

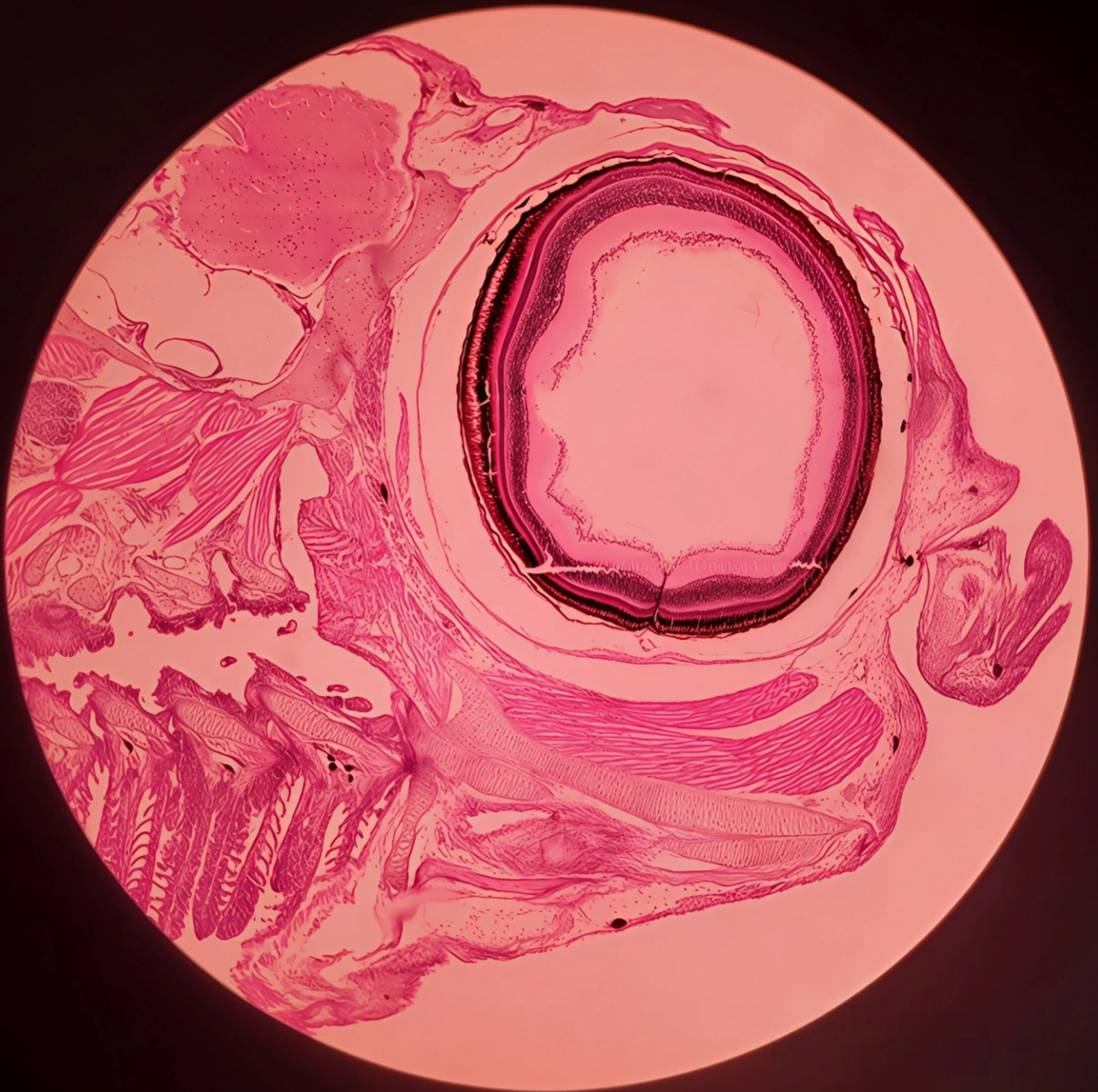
Revista Ciencias del Mar UAS



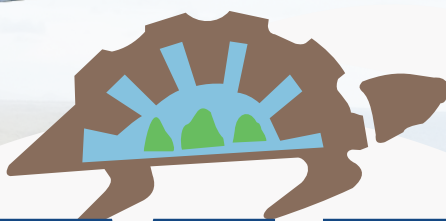
Julio - Septiembre 2025

Núm. 4 Vol.2

U N I V E R S I D A D A U T Ó N O M A D E S I N A L O A



ISSN (en trámite)



CIMAR

Revista

DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

En la portada del presente número se presenta la fotografía del corte transversal de un alevín (cría recién nacida de pez) que fue tomada con un microscopio óptico (10X). La técnica de tinción es hematoxilina-eosina-floxina. Está foto ganó el primer lugar en el concurso de fotografía realizado en la Facultad de Ciencias del Mar UAS, en el marco de la conmemoración del día mundial del medio ambiente y de los océanos, realizado el 4 de junio de 2025.

Esta fotografía es parte de los resultados de una tesis sobre histopatología de peces. La foto fue tomada por el estudiante de la Facultad de Ciencias del Mar UAS Edén Alejandro Rodríguez Vázquez y por las académicas M. en C. Selene María Abad Rosales y la Dra. Mayra Ixchel Grano Maldonado.



Número 4, Volumen 2, ISSN (en trámite)

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA



DIRECTORIO INSTITUCIONAL

- Dr. Jesús Madueña Molina
Rector
- M.C. Sergio Mario Arredondo Salas
Secretario Académico Universitario
- Dr. Manuel Iván Tostado Ramírez
Vicerrector de la Unidad Regional Sur
- Dra. Marcela de Jesús Vergara Jiménez
Directora General de Investigación y Posgrado
- Dr. Joel Cuadras Urias
Director General del Sistema Bibliotecario
- Dr. José Adán Félix Ortiz
Director Facultad de Ciencias del Mar
- Lic. Nidia Odette Santana Rodelo
Coordinadora de Revistas Académicas Universitarias-UAS

Comité Editorial

Dr. Martín Gabriel Frías Espericueta
Editor en jefe

Dr. Eugenio Alberto Aragón Noriega
Editor asociado

L.I. Nerika Azucena Benitez Pardo
Gestora de la Plataforma Editorial

Dr. David Arturo Delgado Esquivel
Corrector de Estilo

T.D.G. Ernesto Alfonso Chávez Aranguré
Diseño gráfico y maquetación

Editores por línea de investigación

Dr. Wenceslao Valenzuela Quiñones, Instituto Politécnico Nacional, México.
Desarrollo de sistemas para la producción sustentable de organismos acuáticos

Dr. Enrique Morales Bojórquez, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. México.
Aprovechamiento sustentable de recursos pesqueros

Dra. Ofelia Escobar Sánchez, SECIHTI-Universidad Autónoma de Sinaloa, México.
Manejo sustentable de ambientes costeros

Comité Científico

Dr. Just Tomas Bayle Sempere
Universidad de Alicante, España

Dr. Diego Lercari Bernier
Universidad de la República, Uruguay

Dr. Álvaro Javier Burgos Arcos
Universidad de Nariño, Colombia

Dr. Rodolfo Vögler
Universidad de la República, Uruguay

Dr. Hugo Arancibia Farías
Universidad de Concepción, Chile

Dr. Andrés Cisneros Montemayor
Simon Fraser University, EUA

Dr. Francisco Arreguín Sánchez
Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR), México

El Consejo Editorial de CIMAR UAS Revista Científica agradece las generosas colaboraciones realizadas por investigadores nacionales e internacionales pertenecientes a reconocidas universidades y centros de investigación que participaron como pares evaluadores.

ISSN (en trámite)

CINTILLO LEGAL

Revista Ciencias del Mar UAS, es una publicación trimestral editada por la universidad Autónoma de Sinaloa, a través de la Facultad de Ciencias del Mar, con el domicilio en Paseo Claussen S/N, Centro, 82000, Mazatlán, Sinaloa, México. Teléfono (669) 9828656. Editor responsable, Martín Gabriel Frías Espericueta. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo Núm. 04-2024-110712440500-102, ISSN: (en trámite).

Cada artículo es obra original del autor, donde son reflejadas sus ideas y apreciaciones; el Comité Editorial y la Revista "Ciencias del Mar UAS" no se hacen participantes de dicha postura, por lo consiguiente el autor de cada artículo/texto será considerado legalmente responsable. La revista Ciencias del Mar UAS rechaza cualquier reclamación legal proveniente por la reproducción parcial o total de la información, y de plagio en los trabajos publicados.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del Instituto Nacional del Derecho de Autor.



Cada manuscrito está bajo la licencia Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0) <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>.



CONTENIDO

EDITORIAL

NOTA CIENTÍFICA

Confirmación de la identidad del poliqueto *Amphinome rostrata* registrado en la Bahía de Banderas, Pacífico central mexicano, usando datos del gen mitocondrial 16S

Confirmation of the identity of the polychaete *Amphinome rostrata* recorded in Bahía de Banderas, central Mexican Pacific, using 16S mitochondrial gene data

7-21

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Who eats whom: Food webs in marine and brackish ecosystems

Quién se come a quién: Redes alimentarias en ecosistemas marinos y salobres

22-52

REVISIÓN CIENTÍFICA

Plásticos en peces marinos del Pacífico Oriental: una revisión

Plastics in Marine Fish from the Eastern Pacific: a Review

53-81

REVISIÓN CIENTÍFICA

Criopreservación en peces marinos

Cryopreservation in marine fish

82-93

REVISIÓN CIENTÍFICA

Probióticos en la acuicultura

Probiotics in Aquaculture

94-107

FE DE ERRATA

Especies de crustáceos comerciales en ecuador: un listado y observaciones generales

Commercial crustacean species of ecuador: a checklist and general remarks

108- 109



Nota

Científica

Confirmación de la identidad del poliqueto *Amphinome rostrata* registrado en la Bahía de Banderas, Pacífico central mexicano, usando datos del gen mitocondrial 16S

Confirmation of the identity of the
polychaete *Amphinome rostrata* recorded
in Bahía de Banderas, central Mexican
Pacific, using 16S mitochondrial gene data

latindex



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



1. Fabio G. Cupul-Magaña



0000-0003-3832-234X

Centro Universitario de la Costa,
Universidad de Guadalajara,
Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa,
Puerto Vallarta 48280, Jalisco México.

Autor de correspondencia: fabio.cupul@academicos.udg.mx



2. Eric Bautista-Guerrero



0000-0002-4975-1767

Centro Universitario de la Costa,
Universidad de Guadalajara,
Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa,
Puerto Vallarta 48280, Jalisco México.



3. Amaury Yael Almaraz-Llamas

Centro Universitario de la Costa,
Universidad de Guadalajara,
Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa,
Puerto Vallarta 48280, Jalisco México.



Confirmación de la identidad del poliqueto *Amphinome rostrata* registrado en la Bahía de Banderas, Pacífico central mexicano, usando datos del gen mitocondrial 16S

Confirmation of the identity of the polychaete *Amphinome rostrata* recorded in Bahía de Banderas, central Mexican Pacific, using 16S mitochondrial gene data

► RESUMEN

Amphinome rostrata (Pallas, 1766) es un gusano poliqueto con una distribución aparentemente cosmopolita. Fue registrado por primera vez en 2024 en la región de Bahía de Banderas, en el Pacífico central mexicano. La identificación de esos ejemplares se basó en características morfológicas de la carúncula y las branquias. En este estudio, la identificación taxonómica es validada mediante evidencia molecular. Específicamente, se realizó un análisis del gen mitocondrial 16S (ARNr) a partir de los ejemplares examinados en el estudio de 2024. Este análisis confirma la presencia de *A. rostrata* en la región, tal vez como una especie invasora con distribución disjunta, no continua, que incluye sitios de registro en el Pacífico occidental y oriental, Índico, golfo de México, mar Caribe, costa atlántica de Sudamérica, así como de la península Ibérica.

Palabras clave: Amphinomidae, especies cosmopolitas, marcador molecular 16S, Parque Nacional Islas Marietas.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

► ABSTRACT

Amphinome rostrata (Pallas, 1766) is a polychaete worm with a seemingly widespread distribution. The first documented instance of this species was recorded in 2024 at the Bahía de Banderas region, located in the central Mexican Pacific. The identification of these specimens was based on the morphology of the caruncle and branchiae. In this study, we employed a molecular approach to validate the taxonomic identification using molecular evidence. Specifically, we conducted an analysis of the mitochondrial gene 16S (ARNr) from specimens examined in the 2024 study. This analysis confirms the presence of *A. rostrata* in the region, as a potential invasive species with a disjunct distribution that includes recorded locations in the Western and Eastern Pacific, Indian Ocean, Gulf of Mexico, Caribbean Sea, Atlantic coast of South America, and the Iberian Peninsula.

Keywords: Amphinomidae, cosmopolitan species, 16S molecular marker, Islas Marietas National Park.

► INTRODUCCIÓN

Amphinome rostrata (Pallas, 1766) es un gusano poliqueto de la familia Amphinomidae (Yáñez-Rivera, 2009). Su distribución se ha considerado cosmopolita y su localidad tipo se encuentra en la bahía de Bengala, India (Borda, Kudenov, Bienhold, Rouse, 2012; Yáñez-Rivera, 2009; Yáñez-Rivera y Borda, 2021; GBIF Secretariat, 2023; Read y Fauchald, 2025). En México, la especie se ha registrado en el Caribe (Salazar-Vallejo, 1996; Borda et al., 2012) y, recientemente y por primera vez, se observaron ejemplares en la costa del Pacífico en la zona oceánica del Parque Nacional Islas Marietas, Bahía de Banderas, Nayarit (Cortés-Lara, Contreras-Durán, Cupul-Magaña, Cupul-Magaña, 2024). Cinco ejemplares adultos se recolectaron sobre la superficie de una maceta en flotación (esclerobiontes) por Cortés-Lara et al. (2024) y se identificaron como representantes de la especie *A. rostrata* (Fig. 1) por sus características morfológicas distintivas: prostomio pequeño,



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

carúncula en forma de corazón en el borde posterior, branquias arborescentes con el tronco principal dividido desde la base en múltiples ramificaciones, así como cuerpo segmentado, alargado y rectangular (Yáñez-Rivera, 2009; Liñero-Arana1 y Díaz, 2010; Harris, de León-González, Salazar-Vallejo, 2021; Yáñez-Rivera y Borda, 2021; Cortés-Lara et al., 2024).



Figura 1. Poliqueto esclerobionte *Amphinome rostrata* recolectado por Cortés-Lara et al. (2024) en las inmediaciones de la isla Redonda, Parque Nacional Islas Marietas en Bahía de Banderas, México. El ejemplar con talla aproximada de 45 mm y acompañado de crustáceos *Lepas anatifera*.

**OPEN ACCESS**

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

La distribución cosmopolita de *A. rostrata* (Yáñez-Rivera y Borda, 2021), aunada a la similitud con *A. vagans* (Savigny, 1822) por la forma de las ramificaciones branquiales, podrían generar dudas sobre su correcta identificación e invalidar el primer registro de avistamiento en la costa del Pacífico mexicano. De hecho, el uso de datos de secuencias nucleares y mitocondriales dentro del grupo de los anélidos acuáticos, es una herramienta utilizada de forma efectiva para delimitar especies (descripción de nuevas especies y confirmación de especies previamente descritas) y corroborar registros de distribución (Grosse et al., 2025).

Así, el objetivo de este trabajo es validar la identificación morfológica de *A. rostrata* registrada por Cortés-Lara et al. (2024), mediante análisis molecular usando el gen mitocondrial 16S (ARNr) obtenido de los ejemplares de poliquetos recolectados en Bahía de Banderas, y confirmar su presencia en el Pacífico central de México.

► MATERIALES Y MÉTODOS

El ADN genómico de dos ejemplares fijados en etanol al 98%, se extrajo con la técnica de precipitación de sales propuesta por Aljanabi y Martinez (1997). Los ejemplares fueron identificados por Cortés-Lara et al. (2024) como *A. rostrata* para Bahía de Banderas y depositados en la Colección de la Estación de Biología Chamela (EBCh) del Instituto de Biología de la Universidad Nacional de Autónoma de México (UNAM). Las secuencias parciales del gen mitocondrial 16S ARNr (~320 pb), se amplificaron con la técnica de reacción en cadena de la polimerasa (PCR) y con los cebadores 16sar (5'-CGC CTG TTT ATC AAA AAC AT-3') y 16sbr (5'-CCG GTC TGA ACT CAG ATC ACG T-3') diseñados por Palumbi et al. (2002). Los productos de la PCR se visualizaron en un gel de agarosa al 2% bajo luz ultravioleta y, las reacciones positivas resultantes se purificaron con el uso del kit Wizard SV sistema de limpieza de la PCR (Promega). Los amplicones purificados fueron enviados a MacroGen, Inc., empresa de análisis genéticos con sede en Seúl, Corea, para su secuenciación por el método Sanger.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Las dos secuencias obtenidas de ambas direcciones para cada uno de los individuos analizados (forward: F y reverse: R), se editaron y verificaron manualmente con el software Geneious Prime 2025.2.1 para obtener las secuencias consenso. Así, con el uso de la herramienta BLAST (Basic Local Alignment Search Tool), las secuencias consenso se compararon con secuencias conocidas de la base de datos en línea de secuencias del GenBank de la National Library Medicine del National Center for Biotechnology Information (NCBI) Database (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>; Tabla I, ver leyenda de Fig. 2), para verificar su similitud con especies emparentadas y realizar la búsqueda de secuencias genéticamente cercanas para el análisis de relaciones nucleotídicas. En este proceso no se incluyeron secuencias de *A. vagans* porque no existen en la base de datos del NCBI.

Posteriormente, se realizó un análisis de relaciones de nucleótidos entre las secuencias consenso obtenidas para las dos muestras de los ejemplares de Bahía de Banderas y las secuencias de especies de la subfamilia Amphinominae depositadas y descargadas de la base de datos del NCBI. La alineación de secuencias de ADN se realizó con CLUSTAL W utilizando el programa MEGA12 ver 12.0.9 (Kumar, Stecher, Suleski, Sanderford, Sharma, Tamura, 2024). Las regiones hipervariables con inserciones y deleciones se removieron del alineamiento previamente a la ejecución del análisis.

La alineación final de las secuencias se evaluó para determinar el mejor modelo de sustitución nucleotídica (GTR+G) de acuerdo con el programa JModelTest 2.0 (Posada, 2008). Se generó un árbol filogenético a partir de los métodos de máxima verosimilitud (ML) y Bayesiano (BI) con el uso de los programas MEGA12 ver 12.0.9 (Kumar et al., 2024) y Mr. Bayes 3.2 (Ronquist et al., 2012), respectivamente.

Los análisis de máxima verosimilitud (ML) se ejecutaron con 1000 réplicas bootstrap (Kumar et al., 2024) y la inferencia bayesiana se estimó con dos simulaciones Markov Chain Monte Carlo (MCMC) de más de 500,000 generaciones realizadas con muestreo cada 1000 generaciones (Ronquist et al., 2012). El valor de burnin adecuado se determinó examinando la desviación estándar de las frecuencias de división por debajo de 0.01. Se construyó un árbol consenso con una

**OPEN ACCESS**

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

regla de mayoría del 50% a partir de todas las generaciones muestreadas después del burnin y tras el descarte del 25% de las muestras originales. Por último, se obtuvieron distancias genéticas con el modelo Kimura (K2P) entre los ejemplares evaluados y las especies contenidas en los géneros *Amphinome*, *Cryptonome*, *Branchamphinome*, *Hermodice*, *Eurythoe*, *Hipponoe*, *Pherecardi*, *Pareurythoe* y *Paramphinome* con MEGA12 ver12.0.9 (Kumar et al., 2024). Para enraizar el árbol, se utilizaron especie del género *Chloeia* como grupo externo, pues al ser un género distinto incluido en la misma familia (Amphinomidae) y presentar distinta morfología, se aseguró su posición fuera del grupo interno al actuar como punto de referencia para inferir el ancestro común del grupo interno; además, otro criterio importante para la selección del grupo externo, fue la disponibilidad de datos de secuencias en el NCBI (Hillis, Allard, Miyamoto, 1993; Swofford, 2003). Las secuencias generadas en este estudio para los dos ejemplares registrados en la Bahía de Banderas, Pacífico central mexicano, se depositaron en el GenBank con los siguientes números de acceso: PV730333, Pv730334.

Tabla 1.- Matriz de distancias genéticas por pares (K2P) entre especies seleccionadas de Amphinominae, utilizando el gen 16S ARNr. Los valores de las distancias genéticas (K2P) están en negritas (diagonal inferior izquierda) y el error estándar estimado (diagonal superior derecha) sin negritas.

16S ARNr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1 <i>Amphinome rostrata</i> (PM)	-	0.000	0.000	0.029	0.033	0.023	0.043	0.044	0.045	0.037	0.053	0.036	0.055	0.061
2 <i>Amphinome rostrata</i> JN223398 (MED)	0.000	-	0.000	0.029	0.033	0.023	0.043	0.044	0.045	0.037	0.053	0.036	0.055	0.061
3 <i>Amphinome rostrata</i> JN086560 (MED)	0.000	0.000	-	0.029	0.033	0.023	0.043	0.044	0.045	0.037	0.053	0.036	0.055	0.061
4 <i>Cryptonome barbada</i> NC037947 (ATL)	0.154	0.154	0.154	-	0.029	0.022	0.044	0.036	0.041	0.033	0.053	0.030	0.044	0.062
5 <i>Cryptonome turcica</i> MH588299 (MED)	0.198	0.198	0.198	0.167	-	0.028	0.042	0.037	0.040	0.041	0.053	0.036	0.047	0.072
6 <i>Cryptonome conchava</i> JN086553 (MED)	0.114	0.114	0.114	0.124	0.156	-	0.044	0.038	0.044	0.036	0.051	0.038	0.044	0.060
7 <i>Branchamphinome kohsukai</i> MZ568464 (PN)	0.266	0.266	0.266	0.230	0.264	0.270	-	0.041	0.046	0.042	0.038	0.025	0.046	0.086
8 <i>Hermodice runcolata</i> MF503063 (ATL)	0.266	0.266	0.266	0.219	0.230	0.236	0.260	-	0.039	0.038	0.043	0.039	0.040	0.057
9 <i>Eurythoe complanata</i> KY972389 (?)	0.272	0.272	0.272	0.248	0.265	0.260	0.291	0.229	-	0.41	0.058	0.042	0.045	0.053
10 <i>Hipponoe gaudichaudi</i> JN086561 (MED)	0.218	0.218	0.218	0.198	0.271	0.218	0.259	0.236	0.304	-	0.057	0.037	0.043	0.058
11 <i>Pherecardi striata</i> MZ568463 (PN)	0.349	0.349	0.349	0.350	0.356	0.342	0.235	0.283	0.405	0.375	-	0.040	0.053	0.073
12 <i>Pareurythoe borealis</i> JN086559 (MED)	0.218	0.218	0.218	0.170	0.229	0.223	0.133	0.252	0.266	0.230	0.259	-	0.044	0.073
13 <i>Paramphinome jeffreystii</i> GQ478121 (?)	0.345	0.345	0.345	0.291	0.301	0.288	0.297	0.258	0.295	0.282	0.350	0.266	-	0.074
14 <i>Chloeia flava</i> JN086554 (MED)	0.410	0.410	0.410	0.396	0.478	0.393	0.542	0.372	0.422	0.387	0.482	0.464	0.480	-

Distribución: Pacífico central mexicano (PM), Mar Mediterráneo (MED), Atlántico (ATL), Pacífico Norte (PN), sin datos (?).
Referencias: 2) JN223398, 3) JN086560, 6) JN086553, 10) JN086561, 12) JN086559, 14) JN086554 en Borda et al. (2012); 4) NC037947 en Barroso et al. (2018); 5) MH588299 en Yokes et al. (2018); 7) MZ568464, 11) MZ568463 en Jimi, Hookabe, Tani, Yoshida, Imura (2021); 8) MF503063 en Seixas, Zanol, Toste, Paiva (no publicado); 9) KY972389 en Bernardino, Li, Smith, Halanych (2017); 13) GQ478121 en Zanol, Halanych, Struck, Fauchald (2010).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

▶ RESULTADOS

La reconstrucción filogenética con el gen 16S ARNr se analizó con 24 secuencias (302 bp seleccionadas, 166 sitios conservados, 136 sitios variables y 112 sitios parsimoniosamente informativos). Los análisis por el método BI y ML, fueron congruentes y ubicaron a los dos ejemplares de poliquetos analizados de Bahía de Banderas dentro de un subclado con buen soporte de rama (valor bootstrap = 98; valor posterior = 1.0; Fig. 2) con otros miembros del género *Amphinome* (Fig. 2).

