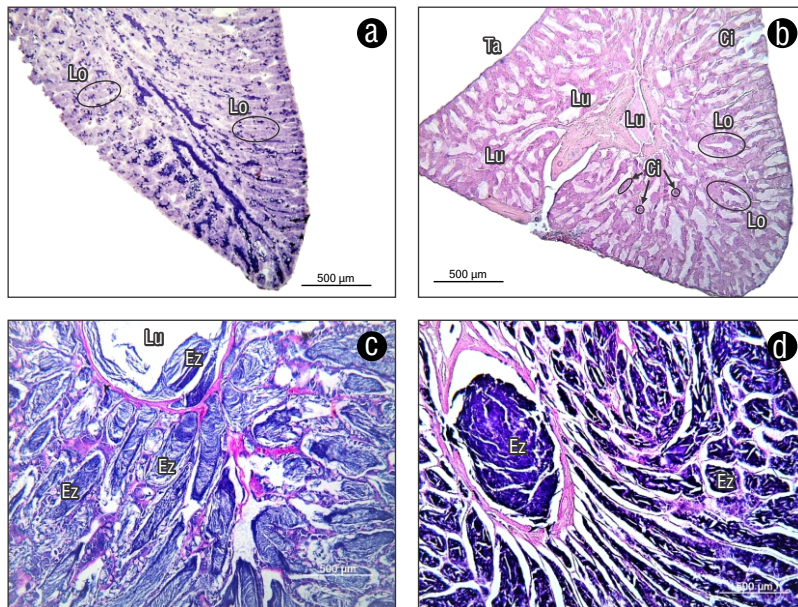


Figura 8. Cortes transversales de testículos en distintos estadios de madurez de *Umbrina xanti*: inmaduro (a), madurando (b), maduro (c) y desovado o en regresión (d). Tinción hematoxilina-eosina. Escala: 500 µm. Ta = túnica albugínea; Lu = lumen; Lo = lóbulos; Cs = cisto; Ez = espermatozoides.

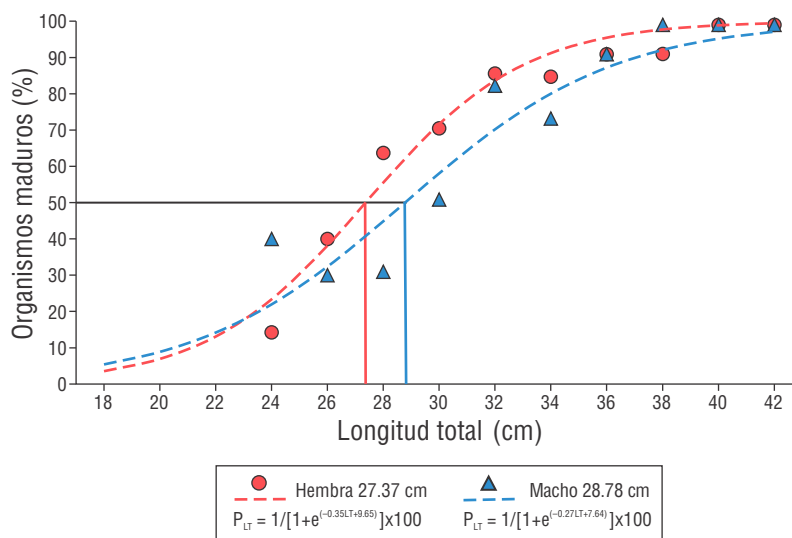


Figura 9. Porcentaje de organismos maduros de hembras y machos de *Umbrina xanti* capturados en el Pacífico central mexicano. Las líneas verticales indican el valor de L_{50} para cada uno de los sexos; línea continua hembras y línea discontinua machos.

como el engrosamiento de la túnica albugínea, la presencia o ausencia de espermatozoides, la cantidad de tejido intersticial y la diferenciación del conducto receptor; estos son distintos en función del grado de madurez en el que se encuentre (Grier et al. 2009). Los testículos de los machos de *U. xanti* presentaron un mayor peso cuando estaban maduros, ya que es cuando están listos para liberar los espermatozoides. En este nivel de desarrollo se observan ramificaciones bien definidas de los lóbulos, lo cual hace evidente el tejido intersticial, con un acomodo radial y se extiende hasta la túnica albugínea (Grier 1981). Los espermatozoides se concentran en los ductos en dirección del conducto receptor y se agrupan dentro de él; estas características son específicas de un desarrollo testicular de tipo lobular. Las especies de esciénidos que presentan estas características y el mismo tipo de desarrollo son *Micropogonias undulatus* (Barbieri et al. 1994), *Roncador stearnsii* (Miller et al. 2009), *Umbrina roncador* (Miller et al. 2009) y *Larimichthys polyactis* (Kyu-Lim et al. 2010).

En el ovario maduro de *U. xanti* se encontraron 7 fases de desarrollo de los ovocitos de manera simultánea. El aumento en el tamaño de estos es muy claro desde el inicio de la vitelogenénesis, en donde el ovocito crece paulatinamente debido a la acumulación de vitelo en el citoplasma. Grau et al. (2009) clasificaron el desarrollo de los ovocitos en *S. umbra* en 7 fases, lo anterior con base en el diámetro que presentó en cada una de las fases de los ovocitos. Debido a que en los ovarios maduros de *U. xanti* se presentaron de forma simultánea diversas fases de desarrollo de los ovocitos, esto puede confirmar que se desarrollan de forma asincrónica. En consecuencia, se espera que los ovocitos sean liberados en desoves múltiples. En otro estudio con *S. umbra* en la costa de Turquía, se registraron en el ovario 12 fases de desarrollo de los ovocitos; los autores asumieron que el desarrollo de los mismos era asincrónico y consideraron que esta especie

era iteropara y gonocórica con desoves múltiples (Engin y Seyhan 2009). Este mismo tipo de desarrollo asincrónico lo presentan distintas especies de la familia Sciaenidae como *M. undulatus* (Barbieri et al. 1994), *Sciaenops ocellatus* (Wilson y Nieland 1994), *Micropogonias furnieri* (Vizziano et al. 2005), *R. stearnsii* (Miller et al. 2009), *L. polyactis* (Kyu-Lim et al. 2010), *Menticirrhus americanus* (Clardy et al. 2014) y *Macrodon ancylodon* (Dos Santos-Cardoso et al. 2018). Las especies que tienen ovocitos con desarrollo asincrónico suelen presentar desoves parciales o desoves múltiples, con una estación reproductiva relativamente amplia o con varios eventos reproductivos al año (González y Oyarzún 2002, Dos Santos-Cardoso et al. 2018).

El IGS es utilizado frecuentemente para identificar periodos reproductivos (Brewer et al. 2007). En este estudio, ambos sexos de *U. xanti* presentaron valores máximos del IGS en primavera. Según Mendo y Samame (1988), los valores del IGS incrementan durante la época de reproducción y disminuyen después del desove. En la región de estudio, se conoce que ocurren surgencias costeras de febrero a mayo (Ambriz-Arreola et al. 2012); esta situación podría apoyar la mayor actividad reproductiva de *U. xanti*, ya que en este periodo las larvas podrían beneficiarse al incrementar la productividad primaria por efecto de estas surgencias costeras. En tanto, Cárdenas (2012) menciona que esta familia se reproduce principalmente en temperaturas cálidas, en donde se presentan condiciones más favorables para el desarrollo de huevos y el crecimiento de larvas, por ello, varias especies de esciénidos presentan una mayor actividad reproductiva en la primavera y el verano. Lo anterior también es el caso de *Argyrosomus japonicus* en Taiwán, que presenta un periodo reproductivo entre marzo y junio (Ueng et al. 2007), y *A. regius*, que se reproduce entre marzo y agosto en la costa de España (Jiménez et al. 2007). A su vez, Vizziano et al. (2005) registraron el periodo

reproductivo de diciembre a marzo para *M. furnieri* en la costa de Brasil. En tanto, para *Cynoscion nebulosus* en el Golfo de México, los desoves ocurren de mayo a julio (Brown-Peterson et al. 2002), y para *S. umbra*, suceden de marzo a junio en el mar Mediterráneo (Chakroun-Marzouk y Ktari 2003).

Factor de condición relativo

El factor de condición relativo (*FC*) es una variable que refleja la condición corporal de los peces, y esta se puede relacionar con la cantidad, calidad y disponibilidad de alimento en el medio en donde cada especie se desarrolla (Froese 2006). Valores altos del *FC* indican que los organismos tienen una buena o mejor condición fisiológica. En la Bahía de Navidad, México, las hembras de *U. xanti* presentaron valores máximos de *FC* en abril, octubre y diciembre, y los machos en febrero, junio-julio, octubre y diciembre. Los valores altos en el *FC* suelen estar asociados con periodos de mayor o mejor alimentación.

En la región de estudio, se mencionó que ocurren surgencias costeras que incrementan la productividad en estas zonas de febrero a mayo (Ambriz-Arreola et al. 2012), lo que provoca un aumento en la productividad que podría explicar el incremento del *FC* en estos meses. El incremento del *FC* que se observó a finales del año puede ser un efecto de una condición climática intermedia, ya que es la recta final de la estación de lluvias y un periodo de transición entre las condiciones tropical-subtropical y templada, en donde no hay un claro dominio de una sola condición ambiental (Ambriz-Arreola et al. 2012).

A inicios y finales del año se presentaron los valores máximos del *FC* (es más claro en las hembras) y, en este mismo período se registraron incrementos en el *IGS*. La relación entre el *IGS* y *FC* no fue muy clara en *U. xanti*. En las hembras, al parecer, la reproducción no afecta la condición corporal, sin embargo, en los machos se observó una tendencia negativa, aunque no fue significativa. Si bien no es el caso de *U. xanti*, en algunas especies y de acuerdo a lo mencionado por Wootton (1990), la inversión energética de las hembras se debe a la acumulación de vitelo durante la ovogénesis. Sin embargo, también se ha mencionado que el gasto energético para ambos sexos se debe a los requerimientos de los individuos, como es la supervivencia, el crecimiento o la reproducción, estos en relación con el ambiente en el que se desarrollan. En el caso de la reproducción, la inversión puede estar asociada con el aumento en el tamaño de las gónadas relacionado con el peso de los organismos, lo cual indica que en este período las gónadas se encuentran en el punto máximo de maduración. En algunas especies, una disminución en los valores del *FC* indica una disminución de la energía almacenada en forma de lípidos corporales y proteínas en el organismo; estas sustancias ayudan a enfrentar los requerimientos energéticos durante la reproducción (González y Oyarzún 2002).

Longitud de madurez sexual

En *U. xanti* la longitud promedio de maduración entre hembras y machos no fue diferente. De forma similar a lo encontrado en este estudio, en la costa de Brasil, Dos Santos-Cardoso et al. (2018) observaron que ambos sexos de *M. ancylodon* maduran a 21.3 cm, y para *M. furnieri* la maduración ocurrió a 11 cm (Vizziano et al. 2005); los autores suponen que esto es posible si ambos sexos realizan las mismas migraciones y se alimentan en sitios semejantes, por lo tanto, pueden alcanzar la madurez sexual al mismo tiempo. Otros estudios con esciénidos indican que las hembras alcanzan la madurez sexual a una longitud mayor que los machos, como en *S. umbra*, en donde las hembras maduraron a 23.4 cm y los machos a 22.1 cm (Chakroun-Marzouk y Ktari 2003). Para la misma especie, Grau et al. (2009) mencionaron que las hembras alcanzaron la madurez sexual a 29.9 cm y los machos a 25.4 cm. A su vez, para *B. ronchus* en el Caribe colombiano, las hembras presentaron una longitud sexual promedio de 15.8 cm y los machos de 15.4 cm (Torres-Castro et al. 1999). Se ha confirmado que, en la mayoría de los esciénidos, las hembras se reproducen a una longitud mayor que la de los machos (Cárdenas 2012); esto podría deberse a que las hembras, para iniciar con la reproducción, necesitan de mayor cantidad de alimento para crecer primero y posteriormente producir la cantidad de huevos necesaria para asegurar un incremento en los individuos de la población (Kunz 2004).

En *U. xanti* la longitud promedio de captura (29.7 cm) fue ligeramente mayor a la longitud media de madurez sexual (28.1 cm). Esto sugiere que un poco más de la mitad de los organismos capturados ya habrían tenido al menos un evento reproductivo. Debido a que la longitud promedio de captura fue mayor a la longitud de maduración, Espino-Barr et al. (2008) afirman que esta situación es deseable en especies sujetas a explotación comercial. De cualquier forma, es importante continuar con estudios que analicen la dinámica de las poblaciones de especies, principal y especialmente aquellas que están sujetas a una continua captura comercial.

CONCLUSIONES

Con los tres métodos utilizados para identificar el periodo reproductivo de *U. xanti*, se obtuvo que ambos sexos presentaron un periodo reproductivo prolongado, el cual fue de enero a mayo. *Umbrina xanti* es una especie gonocórica; microscópicamente, las células de la línea germinal del testículo presentan una organización de tipo lobular no restringido y en el ovario el desarrollo de los ovocitos es asincrónico. La longitud promedio de maduración sugiere que el 62% de las hembras y 61% de los machos ya habrían tenido al menos un evento reproductivo. El presente estudio aporta información básica de la reproducción de *U. xanti*, especie de interés comercial en el Pacífico central mexicano. Esta información puede utilizarse para estimar los posibles impactos de

efectos ambientales y antropogénicos sobre la dinámica de la población de *U. xanti*.

DECLARACIONES FINALES

Material suplementario

Este trabajo no incluye material suplementario.

Agradecimientos

A Daniel y Gerardo Kosonoy, Manuel Díaz, y las cooperativas pesqueras “Riviera Melaque” y “Punta Farallón” por facilitarnos sus instalaciones. A la Universidad de Guadalajara por financiar el proyecto. A los estudiantes del Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras que colaboraron en los muestreos. Al Dr. Israel Ambriz-Arreola por el mapa del área de estudio y las coordenadas del mismo.

Fondos

Este estudio fue financiado por la Universidad de Guadalajara a través del Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras de 1998 a 2008.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Contribuciones de autor

Conceptualización: SRR, GLR, VERC; Análisis formal: SRR, GLR, VERC, RELM; Adquisición de financiamiento: GLR, SRR; Investigación: SRR, GLR, VERC, RELM; Metodología: GLR, SRR, VERC, RECM; Recursos: GLR, SRR, RECM; Redacción—borrador original: GLR, SRR, VERC; Redacción—revisión y edición: GLR, SRR, VERC, RECM, RELM.

Disponibilidad de datos

Se pueden obtener un uso parcial de los datos de este estudio, mediante una solicitud razonable a través del autor de correspondencia.

Uso de herramientas de IA

Los autores no utilizaron ninguna herramienta de inteligencia artificial para este trabajo.

REFERENCIAS

- Ambriz-Arreola I, Gómez-Gutiérrez J, Franco-Gordo MC, Lavaniegos BE, Godínez-Domínguez E. 2012. Influence of coastal upwelling-downwelling variability on tropical euphausiid abundance and community structure in the inshore Mexican central Pacific. *Mar Ecol Prog Ser.* 451:119-136. <https://doi.org/10.3354/meps09607>
- Barbieri LR, Chittenden ME, Lowerre-Barbieri SK. 1994. Maturity, spawning, and ovarian cycle of Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus*, in the Chesapeake Bay and adjacent coastal waters. *Fish Bull.* 92(4):46-51.
- Brewer SK, Rabeni CF, Papoulias DM. 2007. Comparing histology and gonadosomatic index for determining spawning condition of small-bodied riverine fishes. *Ecol Freshw Fish.* 17(1):54-58. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00256.x>
- Brown-Peterson NJ, Peterson MS, Nieland DL, Murphy MD, Taylor RG, Warren JR. 2002. Reproductive biology of female spotted seatrout, *Cynoscion nebulosus*, in the Gulf of Mexico: differences among estuaries. *Environ Biol Fish.* 63:405-415. <https://doi.org/10.1023/A:1014925421111>
- Brown-Peterson NJ, Wyanski DM, Saborido-Rey F, Macewicz BJ, Lowerre-Barbieri SK. 2011. A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Mar Coast Fish.* 3(1):52-70. <https://doi.org/10.1080/19425120.2011.555724>
- Cailliet MG, Love SM, Ebeling WA. 1996. Fishes: A field and laboratory manual on their structure, identification and natural history. Illinois (USA): Waveland Press Inc. 202 p.
- Cárdenas S. 2012. Biología y acuicultura de corvina en el mundo. *AquaTIC.* 37:1-14.
- Chakroun-Marzouk N, Ktari MH. 2003. Le corb des c'tes tunisiennes, *Sciaena umbra* (Sciaenidae): cycle sexual, age et croissance. *Cybium.* 27:211-225.
- Chen Y, Jackson DA, Harvey HH. 1992. A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. *Can J Fish Aquat Sci.* 49:1228-1235. <https://doi.org/10.1139/f92-138>
- Clardy SD, Brown-Peterson NJ, Peterson MS, Leaf RT. 2014. Age, growth, and reproduction of Southern Kingfish (*Menticirrhus americanus*): a multivariate comparison with life history patterns in other sciaenids. *Fish Bull.* 112:178-197. <https://doi.org/10.7755/FB.112.2-3.6>
- Csirke B. 1989. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. Documento Técnico de Pesca No 192. Rome (Italy): FAO. 82 p.
- Dos Santos-Cardoso A, Barbosa-Santos N, Da Silva-de Almeida Z, Fortes RN, Cantanhêde LG. 2018. Biología reproductiva de la pescadilla real, *Macrondon ancylodon* (Perciformes, Sciaenidae), de la costa noreste de Brasil = Reproductive biology of King weakfish, *Macrondon ancylodon* (Perciformes, Sciaenidae) from the northeastern coast of Brazil. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 53(1):95-104. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572018000100095>
- Engin S, Seyhan K. 2009. Age, growth, sexual maturity and food composition of *Sciaena umbra* in the south-eastern Black Sea, Turkey. *J Appl Ichthyol.* 25(1):96-99. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01173.x>
- Espino-Barr E, Cruz-Romero M, García-Boa A. 2003. Peces marinos con valor comercial de la costa de Colima, México. Colima (Mexico): Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto Nacional de Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera. 106 p.
- Espino-Barr E, Cabral-Solis EG, García-Boa A, Puentes-Gómez M. 2004. Especies marinas con valor comercial de la costa de Jalisco, México. Manzanillo (Mexico): Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto Nacional de Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera. 145 p.
- Espino-Barr E, González-Vega A, Santana-Hernández H, González-Vega H. 2008. Manual de biología pesquera. Nayarit (Mexico): Instituto Nacional de Pesca, Universidad de Nayarit. 131 p.
- FAO. 1995. Guía FAO para la Identificación de Especies para los Fines de la Pesca: Pacífico Centro-Oriental. Vol. 2. Rome (Italy): FAO. 1813 p.

- Fennessy ST. 2000. Aspects of the biology of four species of Sciaenidae from the east coast of South Africa. *Est Coast Shelf Sci.* 50(2):259-269.
<https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0560>
- Fisher RA. 1930. The genetical theory of natural selection. Oxford (UK): Clarendon Press. 272 p.
- Froese R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish Fish.* 5(1):86-91.
<https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2004.00144.x>
- Froese R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyol.* 22(4):241-253.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>
- Gómez-Vanega HD, Espino-Barr E, López-Urriarte E. 2021. Ichthyofauna composition (Actinopterygii: Teleostei) caught by Jalisco's small-scale fisheries in the Mexican Central Pacific coast. *Lat Am J Aquat Res.* 49(5):788-803.
<http://dx.doi.org/10.3856/vol49-issue5-fulltext-2712>
- González P, Oyarzún C. 2002. Biological index variability in *Pinguipes chilensis* Valenciennes 1833 (Perciformes, Pinguipedidae): are they correlated? = Variabilidad de índices biológicos en *Pinguipes chilensis*, Valenciennes 1833 (Perciformes, Pinguipedidae): ¿están realmente correlacionados? *Gayana.* 66(2):249-253.
<http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382002000200023>
- Grau A, Linde M, Grau AM. 2009. Reproductive biology of the vulnerable species *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 (Pisces: Sciaenidae). *Sci Mar.* 73(1):67-81.
<https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73n1067>
- Grier HJ. 1981. Cellular organization of the testis and spermatogenesis in fishes. *Am Zool.* 21(2):345-357.
<https://doi.org/10.1093/icb/21.2.345>
- Grier HJ, Uribe-Aranzábal MC, Patiño R. 2009. The ovary, folliculogenesis, and oogenesis in teleosts. In: Jamieson BGM (ed.), *Reproductive Biology and Phylogeny of Fishes (Agnathans and Bony fishes)*. Queensland (Australia): Science Publishers. p. 25-84.
- Jiménez MT, Rodríguez-Rúa A, Sánchez R, Cárdenas S. 2007. Atlas de desarrollo de la corvina *Argyrosomus regius* (Pisces: Sciaenidae) durante su primer mes de vida. *Rev Electr Vet.* 8(1):1-37.
- Kunz YW. 2004. *Developmental biology of teleost fishes*. Dublin (Ireland): Springer Science + Business Media Dordrecht.
- Kyu-Lim H, Hoang-Le M, Min-An Ch, Yeon-Kim S, Seon-Park M, Jin-Chang Y. 2010. Reproductive cycle of yellow croaker *Larimichthys polyactis* in southern waters off Korea. *Fish Sci.* 76:971-980.
<https://doi.org/10.1007/s12562-010-0288-5>
- Lagardère JP, Mariani A. 2006. Spawning sounds in meagre *Argyrosomus regius* recorded in the Gironde estuary, France. *J Appl Ichthyol.* 69(6):1697-1708.
<https://doi.org/10.1111/J.1095-8649.2006.01237.X>
- Lucano-Ramírez G, Ruiz-Ramírez S, González-Sansón G, Ceballos-Vázquez BP. 2014. Reproductive biology of the yellow snapper, *Lutjanus argentiventris* (Pisces, Lutjanidae), from the Mexican central Pacific = Biología Reproductiva del pargo alazán, *Lujanus argentiventris* (Pisces, Lutjanidae), en el Pacífico central mexicano. *Cienc Mar.* 40(1):33-44.
<https://doi.org/10.7773/cm.v40i1.2325>
- Lucano-Ramírez G, Villagrán-Santa Cruz M, Ruiz-Ramírez S, López-Murillo T. 2001a. Histology of the oocytes of *Lutjanus peru* (Nichols and Murphy, 1922) (Pisces: Lutjanidae) = Histología de los ovocitos de *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922) (Pisces: Lutjanidae). *Cienc Mar.* 27(3):335-349.
<https://doi.org/10.7773/cm.v27i3.493>
- Lucano-Ramírez G, Villagrán-Santa Cruz M, Ruiz-Ramírez S. 2001b. Cambios estructurales en las gónadas de *Lutjanus peru* (Pisces: Lutjanidae), en la costa sur de Jalisco, México. *Bol Centro Invest Biol.* 35(3):295-316.
- Mendo J, Samame M. 1988. Análisis biológico-pesquero y poblacional de la cachema (*Cynoscion analis*) del área de Paita, Perú. *Bol Inst Mar Perú.* 12:27-57.
- Miller EF, Goldberg S, Nuñez J, Burkes N, Kuratomi J. 2009. The reproductive biology of two common surfzone associated Sciaenids, Yellowfin Croaker (*Umbrina roncadore*) and Spotfin Croaker (*Roncadore stearnsii*), from Southern California. *Bull South Calif Acad Sci.* 108(3):152-159.
<https://doi.org/10.3160/0038-3872-108.3.152>
- Nakamura EL. 1981. Sciaenid resources in the Gulf of México. In: Henry C, Carlton FE (eds.), *Sixth Annual Marine Recreational Fisheries Symposium*. Houston (TX). p. 29-39.
- Nikolsky GV. 1963. *The ecology of fish*. New York: Academic Press. 352 p.
- Palazón-Fernández JL. 2007. Reproduction of the white grunt, *Haemulon plumieri* (Lacépède, 1802) (Pisces: Haemulidae) from Margarita Island, Venezuela. *Sci Mar.* 71(3):429-440.
<https://doi.org/10.3989/scimar.2007.71n3429>
- Parenti P. 2020. An annotated checklist of fishes of the family Sciaenidae. *J Anim Divers.* 2(1):1-92.
<https://doi.org/10.29252/JAD.2020.2.1.1>
- Prista N, Gordo L, Costa JL, Costa MJ, Jones C. 2014. Reproductive phase determination in male meagre (*Argyrosomus regius*, Sciaenidae): testis developmental histologic corroboration of a gross anatomical scale. *Sci Mar.* 78(1):65-80.
<https://doi.org/10.3989/scimar.03837.31A>
- Ricker WE. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull Fish Res Board Can.* 191:1-382.
- Robertson DR, Allen GR. 2015. *Shorefishes of the tropical Eastern Pacific online information system*. Version 2.0. Balboa (Panama): Smithsonian Tropical Research Institute.
- Rojo-Vázquez J, Aguilar-Palomino B, Galván-Piña VH, Godínez-Domínguez E, Hernández-Vázquez S, Ruiz-Ramírez S, Lucano-Ramírez G. 2001. Ictiofauna de la pesquería ribereña en Bahía de Navidad, Jalisco, México, asociada al evento El Niño 1997-1998. *Rev Biol Trop.* 49(3-4):915-929.
- Rojo-Vázquez JA, Quiñonez-Velázquez C, Echavarría-Heras HA, Lucano-Ramírez G, Godínez-Domínguez E, Ruiz-Ramírez S, Galván-Piña VH, Sosa-Nishizaki O. 2008. The fish species composition and variation of catch from the small-scale gillnet fishery before, during and after the 1997-1998 ENSO event, central Mexican Pacific. *Rev Biol Trop.* 56(1):133-152.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v56i1.5513>
- Sadovy Y, Shapiro DY. 1987. Criteria for the diagnosis of hermaphroditism in fishes. *Copeia.* 1987(1):136-156.
<https://doi.org/10.2307/1446046>
- Sánchez-Cárdenas R, Ceballos-Vázquez BP, Arellano-Martínez M, Valdez-Pineda MC, Morán-Angulo RE. 2007. Reproductive aspects of *Sphoeroides annulatus* (Jenyns, 1842) (Tetraodontiformes, Tetraodontidae) inhabiting the Mazatlan coast, Sinaloa, Mexico = Aspectos reproductivos de *Sphoeroides annulatus* (Jenyns, 1842) (Tetraodontiformes, Tetraodontidae) en la costa de Mazatlán, Sinaloa, México. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 42(3):385-392.
<http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572007000300018>
- Sandoval-Ramírez A, Cerdaneres-Ladrón de Guevara G, Rojas-Herrera AA, Violante-González J, García-Ibáñez S, Hernández-Gómez JC. 2020. Estado de explotación y problemática de la pesca de escama marina en Acapulco, Guerrero, México. *Cien Pesq.* 28:17-29.
- Silberschneider V, Gray CA. 2008. Synopsis of biological, fisheries and aquaculture-related information on mullet *Argyrosomus japonicus* (Pisces: Sciaenidae), with particular reference to Australia. *J Appl Ichthyol.* 24(1):7-17.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2007.00913.x>

- Statsoft. 2006. Statistica (data analysis software system) v. 7.1. <https://www.statsoft.com> 1 CD-ROM.
- Torres-Castro L, Santos-Martínez A, Acero AP. 1999. Reproducción de *Bairdiella ronchus* (Pisces: Sciaenidae) en la Ciénega Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Rev Biol Trop*. 47(3):553-560. <https://doi.org/10.15517/rbt.v47i3.19205>
- Ueng JP, Huang BQ, Mok HK. 2007. Sexual differences in the spawning sounds of the Japanese croaker *Argyrosomus japonicus* (Sciaenidae). *Zool Stud*. 46:102-110.
- Uribe MC, Grier HJ, Parenti LR. 2018. Testicular structure and spermatogenesis of the oviparous goodeids *Crenichthys baileyi* (Gilbert, 1893) and *Empetrichthys latos* Miller, 1948 (Teleostei, Cyprinodontiformes). *J Morphol*. 279(12):1787-1797. <https://doi.org/10.1002/jmor.20901>
- Vizziano D, Forni F, Saona G, Norbis W. 2005. Reproduction of *Micropogonias furnieri* in a shallow temperate coastal lagoon in the southern Atlantic. *J Fish Biol*. 61(sA):196-206. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01771.x>
- West G. 1990. Methods of assessing ovarian development in fishes: a review. *Aust J Mar Freshw Res*. 41(2):199-222. <https://doi.org/10.1071/MF9900199>
- Wilson CA, Nieland DL. 1994. Reproductive biology of red drum, *Sciaenops ocellatus*, from the neritic waters of the northern Gulf of Mexico. *Fish Bull*. 92:841-850.
- Wootton RJ. 1990. Ecology of teleost fishes. Dordrecht (Netherlands). Springer. 404 p.
- Yamamoto K, Yamazaki M. 1961. Rhythm of development in the oocyte of the gold-fish, *Carassius auratus*. *Bull Fac Fish Nagasaki Univ*. 12:93-114.
- Zar JH. 2010. Biostatistical analysis. 5th ed. New Jersey (USA): Prentice Hall. 944 p.

Caracterización morfológica y molecular de *Symbiodinium natans*-clado A de vida libre (Dinophyceae) de la Bahía de La Paz, Golfo de California

Ana E Ramos-Santiago¹, Ignacio Leyva-Valencia^{1,2}, Yuri B Okolodkov³,
Christine J Band-Schmidt^{1*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 10 de junio de 2024

Aceptado 13 de diciembre de 2024

Publicado 22 de enero de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3498>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: cbands@ipn.mx

¹ Departamento de Plancton y Ecología Marina, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, 23079 La Paz, Baja California Sur, México.

² Programa de Investigadoras e Investigadores por México, Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación, Ciudad de México, México.

³ Laboratorio de Botánica Marina y Planctología, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, 94294 Boca del Río, Veracruz, México.

RESUMEN. El género *Symbiodinium* es un grupo de dinoflagelados mayoritariamente endosimbiontes, comúnmente conocidos como zooxantelas, que viven asociados a invertebrados y protistas marinos. El objetivo del presente estudio fue la identificación morfológica y molecular de 2 cepas de Symbiodiniales (SNCETMAR-1 y SNCETMAR-2) aisladas de la anémona *Actinostella* sp. de la Bahía de La Paz, Golfo de California. La identificación se realizó a partir de cultivos empleando microscopía fotónica, incluyendo de epifluorescencia y electrónica de barrido. Se obtuvo una secuencia de la cepa SNCETMAR-2 de la región 28S del ADNr. La combinación de métodos permitió la identificación de las cepas como *Symbiodinium natans*-clado A. Este taxón es un grupo de organismos de vida libre, lo que facilitó el cultivo de las cepas en el laboratorio. El ciclo de vida de este grupo presentó 2 fases, una fase móvil y otra inmóvil en estado cocoide, siendo este el último estadio donde se presentó la división sexual y asexual. Este estudio amplía los reportes del clado A de la familia Symbiodiniaceae en el Golfo de California, proporcionando información valiosa para su cultivo, identificación y análisis filogenético.

Palabras clave: *Actinostella*, endosimbionte, Golfo de California, estados reproductivos, *Symbiodinium*, zooxantelas.

INTRODUCCIÓN

Symbiodinium Gert Hansen & Daugbjerg es un género fotosintético con clados y subclados oportunistas y de vida libre, distribuidos en zonas tropicales y subtropicales (Takabayashi et al. 2012, Granados-Cifuentes et al. 2015, Hoppenrath et al. 2023). El nombre del género es considerado como neutro y significa “viviendo juntos” y “girando” (LaJeunesse et al. 2018). A estos organismos también se les ha denominado *Zooxanthella* K. Brandt (Guiry y Andersen 2018). Esto hace

referencia a la simbiosis mutualista que presenta el alga, en este caso, a la simbiosis del dinoflagelado con invertebrados como cnidarios, almejas, copépodos, platelmintos, esponjas y algunos protozoarios como foraminíferos, radiolarios y ciliados (Baker 2003, Hirose et al. 2008, LaJeunesse et al. 2018). También, se les clasifica como citobiontes o simbioses intracelulares (Taylor y Harrison 1983).

Especies de la familia Symbiodiniaceae (e.g., *Symbiodinium microadriaticum* LaJeunesse y *Symbiodinium pilosum* Trench & R.J. Blank ex La Jeunesse) presentan

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3498>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

respuestas fotosintéticas distintas en condiciones idénticas de laboratorio. Estas diferencias fotosintéticas explican la presencia de esta familia en nichos diversos que pueden ocupar (Iglesias-Prieto y Trench 1994). La especificidad huésped-simbionte demuestra la capacidad de un simbiote para estar especializado a cierto huésped que habite en una región en concreto, además, se muestran variaciones en dicha especificidad en amplios rangos geográficos. Las variables físicas (temperatura e irradiancia) y biológicas (diversidad y abundancia de huésped, y diversidad y abundancia de simbiotes) modulan la especificidad entre simbiote y huésped (Iglesias-Prieto et al. 1992, 2004; Iglesias-Prieto y Trench 1994, 1997). Además de su rol como simbiotes, se han reportado que extractos de cepas de la familia Symbiodiniaceae aislados de la anémona *Stichodactyla haddoni* (Saville-Kent) son citotóxicos para el crustáceo *Artemia salina* (Linnaeus) (Bigham-Soostani et al. 2021).

La familia Symbiodiniaceae es un grupo diverso que comprende varios clados genéricos y subgenéricos, cada uno de ellos formado por un número desconocido de subespecies o subclados (Iglesias-Prieto et al. 2004, LaJeunesse et al. 2018). Las reconstrucciones filogenéticas con genes ribosomales (28S y 23S) y de cloroplastos (psbA) han revelado 9 clados (A al I) (Hirose et al. 2008, Hansen y Daugbjerg 2009, Pochon y Gates 2010, Yamashita y Koike 2013, LaJeunesse et al. 2018). Se han propuesto nuevos géneros con respecto a las agrupaciones filogenéticas: *Symbiodinium* Gert Hansen & Daugbjerg (clado A), *Breviolum* J.E. Parkinson & LaJeunesse (clado B), *Cladocopium* (clado C), *Durusdinium* LaJeunesse (clado D), *Effrenium* LaJeunesse & H.J. Jeong (clado E), *Fugacium* LaJeunesse (clado F) y *Gerakladium* LaJeunesse (clado G) (LaJeunesse et al. 2018). Son pocos los clados donde existe una aparente diferencia morfológica: el clado B que presenta tamaños celulares de 6 a 12 μm , y el clado C que presenta un surco apical llamado acrobase (LaJeunesse et al. 2018).

Las cepas analizadas en este estudio pertenecen al clado A, correspondiente al linaje más antiguo de la familia Symbiodiniaceae, que está integrado por *S. microadriaticum*, *Symbiodinium necroappetens* LaJeunesse, S. Y. Lee, Knowlton & H. J. Jeong, *Symbiodinium tridacnidarum* S. Y. Lee, H. J. Jeong, N. S. Kang & LaJeunesse, *Symbiodinium natans* Gert Hansen & Daugbjerg y *Symbiodinium linucheae* (Hansen y Daugbjerg 2009, LaJeunesse et al. 2018). El clado A incluye especies de vida libre como *S. pilosum* y *S. natans* (Yamashita y Koike 2013, LaJeunesse et al. 2015), además de grupos con formas transitorias, oportunistas, de vida libre y simbióticas que se pueden encontrar asociados a un hospedador invertebrado o protista (LaJeunesse et al. 2018). También puede habitar diferentes sustratos como la arena (Carlos et al. 1999, Hoppenrath et al. 2023), y formar simbiosis con corales blandos (e.g., *Stereonephthya cundabuiluensis* Verseveldt), corales pétreos o corales duros como *Orbicella faveolata* (Ellis & Solander) (Hirose et al. 2008, Kemp et al. 2014).

MATERIALES Y MÉTODOS

Aislamiento y condiciones de cultivo

Las células fueron aisladas de la columna de la anémona solitaria *Actinostella* sp. (Hexacorallia: Actinaria: Actiniidae; Fig. 1) que fue recolectada por Ana E Ramos-Santiago el 9 de agosto de 2018 en la playa del CETMAR (24°08'39.2" N, 110°20'41.0" W; Fig. 2), Bahía de La Paz, en el suroeste del Golfo de California, México. Las células no móviles fueron aisladas en un microscopio invertido AXIO Vert.A1 (Carl Zeiss, Oberkochen, Alemania), con ayuda de capilares con punta reducida. Se realizó un escalamiento progresivo hasta obtener cultivos de 25 mL en tubos planos de 50 mL de volumen. Las cepas SNCETMAR-1 y SNCETMAR-2 se mantuvieron en medio GSe con extracto de lombricomposta (Bustillos-Guzmán et al. 2015) y medio K (Keller et al. 1987) modificado con la adición de extracto de lombricomposta (Keller et al. 1987), a una salinidad de 34, temperatura de 24 °C \pm 1 °C, con iluminación continua de 150 $\mu\text{mol E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ y un ciclo de 12 h luz:12 h oscuridad.

Identificación morfológica

La identificación de las cepas se realizó con ayuda de literatura especializada (LaJeunesse et al. 2015, 2018; Hoppenrath et al. 2023). Se evaluó la morfometría y se obtuvieron micrografías de células vivas en el microscopio fotónico invertido Axio Vert.A1 (Carl Zeiss) en campo claro. También se empleó el microscopio de epifluorescencia Axio Scope. A1 (Carl Zeiss) con una cámara digital AxioCam 506 color de 6 megapíxeles para observar células teñidas con el marcador fluorescente DAPI (4',6-diamidino-2-fenilindol; Sigma) y visualizar la posición y tamaño del núcleo. Para realizar el procesamiento de muestras para microscopio electrónico de barrido (MEB) se siguió el protocolo empleado por Ramos-Santiago (2023) para dinoflagelados desnudos. La metodología consistió, *grosso modo*, en un proceso de prefijación de las células con glutaraldehído al 4%, postfijación con tetróxido de osmio (OsO_4) al 2%, lavados intermedios para eliminar los residuos de los fijadores, deshidratación con un gradiente de etanol (EtOH) al 10%, 20%, 30%, 40%, 50%, 60%, 70%, 80%, 90% y 2 veces al 99% y un proceso de secado de las muestras con hexametildisilazano (HMDS). Las muestras se enviaron al Servicio Académico de Microscopía Electrónica de Barrido (SAMEB) del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad de México, México.

Identificación molecular

Extracción y amplificación de ADN

Se realizó la extracción de ADN de las cepas SNCETMAR-1 y SNCETMAR-2, utilizando el kit

Quick-ADN Miniprep Plus Universal (Zymo Research, Irvine, EE. UU.). Para la amplificación se empleó una mezcla de 6.25 μ L de DreamTaq Green PCR 2X (Thermo Fisher Scientific, Waltham, EE. UU.), 2 μ L de H₂O milli-Q, 1 μ L de cada iniciador (F y R) y 1 μ L de ADN. Se usaron los iniciadores para 28S del ADNr (Hosoi-Tanabe et al. 2006). Las condiciones de amplificación consistieron en un paso de desnaturalización a 95 °C durante 5 min, seguido

de 35 ciclos a 95 °C durante 1 min, a una temperatura de alineamiento de 52 °C durante 1 min, 72 °C durante 2 min y, finalmente, una extensión a 72 °C por 7 min. Las muestras de PCR se verificaron mediante electroforesis en gel de agarosa al 1.5% con Buffer TBE 1X. Se digitalizó la imagen bajo el sistema ChemiDoc XRS+ de Bio-Rad (Hercules, EE. UU.). Los productos de PCR se enviaron para su purificación y secuenciación a la compañía Macrogen (Seúl,

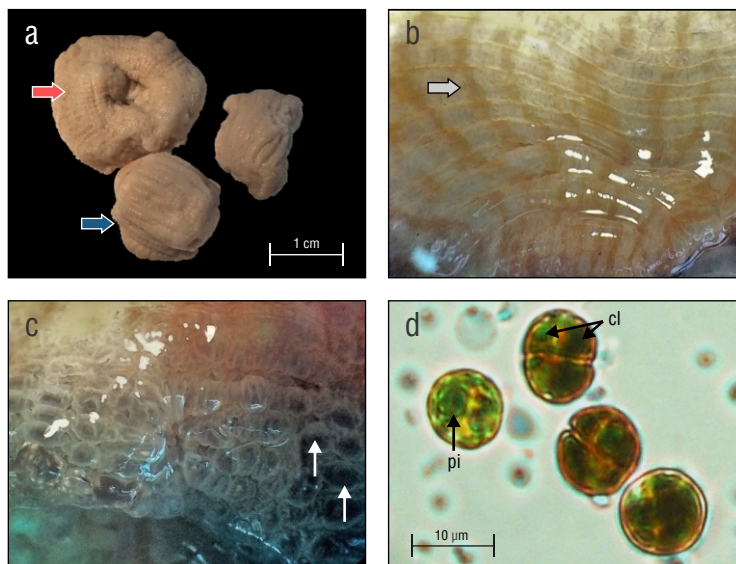


Figura 1. *Symbiodinium*-clado A y la anémona hospedera *Actinostella* sp. Ejemplar de la anémona *Actinostella* sp. preservado en formalina al 4%, se observa la vista superior del collar y disco oral con tentáculos retraídos (flecha roja); vista lateral de la columna (flecha azul) (a). Detalle de *Actinostella* sp. viva, se observa coloración, detalle inferior del collar con verrugas pequeñas alineadas (flecha gris) (b). Vista lateral de la columna con verrugas grandes y numerosas (flechas blancas) (c). Células de *Symbiodinium* sp. (cepa SNCETMAR-2) recién aisladas, con cloroplastos verde-amarillos (cl) y pirenoide (pi) (flechas negras) (d).

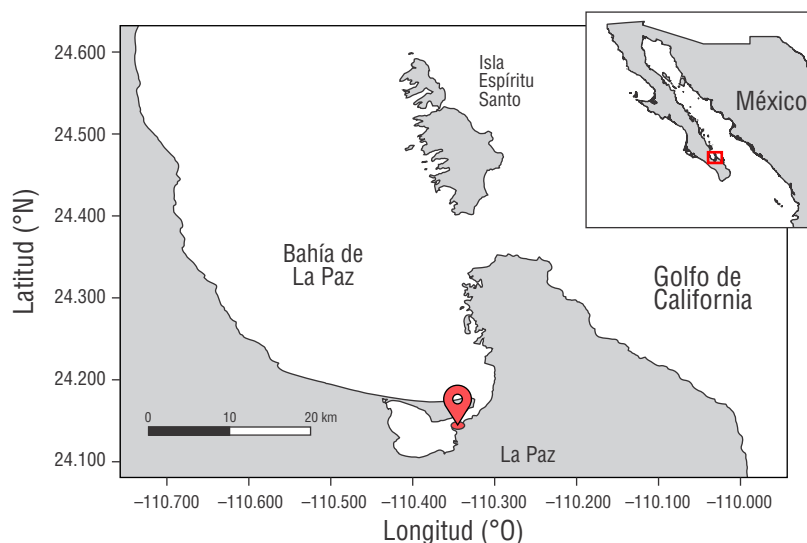


Figura 2. Localización de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. El sitio de muestreo playa CETMAR se indica con el marcador rojo (24°08'39.2" N, 110°20'41.0" O).

Corea del Sur). Es importante destacar que la extracción de ADN fue exitosa en ambas cepas; sin embargo, la amplificación únicamente se logró con la cepa SNCETMAR-2.

Análisis filogenético

La secuencia se editó con el programa Sequencher v. 4.1.4. Se realizó un análisis BLAST de la secuencia consenso (Forward + Reverse) con secuencias de la base de datos del GenBank. Se seleccionaron secuencias de los diferentes clados de la familia Symbiodiniaceae de la región 28S del ADN_r para la reconstrucción de los árboles filogenéticos. La alineación de las secuencias se realizó con el programa MEGA v. 10.0.5, usando el algoritmo de alineamiento MUSCLE. Con JModel test v. 2.1.10, se seleccionó el modelo que describió mejor las tasas de sustitución nucleotídica de las secuencias, siendo el modelo general de tiempo reversible (GTR) el que se utilizó para el análisis filogenético, el cual se llevó a cabo con los algoritmos de máxima verosimilitud (MV) y máxima parsimonia (MP) en el programa MEGA v. 10.0.5, y con inferencia bayesiana (IB) con el programa MrBayes v. 3.2.7a. La construcción de los árboles se realizó con un bootstrap de 1,000 réplicas para MV y 3×10^6 generaciones para IB. Los árboles fueron editados con el programa Photoshop CS6 v. 13.1.2.

RESULTADOS

Morfología de *Symbiodinium*-clado A

Células solitarias, de coloración rojiza, con movimiento giratorio, las cuales se distribuyen en el fondo y paredes del tubo de cultivo (Fig. 3a, b). Cloroplastos reticulados, parduzcos y periféricos (Fig. 3c). El pirenoide se encuentra en la zona central de la célula y tiene un diámetro de $2.65 \pm 0.52 \mu\text{m}$ (Fig. 3c-e). Las células mastigote (móviles) tienen forma de hongo, comprimidas lateralmente, con el epicono ligeramente más grande que el hipocono (Fig. 3c-i). Las células móviles miden de $10.93 \pm 0.98 \mu\text{m}$ de largo y $7.79 \pm 1.06 \mu\text{m}$ de ancho (media \pm DE; $n = 30$) en la cepa SNCETMAR-1 (Tabla S1), y $11.78 \pm 1.05 \mu\text{m}$ de largo y $8.02 \pm 1.38 \mu\text{m}$ de ancho (media \pm DE; $n = 30$) en la cepa SNCETMAR-2 (Tabla S1). El núcleo está localizado en la parte anterior de la célula (Fig. 3h, l). Otro morfotipo observado fueron células no móviles cocoides, con un diámetro de $12.01 \pm 0.83 \mu\text{m}$ (media \pm DE; $n = 30$; Fig. 3j-l). El morfotipo no móvil carece de rasgos morfológicos típicos de las células móviles.

Se documentaron 2 formas de vida en ambas cepas de *Symbiodinium*, células móviles y células inmóviles en estado cocoide, siendo esta última la fase dominante. Se observaron células no móviles en predivisión (Fig. 4a-c). Se documentaron diferentes fases de los procesos de división, díadas que habían duplicado los pirenoides y la presencia de un cuerpo de acumulación, por otro lado, células con 2 cuerpos de acumulación que podrían indicar la fusión de 2 gametos (Fig. 4c-f). También, se observaron células formando agrupaciones en tríadas y

tétradas (Fig. 3g-j) y la presencia de cigotos formados por fusión (singamia) de gametos (Fig. 4k, l). En células cocoides en proceso de reproducción se observaron cuerpos de acumulación de color rojo-naranja, probablemente lípidos como sustancias de reserva o una mancha ocular (Fig. 5).

Con MEB se corroboró la morfología de las células móviles y los estados reproductivos anteriormente mencionados, así como el cingulum, el cual es descendente, desplazado aproximadamente un ancho del cingulum (Fig. 6). El arreglo de placas del anfiesma no se logró observar con esta técnica.

Identificación molecular

Se obtuvo una secuencia de 514 pb de la región 28S del ADN_r de la cepa SNCETMAR-2 (PP563703). En los análisis BLAST realizados en este estudio, la secuencia mostró un 100% de identidad con la secuencia OQ449283, identificada como *S. natans*. Sin embargo, se procuró que las secuencias seleccionadas provinieran de estudios publicados o de investigaciones posteriores en las que su identificación molecular haya sido corroborada. Para la reconstrucción filogenética de este grupo taxonómico se incluyeron secuencias de los 9 clados que se aceptan para la familia Symbiodiniaceae (Tabla 1). La secuencia de este estudio se agrupó dentro del clado A con valores de soporte de *bootstrap* del 91 y 97 para MP y MV, y probabilidad posterior de 0.98 con IB (Fig. 7). La secuencia de la cepa SNCETMAR-2 formó un subclado con secuencias de *S. natans* con valores de soporte de *bootstrap* del 70 al 89 (Fig. 7). Se compararon 2 secuencias de *S. natans* (AB704055 y AB704058) con la secuencia SNCETMAR-2; se observó que en la secuencia AB704055 hay una transición (C por T) en la posición 416, mientras que en la secuencia AB704058 existe una transición (A por G) en la posición 461. El análisis de las divergencias genéticas por pares entre las secuencias identificadas como clado A reveló valores bajos, que oscilaron entre 0.025 y 0.032. En contraste, las divergencias con secuencias de otros clados fueron superiores a 0.141 (Tabla 2).

DISCUSIÓN

El tamaño de las células móviles de *S. natans*-clado A pueden ir de 9.5 a 11.5 μm de largo y de 7.4 a 9 μm de ancho (Hansen y Daughbjerg 2009, LaJeunesse et al. 2015, Lee et al. 2015, Guiry y Guiry 2024), lo que concuerda con lo reportado en este estudio. Los subclados que presentan una morfología similar son *S. necroappetens* y *S. microadriaticum*; sin embargo, estos presentan tamaño celular que va de 9 a 12 μm (mayor que *S. natans*) y de 7 a 10 μm (menor a *S. natans*), respectivamente (LaJeunesse et al. 2015).

La identificación morfológica y molecular actual dentro de la familia Symbiodiniaceae es compleja. Las características morfológicas descriptivas para el grupo son el número, forma y posición de las placas anfiesmales; sin embargo, estas no son suficientes para una identificación específica, ya

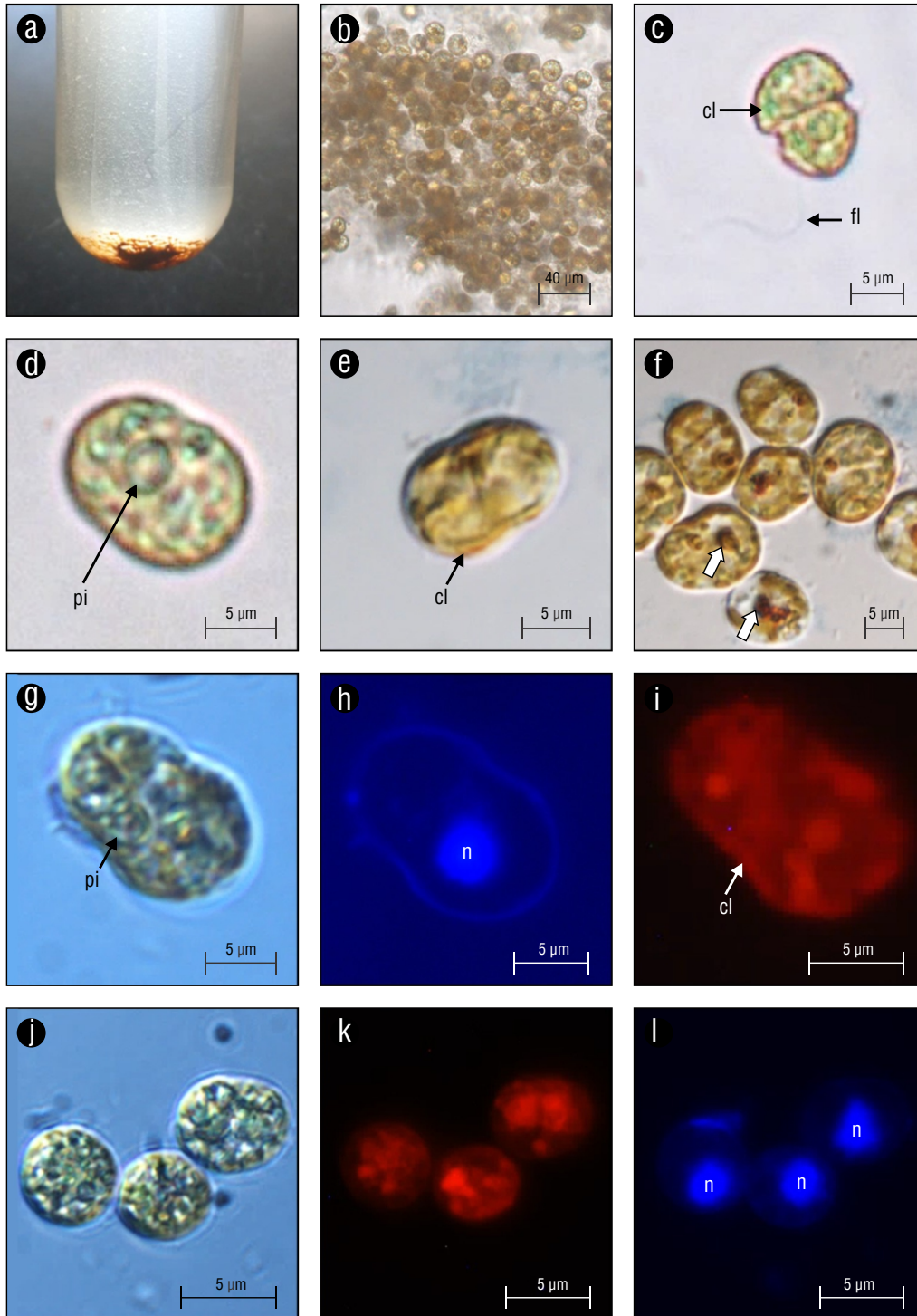


Figura 3. Subclado *Symbiodinium natans*-clado A de la Bahía de La Paz. Cepa SNCETMAR-2 en medio GSe (a). Cepa SNCETMAR-1 (c-f). Cepa SNCETMAR-2 (b, g-l). Células cocoides, no móviles, agrupadas por medio de mucílago (b). Vista ventral de células móviles con la forma típica de hongo (c-e). Quistes reproductivos redondeados y alargados, presentan sustancias de reserva o una mancha ocular (flecha blanca) (f). Células no móviles en forma de hongo y estado coccoide (g, j). Con tinción DAPI se muestra la posición y forma del núcleo (n) en las 2 fases del ciclo de vida de *Symbiodinium* sp. (h, l). Imágenes de epifluorescencia de los cloroplastos (i, k). cl = cloroplastos, pi = pirenoides, fl = flagelo longitudinal.

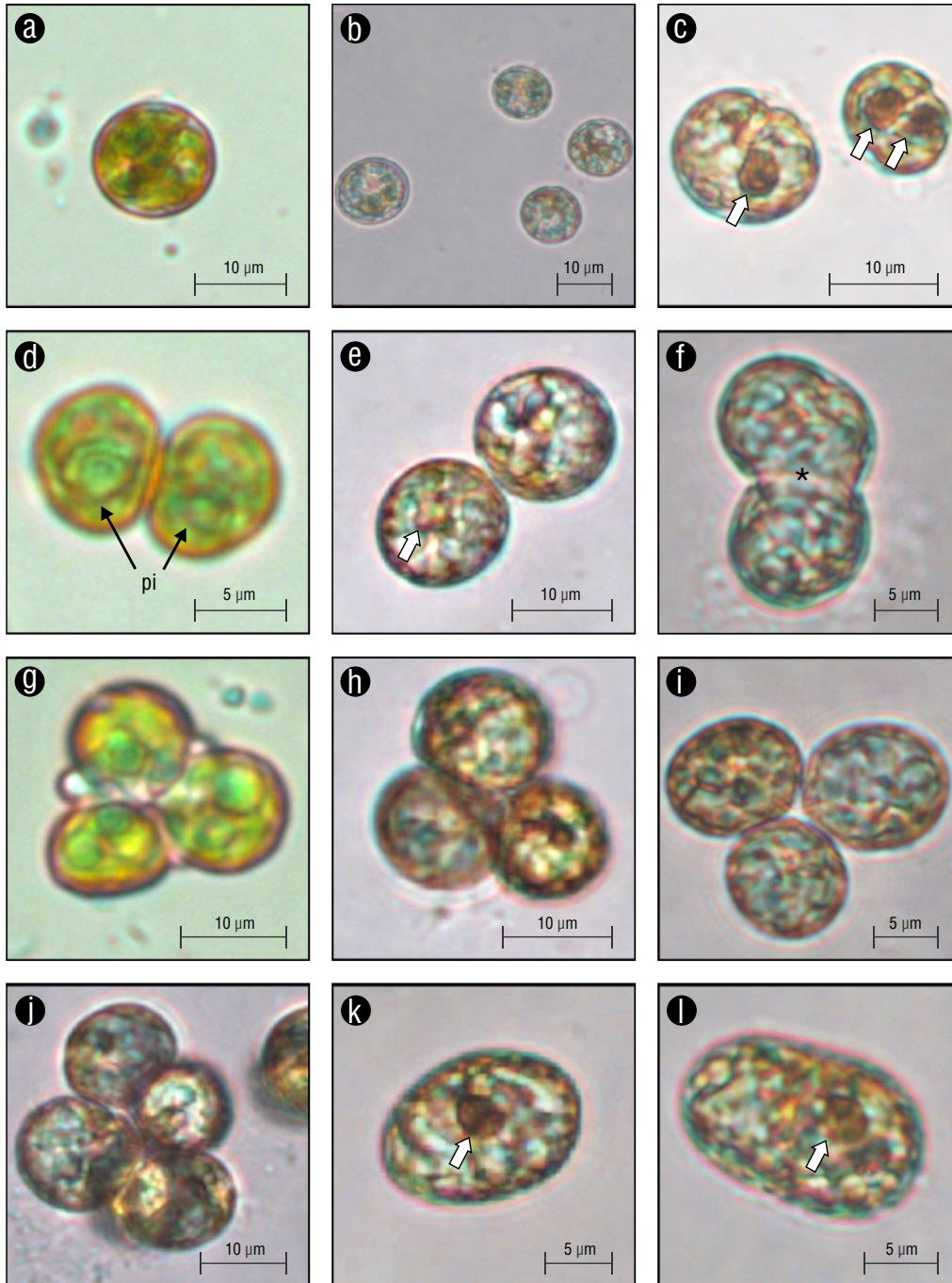


Figura 4. Quistes de *Symbiodinium natans*-clado A de la Bahía de La Paz. Cepa SNCETMAR-1 (e, h, j-l). Cepa SNCETMAR-2 (a, b, c, d, f, g, i). Quiste de predivisión inmóvil o estadio cocoide (a-c). Quiste de división bicelular (fase diada) (d-f). Meiosis I, fase de triada (g-i). Meiosis II, fase de tétrada, donde se forman 4 células haploides (j). Cigoto (diploide) (k, l). Flecha blanca con margen = sustancias de reserva (lípidos) o una mancha ocular, asterisco (*) = proceso de fisión binaria.

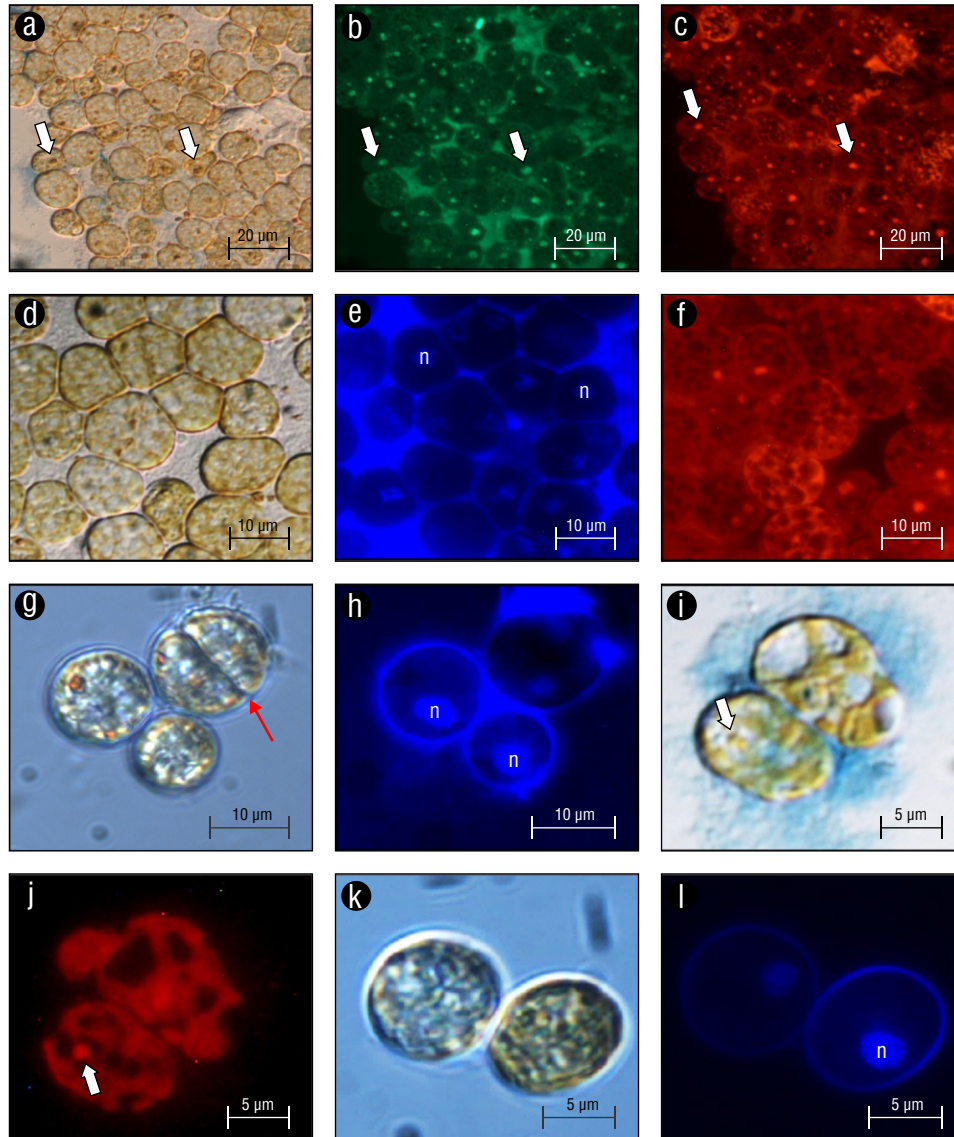


Figura 5. Células de *Symbiodinium*-clado A (cepa SNCETMAR-2) en microscopio de epifluorescencia. Micrografías ópticas de quiste inmóvil (a, d, g, i, k). Autofluorescencia del cloroplasto en vista ventral de la célula (b, c, f, j). Tinción DAPI del núcleo (n) (e, h, l). Flecha blanca con margen = lípidos como productos de reserva o mancha ocular, flecha roja = plano de división.

que pueden ser similares o diferentes dentro y entre los grupos que componen los clados (Lee et al. 2015, LaJeunesse et al. 2018). Por otra parte, la información morfológica de las placas anfismales en la fase móvil (mastigote) de clados poco emparentados, puede arrojar información morfológica distinta, como en los clados A y E (Lee et al. 2015). Otros caracteres morfológicos anteriormente empleados fueron la forma y tamaño del pirenoide, cloroplastos y núcleo; sin embargo, en la familia Symbiodiniaceae estos caracteres son compartidos y tampoco funcionan para diferenciar entre clados o subclados (Lee et al. 2015). Solo existe un carácter de autopomorfía, que es la reducción de una vesícula apical alargada pronunciada (acrobase o surco apical), característica presente en el clado C (LaJeunesse et al. 2018). No obstante, los miembros pertenecientes al clado

A carecen de dicho carácter, por lo que dicha estructura no es relevante en las cepas analizadas en este estudio.