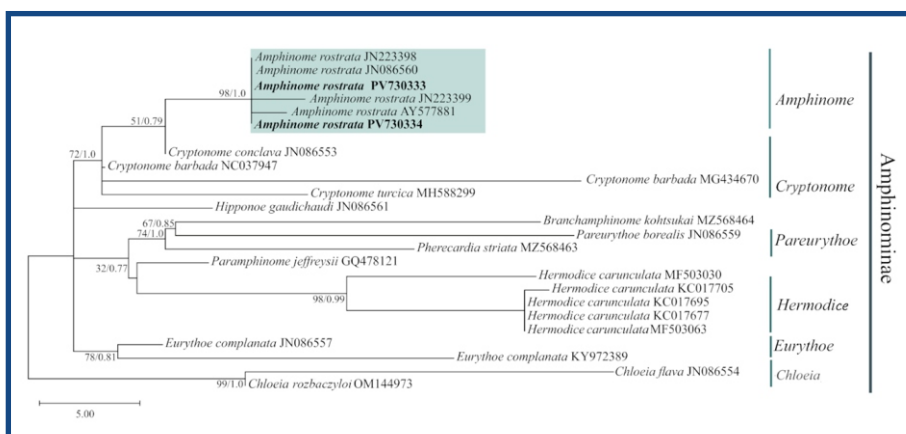


Figura. 2. Reconstrucción filogenética basada en el marcador mitocondrial 16S. Los valores de cada nodo corresponden a los bootstrap y a las probabilidades posteriores de los clados principales reconstruidos con el árbol de consenso estricto generado con los métodos ML y BI, respectivamente. El recuadro resaltado en la parte superior de la figura, corresponde al género *Amphinome* y a las secuencias de los ejemplares de la especie *Amphinome rostrata* registrada en Bahía de Banderas (estas últimas resaltadas en negritas). Los números de acceso de GenBank están ubicados después del nombre de cada taxón. La barra de escala, abajo a la izquierda, indica la distancia evolutiva. Referencias: JN223399, AY577881, JN086557 en Borda et al. (2012); MG434670 en Barroso et al. (2018); MF503063 en Seixas et al. (no publicado); KC017705, KC017695, KC017677 en Ahrens et al. (2013); OM144973 en Cañete, Romero, Easton, Mecho, Sellanes (2023).

Este subclado se conforma por secuencias de los dos ejemplares de la Bahía de Banderas (números de acceso: PV730333, PV730334), junto con cuatro ejemplares que, de acuerdo con la información contenida en el GenBank (entre paréntesis el número de acceso), corresponden a secuencias de ejemplares recolectados en el Farallón de Pájaros en las Islas Marianas (JN223398), en la North Stradbroke Island en Australia (JN086560), en Australia (AY577881) y en la playa mexicana de Xahuayxol, Quintana Roo (JN223399) (Fig. 2), todos ellos pertenecientes a la especie *A. rostrata*.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Adicionalmente, las distancias genéticas (K2P) calculadas con el gen mitocondrial 16S entre los grupos seleccionados de la familia Amphinomidae (Tabla I), evidencian una distancia genética de 0.000 ± 0.000 ($\pm$ es el error estándar estimado) entre todos los ejemplares de distintas regiones geográficas, todos ellos pertenecientes a la especie *A. rostrata*. Contrastantemente, todas las comparaciones intergenéricas demuestran que los ejemplares de *A. rostrata* son genéticamente distantes de los otros miembros pertenecientes a los géneros *Cryptonome*, *Branchamphinome*, *Hermodice*, *Eurythoe*, *Hipponoe*, *Pherecardi*, *Pareurythoe*, *Paramphinome* y *Chloeia*, con valores de distancia genética que oscilan entre $0.154-410 \pm 0.029-0.061$.

► DISCUSIÓN

La evidencia molecular (relaciones nucleotídicas y distancias genéticas) con el uso del marcador 16S ARNr, evidenció que los dos ejemplares de *A. rostrata* identificados para la Bahía de Banderas en el Pacífico central mexicano y los *A. rostrata* de las otras tres regiones geográficas utilizados en la comparación (islas Marianas, Australia y Quintana Roo), corresponden a la misma especie. Así, este resultado valida la identificación taxonómica realizada previamente para los ejemplares de la Bahía de Banderas, la cual únicamente se basó en la revisión de caracteres morfológicos (Cortés-Lara et al., 2024).

Por otro lado, la distancia genética de cero obtenida con el marcador genético utilizado (16S), es una indicación contundente de que las muestras analizadas pertenecen a la misma especie y corresponden a *A. rostrata*. Adicionalmente, el análisis de relaciones nucleotídicas con dos métodos distintos (BI y ML), formó un subclado de ejemplares que contenía a la especie *A. rostrata* de la Bahía de Banderas y de las otras tres regiones geográficas. Esta agrupación se recuperó en una politomía altamente emparentada con otras especies de poliquetos pertenecientes a los géneros *Cryptonome*, *Pareurythoe*, *Hermodice* y *Eurythoe*, todos ellos recuperados como grupos hermanos y contenidos dentro de un clado que corresponde a la subfamilia Amphinominae del orden Polychaeta.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Esta aproximación integrativa y validación de la identificación taxonómica, confirma la presencia de *A. rostrata* en el Pacífico central mexicano y la ampliación en su distribución disjunta, que incluye localidades dispersas en el Pacífico occidental y oriental, Índico, golfo de México, mar Caribe, costa atlántica de Sudamérica, así como de la península Ibérica. Y, de acuerdo con la definición de Blackburn et al. (2011), *A. rostrata* puede ser considerada como una especie invasora, pues sus representantes se dispersan (en este caso, flotando sobre una maceta), sobreviven y se reproducen en múltiples sitios a lo largo de un espectro más o menos amplio de hábitats y de área de distribución geográfica.

A pesar de la validación de la identificación molecular de la especie, aún se requiere confirmar si *A. rostrata* ha colonizado otros tipos de sustratos costeros o insulares en la región, pues los ejemplares de Bahía de Banderas se encontraron sobre una maceta a la deriva. Además, dada la similitud morfológica entre *A. rostrata* y *A. vagans*, será necesario realizar su delimitación tanto morfológica como molecular de ambas especies, o bien, demostrar que son sinónimas.

La relevancia de realizar una comparación con *A. vagans* es porque aunque la especie fue descrita originalmente para el Reino Unido, fue registrada por Chamberlin (1919) en un madero flotante frente a Acapulco, Guerrero, sitio ubicado a casi 760 km al sur de Bahía de Banderas, y cuya descripción de sus ramificaciones branquiales no se ha confirmado desde que Savigny las resaltó en 1822 (Yáñez-Rivera, 2009).

Además, los ejemplares juveniles de *A. vagans* recolectados por Chamberlin (1919) están depositados en las Invertebrate Zoology Collections del National Museum of Natural History (NMNH 19329: <http://n2t.net/ark:/65665/357df51c2-9089-4df9-b152-cce2192ea861>), pero registrados con el nombre de *A. rostrata*, pues fueron vueltos a identificar (se desconocen las anotaciones sobre la corrección del nombre) por Marian Hope Pettibone, una reconocida especialista en el grupo y curadora del NMNH (Anónimo, 2024). Así, hasta no confirmarlo, se supondría que el registro de los ejemplares de *A. rostrata* (antes *A. vagans*) recolectados el 14 de octubre de 1904 en Acapulco, Guerrero por Chamberlin (1919), sería el primero para El Pacífico mexicano y, el registro de Cortés-Lara et al. (2024) en la Bahía de Banderas, el segundo.

**OPEN ACCESS**

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



► AGRADECIMIENTOS

Al editor asociado y a quienes realizaron la revisión anónima del manuscrito por sus valiosos comentarios.

► LITERATURA CITADA

- Ahrens, J. B., Borda, E., Barroso, R., Paiva, P. C., Campbell, A. M., Wolf, A., Nugues, M. M., Rouse, G. W., & Schulze, A. (2013). The curious case of *Hermodice carunculata* (Annelida: Amphinomidae): evidence for genetic homogeneity throughout the Atlantic Ocean and adjacent basins. *Molecular Ecology*, 22(8), 2280–2291. doi: 10.1111/mec.12263
- Aljanabi, S. M., & Martinez, I. (1997). Universal and rapid salt-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques. *Nucleic Acids Research*, 25(22), 4692–4693. doi: 10.1093/nar/25.22.4692
- Anónimo. (2024). *Dr. Marian Pettibone discovered and described new forms of oceanic life*. https://womenshistory.si.edu/blog/dr-marian-pettibone-discovered-and-described-new-forms-of-oceanic-life/?utm_content=1751979201&utm_medium=social&utm_source=facebook
- Barroso, R., Kudenov, J. D., Halanych, K. M., Saeedi, H., Sumida, P. Y. G., & Bernardino, A. F. (2018). A new species of xylophilic fireworm (Annelida: Amphinomidae: Cryptonome) from deep-sea wood falls in the SW Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 137, 66–75. doi: 10.1016/j.dsr.2018.05.005
- Bernardino, A. F., Li, Y., Smith, C. R., & Halanych, K. M. (2017). Multiple introns in a deep-sea Annelid (*Decemunciger*: Ampharetidae) mitochondrial genome. *Scientific Reports*, 7, 4295. doi: 10.1038/s41598-017-04094-w



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011).** A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(7), 333–339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Borda, E., Kudenov, J. D., Bienhold, C., & Rouse, G. W. (2012).** Towards a revised Amphinomidae (Annelida, Amphinomida): description and affinities of a new genus and species from the Nile Deep-sea Fan, Mediterranean Sea. *Zoologica Scripta*, 41(3), 307–325. doi:10.1111/j.1463-6409.2012.00529.x
- Cañete, J. I., Romero, M. S., Easton, E. E., Mecho A., & Sellanes, J. (2023).** *Chloeia rozbaczyloi*, a new species of polychaete (Archinominae: Amphinomidae) and first record of the family for the Nazca Ridge, southeastern Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 199(2), 104–110. doi: 10.1016/j.dsr.2023.104110
- Chamberlin, R. V. (1919).** The Annelida Polychaeta of the Albatross Tropical Pacific Expedition, 1891–1905. *Memoirs of the Museum of Comparative Zoology, Harvard College*, 48, 1–514. doi: 10.5962/bhl.title.49195
- Cortés-Lara, M. C., Contreras Durán, C. U., Cupul-Magaña, A. L., & Cupul-Magaña, F. G. (2024).** Registro de invertebrados esclerobiontes, incluido el poliqueto anfinómido *Amphinome rostrata* (Pallas, 1766), en Bahía de Banderas, Pacífico central mexicano. *Revista Ciencias del Mar, UAS*, 1(2), 59–66.
- GBIF Secretariat (2023).** *Amphinome rostrata* (Pallas, 1766). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2025-05-29. <https://www.gbif.org/es/species/5197001>.
- Grosse, M., Nygren, A., Meißner, K., Struck, T., Kongsrud, J. A., Alvestad, T., Bakken, T., Pons, J., & Capa, M. (2025).** Molecular investigation of the diversity of Cirratulidae (Annelida) doubles the number of known species in European waters. *Zoologica Scripta*, 0, 1–12. doi: 10.1111/zsc.12729



- Harris, L. H., de León-González, J. A., & Salazar-Vallejo, S. I. (2021).** 2. Morfología, métodos, clave para familias y clasificación. En J. A. de León-González, J. R. Bastida-Zavala, L. F. Carrera-Parra, M. E. García-Garza, I. Salazar-Vallejo, V. Solís-Weiss, & M. A. Tovar-Hernández (Eds.), *Anélidos marinos de México y América Tropical* (pp. 9–39). Monterrey, Nuevo León: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Hillis, D. M., Allard, M. W., & Miyamoto, M. M. (1993).** [34] Analysis of DNA sequence data: phylogenetic inference. *Methods in Enzymology*, 224, 456–487. doi: 10.1016/0076-6879(93)24035-S
- Jimi, N., Hookabe, N., Tani, K., Yoshida, R., & Imura, S. (2021).** The phylogenetic position of *Branchamphinome* (Annelida, Amphinomidae) with a description of a new species from the North Pacific Ocean. *Zoological Science*. 39(1), 99–105. doi: 10.2108/zs210051
- Kumar, S., Stecher, G., Suleski, M., Sanderford, M., Sharma, S., & Tamura, K. (2024).** MEGA X: Molecular evolutionary genetic analysis version 12 for adaptive and green computing. *Molecular Biology and Evolution*, 41, 1–9. doi: 10.1093/molbev/msy096
- Liñero-Aranal, I., & Díaz, Ó. (2010).** Amphinomidae y Euphrosinidae (Annelida: Polychaeta) de la costa nororiental de Venezuela. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38(1), 107–120. doi: 10.3856/vol38-issue1-fulltext-10
- Palumbi, S. R., Martin, A., Romano, S., McMillan, W. O., Stice, L., & Grabowski, G. (2002).** The Simple Fool's Guide to PCR, version 2.0. University of Hawaii: Honolulu, HI. https://stacks.stanford.edu/file/druid:yh393jm6703/Simple_Fool%27s_Master%20PCR.pdf
- Posada, D. (2008).** jModelTest: phylogenetic model averaging. *Molecular Biology and Evolution*, 25(7), 1253–1256. doi: 10.1093/molbev/msn083



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



- Read, G., & Fauchald, K. (2025).** World Polychaeta Database. *Amphinome rostrata* (Pallas, 1766). World Register of Marine Species (WoRMS). <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=129825>
- Ronquist, F., Teslenko, M., van der Mark, P., Ayres, D. L., Darling, A., Höhna, S., Larget, B., Liu, L., Suchard, M. A., & Huelsenbeck, J. P. (2012).** MrBayes 3.2: Efficient bayesian phylogenetic inference and model choice across a large model space. *Systematic Biology*, 61(3), 539–542. doi: 10.1093/sysbio/sys029
- Salazar-Vallejo, S. I. (1996).** Lista de especies y bibliografía de poliquetos (Polychaeta) del gran Caribe. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 67(1), 11–50.
- Swofford, D. L. (2003).** *PAUP*. Phylogenetic analysis using parsimony (*and Other Methods). Vers. 4d10*. Sinauer: Sunderland.
- Yáñez-Rivera, B. (2009).** 7. Amphinomidae Savigny in Lamarck, 1818. En J. A. de León-González, J. R. Bastida-Zavala, L. F. Carrera-Parra, M. E. García-Garza, A. Peña-Rivera, S. I. Salazar-Vallejo, & V. Solís-Weiss (Eds.), *Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Tomo I* (pp. 77–87). Monterrey, Nuevo León: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Yáñez-Rivera, B., & E. Borda (2021).** 8. Amphinomidae Savigny in Lamarck, 1818. En J. A. de León-González, J. R. Bastida-Zavala, L. F. Carrera-Parra, M. E. García-Garza, I. Salazar-Vallejo, V. Solís-Weiss, & M. A. Tovar-Hernández (Eds.), *Anélidos marinos de México y América Tropical* (pp. 105–119). Monterrey, Nuevo León: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Yokes, M. B., Andreou, V., Bakiu, R., Bonanomi, S., Camps, J., Christidis, G., Crocetta, F., Giovos, I., Gori, A., Juretic, T., Karhan, S. Ü., Katsanevakis, S., Kytinou, E., Langeneck, J., Lipej, L., Maximidi, M., Michailidis, N., Mitsou, E., Nicolaidou, A., Petovic, S., Prado, P., Santin, A., Teneketzis, K., Thasitis, I., Tirelli, V., Trkov, D., Troplini, E., Tsiamis, K., & Vannucci, A. (2018).** New Mediterranean Biodiversity Records (November 2018). *Mediterranean Marine Science*, 19(3), 673–689.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Zanol, J., Halanych, K. M., Struck, T. H., & Fauchald, K. (2010).
Phylogeny of the bristle worm family Eunicidae (Eunicida, Annelida) and the phylogenetic utility of noncongruent 16S, COI and 18S in combined analyses. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 55(2), 660–676. doi: 10.1016/j.ympev.2009.12.024



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Artículo Científico

Who eats whom: Food webs in marine and brackish ecosystems

Quién se come a quién: Redes alimentarias en ecosistemas marinos y salobres

latindex



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



1. Jesús M. Quintero-Alvarez

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
Universidad Nacional Autónoma de México.
Unidad Académica. Mazatlán, Sinaloa.

Autor de correspondencia: jesusmanuel45@hotmail.com



2. Felipe Amezcua-Martínez

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,
Universidad Nacional Autónoma de México,
Joel Montes Camarena s/n, Mazatlán 82040.
Mazatlán, Sinaloa, México

**Who eats whom: Food webs in marine
and brackish ecosystems**

**Quién se come a quién: Redes alimentarias en
ecosistemas marinos y salobres**

► ABSTRACT

The objective of the present review was to show a brief panorama of how food webs are built up in nature and realize the impact of heavy metals into the food web. Pointing out the most common stable isotopes used to study the trophodynamics in natural marine and brackish ecosystems. Evidencing primary producers, primary consumers, secondary consumers and tertiary consumers as steps of food web and it is respective carbon and nitrogen stable isotopic firm. We review some evidence of metal poisoning impacting in public and human health, particularly in methyl-mercury chemicals for cadmium and lead species on food webs. This review considered at least 60 scientific papers from around the world and some other papers written in Mexico to produce the present manuscript. Despite good advances on Trophic Ecology, even there is a gap in the knowledge of transfer of heavy metals in Food Webs. Both techniques: Stable Isotopes analysis and stomach content analysis play a key role for the well understanding of trophic dynamics in food webs.

Keywords: Food Web, Carbon, Nitrogen, Isotopes, Heavy Metals.

► RESUMEN

El objetivo de esta revisión fue presentar un breve panorama de cómo se construyen las redes tróficas en la naturaleza y comprender el impacto de los metales pesados en ellas. Se destacaron los isótopos estables más comunes utilizados para estudiar la trofodinámica en ecosistemas marinos y salobres naturales. Se identificó al productor primario, al consumidor primario, al consumidor secundario y al consumidor terciario como etapas de la red trófica y sus respectivos isótopos estables de carbono y nitrógeno. Se revisaron algunas evidencias de envenenamiento por metales que impactan la salud pública y humana, particularmente en la presencia de metilmercurio en especies de cadmio y plomo en las redes tróficas. Esta revisión consideró al menos 60 artículos científicos de todo el mundo y algunos otros escritos en México para producir este manuscrito. A pesar del avance en ecología trófica, aún existe una brecha en el conocimiento sobre la transferencia de metales pesados en las redes tróficas. Ambas técnicas, el análisis de isótopos estables y el análisis del contenido estomacal, desempeñan un papel clave para comprender la dinámica trófica en las redes tróficas.

Palabras clave: Red alimentaria, carbono, nitrógeno, isótopos, metales pesados

► INTRODUCTION

Remembering our science classes on elementary school, teachers taught us about how animals are involved into a food web, i.e. Primary producers (green plants: phytoplankton), primary consumers (snails, crabs, worms), Third consumers (birds) and fourth consumers (humans), and explained us the fact of who eats whom in the simplest way. In this elemental view, teachers explained how the energy is transferred to upper predators. However, this vision is not well integrated due to ecological complexity about and how species obtain its food according to predatory guild (Feeding habits).

Both, plants and animals must obtain their food for survival. Green plants and phytoplankton are well known for producing their own food using sun, water and carbon dioxide from atmosphere and nutrients in a

biochemical process called Photosynthesis (Bassham et al., 1950). For this reason, plants and phytoplankton are labeled as Primary producers. For the other hand, organisms which do not create their own food and must eat green plants or animals (preys), are called consumers (Polis et al., 1997). Animals which feed on plants exclusively are called herbivores (Kendall et al., 2009) and carnivores are those animals which feed on other animals (preys) (Polis et al., 1997). Finally, animals which feed on plants and animals belong to omnivorous feeding habits (González-Bergonzoni et al., 2012) There is a particular feeding guild: decomposer animals feed on dead organisms or organic wastes from the upper layers becoming its food for survival (Haimi, 2008).

I. Basics on Ecological Hierarchy:

On nature, phytoplankton is the primary producer and zooplankton feed on phytoplankton and decomposer (bacteria) feed on both: phytoplankton and zooplankton. In this way this ecological-trophic relationship is named Food chain (Pimm et al., 1991). Wherein the transferring of energy is in one ascending way; from the base of food web to upper trophic levels or top predator (Pimm et al., 1991, Jaramarini et al., 2009, Soto-Jiménez et al., 2011).

The simplest vision of a food web in nature is composed by, primary produces such phytoplankton, green plants, seston, detritus which transfer the chemistry energy to primary consumers: zooplankton, bivalves, and snails. The transfer of nutrients (carbon and nitrogen) is a vector for pollutants to access to food web at same time as predator feed on preys. This trophodynamic is evidence in all the upper predators sit on the food web. Carbon, Nitrogen, Oxygen, and Hydrogen are essential elements to support live in the ocean and nutrition requirements by predator are satiated predating from small preys in the food web. This simple way to explain the food web is evidenced in Fig.1. Showing Who eats whom.

However, Ecology in food web has developed explanations on the way of how nutrients are transfer not only in a one ascending way. Zetina-Rejón et al., (2003) explains deeply in his paper the trophic relationships among species, involving benthic and pelagic species whose interact in the food web, and subsequently how is energy transfer to bottom chain to

pelagic food web. Omnivore species are ubiquitous due are present in both benthic and pelagic food web apportioning nutrients and dissolved particles to water column and settling down to bottoms wherein other species are supported by this waste natural budget.

For the other hand, marine and brackish environments food webs are made up at least 2 food chains (i.e. benthic and pelagic food chain) wherein trophodynamics interactions are even more complex (Mendoza-Carranza et al., 2016, Soto-Jiménez et al., 2011, Muro-Torres et al., 2019).

Therefore, food webs are composed of interconnecting different food chains (Zetina-Rejón et al., 2003). Most communities include various populations of producer organisms which are eaten by any number of consumer populations (Mendoza-Carranza et al., 2016). The crabs, for instance, are consumers as well as decomposers. Crabs will eat dead or living organisms. A secondary consumer may also eat any number of primary consumers or producers (Campbell et al., 2021).

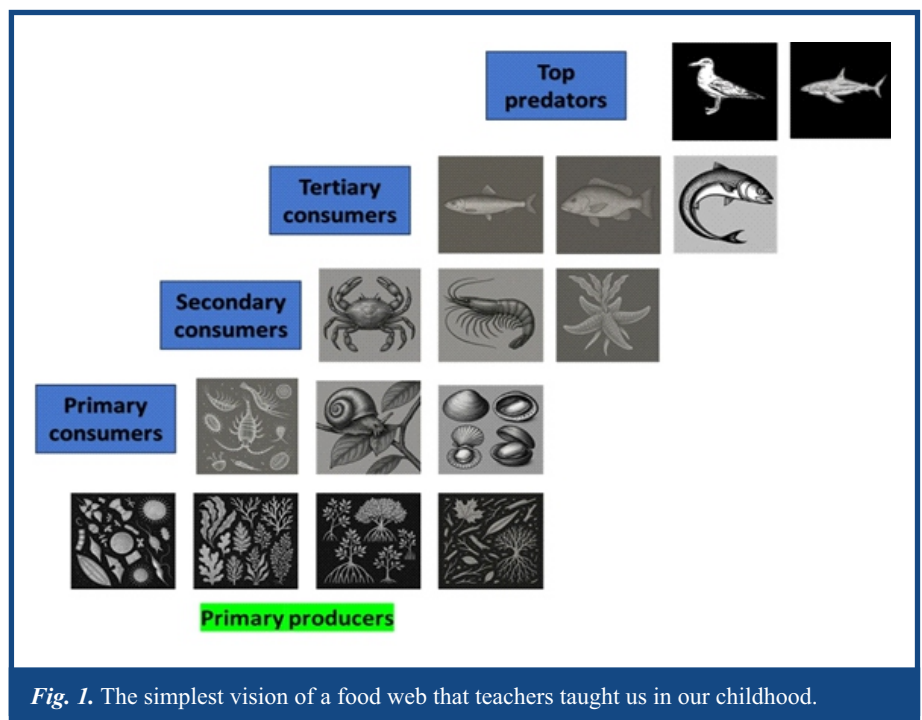
II. How is energy transferred to a food web?

Nutrients are transferred in a food web by photosynthetic process, predation, or grazing on green plants or detritus. (Pimm et al., 1991). At the same time, pollutants are transferring ad or absorbed form into the diets for predator (Wang, 2002). It is well documented transfer of nutrient and pollutants in food webs, for instance, biomagnification of mercury (Hg) (Liu et al., 2019, Jara-Marini et al., 2011, Chen et al., 2016, Valladolid-Garnica et al., 2023, Li et al., 2024) or Biodilution of Lead (Pb) in artificial and natural Food chain. (Cui et al., 2011, Soto-Jiménez et al., 2011, Chen et al., 2016, Ga et al., 2021, Hu et al., 2021, Liu et al., 2022, Reyes-Márquez et al., 2022, Zheng et al., 2023, Li, et al., 2024).

Understanding the trophic dynamic in food web is required to define the trophic position of a living organism. The trophic position refers to how predators obtain their energy in the ecological hierarchy (Post, 2002). Trophic position #1 belongs to primary producers and according to stomach content analysis and stables isotopes it is possible to locate the predator species in the food web (Post, 2002).

In a food web, the energy is transferred from the base of the carbon and nitrogen sources to upper trophic levels, and not only in a unidirectional way, according to feeding habit this energy it may be imported to other food chain (pelagic chain) or to a bottom chain and vice versa, producing the benefit of importation and exportation of nutrients (Bottom-up and Top- Down effect) (Vidal & Murphy 2018).

In this ecological hierarchy, the energy is lost in each trophic level in two forms: first by producing heat and growth, and second, by digestion of the food.



Past decades research focus on digestion rates in some organisms; (it is time for complete degradation by stomach acids), assimilation of nutrients and evacuation rates to understand the trophic transfer in aquatic ecosystems (Wang, 2002). Despite good efforts, not all rates are the same for the rest of organisms and discrepancies are observed by size, feeding habitat, gonadal development, and age in species. It is worth noting that not only nutrients and energy flow through trophic level in food web.

Some pollutants act as opportunist agents taking the same route of nutrients transferring through food webs occasioning deleterious effects in upper predators including in humans. It is well documented in Zebrafish effects as oxidative stress, tissues swelling and kidney disruption due to heavy metals included in diets (Bhagat et al., 2020).