La morfología del grupo puede variar dependiendo de la fase en la que se encuentre, pudiendo observar su fase cocoide típica de la reproducción asexual, formas elipsoidales a formas de hongo (fase móvil). Las células coccoides pueden medir de 8 a 10 μm de diámetro (LaJeunesse et al. 2018), mientras que las células móviles pueden tener un tamaño promedio de 6 a 12 μm de largo (Hansen y Daughbjerg 2009, LaJeunesse et al. 2018). En cultivo se observaron células formando agrupaciones en tríadas y tétradas, lo que corresponde a la meiosis I y meiosis II tardía de la reproducción sexual, respectivamente. Estos estados reproductivos han sido reportados por Figueroa et al. (2021) en una cepa de *Symbiodinium* del clado C (*Cladocopium*

latusorum Turnham, Sampayo & LaJeunesse) proveniente de Moorea de la Polinesia Francesa, Océano Pacífico Sur.

Las reconstrucciones filogenéticas con genes ribosomales (28S y 23S) y de cloroplastos (*psbA*) revelan 9 clados (A al I) evolutivamente divergentes (véase Tabla 2, Pochon y Gates 2010, LaJeunesse et al. 2018). Los valores de divergencia genética por pares altos y bajos en este estudio fueron muy similares a los de Pochon y Gates (2010), debido a que se incluyeron algunas secuencias de la subunidad larga identificadas por estos autores como clado E (AF060899), clado F3 (AJ830916, AJ291525), clado G (AJ291539), clado H (AJ291513) y clado I (FN561562). Los diferentes clados de

la familia Symbiodiniaceae presentan diferentes atributos genéticos, fisiológicos y ecológicos; por lo que estos clados se pueden subdividir por un número desconocido de filoespecies (Hirose et al. 2008, De Palmas et al. 2015, LaJeunesse et al. 2018). En estudio con el análisis de la región 28S se obtuvieron los 9 clados aceptados para el grupo. La secuencia de este estudio tuvo mayor afinidad genética con secuencias del clado A, y específicamente con secuencias de la especie de vida libre *S. natans* de Japón y España (Yamashita y Koike 2013, LaJeunesse et al. 2015). A pesar de que este clado presenta una gran diversidad genética (alrededor de 15 subclados), el marcador 28S nos ayudó a identificar el clado A y la presencia

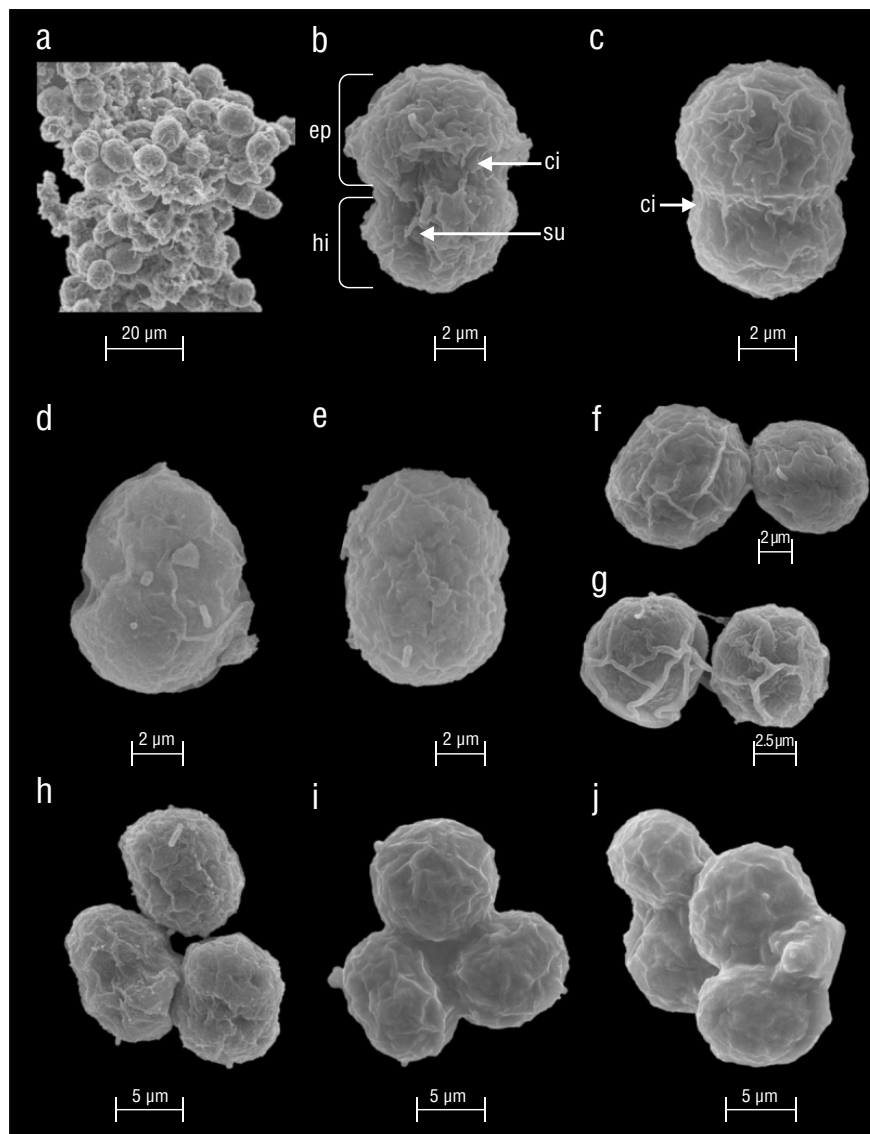


Figura 6. Células vegetativas de *Symbiodinium natans*-clado A en microscopio electrónico de barrido. Cepa SNCETMAR-1 (**b, c, g, h**). Cepa SNCETMAR-2 (**a, d, e, f, i, j**). Zoosporangio, fase dominante de *Symbiodinium* sp. (**a**). Vista ventral (**b**). Vista dorsal (**c, e**). Zoosporangio con detalle del cingulum donde se alberga el flagelo transversal (**d**). Proceso de fisión binaria (**f, g**). Meiosis I (**h, i**). Meiosis II (**j**). ci = cingulum, su = sulcus, ep = epicono, hi = hipocono.

Tabla 1. Secuencias de la familia Symbiodiniaceae incluidas en el análisis filogenético de la región 28S del ADNr y de *Gymnodinium catenatum* que se usó como grupo externo.

GenBank ID	Taxón	Cepa	Origen de aislamiento	Localidad	Referencia
PP563703	<i>Symbiodinium natans</i>	SNCETMAR-2	<i>Actinostella</i> sp.	Bahía de La Paz, México	Este estudio
AB704058	<i>Symbiodinium natans</i>	FGS-D6-Sy	Arena	Isla Gahi, Okinawa, Japón	Yamashita y Koike (2013)
AB704055	<i>Symbiodinium natans</i>	GTP-A6-Sy	Poza de marea	Isla Gahi, Okinawa, Japón	Yamashita y Koike (2013)
EU315917	<i>Symbiodinium natans</i>	CAT2393	SD	Tenerife, España	Hansen y Daugbjerg (2009)
KT634312	<i>Symbiodinium</i> sp.	zs12xd	<i>Zoanthus</i> sp.	Tavernier, Cayos de Florida, EE. UU.	Graham et al. (2015)
LK934674	<i>Symbiodinium</i> sp.	CCMP2456	<i>Alveopora japonica</i> Eguchi, 1965	Jeju, Corea	Sin publicar
AB778578	<i>Symbiodinium</i> sp.	KMG004-a-02	<i>Pteraeolidia ianthina</i> (Angas, 1864)	Chiba, Japón	Yorifuji et al. (2015)
KF740671	<i>Symbiodinium pilosum</i>	rt-185	<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)	Jamaica	Jeong et al. (2014)
ON263282	<i>Symbiodinium necroappetens</i>	A13	SD	SD	Sin publicar
MK692538	<i>Symbiodinium linucheae</i>	SSA01	SD	SD	Sin publicar
KM972549	<i>Symbiodinium microadriaticum</i>	rt-061	<i>Cassiopea xamachana</i> Bigelow, 1892	Florida, EE. UU.	Lee et al. (2015)
LK934669	<i>Symbiodinium microadriaticum</i>	CCMP2467	<i>Alveopora japonica</i>	Jeju, Corea	Sin publicar
KT149349	<i>Symbiodinium minutum</i>	Mf1.05b	SD	Caribe	Parkinson et al. (2015)
LK934670	<i>Symbiodinium minutum</i>	CCMP830	<i>Alveopora japonica</i>	Jeju, Corea	Sin publicar
KT149351	<i>Symbiodinium psygmophilum</i>	PurPFlex	SD	Caribe	Parkinson et al. (2015)
KF364606	<i>Symbiodinium</i> sp.	RCC 1521	Arrastre de red superficial	Blanes, Mar Mediterráneo	Jeong et al. (2014)
AF060899	<i>Gymnodinium varians</i>	CCMP 421	SD	SD	Wilcox (1998)
AJ291539	<i>Symbiodinium</i> sp.	1584	<i>Amphisorus</i> sp.	Guam	Pawlowski et al. (2001)

(continua en la siguiente página)

Tabla 1 (continuación)

GenBank ID	Taxón	Cepa	Origen de aislamiento	Localidad	Referencia
AJ291536	<i>Symbiodinium</i> sp.	1643	<i>Marginopora</i>	Luminao, Guam	Pawłowski et al. (2001)
KF740689	<i>Symbiodinium</i> sp.	MTB4	<i>Orbicella faveolata</i> (Ellis & Solander, 1786)	EE. UU.	Jeong et al. (2014)
KF740686	<i>Symbiodinium</i> sp.	Tha09-57	<i>Oulastrea crispata</i> (Lamarck, 1816)	Tailandia	Jeong et al. (2014)
FN561562	<i>Symbiodinium</i> sp.	nr-i4	Foraminífero subfamilia Soritinae Ehrenberg	Oahu, Hawái, EE. UU.	Pochon y Gates (2010)
AJ291513	<i>Symbiodinium</i> sp.	751	<i>Sorites</i> sp.	Florida, EE. UU.	Pawłowski et al. (2001)
KF740682	<i>Symbiodinium</i> sp.	Zam03-3m-83	<i>Millepora</i> Linnaeus, 1758	Japón	Jeong et al. (2014)
FJ529530	<i>Symbiodinium</i> sp.	C3nt	<i>Seriatopora hystrix</i> Dana, 1846	Australia	Sampayo et al. (2009)
AJ830916	<i>Symbiodinium</i> sp.	MS26_5244x	<i>Amphisorus hemprichii</i> Ehrenberg, 1965	Guam	Sin publicar
AJ291525	<i>Symbiodinium</i> sp.	1635	<i>Marginopora</i> sp.	Piti, Guam	Pawłowski et al. (2001)
KU359161	<i>Symbiodinium kawagutii</i>	symka	SD	SD	Sin publicar
AF360577	<i>Symbiodinium kawagutii</i>	Clado C	<i>Montipora verrucosa</i> (Lamarck, 1816)	Hawái, EE. UU.	Santos et al. (2001)
SD	<i>Gymnodinium catenatum</i>	BAPAZ 16	SD	Bahía de La Paz, BCS, México	Sin publicar

+SD: Sin dato.

de 4 subclados dentro de este; sin embargo, se ha visto que un marcador altamente variable como el conjunto ITS ayudarían a identificar especificidades con respecto a los ambientes donde se desarrollan estos microorganismos (pelágico y bentónico) y sus asociaciones simbióticas para comprender esta divergencia dentro de un mismo clado o grupo (Mordret et al. 2016).

El clado A presenta una amplia distribución en los océanos Atlántico, Pacífico, Índico y Mar Rojo; sin embargo, algunos subclados pueden estar limitados a ciertas cuencas oceánicas, por ejemplo, el Mar Caribe, de donde se tienen el mayor número de reportes (LaJeunesse

et al. 2015). El clado se ha reportado en Callao Salvaje, Tenerife, Islas Canarias (Hansen y Daugbjerg 2009, Guiry y Guiry 2024); en Japón y Hawái (Carlos et al. 1999, Hirose et al. 2008, Yamashita y Koike 2013); en los Cayos de Florida, EE. UU. (Lee et al. 2015); y Puerto Morelos, en el Caribe mexicano (Kemp et al. 2014).

En el sur del Golfo de California se han reportado el clado C (abundante y ampliamente distribuido) como huésped de *Pavona gigantea* (Verrill), y el clado D (extremófilos, su distribución se centra en el Indo-Occidente del Pacífico) asociado con el coral *Pocillopora verrucosa* (Ellis & Solander) (Iglesias-Prieto et al. 2004, LaJeunesse et al. 2018, Méndez-Méndez 2020). Este

estudio amplía el listado de clados de *Symbiodinium* presentes en el Golfo de California, al describir la presencia del clado A asociado con la anémona *Actinostella* sp.

El clado A de *Symbiodinium* suele estar asociado a corales de aguas poco profundas en el Caribe y pozas de mareas, lo que ha generado la hipótesis de que este clado está adaptado a zonas someras (menores a 1 m), ya que presentan vías de fotoaclimatación y fotoprotección que les permite contrarrestar altas irradiancias y temperaturas elevadas que pueden darse en estos ambientes (Iglesias-Prieto y Trench 1997, Hirose et al. 2008, Takahashi et al. 2009, Yamashita y Koike 2013, Kemp et al. 2014). Los resultados del presente estudio concuerdan con dicha hipótesis, ya que el dinoflagelado fue aislado en la Bahía de La Paz, a una profundidad menor de 1 m (hábitat bentónico), en una zona con alta irradiancia y temperaturas elevadas que en verano pueden alcanzar de 27 a 32 °C (Sea temperature 2024).

Se ha demostrado que el clado A es uno de los más sencillos de cultivar debido a sus características fisiológicas y ecológicas, pudiendo ser no simbióticos de vida libre. Este estudio aporta información para el cultivo en laboratorio de dinoflagelados simbiotes del clado A de la Bahía de La Paz, cultivos que se han mantenido desde el 2018 hasta la actualidad, pudiéndose emplear medios especializados (e.g., ASP-8A), además de los convencionales utilizados para dinoflagelados planctónicos y bentónicos, como IMK, L1, GSe modificado y K modificado (este estudio, Hirose et al. 2008, LaJeunesse et al. 2015, Lee et al. 2015).

CONCLUSIONES

Los resultados de los análisis morfométricos combinados con el análisis filogenético son concluyentes para el taxón *Symbiodinium*-clado A. El análisis filogenético de

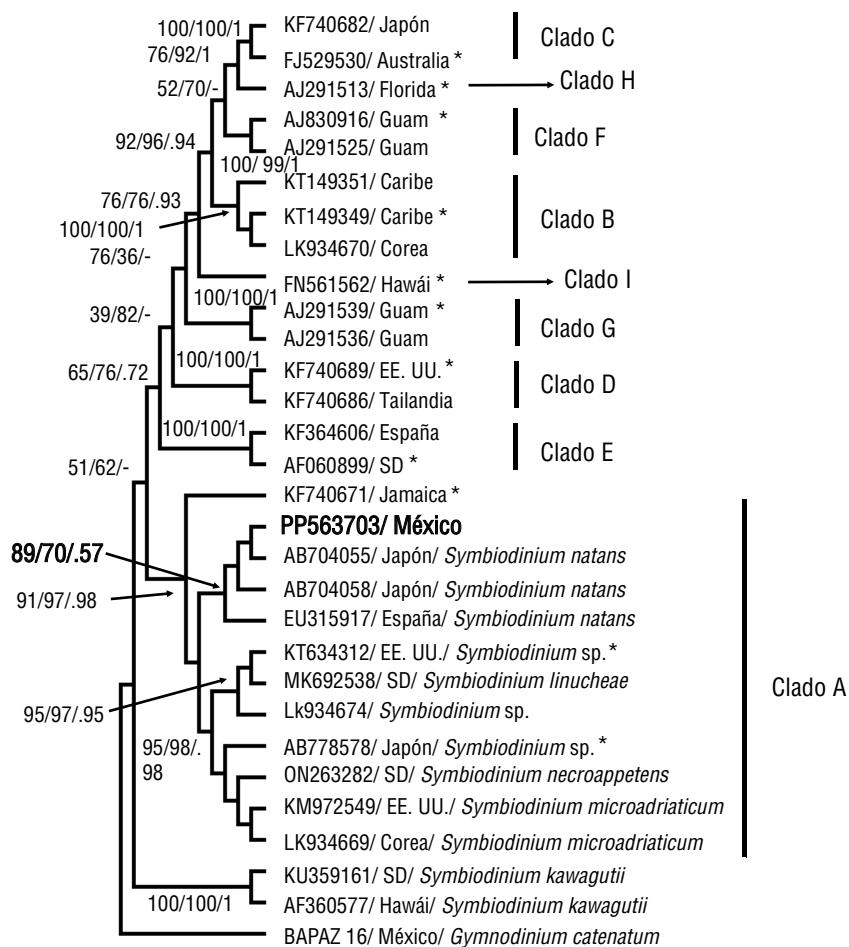


Figura 7. Árbol filogenético de *Symbiodinium* de la región 28S del ADNr. En negritas se indica la secuencia de la cepa SNCETMAR-2 (PP563703) de este estudio. El análisis se dedujo utilizando el método de máxima parsimonia (MP), máxima verosimilitud (MV) e inferencia bayesiana (IB). En los nodos se muestra el porcentaje de soporte de *bootstrap* y probabilidad posterior de los clados y subclados. El análisis incluyó 30 secuencias, analizando secuencias parciales de 558 pb. Las secuencias seleccionadas para el análisis de divergencia genética de la Tabla 2 se indican con asteriscos. SD = sin dato.

Tabla 2. Distancias genéticas por pares basadas en 13 secuencias de la familia Symbiodiniaceae seleccionadas de la región 28S del ADNr. Las divergencias genéticas observadas entre la secuencia de este estudio (*) perteneciente al clado A y los otros clados se muestran en negritas. Las letras A-I indican los clados de la familia Symbiodiniaceae.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	<i>Symbiodinium</i> <i>kavagutii</i>		
KF740671	PP563703*	KT634312	AB778578	KT149349	F1529530	KF740689	AF060899	AJ830916	AJ291539	AJ291513	FN561562	AF360577
PP563703*	0.025											
A	KT634312	0.014										
	AB778578	0.018	0.004									
B	KT149349	0.240	0.240	0.244								
	F1529530	0.208	0.212	0.216	0.134							
C	KF740689	0.219	0.219	0.216	0.208	0.170						
	AF060899	0.155	0.155	0.159	0.216	0.187	0.194					
D	AJ830916	0.212	0.216	0.219	0.120	0.092	0.198	0.201				
	AJ291539	0.265	0.265	0.261	0.226	0.184	0.177	0.233	0.216			
E	AJ291513	0.191	0.194	0.198	0.124	0.049	0.159	0.180	0.085	0.184		
	FN561562	0.212	0.219	0.219	0.159	0.134	0.177	0.205	0.141	0.201	0.127	
F	AF360577	0.449	0.449	0.452	0.484	0.470	0.473	0.466	0.491	0.516	0.459	0.456
G												
H												
I												
<i>Symbiodinium</i> <i>kavagutii</i>												

la región 28S mostró 9 clados actualmente aceptados para la familia Symbiodiniaceae. El clado A se dividió en diferentes subclados de filo-especies, mostrando que la secuencia PP563703 de la cepa SNCETMAR-2, tiene afinidad filogenética con secuencias de *S. natans* (taxón actualmente aceptado). Este estudio reportó para la Bahía de La Paz, Golfo de California, la primera descripción detallada de *S. natans*-clado A, siendo un dinoflagelado que alterna entre 2 fases de vida, una fase de vida libre (planctónica) y otra simbiótica no obligada (bentónica) que presentó asociación con la anémona de mar *Actinostella* sp.

DECLARACIONES FINALES

Material suplementario

El material suplementario de este trabajo se puede descargar del siguiente enlace: <https://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarias/article/view/3498/420421132>

Agradecimientos

Los autores agradecen a LE Gómez-Lizárraga por el servicio de Microscopía Electrónica de Barrido de la Universidad Nacional Autónoma de México y a SU Cortés-Jiménez por su ayuda en la identificación de la anémona *Actinostella* sp. Agradecemos a los revisores anónimos por sus valiosas contribuciones, las cuales fueron fundamentales para mejorar este manuscrito.

Fondos

Este estudio fue financiado con proyectos de la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) A1-S-14968, SECIHTI Proyecto Nacional de Investigación e Incidencia, Programas Nacionales Estratégicos SSyS 319104 y los proyectos institucionales SIP 2024-0544 y SIP 2024-0486. AER-S fue beneficiaria de las becas SECIHTI 1151607 y B210365 de la Beca de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores. CJB-S es becario del Programa de Estímulos al Desempeño de los Investigadores y Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas del Instituto Politécnico Nacional.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tienen ningún conflicto de intereses.

Contribuciones de autor

Conceptualización: AER-S, IL-V, CJB-S; Curación de datos: AER-S; Análisis formal: AER-S, IL-V, YBO; Adquisición de financiamiento: CJB-S; Investigación: AER-S, IL-V, YBO, CJB-S; Metodología: AER-S, IL-V, YBO; Administración del proyecto: CJB-S; Recursos: IL-V, YBO, CJB-S; *Software*: IL-V, YBO; Supervisión: IL-V, CJB-S, YBO;

Validación: IL-V, CJB-S, YBO; Visualización: AER-S, IL-V, CJB-S, YBO; Redacción—borrador original: AER-S; Redacción—revisión y edición: AER-S, IL-V, YBO, CJB-S.

Disponibilidad de datos

Se pueden obtener los datos para este estudio a través del autor correspondiente bajo petición razonable.

Uso de herramientas de IA

Los autores no utilizaron ninguna herramienta de inteligencia artificial para este trabajo.

REFERENCIAS

- Baker AC. 2003. Flexibility and specificity in coral-algal symbiosis: diversity, ecology, and biogeography of *Symbiodinium*. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 34(1):661-689. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.34.011802.132417>
- Bigham-Soostani S, Yousefzadi M, Zarei-Darki B, Ranjbar MS. 2021. Evaluation of cytotoxic and antibacterial properties of *Symbiodinium* sp. isolated and purified from *Stichodactyla haddoni* in the Persian Gulf and Gulf of Oman. *Aquat Physiol Biotechnol.* 9(2):125-144. <https://doi.org/10.22124/JAPB.2021.18141.1401>
- Bustillos-Guzmán J, Band-Schmidt CJ, Durán-Riveroll LM, Hernández-Sandoval FE, López-Cortés DJ, Núñez-Vázquez EJ, Cembella A, Krock B. 2015. Paralytic toxin profile of the marine dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham from the Mexican Pacific as revealed by LC-MS/MS. *Food Addit Contam.* 32A(3):1-14. <https://doi.org/10.1080/19440049.2014.1000978>
- Carlos AA, Baillie BK, Kawachi M, Maruyama T. 1999. Phylogenetic position of *Symbiodinium* (Dinophyceae) isolates from tridacnids (Bivalvia), cardiiids (Bivalvia), a sponge (Porifera), a soft coral (Anthozoa), and a free-living strain. *J Phycol.* 35(5):1054-1062. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3551054.x>
- De Palmas S, Denis V, Ribas-Deulofeu L, Loubeyres M, Woo S, Hwang SJ, Song JI, Chen CA. 2015. *Symbiodinium* spp. associated with high-latitude scleractinian corals from Jeju Island, South Korea. *Coral Reefs.* 34:919-925. <https://doi.org/10.1007/s00338-015-1286-y>
- Figueroa RI, Howe-Kerr LI, Correa AMS. 2021. Direct evidence of sex and a hypothesis about meiosis in Symbiodiniaceae. *Sci Rep.* 11:18838. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98148-9>
- Graham ER, Parekh A, Devassy RK, Sanders RW. 2015. Carbonic anhydrase activity changes in response to increased temperature and pCO₂ in *Symbiodinium*-zoanthid associations. *J Exp Mar Biol Ecol.* 473:218-226. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.08.017>
- Granados-Cifuentes C, Neigel J, Leberg P, Rodriguez-Lanetty M. 2015. Genetic diversity of free-living *Symbiodinium* in the Caribbean: the importance of habitats and seasons. *Coral Reefs.* 34(3):927-939. <https://doi.org/10.1007/s00338-015-1291-1>
- Guiry MD, Andersen RA. 2018. Validation of the generic name *Symbiodinium* (Dinophyceae, Suessiaceae) revisited and the reinstatement of *Zooxanthella* K. Brandt. *Notulae Algarum.* 58:1-5.
- Guiry MD, Guiry GM. 2024. AlgaeBase. World-wide electronic publication. Galway (Ireland): National University of Ireland;

- [accessed Feb 2024]. https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=44695
- Hansen G, Daugbjerg N. 2009. *Symbiodinium natans* sp. nov.: a “free-living” dinoflagellate from Tenerife (Northeast-Atlantic Ocean). *J Phycol.* 45(1):251-263. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00621.x>
- Hirose M, Reimer JD, Hidaka M, Suda S. 2008. Phylogenetic analyses of potentially free-living *Symbiodinium* spp. isolated from coral reef sand in Okinawa, Japan. *Mar Biol.* 155:105-112. <https://doi.org/10.1007/s00227-008-1011-2>
- Hoppenrath M, Chomerat N, Horiguchi T, Murray SA, Rhodes L. 2023. Marine benthic dinoflagellates - their relevance for science and society. 2nd ed. Stuttgart (Germany): E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) and Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung. 376 p.
- Hosoi-Tanabe S, Otake I, Sako Y. 2006. Phylogenetic analysis of noxious red tide flagellates *Chattonella antiqua*, *C. marina*, *C. ovata*, and *C. verruculosa* (Raphidophyceae) based on the rRNA gene family. *Fish Sci.* 72:1200-1208. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2006.01277.x>
- Iglesias-Prieto R, Beltrán VH, LaJeunesse TC, Reyes-Bonilla H, Thomé PE. 2004. Different algal symbionts explain the vertical distribution of dominant reef corals in the eastern Pacific. *Proc R Soc Lond B Biol Sci.* 271:1757-1763. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2757>
- Iglesias-Prieto R, Matta JL, Robins WA, Trench RK. 1992. Photosynthetic response to elevated temperature in the symbiotic dinoflagellate *Symbiodinium microadriaticum* in culture. *Proc Natl Acad Sci.* 89(21):10302-10305. <https://doi.org/10.1073/pnas.89.21.10302>
- Iglesias-Prieto R, Trench RK. 1994. Acclimation and adaptation to irradiance in symbiotic dinoflagellates. I. Responses of the photosynthetic unit to changes in photon flux density. *Mar Ecol Prog Ser.* 113:163-175. <https://doi.org/10.3354/meps113163>
- Iglesias-Prieto R, Trench RK. 1997. Acclimation and adaptation to irradiance in symbiotic dinoflagellates. II. Response of chlorophyll-protein complexes to different photon-flux densities. *Mar Biol.* 130(1):23-33. <https://doi.org/10.1007/s002270050221>
- Jeong HJ, Lee SY, Kang NS, Yoo YD, Lim AS, Lee MJ, Kim HS, Yih W, Yamashita H, LaJeunesse TC. 2014. Genetics and morphology characterize the dinoflagellate *Symbiodinium voratum*, n. sp., (Dinophyceae) as the sole representative of *Symbiodinium* Clade E. *J Eukaryot Microbiol.* 61(1):75-94. <https://doi.org/10.1111/jeu.12088>
- Keller MD, Selvin RC, Claus W, Guillard RRL. 1987. Media for the culture of oceanic ultraplankton. *J Phycol.* 23(4):633-638. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1987.tb04217.x>
- Kemp DW, Hernandez-Pech X, Iglesias-Prieto R, Fitt WK, Schmidt GW. 2014. Community dynamics and physiology of *Symbiodinium* spp. before, during, and after a coral bleaching event. *Limnol Oceanogr.* 59(3):788-797. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.3.0788>
- LaJeunesse TC, Lee SY, Gil-Agudelo DL, Knowlton N, Jeong HJ. 2015. *Symbiodinium necroappetens* sp. nov. (Dinophyceae): an opportunist ‘zooxanthella’ found in bleached and diseased tissues of Caribbean reef corals. *Eur J Phycol.* 50(2):223-238. <https://doi.org/10.1080/09670262.2015.1025857>
- LaJeunesse TC, Parkinson JE, Gabrielson PW, Jeong HJ, Reimer JD, Voolstra CR, Santos SR. 2018. Systematic revision of Symbiodiniaceae highlights the antiquity and diversity of coral endosymbionts. *Curr Biol.* 28(16):2570-2580.e6. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.07.008>
- Lee SY, Jeong HJ, Kang NS, Jang TY, Jang SH, Lajeunesse TC. 2015. *Symbiodinium tridacnidorum* sp. nov., a dinoflagellate common to Indo-Pacific giant clams, and a revised morphological description of *Symbiodinium microadriaticum* Freudenthal, emended Trench & Blank. *Eur J Phycol.* 50(2):155-172. <https://doi.org/10.1080/09670262.2015.1018336>
- Méndez-Méndez SM. 2020. Expresión diferencial de genes en *Cladocopium* sp. de dos especies de coral en el Golfo de California [dissertation]. [Mexico]: CIBNOR. 80 p.
- Mordret S, Romac S, Henry N, Colin S, Carmichael M, Berney C, Audic S, Richter DJ, Pochon X, de Vargas C, et al. 2016. The symbiotic life of *Symbiodinium* in the open ocean within a new species of calcifying ciliate (*Tiarina* sp.) The ISME J. 10(6):1424-1436. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.211>
- Parkinson JE, Coffroth MA, LaJeunesse TC. 2015. New species of Clade B *Symbiodinium* (Dinophyceae) from the greater Caribbean belong to different functional guilds: *S. aenigmaticum* sp. nov., *S. antillogorgium* sp. nov., *S. endomadracis* sp. nov., and *S. pseudominutum* sp. nov. *J Phycol.* 51(5):850-858. <https://doi.org/10.1111/jpy.12340>
- Pawlowski J, Holzmann M, Fahrni JF, Pochon X, Lee JJ. 2001. Molecular identification of algal endosymbionts in large miliolid Foraminifera: 2. Dinoflagellates. *J Eukaryot Microbiol.* 48(3):368-373. <https://doi.org/10.1111/j.1550-7408.2001.tb00326.x>
- Pochon X, Gates RD. 2010. A new *Symbiodinium* clade (Dinophyceae) from soritid foraminifera in Hawai'i. *Mol Phylogenet Evol.* 56(1):492-497. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2010.03.040>
- Ramos-Santiago AE. 2023. Taxonomía morfológica y molecular de dinoflagelados epibentónicos del Golfo de California [dissertation]. [Mexico]: CICIMAR-IPN. 203 p.
- Sampayo EM, Dove S, LaJeunesse TC. 2009. Cohesive molecular genetic data delineate species diversity in the dinoflagellate genus *Symbiodinium*. *Mol Ecol.* 18(3):500-519. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.04037.x>
- Santos SR, Taylor DJ, Coffroth MA. 2001. Genetic comparisons of freshly isolated versus cultured symbiotic dinoflagellates: Implications for extrapolating to the intact symbiosis. *J Phycol.* 37(5):900-912. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2001.00194.x>
- Sea temperature. 2024. Water temperature in La Paz (BCS); [accessed Feb 2024]. <https://seatemperature.info/august/mexico/la-paz-water-temperature.html>
- Takabayashi M, Adams LM, Pochon X, Gates RD. 2012. Genetic diversity of free-living *Symbiodinium* in surface water and sediment of Hawaii and Florida. *Coral Reefs.* 31(1):157-167. <http://doi.org/10.1007/s00338-011-0832-5>
- Takahashi S, Whitney SM, Badger MR. 2009. Different thermal sensitivity of the repair of photodamaged photosynthetic machinery in cultured *Symbiodinium* species. *Proc Natl Acad Sci.* 106:3237-3242. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808363106>
- Taylor FJR, Harrison PJ. 1983. Ecological aspects of intracellular symbiosis. In: Schenk HEA, Schwemmler W, Intracellular Space as Oligogenetic Ecosystem. Berlin (Germany): De Gruyter. p. 828-842. <https://doi.org/10.1515/9783110841237-086>
- Wilcox TP. 1998. Large-subunit ribosomal RNA systematics of symbiotic dinoflagellates: morphology does not recapitulate phylogeny. *Mol Phylogenet Evol.* 10(3):436-448.