Some terms such as Bioconcentration, bioaccumulation, biodilution and biomagnification are associated with trophic transfer in food webs (see Glossary), and refers to concentrate pollutant from abiotic fraction: sediment and water, or predating some preys. It has been reported some events of biomagnification affecting human health (biomagnification of Hg) (Harada, 1995, Chen et al., 2016, Jara-Marini et al., 2011, Yokoyama, 2018, Liu, et al., 2019, Wang 2002, Li et al., 2024) and in better scenarios biodilution or reduction in the concentration of contaminants through food web (Soto-Jiménez et al., 2011, Ga et al., 2021, Hu et al., 2021, Liu et al., 2022, Reyes-Márquez et al., 2022, Zheng et al., 2023, Li et al., 2024).

III. Case of Studies by Biomagnification of methyl Mercury and Cadmium poisoning

There is bruising evidence of pollutants biomagnification in food webs (Harada 1995, Chen et al., 2002, Yokoyama, 2018, Liu, et al., 2019, Jara-Marini et al., 2011, Wang 2002, Li et al., 2024).

However just a few have documented the impact on human health. A sadness case was in Minamata Japan, wherein Chisso corporations produced acetaldehyde compounds and spilled waste effluents enriched of methylmercury to bay. Plants, crabs, snails, and fish were contaminated through the food web and reached humans (apex predators) by ingesting these kind of polluted protein sources (Harada, 1995, Yokoyama, 2018). Being Methyl mercury is the most commonly chemical form to be biomagnified in food web (Bloom 1992, Jara-Marini et al 2011).

Some toxic effects by Hg poisoning were: convulsions, salivating, difficulty walking, speech problems, fetal mortality, coma and serious affection in central nervous system (Yokoyama, 2018).

Early year, Iraq import seed polluted by mercury and as consequence 500 persons passed away at least and 6,500 went into hospital with similar symptoms by Hg poisoning (Jernelöv, 1976).

Another case of study by biomagnification of Cd in nature was the Itai-itai disease, was observed in patient were expose to Cd enrichment rice, and some toxic effects were osteomalacia and osteoporosis and cancer (Friber et al., 1971). The disruption in Ca metabolism caused painful fractures accompanied by severe bone pain and renal tubular disfunction. (Friber et al., 1971). Similarly, Cd poisoning was documented by Aoshima (2016) with similar symptoms in intoxicated patients.

Recently on December 1999, 410 patients were officially diagnosed or suspected of having Itai-itai disease (Friber et al., 1971, Nogawa, 1996, Aoshima, 2012) Since then, 380 patients have died of the condition; 85 of these patients underwent autopsies performed in Toyama University Hospital (Kitagawa, 2002). As recently as 2000, 20 new cases (1 man and 19 women) were officially recognized by the local government of Toyama. (Aoshima, 2012) These cases reflect a large Cd body burden originated from past environmental Cd exposure by the contaminated Jinzu River in Toyama, Japan (Nishijo et al., 2017).

For these experiences, it is very important to know how food webs are built up, and which species are involved in, and determinate the path of a pollutant takes out to reach upper trophic levels in order to understand process of biomagnification or biodilution in food webs. In order to evaluate this phenomenon is important to determine TP by stables isotopes and stomach content to build the food web up.

IV. Stables isotopes and Food webs.

Definition:

Are atoms of the same element, however, is different only in the number of neutrons in the nuclei of these atoms. This fact is illustrated in Fig. 2. Wherein N isotopes differ in the total content of neutron in each one isotope (i.e. $\delta^{14}\text{N}$: 7 neutrons, $\delta^{15}\text{N}$: 8 neutrons, $\delta^{16}\text{N}$: 9 neutrons).

Almost all elements in nature are stable, but there are some exception U^{235} , U^{238} , To^{232} K^{40} , Cd^{113} , CD^{109} and others. The most commonly light stable isotopes used as tracers in trophic ecology research are:

Carbon: ^{12}C and ^{13}C (Nier, 1950)

Nitrogen: ^{14}N and ^{15}N

Oxygen: ^{16}O , ^{17}O , ^{18}O .

Sulphur: ^{32}S , ^{33}S , ^{34}S , ^{36}S .

Hydrogen: ^1H , ^2H .

Fry et al (2006) reviews in his book the basis of Carbon and Nitrogen stable isotopes for your knowledge.

Isotope Notation and Measurement

Stables isotopes have their own special notation. The δ values denote a difference measurement made relative to standards during analysis:

$$\delta^{\text{H}}\text{X} = \left[\left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} - 1 \right) \right] * 1000 \quad \textbf{Formula 1}$$

Wherein:

H: Heavy isotope signal

X: Carbon or Nitrogen isotopic signal

R_{Sample} : Ratio of light/heavy isotope

R_{Standar} : Quotient for Carbon or Nitrogen standards.

The standards used for the isotopic composition are: PeeDee Belemnite (PDB) for Carbon and Nitrogen Air for Nitrogen. The Quotient for light carbon/heavy carbon and light nitrogen/Heavy nitrogen are 0.011180 and 0.0036765 respectively (Fry, 2006). This data is used in the formula 1 above mentioned to solve delta value up in the calculi.

Both ratios of ^{12}C and ^{13}C and ^{14}N , and ^{15}N are used to identify carbon sources in the food web, being autochthonous or allochthonous, the origin of carbon source (Doi, 2009).

Stable isotopes are excellent option as environmental tracers and there are a range of exciting applications of stable isotopes in environmental research particularly on trophodynamics in food webs. There is considerable interest in using stables isotopes particularly those of nitrogen and carbon, to evaluate the structure and dynamics of ecological communities Peterson and Fry 1987, Kling et al. 1992, France 1995, Vander Zander et al. 1999, Postet al. 2000).

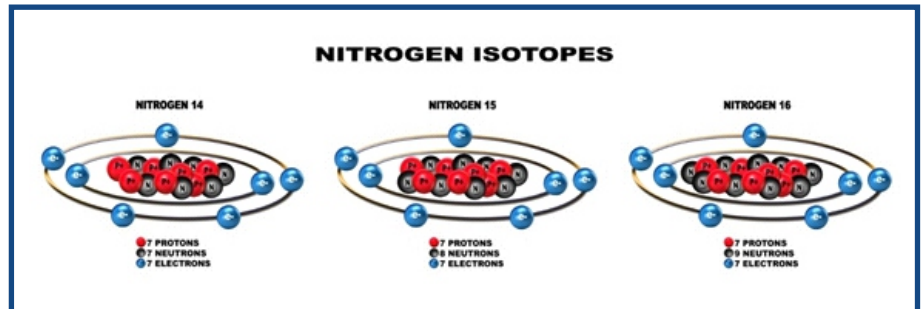


Fig.2. Nitrogen isotopes ^{16}N , ^{15}N , ^{14}N shown differ on the number of neutrons in nucleus of their atoms.

One advantage of using stable isotope techniques is that they combine benefits of both the trophic-level and food web paradigms in food web ecology (Fry, 2006, Post, 2002). Many studies use trophic levels because they are simple to define, characterize the functional role of organisms, and facilitate estimates of energy or mass flow through ecological communities (Hairston and Hairston 1993, Jara-Marini et al., 2009, Soto-Jiménez et al., 2011).

In contrast, food webs capture the complexity of trophic interactions in ecological communities, but are time-consuming to construct, often subjective in their resolution and scope (Post, 2002), and typically hold all trophic links to be of equal importance, which makes them ineffectual for tracking energy or mass flow through ecological communities (Hairston & Hairston 1993, Polis & Strong 1996, Persson et al., 1999, Vander Zanden and Rasmussen 2001, Post, 2002).

Stable isotope techniques can provide a continuous measure of trophic position that integrates the assimilation of energy or mass flow through all the different trophic pathways leading to an organism (Post, 2002). Stable isotopes have the potential to simultaneously capture complex interactions, including trophic omnivore guild and tracking energy or mass flow through ecological communities (Peterson and Fry 1987, Kling et al. 1992, Cabana and Rasmussen 1996).

The ratio of stable isotopes of nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) can be used to estimate trophic position because the $\delta^{15}\text{N}$ of a consumer is typically enriched by 3–4‰ relative to its diet (DeNiro & Epstein 1981, Minagawa & Wada 1984, Peterson & Fry 1987). In contrast, the ratio of carbon isotopes ($\delta^{13}\text{C}$) changes just a few (1‰) as carbon moves through food webs

(Rounick & Winterbourn 1986, Peterson & Fry 1987, France & Peters 1997) and, therefore, typically can be used to evaluate the ultimate sources of carbon for an organism when the isotopic signature of the sources are different (DeNiro & Epstein 1981, Minigawa & Wada 1984, Peterson & Fry 1987).

V. Trophic position (TP) using Carbon and Nitrogen Isotopes

According to Hobson & Welch (1992). The simplest model for estimating the Trophic Position (TP) of a secondary consumer is:

$$TP = \lambda + (\delta^{15}N_{\text{secondary consumer}} - \delta^{15}N_{\text{base}}) / \Delta_n \quad \text{Formula 2}$$

Wherein:

λ : is the trophic position of the organism used to estimate $\delta^{15}N_{\text{base}}$ (e.g., $\lambda = 1$ for primary producers)

$\delta^{15}N_{\text{secondary consumer}}$: is the isotopic sign recorded in muscle predator

$\delta^{15}N_{\text{base}}$: isotopic sign of potential prey

Δ_n : is the enrichment or fractionation in $\delta^{15}N$ per trophic level (3.49‰.)

In general, consumers are enriched in the heavier isotope (more positive in $\delta^{15}N$ signal) relative to their food resource (Post, 2002, Fry, 2006). Because these isotopes are assimilated into an organism's body over time, they provide a more quantitative measure of resource use over time than other techniques such as gut content analysis or direct observation, which produce only a snapshot of what the organism most recently consumed (Hobson & Welch 1992, Post, 2002, Fry, 2006).

VI Fractionation:

The simplest way to understand fractionation process is a modification in Carbon and Nitrogen stable signal recorded in tissues of predators (Hobson & Welch 1992, Post, 2002, Fry, 2006).

Once the organisms feed on another, -Carbon and Nitrogen are incorporated into the tissue predators-, displaying an increase in Carbon and Nitrogen signal in predator compared to its diet. Being in the range of 1.5‰ for Carbon and 3.0 to 4.0‰ for Nitrogen isotopic signal (Vander Zander & Rasmussen, 2001).

This increase in the isotopic signs allows us to build the food web up. Increasing the nitrogen signal as increase the trophic level in the food

web (Vander Zander & Rasmussen 2001, Post, 2002, Fry, 2006). This makes the nitrogen isotopes particularly useful in interpreting where an organism sits in the trophic structure of an ecosystem. Given the Nitrogen enrichment between trophic levels, an organism highly enriched in relation to basal food sources is likely to be higher in the food chain than herbivores (which feed directly on the plants) or omnivores (which feed on both plant and animal matter). Carbon isotopes are used to identify autotrophic sources which support the whole ecosystem, nitrogen isotopes are used to identify the trophic levels of the ecosystem (Hobson & Welch 1992, Post, 2002, Fry, 2006).

Relative enrichment with increasing trophic level often allows a better interpretation of dietary relationships than gut-content analysis alone because isotope ratios record material that is actually assimilated (Adams & Sterner, 2000).

Stable isotopes are becoming a standard analytical tool in food web ecology. Differences in carbon and nitrogen isotope ratios between consumers and their diet provide information on energy flows, nutrient sources, and trophic relationships. Typically, carbon provides information on the primary energy source (e.g. benthic vs. pelagic photosynthesis), while nitrogen allows discrimination among trophic levels (Post 2002).

In figure 3. We used carbon and nitrogen stable isotopes to draw the food web in a lagoonal-sturine system in the Gulf of California. We analyzed primary producers (phytoplankton and macroalgae), primary consumers, Secondary consumers and tertiary consumers in order to realize how is structured the food web in our sampling location.

The carbon and nitrogen signals ranges for Primary producers (Phytoplankton, macroalgae: *Caulerpa* spp, *Gracilaria vermiculophylla*) from -20.85 ± 1.93 to -19.78 ± 1.93 and 6.5 ± 1.76 to 7.77 ± 0.99 respectively.

Followed by primary consumers (Zooplankton, Bivalves: *Crassostrea cortiziensis* and *Mytella strigata*, snail: *Litorinna pintado* and worm: *Streblospio benedecti*) with carbon signal of -23 ± 0.8 to -20.12 ± 1.25 . In the case of nitrogen isotopes; is possible to observe a substantial increase in nitrogen signal compare to Primary producers (mean value from 7.01

to 10.58) indicating the process of fractionation by predator and elucidating the second trophic level. (Fig. 3)

Some secondary consumers were collected (shrimp: *Penaeus vannamei*, Blue Crab: *Callinectes sapidus* and hermit Crab: *Petrochirus californiensis*) carbon and nitrogen stable isotopes values range from -21.18 ± 0.20 to -14.70 and 12.80 ± 0.20 to 16.50 ± 0.20 for nitrogen isotopic value. Similarly to low trophic levels, nitrogen isotopic signal increase from (10.58 to 15.04) elucidating an upper trophic level compared to secondary consumers. Same tendency was observed for tertiary consumers (*Acchirus mazatlanus*, *Cyclopseta querna*, *Isophistius remifer*, *Pomadasys branickii*) Carbon and Nitrogen values of -16.37 ± 1.12 and -14.87 ± 0.70 and 15.21 ± 0.33 to 18.78 ± 0.30 respectively (Fig. 3).

Using formula 2 by Hobson & Welch (1992), it was possible to determinate the trophic level wherein species sit on the food web. Trophic level 1 corresponding to primary producers followed by trophic position 2, for primary consumers. In the case of secondary consumer was possible to find TP of 3.58 to 3.90. Finally, the highest TP was found in tertiary consumers (TP of 3.5 to 4.57). Being *Pomadasys branickii* the top predator under this scenario analyzed by carbon and nitrogen isotopes.

It is worth to mention, this study did not count with stomach content to describe the potential prey in each predator, using both vegetable and animal tissues was possible to elucidate the food web. However, integrating the whole vision of stable isotopes and stomach content would be possible to construct a robust view of food web and notice who eats whom in nature.

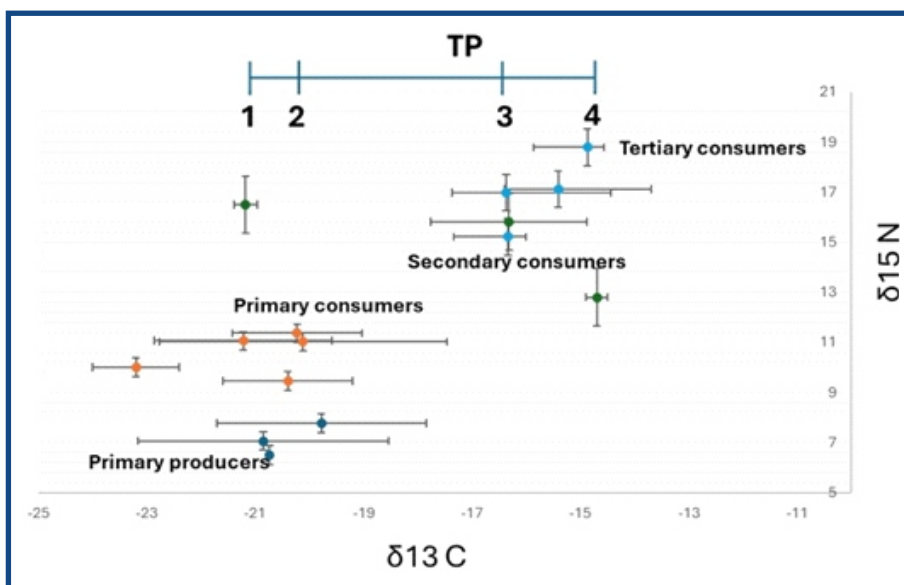


Fig. 3. Range of ^{13}C and ^{15}N for marine organisms of an estuarine system according to an isotopic trophic position equation (Hobson & Welch 1992), 3.4‰ of ^{15}N enrichment was used.

Both C and N stable isotopes and stomach full content analysis will provide real insight of how biota are interconnected by ecological nodes developed by feeding habits. However, this is not enough, so far, we have recognized the structure of food web, another issue is determining which dietary nitrogen source is the predominant in a predator considering abiotic (Dry and rainy season, salinity, temperature) and biotic (age, size, gender) factor in food transfer. In order to solve this dilemma, some lineal equations are used for this purpose (Moore & Semmens, 2008, Phillips et al., 2014).

VII. Mixing models method for determination of source proportion.

Almost all predators are opportunistic predators and sometimes they might change their source of protein (preys) according to their seasonal availability, abundance and shortage (Fry, 2006). Some crustaceans, fish, and birds may have at least 2 sources of protein when they feed on them (Moore & Semmens, 2008, Phillips et al., 2014). And as a consequence, both ^{13}C and ^{15}N isotopic signals are incorporated into edible tissue of predator (Pry, 2006, Phillips et al., 2014). In the past, we could infer the diet by stomach content analysis, actually it is possible to determine which source in predator is more significant according to isotopic signals of Nitrogen sources using some lineal equations (Phillips et al., 2014, Moore & Semmens, 2014).

The Mixing models are mathematical lineal equations used to determine the proportional contribution of sources to a predator. And allow to calculate the proportion of sources as food to a predator which feed on them (Phillips et al., 2014, Moore & Semmens, 2014).

Assuming a ^{15}N fractionation of 3.4‰ and using a mixing model program MixSir (Moore & Semmens, 2014) is possible to determinate the relative proportion (per cent) for each dietary source of any predator assuming the fact that predator is feeding of these sources.

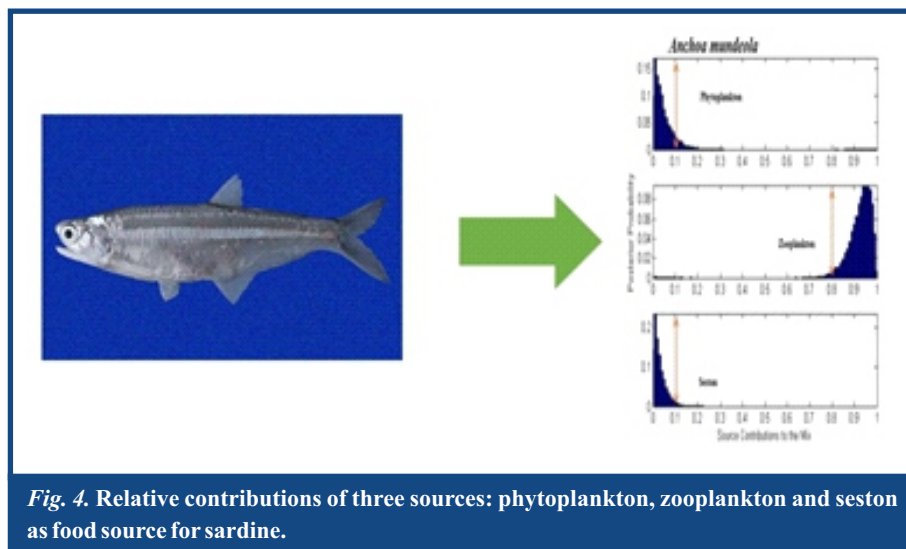
VIII. Case of study: Predator feeding of 3 sources of protein

The Sardine (*Anchoa mundeola*), is well known by its filtering feeding guilds of these three sources: Phytoplankton, Zooplankton and Seston. Unfortunately, it was not possible to take a look to stomach content in sardine, so in order to identify which source is reflected in tissues of predator, using carbon and nitrogen signal and the MIXSIR program was possible to identify the major relative contribution on sardine feeding on these three sources of food.

We used Carbon and Nitrogen isotopes signals to feed the MixSir program and this software will solve the lineal equation resulting in a relative proportion and allow us to realize about the real contributions of sources to predators.

The result of relative contribution of sources to sardine was Phytoplankton (10%), Zooplankton (80%) and seston (10%). Despite being feeding on 3 sources, zooplankton is the principal source reflected in edible tissue of sardine. Indicating a preferential diet based on zooplankton make up principally of copepods (80%) in this lagoonal-estuarine system (Fig. 4)

This trophic feeding scenario might change according to environmental factors (temperature, salinity, rainy and dry seasons). By the paragraphs mentioned above, sampling is required over the year or years for determinate any kind of fluctuation.



VIII. Pollutants and Food webs in nature

As increasing human population on coasts, the impact of anthropogenic activities on the food web is high too. Some principal anthropogenic activities developed near to coast are industrial and domestic wastewater effluents, animal cattle, electricity power plant, aquaculture and agriculture (Paez-Osuna et al., 2007) releasing pollutants particularly heavy metals, microplastics, pesticides and others to lagoons, estuaries and oceans (Jara-Marini et al., 2009, Jara-Marini et al., 2011, Soto-Jiménez et al., 2011).

Heavy metal definition:

Heavy metals are defined as a substance that conduce electricity, has a metal cluster, is malleable and ductile, form cations and has basic oxides (Jadaa & Mohammed, 2023) Since the point of view of density, heavy metals are those, whose density exceeds 5g per cubic centimeters (Jadaa & Mohammed 2023).

Since biological point of view, metals are considered as essential and not essential. The essential metals have a definitive biological function in the organisms such as: Iron (Fe: hemoglobin), Copper (Cu: respiratory enzymes), Cobalamin (Co: Vitamin B12) Manganese and Zinc (Enzymes) (Foster & Charlesworth, 1996, Soto-Jiménez 2011).

In spite of being essential metals, they are becoming toxic to organisms when they exceed the optimal range of concentrations in biota. (Mertz, 1998). For the other hand, elements such as Cd, Pb, Ag, As, Cr, Hg, and

Sn are not essential for organisms, and they are toxic even in very low concentrations (Rainbow, 1993).

Heavy metals are incorporated mainly into food webs by dietary routes (Wang 2002). They might be bioconcentrated by single cells as phytoplankton, adsorbed on cell membrane (Levy et al., 2008), or suspended organic matter (Yusuf et al., 2021). Bioaccumulated by ingesting this polluted phytoplankton by herbivorous predators and subsequently transferred to secondary and tertiary consumers and upper trophic levels.

IX. Current knowledge of contaminants on the food webs.

Once established the trophic web (by using stable isotopes and/or stomach content analysis) in an ecosystem is very important to realize how pollutants are transferred in this ecological arrangement. There are hundreds of scientist papers regarding to bioconcentration, bioaccumulation, biomagnification or biodilution on food web (for definitions, see Glossary). However, these ecological studies have been carried out in terrestrial, polar arctic and freshwater environments wherein food chains are short compared with those of marine environments and commonly supported by two or three carbon and nitrogen sources as a base of food web (Pimm et al., 1991). And it is so difficult trying any comparison between field studies due to contrasting chemical and physical factors, species discrepancies and others (Soto-Jiménez, 2011).

Nowadays, there are some publications on trophic transfer of heavy metals on the food web using or not stable isotopes (Table 1, Table 2). Some worldwide findings reported in these papers were number of trophic levels in food webs (4 – 5 trophic levels) (Hobson and Welch 1992), bioconcentration of heavy metals in primary producers (Levy et al., 2008), bioaccumulation of metals in primary, secondary and tertiary consumers. Biomagnification of essential elements and non-essential (Cd, As, Hg) and biodilution of Cd, Pb and As. (table #1).

Actually, Mexico has done good efforts to understand the trophic-dynamics of nutrients and metals in food webs (Table #2). These studies have been developed in coastal lagoon, estuaries, and wetland. It is worth noting that fluctuating physical and chemical factors affect the isotopic

signal in biota and may change its trophic position or carbon and nitrogen sources preferences by predators (for this reason is required to take samples in contrast season: dry and rainy season). In spite of this scenario, it is possible to track the pollutants along the food web, and focus on key species to transfer the major load metal to upper predators. Some findings found in Mexican scientist papers include biomagnification of trace metal in an impacted mangrove System (Jara-Marini et al., 2011), biodilution of essential and non-essential metals (Reyes-Marquez et al., 2022). Mendoza-Carranza et al., (2016) elucidate two food chains: pelagic and benthic food chain. By using stable isotopes, it was possible to build up the food web in different locations and recognizing 3-5.3 trophic levels (Jara-Marini et al., 2020, Soto-Jimenez et al., 2023).

Table 1. Transfer of heavy metals using or not Stable isotopes around the world.

Authors:	Location:	$\delta^{13}\text{C}$ / $\delta^{15}\text{N}$ Stable isotopes:	Findings:
Hobson & Welch (1992)	Arctic Food Web, Canada	Done	4-5 trophic levels Arctic cod fish is linkage between primary producers and higher vertebrate fish.
Chen et al., (2016)	Lakes from nor'easter USA	None	Biomagnification of Hg and Zn. Biodilution of As and Pb.
Altindag & Yigit (2005)	Beysehir lake, Turkey	None	Found the next tendencies: Cd>Pb>Cr>Hg in water Pb>Cd>Cr>Hg in sediments Pb>Cd>Cr>Hg in Plankton Cd>Pb>Cr>Hg in muscle fish No biomagnification of

Tulonen et al., (2006)	Lakes from Finland	None	heavy metals. Positive correlation between Cd load and waste discharges. Correlation between pH and Cd concentration in isopods. High metal concentration in perchs (<i>perca fluviatilis</i>).
Cui et al., (2011)	Yellow river, China	Done	4 trophic levels. Cd, Zn and Hg increasing with trophic level. As, Cr, Cu, Mn, Ni and Pb decreasing with trophic level. No biomagnification was observed.
Liu et al., (2019)	Laizhou Bay, China	Done	4 Trophic levels. Biomagnification of Hg and Cr. Biodilution of Cu.
Ga et al., (2021)	Liaodong Bay, China	Done	4 trophic levels. Biodilution of Cu, Cd, Pb, Zn, Cr.
Zheng et al., (2023)	Zhanjiang Mangrove National Reserve, China	Done	3 trophic levels. Biodilution of Cd, Cu, Zn and Pb.
Hu, et al., (2021)	Swan Lagoon, China	Done	4 Trophic levels. Biodilution of Cd, Cr, Cu, Pb. Neither biomagnification nor biodilution was observed in Zn concentrations.