- Yamashita H, Koike K. 2013. Genetic identity of free-living *Symbiodinium* obtained over a broad latitudinal range in the Japanese coast. *Phycol Res.* 61(1):68-80.
<https://doi.org/10.1111/pre.12004>
- Yorifuji M, Takeshima H, Mabuchi K, Watanabe T, Nishida M. 2015. Comparison of *Symbiodinium* dinoflagellate flora in sea slug populations of the *Pteraeolidia ianthina* complex. *Mar Ecol Prog Ser.* 521:91-104.
<https://doi.org/10.3354/meps11155>

Primer registro de una población de *Caulerpa okamurae* (Bryopsidales) en el Pacífico mexicano

[Laura González-Ortíz](#)^{1,2}, [Alejandra Mazariegos-Villarreal](#)², [Ruth Noemí Aguila-Ramírez](#)³, [Juan Manuel López-Vivas](#)⁴, [Ilie S Racotta](#)², [Victor Hugo Cruz-Escalona](#)³, [Crisalejandra Rivera-Pérez](#)², [Sergio Scarry González-Peláez](#)², [Alejandra Piñon-Gimate](#)³, [Arturo del Pino-Machado](#)³, [Mauricio Muñoz-Ochoa](#)³, [Karla León-Cisneros](#)⁴, [Christine J Band-Schmidt](#)³, [Tonatiuh Chávez-Sánchez](#)³, [Elisa Serviere-Zaragoza](#)^{2*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 6 de octubre de 2025

Aceptado 25 de noviembre de 2025

Publicado 19 de diciembre de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3582>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: serviere04@cibnor.mx

¹ Unión de Acuicultores del Complejo Lagunar de la Biosfera el Vizcaino S. de R.L. de C.V., 23940 Guerrero Negro, Baja California Sur, México.

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., 23096 La Paz, Baja California Sur, México.

³ Instituto Politécnico Nacional-Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), 23096 La Paz, Baja California Sur, México.

⁴ Universidad Autónoma de Baja California Sur, 23080 La Paz, Baja California Sur, México.

RESUMEN. En la costa occidental de la Península de Baja California se han registrado 5 especies de *Caulerpa* consideradas como parte del elenco florístico regional; sin embargo, a finales de 2023 se detectó en la Laguna Ojo de Liebre, en las costas del Pacífico de Baja California Sur, la presencia de *Caulerpa okamurae*, cuya abundancia se incrementó notablemente durante 2024-2025. La macroalga se adhiere a los sistemas de cultivo de ostión, incrementa los costos de limpieza y amenaza praderas de pastos marinos y otros hábitats, con posibles efectos sobre recursos pesqueros. Distinguir entre poblaciones criptogénicas, no nativas e invasoras es clave en la investigación sobre la introducción de especies, pues una especie se considera invasora cuando su presencia amenaza la biodiversidad, la economía o la salud. En México existen lineamientos y una estrategia nacional para prevenir, detectar y controlar estas especies. En este trabajo se presenta el primer registro de una población de *C. okamurae* en las costas del Pacífico mexicano, a partir de la evidencia morfológica de ejemplares recolectados en Laguna Ojo de Liebre, en ausencia de registros previos en México. La confirmación de este hallazgo se suma a las 16 macroalgas introducidas ya documentadas en el Pacífico mexicano, la mayoría de las cuales provienen de Japón y Corea y cuya propagación está asociada al tráfico marítimo y la acuicultura. Ante la introducción y potencial establecimiento de *C. okamurae* en la Laguna Ojo de Liebre, es imprescindible implementar programas de monitoreo continuos y rigurosos que permitan determinar con precisión su distribución espacio-temporal.

Palabras clave: algas verdes, especie no nativa, especie invasora, macroalgas, México.

INTRODUCCIÓN

Consideraciones sobre especies no nativas e invasoras

En primera instancia, es importante distinguir entre una especie no nativa o “exótica” y una especie invasora, ya que en la legislación ambos conceptos suelen agruparse de manera conjunta. La Ley General de Vida Silvestre, en su fracción XVII, define a una especie exótica invasora como: “aquella especie o población que no es nativa, que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural, que es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en hábitats y

ecosistemas naturales y que amenaza la diversidad biológica nativa, la economía o la salud pública” (DOF 2010). Por su parte, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), la Comisión Nacional de Áreas Protegidas (CONANP) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) consideran que los ejemplares o poblaciones invasoras son todos aquellos individuos o poblaciones de una especie exótica, introducidos accidental o intencionalmente fuera de su área de distribución natural actual o en el pasado, incluyendo sus gametos, semillas, propágulos o huevos, con capacidad de colonizar, invadir y persistir, y cuya introducción, establecimiento y dispersión

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3582>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](#), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

amenace a la diversidad biológica, o cause daños al ambiente, la economía y a la salud humana (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras 2010).

Como parte de los compromisos de México en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y la Estrategia Nacional de Biodiversidad, y en respuesta a los retos de las invasiones biológicas, la SEMARNAT identificó la necesidad de crear la “Estrategia nacional sobre especies invasoras en México: prevención, control y erradicación”, coordinada por la CONABIO con apoyo de un Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. El objetivo central de la estrategia es “contribuir a la conservación del capital natural y al bienestar humano a través de decisiones orientadas a la prevención, el control y la erradicación de especies invasoras en México mediante la participación coordinada, proactiva y responsable de todos los actores involucrados” (Comité Asesor sobre Especies Invasoras 2010). Para el año 2020, se esperaba que el país contara con sistemas de prevención, detección temprana y respuesta temprana, así como un marco legal integral para atender la problemática de las especies invasoras.

Para los fines del presente documento, es importante distinguir entre especie exótica, definida como aquella que no es nativa, que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural, y que es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en hábitats y ecosistemas naturales, e invasora, definida como aquella que amenaza la diversidad biológica nativa, la economía o la salud pública. Basados en estas aseveraciones, distinguir, entre poblaciones para las que no se puede clasificar con certeza su origen (criptogénicas), no nativas e invasoras, es clave en los estudios de introducción de especies. Las identificaciones de especies consideradas en la literatura como no nativas, pero sustentadas únicamente por observaciones morfológicas, sin evidencia molecular, fueron catalogadas como criptogénicas en el sentido de Carlton (1996), dado que no existe certeza sobre las rutas de introducción o los vehículos de su dispersión, así como sobre los posibles efectos que podrían tener en el entorno de los ecosistemas (Pedroche y Aguilar-Rosas 2025).

En este trabajo se presenta el primer registro de una población de *Caulerpa okamurae* en las costas del Pacífico mexicano, a partir de la evidencia morfológica de ejemplares recolectados en Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, en ausencia de registros previos en México (Pedroche y Senties 2020).

Macroalgas introducidas en el Pacífico mexicano

En el Pacífico mexicano se ha documentado la presencia de 16 macroalgas marinas introducidas, de las cuales 2 son verdes, 7 pardas y 7 rojas (Aguilar-Rosas et al. 2014). De estas, 8 pueden ser consideradas especies invasoras, debido a su alta abundancia en las zonas donde han sido registradas. Entre ellas, 4 especies son algas pardas (Ochrophyta), *Cladostephus spongiosus* (Hudson) C Agardh, *Sargassum horneri* (Turner) C Agardh, *Sargassum muticum* (Yendo)

Fensholt y *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, y 4 son algas rojas (Rhodophyta), *Chondracanthus squarulosus* (Setchell y NL Gardner) Hughey, PC Silva y Hommersand, *Grateloupia turuturu* Yamada, *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss y *Acanthophora spicifera* (Vahl) Børgesen. No se ha registrado a la fecha alguna alga verde con características invasoras (Aguilar-Rosas et al. 2014).

Aproximadamente, el 80% de estas especies son originarias de Japón o Corea. En la mayoría de los casos, se ha sugerido que su introducción ocurrió a través del tráfico marítimo, y en menor medida, mediante actividades relacionadas con la acuicultura o la pesca. En este último caso, la introducción de *Sargassum muticum* en la costa del Pacífico canadiense se ha atribuido a un evento accidental asociado al transporte del Ostión Japonés *Magallana gigas* (Thunberg, 1793) (como *Crassostrea gigas* Thunberg, 1793), en cuyas conchas posiblemente se encontraban adheridas pequeñas plántulas (Scagel 1956). A partir de este evento, se ha sugerido que las corrientes marinas han facilitado su dispersión natural hacia el sur, alcanzando incluso la costa de Baja California Sur en México (Aguilar-Rosas et al. 2014). No obstante, se ha señalado la falta de información confiable sobre las rutas de introducción o los vectores específicos para cada una de las macroalgas no nativas. Por ello, se considera prioritario desarrollar estudios orientados a identificar los mecanismos de introducción de cada una de las especies, lo cual permitirá establecer medidas efectivas de prevención.

Adicionalmente, 2 macroalgas, *Dactylosiphon durvillei* (Bory) Santiañez, KM Lee, SM Boo y Kogame (como *Colpomenia phaeodactyla* MJ Wynne y JN Norris) e *Ishige sinicola* (Setchell y NL Gardner) Chihara, han sido registradas dentro del listado de macroalgas consideradas como introducidas e invasoras o potenciales a ingresar en la costas del Pacífico mexicano, en un proyecto de CONABIO intitolado “Estado actual de las especies de macroalgas introducidas e invasoras en la costa Pacífico de México” (CONABIO 2025).

El género *Caulerpa*

El género *Caulerpa* está compuesto por varias especies de algas verdes y se distribuye globalmente en los ambientes marinos. En general, las especies de *Caulerpa* se encuentran en aguas tropicales y subtropicales poco profundas, aunque algunas especies pueden habitar en lagunas salobres. En cada especie de *Caulerpa*, el talo está compuesto de filamentos cenocíticos, es decir, formados por una única célula con múltiples núcleos sin paredes celulares que los dividan. Estos filamentos presentan numerosas trabéculas, que son excrecencias cilíndricas ramificadas de la pared celular.

Las especies de *Caulerpa* presentan 2 tipos de propagación, sexual y vegetativa, lo que permite que incluso fragmentos pequeños den lugar a nuevos individuos, además de conferirles una alta tasa de crecimiento. Estas características, junto con la presencia frecuente de compuestos

toxigénicos que las protegen de los herbívoros, especialmente en entornos nuevos, facilitan la rápida colonización de nuevas áreas (Gao et al. 2019). Asimismo, las especies de *Caulerpa* poseen adaptaciones que les permiten tolerar una amplia gama de condiciones ambientales, lo cual favorece aún más su alto potencial para colonizar otras localidades (Park et al. 2022).

En México, a lo largo de la costa occidental de la Península de Baja California, se han registrado 5 especies del género *Caulerpa* como parte de la flora de diversos sitios: *Caulerpa chemnitzia* (Esper) JV Lamouroux (como *Caulerpa peltata* JV Lamouroux), *Caulerpa cylindracea* Sonder (como *Caulerpa racemosa* [var. *laetevirens*] f. *cylindracea* [Sonder] Weber Bosse), *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J Agardh var. *racemosa* (como *Caulerpa racemosa* var. *macrophysa* [Sonder ex Kützing] WR Taylor), *Caulerpa sertularioides* (SG Gmelin) M Howe y *Caulerpa chemnitzia* var. *vanbosseae* (Setchell y NL Gardner) Fernández-García y Riosmena-Rodríguez (como *Caulerpa vanbosseae* Setchell y NL Gardner) (Francisco F Pedroche, com. pers., noviembre de 2025). Sin embargo, a finales de 2023, pescadores ribereños observaron la presencia de una macroalga verde en la zona de Laguna Ojo de Liebre, en la costa occidental de Baja California Sur, la cual no había estado presente previamente. Posteriormente, a finales del 2024, se observó un incremento considerable en la presencia y abundancia de esta macroalga (Fig. 1a). Los ejemplares fueron identificados como *C. okamurae* por académicos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR) y de la Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS). Su llegada, junto con el incremento de su biomasa y posteriores avistamientos en diversos sitios de la Laguna Ojo de Liebre, representan una amenaza para las praderas de pastos marinos (Fig. 1b) y otras macroalgas que se distribuyen en la zona, y para diversos recursos que constituyen elementos clave del ecosistema, como hábitat o alimento, incluidos aquellos de importancia comercial. En particular, el impacto es evidente en los sistemas de cultivo del ostión, a los cuales llegan arribazones de esta macroalga. Las labores de limpieza realizadas por parte de los integrantes de las cooperativas pesqueras resultan extenuantes y poco fructíferas, dada la capacidad del alga para recolonizar los sistemas de cultivo en pocas semanas (Fig. 1 c,d).

MATERIALES Y MÉTODOS

Material examinado

Los ejemplares se recolectaron manualmente el 10 de marzo de 2025 en la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México (La Concha, 27°48'51"N, -114°13'53"O) (Figs. 2, 3). Los ejemplares estaban creciendo en sustrato arenoso, sobre los sacos ostrícolas y, en ocasiones, sobre la concha de moluscos bivalvos. Ejemplares de referencia fueron depositados en el Herbario Ficológico de Baja California Sur, UABCS (FBCS 20347).

RESULTADOS

Clasificación taxonómica de *Caulerpa okamurae* Weber Bosse

Imperio: Eukaryota.

Reino: Plantae.

Subreino: Viridiplantae.

Filo: Chlorophyta.

Subfilo: Chlorophytina.

Clase: Ulvophyceae.

Orden: Bryopsidales.

Familia: Caulerpaceae.

Género: *Caulerpa*.

Especie: *Caulerpa okamurae* Weber Bosse.

Okamura, 1897: p. 5, pl. I; Figs. 13, 14 ('*Okamurai*'). Weber-van Bosse, 1898: p. 385, pl. XXXIV; Fig. 9. Okamura, 1923: p. 11, pl. CIIV; Figs. 1-8.

Localidad sintipo: Japón; Suruga, Mikawa, Oki, Noto.

Sinónimo heterotípico: *Caulerpa okamurae* f. *minor* S Narita.

Descripción morfológica de *Caulerpa okamurae* Weber Bosse

Las frondas surgen a partir de un eje rastrero que se ramifica en varias direcciones, formando una densa cobertura sobre el sustrato. Los rizoides se disponen a intervalos irregulares (0.4 mm a 17.6 mm), generalmente en grupos de 3 a 5. Las frondas también surgen a intervalos irregulares, de 5.7 mm a 43.4 mm, y ocasionalmente en pares. Las frondas son cilíndricas, simples o con 1 a 4 ramificaciones irregulares, alcanzando una altura máxima de 14 cm (Fig. 2). El eje rastrero presenta un diámetro de 1.1 mm a 1.5 mm. Las frondas tienen un diámetro similar en su base (1.1 mm a 1.4 mm), y son un poco más delgadas en la porción apical (diámetro: 1.1 mm a 1.2 mm). En toda su extensión, las frondas están recubiertas por rámulas dispuestas de forma más o menos densamente imbricadas. El color de las frondas varía; las partes expuestas presentan un tono verde brillante, mientras que las no expuestas tienen un color pajizo apagado. Las rámulas pueden disponerse de manera dística y opuesta, predominantemente cerca de la base de la fronda, y se imbrican o superponen gradualmente hacia el ápice. El eje esta ligeramente constreñido en el punto de inserción de las rámulas, sobresaliendo lateralmente por debajo

de la constricción, dando origen a un pedicelo corto del cual emerge la rámara. La unión entre la rámara y el pedicelo está claramente constreñida. Las rámulas basales son generalmente más cortas que las superiores y son obovadas; las rámulas

superiores son oblongas o subclavadas-cilíndricas. La porción apical de las rámulas es un poco más gruesa que su porción basal (Fig. 3). En la base de la fronda las rámulas miden entre 4.9 y 6.2 mm de largo, con un diámetro basal de 0.9 mm a 1.3



Figura 1. Incidencia de la macrolaga *Caulerpa okomurae* en los sistemas de cultivo de ostión de la Unión de Acuacultores del Complejo Lagunar de la Reserva de la Biosfera el Vizcaino. Primera visualización a finales de 2024 en cultivos de ostión en costales sobre cama (a); coexistencia y cobertura de pastos marinos a finales de 2024 (b); invasión masiva en líneas de cultivo de ostión en costales suspendidos (c) y labores de limpieza realizadas por miembros de la Unión de Acuacultores del Complejo Lagunar de la Biosfera el Vizcaino en mayo de 2025 (d). Fotografías: Laura González-Ortiz, Sergio Scarry González-Peláez e Ilie S Racotta.

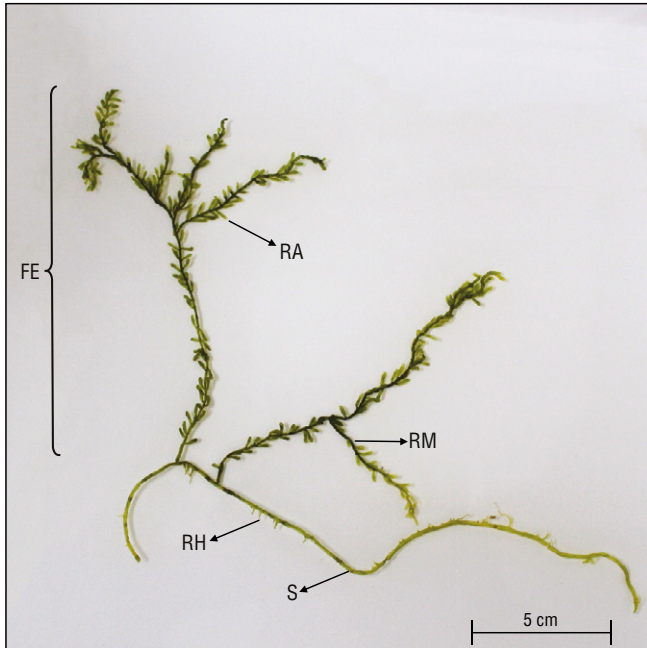


Figura 2. *Caulerpa okamurae* recolectada en la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México. Fronda erecta (FE), rámara (RA), rizoide (RH), ramificación (RM) y estolón (S). Fotografía: Alejandra Mazariegos-Villarreal, Laboratorio de Macroalgas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR).

mm y un diámetro apical de 1.2 mm a 1.7 mm. En la parte apical de las frondas las rámara tienen una longitud de 4.7 mm a 6.8 mm, con un diámetro basal de 0.9 mm a 1.4 mm y un diámetro apical de 1.1 mm a 1.5 mm.

Las características y dimensiones de los ejemplares recolectados en Laguna Ojo de Liebre corresponden con la descripción de la especie *C. okamurae* de acuerdo con Okamura (1897). Se han descrito una forma y una ecada de esta especie; sin embargo, estas no han sido observadas en los ejemplares recolectados en Laguna Ojo de Liebre. *Caulerpa okamurae* f. *oligophylla* Okamura presenta frondas muy elongadas, que alcanzan o superan los 15 cm de largo, con ramificaciones irregulares y un número reducido de rámara pediceladas que en ocasiones están ligeramente imbricadas (Okamura 1916). *Caulerpa okamurae* ecada *lamourouxii* se caracteriza por presentar un eje comprimido (Prud'Homme Van Reine et al. 1996).

DISCUSIÓN

Distribución

El género *Caulerpa* incluye 104 especies distribuidas a lo largo de un amplio intervalo geográfico, desde regiones templadas hasta tropicales (De Gaillande et al. 2017, Zubia et al. 2020, Guiry y Guiry 2025). Algunas de estas especies, como *Caulerpa taxifolia* (M Vahl) C Agardh, *Caulerpa brachypus*

Harvey y *C. racemosa*, son invasoras bien conocidas que presentan un mecanismo de propagación vegetativa altamente eficaz (Boudouresque et al. 1995, Smith y Walters 1999).

La distribución de *C. okamurae*, originaria del Pacífico asiático, está restringida a Asia y algunas localidades en Oceanía e islas del Pacífico con registros en Asia (China, Japón y Corea), en Australia y Nueva Zelanda (Queensland) y en Islas del Pacífico (Estados Federados de Micronesia y Nueva Caledonia) (Guiry y Guiry 2025) (Fig. 4). En este trabajo se registra *C. okamurae* por primera vez en México, específicamente en la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur (Fig. 4). Generalmente, *C. okamurae* crece en aguas poco profundas (hasta los 5 m en la zona sublitoral). En Corea, la biomasa de *C. okamurae* presenta variaciones estacionales en los hábitats naturales, con un máximo durante el verano (Gao et al. 2019).

Se considera a *C. okamurae* como una población no nativa en el Pacífico mexicano, dado que no existen registros bibliográficos ni ejemplares de herbario que confirmen su presencia previa en la región (Pedroche et al. 2005, Pedroche y Senties

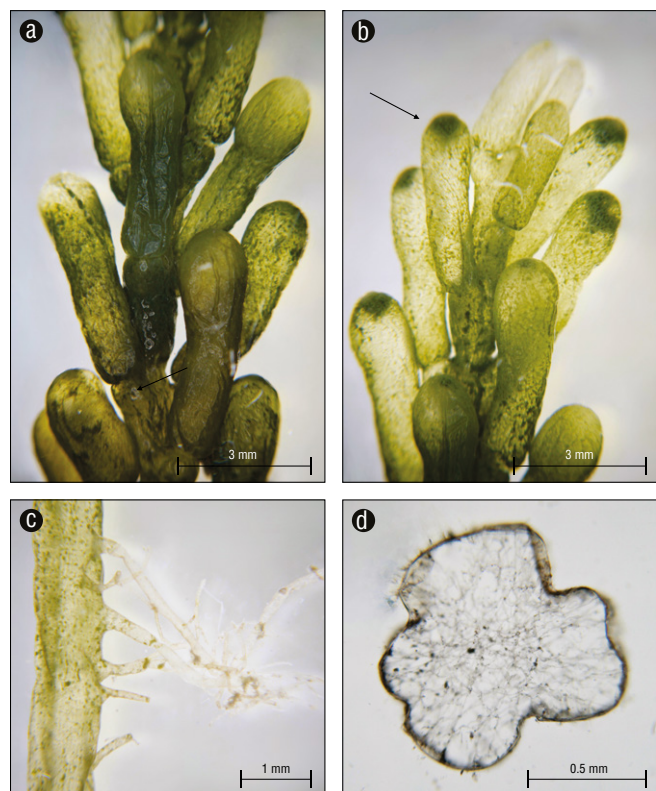


Figura 3. *Caulerpa okamurae*. Detalle de la ramificación en la parte media de la fronda, se señala con una flecha el pedicelo corto del cual surge una rámara y su constricción (a). Detalle de la ramificación en el ápice de la fronda, se señala con una flecha una rámara (b). Detalle del eje rastrero mostrando una agrupación de rizoides (c). Corte transversal del eje rastrero mostrando las trabéculas (d). Fotografías: Alejandra Mazariegos-Villarreal, Laboratorio de Macroalgas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR).

2020). Draisma et al. (2025) mencionan que *C. okamurae* podría estar restringida al noroeste del Pacífico templado. Esta ausencia de registros, junto con la evidencia morfológica, sugiere fuertemente su estatus de no nativa. Sin embargo, siguiendo la terminología de Carlton (1996), podría considerarse criptogénica hasta tener confirmación absoluta de su identidad taxonómica. Por ello, los análisis moleculares en curso son fundamentales para ratificar su identidad taxonómica y, de ser posible, su procedencia geográfica.

Caulerpa okamurae posee la capacidad de incrementar rápidamente su biomasa y cobertura, lo que le confiere un alto potencial para expandir su distribución geográfica. Su propagación ocurre mediante 2 patrones de crecimiento vegetativo: el crecimiento rastroso de estolones, que se adhieren mediante varios grupos de rizoides (rizóforos), y el crecimiento vertical de asimiladores altamente densos que surgen del estolón (Shin et al. 2021, Park et al. 2022). Tanto los asimiladores como los estolones fragmentados han mostrado una alta capacidad de regeneración en condiciones de laboratorio (Gao et al. 2019, Shin et al. 2021, Park et al. 2022). Esta capacidad es conocida en el género, ya que las frondas fragmentadas de especies de *Caulerpa* pueden originar nuevos talos (Smith y Walters 1999). En poblaciones silvestres, estos fragmentos se pueden generar por la acción de las olas o la herbivoría y, posteriormente, quedar enterrados en varios tipos de sedimentos, como limo o arena con diferentes tamaños de grano.

De hecho, estudios previos han demostrado que fragmentos de otras especies de *Caulerpa* (e.g., *C. taxifolia*, *C. racemosa* y *Caulerpa lentillifera* J Agardh) pueden sobrevivir, readherirse a varios sustratos y crecer incluso en el lodo (Horstmann 1983, Trono 1990, Ceccherelli y Piazzzi 2001, Wright y Davis 2006, Mary et al. 2009). De forma similar, en ambientes naturales, las frondas de *C. okamurae* pueden adherirse a varios sustratos como limo, arena, roca, grava, conchas y esponjas. Finalmente, las especies del género *Caulerpa* presentan resistencia a la herbivoría por peces debido a su alto contenido de sesquiterpenos y otros compuestos fitoquímicos, que actúan como defensa química (Paul et al. 1987).

Las invasiones del género *Caulerpa* suelen provocar impactos ecológicos graves, como la pérdida de biodiversidad y la alteración de hábitats nativos (e.g., Santini-Bellan et al. 1996; Ceccherelli et al. 2000; Piazzzi et al. 2001; Fernández-García y Cortés-Núñez 2005, 2009; Smith et al. 2010), derivando en severas consecuencias económicas (Francour et al. 1995, Baskin 1996). En el caso de la Laguna Ojo de Liebre, ya se observa un fuerte impacto en el cultivo de ostión, con una pérdida estimada del 60% de la producción desde finales del 2024 a la fecha, así como en la competencia por espacio con pastos marinos. Ante estos impactos ecológicos y económicos evidentes, la confirmación taxonómica y el posible origen geográfico de esta población mediante análisis moleculares son pasos prioritarios. Estos

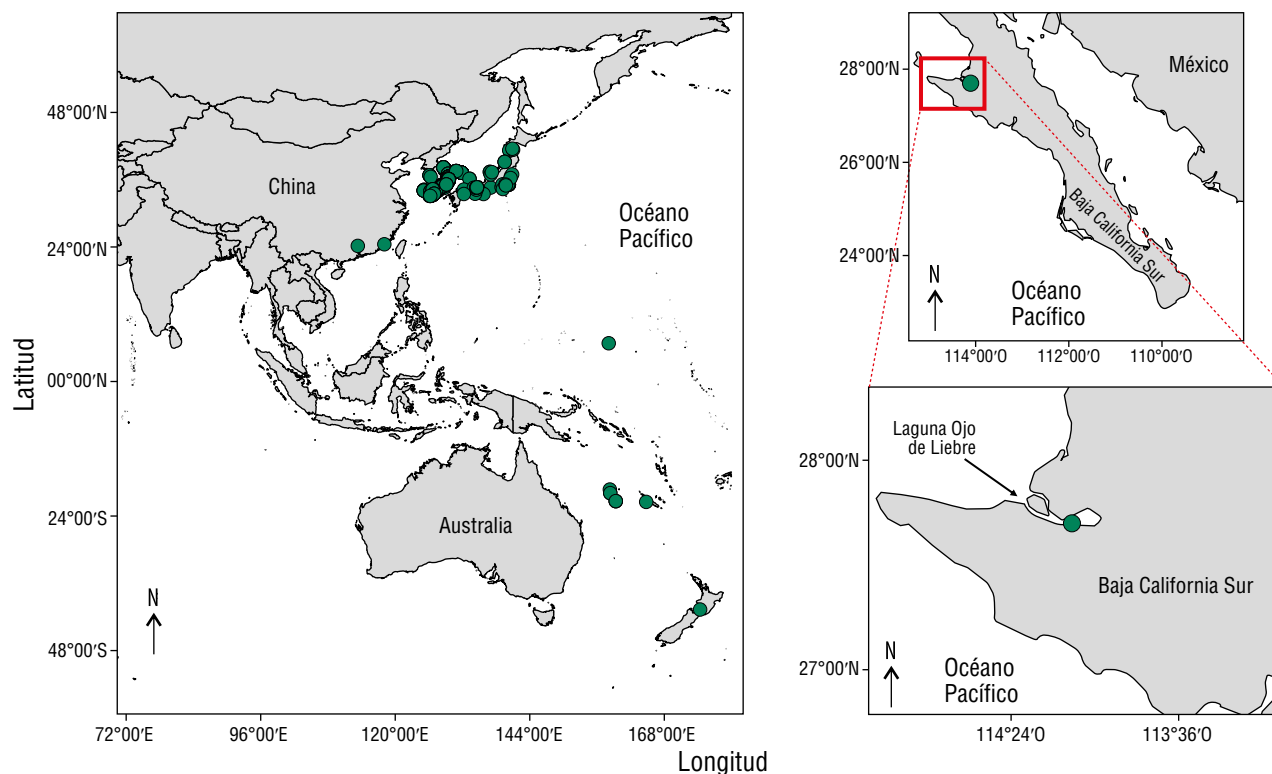


Figura 4. Distribución de *Caulerpa okamurae* (izquierda) y ubicación de la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México (derecha). Elaboración: José Antonio González Rousseau, Laboratorio Botánica Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS).

datos no solo darán certeza del estatus de *C. okamurae* como una especie no nativa en México, sino que también son esenciales para valorar el riesgo real de colonización en la región noroeste del país y serán la base para diseñar e implementar estrategias de manejo, control y mitigación.

CONCLUSIONES

Ante la introducción y potencial establecimiento de *C. okamurae*, es imprescindible implementar programas de monitoreo continuos y rigurosos que permitan determinar con precisión su distribución espacial y temporal. Estos esfuerzos deben ir más allá del mapeo y considerar evaluar rigurosamente si existen impactos sobre la biodiversidad nativa, las funciones ecosistémicas y los servicios ambientales, así como las repercusiones económicas en la pesca y acuicultura, y las posibles implicaciones para la salud humana. La información generada permitirá sustentar decisiones de manejo basadas en evidencias y orientar políticas públicas para la prevención, detección temprana, control y mitigación de sus efectos. Para ello, se proponen las siguientes metas.