Liu et al., (2022)	Laizhou Bay, China	Done	4 trophic levels. Biodilution of Pb, As, and Ni. Sea food in this study is a potential concern for its consumption.
Li et al., (2024)	Honghe wetland, China	Done	5.5 Trophic levels. Biodilution of Cu, Zn and Pb. Biomagnification of Hg along food web.

Table 2. Currently knowledge of trophic transfers of heavy metals in food webs in lagoonal, estuarine and marine environment in several locations of Mexico.

Authors:	Location:	$\delta^{13}\text{C}$ / $\delta^{15}\text{N}$ Stables isotopes:	Findings:
Jara-Marini et al., (2009)	Urias Lagoon, Sinaloa	Done	No biomagnification trough food web. Theres partial biomagnification between Phytoplankton and crabs particularly in Cu and Zn.
Mendoza-Carranza et al. (2016)	Centla, Tabasco	None	Botton food chain is the principal source of metal to biota.
Soto-Jiménez et al., (2011)	Trophic transfer of Pb through artificial food chain, laboratory conditions.	None	Biodilution of Pb along food chain Deleterious effects on brine shrimps and fish by ingesting Pb enrichment in meals.



Jara-Marini et al., (2011)	Urias Lagoon, Sinaloa	Done	Biomagnification of Hg
Jara-Marini et al., (2020)	Tobari Bay, Sonora	Done	5.3 trophic levels Biomagnification of Cd, Cu, and Zn. Data on Pb transfer is not conclusive
Reyes-Marquez et al., (2022)	Tampamachoco, Veracruz	None	Biodilution of Pb, Cu, Cr as trophic level increased. Cd and Pb showed temporal biomagnification tendency.
Soto-Jiménez et al., (2023)	Mazatlán, Teacapán, Sinaloa	Done	3 Trophic levels Biomagnification of Cu and Zn.
Valladolid-Garnica et al., (2023)	Mazatlán, Teacapán, Sinaloa	Done	Trophic Magnification factor (TMF) for As, Hg, Se, was 4.07, 1.90 and 1.77 respectively. TMF for pelagic food chain was As, Hg and Se: 3.63, 3.16, 1.94 respectively.

X. Conclusion:

As scientists, it is required to unify all criteria and efforts to understand how natural aquatic ecosystems are integrated. Since the beginning the curiosity to find a logical order in nature has been an imperious necessity to explain how nature works. Good efforts have been made to satisfy this proposal. Visual analyses in species: animal behaviors and feeding guilds have been used for study the food webs. Recently, stomach content and stables isotopes are employed to hierarchy food webs. These tools provide by themselves an excellent panorama of the ecological hierarchy in the environment. Besides, allow us to analyze some pollutants inside of food webs such as microplastics, organic compounds and particularly heavy metal in food web. Every day, species requires to satisfy their nutritional requirements (Carbon, hydrogen, Oxygen, Nitrogen) and at the same time facing anthropogenic pollutants which are incorporated in predator by dietary ingesta, and a as a consequence producing a trophic transfer of nutrients and pollutant at the same time.

A keystone for the analysis of transference of heavy metals is to intent to predict the chemical behavior of pollutant along the food web, for instance Hg and its preference of bioaccumulate in adipose tissues, or Pb metal, mimic to Ca in hard structures, such as skill and bones. Besides, recognize some sublethal effect of metal in prey and predator as a biomarker in the monitor species and as a signal of perturbation of ecological equilibrium in nature. So far, there is a gap in knowledge on trophic dynamic in food webs. Ecologist and Biologist and Scientist must join efforts to clarify the real panorama of trophic dynamics it will be possible to take a plan for restauration or prevention of other contaminants such as PCBs, metals, microplastics and another compounds.

Glossary terms:

Bioconcentration: is a ratio between heavy metal content in an organism and the available metal content in the environment (sediment or water).

Bioaccumulation: is the process wherein heavy metal is incorporated in to animal tissues by predation or dietary via.

Biotransferring: is the process wherein predator increase its metal content by predating on polluted preys. There are different forms of transferring in nature.

Biomagnification is defined as a chemical and physiological process wherein heavy metals concentration increase as trophic level rise in at least 3 trophic levels.

Biodilution is the reduction of heavy metal concentration in plants and animals as trophic levels increase.

► ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank to Biologist Alejandra Espinoza Escobar for drawings in this manuscript and Jazmin Juarez Lizarraga for using ChatGPT software and review the present paper.

► LITERATURE CITED

- Adams, T. S., & Sterner, R. W. (2000).** The effect of dietary nitrogen content on trophic level ^{15}N enrichment. *Limnology and oceanography*, 45 (3) , 601 - 607 .
<https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.3.0601>
- Altındağ, A., & Yiğit, S. (2005).** Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beyşehir, Turkey. *Chemosphere*, 60 (4) , 552 - 556 .
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.01.009>
- Aoshima, K. (2016).** Itai-itai disease: Renal tubular osteomalacia induced by environmental exposure to cadmium—historical review and perspectives. *Soil Science and Plant Nutrition*, 62(4), 319-326. <https://doi.org/10.1080/00380768.2016.1159116>
- Aoshima, K. (2012).** [Itai-itai disease: cadmium-induced renal tubular osteomalacia]. *Nihon Eiseigaku Zasshi*, 67, 455–63.
- Bassham, J.A., Benson, A.A., & Calvin, M (1950).** The path of carbon in photosynthesis. VIII. The role of malic acid. — *Journal of Biological Chemistry* **185**: 781–787.

- Bhagat, J., Zang, L., Nishimura, N. & Shimada, Y. (2020).** Zebrafish: An emerging model to study microplastic and nanoplastic toxicity. *Science of the Total Environment*, 728, 138707. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138707>
- Bloom, N. S. (1992).** On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 49(5), 1010-1017. <https://doi.org/10.1139/f92-113>
- Cabana, G., & Rasmussen, J. B. (1996).** Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of sciences*, 93(20), 10844-10847. <https://doi.org/10.1073/pnas.93.20.10844>
- Campbell, T. I., Tweedley, J. R., Johnston, D. J., & Loneragan, N. R. (2021).** Crab diets differ between adjacent estuaries and habitats within a sheltered marine embayment. *Frontiers in Marine Science*, 8, 564695. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.564695>
- Chen, J., Hintelmann, H., Zheng, W., Feng X., Cai, H., Wang, Z., Yuan, S., Wang, Z. (2016).** Isotopic evidence for distinct sources of mercury in lake waters and sediments. *Chemical Geology*, 426, 33-44, <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.01.030>
- Cui, B., Zhang, Q., Zhang, K., Liu, X., & Zhang, H. (2011).** Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution*, 159(5), 1297-1306. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.038>
- DeNiro, M. J., & Epstein, S. (1981).** Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et cosmochimica acta*, 45(3), 341-351. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(81\)90244-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(81)90244-1)
- Doi, H. (2009).** Spatial patterns of autochthonous and allochthonous resources in aquatic food webs. *Population Ecology*, 51, 57-64. <https://doi.org/10.1007/s10144-008-0127-z>

- France, R. L. (1995).** Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnology and Oceanography*, 40 (7) , 1310 - 1313 .
<https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.7.1310>
- France, R. L., & Peters, R. H. (1997).** Ecosystem differences in the trophic enrichment of ^{13}C in aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(6), 1255-1258.
<https://doi.org/10.1139/f97-044>
- Foster, I. D. L., & Charlesworth, S. M. (1996).** Heavy metals in the hydrological cycle: trends and explanation. *Hydrological processes*, 10(2), 227-261.
[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199602\)10:2<227::AID-HYP357>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199602)10:2<227::AID-HYP357>3.0.CO;2-X)
- Fry, B. (2006).** *Stable isotope ecology* (Vol. 521, p. 318). New York: Springer.
- González-Bergonzoni, I., Meerhoff, M., & Davidson, T.A. (2012).** Meta-analysis shows a consistent and strong latitudinal pattern in fish omnivory across ecosystems. *Ecosystem*, volume 15, pages 492–503.
<https://doi.org/10.1007/s10021-012-9524-4>
- Haimi, J. (2008).** Decomposer animals and bioremediation of soils. *Environmental Pollution*. Volume 107, Issue 2. Pages 233-238. ISSN 0269-7491. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00142-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00142-6)
- Harada, M. (1995).** Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical reviews in toxicology*, 25 (1) , 1 - 24 .
<https://doi.org/10.3109/10408449509089885>
- Hairston Jr, N. G., & Hairston Sr, N. G. (1993).** Cause-effect relationships in energy flow, trophic structure, and interspecific interactions. *The American Naturalist*, 142(3), 379-411.
- Hobson, K. A., & Welch, H. E. (1992).** Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 84(1), 9–18. <http://www.jstor.org/stable/24829721>

- Hu, C., Shui, B., Yang, X., Wang, L., Dong, J., & Zhang, X. (2021). Trophic transfer of heavy metals through aquatic food web in a seagrass ecosystem of Swan Lagoon, China. *Science of the total environment*, 762, 143139. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138211>
- Jadaa, W., & Mohammed, H. (2023). Heavy metals—definition, natural and anthropogenic sources of releasing into ecosystems, toxicity, and removal methods—an overview study. *Journal of Ecological Engineering*, 24(6), 249-271. <https://doi.org/10.12911/22998993/162955>. ISSN 2299–8993, License CC-BY 4.0
- Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez M. F. & Páez-Osuna, F. (2009). Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere*, Volume 77, Issue 10, Pages 1366-1373, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.025>
- Jara-Marini, M. E., Soto-Jiménez, M. F., & Páez-Osuna, F. (2011). Mercury transfer in a subtropical coastal lagoon food web (SE Gulf of California) under two contrasting climatic conditions. *Environmental Toxicology*, 27(9), 526-536. <https://doi.org/10.1002/tox.20670>
- Jara-Marini, M. E., Molina-García, A., Martínez-Durazo, Á., & Páez-Osuna, F. (2020). Trace metal trophic transference and biomagnification in a semiarid coastal lagoon impacted by agriculture and shrimp aquaculture. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 5323-5336. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06788-2>
- Jernelöv, A. (1976). Environmental contamination by mercury in Iraq. *Bulletin of the World Health Organization*, 53(Suppl), 113.
- Kendall, D.C., Raubenheimer D., & Choat J.H. (2009). Nutritional ecology of marine herbivorous fishes: ten years on. *British Ecological Society: Functional Ecology*. Volume 23, Issue 1, pages 79-92. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01524.x>

- Kitagawa M.** A review and database construction of autopsy findings of patients with Itai-itai disease for future medical studies. *Kankyo Hoken Report* 2002;68:21–37.
- Kling, G. W., Fry, B., & O'Brien, W. J. (1992).** Stable isotopes and planktonic trophic structure in arctic lakes. *Ecology*, 73(2), 561-566. <https://doi.org/10.2307/1940762>
- Levy, J. L., Angel, B. M., Stauber, J. L., Poon, W. L., Simpson, S. L., Cheng, S. H., & Jolley, D. F. (2008).** Uptake and internalisation of copper by three marine microalgae: comparison of copper-sensitive and copper-tolerant species. *Aquatic toxicology*, 89(2), 82-93. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.06.003>
- Liu, J., Cao, L., & Dou, S. (2019).** Trophic transfer, biomagnification and risk assessments of four common heavy metals in the food web of Laizhou Bay, the Bohai Sea. *Science of the total environment*, 670, 508 - 522 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.140>
- Li, X., Wang, Q., Liu, F., Lu, Y., & Zhou, X. (2024).** Quantifying the bioaccumulation and trophic transfer processes of heavy metals based on the food web: A case study from freshwater wetland in northeast China. *Science of The Total Environment*, 928, 172290. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172290>
- Liu, Y., Hua, Z., Lu, Y., Gu, L., Luan, C., Li, X., ... & Chu, K. (2022).** Quinolone distribution, trophodynamics, and human exposure risk in a transit-station lake for water diversion in east China. *Environmental Pollution*, 311, 119985 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156818>
- Mendoza-Carranza, M., Sepúlveda-Lozada, A., Dias-Ferreira, C., Geissen, V., (2016).** Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico. *Environmental Pollution*, Volume 210, 2016, Pages 155-165, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.014>.

- Minagawa, M., & Wada, E. (1984).** Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et cosmochimica acta*, 48(5), 1135-1140. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(84\)90204-7](https://doi.org/10.1016/0016-7037(84)90204-7)
- Muro-Torres, V. M., Soto-Jiménez, M. F., Green, L., Quintero, J., & Amezcua, F. (2019).** Food web structure of a subtropical coastal lagoon. *Aquatic Ecology*, 53, 407-430. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09698-0>
- Nishijo, M., Nakagawa, H., Suwazono, Y., Nogawa, K., & Kido, T. (2017).** Causes of death in patients with Itai-itai disease suffering from severe chronic cadmium poisoning: a nested case-control analysis of a follow-up study in Japan. *BMJ open*, 7(7), e015694.
- Nogawa K, Kido T.** Itai-itai disease and health effects of cadmium. Chang LW, ed. Toxicology of metals. New York: CRCpress, 1996:353-69.
- Persson, A., Barkman, A., Hansson, L. A. (1999).** Simulating the effects of biomanipulation on the food web of Lake Ringsjön. In: Hansson, LA., Bergman, E. (eds) Nutrient Reduction and Biomanipulation as Tools to Improve Water Quality: The Lake Ringsjön Story. Developments in Hydrobiology, vol 140. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2462-3_14
- Phillips, D. L., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A. L., Moore, J. W., Parnell, A. C., & Ward, E. J. (2014).** Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology*, 92(10), 823-835. <https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0127>
- Pimm, S., Lawton, J. & Cohen, J. (1991).** Food web patterns and their consequences. *Nature* 350, 669-674 <https://doi.org/10.1038/350669a0>
- Polis, G. A., & Strong, D. R. (1996).** Food web complexity and community dynamics. *The American Naturalist*, 147(5), 813-846.

- Polis, G.A., Anderson., W.B., & Holt, R.D. (1997).** Toward an integration of landscape and food web ecology. The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*. Volume 28 289-316. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecosys.28.1.289>
- Post, D. M., Pace, M. L., & Hairston, Jr. (2000).** Ecosystem size determines food-chain length in lakes. *Nature*, 405(6790), 1047-1049. <https://doi.org/10.1038/35016565>
- Post, D. M. (2002).** Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83 (3), pages: 703-718. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2)
- Reyes-Márquez, A., Aguiñiga-García, S., Morales-García, S. S., Sedeño-Díaz, J. E., & López-López, E. (2022).** Temporal distribution patterns of metals in water, sediment, and components of the trophic structure in a tropical coastal lagoon of the Gulf of Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(41), 61643-61661. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17815-6>
- Rounick, J. S., & Winterbourn, M. J. (1986).** Stable carbon isotopes and carbon flow in ecosystems. *BioScience*, 36(3), 171-177. <https://doi.org/10.2307/1310304>
- Soto-Jiménez, M.F., Arellano-Fiore, C., Rocha-Velarde, R., Jara-Marini, M.E., Ruelas-Inzunza, J. & Paez-Osuna, F. (2011).** Trophic Transfer of Lead Through a Model Marine Four-Level Food Chain: *Tetraselmis suecica*, *Artemia franciscana*, *Litopenaeus vannamei*, and *Haemulon scudder*. *Archive of Environmental Contamination and Toxicology*. Volume 61, pages 280–291 <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9620-4>
- Soto-Jiménez, M. F., Valladolid Garnica, D. E., Torres-Rojas, Y. E., Jara Marini, M. E., & Muro-Torres, V. M. (2023).** Trophodynamics of Arsenic, Mercury, and Selenium in the Food Webs of the Southeastern Gulf of California. *Mercury, and Selenium in the Food Webs of the Southeastern Gulf of California*. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4608087>

- Tulonen, T., Pihlström, M., Arvola, L., & Rask, M. (2006).** Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal Environment Research*, 11(3), 185. ISSN 1239-6095.
- Vander Zanden, M. J., Casselman, J. M., & Rasmussen, J. B. (1999).** Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, 401(6752), 464-467. <https://doi.org/10.1038/46762>
- Vander Zanden, M. J. V., & Rasmussen, J. B. (2001).** Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and oceanography*, 46(8), 2061-2066. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2061>
- Valladolid-Garnica, D. E., Jara-Marini, M. E., Torres-Rojas, Y. E., & Soto-Jiménez, M. F. (2023).** Distribution, bioaccumulation, and trace element transfer among trophic levels in the southeastern Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 194, 115290. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115290>
- Vidal, M. C., & Murphy, S. M. (2018).** Bottom-up vs. top-down effects on terrestrial insect herbivores: A meta-analysis. *Ecology letters*, 21(1), 138-150. <https://doi.org/10.1111/ele.12874>
- Wang, W. X. (2002).** Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243, 295-309.
- Yokoyama, H. (2018).** *Mercury pollution in Minamata*. Springer Nature. ISSN 2191-5555. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-7392-2>
- Yusuf, M., Pamungkas, A., & Hudatwi, M. A. (2021).** Distribution of Turbidity Values, Total Suspended Solids and Heavy Metals Pb, Cu in Tanah Merah Beach Waters and Semujur Island Waters, Bangka Tengah Regency. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 750, No. 1, p. 012038). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/750/1/012038>
- Zheng, R., Liu, Y., & Zhang, Z. (2023).** Trophic transfer of heavy metals through aquatic food web in the largest mangrove reserve of China. *Science of the Total Environment*, 899, 165655. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165655>



Zetina-Rejon, M. J., Arreguin-Sanchez, F., & Chavez, E. A. (2003).

Trophic structure and flows of energy in the Huizache–Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5-6), 803-815.

[https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00410-9](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00410-9)



Revista CIMAR UAS

REVISTA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

ISSN (en trámite)



latindex



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Revisión Científica

Plásticos en peces marinos del Pacífico Oriental: una revisión

Plastics in Marine Fish from the Eastern Pacific: a Review



1. Karen Zhulay Salas-Garzón

Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero No. 818 sur Col. Centro C.P. 85000, Cd. Obregón, Sonora, México



3. José de Jesús Balderas-Cortés

Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero No. 818 sur Col. Centro C.P. 85000, Cd. Obregón, Sonora, México



5. Pamela Spanopoulos-Zarco

Instituto Tecnológico de Mazatlán, Corsario 1 No. 203, Col. Urías C.P. 82070, Mazatlán, Sinaloa, México



7. Jorge Ruelas-Inzunza



0000-0003-2472-6650

Instituto Tecnológico de Mazatlán, Corsario 1 No. 203, Col. Urías C.P. 82070, Mazatlán, Sinaloa, México

Autor de correspondencia: jorge.ri@mazatlan.tecnm.mx
telephone +52 669 9838400,



2. Maria Mercedes Meza-Montenegro

Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero No. 818 sur Col. Centro C.P. 85000, Cd. Obregón, Sonora, México



4. Iram Mondaca-Fernández

Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero No. 818 sur Col. Centro C.P. 85000, Cd. Obregón, Sonora, México



6. Felipe Amezcua-Martínez

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Joel Montes Camarena s/n C.P. 82040, Mazatlán, Sinaloa, México.

Recibido 28 de agosto 2025

Aceptado 14 de septiembre 2025



Plásticos en peces marinos del Pacífico Oriental: una revisión

Plastics in Marine Fish from the Eastern Pacific: a Review

► RESUMEN

El objetivo del estudio es dar un panorama general acerca de los plásticos de diversos tamaños en elasmobranquios y teleósteos del Océano Pacífico Oriental y discutir acerca del uso de los bioplásticos como alternativa potencial al uso de los plásticos derivados del petróleo. Se incluyeron estudios realizados en las costas del occidente de América (Áreas de pesca definidas por la FAO: Pacífico noreste-PNE, Pacífico oriental central-PEC, y Pacífico sureste-PSE). El número de elasmobranquios con plásticos en todo el Pacífico Oriental fue de 361 (165 en el PEC y 196 en el PSE); el tamaño de las partículas fluctuó de 0.008 mm a 25.5 cm. El número de teleósteos con contenido de plásticos en todo el Pacífico Oriental fue de 5,943 (2,946 en el PNE, 2,615 en el PEC y 382 en el PSE); el tamaño de las partículas varió desde 10 μ m hasta 19.86 mm. Los bioplásticos pueden ser una opción benéfica con respecto a los petroplásticos debido a su menor huella de carbón, menor requerimiento energético durante su manufactura, no utilización de petróleo crudo, reducción de los desechos y tiempo de degradación menor.

Palabras clave: bioplásticos; efectos; Pacífico Oriental; elasmobranquios; teleósteos



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

► ABSTRACT

This study aims to give a general view of the plastics of varying sizes in elasmobranchs and teleosts from the Eastern Pacific Ocean and discuss the use of bioplastics as a potential alternative to the use of plastics derived from petroleum. We included studies in fish from the western coasts of America (FAO fishing areas: Pacific northeast-PNE, Pacific Eastern Central-PEC, and Pacific southeast-PSE). The number of elasmobranch specimens with plastics in studies from the Eastern Pacific was 361 (165 in the PEC and 196 in the PSE) with particle sizes from 0.008 mm to 25.5 cm. The number of teleosts with plastic content in the Eastern Pacific was 5,943 (2,946 in the PNE, 2,615 in PEC, and 382 in the PSE) with sizes from 10 μ m to 19.86 mm. Bioplastics may be a beneficial choice over petroplastics due to their lower carbon footprint, lower energy requirement for their manufacturing, no use of crude oil, reduction of litter, and faster degradation time.

Keywords: bioplastics; effects; America; Eastern Pacific; elasmobranchs; teleosts

► INTRODUCTION

Plastics may reach the ocean directly or indirectly. Land sources contribute to approximately 80% of the plastic in marine litter (Andrady 2011); especially from littering and solid waste disposal (Derraik 2002). Plastics in untreated sewage and in not properly disposed litter can be directly discharged into the marine environment or transported by rivers (Hammer et al. 2021). Plastics from other land activities are also transported through rivers (Cole et al. 2011). In industrialized regions or densely populated areas, the main inputs of plastic litter are composed of packaging materials (Gregory 1991). Considering the long-lasting nature of plastics, it is important to bear in mind their accumulation in the marine environment. Information related to the cumulative production of plastics is scarce, especially on a regional and global scale. A global analysis of all mass-produced plastics ever manufactured was made using data on their production, use, and fate; it was estimated that 8300



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



million metric tons (Mt) of virgin plastics have been produced to date (Geyer et al. 2017). By 2015, around 6,300 Mt had been produced, 79% had been accumulated in landfills, 12% was incinerated and only nine % was recycled (Geyer et al. 2017). Though plastics are resistant to decomposition and stay for long periods in the marine environment (Peng et al. 2020), the breakdown of big pieces may result in mesoplastics [size of 5-40 mm] (Thompson et al. 2004), microplastics [size 1-5,000 μm] (Thompson 2015), and nanoplastics [size $\leq 1 \mu\text{m}$] (Gigault et al. 2018). Microplastics that are manufactured for specific applications in the industry or household use are termed primary microplastics (Auta et al. 2017), larger plastics that eventually divide into smaller pieces are known as secondary microplastics since they eventually become microplastics (Norwegian Environment Agency 2015). With the trends of plastic production and waste management, it has been estimated that by 2,050 around 12,000 Mt of plastic waste will be located in landfills and the natural environment (Geyer et al. 2017). Microplastics in the marine environment have increased their concentrations in the last twenty years (Claessens et al. 2011); however, other authors have indicated minimum changes in microplastic contamination between the 1980s and the 1990s (Thompson et al. 2004). Consequently, studies concerning the occurrence, fate, and trends of plastic accumulation in the marine environment are needed. Such studies are challenging due to the enormous variability of plastic abundance in the ocean (Ryan et al. 2009). In this study, we aimed to give a general view of the presence of plastics of varying sizes in ichthyofauna from the Eastern Pacific Ocean and comment about bioplastics as a potential alternative to the use of plastics derived from petroleum.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

2. Plastics in the ocean

Once that plastic debris are in the ocean, their fate is variable but surface currents lead them to different destinations. On a global scale, oceanographic modeling has helped to track plastic movement and accumulation (van Seville et al. 2015). Such movements have resulted in the accumulation of plastic patches; in fact, plastic debris that are floating have been accumulating in subtropical gyres (Lebreton 2022). Patches in the ocean include plastic and other type of garbage that accumulate in large areas (Filho et al. 2021). Such patches are formed as a consequence of ocean gyres. There are six gyres, the North Pacific Gyre, the South Pacific Gyre, the East Pacific Gyre, the North Atlantic Gyre, the South Atlantic Gyre, and the Indian Ocean Gyre (NOAA 2021). The Great Pacific Patch is located in the North Pacific Gyre and is the largest garbage patch in the world with an estimated area of 1.6 million km² (Lebreton et al. 2018). The major fishing areas in the world cover all oceanic regions, in this review, we include information on plastic occurrence in fish from FAO fishing areas (FAO 2015), we included studies in fish from the waters in contact with the western coasts of America (Fig. 1), from Alaska to Chile (FAO fishing areas: Pacific northeast, Pacific Eastern Central and Pacific southeast). Though some estimations of floating plastics in the ocean exist (Geyer et al. 2017; Jambeck et al., 2015), they account for approximately 1 % (Egger et al. 2020); i.e. the fate of the remaining amount of plastic is unknown. According to a model prediction, an elevated percentage (66 %) of plastics released from land since the decade 1950 has settled in different coastal areas in the world and eventually resurfaced (Lebreton et al. 2019). This issue has relevant implications for the accumulation of plastics of varying sizes in benthic and pelagic fish.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

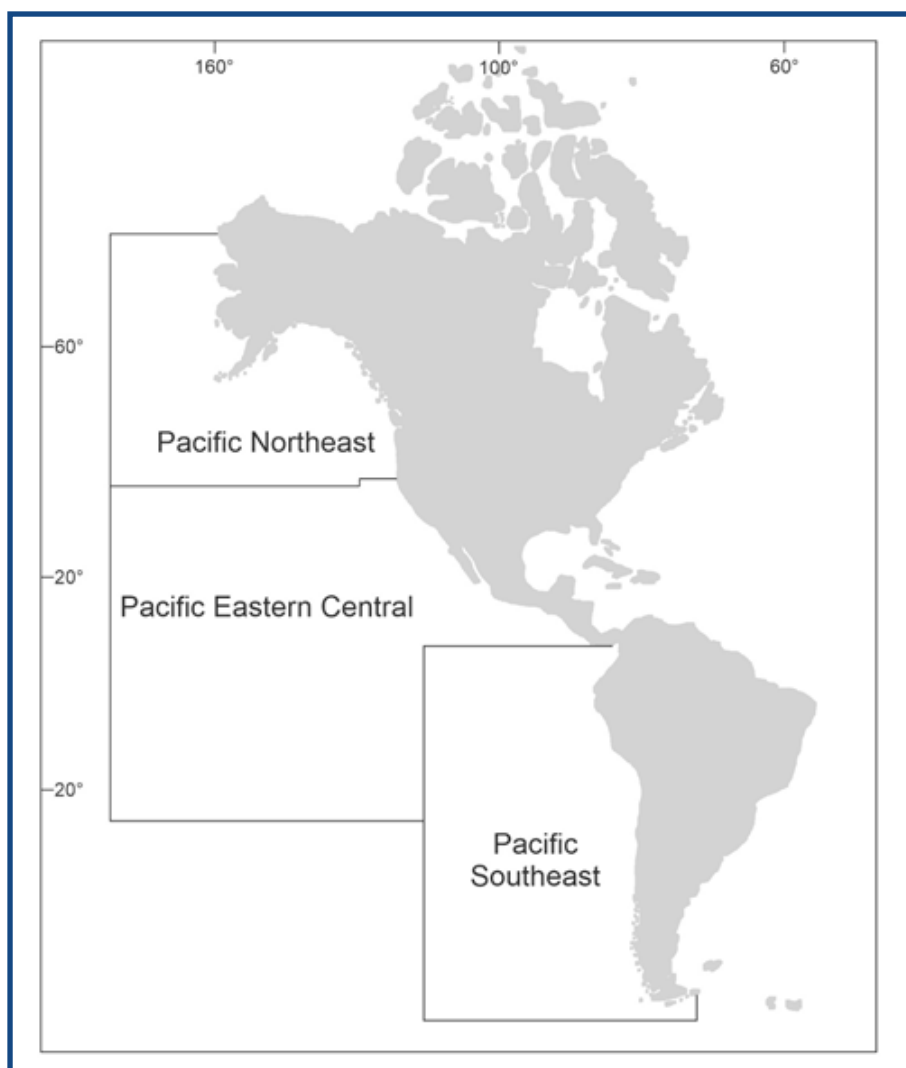


Fig. 1. Location of FAO Major Fishing Areas in the Eastern Pacific. Pacific Northeast (PNE), Pacific Eastern Central (PEC) and Pacific Southeast (PSE).