Monitoreo integral y temprano

Se requiere evaluar la distribución y estacionalidad de *C. okamurae*, así como de su potencial impacto en las poblaciones marinas, combinando datos de transectos o parcelas con información obtenida mediante drones y eADN para confirmar su identidad y focos de expansión.

Estandarización y métricas clave

Se requiere evaluar la cobertura (%), la biomasa ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$), la tasa de recolonización (día^{-1}), el esfuerzo de limpieza ($\text{persona}\cdot\text{t}^{-1}$) y la integridad de praderas.

Diseños de evaluación de impacto

Se requiere cuantificar los efectos sobre las praderas de pastos marinos, las macroalgas nativas y el desempeño productivo (crecimiento, supervivencia y bioincrustación) del ostión y de otras especies sésiles comerciales.

Bioseguridad y vectores

Se requiere definir protocolos para estandarizar la desinfección y cuarentena de equipos y embarcaciones, mejorar la gestión de residuos sin fragmentación viable, implementar controles en muelles y rutas de traslado y asegurar la trazabilidad de equipos entre sitios.

Opciones de control

Se requiere realizar pruebas piloto para evaluar la eficiencia de la remoción manual dirigida y de las barreras

físicas, con planes de disposición segura y seguimiento posterior para evitar rebrote.

Aprovechamiento responsable

Se requiere evaluar los usos potenciales (e.g., alimento, compostaje, biogás y biomoléculas), la inocuidad y el ciclo de vida de *C. okamurae* para asegurar que su aprovechamiento no facilite su dispersión.

Confirmación taxonómica

Se requiere realizar análisis genéticos (e.g., COI y qPCR con cebadores específicos) para confirmar la identidad de *C. okamurae*, evitar confusiones con otras especies de *Caulerpa* y respaldar su inclusión en listados oficiales como especie no nativa o invasora.

Gobernanza y participación

Se requiere fomentar la coordinación interinstitucional entre autoridades ambientales, academia y cooperativas pesqueras, así como la implementación de programas de ciencia ciudadana para asegurar que los datos que recolectan pueden integrarse de manera confiable en los reportes.

Escenarios ambientales

Se requiere incorporar la variabilidad climática (e.g., olas de calor marinas) y la eutrofización del ecosistema en modelos de distribución y riesgo para identificar sitios críticos y priorizarlos en las estrategias de conservación.

Costo-beneficio

Se requiere estimar y comparar los costos de no actuar y de las estrategias de manejo, definir umbrales de acción y establecer metas medibles a 6-24 meses.

DECLARACIONES FINALES

Agradecimientos

A Joan Vásquez Rivera y Edgar Rivera Domínguez de la Unión de Acuicultores del Complejo Lagunar de la Biosfera el Vizcaino por su apoyo en la colecta de ejemplares de *Caulerpa* y al Dr. Francisco F. Pedroche y un revisor anónimo por sus comentarios que fortalecieron el trabajo.

Fondos

Este estudio fue financiado por el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR). Laura González Ortiz (CVU 516594) es beneficiaria de una beca postdoctoral (#8211436) de la SECIHTI.

Conflicto de interés

Los autores declaran no tener conflicto de interés.

Contribuciones de los autores

Conceptualización: ISR, VHCE, ESZ; Curación de datos: AMV, KLC, ESZ; Análisis formal: AMV, JMLV, ESZ; Investigación: LGO, ISR, ESZ; Metodología: AMV, JMLV, SSGP, ESZ; Recursos: ISR, SSGP, ESZ; *Software*: AMV, JMLV, SSGP; Supervisión: ISR, CRP, ESZ; Validación: RNAR, JMLV, ISR, VHCE, ESZ; Visualización: ISR, VHCE, ESZ; Redacción–borrador original: LGO, RNAR, ISR, VHCE, CRP, ESZ; Redacción–revisión & edición: LGO, AMV, RNAR, JMLV, ISR, VHCE, CRP, SSGP, APG, APM, MMO, KLC, CJBS, TChS, ESZ.

Disponibilidad de datos

Los datos para este estudio están disponibles a través del autor de correspondencia mediante solicitud.

Aprobaciones y permisos éticos para estudios con animales

Los ejemplares se recolectaron bajo el Permiso de Pesca de Fomento No. PPF/DGOPA-073/25.

Uso de herramientas de IA

Los autores no emplearon ninguna herramienta de IA en este trabajo.

REFERENCIAS

- Aguilar-Rosas LE, Pedroche FF, Zertuche-González JA. 2014. Algas marinas no nativas en la costa del Pacífico mexicano. In: Mendoza R, Koleff P (eds.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Mexico City (Mexico): Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. p. 211-222.
- Baskin Y. 1996. Curbing undesirable invaders. *BioSci*. 6(10):732-736. <https://doi.org/10.2307/1312847>
- Boudouresque CF, Meinesz A, Ribera MA, Ballesteros E. 1995. Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: possible consequences of a major ecological event. *Sci Mar*. 59:21-29.
- Carlton JT. 1996. Biological invasion and cryptogenic species. *Ecology*. 77:1653-1655.
- Ceccherelli G, Piazzi L, Cinelli F. 2000. Response of non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *J Exp Mar Biol Ecol*. 243(2):227-240. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00122-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00122-7)
- Ceccherelli G, Piazzi L. 2001. Dispersal of *Caulerpa racemosa* fragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment. *Bot Mar*. 44:209-213. <https://doi.org/10.1515/BOT.2001.027>
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México: prevención, control y erradicación. Mexico City (Mexico): Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Reporte. 94 p.
- [CONABIO] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2025. Estado actual de las especies de macroalgas introducidas e invasoras en la costa Pacífico de México: CONABIO; [2025 August]. <http://ipttest.conabio.gob.mx/iptconabiotest/resource?r=SNIB-GN007>
- De Gaillande C, Payri C, Remoissenet G, Zubia M. 2017. *Caulerpa* consumption, nutritional value and farming in the Indo-Pacific region. *J Appl Phycol*. 29(5):2249-2266. <https://doi.org/10.1007/s10811-016-0912-6>
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2010 Apr 6. Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, y de la Ley General de Vida Silvestre. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Decreto. 416 p.
- Draisma SG, Sauvage T, Lagourgue L, Kato A, Dumilag RV, Lim PE, Zubia M, Payri CE. 2025. A species diversity assessment of the genus *Caulerpa* (Bryopsidales) in the Central Indo-Pacific marine realm based on tufA DNA sequences, *Phycologia*. 1-22. <https://doi.org/10.1080/00318884.2025.2575521>
- Fernández-García C, Cortés-Núñez J. 2005. *Caulerpa sertularioides*, a green alga spreading aggressively over coral reef communities in Culebra Bay, North Pacific of Costa Rica. *Coral Reefs* 24:10. <https://doi.org/10.1007/s00338-004-0440-8>
- Fernández-García C, Cortés-Núñez J. 2009. Propagación del alga verde *Caulerpa sertularioides* en el Pacífico de Costa Rica. *Biocenosis*. 22(1-2):200980. <https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/1258>
- Francoeur P, Harmelin-Vivien M, Harmelin JG, Duclerc J. 1995. Impact of *Caulerpa taxifolia* colonisation on the littoral ichthyofauna of north-western Mediterranean Sea: preliminary results. *Hydrobiologia*. 300(1):345-353. <https://doi.org/10.1007/BF00024475>
- Gao X, Choi HG, Park SK, Sun ZM, Nam KW. 2019. Assessment of optimal growth conditions for cultivation of the edible *Caulerpa okamurae* (Caulerpales, Chlorophyta) from Korea. *J Appl Phycol*. 31(3):1855-1862. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1691-z>
- Guiry MD, Guiry GM. 2025. AlgaeBase: National University of Ireland; [accessed 2025 March 15]. <https://www.algaebase.org>
- Horstmann U. 1983. Cultivation of the green alga *Caulerpa racemosa*, in tropical waters and some aspects of its physiological ecology. *Aquaculture*. 32(3-4):361-371. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(83\)90233-8](https://doi.org/10.1016/0044-8486(83)90233-8)
- Mary A, Mary V, Lorella A, Jonathan RM. 2009. Rediscovery of naturally occurring seagrass *Caulerpa lentillifera* from the Gulf of Mannar and its mariculture. *Curr Sci*. 97(10):1418-1420.
- Okamura K. 1897. On the algae from Ogasawara-jima (Bonin Islands). *Bot Mag. Tokyo* 11:1-17.
- Okamura K. 1916. *Icones of Japanese algae*. Vol. IV. Tokyo (Japan): Kazamashobo. 372 p.
- Park SK, Kim JK, Choi HG, Jang KK. 2022. Effect of substratum types on the growth of assimilators and stolons of *Caulerpa okamurae* (Bryopsidales, Chlorophyta). *Algae*. 37(4):293-299. <https://doi.org/10.4490/algae.2022.37.12.10>
- Paul VJ, Littler MM, Littler DS, Fenical W. 1987. Evidence for chemical defense in tropical green alga *Caulerpa ashmeadii* (Caulerpales: Chlorophyta): Isolation of new bioactive sesquiterpenoids. *J Chem Ecol*. 13(5):1171-1185. <https://doi.org/10.1007/BF01020547>
- Pedroche FF, Silva PC, Aguilar-Rosas LE, Dreckmann KM, Aguilar-Rosas R. 2005. Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. I. Chlorophycotas:

- Universidad Autónoma de Baja California; [2025 August]. https://www.algaebase.org/search/bibliography/detail/?biblio_id=44769
- Pedroche FF, Senties A. 2020. Diversidad de macroalgas marinas en México. Una actualización florística y nomenclatural. *Cymbella*. 6(1):4-55.
- Pedroche FF, Aguilar-Rosas LE. 2025. Benthic marine macroalgae non-native to Mexico: An update (2024) for the Mexican Pacific. *Hidrobiológica*. 35(5):183-195.
- Piazzì L, Balata D, Ceccherelli G, Cinelli F. 2001. Comparative study of the growth of the two co-occurring introduced green alga *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa* along the Tuscan coast (Italy, western Mediterranean). *Cryptogam Algal*. 22(4):459-466. [https://doi.org/10.1016/S0181-1568\(01\)01059-5](https://doi.org/10.1016/S0181-1568(01)01059-5)
- Prud'Homme Van Reine WF, Verheij E, Coppejans E. 1996. Species and Ecads of *Caulerpa* (Ulvophyceae, Chlorophyta) in Malesia (South-East Asia): Taxonomy, biogeography and biodiversity. *Neth J Aquat Ecol*. 30(2):83-98. <https://doi.org/10.1007/BF02272230>
- Santini-Bellan D, Arnaud PM, Bellan G, Verlaque M. 1996. The influence of the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia*, on the biodiversity of the Mediterranean marine biota. *J Mar Biol Assoc UK*. 76(1):235-237. <https://doi.org/10.1017/S0025315400029180>
- Scagel RF. 1956. Introduction of a Japanese alga *Sargassum muticum* into the northeast Pacific. *Fish Res Paper, Wash Dept Fish*. 1(4):49-58.
- Shin JH, Park SK, Choi HG. 2021. Growth differences in edible *Caulerpa okamuræ* (Weber-van Bosse) thallus parts with and without apex removal. *Korean J Fish and Aquat Sci*. 54(3):311-317. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2021.0311>
- Smith CM, Walters LJ. 1999. Fragmentation as a strategy for *Caulerpa* species: fates of fragments and implications for management of an invasive weed. *Mar Ecol*. 20(3-4):307-319. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0485.1999.2034079.x>
- Smith TB, Fong P, Kennison R, Smith J. 2010. Spatial refuges and associational defenses promote harmful blooms of the alga *Caulerpa sertularioides* onto coral reefs. *Oecologia*. 164(4):1039-1048. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1698-x>
- Trono GC. 1990. A review of the production technologies of tropical species of economic seaweeds. p In: *Technical Resource Papers Regional Workshop on the Culture and Utilization of Seaweeds, Volume II*. Cebu City (Philippines): Food and Agriculture Organization of the United Nations. p 3-27.
- Weber-van Bosse A. 1898. *Monographie des Caulerpes*. *Ann Jard Bot Buitenzorg*. 15(2):243-401, plates 20-34.
- Wright JT, Davis AR. 2006. Demographic feedback between clonal growth and fragmentation in an invasive seaweed. *Ecology*. 87(7):1744-1754. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1744:DFBCGA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1744:DFBCGA]2.0.CO;2)
- Zubia M, Draisma SGA, Morrissey KL, Varela-Álvarez E, de Clerck O. 2020. Concise review of the genus *Caulerpa* JV Lamouroux. *J Appl Phycol*. 32(1):23-39. <https://doi.org/10.1007/s10811-019-01868-9>

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 31 de enero de 2025

Aceptado 25 de junio de 2025

Publicado 24 de septiembre de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3553>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: mdelrio@cicese.mx

¹ Departamento de Acuicultura, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), 22860 Ensenada, Baja California, México.

² Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera de Manzanillo, Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentable, 28200 Manzanillo, Colima, México.

³ Departamento de Sanidad y Nutrición Acuicola, Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentable, 04100 Ciudad de México, México.

⁴ Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera de Ensenada, Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentable, 22760 Ensenada, Baja California, México.

Presencia de la especie invasora Cangrejo Nadador del Indo-Pacífico *Charybdis hellerii* A. Milne-Edwards, 1867 en la costa del Pacífico mexicano detectada por identificación molecular

[Miguel A Del Río-Portilla](#)^{1*}, [Carmen E Vargas-Peralta](#)¹, [Fabiola Lafarga-De la Cruz](#)¹, [Mauricio Salas-Maldonado](#)², [Alejandro J Gallardo-Valencia](#)³, [Laura A Flores-Ramírez](#)², [Alberto Bartoleño Sánchez](#)², [Casandra López-Terán](#)², [Cathy L Valdez-Domínguez](#)⁴

RESUMEN. Se capturaron jaibas de la especie *Callinectes arcuatus* Ordway, 1863 en la Laguna de Cuyutlán, Colima, México (19°0'38.48"N, 104°14'50.65"O). Entre ellas, se obtuvo un ejemplar de *Charybdis hellerii* A. Milne-Edwards, 1867, que fue identificado molecularmente mediante el procedimiento de secuenciación nucleotídica de información forense (FINS, por sus siglas en inglés) utilizando un fragmento del gen ARNr 16S (518 pb). La secuencia de ARNr 16S de *C. hellerii* (número de acceso de GenBank: PQ800082) mostró un 83% de identidad con las secuencias de *C. arcuatus* en la base de datos de GenBank y las obtenidas aquí (números de acceso de GenBank: PQ800080 y PQ800081). Reportes de científicos ciudadanos en iNaturalist han indicado la presencia de *C. hellerii* en las aguas de Colima desde 2019. Sin embargo, esta es la primera vez que marcadores moleculares confirman su presencia en la costa del Pacífico mexicano. Se requiere más investigación para entender el grado de propagación de *C. hellerii* a lo largo de la costa del Pacífico mexicano, ya que su presencia desde 2019 podría indicar una población establecida en esta zona. La presencia de esta especie es preocupante, ya que podría afectar las poblaciones de otras especies nativas de jaiba de importancia comercial.

Palabras clave: cangrejo nadador del Indo-Pacífico, secuenciación nucleotídica de información forense, FINS, identificación molecular, gen ARNr 16S.

INTRODUCCIÓN

En México, la pesquería de jaiba es considerada una pesquería artesanal tradicional con un gran valor socioeconómico en la zona costera del Océano Pacífico, principalmente en los estados de Sonora y Sinaloa (DOF 2023). Las especies objetivo son la Jaiba Verde o Café (*Callinectes bellicosus* Simpson, 1859), la Jaiba Azul (*Callinectes arcuatus* Ordway, 1863) y la Jaiba Negra (*Callinectes toxotes* Ordway, 1863).

En el estado de Colima, México, la pesquería artesanal de *C. arcuatus* cuenta con un registro oficial de 24 embarcaciones menores (DOF 2023), con un volumen de producción de 46 t en el año 2024 y un valor estimado de \$1,343,318 MXN según la base de datos del anuario estadístico de producción 2024 (CONAPESCA 2024). A pesar de que la pesquería de jaiba en el Pacífico central mexicano, específicamente en la Laguna de Cuyutlán, Colima, es de pequeña escala, presenta un gran potencial de crecimiento para las comunidades pesqueras del

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3553>

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](#), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

estado (Estrada-Valencia 1999), comparado con el potencial de los estados del norte, donde la producción oscila alrededor del 54% con la producción nacional (27,173 t) en Sinaloa y donde se registran datos de esfuerzo pesquero considerable (1,069 embarcaciones) (DOF 2023).

Durante sus labores diarias, algunos pescadores de las costas de Colima han encontrado jaibas morfológicamente diferentes a la Jaiba Azul, por lo que surgió la siguiente pregunta: ¿a qué especie pertenecen? La presencia de otras especies podría influir en la pesquería de *C. arcuatus*, la cual es de gran importancia en la Laguna de Cuyutlán, Colima (Estrada-Valencia 1999, Salas-Maldonado et al. 2021). Además, se desconocen las implicaciones ecológicas y socioeconómicas de la presencia de especies de jaibas invasivas en la laguna costera. En México, se ha detectado la presencia del Cangrejo de Manos Espinosas o Cangrejo Nadador del Indo-Pacífico (*Charybdis hellerii* A. Milne-Edwards, 1867) en Yucatán (Simoes et al. 2019), el cual es la única especie exótica invasora de la familia Portunidae en la Lista de Especies Exóticas Invasoras de México (DOF 2016). Por otro lado, se ha reportado la presencia de 3 especies invasoras de cangrejos, el Cangrejo de Mar Común (*Carcinus maenas* Linnaeus, 1758), Cangrejo del Lodo (*Rhithropanopeus harrisi* Gould, 1841) y Cangrejo Chino (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853), en el Pacífico nororiental (Brockerhoff y McLay 2011).

Tradicionalmente, la mayoría de las identificaciones taxonómicas de las especies se basan en caracteres fenotípicos, pero en algunos casos las diferencias morfológicas no son definitivas, como, por ejemplo, para algunas especies de peces como el robalo (*Centropomus undecimalis*) (Martínez-Brown et al. 2021). Por otro lado, uno de los procedimientos para la identificación de especímenes biológicos es la secuenciación nucleotídica de información forense (FINS, por sus siglas en inglés), la cual consiste en la extracción de ADN, la amplificación de un segmento específico por la reacción en cadena de la polimerasa (PCR, por sus siglas en inglés), la secuenciación de este fragmento amplificado y el análisis filogenético de la secuencia, que se compara con bases de datos para identificar la especie genéticamente más cercana (Bartlett y Davidson 1992). Este procedimiento ha servido para elucidar las especies de robalo y establecer nuevas características morfológicas de cada una (Martínez-Brown et al. 2021).

El objetivo de este trabajo fue identificar molecularmente mediante la técnica de FINS las jaibas capturadas en la Laguna de Cuyutlán, Colima, México, para evaluar la presencia de especies invasoras previamente reportadas en el Pacífico nororiental o en México (*C. maenas*, *R. harrisi*, *E. sinensis* y *C. hellerii*).

MATERIALES Y MÉTODOS

En la Laguna de Cuyutlán, Colima, México, se capturaron 6 jaibas mediante pesca artesanal (Fig. 1). De ellas, un ejemplar presentó características morfológicas diferentes del resto

(Tabla 1). Los ejemplares se trasladaron al Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera de Manzanillo, Colima, donde se midieron con un calibrador Vernier (precisión de 1 mm) y se pesaron con una balanza granataria (precisión de 1 g). Se fijaron muestras de pleópodos y músculo de todas las jaibas en etanol al 96%. Las muestras fijadas se transportaron a las instalaciones del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE) y se mantuvieron a -20°C hasta su procesamiento. La extracción de ADN se realizó mediante el método de sales (Sambrook y William 2001). La integridad del ADN se corroboró mediante electroforesis en gel de agarosa al 1% y su concentración y pureza mediante espectrofotometría (Nanodrop; Thermo Fisher Scientific, Waltham, EE. UU.), evaluando las relaciones de absorbancia a 260/230 y 260/280 nm. Posteriormente, de las 6 muestras de jaibas (denominadas j1-j6; Fig. 1), 4 (j1, j4, j5 y j6) amplificaron adecuadamente para el fragmento del gen ARNr 16S mediante PCR con los iniciadores reportados por Geller et al. (1993): 16SAR (5'-CGCCTGT-TTATCAAAAACAT-3') y 16SBR (5'-CCGGTCTGAACT-CAGATCACGT-3'). Estos se han empleado en análisis de filogenia molecular de *Callinectes* usando *C. hellerii* como grupo externo (Robles et al. 2007).

La mezcla de reacción para la PCR consistió en el uso de iniciadores al 0.20 μM (concentración final) y el kit para PCR de Kapa Biosystems (Willmington, EE. UU.). Se utilizó el amortiguador A con magnesio para un volumen final de reacción de 12 μL , con 0.2 mM de dNTPs y 0.5 U de taq polimerasa (Kapa Biosystems) por reacción. Finalmente, el producto de PCR se envió a la empresa Eton Bioscience (San Diego, EE. UU.) para su limpieza y secuenciación Sanger de manera bidireccional.

Una vez que se obtuvieron los archivos de la secuenciación, se procedió a eliminar regiones de baja calidad con el programa CLC Genomics Workbench v. 10.1 (QIAGEN CLC Genomics, Aarhus, Dinamarca) y se ensamblaron las 2 secuencias para obtener un fragmento único por organismo. Se realizó una búsqueda de segmentos similares mediante la herramienta BLAST del Centro Nacional para la Información Biotecnológica (NCBI, por sus siglas en inglés) utilizando la opción blastn (BLAST-NCBI 2024) para identificar las especies al comparar las secuencias obtenidas con la base de datos pública. Posteriormente, las secuencias se sometieron al GenBank del NCBI (NCBI 2024). Subsiguientemente, se realizó un alineamiento de los fragmentos con Clustal Omega (Sievers et al. 2011, Sievers y Higgins 2018) con algunas secuencias encontradas con los resultados del BLAST (Tabla 2) y usando *C. maenas* (número de acceso de GenBank: FM208763) como grupo externo. Se seleccionó el modelo de sustitución nucleotídica de mejor ajuste con la configuración predeterminada con el programa jModelTest2 (Guindon y Gascuel 2003, Darriba et al. 2012). Después, se construyó el árbol filogenético con MrBayes v. 3.2 (Ronquist y Huelsenbeck 2003), utilizando el modelo de mejor ajuste Hasegawa-Kishino-Yano con distribución gamma y una variación de la tasa distribuida gamma entre sitios (HKY+I+G). Se empleó una simulación Monte Carlo de

cadena de Markov con 50,000 generaciones, 100 frecuencias de muestreo y configuraciones predeterminadas. Finalmente, se usó FigTree v. 1.4.4 (Rambaut 2018) para generar la imagen del árbol filogenético a partir de la información generada por el programa MrBayes, y la figura se editó con Python v. 3.08.

Una vez que se obtuvieron los resultados de BLAST, se realizó la búsqueda de los registros de presencia de la especie identificada en la localidad, las zonas aledañas de Colima y el Pacífico mexicano. Se revisaron diferentes bases de datos y reportes públicos para corroborar la presencia de las especies detectadas mediante el análisis de FINS, incluyendo iNaturalist (iNaturalist 2024), una plataforma con información precisa para la identificación de especies (Unger et al. 2021, Callaghan et al. 2022).

RESULTADOS

Las características morfológicas permitieron diferenciar la Jaiba Azul (j1-j5 [franjas de color azul en su cuerpo])

de la jaiba desconocida (j6; Fig. 1 y Tabla 1). El promedio (\pm desviación estándar) del ancho del caparazón (Ac) de las muestras de Jaiba Azul fue de 100.0 (\pm 4.4) mm, mientras que el longitud total (Lt) promedio fue de 56.4 \pm 3.8 mm y el peso promedio de 60.0 \pm 7.2 g. La jaiba desconocida fue una hembra de menor tamaño (Ac: 67 mm; Lt: 49 mm), con un peso de 30 g.

Se logró obtener ADN de buena calidad para amplificar un fragmento de ~560 pb en 4 de las 6 jaibas muestreadas. Las 3 muestras de *C. arcuatus* (j1 [macho], j4 [hembra] y j5 [macho]) con amplificaciones de mejor calidad fueron enviadas a secuenciar (Tabla 1). Después de eliminar los iniciadores, se obtuvieron fragmentos de 517 pb para j1, j4 y j5, mientras que el fragmento fue de 518 pb para j6. Los fragmentos amplificados de j1 y j4 fueron idénticos (número de acceso de GenBank: PQ800080), mientras que el fragmento de j5 presentó un solo nucleótido de diferencia (número de acceso de GenBank: PQ800081). El análisis BLAST detectó un 100% de identidad de 2 muestras (j1 y j4) con las



Figura 1. Fotografías de las 6 jaibas pescadas para este estudio de la Laguna de Cuyutlán, Colima, México: Jaiba 1-Jaiba 5 (*Callinectes arcuatus*) y Jaiba 6 (*Charybdis hellerii*).

Tabla 1. Datos morformétricos de las jaibas recolectadas en la Laguna de Cuyutlán, Colima, México.

Nombre común	Especie	Organismo	Coordenadas geográficas	Sexo	Ancho del caparazón (mm)	Longitud del caparazón (mm)	Peso total (g)
Jaiba Azul	<i>Callinectes arcuatus</i>	j1	19°0'33.67"N, 104°12'27.94"O	Macho	95.0	57.0	64.0
		j2	18°59'53.84"N, 104°11'41.92"O	Macho	107.0	60.0	66.0
		j3	18°59'56.86"N, 104°11'0.26"O	Macho	99.0	50.0	57.0
		j4	18°59'56.86"N, 104°11'0.26"O	Hembra	99.0	58.0	49.0
		j5	18°59'56.86"N, 104°11'0.26"O	Macho	100.0	57.0	65.0
Promedio					100.0	56.4	60.20
Desviación estándar					4.4	3.8	7.19
Jaiba	No identificado en el momento de la captura	j6		Hembra	67.0	30.0	

secuencias de *C. arcuatus* en la base de datos de GenBank, una proveniente de Nicaragua (número de acceso de GenBank: MW264141) (Windsor et al. 2019, Marco-Herrero et al. 2021) y otra proveniente de Oaxaca, México (número de acceso de GenBank: DQ407669) (Robles et al. 2007). El fragmento amplificado de la muestra j5 tuvo un 99.91% de identidad con estas mismas secuencias de *C. arcuatus*, indicando una nueva secuencia para esta especie y segmento de ARNr 16S. Sin embargo, el fragmento correspondiente de 518 pb de la muestra j6 (número de acceso de GenBank: PQ800082) tuvo un 100% de identidad con *C. hellerii* al compararse con las 7 secuencias depositadas en la base de datos (números de acceso de GenBank: KX060544, KX060532, KX060500, KX060489, KX060443, PP118357 y NC_060621; Tabla 2). Esta última (NC_060621) pertenece al genoma mitocondrial completo de *C. hellerii*. Sin embargo, dado que no se contó con la información sobre el lugar y fecha de colecta, no se incluyó en los análisis subsiguientes.

Se intentó identificar el lugar de origen de la jaiba j6 considerando las distribuciones reportadas en los metadatos de las secuencias. Sin embargo, debido a que no hubo una coincidencia entre la línea de tiempo de las secuencias y la información geográfica, no se pudo elucidar su posible origen (Tabla 2). Es decir, no se pudo proponer si el origen de la jaiba localizada en costas mexicanas provino del Océano Índico o del Océano Atlántico.

Los análisis de BLAST y filogenético de las secuencias de 4 jaibas (j1, j4, j5 y j6) mostraron una clara separación entre los géneros *Callinectes* y *Charybdis* (Fig. 2). *Charybdis* se encontró en el clado del género *Thalamita*, mientras que *Callinectes* se ubicó en el clado del género *Arenaeus*. No

se encontró ningún registro de la presencia de *C. hellerii* en las costas del Pacífico mexicano hasta diciembre de 2024. No obstante, en la consulta de las fotografías registradas en iNaturalist se detectó la presencia de la especie invasora *C. hellerii* en las costas de Colima (Tabla 3) en 5 ocasiones (la primera en 2019 y las otras en 2024). En el caso de la especie nativa *C. arcuatus*, solo se encontró un registro en 2024.

DISCUSIÓN

La pesquería artesanal de *C. arcuatus* en la Laguna de Cuyutlán, Colima, es una de las actividades de gran importancia socioeconómica para la región, por lo que la presencia de especies invasoras podría repercutir en la abundancia de este recurso pesquero a través de competencia ecológica por hábitat o alimento.

El análisis mediante FINS del fragmento de ~560 pb del gen ARNr 16S fue suficiente para identificar el ejemplar morfológicamente distinto a *C. arcuatus* como el cangrejo invasor *C. hellerii*. Un fragmento de este gen ha sido utilizado, junto con un segmento del gen *COI*, para identificar megalopas (estadio larval tardío) de distintas especies de cangrejos, entre ellos *C. arcuatus* y *C. hellerii* de diferentes partes del mundo, con buenos resultados para la diferenciación entre especies (Negri et al. 2018, Marco-Herrero et al. 2021).

Charybdis hellerii es originaria del Indo Pacífico, y es considerada como una especie invasora que se ha esparcido por el Mar Mediterráneo, Océano Pacífico y Océano Atlántico (Brockerhoff y McLay 2011). Su presencia ya ha sido detectada en la Península de Yucatán (Simoes et al. 2019). Existen claves para su identificación en el Caribe mexicano

y un método de evaluación rápida de “invasividad” (Gob Mx 2024a). Es importante mencionar que, de los 5 reportes que hay en iNaturalist (iNaturalist 2024), el primer registro data de 2019. Con base en todos los registros hechos en esta plataforma, la frecuencia de avistamientos pudo haber aumentado en los últimos años en la misma zona, sin haberse detectado en otros lugares del Pacífico mexicano.

iNaturalist es una iniciativa de la Academia de Ciencias de California (San Francisco, EE. UU.) en conjunto con la Sociedad Geográfica Nacional (Washington, D.C., EE. UU.) que inició en 2017. Tiene una aplicación que se puede instalar en teléfonos inteligentes con el fin de subir fotografías y, a

través de su algoritmo, identificar la especie a la que corresponde el organismo de la fotografía. Esta aplicación se ha utilizado en actividades de educación y se considera que puede ser muy precisa en la identificación de especies conocidas (Unger et al. 2021, Callaghan et al. 2022). Adicionalmente, con el resultado del análisis de FINS, se pudo confirmar la especie identificada. Por ello, se considera importante utilizar los reportes de la ciencia ciudadana en la identificación de especies, ya que se obtiene información valiosa y sigue cobrando relevancia a nivel mundial.

Por ahora, se podría considerar que la presencia de *C. hellerii* está restringida a las costas de Colima, ya que no

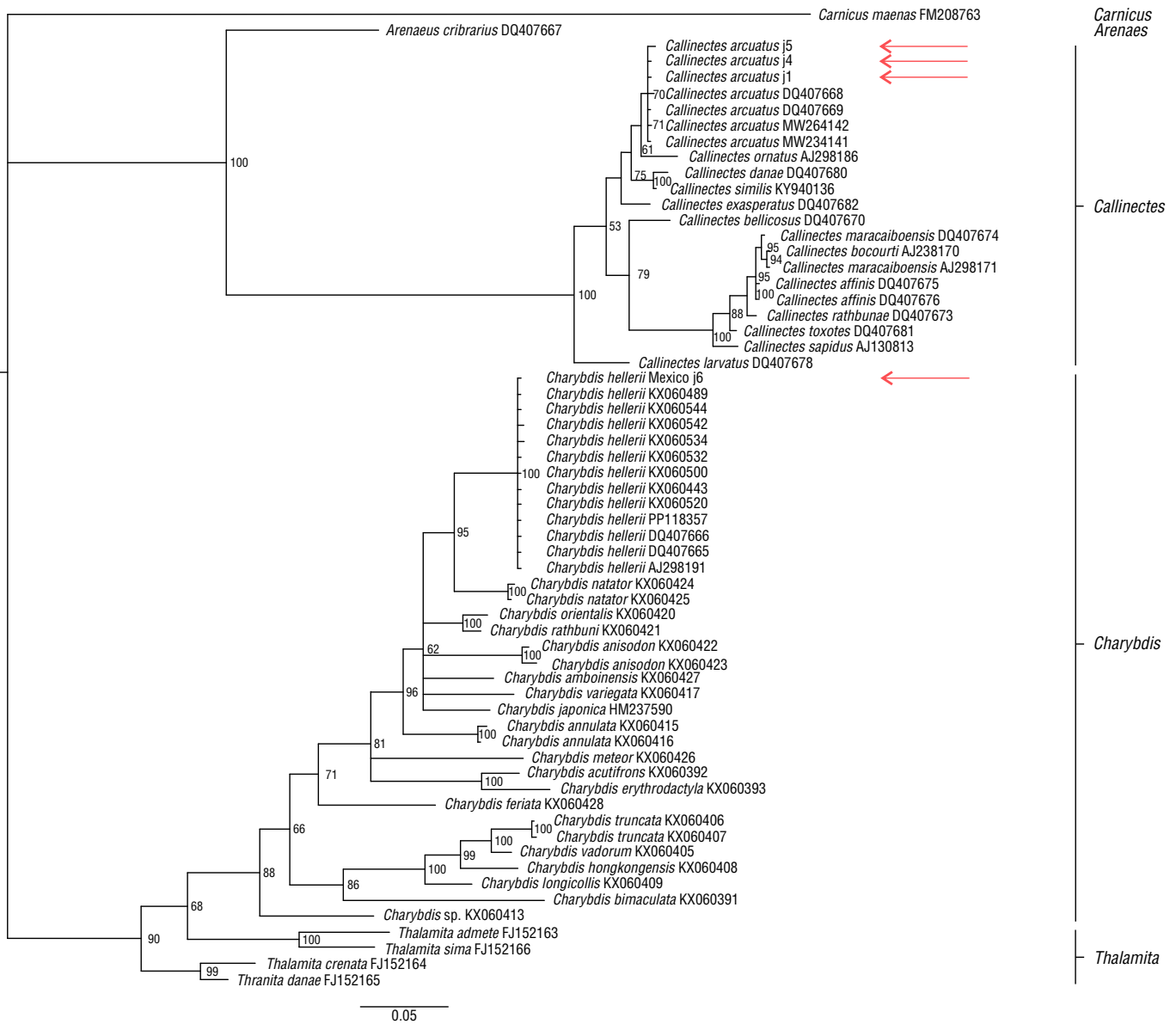


Figura 2. Árbol filogenético obtenido con la amplificación del segmento del ARNr 16S de 3 muestras de jaiba azul (*Callinectes arcuatus*) y del cangrejo nadador (*Charybdis hellerii*) capturados en la Laguna de Cuyutlán, Colima, México (flechas rojas).

Tabla 2. Información de las secuencias que tuvieron un 100% de identidad con la muestra j6 de la Laguna de Cuyutlán, Colima, México, que correspondió a la especie *Charybdis hellerii*.

Número de acceso de GenBank	Localidad	Fecha	Referencia
KX060544	Port Jackson, Nueva Gales del Sur, Australia	Mayo de 1974	Negri et al. (2018)
KX060532	Hacia Lo Port, Hong Kong, China	Septiembre de 1986	Negri et al. (2018)
KX060500	Bahía de Baguala, Molucas, Indonesia	Diciembre de 1990	Negri et al. (2018)
KX060489	Puerto de Apra, Bahía de Sasa, Isla Mariana, Guam	Enero de 2000	Negri et al. (2018)
KX060443	Angra dos Reis, Río de Janeiro, Brasil	Abril de 2011	Negri et al. (2018)
PP118357	Guinea-Bissau	2011	Muñoz et al. (2024)
NC_060621*	No indicado		Gong et al. (Inédito)

*No se incluyó en un análisis posterior porque no se proporcionó la localidad.

hay otros avistamientos registrados en zonas aledañas. Sin embargo, surgen otras preguntas como las siguientes: ¿cómo llegó a estas zonas?, ¿cuál es su distribución actual? y ¿tiene una población ya establecida? Se ha reportado que *C. hellerii* se ha dispersado a través de agua de lastre en diferentes partes del mundo (Negri et al. 2018), y es probable que esa haya sido la forma en que llegó a las costas de Manzanillo, Colima. El puerto de Manzanillo es de gran importancia comercial a nivel nacional en cuanto al movimiento de contenedores, con una participación del 68% del total del Pacífico mexicano y del 46% del país. A este puerto llegan embarcaciones grandes de diferentes partes de México, así como barcos con contenedores desde diversas países como Canadá, Estados Unidos, Guatemala, Colombia, Ecuador, Chile, Sudáfrica, Japón, China, Taiwán, Corea, Indonesia, Malasia, Singapur y Filipinas, y de la Unión Europea (España, Rusia y Alemania) y Oceanía (Australia y Nueva Zelanda) (Gob Mx 2024b). Existe la posibilidad de que esta especie se transporte de esta zona hacia otros lugares de México o del Océano Pacífico de la misma forma en que llegó a Colima.

El uso del fragmento del ARNr 16S permitió identificar la especie *C. hellerii*, pero el análisis de solo un fragmento no fue lo suficientemente detallado para identificar el posible origen biogeográfico del espécimen encontrado en la pesquería artesanal de Jaiba Azul en la Laguna de Cuyutlán, ya que este haplotipo se ha detectado en diversas partes del mundo (Tabla 2). Se recomienda profundizar en el estudio genético de esta especie en la localidad y relacionarlo con otros estudios de distribución de *C. hellerii* a nivel mundial (Negri et al. 2018). Además, se requiere hacer un monitoreo sistemático en Colima y otras localidades para obtener un mayor número de muestras, generar más datos

genómicos mediante secuenciación del genoma (parcial) de la especie y realizar un análisis de genética poblacional, con el fin de identificar el origen geográfico de la invasión.

Por otro lado, se considera que, dado que el primer registro data de hace 5 años (2019), es muy probable que ya exista una población local de *C. hellerii*. Por ello, se plantean las siguientes preguntas: ¿cómo podría afectar las poblaciones nativas de la Jaiba Azul? y ¿hubo una sola introducción o han sido varias introducciones? Conocer las respuestas es de suma importancia porque se ha reportado que, en algunos casos, podría haber mayor impacto en las poblaciones de otras jaibas con baja diversidad genética (Negri et al. 2018). Además, *C. arcuatus* alcanza tallas mayores a la talla mínima legal de 95 mm de ancho caparazón (DOF 2014, Ortega-Lizárraga et al. 2016), mientras que *C. hellerii* alcanza tallas de hasta 65 mm del ancho del caparazón en costas brasileñas (Medina-Mantelatto y Biagi-García 2001). Lo que implicaría que, si no se plantea un plan de manejo específico, *C. hellerii* quedaría fuera de la pesquería por no alcanzar la talla mínima legal de la Jaiba Azul.

Además, llama la atención que solamente haya un registro de *C. arcuatus* en el sitio web de iNaturalist dado que es una especie nativa que se explota en la región. Dado que *C. arcuatus* es la especie nativa y existe una pesquería desde hace décadas, se esperaría un mayor número de avistamientos de *C. arcuatus* que de *C. hellerii*. Sin embargo, no se considera que estos registros estén asociados a la abundancia de las especies, ya que hay sesgos en quienes observan y reportan en iNaturalist (Dimson y Gillespie 2023). Por lo tanto, se recomienda motivar a la población (principalmente a los pescadores y buzos) a registrar los avistamientos de estas especies de jaiba para apoyar los estudios sobre su presencia y dispersión.

Tabla 3. Relación de avistamientos fotográficos del Cangrejo Nadador del Indo-Pacífico (*Charybdis hellerii* A. Milne-Edwards, 1867) y de la Jaiba Azul (*Callinectes arcuatus* Ordway, 1863) en las costas de Colima, México.

Species	Sitio web	Observador	Coordenadas geográficas	Fecha
Jaiba* Nadador del Indo-Pacífico (<i>Charybdis hellerii</i>)	https://mexico.inaturalist.org/observations/24484267	alboertoalcala	19°6'13.994"N, 104°23'56.767"O	3 de mayo de 2019
	https://mexico.inaturalist.org/observations/212167157	alboertoalcala	19°6'14.704"N, 104°23'56.511"O	29 de abril de 2024
	https://mexico.inaturalist.org/observations/198085794	guiller-momtz11	19°0'4.06"N, 104°16'17.537"O	31 de enero de 2024
	https://mexico.inaturalist.org/observations/218041232	hectorjnz	19°6'15.012"N, 104°23'57.191"O	24 de mayo de 2025
	https://mexico.inaturalist.org/observations/218020269	fernando0c	19°6'15.001"N, 104°23'56.908"O	24 de mayo de 2024
Jaiba* Azul (<i>Callinectes arcuatus</i>)	https://www.inaturalist.org/observations/226341793	hannia_aseret	19°6'19.731"N 104°23'58.477"O	30 de junio de 2024

*Las palabras jaiba o cangrejo se utilizan indistintamente en la plataforma.

CONCLUSIONES

Se detectó la presencia del Cangrejo Nadador del Indo-Pacífico *C. hellerii* en la Laguna de Cuyutlán, Colima, México, mediante el método FINS. Las identificaciones de especies generadas en proyectos de ciencia ciudadana pueden ser de gran utilidad para detectar especies invasoras en zonas nuevas. Es importante realizar estudios sobre la distribución actual de esta especie, dado que hay reportes desde 2019 en la región de Manzanillo, Colima, México, que sugieren la existencia de una población que podría estar ya establecida en estas costas.

DECLARACIONES FINALES

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto Pesquerías multi-específicas artesanales ribereñas: "Escama marina, estuarina, aguadulce y jaiba, Jalisco y Colima" otorgado a MSM. Agradecemos a los revisores quienes permitieron mejorar el artículo.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado parcialmente por (a) proyecto interno "Hacia la trazabilidad genética en productos pesqueros y acuícolas" del CICESE O0F092, (b) proyecto "Calidad genética y trazabilidad de semillas para la producción acuática" de FAO-IMIPAS, (c) Pesquerías Multiespecíficas Artesanales Ribereñas, adscrito al CRIAP-Manzanillo, IMIPAS.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Disponibilidad de datos

Las secuencias se sometieron al GenBank y tienen los número de acceso: PQ800080 y PQ800081 de *C. arcuatus* y PQ800082 de *C. hellerii*.

Contribuciones de autor

Conceptualización: MADRP, LAFR, CLVD; Curación de datos: MADRP, CEVP, MSM; Análisis formal: MADRP; Adquisición de financiamiento: AJGV, MADRP; Investigación: MADRP, FLDC, CEVP, MSM; Metodología: MADRP, MSM; Administración del proyecto: MADRP, AJGV, LAFR, CLVD; Recursos: AJGV, FLDC; *Software*: MADRP; Supervisión: CEVP; Validación: CEVP; Visualización: MADRP; Redacción—borrador original: MADRP; Redacción—revisión y edición: MADRP, FLDC, CEVP, MSM, AJGV, LAFR, CLT, CLVD.

Uso de herramientas de IA

Los autores no utilizaron ninguna herramienta de inteligencia artificial para este trabajo.

REFERENCIAS

- Bartlett SE, Davidson WS. 1992. FINS (Forensically Informative Nucleotide Sequencing): A procedure for identifying the animal origin of biological specimens. *BioTechniques*. 12(3):408-411.
- [BLAST-NCBI] National Center for Biotechnology. 2024. Basic Local Alignment Search Tool: BLAST-NCBI; [accessed 2024 Dec 29]. <https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>
- Brockhoff A, McLay C. 2011. Human-Mediated Spread of Alien Crabs. In: Galil BS, Clark PF, Carlton JT (eds.), *The Wrong Place—Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*. Dordrecht (Netherlands): Springer. p. 27-106. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0591-3_2

- Callaghan CT, Mesaglio T, Ascher JS, Brooks TM, Cabras AA, Chandler M, Cornwell WK, Ríos-Málaver CI, Dankowicz E, Urfi Dhiya'ulhaq N, et al. 2022. The benefits of contributing to the citizen science platform iNaturalist as an identifier. *PLOS Biol.* 20(11):e3001843. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001843>
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. 2024. Base de datos del Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2024: CONAPESCA; [accessed 2025 mayo 8]. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca>
- Darriba D, Taboada GL, Doallo R, Posada D. 2012. jModelTest 2: more models, new heuristics and parallel computing. *Nat Methods.* 9(8):772-772. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2109>
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2014. Plan de Manejo Pesquero de Jaiba (*Callinectes* spp.) de Sinaloa y Sonora: DOF; [accessed 2024 julio 2]. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5352347&fecha=15/07/2014#gsc.tab=0
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2016. Acuerdo por el que se Determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México: DOF; [accessed 2025 abril 29]. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5464456&fecha=07/12/2016#gsc.tab=0
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2023. Actualización de la Carta Nacional Pesquera: DOF; [accessed 2025 Nov 29]. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892410/CNP_2023.pdf
- Dimson M, Gillespie TW. 2023. Who, where, when: observer behavior influences spatial and temporal patterns of iNaturalist participation. *Appl Geogr.* 153:e102916. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2023.102916>
- Estrada-Valencia A. 1999. Aspectos poblacionales de la jaiba *Callinectes arcuatus* Ordway, 1863 en la laguna de Cuyutlán, Colima, México [dissertation]. [México]: Universidad de Colima. 68 p.
- [Gob Mx] Gobierno de México. 2024a. Asociación Manzanillo: Gob Mx; [accessed 2024 Oct 31]. <https://puertomanzanillo.com.mx/esps/0020202/ubicacion-y-zona-de-influencia.html>
- [Gob Mx] Gobierno de México. 2024b. Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para Especies Exóticas en México *Charybdis helleri* (A. Milne-Edwards, 1867): Gob Mx; [accessed 2024 Jun 1]. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/222687/Charybdis_helleri.pdf
- Guindon S, Gascuel O. 2003. A simple, fast, and accurate algorithm to estimate large phylogenies by maximum likelihood. *Syst Biol.* 52(5):696-704. <https://doi.org/10.1080/10635150390235520>
- iNaturalist. 2024. iNaturalistMX: iNaturalist; [accessed 2024 Nov 29]. <https://mexico.inaturalist.org>
- Marco-Herrero E, Cuesta JA, González-Gordillo JI. 2021. DNA barcoding allows identification of undescribed crab megalopas from the open sea. *Sci Rep.* 11(1):e20573. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99486-4>
- Martínez-Brown JM, Navarro-Flores J, García-Rodríguez FJ, Ibarra-Castro L, Vargas-Peralta CE, Del Río-Portilla MÁ, Martínez-Moreno R. 2021. Revision of the diagnostic characters of two morphologically similar snook species, *Centropomus viridis* and *C. nigrescens* (Carangiformes: Centropomidae). *Zootaxa.* 4915(3):326-338. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4915.3.2>
- Medina-Mantelatto FL, Biagi-García R. 2001. Biological aspects of the nonindigenous portunid crab *Charybdis hellerii* in the western tropical South Atlantic. *Bull Mar Sci.* 68(3):469-477.
- Muñoz I, García-Raso JE, Abelló P, Cuesta JA. 2024. Marine crabs of Guinea-Bissau, with emphasis on the deep fauna, supported by an integrative taxonomy. *Diversity.* 16(2):93. <https://doi.org/10.3390/d16020093>
- [NCBI] National Center for Biotechnology. 2024. Submission Portal: NCBI; [accessed 2024 Dec 29]. <https://submit.ncbi.nlm.nih.gov>
- Negri M, Schubart CD, Mantelatto FL. 2018. Tracing the introduction history of the invasive swimming crab *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) in the Western Atlantic: evidences of high genetic diversity and multiple introductions. *Biol Invasions.* 20(7):1771-1798. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1660-0>
- Ortega-Lizárraga GG, Rodríguez-Domínguez G, Pérez-González R, Aragón-Noriega EA. 2016. Crecimiento individual y longitud de primera madurez de *Callinectes arcuatus* en Marismas Nacionales, Nayarit, México. *Cienc Pesq.* 24(2):3-11.
- Rambaut A. 2018. FigTree v. 1.4.4: GitHub; [accessed 2021 May 12]. <https://github.com/rambaut/figtree/releases/tag/v1.4.4>
- Robles R, Schubart CD, Conde JE, Carmona-Suárez C, Alvarez F, Villalobos JL, Felder DL. 2007. Molecular phylogeny of the American *Callinectes* Stimpson, 1860 (Brachyura: Portunidae), based on two partial mitochondrial genes. *Mar Biol.* 150(6):1265-1274. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0437-7>
- Ronquist F, Huelsenbeck JP. 2003. MrBayes 3: Bayesian phylogenetic inference under mixed models. *Bioinformatics.* 19(12):1572-1574. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btg180>
- Salas-Maldonado M, Espino-Barr E, Marín-Enríquez E, Bartoleño-Sánchez A, Valdez-Carrasco LD. 2021. Size selectivity and optimal soaking time of hoops and traps targeting the blue swimming crab *Callinectes arcuatus* in Cuyutlan Lagoon, Mexico. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 56(1):42-49. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2021.56.1.2797>
- Sambrook J, William DR. 2001. *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. New York (USA): Cold Spring Harbor Laboratory Press. 2,100 p.
- Sievers F, Wilm A, Dineen D, Gibson TJ, Karplus K, Li W, Lopez R, McWilliam H, Remmert M, Söding J. 2011. Fast, scalable generation of high-quality protein multiple sequence alignments using Clustal Omega. *Mol Sys Biol.* 7(1):539. <https://doi.org/10.1038/msb.2011.75>
- Sievers F, Higgins DG. 2018. Clustal Omega for making accurate alignments of many protein sequences. *Prot Sci.* 27(1):135-145. <https://doi.org/10.1002/pro.3290>
- Simoes N, Wakida-Kusunoki AT, Cruz-Sánchez JL, Alvarez F, Villalobos-Hiriart JL. 2019. On the presence of *Charybdis (Charybdis) hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) on the Mexican coast of the Gulf of Mexico. *Biol Invasions Rec.* 8(3):670-674. <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.3.24>
- Unger S, Rollins M, Tietz A, Dumais H. 2021. iNaturalist as an engaging tool for identifying organisms in outdoor activities. *J Biol Educ.* 55(5):537-547. <https://doi.org/10.1080/00219266.2020.1739114>
- Windsor AM, Moore MK, Warner KA, Stadig SR, Deeds JR. 2019. Evaluation of variation within the barcode region of Cytochrome c Oxidase I (COI) for the detection of commercial *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (blue crab) products of non-US origin. *PeerJ.* 7:e7827. <https://doi.org/10.7717/peerj.7827>

Medición del lactato como indicador de estrés en los tiburones *Rhizoprionodon longurio* y *Sphyrna lewini* durante el proceso de marcaje

Abigail Prieto^{1*}, Angelina Quintero¹, Jacinto A Pérez^{2,3,4,5}, Yehudi Rodríguez Arriatti⁶

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 03 de junio de 2024

Aceptado 20 de enero de 2025

Publicado 7 de abril de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3493>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: abigaillester24@gmail.com

¹ Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá.

² Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud, Ciudad de Panamá, Panamá.

³ Facultad de Ciencias Naturales, Ciencias Exactas y Tecnología, Departamento de Genética y Biología Molecular, Universidad de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá

⁴ Facultad de Ciencias de la Salud, Escuela de Biotecnología, Universidad Latina de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá.

⁵ Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Americana, Ciudad de Panamá, Panamá.

⁶ Shark Defenders, Ciudad de Panamá, Panamá.

RESUMEN. El lactato es considerado uno de los principales metabolitos indicadores del estrés en tiburones, debido a que este se encuentra estrechamente relacionado con el metabolismo anaeróbico que ocurre durante el ejercicio exhaustivo. El objetivo del estudio fue evaluar el efecto de la técnica de marcaje mediante la medición de los niveles de lactato en la sangre en 2 especies de tiburones. Se midieron los niveles de lactato en la sangre de 17 tiburones juveniles de *Rhizoprionodon longurio* ($n = 8$) y *Sphyrna lewini* ($n = 9$), los cuales fueron capturados de manera incidental con redes de cerco para pequeños pelágicos. Los resultados mostraron que tanto el tiempo de manejo ($P = 0.0012$) como la especie ($P = 0.022$) afectaron significativamente los niveles de lactato en la sangre, según el modelo lineal generalizado. Por otro lado, las diferencias entre especies se explicaron por la mayor sensibilidad de *R. longurio*, que presentó una mayor tendencia a valores elevados de lactato en comparación con *S. lewini* ($P = 0.0088$). Para ambas especies, el tiempo de manejo debe mantenerse entre 15 y 25 min, desde la captura durante el cierre del cerco hasta su liberación, para reducir la probabilidad de mortalidad. Este estudio ha corroborado que la técnica de marcaje en tiburones provoca altos niveles de lactato en sangre en función del tiempo de manejo y la especie. Sin embargo, se recomienda que en futuros estudios se utilice una muestra más grande, junto con vigilancia posterior a la captura, con el fin de establecer de manera contundente que el lactato es un indicador de bienestar animal en relación con el tiempo de manipulación y la especie.

Palabras clave: ecosistemas marinos, conservación marina, gestión pesquera, tiburón, vulnerabilidad, fisiología, captura, marcaje.

INTRODUCCIÓN

El marcado de tiburones, como el marcaje acústico (Espinoza et al. 2015, Madrigal-Mora et al. 2024), satelital (Elliott et al. 2022) y convencional (Bartes et al. 2021), ha sido una herramienta útil para fines de conservación en sus distintas modalidades. El marcado de peces representa un estrés físico causado por el manejo y captura, el cual provoca una respuesta fisiológica adaptativa de una posible huida o enfrentamiento que activa el eje hipotálamo-pituitario-interrenal (De los Santos 2017). Primero, se demuestra una respuesta primaria que incluye la liberación de cortisol, lo que provoca una respuesta secundaria con incrementos de

lactato debido a la alteración del metabolismo. Generalmente, esta respuesta secundaria puede aparecer en minutos o hasta una hora después de la exposición al estrés. Como última fase, la respuesta secundaria puede activar una respuesta terciaria relacionada al estrés crónico. Esta se desencadena cuando el animal no es capaz de alcanzar la homeostasis, lo que puede llegar a afectar el crecimiento, la reproducción y el sistema inmune, e incluso, puede provocar la muerte del animal (Aguilar 2018). Durante una situación de estrés agudo, aumenta el consumo de oxígeno y el metabolismo anaerobio, lo que resulta en la hiperlactatemia en plasma. Esto se debe a que el lactato se forma como subproducto de la glucólisis (Murray et al. 2015, Aguilar 2018). El valor basal de lactato

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3493>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

señalado por Brooks et al. (2012) y Gallagher et al. (2014) en tiburones no estresados varía entre 0 y 1 mmol·L⁻¹.

Las investigaciones enfocadas en el marcaje de tiburones son recientes en Panamá; para *Rhincodon typus* se han empleado marcas satelitales (Guzman et al. 2018, Guzman et al. 2022) y marcas convencionales tipo espagueti en tiburones juveniles y rayas (Rodríguez-Arriatti 2023). En Panamá son pocos los estudios enfocados a conocer el impacto de la actividad pesquera sobre las poblaciones de tiburones, a pesar de que las capturas obtenidas con distintas artes de pesca incluyan principalmente tallas juveniles (Vega et al. 2008, Rodríguez-Arriatti et al. 2021). Los estudios de marcaje en las costas pacíficas panameñas se han enfocado en determinar los patrones de movimiento y el tiempo de permanencia de tiburones en distintos sitios, sentando las bases para su conservación. En particular, en este estudio se ha pretendido proporcionar información sobre los tiburones de gran importancia ecológica y en estado crítico de conservación capturados en el Pacífico Oriental Tropical (POT) mediante redes de cerco, debido a la falta de información disponible con respecto a este arte de pesca y las especies involucradas.

Si el estrés provocado por el manejo durante el marcado se prolonga, y el organismo tiene una baja capacidad homeostática, se podría desencadenar un evento letal para el elasmobranchio (De los Santos 2017). La mortalidad de ciertas especies de tiburones puede verse influenciada por el tiempo de manejo y la susceptibilidad específica de la especie. Según Gallagher et al. (2014), cada especie presenta un grado particular de respuesta al estrés, siendo algunas más vulnerables al impacto del manejo. Por ejemplo, el tiburón martillo (*Sphyrna mokarran*) es notablemente más sensible ante el estrés que el tiburón punta negra (*Carcharhinus limbatus*) o el tiburón toro (*Carcharhinus leucas*), lo que dificulta sus recapturas y pone en riesgo a estos animales, que están en peligro de extinción (Gallagher et al. 2014). Hoolihan et al. (2011) concluyeron que el tiburón azul (*Prionace glauca*) experimenta cambios en su comportamiento posterior al marcaje debido al trauma de la captura y manejo, al procedimiento de marcado y por portar las marcas. En un estudio posterior, Hays et al. (2016) resaltaron la necesidad de adicionar regulaciones éticas para especies vulnerables de la megafauna que podrían ser sensibles al estrés asociado a los procesos de captura, manipulación y marcaje. Por lo tanto, es imperativo investigar el bienestar de los tiburones durante el procedimiento de marcaje.

En su estudio con tiburones mako (*Isurus oxyrinchus*), Marshall et al. (2012) encontraron que el lactato podría ser un indicador potencial de la mortalidad en el 16-20% de los casos, en comparación con otros marcadores sanguíneos (Na⁺, Ca²⁺, Cl⁻, Mg²⁺ y glucosa). Mohan et al. (2020) señalaron que en las muertes inmediatas observadas en *C. limbatus*, se registraba un aumento significativo en el lactato (mediana de 2.8 mmol·L⁻¹ en sobrevivientes y 5.9 mmol·L⁻¹ en individuos en los que se observó la mortalidad inmediata). Por consiguiente, a través de este biomarcador, es posible evaluar el impacto de eventos considerados hostiles, como la captura, e identificar posibles factores que influyen en el estrés (e.g., tiempo o especie), lo que

puede ayudarnos a evaluar la probabilidad de supervivencia, capacidad de recuperación o riesgo de deceso del animal (Jerome et al. 2017, Aguilar 2018). Además, se debe tomar en consideración que todo estudio científico debe velar por el refinamiento de las técnicas para reducir el estrés asociado al manejo y la captura. En este contexto, los objetivos del estudio fueron medir los niveles de lactato en sangre después del manejo en 2 especies de tiburones (*Rhizoprionodon longurio* y *Sphyrna lewini*), y comparar estos niveles de lactato según el tiempo de manejo y la especie.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los muestreos se realizaron en diversos puntos a lo largo de la costa del POT (Tabla 1) durante octubre del 2022. Esta época se caracteriza por ser la estación lluviosa con temperaturas atmosféricas cálidas alrededor de los 27.5 °C (González y D'Croz 2007).

Recolección de datos

Se recolectaron 17 individuos de *R. longurio* ($n = 8$) y *S. lewini* ($n = 9$), incluyendo tanto hembras como machos. Los tiburones fueron capturados incidentalmente durante la pesca de cerco de pequeños pelágicos, en la cual las especies objetivo son *Opisthonema libertate* y *Cetengraulis mysticetus*. Estos barcos industriales poseen una red de cerco de 627.9 m de largo por 54.6 m de alto, con una abertura de malla de 2.54 cm. Cada tiburón fue marcado utilizando marcas tipo espagueti (T-Bar FD-68B FF, Floy Tag & Mfg., Inc., Seattle, EE. UU.).

A cada tiburón se le tomó una muestra de sangre por punción en el pedúnculo caudal con jeringuillas de un 1 mL y agujas de calibre 25 G. La medición del lactato se realizó con un medidor portátil Accutrend Plus (Roche Diagnostics, Basilea, Suiza). El tiempo de manejo varió entre 10 a 35 min. Este tiempo comenzó cuando el tiburón fue avistado en la red de cerco y terminó cuando el tiburón fue liberado al mar, incluyendo el tiempo durante el cual fue capturado con una pequeña red y subido a bordo. Durante su permanencia a bordo, se registraron los siguientes datos: especie, longitud total (LT), sexo, estado de madurez y las coordenadas de captura mediante un GPS W84 (Garmin, Ltd., Olathe, EE.UU.).

Cuando el tiburón estuvo a bordo, se colocó la marca convencional y se recolectó la muestra de sangre. El tiempo promedio de manipulación fue de 4 min. Por otro lado, el tiempo de pelea, que se refiere al intervalo desde el avistamiento cercano al cierre total del cerco, varió entre 5 y 30 min. Es importante recalcar que el porcentaje de encierro fue aproximadamente del 90% y, durante esta fase, la red (el bolso) se encontraba saturada de organismos que confirmaban la captura. Esta definición del tiempo de pelea difiere de lo descrito por Brownscombe et al. (2016), quienes basaron sus observaciones en peces capturados con artes de pesca con anzuelos y definieron el tiempo de

pelea como el intervalo transcurrido entre el momento en que un tiburón mordía el anzuelo y cuando fue inmovilizado físicamente. Finalmente, el tiempo de remojo de la red fue aproximadamente de 40 min a 120 min.

Análisis estadístico

La normalidad y homocedasticidad de las variables tiempo de manejo (minutos), medición corporal (cm) y concentración de lactato en sangre ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) se analizaron por medio de las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. La relación entre la concentración de lactato para cada especie de tiburón en función de su tamaño y tiempo de manejo se determinó mediante un modelo lineal generalizado (MLG) univariante (considerando la especie, el sexo, el tamaño y el tiempo de manejo por la concentración de lactato) y multivariante con distribución logarítmica (la concentración de lactato por especie y el tiempo de manejo), junto con los valores del Pseudo- R^2 de McFadden (R^2_{MF}), que se calcularon con los paquetes ‘MASS’ y ‘Performance’ y el perfilador de predicción de la tendencia del MLG.

Se utilizó el método de Kaplan-Meier para determinar el rango de tiempo de manipulación que podría causar un

aumento de lactato mortal en ambas especies. Según IBM Corporation (2024), este método emplea un cálculo basado en tablas de mortalidad para estimar la función de riesgo o supervivencia en los momentos en que ocurren los eventos. Este modelo se fundamenta en calcular las probabilidades condicionales asociadas a cada instante temporal y utilizar el producto acumulado de estas probabilidades para determinar la tasa de supervivencia en cada punto del tiempo. Las diferencias estadísticas entre la concentración de lactato por especie y el tiempo de manejo fueron determinadas con las pruebas de Wilcoxon, Chi cuadrado de Pearson y Chi cuadrado de Wald. Las diferencias significativas se evaluaron con un valor de $P < 0.05$. Todos los análisis se realizaron en Jump Pro v. 14.0, R. v. 4.4.0. (R Core Team 2024) y RStudio v. 2024.09.1+394 (Posit Team 2024).