► MATERIALS AND METHODS

Information related to the occurrence of plastics in teleost and elasmobranchs from the Eastern Pacific was obtained after searching published information through search tools (i.e. Google Scholar, and Scopus). Three regions were considered according to FAO Major Fishing Areas (Fig. 1): the Pacific Northeast (PNE), the Pacific Eastern Central (PEC), and the Pacific Southeast (PSE). For every published study, the following information was included: species and family of teleost/elasmobranch, the polymer type, the tissue analyzed, and the



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



average number and size of plastic particles. To determine variations in the number of studies related to plastic content in teleost /elasmobranchs from the Eastern Pacific, studies were arranged according to the publication year. Plastic counts in teleost /elasmobranchs from the different FAO Fishing Areas were statistically compared. Differences in the mean concentration of plastics in the digestive tract of bony fish and elasmobranchs and different FAO zones were analyzed using a one-way ANOVA (Glantz 2012), with the plastic abundance as the dependent variable, and the FAO zone as the categorical factor. Homocedasticity of variances was checked with a Cochran's C test (Underwood 1997), and a Tukey's HSD test (Glantz 2012) was used for pairwise mean comparison in case of significant results. Spatial ingested plastic variations between FAO zones and elasmobranch and teleosts were assessed through multivariate analyses (PERMANOVA and PCoA) according to the factors zone and type of fish (elasmobranch or teleost). A similarity matrix of plastic abundance between factors was constructed using the Bray-Curtis similarity. A permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA; Anderson 2017) was performed on the similarity matrix to test the H_0 : the microplastic abundance between zones and species is not different, with a significance of $p < 0.05$. To reduce type I error, a Bonferroni test was applied by dividing α (0.05) by the number of comparisons. To visualize how the species and FAO areas clustered according to the plastic content, in case of statistical differences, a Principal Coordinate Analysis (PCoA; Clark et al. 2020) was performed. This analysis allowed us to determine which features best-explained cluster separation through a two-dimensional scatterplot. The importance of a given species on any FAO zone was indicated by the trajectory of the vector, so both axes have a scale from -n to n, with a centroid of value 0,0 where all the points should be if the null hypothesis was true.

4. Plastics in marine fish from the Eastern Pacific

The total number of elasmobranch families in the Eastern Pacific was four (Table 1 see the end of this text). Elasmobranch families Urotrygonidae and Alopiidae were represented by two species;



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Carcharhinidae and Sphyrnidae had reports of only one species. Fibers were the most commonly found plastic type. The plastics were determined in the digestive system.

The number of elasmobranch specimens with plastic particles in studies from the Eastern Pacific was 361 (165 in the PEC and 196 in the PSE). In PEC, plastic particles were reported in two species; in PSE reports corresponded to five species. Average plastic particles per specimen were in the same magnitude order following the sequence PEC (5.17 particles) and PSE (2.34 particles). In these reports, particle size was highly variable, from 0.008 mm to 25.5 cm. As apex predators, sharks are susceptible to accumulating plastics with prey ingestion (Bernardini et al. 2018) but also through water during horizontal and vertical migrations. Reports of plastic occurrence in elasmobranchs from the Eastern Pacific are scarce though published studies show that these species are susceptible to environmental pollution (Pinho et al. 2022; Malthaner et al. 2024). The issue of plastic presence in the marine environment is a relevant topic because such particles contain additives that are eventually released and may produce deleterious effects; additionally, plastic particles may carry diverse pollutants such as polychlorinated biphenyls (PCBs), dioxins, and metals (Alfaro Núñez et al. 2021). Moreover, predator species may contain plastics from secondary ingestion; i.e. plastic particles that are inside prey, and this issue has been scarcely studied (Markic et al. 2018). The total number of teleost families was 50 (Table 1). Families with more species reporting plastic particles in the Eastern Pacific were Carangidae (eight species), Clupeidae (six species), Engraulidae and Scombridae (five species). Fibers were the most commonly reported type of plastic. All reported plastics were found in the digestive system. The total number of individuals with plastic content in the Eastern Pacific was 5,943 (2,946 in the PNE, 2,615 in PEC, and 382 in the PSE). In the studied FAO Major Fishing areas, the PEC had more species reporting plastic residues (78 species), followed by PSE (22 species) and PNE (six species). The average number of plastics per individual for the studied regions was PNE (4.13 particles), PEC (4.1 particles), and PSE (4.84 particles). The plastic size reported in published studies ranged from 10-19.86 mm.

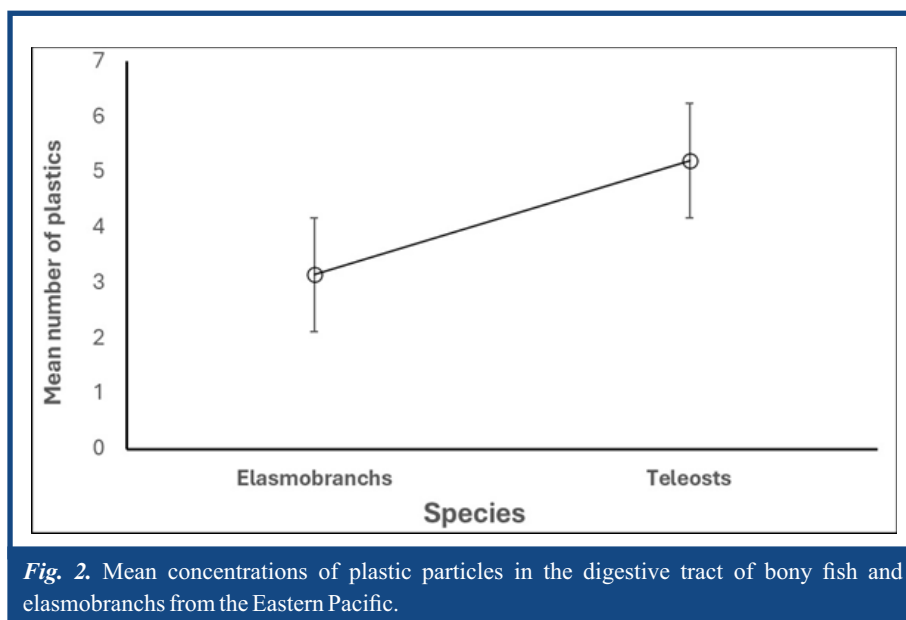


OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

According to ANOVA, no differences were found between the mean abundance of plastics between elasmobranchs and teleosts ($F_{(1,117)}=0.29174$, $p<0.05$) (Fig. 2), nor between the mean plastic abundance in different FAO zones for the case of the teleost fish ($F_{(2,116)}=0.239426$, $p<0.05$) (Fig. 3). PERMANOVA also indicated that differences do not exist in the microplastic abundance between species and FAO zones (Table 2). The PCO (Fig. 4) shows no clear-cut groups formed according to any of the apriori-defined factors.

Published studies on plastic occurrence in the digestive tract of teleosts and elasmobranchs from the Eastern Pacific are scarce. In elasmobranchs the reports are from 2018 to 2022; in teleosts, more studies have been published and ranged from 2010 to 2023 (Fig. 5a). Considering all fish species with published studies from the Eastern Pacific, plastic particles per individual were highly variable (Fig. 5b).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

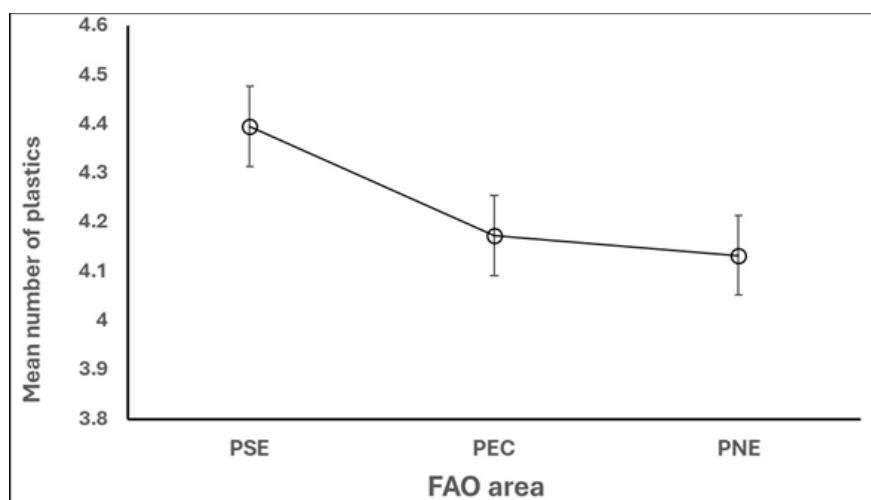


Fig. 3. Mean concentrations of plastic particles in the digestive tract of bony fish and elasmobranchs from the FAO zones in the Eastern Pacific (PNE, Pacific Northeast; PEC, Pacific Eastern Central; PSE, Pacific Southeast).

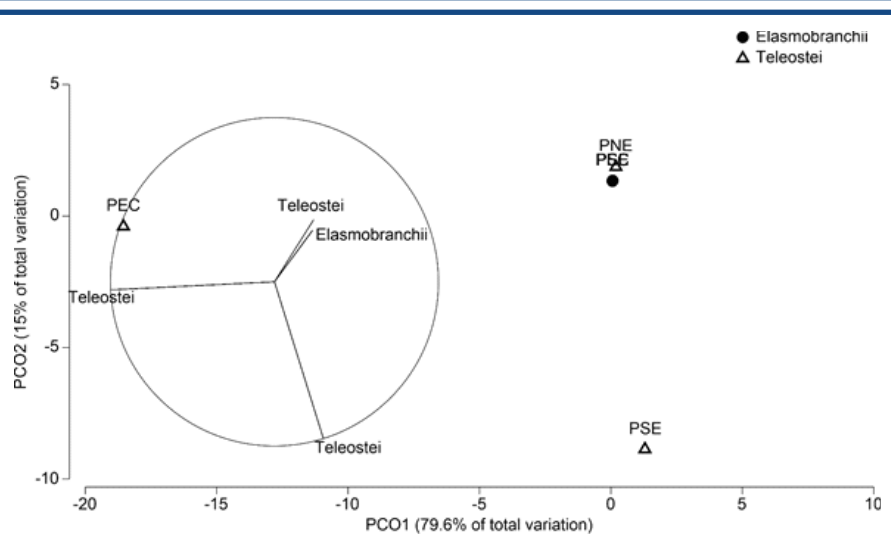


Fig. 4. Principal Coordinate Analysis (PCoA) of clusters of FAO zones and fish species according to plastic content.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P-value
FAO	2	284.23	142.12	0.86905	0.598
Species	1	163.53	163.53	0.478	0.6582
Res	1	163.53	163.53		
Total	4	541.57			

Table 2. Results of permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) to test the null hypothesis (H0) that the microplastic abundance between zones and species is not different (significance of $p < 0.05$).

Average plastic particles followed the sequence all elasmobranchs < all teleosts. In elasmobranchs, the statistical comparison of mean plastic particles per specimen from PEC and PSE (Fig. 6a) resulted in no significant differences ($p > 0.05$). In teleosts, differences in mean plastic particles in specimens from PNE, PEC, and PSE (Fig. 6b) were not significant ($p > 0.05$). After the massive manufacturing of plastics in the decade of 1940, their production has had a fast increase (Cole et al. 2011); accordingly, studies related to plastic particles in marine fish have increased over the last decade due to their environmental consequences. In the case of fish, diverse studies have highlighted the need to standardize the sampling and processing protocols (Savoca et al. 2021) to make more accurate intercomparisons. FAO Major Fishing Areas comprise 19 marine areas (in the Atlantic, Indian, Pacific, and Southern oceans with their adjacent seas) and seven major inland areas that cover inland waters of the continents; such areas and related information allow customers of fishing resources to know the origin of the products, especially in fish markets in Europe (Garibaldi 2012). In the Eastern Pacific, there are three FAO Major Fishing Areas (PNE, PEC, and PSE) with variable species diversity, oceanographic conditions, and sources of plastics. Another issue of concern about the presence of plastics in the marine environment is that some fish feed selectively and sometimes they prey on white spherules instead of prey (Carpenter et al. 1972).

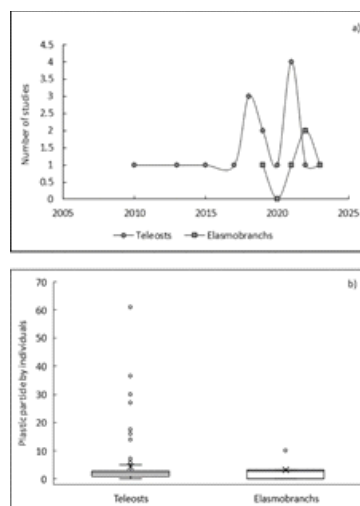


Fig. 5. (a) Studies related to plastic occurrence in teleosts and elasmobranchs from the Eastern Pacific from 2010 to 2023, and (b) average number of plastic particles in all teleosts and elasmobranchs from the Eastern Pacific.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

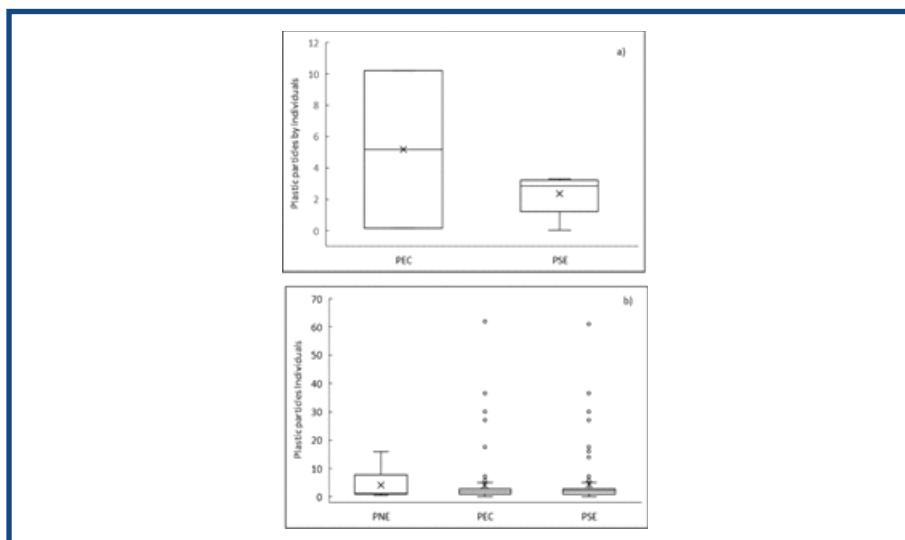


Fig. 6. (a) Comparison of the amount of plastic particles in elasmobranchs from the Pacific Eastern Central (PEC) and from the Pacific Southeast (PSE), and (b) among teleosts from the Pacific Northeast (PNE), the Pacific Eastern Central (PEC) and the Pacific Southeast (PSE).

5. Hot Spots in the Eastern Pacific

Though plastics of varying sizes, types, and chemical composition exist in the marine environment, some areas may be recognized as hotspots of marine debris of plastics that turn into problems of entanglement (Hoiberg et al. 2022) and ingestion (Eriksen et al. 2017) by marine biota. While more plastics are accumulating in certain areas associated with ocean gyres, other plastic particles start to sink and eventually reach the ocean floor that is not exactly below the surface patches. Plastics below the sea surface are driven by thermohaline currents (Kane et al. 2020) that eventually end in a deep-sea distribution that produces hotspots on the ocean floor. On the surface of the ocean, garbage patches are regions of the oceans where many types of garbage and debris accumulate; such patches are associated with ocean gyres (Leal Filho et al. 2021). Considering the FAO Major Fishing Areas in the Eastern Pacific, the biggest plastic patch in the world (the North Pacific Garbage Patch, NPGP) is located in the PEC zone. Now there is evidence that vertical transfer of plastics from the surface to the underlying deep sea is occurring and is mostly composed of polyethylene and polypropylene that fall from the surface waters (Egger et al. 2020). For the Eastern Pacific, it may be said that areas of concern are associated with the North

Pacific Patch and the South Pacific Patch (Filho et al. 2021). Risks to marine fauna from entanglement (Thiel et al. 2018) and ingestion (Boerger et al. 2010; Davison and Asch 2011; Savoca et al. 2021) of plastics in North and South Pacific gyres in the Eastern Pacific have been reported. In the case of entanglement, reports indicate that most interactions occur along the continental coast. There are some exceptions like the entanglement of the Pacific chub *Kyphosus sandwicensis*, the surgeon fish *Acanthurus leucopareius*, and the Galapagos shark *Carcharhinus galapagensis* in the oceanic waters of the southern Pacific (Thiel et al. 2018). Concerning ingestion, more studies have reported the occurrence of plastics in diverse regions of the Eastern Pacific; for example, in the North Pacific Central Gyre around one-third of planktivorous fishes had ingested plastic (Boerger et al. 2010). In another research on plastic ingestion by mesopelagic fishes from the North Pacific Subtropical Gyre, it was estimated ingestion that ranges from 12,000-24,000 t per year; the authors concluded that mesopelagic fishes from other subtropical gyres have similar rates (Davison and Asch 2011). In an extensive review of plastic ingestion by marine fish, it was found that predatory species are the most likely to ingest plastics; in the case of pelagic fishes, most of them consume plastics below the mixed seawater layer while most demersal fish species ingest plastic particle in shallow waters (Savoca et al. 2021).

6. Effects of plastics on fish and mitigation measures

There is a wide range of health issues in fish related to the presence of plastics in the aquatic environment. It has been mentioned that entanglements and ingestion of macroplastics generate severe problems for marine biota including fish. In the case of microplastics, they may damage tissues and cause oxidative stress, and changes in gene expression; as a consequence, fish may present growth retardation, neurotoxicity, and behavioral abnormalities (Bhuyan 2022). Considering the severity of deleterious effects of plastics on aquatic biota and humans, and since most plastic litter (around 80%) with land sources goes to the marine environment (Andrady 2011), mitigation strategies should start in the continent, but studies related to management measures are scarce



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

(Bond et al. 2014). It is worth mentioning that on a global scale, management practices have focused mainly on macroplastics (Ogunola et al. 2018) but management plans directed to mitigate the presence of microplastics in some regions are non-existent (Seltenrich 2015). The strategies to reduce plastic pollution may be voluntary or mandatory and they include preventive (eco-labeling, recycling, bans and imposed fees, regulatory agreements) and corrective measures (removing/cleaning-up strategy, behavioral change) (Ogunola et al. 2018).

7. Bioplastics: a potential alternative

Bioplastics are made from polymers derived from biological sources such as potato starch, sugar cane, and cellulose from trees and cotton (Shamsuddin et al. 2017) and gelatine (Prasteen et al. 2018); they include a family of materials with diverse properties and applications. From a sustainable perspective, bioplastics show several advantages over petroplastics; bioplastics have a lower carbon footprint, they require lower energy costs for manufacturing, they do not use crude oil, less generation of litter (Pilla 2011), and they undergo faster degradation since bioplastics require from three to six months for complete biodegradation while petroplastics need several centuries to disintegrate (Nanda et al. 2022). In diverse industries bioplastics have the potential to replace conventional plastics made from oil sources (Nanda et al. 2022); given their biocompatibility and biodegradability, they are strong candidates for packaging and biomedical applications (Prasanth et al. 2021).

8. Concluding remarks

For the whole Eastern Pacific, studies related to the plastic presence in elasmobranch (four families) and teleost families (50 families) are scarce. The fiber was the most common plastic type with bigger sizes in elasmobranchs (25.5 cm) than in bony fishes (19.85 mm). The sequence of average number of plastics was elasmobranchs < teleosts. The biggest plastic patch in the world is located in the PEC zone but there are other areas of concern in the South Pacific Patch. Entanglement of fish with plastics occurs mostly along the continental coast. In the case of plastic



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



ingestion, more studies have reported the presence of plastics in planktivorous fish from the North Pacific Central Gyre and mesopelagic fish from the North Pacific Subtropical Gyre. Entanglement and ingestion of plastics by fish cause diverse problems; in the specific case of microplastics, some consequences are tissue damage, oxidative stress, changes in gene expression, growth retardation, neurotoxicity, and behavioral abnormalities. The choice of bioplastics is beneficial over petroplastics due to their lower carbon footprint, lower energy requirement for their manufacturing, no use of crude oil, reduction of litter, and faster degradation time. Compatibility and degradability of bioplastics make them candidates for biomedical and packaging applications.

► ACKNOWLEDGMENTS

To C. Suárez-Gutiérrez for figure preparation and proof reading.

► LITERATURE CITED

- Anderson, M. J. 2017.** Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). Pages 1-15 in N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorisch, F. Rugger, and J. L. Teugels, eds. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. Wiley.
- Alejo-Plata, M. C., E. Herrera-Galindo, and D. G. Cruz-González. 2019.** Description of buoyant fibers adhering to *Argonauta nouryi* (Cephalopoda: Argonautidae) collected from the stomach contents of three top predators in the Mexican South Pacific. *Mar. Pollut. Bul.* 142:504-509.
- Alfaro-Núñez, A., D. Astorga, L. Cáceres-Farías, L. Bastidas, C. Soto Villegas, K. Macay, and J. H. Christensen. 2021.** Microplastic pollution in seawater and marine organisms across the Tropical Eastern Pacific and Galápagos. *Sci Rep.* 11:6424.
- Andrady, A. L. 2011.** Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull.* 62 :1596-1605.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

- Auta, H. S., C. U. Emenike, and S. H. Fauziah. 2017.** Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Int.* 102 :165-176.
- Bermúdez-Guzmán, L., C. Alpízar-Villalobos, J. Gatgens-García, G. Jiménez-Huezo, M. Rodríguez-Arias, H. Molina, J. Villalobos, S. A. Paniagua, J. R. Vega-Baudrit, and K. Rojas-Jimenez. 2020.** Microplastic ingestion by a herring *Opisthonema* sp. in the Pacific coast of Costa Rica. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 38:101367.
- Bernardini, I., F. Garibaldi, L. Canesi, M. C. Fossi, and M. Baini. 2018.** First data on plastic ingestion by blue sharks (*Prionace glauca*) from the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean Sea). *Mar. Pollut. Bull.* 135 :303-310.
- Bhuyan, M. S. 2022.** Effects of microplastics on fish and in human health. *Front. Environ. Sci.* 10:250.
- Boerger, C. M., G. L. Lattin, S. L. Moore, and C. J. Moore. 2010.** Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 60 :2275-2278.
- Bond, A. L., J. F. Provencher, P. Daoust, and Z. N. Lucas. 2014.** Plastic ingestion by fulmars and shear waters at Sable Island, Nova-scotia, Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 87:68-75.
- Cáceres-Farias, L., M. M. Espinoza-Vera, J. Orós, M. A. Garcia-Bereguian, and A. Alfaro-Núñez. 2023.** Macro and microplastic intake in seafood varies by the marine organism's feeding behaviour: Is it a concern to human health? *Heliyon.* 9:e16452.
- Carpenter, E. J., S. Anderson, G. R. Harvey, H. P. Miklas, and B. B. Peck. 1972.** Polystyrene spherules in coastal waters. *Science.* 178:749-750.
- Castillo-Rosas, R., J. S. Sakthi, E. Barjau-González, F. Rodríguez-González, F. Galván-Magaña, S. Flores-Ramírez, F. Gómez-Chávez, S. K. Sarkar, and M. P. Jonathan. 2023.** First account of microplastics in pelagic sporting dolphinfish from the eastern Mexican coast of Baja California Sur. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 100:104153.



- Choy, C. A., and J. C. Drazen. 2013.** Plastic for dinner? Observations of frequent debris ingestion by pelagic predatory fishes from the central North Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 485:155-163.
- Clark, D. E., J. E. Hewitt, C. A. Pilditch, and J. I. Ellis. 2020.** The development of a national approach to monitoring estuarine health based on multivariate analysis. *Mar. Pollut. Bull.* 150:110602.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband, and T. S. Galloway. 2011.** Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 62 :2588-2597.
- Collicutt, B., F. Juanes, and S. E. Dudas. 2019.** Microplastics in juvenile Chinook salmon and their nearshore environments on the east coast of Vancouver Island. *Environ. Pollut.* 244 :135-142.
- Davison, P., and R. G. Asch. 2011.** Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 432:173-180.
- Derraik, J. G. B. 2002.** The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44 :842-852.
- Egger, M., Sulu-Gambari, F., & Lebreton, L. (2020).** First evidence of plastic fallout from the North Pacific Garbage Patch. *Sci. Rep.* 10:7495.
- FAO. 2015.** Fisheries and aquaculture department. Major Fishing Areas. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. <https://www.fao.org/3/az126e/az126e.pdf>
- Fernández-Ojeda, C., & Anastasopoulou, A. (2019).** Plastic ingestion by blue shark *Prionace glauca* in the South Pacific Ocean (south of the Peruvian Sea). *Mar. Pollut. Bull.* 149:110501.
- Garibaldi, G. 2012.** The FAO global capture production database: a six-decade effort to catch the trend. *Mar. Pol.* 36:760-768.
- Geyer, R., J. R. Jambeck, and K. L. Law. 2017.** Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3:e1700782
- Gigault, J., A. T. Halle, M. Baudrimont, P. Y. Pascal, F. Gauffre, T. L. Phi, H. E. Hadri, B. Grassl, and S. Reynaud. 2018.** Current opinion: what is a nanoplastic? *Environ. Pollut.* 235:1030-1034.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



- Glantz, S. A. 2012.** Primer of biostatistics. McGraw-Hill.
- Gregory, M. R. 1991.** The hazards of persistent marine pollution: drift plastics and conservation islands. *J. Royal Soc. New Zea.* 21:83-100.
- Hammer, J., M. H. Kraak, and J. R. Parsons. 2012.** Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 1-44.
- Hasheminezhad, A., A. Farina, B. Yang, H. Ceylan, S. Kim, E. Tutumlu, and B. Cetin. 2024.** The utilization of recycled plastics in the transportation infrastructure systems: a comprehensive review. *Const. Build. Mat.* 411:134448.
- Hipfner, J. M., M. Galbraith, S. Tucker, K. R. Studholme, A. D. Domalik, S. F. Pearson, T. P. Good, P. S. Ross, and P. Hodum. 2018.** Two forage fishes as potential conduits for the vertical transfer of microfibres in Northeastern Pacific Ocean food webs. *Environ. Pollut.* 239:215-222.
- Høiberg, M. A., J. S. Woods, and F. Verones. 202).** Global distribution of potential impact hotspots for marine plastic debris entanglement. *Ecol. Ind.* 135:108509.
- Huang, X., H. Gao, Z. Li, F. Wu, Y. Gong, and Y. Li. 2022.** Microplastic contamination and risk assessment in blue shark (*Prionace glauca*) from the eastern tropical Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 184:114138.
- Jambeck, J. R., R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, and K. L. Law. 2015.** Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science.* 347(6223): 768-771.
- Jonathan, M. P., S. B. Sujitha, F. Rodriguez-Gonzalez, L. E. Campos-Villegas, C. J. Hernández-Camacho, and S. K. Sarkar. 2021.** Evidences of microplastics in diverse fish species off the western coast of Pacific Ocean, Mexico. *Oc. Coast. Manag.* 204:105544.
- Leal Filho, W., J. Hunt, and M. Kovaleva. 2021.** Garbage patches and their environmental implications in a plastisphere. *J. Mar. Sci. Eng.* 9:1289.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



- Lebreton, L. 2022.** The status and fate of oceanic garbage patches. *Nature Rev. Earth Environ.* 3:730-732.
- Lebreton, L., B. Slat, F. Ferrari, B. Sainte-Rose, J. Aitken, R. Marthouse, S. Hajbane, A. Cunsolo, A. Schwarz, A. Levivier, K. Noble, P. Debeljak, H. Maral, R. Schoeneich-Argent, R. Brambini, and J. Reisser. 2018.** Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Sci. Rep.* 8:4666.
- Lebreton, L., M. Egger, B. A. Slat. 2019.** A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean. *Sci. Rep.* 9 :12922.
- Li, W., Z. Pan, J. Xu, Q. Liu, Q. Zou, H. Lin, L. Wu, and H. Huang. 2022.** Microplastics in a pelagic dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) from the Eastern Pacific Ocean and the implications for fish health. *Sci. Tot. Environ.* 809:151126.
- Markic, A., C. Niemand, J. H. Bridson, N. Mazouni-Gaertner, J. C. Gaertner, M. Eriksen, and M. Bowen. 2018.** Double trouble in the South Pacific subtropical gyre: increased plastic ingestion by fish in the oceanic accumulation zone. *Mar. Pollut. Bull.* 136:547-564.
- Malthaner, L., X. Garcia, L. M. Rios-Mendoza, J. R. Rivera-Hernández, and F. Amezcua. 2024.** First data on anthropogenic microparticles in the gastrointestinal tract of juvenile scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) in the Gulf of California. *Fishes* 9(8):310.
- Mazariegos-Ortíz, C., M. Xajil-Sabán, E. Blanda, and D. Delvalle-Borrero. 2021.** Ocurrencia de microplásticos en el tracto digestivo de peces de la reserva natural de usos múltiples Monterrico, Guatemala. *Ecos.* 30(2):2188.
- Mizraji, R., C. Ahrendt, D. Perez-Venegas, J. Vargas, J. Pulgar, M. Aldana, F. P. Ojeda, C. Duarte, and C. Galbán-Malagón. 2017.** Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut? *Mar. Pollut. Bull.* 116(1-2) :498-500.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Nanda, S., B. R. Patra, R. Patel, J. Bakos, and A. K. Dalai. 2022. Innovations in applications and prospects of bioplastics and biopolymers: a review. *Environ. Chem. Let.* 20:379-395.

N O A A . 2 0 2 1 . G a r b a g e P a t c h e s .
<https://marinedebris.noaa.gov/info/patch.html>

Ory, N. C., P. Sobral, J. L. Ferreira, and M. Thiel. 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Sci. Tot. Environ.* 430-437.

Ogunola, O. S., O. A. Onada, and A. E. Falaye. 2018. Mitigation measures to avert the impacts of plastics and microplastics in the marine environment (a review). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25:9293-9310.

Ory, N., C. Chagnon, F. Felix, C. Fernández, J. L. Ferreira, C. Gallardo, O. Garcés Ordóñez, A. Henostroza, E. Laaz, R. Mizraji, H. Mojica, V. Murillo Haro, L. O. Medina, M. Preciado, P. Sobral, M. A. Urbina, and M. Thiel. 2018. Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 127:211-216.

Peng, L., F. Dongdong, Q. Huaiyuan, Q. L. Christopher, Y. Huamei, and G. Chengjun. 2020. Micro- and nano-plastics in marine environment: Source, distribution and threats -A review. *Sci. Tot. Environ.* 698:134254.

Pilla, S. 2011. Handbook of bioplastics and biocomposites engineering applications. Wiley.

Pinho, I., F. Amezcua, J. M. Rivera, C. Green-Ruiz, T. J. Piñón-Colin, and F. Wakida. 2022. First report of plastic contamination in batoids: plastic ingestion by Haller's Round Ray (*Urobatis halleri*) in the Gulf of California. *Environ. Res.* 211:113077.

Prasanth, S. M., P. S. Kumar, S. Harish, M. Rishikesh, S. Nanda, and D. V. N. Vo. 2021. Application of biomass derived products in mid-size automotive industries: a review. *Chemos.* 280:130723.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



- Prasteen, P., Y. Thushyanthy, T. Mikunthan, and M. Prabhakaran. 2018.** Bio-plastics - an alternative to petroleum based plastics. *Int. J. Res. Stud. Agric. Sci.* 4(1):1-7.
- Norwegian Environment Agency. 2015.** Microplastics. Norwegian Environment Agency, Norway.
- Rochman, C. M., A. Tahir, S. L. Williams, D. V. Baxa, R. Lam, J. T. Miller, F. C. Teh, S. Werorilangi, and S. J. Teh. 2015.** Anthropogenic debris in seafood: plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.* 5:14340.
- Ryan, P. G., C. J. Moore, J. A. van Franeker, C. L. Moloney. 2009.** Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Phil. Trans. Roy. Soc. B: Biol. Sci.* 364:1999-2012.
- Savoca, M. S., S. Kühn, C. Sun, S. Avery-Gomm, A. Choy, S. Dudas, S. H. Hong, D. Hyrenbach, T. H. Li, J. F. Provencher, and J. M. Lynch. 2022.** Towards a North Pacific Ocean long-term monitoring program for plastic pollution: A review and recommendations for plastic ingestion bioindicators. *Environ. Pollut.*, 310:119861.
- Savoca, M. S., A. G. McInturf, and E. L. Hazen. 2021.** Plastic ingestion by marine fish is widespread and increasing. *Glob. Change Biol.* 27:2188-2199.
- Salazar-Pérez, C., F. Amezcua, A. Rosales-Valencia, L. Green, J. E. Pollorena-Melendrez, M. A. Sarmiento-Martínez, I. Tomita Ramírez, B. D. Gil-Manrique, M. Y. Hernandez-Lozano, V. M. Muro-Torres, C. Green-Ruiz, T. D. J. Pinon-Colin, F. T. Wakida, and M. Barletta. 2021.** First insight into plastics ingestion by fish in the Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112705.
- Seltenrich, N. 2015.** New link in the food-chain? Marine plastic pollution and seafood safety. *Environ. H. Persp.* 123:34-41.
- Shamsuddin, I. M., J. A. Jafar, A. S. Abdulrahman Shawai, S. Yusuf, M. Lateefah, and I. Aminu. 2017.** Bioplastics as better alternative to petroplastics and their role in national sustainability: a review. *Adv. Biosci. Bioeng.* 5(4):63-70.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



- Thiel, M., G. Luna-Jorquera, R. Álavarez-Varas, C. Gallardo, I. A. Hinojosa, N. Luna, D. Miranda-Urbina, N. Morales, N. Ory, A. S. Pacheco, M. Portflitt-Toro, and C. Zavalaga. 2018.** Impacts of marine plastic pollution from continental coasts to subtropical gyres-fish, seabirds, and other vertebrates in the SE Pacific. *Front. Mar. Sci.* 5:1-16.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., Russell, A. E. (2004).** Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 838.
- Thompson R. C. 2015.** Microplastics in the Marine Environment: sources, consequences and solutions. Pages 185-200, in M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages eds. *Marine antropogenic litter*. Springer, Switzerland.
- Underwood, A. J. 1997.** Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press.
- Van Seville, E., C. Wilcox, L. Lebreton, N. Maximenko, B. D. Hardesty, J. A. van Franeker, M. Eriksen, D. Siegel, F. Galgani, and K. Lavender. 2015.** A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Let.* 10(12):124006.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Table 1. Plastic residues in elasmobranchs and teleosts from diverse FAO fishing areas in the Eastern Pacific

Family	Species	Plastic type	Tissue/organ	N	FAO fishing area	Concentration range	Plastic size	Reference
Elasmobranchs								
Carcharhinidae	<i>Prionace glauca</i>	Fibers	Pylorus	23	PEC	0.15 ± 0.38	45.87–3220.22 µm	Huang et al (2022)
Urotrygonidae	<i>Urobatis halleri</i>	Fibers	Gastrointestinal tract	142	PEC	10.2 (±7.4)	0.00821 mm to 0.953 mm	Pinho et al (2022)
Alopiidae	<i>Alopias pelagicus</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	3.31	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Alopiidae	<i>Alopias superciliosus</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	3.08	>200 µm	Cáceres-Farías et al (2023)
Carcharhinidae	<i>Prionace glauca</i>	Plastic bag	Stomach content	136	PSE	0.02 ± 0.01	17.5 – 25.5 cm	Fernández-Ojeda and Anastasopoulos (2019)
Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.85	>200 µm	Cáceres-Farías et al (2023)
Urotrygonidae	<i>Urotrygon chilensis</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.42	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Average of elasmobranchs from PEC						3.95±5.45 (10.2-0.15)		
Average of elasmobranchs from PSE						2.34±1.34 (3.31-0.02)		
Average of elasmobranchs						2.94±3.20		
Teleosts								
Alepisauridae	<i>Alepisaurus ferox</i>	Fibers	Gastrointestinal tract	1563	PNE	1	<500 µm	Savoca et al (2022)
Ammodontidae	<i>Ammodontes personatus</i>	Fibers	Stomach	734	PNE	1 - 9	<500 µm	Hipfner et al (2018)
Clupeidae	<i>Chupea pallasii</i>	Fibers	Stomach	205	PNE	5 - 27	<500 µm	Hipfner et al (2018)
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Fibers	Gastrointestinal tract	50	PNE	1	<500 µm	Savoca et al (2022)
Engraulidae	<i>Engraulis spp.^b</i>	Fibers	Gastrointestinal tract	354	PNE	0.6	<500 µm	Savoca et al (2022)
Salmonidae	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Fibers	Gut	40	PNE	1.2 (± 1.4)	<500 µm	Collicutt et al (2019)
Average of teleosts from PNE						4.13±6.04 (16-0.6)		
Acanthuridae	<i>Acanthurus lineatus</i>	Fragments, films, fibers	Gut	24	PEC	1.5	100-500 µm	Markic et al (2018)
Acanthuridae	<i>Ctenopoma striatus</i>	Fragments, fibers, films	Gut	27	PEC	1.6	100-500 µm	Markic et al (2018)



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Acanthuriidae	<i>Nasolituratus</i>	Fragments, films, fibers	Gut	28	PEC	1.8	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Acanthuriidae	<i>Nasouicornis</i>	Fragments, films, fibers	Gut	30	PEC	1.4	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Alepisauridae	<i>Alepisaurus ferox</i>	Monofilament line	Stomach	24	PEC	2.7 $\pm$ 2.0	17.7 $\pm$ 21.5 mm	Choy and Drazen (2013)
Ariidae	<i>Arius guatemalensis</i>	Fibers	Gut	7	PEC	1.5	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Atherinopsidae	<i>Atherinopsis californiensis</i>	Fibers	Gastrointestinal tract	7	PEC	0.6 ($\pm$ 0.9) 0 - 2	>500 μ m	Rochman et al (2015)
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	NA	Gastrointestinal tract	15	PEC	2	100 μ m	Jonathan et al (2021)
Carangidae	<i>Caranx caninus</i>	Threads	Gastrointestinal tract	562	PEC	2.7	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 - 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)
Carangidae	<i>Caranx papuensis</i>	Fragments, fibers, films	Gut	32	PEC	2.4	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Carangidae	<i>Decapterus macrostoma</i>	Fragments, fibers, films	Gut	25	PEC	1.1	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Carangidae	<i>Decapterus muroadsi</i>	Fragments, fibers, films	Gut	25	PEC	2.4	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Carangidae	<i>Seriola lalandi</i>	Fibers, fragments, films	Gut	15	PEC	1.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Carangidae	<i>Trachurus novaezealandiae</i>	Fibers, fragments, films	Gut	31	PEC	1.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Carangidae	<i>Trachinotus paitensis</i>	Threads	Gastrointestinal tract	4	PEC	3	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 - 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)
Clupeidae	<i>Lile stolifera</i>	Threads	Gastrointestinal tract	6	PEC	2	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 - 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)
Centrolophidae	<i>Schedophilus velaini</i>	Fragments, fibers, films	Gut	14	PEC	2.5	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Centropomidae	<i>Centropomus armatus</i>	Fibers	Gut	7	PEC	2.67	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Centropomidae	<i>Centropomus nigrescens</i>	Fibers, fragments	Gut	10	PEC	1.83	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Centropomidae	<i>Centropomus robalito</i>	Fibers, fragments	Gut	33	PEC	2.13	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Centropomidae	<i>Centropomus viridis</i>	Fibers, films	Gut	10	PEC	1.5	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Characidae	<i>Astyanax aeneus</i>	Fibers, fragments, films	Gut	26	PEC	2.92	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Cheilodactylidae	<i>Nemadactylus macropterus</i>	Fibers, fragments, films	Gut	23	PEC	3.5	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fibers	Gut	5	PEC	1	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Clupeidae	<i>Lile gracilis</i>	Fibers	Gut	12	PEC	2.4	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Clupeidae	<i>Opisthonema sp.</i>	Fibers	Intestinal tract	30	PEC	36.7($\pm$ 0.86)	<500 μ m	Bermúdez-Guzmán et al (2020)
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Fragments, fibers, films	Gut	10	PEC	2.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Fragments, fibers, films	Gut	51	PEC	17.6	NA	Castillo-Rosas et al (2023)
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Fibers	Stomach	32	PEC	62	0.25-5.0 mm	Alejo-Plata et al (2019)
Cyclopetidae	<i>Citharichthys sordidus</i>	fiber, film	Gastrointestinal tract	5	PEC	1 ($\pm$ 1.2) 0 - 3	>500 μ m	Rochman et al (2015)
Eleotridae	<i>Dormitator latifrons</i>	Fibers, fragments, films	Gut	248	PEC	1.59	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Engraulidae	<i>Engraulis mordax</i>	Fiber, film, monofilament	Gastrointestinal tract	10	PEC	0.3 ($\pm$ 0.5) 0 - 1	>500 μ m	Rochman et al (2015)
Exocoetidae	<i>Cheilopogon pitcairnesis</i>	Fragments, fibers, films	Gut	21	PEC	1.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Gempylidae	<i>Thyrssites atun</i>	Fragments, fibers, films	Gut	28	PEC	1.9	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Gerreidae	<i>Diapterus peruvianus</i>	Fibers, films, fragments	Gut	13	PEC	1.8	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Gerreidae	<i>Eucinostomus dowii</i>	NA	Gastrointestinal tract	21	PEC	30	100 μ m	Jonathan et al (2021)
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	Threads	Gastrointestinal tract	2	PEC	4.5	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 - 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)
Gerreidae	<i>Polydactylus approximans</i>	Threads	Gastrointestinal tract	34	PEC	1	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 - 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Gobiidae	<i>Gobiomorus maculatus</i>	Fibers, fragments, films	Gut	27	PEC	2.31	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Gobiidae	<i>Gobionellus microdon</i>	Fibers, fragments, films	Gut	39	PEC	2.41	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Hexagrammidae	<i>Ophiodon elongatus</i>	Film	Gastrointestinal tract	11	PEC	0.1 (± 0.3) 0 - 1	>500 μ m	Rochman et al (2015)
Kyphosidae	<i>Girella tricuspidata</i>	Fragments, fibers, films	Gut	20	PEC	5.9	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Kyphosidae	<i>Kyphosus sandwichensis</i>	Fragments, fibers, films	Gut	39	PEC	4.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Lampridae	<i>Lampris</i> sp (big eye)	Colored plastic	Stomach	29	PEC	2.3	10.6 $\pm$ 10.3 mm	Choy and Drazen (2013)
Lampridae	<i>Lampris</i> sp (small eye)	Colored plastic, white plastic	Stomach	5	PEC	5.8	27.9 $\pm$ 21.0 mm	Choy and Drazen (2013)
Lethrinidae	<i>Gnathodentex aureolinatus</i>	Fragments, fibers, films	Gut	29	PEC	1.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Lethrinidae	<i>Lethrinus amboinensis</i>	Fragments, fibers, films	Gut	26	PEC	1.7	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Lethrinidae	<i>Lethrinus obsoletus</i>	Fragments, fibers, films	Gut	30	PEC	1.3	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Loricariidae	<i>Pterygoplichthys</i> sp.	Fibers, fragments	Gut	1	PEC	4	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Lutjanidae	<i>Eucinostomus entomelas</i>	Threads	Gastrointestinal tract	254	PEC	2.4	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 - 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)
Lutjanidae	<i>Lutjanus colorado</i>	Threads	Gastrointestinal tract	2	PEC	1	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 - 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)
Lutjanidae	<i>Lutjanus gibbus</i>	Fragments, fibers, films	Gut	29	PEC	1.7	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Monacanthidae	<i>Meuschenia scaber</i>	Fibers, fragments, films	Gut	19	PEC	2.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Moronidae	<i>Morone saxatilis</i>	Fiber, film, foam	Gastrointestinal tract	7	PEC	0.9 (± 1.2) 0 - 3	>500 μ m	Rochman et al (2015)
Mugilidae	<i>Ellochelon vaigiensis</i>	Fragments, fibers, films	Gut	33	PEC	4.3	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Fibers, fragments, films	Gut	22	PEC	2.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	Fibers, fragments, films	Gut	171	PEC	2.62	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	Threads	Gastrointestinal tract	6	PEC	6	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 – 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)
Myctophidae	<i>Hygophym reinhardtii</i>	Fragments, film, fishing line, styrofoam, filaments	Gut	NA	PEC	1.3 ($\pm$ 0.71)	1-2.79 mm	Boerger et al (2010)
Myctophidae	<i>Loweina interrupta</i>	Fragments, film, fishing line, styrofoam, filaments	Gut	NA	PEC	1.0	1-2.79 mm	Boerger et al (2010)
Myctophidae	<i>Myctophum auroilanternatum</i>	Fragments, film, fishing line, styrofoam, filaments	Gut	NA	PEC	6.0 ($\pm$ 8.99)	1-2.79 mm	Boerger et al (2010)
Myctophidae	<i>Symbolophorus californiensis</i>	Fragments, film, fishing line, styrofoam, filaments	Gut	NA	PEC	7.2 ($\pm$ 8.39)	1-2.79 mm	Boerger et al (2010)
Poeciliidae	<i>Poecilia butleri</i>	Fibers, films	Gut	14	PEC	1.5	10-100 μ m	Mazariegos-Ortiz et al (2021)
Polynemidae	<i>Menticirrhus elongatus</i>	Threads	Gastrointestinal tract	4	PEC	1	2.71 $\pm$ 2.95 (0.23 – 19.86) mm	Salazar-Pérez et al (2021)
Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	Fragments, fibers, films	Gut	10	PEC	1.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Salmonidae	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	fiber	Gastrointestinal tract	4	PEC	0.25 ($\pm$ 0.5) 0 - 1	>500 μ m	Rochman et al (2015)
Scaridae	<i>Scarus niger</i>	Fragments, films, fibers	Gut	30	PEC	1.1	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Scaridae	<i>Scarus oviceps</i>	Fragments, films, fibers	Gut	45	PEC	2.8	100-500 μ m	Markic et al (2018)
Scaridae	<i>Scarus psittacus</i>	Fragments, fibers, films	Gut	30	PEC	1.0	100-500 μ m	Markic et al (2018)



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Scomberesocidae	<i>Cololabis saira</i>	Fragments, film, fishing line, styrofoam, filaments	Gut	NA	PEC	3.2 (±3.05)	1-2.79 mm	Boerger et al (2010)
Scombridae	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Fragments, films, fibers	Gut	26	PEC	1.5	100-500 µm	Markic et al (2018)
Scombridae	<i>Thunnus albacares</i>	Fragments, fibers, films	Gut	10	PEC	3.1	100-500 µm	Markic et al (2018)
Sebastidae	<i>Sebastes flavidus</i>	Fiber	Gastrointestinal tract	3	PEC	0.3 (±0.6) 0 - 1	>500 µm	Rochman et al (2015)
Sebastidae	<i>Sebastes mystinus</i>	Fibers	Gastrointestinal tract	10	PEC	0.2 (±0.4) 0 - 1	>500 µm	Rochman et al (2015)
Serranidae	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	NA	Gastrointestinal tract	17	PEC	27	100 µm	Jonathan et al (2021)
Siganidae	<i>Siganus punctatus</i>	Fragments, films, fibers	Gut	29	PEC	1.8	100-500 µm	Markic et al (2018)
Sparidae	<i>Pagrus auratus</i>	Fibers, fragments, films	Gut	22	PEC	1.0	100-500 µm	Markic et al (2018)
Sparidae	<i>Calamus brachyomus</i>	NA	Gastrointestinal tract	16	PEC	5	100 µm	Jonathan et al (2021)
Sphyraenidae	<i>Sphyraena forsteri</i>	Fragments, films, fibers	Gut	12	PEC	1.5	100-500 µm	Markic et al (2018)
Stomiidae	<i>Astronesthes indopacifica</i>	Fragments, film, fishing line, styrofoam, filaments	Gut	NA	PEC	1.0	1-2.79 mm	Boerger et al (2010)
Triglidae	<i>Chelidonichthys kumu</i>	Fibers, fragments, films	Gut	27	PEC	2.0	100-500 µm	Markic et al (2018)
Average of teleosts from PEC						4.2±8.89 (62-0.1)		
Anthiidae	<i>Hemanthias peruanus</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.11	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Atherinopsidae	<i>Odontesthes regia</i>	Fragments	Gut	9	PSE	0.1 (±0.1)	<500 µm	Ory et al (2018)
Blenniidae	<i>Scarthycthis viridis</i>	Microfibers	Gastrointestinal tract	19	PSE	14 (max 36)	<1 mm	Mizraji et al (2017)
Carangidae	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.44	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Carangidae	<i>Decapterus muroadsi</i>	NA	Gut	20	PSE	2.5	0.2 - 5 mm	Ory et al (2017)
Carangidae	<i>Selene peruviana</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	1.82	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Centropomidae	<i>Centropomus robalito</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.11	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Clupeidae	<i>Opisthonema libertate</i>	Threads	Gut	20	PSE	0.05(±0.04)	<500 µm	Ory et al (2018)
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.69	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Eleotridae	<i>Dormitator latifrons</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.00	>200 µm	Cáceres-Farías et al (2023)
Engraulidae	<i>Cetengraulis mysticetus</i>	Fragments	Gut	30	PSE	0.03(±0.03)	<500 µm	Ory et al (2018)
Engraulidae	<i>Cetengraulis mysticetus</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.08	>200 µm	Cáceres-Farías et al (2023)
Engraulidae	<i>Engraulis ringens</i>	Fragments	Gut	13	PSE	0.1(±0.1)	<500 µm	Ory et al (2018)
Gerreidae	<i>Diapterus brevirostris</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	1.67	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Kyphosidae	<i>Girella laevis</i>	Microfibers	Gastrointestinal tract	16	PSE	61 (max 238)	<1 mm	Mizraji et al (2017)
Lutjanidae	<i>Lutjanus argentiventris</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.58	>200 µm	Cáceres-Farías et al (2023)
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.56	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Sciaenidae	<i>Cynoscion analis</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	3.00	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Sciaenidae	<i>Cynoscion stolzmanii</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.55	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Sciaenidae	<i>Larimus argentus</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.17	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Scombridae	<i>Scomber japonicus</i>	Fragments	Gut	30	PSE	0.03(±0.03)	<500 µm	Ory et al (2018)
Serranidae	<i>Diplectrum maximum</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	1.80	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Stromateidae	<i>Peprilus medius</i>	NA	Digestive tract	15	PSE	2.00	>200 µm	Alfaro-Núñez et al (2021)
Average of teleosts from PSE						4.84±12.54 (61-0.03)		
Average of all teleosts						4.32±9.61 (62-0.03)		

NA, not available; PEC, Pacific, Eastern Central; PNE, Pacific, Northeast; PSE, Pacific Southeast; ^b *Engraulis japonicus* and *E. mordax*



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Revista CIMAR UAS

REVISTA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

ISSN (en trámite)



latindex



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Revisión Científica

Criopreservación en peces marinos

Cryopreservation in marine fish



1. Víctor Alfonso Roman-Muro



0009-0008-3151-9995

Posgrado en Recursos Acuáticos,
Facultad de Ciencias del Mar,
Universidad Autónoma de Sinaloa,
Paseo Claussen S/N. Col. Los Pinos,
C.P. 82000 Mazatlán, Sinaloa, México.