RESULTADOS

Se recolectó un total de 17 muestras de sangre periférica de tiburones juveniles de *R. longurio* ($n = 8$) y *S. lewini* ($n = 9$) capturados. La población en estudio tuvo una mediana en LT de 54 cm. La concentración mediana de lactato fue de $3.10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ para *S. lewini* y de $4.85 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ para

Tabla 1. Información sobre las capturas de pesca muestreadas durante octubre de 2022 en Puerto Caimito.

Zona de pesca	Latitud (N)	Longitud (O)	Especie	Sexo
Cerro Tigre	8°29'37.7406"	79°44'17.2788"	<i>Sphyrna lewini</i>	Hembra
Cerro Tigre	8°29'37.7406"	79°44'17.2788"	<i>Sphyrna lewini</i>	Hembra
Isla Chaman	8°45'0.5394"	79°36'16.9806"	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Hembra
Isla Verde	8°44'44.6994"	79°40'30.6012"	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Macho
Isla Chaman	8°46'38.28"	79°36'22.2006"	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Macho
Isla Chaman	8°46'38.28"	79°36'22.2006"	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Hembra
Isla Chaman	8°46'38.28"	79°36'22.2006"	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Macho
Isla Chaman	8°46'38.28"	79°36'22.2006"	<i>Sphyrna lewini</i>	Hembra
Isla Chaman	8°46'38.28"	79°36'22.2006"	<i>Sphyrna lewini</i>	Hembra
Isla Chaman	8°46'38.28"	79°36'22.2006"	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Hembra
Isla Chaman	8°46'38.28"	79°36'22.2006"	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Hembra
Isla Chaman	8°46'38.28"	79°36'22.2006"	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Macho
Isla Chaman	8°43'14.0412"	79°39'6.3612"	<i>Sphyrna lewini</i>	Hembra
Isla Chaman	8°43'14.0412"	79°39'6.3612"	<i>Sphyrna lewini</i>	Hembra
Isla Chaman	8°43'14.0412"	79°39'6.3612"	<i>Sphyrna lewini</i>	Macho
Isla Chaman	8°43'14.0412"	79°39'6.3612"	<i>Sphyrna lewini</i>	Hembra
Chame	8°39'54.18"	79°38'13.8582"	<i>Sphyrna lewini</i>	Hembra

Tabla 2. Características generales de la población de tiburones en estudio. Entre paréntesis se presenta el porcentaje de n . \bar{x} : media; Me: mediana; DE: desviación estándar; $S\bar{x}$: error estándar; RIC: rango intercuartil. Todos los individuos capturados eran juveniles.

Características generales	<i>Sphyrna lewini</i> n = 9 (%)	<i>Rhizoprionodon longurio</i> n = 8 (%)	Total N = 17 (%)
Sexo			
Macho	1 (11.11)	4 (50.00)	5 (29.41)
Hembra	8 (88.89)	4 (50.00)	12 (70.59)
Longitud total (LT) (cm)			
45-49	0 (0.00)	5 (62.50)	5 (29.41)
50-54	2 (22.22)	3 (37.50)	5 (29.41)
55-59	3 (33.33)	0 (0.00)	3 (17.65)
60-64	3 (33.33)	0 (0.00)	3 (17.65)
65-69	1 (11.12)	0 (0.00)	1 (5.88)
\bar{x} (\pm DE)	58.39 (4.34)	49.62 (1.38)	54.26 (5.53)
$S\bar{x}$	1.44	0.49	1.34
Me (RIC)	56.00 (54.75-62.25)	49.00 (48.62-50.88)	54.00 (49.00-58.00)
Concentración de lactato (mmol·L⁻¹)			
1.0-2.9	4 (44.44)	2 (25.00)	6 (35.29)
3.0-4.9	5 (55.56)	2 (25.00)	7 (41.18)
5.0-6.9	0 (0.00)	1 (12.50)	1 (5.88)
7.0-8.9	0 (0.00)	2 (25.00)	2 (11.77)
>9.0	0 (0.00)	1 (12.50)	1 (5.88)
\bar{x} (\pm DE)	2.88 (0.99)	5.11 (3.05)	3.93 (2.42)
$S\bar{x}$	0.33	1.08	0.59
Me (RIC)	3.10 (2.25-3.35)	4.85 (2.12-8.20)	3.10 (2.25-5.60)
Tiempo de manejo (min)			
Bajo (\leq 10)	1 (11.11)	1 (12.50)	2 (11.76)
Medio (10.1-19.9)	2 (22.22)	2 (25.00)	4 (23.53)
Alto (\geq 20)	6 (66.67)	5 (62.50)	11 (64.71)
\bar{x} (\pm DE)	21.33 (5.85)	21.12 (8.77)	21.23 (7.13)
$S\bar{x}$	1.95	3.10	1.73
Me (RIC)	21.00 (17.50-5.00)	20.00 (12.75-29.50)	21.00 (16.00-26.50)

R. longurio. Solo en un ejemplar de *S. lewini* se reportó un valor de lactato de $1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$. La mayoría de los tiburones (65%) tuvo un tiempo de manejo alto, con una mediana de 21 min para ambas especies (Tabla 2). Los valores de tiempo y las mediciones corporales presentaron distribuciones normales y varianzas homogéneas ($P > 0.05$) según las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. En contraste, los valores de la concentración de lactato mostraron un comportamiento no paramétrico, con distribución no normal ($P = 0.0097$). La correlación de la concentración de lactato con las variables de especie, sexo, tamaño corporal y tiempo de manipulación mostró un valor de R^2_{MF} de 0.608 ($P = 0.0031$), indicando que el 61% de la variabilidad en la concentración del lactato en sangre fue explicado por las variables. El MLG univariante mostró dependencia significativa de la concentración de lactato con respecto a la especie de tiburón ($R^2_{\text{MF}} = 0.272$, $P = 0.022$) y tiempo de manipulación ($R^2_{\text{MF}} = 0.474$, $P = 0.0012$). La relación con el tamaño del animal fue marginalmente significativa ($R^2_{\text{MF}} = 0.216$, $P = 0.0497$), y no se encontró una relación significativa con el sexo ($R^2_{\text{MF}} = 0.081$, $P = 0.223$). El modelo multivariante mostró que el tiempo es la variable que mayormente aporta ($P = 0.0015$) a la concentración de lactato en la sangre (Fig. 1).

La mediana en el tiempo de manejo, cuando se observó el incremento en los niveles de lactato en sangre, fue de 21 min (intervalo de 15-25 min) para ambas especies. Es decir, al superar este umbral de tiempo de manejo, aumentaron los niveles de lactato, lo cual incrementó la probabilidad de mortalidad en el animal. De acuerdo al análisis de Kaplan-Meier, no hubo diferencia en la mediana del tiempo de manejo ($\chi^2 = 0.037$, $P = 0.84$) para ambas especies de tiburón (Fig. 2). En cuanto a la evaluación de los niveles de lactato en sangre por

especie, se observó que *R. longurio* tendió a presentar niveles de lactato más elevados que los de *S. lewini* ($\chi^2 = 6.86$, $P = 0.0088$) en diferentes tiempos de manejo (Fig. 3).

DISCUSIÓN

En este trabajo se pudo confirmar que, al aumentar el tiempo de manejo de los tiburones durante el proceso de marcaje, los niveles de lactato en sangre aumentaron (Fig. 1). Para evitar reducir las posibilidades de supervivencia en ambas especies analizadas, los límites del tiempo de manejo deben variar entre los 15 min y 25 min, considerando el tiempo desde que los animales son avistados en la red hasta su liberación. Un tiempo de manejo mayor podría desencadenar su muerte (Fig. 2) (Aguilar 2018). Murray et al. (2015) señalaron que tiburones pintarroja (*Scyliorhinus canicula*) expuestos a un tiempo de manejo de 40 min presentaron un aumento en la concentración de lactato en la sangre en comparación con aquellos con tiempos de manejo de solo 15 min. Los hallazgos encontrados por Fuller et al. (2020) para el tiburón picudo del Atlántico (*Rhizoprionodon terraenovae*) indican que, a pesar de emplear anzuelos para la captura, los resultados fueron consistentes con los obtenidos en este estudio. En la investigación de Fuller et al. (2020), las concentraciones de lactato fueron obtenidas por un dispositivo comercial de medición de lactato, y se encontró que los niveles aumentaban significativamente en tiempos de manejo entre 45 min y 60 min, alcanzando valores entre $4 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ y $8 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$. Los resultados de este estudio, obtenidos mediante el análisis de Kaplan-Meier, en conjunto con los hallazgos reportados

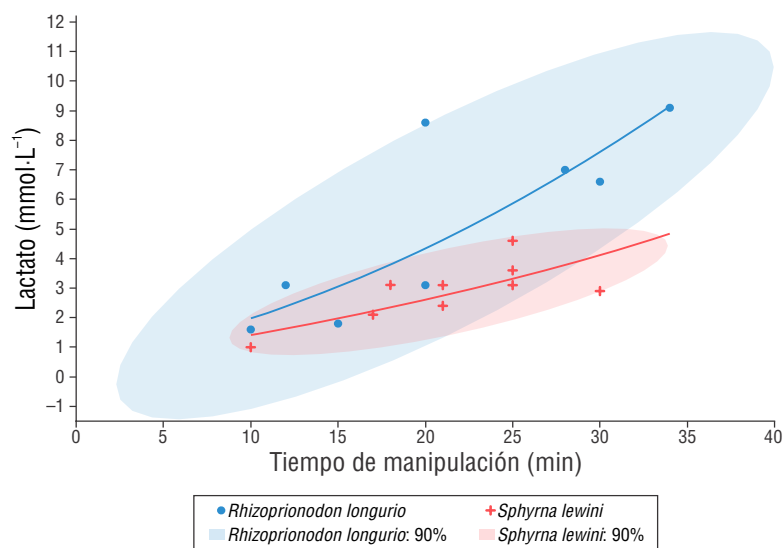


Figura 1. Análisis multivariante con Pseudo- R^2_{MF} , el cual muestra la dependencia significativa de las mediciones de lactato en función de la especie y el tiempo de manejo ($R^2_{\text{MF}} = 0.630$, $P = 0.0046$).

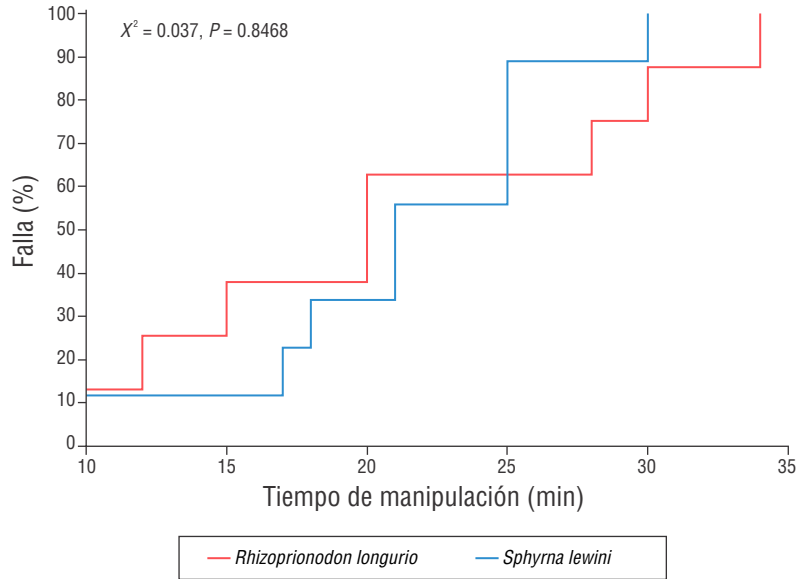


Figura 2. Análisis Kaplan-Meier de la concentración de lactato por el tiempo de manejo de cada individuo, donde la mediana del tiempo de manejo es de 21 min.

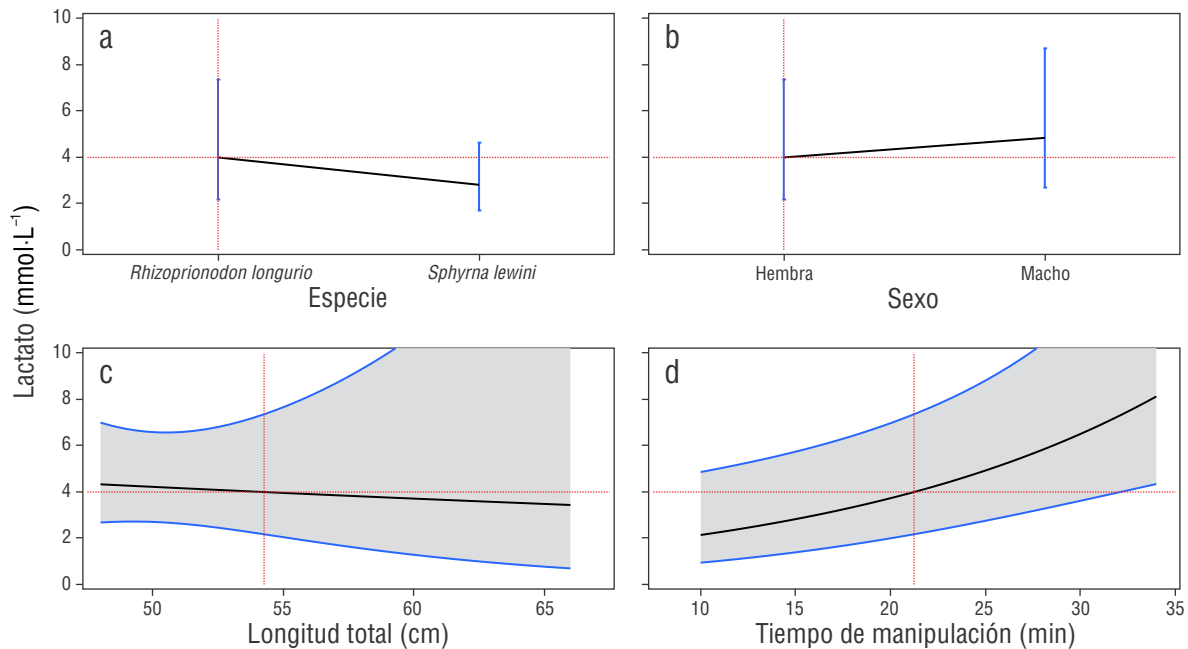


Figura 3. Perfilador de predicción de tendencia de lactato ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) por especie.

por Fuller et al. (2020), sugieren que al aumentar el tiempo de manejo, el riesgo de mortalidad del tiburón puede incrementar. Esto se debe a los efectos negativos asociados con los niveles elevados de lactato, como se ha documentado en investigaciones previas (Dumetz et al. 2008, Marshall et al. 2012, Jerome et al. 2017).

En este estudio, *R. longurio* presentó una tendencia mayor al aumento en la concentración de lactato en comparación con la de *S. lewini* (Fig. 3). Tanto la concentración de

lactato promedio para *S. lewini* ($3.10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) como para *R. longurio* ($4.85 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) sugieren altos niveles en comparación con los valores indicadores reportados por Brooks et al. (2012) y Gallagher et al. (2014), quienes señalaron que el rango de concentraciones de lactato en tiburones no estresados varió entre $0 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ y $1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$.

Al comparar los valores de este estudio con los reportados por Fuller et al. (2020), los cuales se describieron anteriormente, el rango del lactato en *R. terraenovae* fue de $2 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$

a $6 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$. La especie más similar en términos de ecología y biología de *S. lewini* es *C. limbatus*. Mohan et al. (2020) reportaron una media de $2.8 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ para *C. limbatus* en tiburones adultos supervivientes y un valor de $5.9 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ para aquellos con mortalidad inmediata. Durante la etapa juvenil, *S. lewini* presenta un hábito bentónico (Klimley 1983, Torres-Rojas et al. 2010), por lo que sus valores de lactato pueden ser más comparables a géneros con hábitats bentónicos como especies de tiburón del género *Rhizoprionodon*. Giesy et al. (2025) determinaron que factores antropogénicos, como la pesca intensiva, la contaminación y la destrucción de hábitat y sus interacciones, pueden afectar más a especies bentónicas, como el tiburón nodriza (*Ginglymostoma cirratum*), que el estrés por captura y manejo. En este sentido, las especies bentónicas son más susceptibles al estrés fisiológico, lo cual se reflejó en los niveles elevados de lactato ($0.7 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ a $22.1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) (Giesy et al. 2025) en comparación con los de sus contrapartes pelágicas que habitan áreas más alejadas de la influencia humana. Al margen de las causas, esto indica que *R. longurio* y *S. lewini* sufren cambios en su metabolismo al ser manipulados, ya sea debido a las reacciones metabólicas específicas de cada especie (Jerome et al. 2017), a la metodología utilizada o a otras variables no analizadas en este estudio.

CONCLUSIONES

Este estudio demuestra que la técnica de marcaje convencional en tiburones causa altos niveles de lactato en sangre, un indicador del estrés, en función al tiempo de manejo y la especie. Los individuos analizados de *R. longurio* tuvieron mayores concentraciones de lactato en la sangre en comparación a las de *S. lewini*. De acuerdo a los resultados, el tiempo de manejo debe ser menor a 25 min. Esperamos que este rango crítico sea una guía práctica para futuros estudios que utilicen técnicas de marcaje con estas especies. El hecho de que el tiburón se encuentre fuera de su entorno afectará sus funciones fisiológicas. Es prudente tomar en cuenta que el equipo debe realizar la captura lo más rápido posible, tanto para evitar que el animal realice un ejercicio exhaustivo al querer huir, como para prevenir que no se lastime con la red o el bote. También es necesario realizar la manipulación durante el marcaje de manera que el animal no agote sus energías ni aumente el lactato en la sangre a rangos críticos, y liberar a los organismos bajo vigilancia posterior a la captura para maximizar la probabilidad de supervivencia. Esta vigilancia debe llevarse a cabo a corto, mediano y largo plazo para evaluar la tasa de supervivencia de los tiburones, especialmente en especies en estado crítico de conservación, fortaleciendo así los esfuerzos de conservación.

DECLARACIONES FINALES

Agradecimientos

Quisiera agradecer a la Clínica de Diagnóstico Integral Veterinario (CADIV) por entregar con confianza el aparato

de lactato para realizar las mediciones, al equipo de *Shark Defenders* que apoyó en el manejo de los tiburones, a la empresa Promarina, al capitán y tripulantes del barco de cerco *El Tabor*, a los profesores de la Universidad de Panamá y a mis compañeros de biología marina de la Universidad Marítima Internacional de Panamá.

Fondos

Este estudio no recibió financiación de ninguna fuente.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Contribuciones de autor

Conceptualización: AP; Curación de datos: JP; Análisis formal: JP; Adquisición de financiamiento: YA y AP; Investigación: AP; Metodología: AP y AQ; Administración del proyecto: AP; Recursos: AP; *Software*: JP; Supervisión: AQ; Validación: AP, AQ; Visualización: AP, JP; Redacción—borrador original: AQ, AP, YA, JP; Redacción—revisión y edición: JP, YA, AP.

Disponibilidad de datos

Se pueden obtener los datos para este estudio a través del autor correspondiente bajo petición razonable.

Uso de herramientas de IA

Los autores no utilizaron ninguna herramienta de inteligencia artificial para este trabajo.

REFERENCIAS

- Aguilar A. 2018. Búsqueda de marcadores de estrés por exposición al aire en elasmobranchios: uso de la pintarroja (*Scyliorhinus canicula*) como modelo fisiológico. [dissertation]. [Puerto Real]: Universidad de Cádiz. 33 p. <https://rodin.uca.es/bitstream/handle/10498/21693/TFGfinalACA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Bartes S, Simpfendorfer C, Walker TI, King C, Loneragan N, Braccini M. 2021. Conventional tagging of sharks in Western Australia: the main commercial species exhibit contrasting movement patterns. *Mar Freshwater Res.* 72(11):1643-1656. <https://doi.org/10.1071/mf20367>
- Brooks EJ, Mandelman JW, Sloman KA, Liss S, Danylchuk AJ, Cooke SJ, Skomal GB, Philipp DP, Sims DW, Suski CD. 2012. The physiological response of the Caribbean reef shark (*Carcharhinus perezii*) to longline capture. *Comp Biochem Physiol Part A Mol Integr Physiol.* 162(2):94-100. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2011.04.012>
- Brownscombe JW, Danylchuk AJ, Chapman JM, Gutowsky LF, Cooke SJ. 2016. Best practices for catch-and-release recreational fisheries – angling tools and tactics. *Fish Res.* 186(Part 3):693-705. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.04.018>

- De los Santos Rodríguez E. 2017. Respuesta fisiológicas de peces sometidos a estrés [BSc thesis]. [Laguna, Spain]: Universidad de la Laguna. 33 p.
- Dumetz AC, Chockla AM, Kaler EW, Lenhoff AM. 2008. Effects of pH on protein-protein interactions and implications for protein phase behavior. *Biochim Biophys Acta Proteins Proteomics*. 1784(4):600-610. <https://doi.org/10.1016/j.bbapap.2007.12.016>
- Elliott R, Montgomery J, Della Penna A, Radford C. 2022. Satellite tags describe movement and diving behaviour of the blue shark *Prionace glauca* in the southwest Pacific. *Mar Ecol Prog Ser*. 689:77-94. <https://doi.org/10.3354/meps14037>
- Espinoza M, Heupel MR, Tobin AJ, Simpfendorfer CA. 2015. Residency patterns and movements of grey reef sharks (*Carcharhinus amblyrhynchos*) in semi-isolated coral reef habitats. *Mar Biol*. 162(2):343-358. <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2572-x>
- Fuller L, Stell E, Leary C, Parsons G. 2020. Circulating adrenocorticotropic hormone levels, lactate levels, hematocrit and osmolality in relation to capture stress in Atlantic sharpnose sharks, *Rhizoprionodon terraenovae*. *Comp Biochem Physiol Part A Mol Integr Physiol*. 243:110655. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2020.110655>
- Gallagher A, Serafy J, Cooke S, Hammerschlag N. 2014. Physiological stress response, reflex impairment, and survival of five sympatric shark species following experimental capture and release. *Mar Ecol Prog Ser*. 496:207-218. <https://doi.org/10.3354/meps10490>
- Giesy KC, Jerome J, Wester J, D'Alessandro E, McDonald MD, Macdonald C. 2025. The physiological stress response of juvenile nurse sharks (*Ginglymostoma cirratum*) to catch-and-release recreational angling. *PLoS ONE*. 20(1):e0316838. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0316838>
- Gonzalez LM, D'Croz L. 2007. Variabilidad espacial del afloramiento en el golfo de Panamá (Panamá). *Tecnociencia*. 9(2):107-119.
- Guzman HM, Collatos CM, Gomez CG. 2022. Movement, behavior, and habitat use of whale sharks (*Rhincodon typus*) in the Tropical Eastern Pacific Ocean. *Front Mar Sci*. 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.793248>
- Guzman HM, Gomez CG, Hearn A, Eckert SA. 2018. Longest recorded trans-Pacific migration of a whale shark (*Rhincodon typus*). *Mar Biodivers Rec*. 11(1):8. <https://doi.org/10.1186/s41200-018-0143-4>
- Hays GC, Ferreira LC, Sequeira AM, Meekan MG, Duarte CM, Bailey H, Bailleul F, Bowen WD, Caley MJ, Costa DP. 2016. Key Questions in Marine Megafauna Movement Ecology. *Trends Ecol Evol*. 31(6):463-475. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.015>
- Hoolihan JP, Luo J, Abascal FJ, Campana SE, de Metrio G, Dewar H, Domeier ML, Howey LA, Lutcavage ME, Musyl MK. 2011. Evaluating post-release behaviour modification in large pelagic fish deployed with pop-up satellite archival tags. *ICES J Mar Sci*. 68(5):880-889. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr024>
- IBM Corporation. 2024. Análisis de supervivencia de Kaplan-Meier: IBM; [accessed Sept 30 2024]. <https://www.ibm.com/docs/es/spss-statistics/saas?topic=statistics-kaplan-meier-survival-analysis>
- Jerome JM, Gallagher AJ, Cooke SJ, Hammerschlag N. 2017. Integrating reflexes with physiological measures to evaluate coastal shark stress response to capture. *ICES J Mar Sci*. 75(2):796-804. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx191>
- Klimley AP. 1983. Social organization of schools of the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith), in the Gulf of California [dissertation]. [San Diego, CA]: University of California. 341 p.
- Madrigal-Mora S, Chávez EJ, Arauz R, Lowe CG, Espinoza M. 2024. Long-distance dispersal of the endangered Pacific nurse shark (*Ginglymostoma unami*, Orectolobiformes) in Costa Rica revealed through acoustic telemetry. *Mar Fresh Res*. 75(2):MF23162. <https://doi.org/10.1071/mf23162>
- Marshall H, Field L, Afiadata A, Sepulveda C, Skomal G, Bernal D. 2012. Hematological indicators of stress in longline-captured sharks. *Comp biochem physiol Part A Mol Integr Physiol*. 162(2):121-129. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2012.02.008>
- Mohan JA, Jones ER, Hendon JM, Falterman B, Boswell KM, Hoffmayer ER, Wells RJD. 2020. Capture stress and post-release mortality of blacktip sharks in recreational charter fisheries of the Gulf of Mexico. *Conserv Physiol*. 8(1):coa041. <https://doi.org/10.1093/conphys/coaa041>
- Murray C, Connors R, O'Connor I, Dowling V. 2015. The physiological response and recovery of a common elasmobranch bycatch species: the lesser spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) subject to a controlled exposure event. *Biol Environ*. 115B(3):143-156. <https://doi.org/10.1353/bae.2015.0001>
- Posit Team. 2024. RStudio: Integrated Development Environment for R. v. 4.03. Boston (USA): Posit PBC. <http://www.posit.co/>
- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rodríguez-Arriatti YN, Tavares R, Alvarado S. 2021. Assessment of the artisanal shark fishery in the Pacific coast of Panama highlights a high proportion of immature and threatened species. *Pan-American J Aquat Sci*. 16:189-195.
- Rodríguez-Arriatti. 2023. Interacción de la flota bolichera con las poblaciones de tiburones y rayas en el Pacífico Oriental de Panamá. Technical Report. 43 p.
- Torres-Rojas Y E, Hernández-Herrera A, Galván-Magaña F, Alatorre-Ramírez V G. 2010. Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlán, Mexico. *Aquat Ecol*. 44(1):301-308. <https://doi.org/10.1007/s10452-009-9245-8>
- Vega AJ, Robles PYA, Boniche S, Rodríguez M. 2008. Aspectos biológicos – pesqueros del género *Cynoscion* (pisces: sciaenidae) en el Golfo de Montijo, Pacífico panameño. *Tecnociencia*. 10(2):9-26.

Primer registro de la especie Indo-Pacífica *Electroma vexillum* (Bivalvia: Pteriidae) en el Golfo de México

Vicencio de la Cruz-Francisco^{1*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 10 de septiembre de 2024

Aceptado 02 de junio de 2025

Publicado 27 de junio de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3528>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: vicacruz@uv.mx

¹ Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana, 92895 Tuxpan, Veracruz, México.

RESUMEN. *Electroma vexillum* es un bivalvo nativo del Indo-Pacífico que fue introducido en el Mar Mediterráneo. Este estudio aporta registros de su presencia en el Golfo de México. Los avistamientos y colecta de organismos se realizaron entre 2018 y 2019, y posteriormente continuaron de noviembre de 2021 a julio de 2024 en 2 litorales del norte de Veracruz, México. Los individuos identificados como *E. vexillum* eran pequeños (<6 mm de longitud), con valvas frágiles y delgadas, y se encontraron en la zona intermareal adheridos en algas rojas y algas verdes. La vía de introducción accidental de esta especie podría ser por el transporte marítimo internacional, ya que al norte de Veracruz se ubica el puerto marítimo de Tuxpan. Después de 6 años de observaciones (2018-2024), se puede considerar a *E. vexillum* como una especie exótica establecida en el sur del Golfo de México.

Palabras clave: bivalvos, epibiontes, intermareal, exótica, Veracruz.

INTRODUCCIÓN

Electroma vexillum (Reeve, 1857) es un bivalvo nativo del Indo-Pacífico con distribución en el Mar Rojo, Golfo Pérsico y sur de la India (Dekker y Orlin 2000, Zenetos 2010, Asha et al. 2016, Oliver et al. 2023, GBIF 2024). Se diferencia de otras especies de bivalvos por sus características morfológicas distintivas, como valvas pequeñas (<10 mm de longitud), frágiles y translúcidas y la ausencia de dientes en la charnela (Çevik et al. 2008, Tëmkin 2010). Además, *E. vexillum* habita en aguas someras asociadas a macroalgas, pastos marinos y estructuras artificiales (Asha et al. 2016). Esta especie ha sido reportada como exótica en varias localidades del Mar Mediterráneo, como Turquía (Çevik et al. 2008, Albayrak 2010, Çinar et al. 2021), y tras casi 20 años de estos registros, se ha confirmado su presencia con un reciente reporte en Israel (Albano et al. 2024). En el Atlántico occidental se ha reportado la presencia de una especie introducida identificada como *Electroma* sp., específicamente en 1983 y 1995 en litorales de Colombia y Venezuela (Borrero y Díaz 1998). Sin embargo, se carece de datos actualizados para

esta región, por lo que se desconoce el estatus actual de este registro (Álvarez-León et al. 2007).

En el Golfo de México, que es la región más próxima al sur del Caribe, no se ha documentado la presencia de *E. vexillum* como especie introducida (Okolodkov et al. 2007, Mendoza-Alfaro et al. 2014, León-González et al. 2021, CONABIO 2024). Además, *E. vexillum* no aparece en los listados taxonómicos de ecosistemas marinos y costeros (Pérez-Rodríguez 1997, Hicks et al. 2001, García-Cubas y Reguero 2007, Tunnell et al. 2007, Turgeon et al. 2009, Correa-Sandoval y Rodríguez-Castro 2013, Suárez-Mozo et al. 2024), ni ha sido reportado en estudios recientes sobre la macrofauna bentónica del litoral de Veracruz (Vassallo et al. 2014, De la Cruz-Francisco et al. 2017, Rodríguez-Muñoz et al. 2023).

El norte de Veracruz se caracteriza por presentar un litoral predominantemente arenoso, aunque también cuenta con estructuras artificiales de protección, como escolleras y espigones, y en menor proporción, con promontorios rocosos de arenisca (López-Portillo et al. 2023, Rodríguez-Muñoz et al. 2023). Estos sustratos sólidos proporcionan hábitats para el

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3528>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

establecimiento de macroalgas y macrofauna marina, las cuales ya han sido previamente documentadas en la región (De la Cruz-Francisco et al. 2017, Rodríguez-Muñoz et al. 2023, Mateo-Cid et al. 2024, De la Cruz-Francisco 2025a, b). Sin embargo, se ha señalado que estas estructuras artificiales también pueden facilitar el establecimiento de especies introducidas o exóticas (Vaselli et al. 2008, Mineur et al. 2012), un fenómeno poco explorado en esta zona.

Por lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivos documentar los primeros registros de la especie Indo-Pacífica *E. vexillum* en el Golfo de México, describir las características morfológicas externas de los ejemplares colectados en 2 litorales del norte de Veracruz, y contribuir al conocimiento de la distribución y el hábitat de esta especie en la región. La información proporcionada por este estudio servirá de base para futuros estudios que evalúen la ecología de *E. vexillum*, su impacto en los ecosistemas locales y sus interacciones con especies nativas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio: litorales del norte de Veracruz

Ubicado en el municipio de Tuxpan, el litoral de Tuxpan es principalmente arenoso con pendiente suave. En la parte central del litoral desemboca el río Tuxpan, el cual esta flanqueado por 2 escolleras de aproximadamente 1 km de longitud; así también, 16 espigones rectos de 60 m de longitud, establecidos perpendicularmente a la línea de costa. Sobre las piedras del litoral de Tuxpan se desarrollan comunidades de algas bentónicas e invertebrados marinos. En este litoral destaca el tránsito marítimo nacional e internacional, ya que presenta un puerto marítimo industrial y comercial, con el movimiento de carga al extranjero orientada a Estados Unidos, Cuba, Rusia, Canadá, China, Letonia y Ucrania (López-Portillo et al. 2023) (Fig. 1b; sitio A).

Ubicado en el municipio de Cazonos de Herrera, colinda al norte con el municipio de Tuxpan, el litoral de Cazonos es arenoso con promontorios rocosos de arenisca y una plataforma abrasiva conocida como Playa El Pulpo de aproximadamente 950 m de longitud y 40 m de ancho, en el que se encuentran algas, pastos e invertebrados marinos (De la Cruz-Francisco et al. 2017, Rodríguez-Muñoz et al. 2023) (Fig. 1b; sitio B).

En estos litorales acontecen cambios estacionales en el año. Durante el otoño (septiembre-diciembre) e invierno (diciembre-marzo), el agua es fría (22-23 °C) y las corrientes superficiales fluyen de norte a sur; en primavera (marzo-junio) y verano (junio-septiembre), las aguas son más cálidas (27-28 °C) y las corrientes fluyen de sur a norte (Zavala-Hidalgo et al. 2003, Mendelssohn et al. 2017).

Muestreo

Los avistamientos y la colecta de organismos se realizaron por el método indirecto, el cual consistió en la búsqueda de

bivalvos pequeños adheridos a macroalgas bentónicas que se encontraban en las estructuras artificiales del litoral de Tuxpan y en el litoral rocoso de Cazonos. Los muestreos se realizaron durante las mareas más bajas, mediante recorridos a pie sobre el sustrato artificial y rocoso. Las primeras colectas se realizaron en noviembre de 2018 en el litoral rocoso de Cazonos, durante muestreos enfocados al estudio de la comunidad bentónica (Rodríguez-Muñoz et al. 2023). Los organismos colectados se conservaron en alcohol etílico al 70%; sin embargo, debido al pequeño tamaño y la fragilidad de las valvas, no fue posible identificarlos taxonómicamente en ese periodo. Posteriormente, en noviembre de 2019 y 2021, se continuó observando la presencia de bivalvos adheridos a las algas en la misma zona, y en junio 2022 se colectaron más individuos con características similares. En cuanto a los espigones del litoral de Tuxpan, durante la búsqueda de esponjas y babosas marinas entre mayo y junio de 2023 (De la Cruz-Francisco 2025a, b), se observaron más bivalvos asociados a macroalgas. Estas observaciones continuaron en julio de 2024 con la colecta de más individuos para su identificación taxonómica (Fig. 1).

Todos los bivalvos colectados e identificados como *E. vexillum* se conservaron en alcohol etílico y se depositaron en la colección biológica de la Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Veracruzana. La identificación taxonómica de la especie se realizó con base en el tamaño, coloración y morfología de las valvas, características descritas en Borrero y Díaz (1998), Çevik et al. (2008) y Tëmkin (2010). La clasificación taxonómica actualizada de la especie se verificó en MolluscaBase (MolluscaBase 2025). Para la observación de las características externas de las valvas, se utilizó un microscopio óptico marca Nikon (Tokio, Japón). Asimismo, se registraron las medidas de la longitud y altura de los bivalvos colectados. A partir de estos datos, se calcularon los siguientes parámetros descriptivos de las valvas: mínimo, promedio \pm desviación estándar y máximo.

RESULTADOS

En total se colectaron 54 individuos de *E. vexillum*. En el intermareal rocoso de Cazonos, fueron colectados 7 individuos en noviembre de 2018 sobre algas verdes, y 12 individuos más fueron colectados en junio de 2022 (20°44'20.22"N, 97°11'36.36"W), asociados a 2 especies de algas verdes. Finalmente, 35 ejemplares fueron colectados en julio de 2024 en los espigones del litoral de Tuxpan, Veracruz (20°59'34.38"N, 97°19'8.25"W), asociados a varias especies de algas verdes y rojas. Respecto a las dimensiones de los bivalvos, los valores promedio de la longitud y altura fueron ligeramente mayores en los pocos individuos colectados en el litoral de Cazonos en noviembre de 2018, en comparación a los valores de los individuos colectados en junio de 2022 y julio de 2024 (Tabla 1). A continuación, se describe la sistemática, morfología y hábitat de *E. vexillum*.

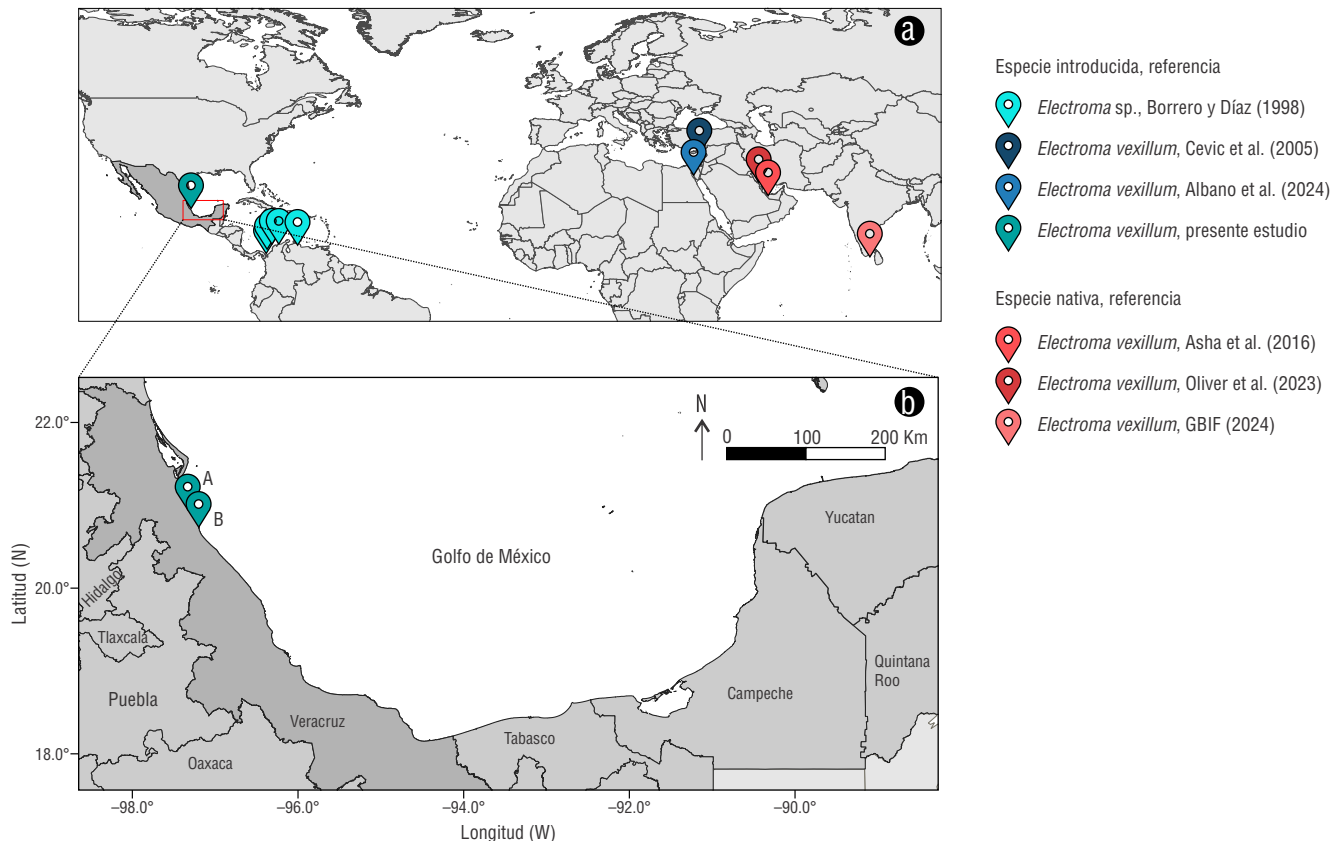


Figura 1. Distribución de *Electroma vexillum* como especie nativa e introducida (a). Litorales de Tuxpan (A) y Cazones (B) en el Golfo de México (b).

Sistemática

Orden Ostreida Férussac, 1822. Familia Vulsellidae Gray, 1854. Genero *Electroma* Stoliczka, 1871. Especie *Electroma vexillum* (Reeve, 1857). Sinonimias: *Avicula vexillum* Reeve, 1857.

Morfología

Bivalvos pequeños en forma de cuña, con dimensiones de 2.5 a 5.6 mm de longitud y de 1.7 a 4.5 mm de altura (Tabla 1). Las valvas son frágiles, delgadas y convexas, y carecen de aurículas, escamas y costillas radiales. En algunos individuos se pueden apreciar líneas concéntricas (Fig. 2a, b). Las valvas son desiguales (inequivalvas); la valva ventral es de menor tamaño y ligeramente convexa, y hacia el margen posterior se forma un surco; la valva dorsal es más grande y convexa desde la parte anterior, con una carena umbonal (Fig. 2c, d). Umbo elevado y desplazado hacia adelante (prosoclino). Charnela recta, pero sin dentición. La mayoría de los ejemplares presentaron coloración externa ámbar con un patrón de franjas en zigzag de color pardo oscuro. Algunos individuos presentaron una banda marrón hacia la parte posterior de la carena umbonal (Fig. 2a). Los ejemplares presentaron

filamentos fibrosos con los que se fijan a las frondas de algas bentónicas (Fig. 2d, e).

Hábitat

Todos los bivalvos se encontraron asociados a diferentes especies de algas verdes y rojas (Fig. 3). Para los espigones del litoral de Tuxpan, *E. vexillum* fue observado como epibionte en 4 especies de algas verdes: *Ulva lactuca* Linnaeus, 1753 (Fig. 3a); *Bryopsis pennata* J.V. Lamouroux, 1809 (Fig. 3b); *Caulerpa sertularioides* (S.G. Gmelin) M. Howe, 1905 (Fig. 3c), y *Caulerpa mexicana* Sonder ex Kützing, 1849 (Fig. 3d). También se observó como epibionte en 7 especies de algas rojas: *Acanthophora spicifera* (M. Vahl) Børgesen, 1910 (Fig. 3e); *Alsidium triquetrum* (S.G. Gmelin) Trevisan, 1845; *Hypnea musciformis* (Wulfen) J.V. Lamouroux, 1813; *Agardhiella subulata* (C. Agardh) Kraft & M.J. Wynne, 1979; *Gracilaria blodgettii* Harvey, 1853; *Gracilaria domingensis* Sonder ex Dickie, 1874 (Fig. 3f), y *Solieria filiformis* (Kützing) P.W. Gabrielson, 1985 (de manera muy abundante) (Fig. 3g-h). Mientras, en el intermareal rocoso de Cazones, las agregaciones de *E. vexillum* fueron registrados en 2 especies de algas verdes: *U. lactuca* y *Caulerpa racemosa*. Cabe mencionar que también se encontraron otros grupos de



Figura 2. Dos individuos de *Electroma vexillum* colectados en algas marinas bentónicas en los espigones de Tuxpan, Veracruz. Primer individuo de 4 mm de longitud; valva dorsal (a) y valva ventral (b). Segundo individuo de 3 mm de longitud: valva dorsal (c) y valva ventral (d). Se observan los filamentos del biso (flecha blanca). Agregación de *E. vexillum* sobre algas rojas (e).

invertebrados asociados a las algas bentónicas, como hidras, poliquetos, picnogónidos, anfípodos, isópodos, tanaidáceos, decápodos, gasterópodos, briozoarios y ascidias.

DISCUSIÓN

Electroma vexillum se diferencia morfológicamente de las especies nativas del Golfo de México por la ausencia de dientes en la charnela y de aurículas, escamas y costillas radiales, características que sí presentan las especies de los géneros *Isognomon*, *Pteria*, *Ischadium* y *Modiolus*, las cuales son más grandes en tamaño (12-75 mm) y se adhieren principalmente a rocas, raíces de mangle, ostiones y octocorales (García-Cubas y Reguero 2007). En cambio, los individuos de *E. vexillum* son pequeños (<6 mm) y se encontraron exclusivamente en macroalgas bentónicas. Este tipo de asociación también se ha reportado en el sur del Caribe (Borrero y Díaz 1998), Mar Mediterráneo (Bakiret al. 2012) y en la India, donde *E. vexillum* también ha sido asociada a pastos marinos (Asha et al. 2016). También se ha reportado que *E. vexillum* coloniza rocas y sustratos artificiales en Colombia y Turquía, Mar Mediterráneo (Borrero y Díaz 1998, Bakir et al. 2012), y fondos blandos en Israel (Albano et al. 2024).

Si bien la abundancia de *E. vexillum* no fue estimada en este trabajo, es preciso destacar las densas agregaciones observadas sobre algas rojas y algas verdes en el litoral de Tuxpan (julio de 2024), lo cual puede ser un indicio de la capacidad invasiva que podría presentar este bivalvo exótico en la región. Un caso similar fue reportado para el sur del

Caribe con la especie *Electroma* sp., y fue considerado un problema para la recolección de semillas de bivalvos comercialmente importantes en la región de Colombia (Borrero y Díaz 1998). La presencia de *E. vexillum* podría alterar el hábitat debido a competencia con la comunidad bentónica nativa, misma que está compuesta por diversos grupos de invertebrados, como hidras, poliquetos, picnogónidos, crustáceos y gasterópodos, los cuales también viven asociados a las algas bentónicas nativas.

Aunque *E. vexillum* se encontró exclusivamente sobre algas bentónicas intermareales de estructuras artificiales (espigones) y promontorios rocosos naturales (intermareal rocoso), no se descarta que esta especie se encuentre en aguas profundas del litoral, dado que en otras localidades la han reportado a profundidades de 2-10 m (Borrero y Díaz 1998) y de hasta 20 m de profundidad (Albano et al. 2024). Además, es probable que amplíe su dispersión en otros ecosistemas de la región norte de Veracruz, como en los arrecifes coralinos que se encuentran a 12 km de distancia de la costa, donde las algas bentónicas son comunes y abundantes (González-González et al. 2016, De la Cruz-Francisco et al. 2020).

El transporte marítimo se ha sugerido como la ruta principal de introducción de *E. vexillum* al Mar Mediterráneo (Çevik et al. 2008, Albano et al. 2024) y de *Electroma* sp. al sur del Caribe (Borrero y Díaz 1998). Es posible que la introducción accidental de *E. vexillum* al Golfo de México también podría estar relacionado al transporte marítimo, el cual es común en el litoral de Tuxpan dada su cercanía al puerto marítimo (6 km), donde arriban embarcaciones de origen nacional e internacional. La navegación marítima

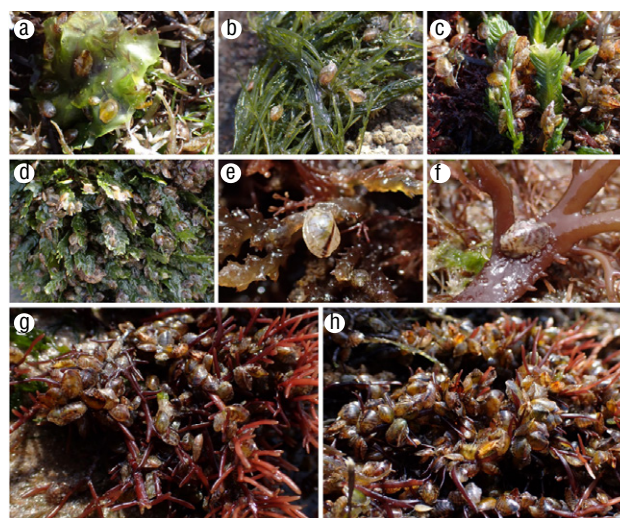


Figura 3. Agregaciones de *Electroma vexillum* sobre algas marinas bentónicas en los espigones del litoral de Tuxpan, Veracruz, México, en julio de 2024. Especies de algas bentónicas: *Ulva lactuca* (a), *Bryopsis plumosa* (b), *Caulerpa sertularioides* (c), *Caulerpa mexicana* (d), *Acantophora specifiers* (e), *Gracilaria dominguis* (f) y *Solieria filiformis* (g-h).

Tabla 1. Datos comparativos de la longitud y altura de *Electroma vexillum* colectados en los litorales de Tuxpan y Cazones, Veracruz, México. Medidas descriptivas: mínimo, promedio \pm desviación estándar, máximo y número de individuos (n).

Dimensiones	Cazones 2018 (n = 7)			Cazones 2022 (n = 12)			Tuxpan 2024 (n = 35)		
	Mínimo	Promedio \pm DE	Máximo	Mínimo	Promedio \pm DE	Máximo	Mínimo	Promedio \pm DE	Máximo
Longitud	4.2	4.7 \pm 0.3	5.2	3.9	4.5 \pm 0.4	5.3	2.7	4.2 \pm 0.8	5.6
Altura	2.8	3.7 \pm 0.6	4.3	2.4	3.8 \pm 0.6	4.5	1.7	3.1 \pm 0.7	4.5

también ha sido relacionada en la dispersión de otras especies exóticas hacia el Golfo de México, como el coral incrustante *Oculina patagonica* Angelis D'Ossat, 1908 y el pez damisela real *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856), las cuales se encuentran establecidas en los litorales de Tuxpan y Cazones y se han extendido a lo largo del litoral de Veracruz (González-Gándara y De la Cruz-Francisco 2014; De la Cruz-Francisco et al. 2015, 2017; Colín-García et al. 2018; Rodríguez-Muñoz et al. 2023).

La preferencia de *E. vexillum* por habitar en diferentes especies de algas bentónicas podría ser un indicio de su potencial invasivo. Esta amenaza podría extenderse a lo largo del Golfo de México, dado que las algas bentónicas tienen amplia distribución en esta región (Mateo-Cid et al. 2024). Sin embargo, la capacidad invasiva de *E. vexillum* y los efectos sobre las especies nativas aún se desconocen; por ello, es necesario analizar sus impactos en la morfología, crecimiento, fotosíntesis, diversidad y abundancia de las algas basibiontes. Asimismo, es necesario evaluar la estructura comunitaria de la fauna bentónica asociada a estas algas, a fin de determinar posibles cambios generados por la presencia de esta especie exótica. También es fundamental dirigir estudios de la biología de *E. vexillum* a temas relacionados con su ciclo de vida, época reproductiva, crecimiento poblacional, mecanismos de dispersión y tolerancia a los factores ambientales.

Finalmente, es importante reconocer que la identificación de esta especie exótica se basó exclusivamente en la morfología externa de las valvas, características morfológicas que coinciden con las descripciones taxonómicas de *E. vexillum*. Por lo tanto, es primordial realizar análisis moleculares, como la secuenciación de los genes 18S ARNr y COI (citocromo c oxidasa subunidad 1). Estas técnicas permitirán validar la identidad de *E. vexillum* con mayor precisión, identificar su origen geográfico y determinar las rutas de su introducción en el Golfo de México.

CONCLUSIONES

Tras 6 años de observaciones y registros en los litorales de Tuxpan y Cazones, Veracruz, se considera a *E. vexillum* como una especie exótica establecida en el Golfo de México. Por lo

tanto, es necesario realizar estudios de su ecología y distribución en la región, dado que habita en algas bentónicas intermareales, sustratos que sirven de hábitat para muchas especies nativas de invertebrados marinos y de algas epifitas. Además, es necesario realizar análisis moleculares para validar la identificación de esta especie exótica con mayor precisión y determinar su origen geográfico.

DECLARACIONES FINALES

Fondos

Este estudio no recibió financiamiento de ninguna fuente.

Conflicto de intereses

El autor declara no tener ningún conflicto de intereses.

Contribuciones de autor

Conceptualización: VCF; Curación de datos: VCF; Análisis formal: VCF; Adquisición de financiamiento: VCF; Investigación: VCF; Metodología: VCF; Administración del proyecto: VCF; Recursos: VCF; Software: VCF; Supervisión: VCF; Validación: VCF; Visualización: VCF; Redacción—borrador original: VCF; Redacción—revisión y edición: VCF.

Disponibilidad de datos

Se pueden obtener los datos para este estudio a través del autor correspondiente bajo petición razonable.

Uso de herramientas de IA

El autor no utilizó ninguna herramienta de inteligencia artificial para este trabajo.

REFERENCIAS

Albano PG, Hong Y, Steger J, Yasuhara M, Bartolini S, Bogi C, Bošnjak M, Chiappi M, Fossati V, Huseyinoglu MF, et al. 2024. New records of non-indigenous species from the eastern

- Mediterranean Sea (Crustacea, Mollusca), with a revision of genus *Isognomon* (Mollusca: Bivalvia). PeerJ:17425. <https://doi.org/10.7717/peerj.17425>
- Albayrak S. 2010. Distribution of alien bivalve in the soft bottom of Iskenderun Bay (Turkey, NE Levantine Sea). *Cah Biol Mar.* 51:45-53.
- Álvarez-León R, Gutiérrez-Bonilla FP. 2007. Situación de los invertebrados acuáticos introducidos y trasplantados en Colombia: antecedentes, efectos y perspectivas. *Rev Acad Colomb Cienc.* 31(121):557-574. https://accefyn.com/revista/Vol_31/121/557-574.PDF
- Asha PS, Diwakar K, Jagadis I, Kripa V. 2016. Observations of the epifaunal assemblage of micro-mollusc *Electroma vexillum* on the seagrass beds of Tuticorin coast. *Mar Fish Infor Serv T & Ser.* 230:32-33. <http://eprints.cmfri.org.in/id/eprint/12083>
- Bakır BB, Öztürk B, Doğan A, Önen M. 2012. Mollusc fauna of Iskenderun Bay with a checklist of the region. *Turk J Fisheries Aquatic Sci.* 12:171-184. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_1_20
- Borrero FJ, Diaz JM. 1998. Introduction of the Indo-Pacific Pteriid bivalve *Electroma* sp. to the Tropical Western Atlantic. *Bull Mar. Sci.* 62(1):269-274.
- Çevik C, Dogan A, Önen M, Zenetos A. 2008. First record of the Indo-Pacific species *Electroma vexillum* (Mollusca: Bivalvia: Pteroida) in the eastern Mediterranean. *Mar Biodivers Rec.* 1:e1. <https://doi.org/10.1017/S1755267205009966>
- Çinar ME, Bilecenoğlu M, Yokeş MB, Öztürk B, Taşkın E, Bakır K, Doğan A, Açık Ş. 2021. Current status (as of end of 2020) of marine alien species in Turkey. *PLoS One.* 16(5):e0251086. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251086>
- Colín-García NA, Campos JE, Tello-Musi JL, Pérez-España H, Carrara XC. 2018. First record of the invasive coral *Oculina patagonica* de Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinian) in the Gulf of Mexico. *Check List.* 14(4):613-617. <https://doi.org/10.15560/14.4.613>
- [CONABIO] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2024. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Registros de ejemplares: CONABIO; [accessed 2024 Sep 17]. <https://www.snib.mx>
- Correa-Sandoval A, Rodríguez-Castro JH. 2013. Zoogeografía de los bivalvos marinos de la costa de Tamaulipas, México. *Rev Biol Mar Oc.* 48(3):565-584. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572013000300013>
- Dekker H, Orlin Z. 2000. Check-list of Red Sea Mollusca. *Spirula.* 1:3-46.
- De la Cruz-Francisco V, González-González M, Morales-Quijano I. 2016. Ampliación del ámbito de distribución geográfica de la especie exótica: *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856) (Perciformes-Pocamenteridae) en el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, Veracruz, México. *Rev Inv Mar.* 35(2):101-108.
- De la Cruz-Francisco V, Orduña-Medrano RE, Paredes-Flores JE, Vázquez-Estrada RI, González-González M, Flores-Galicia L. 2017. Una aproximación a la florística y faunística de la costa rocosa El Pulpo, Cazones, Veracruz, México. *CICIMAR Océanides.* 32(1):39-58. <https://doi.org/10.37543/oceanides.v32i1.195>
- De la Cruz-Francisco V, Orduña-Medrano RE, González-González M. 2020. Lista actualizada de la flora marina bentónica de cinco arrecifes coralinos del norte de Veracruz, México = Updated list of marine benthic flora from five coral reefs in northern Veracruz, Mexico. *Rev Cienc Mar Cost.* 12(1):60-88. <https://doi.org/10.15359/revmar.12-1.4>
- De la Cruz-Francisco V. 2025a. Esponjas marinas (Porifera: Demospongiae) de los espigones de Tuxpan, Veracruz, con nuevos registros para México. *Novit Caribaea.* 25:1-20. <https://doi.org/10.33800/nc.vi25.366>
- De la Cruz-Francisco V. 2025b. Nuevas adiciones de babosas marinas (Gastropoda: Heterobranchia) para el norte de Veracruz y sur del golfo de México. *Novit Caribaea.* 25:32-53. <https://doi.org/10.33800/nc.vi25.368>
- [GBIF] Global Biodiversity Information Facility. 2024. GBIF Occurrence Download: GBIF; [accessed 2024 Jul 28]. <https://doi.org/10.15468/dl.ht7pww>
- García-Cubas A, Reguero M. 2007. Catálogo ilustrado de moluscos bivalvos del Golfo de México y Mar Caribe. México (Mexico): Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México. 94 p.
- González-Gándara C, De la Cruz-Francisco V. 2014. Unusual record of the Indo-Pacific pomacentrid *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856) on coral reefs of the Gulf of Mexico. *BioInvasions Rec.* 3(1):49-52.
- González-González M, De la Cruz-Francisco V, Morales-Quijano I, Orduña-Medrano RE. 2016. Diversidad y cobertura de la comunidad bentónica del arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, México = Diversity and coverage of the benthic community at Enmedio reef, Lobos-Tuxpan Reef System, Mexico. *Rev Cienc Mar Cost.* 8(2):47-65. <http://dx.doi.org/10.15359/revmar.8-2.3>
- Hicks DW, Barrera N, Tunnell JW. 2001. Ecological distribution of shallow-water Mollusca on Alacran Reef, Campeche Bank, Yucatan, Mexico. *Texas Conchologist.* 38(1):7-30.
- León-González JA, Bastida-Zavala JR, Mendoza-Alfaro R, Luna S. 2021. Invasive species in Mexican Marine Ecosystems. In: Pullaiah T, Lelmini MR (eds.), *Invasive Alien Species: Observations and Issues from Around the World.* New Jersey (USA): Wiley-Blackwell Ltd. p. 93-118.
- López-Portillo J, Moreno-Casasola P, Silva R, Martínez ML, Jiménez-Orocio O, Chávez V, Mendoza-González G, Cruz C, Vázquez G, Lithgow D, et al. 2023. La zona costera del municipio Tuxpan, Veracruz. Xalapa (Mexico): Instituto de Ecología, A.C. 80 p. <https://doi.org/10.21829/978-607-8833-13-9>
- Mateo-Cid LE, Mendoza-González AC, García-López DY, Hernández-Casas CM, Méndez-Guzmán I. 2024. Diversidad de algas marinas bentónicas del litoral de Veracruz, México. *Acta Bot Mex.* 131:e2316. <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2316>
- Mendelssohn IA, Byrnes MR, Kneib RT, Vittor BA. 2017. Coastal habitats of the Gulf of Mexico. In: Ward CH (ed.), *Habitats and biota of the Gulf of Mexico: before the deepwater horizon oil spill.* New York (USA): Springer. p.359-640.
- Mendoza-Alfaro R, Luna-Peña S, Gómez-Mancha Y, Álvarez-Torres P, Sánchez-Alejandro F. 2014. Análisis de vías de introducción: especies acuáticas invasoras en el Golfo de México. In: Mendoza R, Koleff P (eds.), *Especies acuáticas invasoras en México.* México (Mexico): Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. p. 135-154.
- Mineur F, Cook EJ, Minchin D, Bohn K, MacLeod A, Maggs CA. 2012. Changing coasts: marine aliens and artificial structures. In: Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM, Hughes RN (eds.), *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review.* Abingdon (UK): CRC Press. p. 189-233.
- [MolluscaBase] MolluscaBase. 2025. MolluscaBase. *Electroma vexillum* (Reeve, 1857); [accessed 2025 Feb 28]. <https://molluscabase.org/aphia.php?p=taxdetails&id=234144>
- Okolodkov YB, Bastida-Zavala R, Ibáñez AL, Chapman JW, Suárez-Morales E, Pedroche F, Gutiérrez-Mendieta FJ. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar.* 11(32):29-67.
- Oliver PG, Al-Kandari M, Behbehani M, Dekker H. 2023. An illustrated checklist of the intertidal bivalvia of the estate of Kuwait. *J Conchol.* 44(6):483-528. <https://doi.org/10.61733/jconch44601>

- Pérez-Rodríguez R. 1997. Moluscos de la Plataforma Continental del Atlántico Mexicano. Serie Académicos CBS. México (Mexico): Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. 260 p.
- Rodríguez-Muñoz S, Granados-Vargas N, De la Cruz-Francisco V. 2023. Análisis de la comunidad vágil y sésil del intermareal rocoso de cazones, Veracruz, México. *Novit Caribaea*. 22:25-50. <https://doi.org/10.33800/nc.vi22.337>
- Suárez-Mozo NY, Vital XG, Ortigosa D, Moretzohn F, Castillo-Cupul RE, Simões N. 2024. Bivalves from the Gulf of Mexico: updated information to complete the puzzle. *Bull Mar Sci*. 100(3):333-360. <https://doi.org/10.5343/bms.2023.0049>
- Tëmkin I. 2010. Molecular phylogeny of pearl oysters and their relatives (Mollusca, Bivalvia, Pterioidea). *BMC Evolutionary Biology*. 10:342. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-10-342>
- Tunnell JW, Barrera N, Beaver CR, Davidson J, Gourley JE, Moretzshon F, Nañez-James S, Pearce JJ, Vega ME. 2007. Checklist of the biota associated with southern Gulf of Mexico Coral Reefs and Coral Reef islands. College Station (USA): Texas A&M University Press. 7 p.
- Turgeon DD, Lyons WG, Mikkelsen P, Rosenberg G, Moretzsohn F. 2009. Bivalvia (Mollusca) of the Gulf of Mexico. In: Felder DL, Kamp Dk (eds.), *Gulf of Mexico. Origin, Waters and Biota*. College Station (USA): Texas A & M University Press. p. 711-744.
- Vaselli S, Bulleri F, Benedetti-Cecchi L. 2008. Hard coastal-defence structures as habitats for native and exotic rocky-bottom species. *Mar Environ Res*. 66:395-403. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.06.002>
- Vassallo A, Dávila Y, Luviano N, Deneb-Amozurrutia M, Vital XG, Conejeros AC, Vázquez L, Álvarez F. 2014. Inventario de invertebrados de la zona rocosa intermareal de Montepío, Veracruz, México. *Rev Mex Biodiv*. 85:349-362.
- Zavala-Hidalgo J, Morey SL, O'Brien JJ. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *J Geophys Res Oceans*. 108(C12):3389. <http://dx.doi.org/10.1029/2003JC001879>
- Zenetos A, Gofas S, Verlaque M, Cinar M, Garcia Raso J, Bianchi C, Morri C, Azzurro E, Bilecenoglu M, Frogliola C, et al. 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterr Mar Sci*. 11(2): 381. <https://doi.org/10.12681/mms.87>