Autor de correspondencia: victoralfonso54@live.com.mx



2. Marisela Aguilar-Juárez



0000-0003-0862-5542

Facultad de Ciencias del Mar,
Universidad Autónoma de Sinaloa,
Paseo Claussen S/N. Col. Los Pinos,
C.P. 82000 Mazatlán, Sinaloa, México.



3. Enrique Jhonatan Romo-Martínez



0000-0002-4371-0665

Universidad Politécnica de Sinaloa,
Unidad Académica de Ingeniería en
Tecnología Ambiental, Carretera Municipal
Libre Mazatlán-Higueras Km.3 Colonia
Genaro Estrada, C.P. 82190, Mazatlán,
Sinaloa, México.

Recibido 16 de julio 2025

Aceptado 14 de septiembre 2025



Criopreservación en peces marinos

Cryopreservation in marine fish

► RESUMEN

El presente documento es una revisión del conocimiento desarrollado hasta ahora sobre teoría y técnicas sobre criopreservación de peces marinos. La criopreservación se ha consolidado como una herramienta eficaz en la conservación del material genético de diversas especies con relevancia comercial, ecológica o que presenten problemas de extinción. La efectividad del protocolo puede ser determinada mediante el monitoreo de la calidad y viabilidad de las muestras conservadas en condiciones criogénicas. Se sugiere explorar el uso y la comercialización responsable de semen crioconservado e impulsar el desarrollo de técnicas para criopreservación con el objetivo de ampliar las herramientas disponibles para su uso en granjas acuícolas.

Palabras clave: Criopreservación, Peces.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

► ABSTRACT

This document reviews the knowledge developed to date on the theory and techniques of marine fish cryopreservation. Cryopreservation has established itself as an effective tool for conserving the genetic material of various species with commercial or ecological relevance, or those facing extinction problems. The effectiveness of the protocol can be determined by monitoring the quality and viability of samples preserved under cryogenic conditions. It is suggested that the responsible use and marketing of cryopreserved semen be explored, and that the development of cryopreservation techniques be promoted, with the goal of expanding the tools available for use in aquaculture farms.

Keywords: Cryopreservation, Fish

► INTRODUCCIÓN

La criopreservación se ha consolidado como una herramienta eficaz en la conservación del material genético de diversas especies con relevancia comercial, ecológica o que presenten problemas de extinción (Magnotti et al., 2018; Judycka et al., 2019). Los beneficios de la técnica se han visto reflejados en diversas especies marinas de interés comercial (Paniagua-Chávez et al 2011), principalmente en la optimización de programas utilizados en el cultivo de peces, en la facilidad de intercambio genético entre centros de producción de organismos y en el resguardo de líneas genéticas relevantes para la investigación enfocada en el mejoramiento de poblaciones de interés comercial (Cabrita et al., 2010; Yongsheng et al., 2020).

Durante el proceso de la criopreservación, material biológico es mantenido en ultra-bajas temperaturas (-196 °C) en nitrógeno líquido, esto con el propósito de bajar su tasa metabólica sin afectar su viabilidad y poder restituirla en el momento más oportuno (Cabrita et al., 2022). Bajo estas condiciones, el material biológico preservado presenta un estado similar a la animación suspendida en donde las actividades biológicas de la célula se detienen, incluyendo las reacciones bioquímicas responsables de la degradación del ADN (Hagedorn et al., 2018; Betsy y Kumar, 2020).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

No obstante, durante este proceso es recomendable tener bajo control los cambios bruscos de temperatura, la formación de hielo y el estrés osmótico, los cuales pueden comprometer los mecanismos biológicos y bioquímicos en estos sistemas y ocasionar daños irreversibles (Hazevehei et al 2018; Contreras et al., 2019). Por tanto, el uso de diluyentes o soluciones extensoras (SE), así como aditivos formulados específicamente para mantener la viabilidad, conocidos como Agentes crioprotectores (ACP), son determinantes en los sistemas biológicos que pretenden ser preservados en estas condiciones de temperatura (Hazevehei et al 2018). Finalmente, la efectividad del protocolo puede ser determinada mediante el monitoreo de la calidad y viabilidad de las muestras conservadas en condiciones criogénicas (Medina-Robles et al., 2020):

Diluyentes

Las SE son diluyentes cuya que poseen la función de evitar el deterioro de las funciones biológicas durante condiciones criogénica, generalmente de carácter especie-específico (Contreras et al., 2019). La composición química de estos diluyentes es muy variada, sin embargo, en el caso de peces, se recomienda esté en función de la composición del plasma seminal de la especie en cuestión (Bobe y Labbe 2009; Paniagua-Chávez et al 2011) y precisamente la especificidad de los protocolos se debe a que las características biológicas del esperma varían dependiendo de características específicas de los organismos (Magnotti et al., 2018). En espermatozoides de peces, los diluyentes utilizados pueden ser simples (1-2 ingredientes) o de composición compleja, cuando se mezclan varios aditivos (Betsy y Kumar 2020). Su función es mantener en estado de inactivación a estos gametos, controlar el equilibrio osmótico entre la célula y el medio, así como los problemas de contaminación ocasionados por bacterias (Bobe y Labbe 2009; Trigo et al., 2015).

Por otro lado, los ACP son aditivos que se agregan a las SE y contribuyen al minimizar el daño producido por la formación de cristales de hielo durante la congelación y descongelación de las células (Bustamante-



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

González et al., 2019). Debido a la diversidad biológica entre especies acuáticas, los protocolos de crioconservación, incluida la elección y concentración de los crioprotectores, deben ser específicos para cada especie (Martínez-Paramo et al., 2017).

Evaluación de calidad del esperma

Durante la criopreservación las células están sometidas a procesos que causan varias formas de estrés (como el choque por frío, las tasas de enfriamiento y congelación, la composición del diluyente y el estrés osmótico). Estos procesos provocan “criodaños” las cuales pueden variar en severidad, desde letales hasta subletales lo que causa una disminución en la calidad del material criopreservado (Boryshpolets et al., 2020). Es por esto que se han desarrollado varios parámetros para medir la calidad (motilidad) y viabilidad de las células criopreservadas.

Motilidad espermática

La motilidad espermática se reconoce actualmente como el biomarcador más usado para evaluar la calidad del esperma en peces, ya que refleja la capacidad de los espermatozoides para desplazarse y, por tanto, la probabilidad de éxito en la fertilización (Medina-Robles et al., 2020; Ciereszko et al., 2020). Una elevada motilidad, entendida como movimiento progresivo hacia adelante se correlaciona de manera consistente con mayores tasas de fertilización y eclosión en diversas especies (Thilak-Pon-Jawahar y Betsy 2020). Además, la velocidad de desplazamiento de los espermatozoides se asocia directamente con su habilidad para fecundar el óvulo, dado que este movimiento es indispensable para que la célula alcance el sitio de la fecundación (Medina-Robles et al., 2020; Thilak-Pon-Jawahar y Betsy 2020). Por lo tanto, el porcentaje de espermatozoides móviles y su velocidad media constituyen indicadores objetivos y predictivos de la viabilidad reproductiva post-congelación (Medina-Robles et al., 2020; Ciereszko et al., 2020).

Integridad de membrana

En el espermatozoide la membrana plasmática desempeña un papel crucial en la regulación de la concentración intracelular de iones, lo cual



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

es esencial para la motilidad espermática mediante diversas vías de señalización, por lo que su integridad es fundamental y se utiliza ampliamente como un parámetro de viabilidad espermática (Horokhovatskyi et al., 2016). Los métodos utilizados para la evaluación de la integridad de membrana se basan en la tinción dual con colorantes fluorescentes que permite distinguir entre células con membranas íntegras y dañadas, esto es posible debido a que la membrana plasmática está compuesta por una delgada bicapa lipídica que actúa como barrera protectora con permeabilidad selectiva lo que causa que las células con membranas dañadas permitan el ingreso de los colorantes (Cartón-García et al., 2013; Figueroa et al., 2016).

Integridad de mitocondria

La integridad mitocondrial, por su parte, desempeña un papel esencial en la funcionalidad espermática, especialmente bajo condiciones de criopreservación. Esto debido a que los espermatozoides de peces disponen únicamente de reservas de ATP suficientes para mantener la motilidad por cortos periodos y, por tanto, la calidad de las mitocondrias y sus reservas energéticas resultan determinantes para el éxito de la fecundación (Bustamante-González et al., 2019). Durante el proceso de congelación, las estructuras mitocondriales pueden verse drásticamente afectadas lo que conduce a una disminución del ATP necesario para el movimiento flagelar y, por ende, a una pérdida de motilidad (Cabrita et al., 2022).

Integridad de ADN

La integridad del ADN espermático constituye otro pilar fundamental para la transferencia óptima de información genética a la siguiente generación, ya que el espermatozoide debe transportar el ADN paterno al óvulo sin que se produzcan rupturas o alteraciones en la cromatina, pues cualquier daño en el ADN puede repercutir negativamente en la fertilidad y en el desarrollo embrionario (Bustamante-González et al., 2019). La criopreservación, a través de la formación de cristales de hielo, el estrés osmótico y el estrés oxidativo, puede inducir daños en la estructura del ADN sin necesariamente afectar otros parámetros de calidad como la motilidad (Martinez-Paramo et al., 2009; Gallego y Asturiano, 2019; Medina-Robles et al., 2020).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Criobancos

La criopreservación es una herramienta ampliamente utilizada en los criobancos o bancos de recursos genéticos son instituciones en las cuales se preserva el material genético de múltiples organismos en ultra-bajas temperaturas. A nivel mundial, operan criobancos como el Frozen Ark Consortium (Reino Unido), Cryo-Brehm (Alemania), RIFCH Bank (República Checa), CryoAqua (Francia), USDA-NAGP (EE. UU.) y EMBRAPA (Brasil), que buscan conservar la diversidad genética principalmente de especies endémicas (Martínez-Paramo et al., 2017). En México, se ha establecido el Centro Nacional de Recursos Genéticos, que forma parte del Sistema Nacional de Recursos Genéticos. Los objetivos del CNRG incluyen preservar y proteger los recursos genéticos del país, así como contribuir y promover el uso ordenado y racional de los recursos genéticos de México (Paniagua-Chávez et al. 2011).

Las investigaciones en crioconservación han abarcado diferentes formas de material genético en peces, incluyendo espermatozoides, células somáticas, células germinales, ovocitos y embriones. Sin embargo, el material genético más comúnmente crioconservado son los espermatozoides, esto debido a su pequeño tamaño y relativa resistencia al enfriamiento, además de ocupar menos espacio de almacenamiento (Medina-Robles et al., 2020; Cabrita et al., 2022).

Criopreservación de germoplasma de peces marinos

La criopreservación de esperma en peces marinos se encuentra menos desarrollada en comparación con las especies de agua dulce, esto debido a que la mayoría de las especies marinas cultivadas se reproducen de forma natural en condiciones de cultivo, lo que reduce la necesidad de técnicas como la fertilización artificial (Martínez-Paramo et al., 2017; Cabrita et al., 2022).

No obstante, la criopreservación de especies de peces de ecosistemas marinos, ha sido relevante para el manejo de programas de mejoramiento genético y en la gestión de reproductores que aseguran la producción del cultivo de estos organismos (Martínez-Paramo et al., 2017).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

En la siguiente tabla (Tabla 1) podemos observar protocolos simplificados de criopreservación de algunas especies de importancia comercial, en esta tabla podemos observar que, a pesar de que los organismos pertenezcan a una misma familia, estos varían tanto en la solución extender a utilizar como en el agente crioprotectante más efectivo.

Tabla 1. Familias con especies que poseen protocolos de criopreservación. Protocolos de conservación para distintas especies de peces.

Familia	Especie	SE y ACP	Dilución	Cita
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>	Solución C y DMSO 10%	1:3	Sanches et al. (2013)
	<i>L. argentimaculatus</i>	Ringer y DMSO 10%	1:1	Vuthiphandchai et al. (2009)
	<i>L. campechanus</i>	cf-HBSS y DMSO 10%	1:3	Riley et al. (2004)
	<i>L. synagris</i>	Solución C y DMSO 10%	1:3	Sanches et al. (2015)
Scombridae	<i>Thunnus orientalis</i>	NaCl y Metanol 10%	1:9	Gwo et al. (2005)
Gadidae	<i>Gadus morhua</i>	Mounib y Propilenglicol 10%	1:3	Rideout et al. (2004)
	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Mounib y Propilenglicol 10%	1:3	Rideout et al. (2004)
Epinephelidae	<i>Epinephelus bruneus</i>	LG-ASP2 y Glicerol 10%	1:2	Lim y Le (2013)
	<i>E. coioides</i>	NaCl y Trehalosa 15%	1:1	Peatpisut y Bart (2010)
	<i>E. moara</i>	NaCl, BSA y DMSO 10%	1:9	Cabrita et al. (2009)
	<i>E. septemfasciatus</i>	FBS y DMSO 5%	1:49	Koh et al. (2010)
Sparidae	<i>Pagrus major</i>	HBSS y DMSO 15%	1:3	Chen et al. (2010)
	<i>Sparus aurata</i>	NaCl y DMSO 10%	1:6	Cabrita et al. (2005)
Pleuronectidae	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	MTE y Metanol 10%	1:3	Babiak et al. (2008)
Lateolabracidae	<i>Lateolabrax japonicus</i>	Ringer y DMSO 10%	1:1	Ji et al. (2004)



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



De cara al futuro

La criopreservación aún está en la búsqueda de mejorarse a sí misma y para esto, algunos autores proponen la estandarización de metodologías, instrumentación y variables de calidad espermática que permitan generar protocolos transferibles al sector productivo (Martínez-Paramo et al., 2017; Medina-Robles et al., 2020). Por otro lado, es fundamental promover bancos de recursos genéticos para especies ícticas nativas, acompañados de la adecuada identificación genética y evaluación molecular de daños celulares, garantizando así la calidad del material preservado (Medina-Robles et al., 2020). Por último y no menos importante, se sugiere explorar el uso y la comercialización responsable de semen crioconservado, e impulsar el desarrollo de técnicas para criopreservación con el objetivo de ampliar las herramientas disponibles para su uso en granjas acuícolas (Cabrita et al., 2022).

► LITERATURA CITADA

- Babiak, I., Bolla, S., & Ottesen, O. (2008).** Suitable methods for cryopreservation of semen from Atlantic halibut (z). *Aquaculture International*, 16, 561-572.
- Betsy, J., Kumar, S. (2020).** *Cryopreservation: History and Development*. In: Betsy, J., Kumar, S. (eds) Cryopreservation of Fish Gametes. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4025-7_6
- Bobé, J., & Labbé, C. (2008).** *Chilled storage of sperm and eggs*. In Methods in Reproductive Aquaculture (pp. 241-258). <https://doi.org/10.1201/9780849380549>.
- Boryshpolets, S., Kholodnyy, V., Cosson, J., & Dzyuba, B. (2020).** Fish sperm quality evaluation after cryopreservation. Cryopreservation of fish gametes, 117-133.
- Bustamante-González, J. D., Rodríguez-Gutiérrez, M., Cortés-García, A., Arenas-Ríos, E., Figueroa-Lucero, G., & Ávalos-Rodríguez, A. (2019).** Fisiología y criopreservación del espermatozoide en teleósteos. *AquaTIC*, 53, 1-17.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

- Cabrita, E., Robles, V., Cuñado, S., Wallace, J. C., Sarasquete, C., & Herráez, M. P. (2005).** Evaluation of gilthead sea bream, *Sparus aurata*, sperm quality after cryopreservation in 5 mL macrotubes. *Cryobiology*, 50(3), 273–284.
- Cabrita, E., Engrola, S., Conceição, L. E. C., Pousão-Ferreira, P., & Dinis, M. T. (2009).** Successful cryopreservation of sperm from sex-reversed dusky grouper, *Epinephelus marginatus*. *Aquaculture*, 287, 152–157.
- Cabrita, E., Sarasquete C., Martinez-Paramo S., Robles V., Beirao J., Perez-Cerezale S. & Herraes M. P. (2010).** Cryopreservation of fish sperm: applications and perspectives. *Journal of Applied Ichthyology* 26, 623–635.
- Cabrita, E., Horváth, Á., Marinović, Z., & Asturiano, J. F. (2022).** *Technologies and strategies for ex situ conservation of aquatic organisms: the role of cryopreservation in long-term management*. Cellular and Molecular Approaches in Fish Biology (pp. 1-48). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822273-7.00011-2>
- Chen, Y. K., Liu, Q. H., Li, J., Xiao, Z. Z., Xu, S. H., & Shi, X. H. (2010).** Effect of long-term cryopreservation on physiological characteristics, antioxidant activities and lipid peroxidation of red sea bream (*Pagrus major*) sperm. *Cryobiology*, 61(2), 189–193.
- Ciereszko, A., Judycka, S., Nynca, J., Słowińska, M., Dietrich, M.A. (2020).** *Factors Influencing Milt Quality in Fishes and Its Usefulness to Cryopreservation*. In: Betsy, J., Kumar, S. (eds) *Cryopreservation of Fish Gametes*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4025-7_3.
- Gallego, V., & Asturiano, J. F. (2019).** Fish sperm motility assessment as a tool for aquaculture research: a historical approach. *Reviews in Aquaculture*, 11(3), 697–724.
- Gwo, H.-H., Weng, T.-S., Fan, L.-S., & Lee, Y.-H. (2005).** Development of cryopreservation procedures for semen of Pacific bluefin tuna *Thunnus orientalis*. *Aquaculture*, 249, 205–211.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

- Hagedorn, M. M., Daly, J. P., Carter, V. L., Cole, K. S., Jaafar, Z., Lager, C. V., & Parenti, L. R. (2018). Cryopreservation of fish spermatogonial cells: the future of natural history collections. *Scientific Reports*, 8(1), 6149.
- Horokhovatskyi Y., Sampels S., Cosson J (2016). Lipid composition in common carp (*Cyprinus carpio*) sperm possessing different cryoresistance. *Cryobiology* 73, 282-285.
- Ji, X., Chen, S., Tian, Y., Yu, G., Sha, Z., Xu, M. and Zhang, S. (2004). Cryopreservation of sea perch (*Lateolabrax japonicus*) spermatozoa and feasibility for production-scale fertilization. *Aquaculture*, 241(1-4), 517-528.
- Judycka, S., Nynca, J., Liszewska, E., Mostek, A., & Ciereszko, A. (2019). Comparative analysis of sperm freezability of sex-reversed female brook trout and sex-reversed female rainbow trout semen. *Aquaculture*, 498, 201-207.
- Koh, I. C. C., Yokoi, K. I., Tsuji, M., Tsuchihashi, Y., & Ohta, H. (2010). Cryopreservation of sperm from seven-band grouper, *Epinephelus septemfasciatus*. *Cryobiology*, 61(3), 263–267.
- Lim, H. K., & Le, M. H. (2013). Evaluation of extenders and cryoprotectants on motility and morphology of longtooth grouper (*Epinephelus bruneus*) sperm. *Theriogenology*, 79(5), 867–871.
- Magnotti, C., Cerqueira, V. R., Lee-Estevez, M., Farías, J. G., Valdebenito, I., & Figueroa, E. (2018). Cryopreservation and vitrification of fish semen: a review with special emphasis on marine species. *Reviews in Aquaculture*, 10(1), 15-25.
- Martínez-Páramo, S., Horváth, Á., Labbé, C., Zhang, T., Robles, V., Herráez, P., & Cabrita, E. (2017). Cryobanking of aquatic species. *Aquaculture*, 472, 156-177.
- Medina-Robles, V. M., Duarte-Trujillo, A. S., & Cruz-Casallas, P. E. (2020). Crioconservación seminal en peces de agua dulce: aspectos biotecnológicos, celulares y bioquímicos. *Orinoquia*, 24(2), 51-78.



- Paniagua-Chávez, C. G., Ortiz-Gallarza, S. M., & Aguilar-Juárez, M. (2011).** Subsistema Nacional de Recursos Genéticos Acuáticos: uso de la criopreservación para la conservación de los recursos genéticos acuáticos en México. *Hidrobiológica*, 21(3), 415-429.
- Peatpisut, T., & Bart, A. N. (2010).** Cryopreservation of sperm from natural and sex-reversed orange-spotted grouper (*Epinephelus coioides*). *Aquaculture Research*, 42(1), 22–30.
- Riley, K. L., Holladay, C. G., Chesney, E. J. and Tiersch, T. R. (2004).** Cryopreservation of sperm of red snapper (*Lutjanus campechanus*). *Aquaculture*, 238(1-4), 183-194.
- Thilak Pon Jawahar, K. & Betsy, J. (2020).** *Cryopreservation of Fish Gametes: An Overview*. In: Betsy, J., Kumar, S. (eds) *Cryopreservation of Fish Gametes*. Springer, Singapore.
- Sanches, E., Oliveira, I., Serralheiro, P., & Cerqueira, V. (2013).** Cryopreservation of mutton snapper (*Lutjanus analis*) sperm. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 85(3), 1083–1091.
- Sanches, E., Oliveira, I., Serralheiro, P., & Cerqueira, V. (2015).** Sperm cryopreservation of lane snapper *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758). *Brazilian Journal of Biology*, 75(3), 662-9. doi: 10.1590/1519-6984.20613
- Vuthiphandchai, V., Thadsri, I. and Nimrat, S. (2009).** Chilled storage of walking catfish (*Clarias macrocephalus*) semen. *Aquaculture*, 296(1-2), 58-64.
- Yongsheng, T., Jingjing, Z., Zhentong, L., Ziqi, L., & Linna, W. (2020).** Cryopreservation of Marine Fish Sperm. In: Betsy, J., Kumar, S. (eds) *Cryopreservation of Fish Gametes*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4025-7_9, 187-210.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Revisión Científica

Probióticos en la acuicultura

Probiotics in Aquaculture



1. Itzelt Lopez-Lopez

Maestría en Ciencias en Recursos Acuáticos, Universidad Autónoma de Sinaloa, Facultad de Ciencias del Mar, Paseo Claussen s/n C.P. 82040, Mazatlán, Sinaloa.

Autor de correspondencia: lopezitzelt4@gmail.com



2. Yecenia Gutiérrez-Rubio

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. Paseo Claussen s/n, Mazatlán, Sinaloa, C.P. 82040. México

latindex



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Recibido 24 de junio 2025

Aceptado 19 de septiembre 2025



Probióticos en la acuicultura

Probiotics in Aquaculture

► RESUMEN

La acuicultura es un sector que ha adquirido gran relevancia con el tiempo. De hecho, ha superado a la pesca como principal productora de organismos acuáticos, convirtiéndose así en una actividad de crucial importancia social y económica. Sin embargo, a pesar de los grandes beneficios que nos ofrece, la intensificación de la producción de este sector ha enfrentado desafíos como el incremento de las enfermedades, siendo este uno de los principales problemas que enfrenta la acuicultura. Frente a este escenario, los antibióticos son uno de los tratamientos principales para atender y prevenir las enfermedades. No obstante, el mal manejo y uso excesivo de estos compuestos ha ocasionado algunos problemas como la resistencia bacteriana, riesgos para la salud humana y la contaminación de los cuerpos de aguas receptoras de los desechos de esta actividad. Debido a la respuesta negativa que se ha tenido de estos fármacos, se ha optado por buscar alternativas que a diferencia de los antibióticos sean amigables con el cultivo y con el ambiente, como el uso de los probióticos. La implementación de estos en la acuicultura ha demostrado beneficios y ha funcionado como una alternativa más ecológica de los antibióticos para combatir las enfermedades.

Palabras claves: Antibióticos, impacto ambiental, enfermedades, resistencia bacteriana.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



► ABSTRACT

Aquaculture is a sector that has gained great relevance over time, even surpassing fisheries to become the main producer of aquatic organisms. As a result, it has also become an important social and economic activity. However, despite the many benefits it offers, the intensification of production in this sector has faced several challenges, with the increase in diseases being one of the main problems affecting aquaculture. Antibiotics have traditionally been considered one of the primary treatments for preventing and controlling diseases. Nevertheless, the improper management and excessive use of these antibacterial compounds have led to several issues, including bacterial resistance, risks to human health, and pollution of water bodies receiving waste from this activity. Due to the negative outcomes associated with these drugs, alternative solutions have been sought—ones that, unlike antibiotics, are more compatible with both aquaculture systems and the environment, such as the use of probiotics. The implementation of probiotics in aquaculture has shown notable benefits and has proven to be a more ecological alternative to antibiotics in combating disease.

Keywords: Antibiotics, environmental impact, diseases, bacterial resistance.

► INTRODUCCIÓN

La acuicultura es la técnica que consiste en la crianza o cultivo de organismos acuáticos. La crianza de estos organismos no es una actividad actual que haya surgido de la nada, es una actividad que se ha ido desarrollando con los años, con el paso del tiempo ha tomado importancia de tal manera que se ha convertido en una fuente importante de alimento y de sustento para las comunidades costeras y ribereñas (Álvarez–Narváez, 2023).

En México, la historia de la acuicultura se remonta a tiempos prehispánicos, cuando los peces eran cultivados con intensiones ornamentales y espirituales y se sembraban en los ríos y lagos. Los pueblos indígenas ya practicaban esta actividad de forma rudimentaria.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Por ejemplo, los mayas construían piscinas y canales para criar peces y camarones, mientras que los aztecas, cultivaban algas y criaban peces y tortugas, principalmente en los canales de Xochimilco (Villalobos-Fernández, 2019).

La acuicultura, tanto marina como continental, es uno de los sectores de producción animal de mayor desarrollo en las últimas décadas, de tal manera que ha ido experimentando un crecimiento exponencial. Las nuevas tecnologías que se han aplicado a este sector han permitido aumentar la producción a través de las diferentes especies cultivadas. Ante esto podemos decir que lo que se consume hoy en día proviene de la acuicultura, principalmente frente al descenso drástico de la pesca y a la alta demanda de algunas especies (Sorroza, 2009).

Actualmente, la acuicultura es una actividad económica importante en México, con una gran variedad de especies cultivadas, entre las que destacan el camarón (*Penaeus spp.*), tilapia (*Oreochromis spp.*), ostión (*Crassostrea spp.*) y trucha (*Oncorhynchus spp.*), entre otros. Siendo considerada la acuicultura como uno de los sectores de producción de alimentos de mayor desarrollo en las últimas décadas (SADER, 2023). En 2022 la acuicultura superó a la pesca de captura. Alcanzando el 51% de la producción total, dejando a esta actividad como el principal productor de organismos acuáticos (FAO, 2024).

Desafíos en la acuicultura

El crecimiento acelerado en la producción de esta actividad no solo ha generado grandes beneficios, también ha traído consigo pérdidas económicas significativas. Este sector cada vez está más industrializado y cuenta con sistemas de cultivos intensivos, lo que provoca mayores riesgos de brotes de enfermedades virales y bacterianas, por mencionar algunas, y con ello, se hace necesaria la utilización cada vez mayor de diferentes tratamientos de tipo biológicos o químicos para contrarrestar los efectos de patógenos en los organismos cultivados (Mong et al., 2020).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Uno de los principales problemas que enfrenta la acuicultura es el incremento de las enfermedades que se han propagado muy rápidamente, lo que muchas veces ha limitado a los productores ocasionando graves pérdidas (Gao et al., 2016). Los productores, sobre todo de camarón, se preocupan más por las bacterias del género *Vibrio*, porque causan enfermedades en los organismos cultivados, estas bacterias se encuentran en el agua y descomponen la quitina, el cual es una sustancia que forma el caparazón de los camarones y de otros crustáceos (Espinosa y Bermúdez, 2012).

Muchas de estas bacterias son inofensivas, porque no tienen las toxinas que puedan enfermar a estos animales y puede ser debido a la falta de ciertos genes, solo unas pocas y de tipos específicos son las que causan enfermedades en camarones y peces, como *Vibrio alginolyticus*, *V. campbellii* y *V. parahaemolyticus*. Algunas bacterias de vibrios siempre causan enfermedades y otras solo cuando se encuentran en condiciones específicas (Espinosa y Bermúdez, 2012; Zhang et al., 2021).

Por ejemplo, en los cultivos de camarón, es difícil mantener un control sobre las enfermedades que afectan a estos organismos. Uno de los tratamientos más comunes y fáciles de utilizar para solucionar las enfermedades en la acuicultura es el uso de antibióticos, sin embargo hoy en día se sabe que estos tienen sus limitantes, en algunos casos pueden causar efectos negativos en los organismos en cultivo, provocar bacterias resistentes, dejar residuos en el ambiente y afectar la salud del consumidor (Varela-Mejías y Alfaro-Mora, 2018).

Los probióticos

Los probióticos se utilizan comúnmente como aditivos en los alimentos para ayudar al crecimiento de los organismos. Con la intensificación de la acuicultura, los dueños de las granjas han optado por utilizar métodos preventivos, como la mezcla de probióticos con alimento, para ayudar a mantener la calidad de agua y con ello poder tener una buena alimentación (Lulijwa et al., 2020). Estos compuestos son de origen microbiano y ayudan a eliminar o inhibir el crecimiento de otros microorganismos. Los probióticos son fabricados en laboratorios comerciales y existen muchos tipos de ellos, funcionan de diferente



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

manera y pueden presentar varios efectos positivos, pero en ocasiones implican también riesgos (Robles- Jiménez et al., 2025). En los organismos en cultivo, estos tratamientos se usan para curar o evitar las enfermedades y, en ocasiones, también las utilizan para ayudar a que el organismo crezca más rápido. Sin embargo, cuando se emplean inadecuadamente los organismos terminan no absorbiendo de manera adecuada, estos medicamentos pueden terminar contaminando el agua y el suelo (Yuan et al., 2023; Zeng et al., 2025).

En México, los antibióticos permitidos en la acuicultura según el Diario Oficial de la Federación (DOF, 2004) son los que se presentan en la tabla 1. A pesar de que estos antibióticos están permitidos para la acuicultura, si se comprueba por estudios o informes que estos fármacos afectan al ambiente y a la salud pública por normas internacionales, su uso podría ser limitado o prohibido, por eso es necesario establecer medidas de prevención en la utilización frecuente de estos antibióticos en esta actividad acuícola.

Antibiótico	Dosis (mg/kg en biomasa)	Tratamiento (días)
Oxitetraciclina	120-240	7-12
Sarafloxacin	10-15	7-12
Enrofloxacin	10-15	7-12
Florfenicol *	50-80	7-12
Fosfomicina *	50-80	7-12
Monensina	200-400	7-10
Salinomycin	120-300	7-10
Semduramicin	50-150	7-10

*Dosis sujeta a modificación

Tabla 1. Antibióticos utilizados para el control y prevención de enfermedades en camarones cultivados.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



100 Impacto del uso de los antibióticos

De los efectos que genera el uso de estos compuestos antibacterianos es que las bacterias tienden a volverse resistentes. El uso de estos fármacos ayuda a la selección de bacterias resistentes y a la propagación de genes de resistencia (Yuan et al., 2023; Hossain et al., 2022).

La resistencia al uso de los antibióticos es una amenaza en la acuicultura. Esta resistencia puede ser transferida a bacterias que son importantes para el ambiente y por ende ocasionar afectaciones al ecosistema (Santos Solís, 2023). Además, pone en riesgo la salud humana, ya que afecta los organismos que consumimos (Larsson y Flach, 2022).

Otro de los problemas generados por el uso de los antibióticos es la presencia de residuos en los organismos, por ejemplo, la presencia de estos en los tejidos del camarón puede ocasionar afectaciones en la flora intestinal del consumidor, por lo que aumenta el riesgo de contraalergia e intoxicación. Es por esto que es de suma importancia no exceder los límites establecidos para su uso (Chen et al., 2023).

Aunado a esto los antibióticos no se descomponen, lo que provoca que persistan en el ambiente acuático (Martínez y González, 2024). Al aplicar los antibióticos, no siempre son digeridos en su totalidad y caen directamente al agua, otros no son absorbidos y terminan en las heces o en la orina, los cuales son almacenados en el sedimento y es peligroso para el ambiente y la salud humana (Calizaya et al., 2023).

Factores a considerar del uso de los antibióticos

Los antibióticos no deben ser utilizados para prevenir las enfermedades, ya que ocasionan resistencia bacteriana, afectando la eficiencia de estos fármacos. La aplicación de medicamentos químicos debe utilizarse siempre bajo los protocolos de control establecidos y de preferencia utilizarse como último recurso. Es recomendable considerar las buenas prácticas de manejo en la acuicultura, para evitar la entrada de agentes patógenos a los sistemas de cultivos y así reducir su uso (FAO, 2021).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

Uso de probióticos

Por lo anterior el sector acuícola se ha obligado a implementar estrategias que puedan ser más amigables con el medio ambiente, mejorando los cultivos y el control de algunas patologías que puedan afectar a los organismos. Tal es el caso de los probióticos que han surgido como una alternativa más ecológica, al uso de los antibióticos (Pérez Chabela et al., 2020; Álvarez-Narváez, 2023).

La palabra probiótico proviene del griego, “pro” (a favor) y “bióticos” (vida). El término probiótico se utilizó originalmente para describir la estimulación del crecimiento de otros organismos. Sin embargo, con el paso del tiempo se ha ido modificando su significado (Casco, 2014). Por ejemplo, hoy en día este término se puede utilizar para describir algún organismo o sustancia que ayuda a mantener el equilibrio de la microbiota intestinal de los individuos (Álvarez-Narváez, 2023).

Los probióticos pueden ser bacterias “buenas”, hongos, levaduras o microalgas que al incluirlos en las dietas de los organismos en cultivo, puedan favorecer las condiciones fisiológicas, manteniendo el equilibrio de las bacterias en el intestino y controlando las bacterias que puedan dañar al organismo, estimulando el sistema inmune, de crecimiento, reduciendo a la tasa de mortalidad y funcionando como complemento nutricional (Bravo y Millanao, 2013; Pineda, 2016).

Beneficios del uso de probióticos

La implementación de los probióticos en la acuicultura ha traído grandes beneficios que se han documentado a través del tiempo, como el aumento de la supervivencia, la mejora de la calidad del agua y la reducción de contaminantes (Peñalosa, 2020). Los probióticos también se han utilizado como mediadores para controlar las enfermedades, impidiendo el crecimiento de bacterias dañinas para el cultivo (Lopez y Cruz, 2011).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Calidad de agua

La contaminación de los cuerpos de agua hoy en día es una realidad, esto puede ser ocasionado por el alimento no ingerido o por las heces y orina de los organismos. Algunos estudios han resaltado la importancia de la implementación de probióticos que ayudan a limpiar el agua, transformando la materia orgánica en CO₂ y regulando sustancias tóxicas como el amonio y nitritos. Algunos de los tipos de bacterias nitrificantes son: Bacillus, Phenibacillus, Nitrobacter, Enterobacter, Pseudomonas, Cellulomonas y Rhodopseudomonas (Antony y Philip, 2006; Zhou et al., 2010).

Control de enfermedades

El uso de probióticos se ha utilizado también para la prevención de las enfermedades con la finalidad de generar alteraciones biológicas en los organismos, ya que generan resistencia a enfermedades, provocadas por la mala calidad del agua y estrés causado por la alteración de la misma. Los probióticos excluyen de manera competitiva por los nutrientes a los agentes patógenos. Se ha demostrado que la manipulación de las comunidades bacterianas influye en la nutrición y salud de los organismos reduciendo la presencia de enfermedades (Sorroza, 2012; Mosquera et al., 2015)

Disminución de la tasa de mortalidad

Al reducir el estrés de los organismos mejorando la calidad de agua, estos centran su energía en el crecimiento y no combatiendo las enfermedades, incrementando su tasa de supervivencia (Mosquera et al., 2015).



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



► CONCLUSIÓN

En la acuicultura, los antibióticos se han utilizado ampliamente para la prevención y control de enfermedades. Sin embargo, a medida que este sector crece, también aumentan los problemas sobre las afectaciones que pueda ocasionar. A pesar de que existen normas que regulen el uso de los antibióticos, la implementación de su uso en la acuicultura carece de un control adecuado. Estos son incorporados en el alimento el cual termina dispersándose en el agua y termina no siendo consumido en su totalidad, llegando directamente al medio ambiente, afectando a los microorganismos que se encuentran ahí, provocando que algunas bacterias se vuelvan resistentes incluso si no son "malas". En conclusión, podemos decir que el uso indiscriminado de estos compuestos representa una amenaza, comprometiendo la salud pública y el equilibrio ambiental. Es por ello que es importante buscar alternativas más seguras y sostenibles como la implementación de los probióticos. Distintos estudios han puesto en evidencia que la aplicación de estos en la acuicultura no solo ayuda a que los organismos crezcan más sanos, una mejor supervivencia, también mejora la calidad de agua, lo que permite tener cultivos más sostenibles.



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original

► LITERATURA CITADA

- Álvarez-Narváez, D. J. (2023).** El estado del arte de los probióticos en la acuicultura. *Acta pesquera* 9 (18): 43-55
<https://doi.org/10.60113/ap.v9i18.127>
- Calizaya, C. D., Reátegui, E. H., Silva, J. C., Velazco, R., Rodríguez, L., Angulo, D. R., Llontop, C. A., Salcedo, L. A., & Villena, C. A. (2023).** Resistencia antimicrobiana en los principales recursos acuícolas de los departamentos de Tumbes, Piura, San Martín y Puno. *Uniciencia*, 37(1), 562-577.
<https://doi.org/10.15359/ru.37-1.30>
- Chen, Q., et al. (2023).** The effect of residual antibiotics in food on intestinal microbiota. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 7, 1163885. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1163885>
- Espinosa Plascencia, A., & Bermúdez Almada, M. D. (2012).** La acuicultura y su impacto al medio ambiente. *Estudios Sociales. Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional*, (2) , 2 2 1 - 2 3 2 .
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=41724972010>
- Gao, X., Wang, Z., Liu, Y., Zhang, Y., Wang, H., & Xu, L. (2016).** Passive immune-protection of *Litopenaeus vannamei* against *Vibrio harveyi* and *Vibrio parahaemolyticus* infections with anti-*Vibrio* egg yolk (IgY)-encapsulated feed. *International Journal of Molecular Sciences*, 17 (5) , 7 2 3 .
<https://doi.org/10.3390/ijms17050723>
- Hossain, A., Habibullah-Al-Mamun, M., Nagano, I., Masunaga, S., Kitazawa, D., & Matsuda, H. (2022).** Antibiotics, antibiotic-resistant bacteria, and resistance genes in aquaculture: Risks, current concern, and future thinking. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 11054-11075.
<https://doi.org/10.1007/s11356-021-17859-5>
- Larsson, D. G. J., & Flach, C.-F. (2022).** Antibiotic resistance in the environment. *Nature Reviews Microbiology*, 20(5), 257-269.
<https://doi.org/10.1038/s41579-021-00649-x>

**OPEN ACCESS**

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Lulijwa, R., Rupia, E. J., & Alfaro, A. (2020). Antibiotic use in aquaculture, policies and regulation, and associated human health risks: A review. *Reviews in Aquaculture*, 12(2), 262–282. <https://doi.org/10.1007/s10499-024-01614-0>

Martinez- Cordova, L.R., Martinez Porchas, M., & Cortés-Jacinto, E. (2010). Camaronicultura Mexica y mundial: ¿Actividad sustentable o industria contaminante? *Revista Internaciona de Contaminacion Ambiental*, 25(3), 181-196. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/21582>

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). (2004, 26 de enero). *Acuerdo que establece el uso de antibióticos permitidos en la acuicultura en México: norma PESC-006-EM-04* [PDF]. *Diario Oficial de la Federación*. <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/pesc/pesc006em-04.pdf>

Secretaria de Agricultura y Desarrollo Rural (2023) *Acuicultura: crianza y producción de peces* <https://www.gob.mx/agricultura/articulos/acuicultura-crianza-y-produccion-de-peces?idiom=es>

Robles-Jimenez, L. E., Ghavipanje, N., Ángeles Hernandez, J. C., & Gonzalez-Ronquillo, M. (2025). Recent developments in antibiotic contamination of animal products, soil, and water worldwide – a review. *Annals of Animal Science*, 25(1), 83–102. <https://doi.org/10.2478/aoas-2024-0047>

Ruelas, L., Esquivel López, G., & Villada Canela, M. (2021). Uso y disposición del agua en la acuicultura: ¿falta o exceso de regulación? *Teoría Y Praxis*, 1(29), 26–46. <https://doi.org/10.22403/typ.v1i29.8>

Santos, L., & Ramos, F. (2018). *Resistencia a los antimicrobianos en la acuicultura: traslado de genes resistentes y consecuencias ambientales*. *International Journal of Antimicrobial Agents* https://aquaculture.ec.europa.eu/es/knowledge-base/publicaciones-cientificas/resistencia-los-antimicrobianos-en-la-acuicultura?utm_source=chatgpt.com



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Informe FAO: Estado mundial de la pesca y la acuicultura (2002).

<https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/y3018s>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Informe FAO: El papel de la Acuicultura en el desarrollo sostenible (2007).

www.fao.org/newsroom/es/news/2007/1000701/index.html.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Informe FAO: El estado mundial de la pesca y la acuicultura (2010).

<https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i1820s>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, informe FAO: *El uso de antimicrobianos en la acuicultura en América Latina: desafíos y perspectivas futuras 2021* (Informe FAO de Pesca y Acuicultura, N.o 1338).

<https://doi.org/10.4060/cb3565es>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Informe FAO: Versión resumida de El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2022. Hacia la transformación azul (2022)

<https://doi.org/10.4060/cc0463es>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Informe FAO: La producción pesquera y acuícola mundial alcanza un nivel sin precedentes. (2024).

Newsroom; FAO. <https://www.fao.org/newsroom/detail/fao-report-global-fisheries-and-aquaculture-production-reaches-a-new-record-high/es>

Pérez Chabela, M. L., Álvarez Cisneros, Y. M., Pérez-Hernández, M. A., & Soriano Santos, J. (2020). *Los probióticos y sus metabolitos en la acuicultura: una revisión*. *Hidrobiológica*, 30(1). <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2020v30n1/Perez>



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



- Tavakol, M., Arjmandi, R., Shayeghi, M., Monavari, SM y Karbassi, A. (2017). Determinación de la frecuencia de muestreo mediante análisis multivariante para el monitoreo de la contaminación causada por granjas de trucha. *Revista Polaca de Estudios Ambientales*, 26, 337-346. DOI: [10.15244/pjoes/64377](https://doi.org/10.15244/pjoes/64377)
- Tucker, C., & Hargreaves, J. (2012). Ponds. En: Tidwell James, H. *Aquaquulture production Systems*. Estados Unidos: WileyBlackwell. <https://doi.org/10.1111/jwas.13094>
- Varela-Mejías, A., & Alfaro-Mora, R. (2018). *Revisión sobre aspectos farmacológicos a considerar para el uso de antibióticos en la camaronicultura*. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 29(1), 1–14. DOI: <https://doi.org/10.15381/rivep.v29i1.14186>
- Villalobos Fernández, C. E. (2019). *Desarrollo histórico de la cultura y pesca prehispánica sinaloense* [PDF]. *Sapientiae*, 5(1), 58–86. <https://doi.org/10.37293/sapientiae51.04>
- Yuan, X., Lv, Z., Zhang, Z., Han, Y., Liu, Z., & Zhang, H. (2023). A review of antibiotics, antibiotic resistant bacteria, and resistance genes in aquaculture: Occurrence, contamination, and transmission. *Toxics*, 11(5), 420. <https://doi.org/10.3390/toxics11050420>
- Zeng, Y., Feng, R., Huang, C., Liu, J., & Yang, F. (2025). Antibiotic resistance genes in agricultural soils: A comprehensive review of the hidden crisis and exploring control strategies. *Toxics*, 13(4), 239. <https://doi.org/10.3390/toxics13040239>
- Zhang, N., Ma, X., Wang, Q., Yang, H., & Zhou, Y. (2021). Roles of *rpoN* in biofilm formation of *Vibrio alginolyticus* HN08155 at different cell densities. *Microbiological Research*, 247, 126728. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126728>



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



latindex



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original



Fe de errata

Especies de crustáceos comerciales en ecuador: un listado y observaciones generales

Commercial crustacean species of ecuador: a checklist and general remarks



1. René Zambrano



0000-0002-0603-7475

Unidad Educativa Maura Barreto Falcones,
Recinto Los Cachos, km 16 vía Bahía de
Caráquez-Tosagua CP. 131203, Ecuador.

Autor de correspondencia: eddie_zam89@hotmail.com

Nota editorial: Esta corrección corresponde al artículo titulado "Especies de crustáceos comerciales en Ecuador: un listado y observaciones generales", previamente publicado en la Revista Ciencias del Mar, 3(2), 68-79, numero publicado en junio de 2025 existe un error en la Tabla 1. La especie *Cardisoma crassum* fue incluida en la Familia *Portunidae*, pero realmente pertenece a *Gecarcinidae*. Debido al cierre editorial de dicha edición, no fue posible establecer trazabilidad directa desde el artículo original. Se garantiza el registro institucional y la vinculación documental mediante metadatos.



En el artículo titulado "Especies de crustáceos comerciales en Ecuador: un listado y observaciones generales", publicado en la Revista Ciencias del Mar, 3(2), 68-79, numero publicado en junio de 2025 existe un error en la Tabla 1. La especie *Cardisoma crassum* fue incluida en la Familia *Portunidae*, pero realmente pertenece a *Gecarcinidae*.

S.O.	I.O.	F.	Nombre científico	Nombre vernáculo
Dendrobranchiata				
		Penaeidae		
			<i>Penaeus brevirostris</i> Kingsley, 1878	Camarón rosado
			<i>Penaeus californiensis</i> Holmes, 1900	Camarón café
			<i>Penaeus occidentalis</i> Streets, 1871	Camarón blanco del Pacífico
			<i>Penaeus stylirostris</i> Stimpson, 1871	Camarón azul
			<i>Penaeus vannamei</i> Boone, 1931	Camarón patiblanco
			<i>Protrachypene precipua</i> Burkenroad, 1934	Camarón pomada
			<i>Rimapenaeus byrdi</i> (Burkenroad, 1934)	Camarón cebra
			<i>Xiphopenaeus riveti</i> Bouvier, 1907	Camarón titi
Pleocyemata				
		Achelata		
		Scyllaridae		
			<i>Evibacus princeps</i> Smith, 1869	Langostino de arena
			<i>Scyllarides astori</i> Holthuis, 1960	Langostino de Galápagos
		Palinuridae		
			<i>Panulirus gracilis</i> Streets, 1871	Langosta espinosa verde
			<i>Panulirus penicillatus</i> (Olivier, 1791)	Langosta espinosa roja
		Anomura		
		Hippidae		
			<i>Emerita rathbunae</i> Schmitt, 1935	Michugo
		Caridea		
		Pandalidae		
			<i>Heterocarpus hostili</i> Faxon, 1893	Camarón rojo de profundidad
		Brachyura		
		Calappidae		
			<i>Calappa convexa</i> de Saussure, 1853	Cangrejo cajeta bola
		Gecarcinidae		
			<i>Cardisoma crassum</i> Smith, 1870	Cangrejo azul
		Portunidae		
			<i>Callinectes arcuatus</i> Ordway, 1863	Jaiba azul
			<i>Callinectes toxotes</i> Ordway, 1863	Jaiba verde
			<i>Euphyllax dovii</i> Stimpson, 1860	Jaiba mora
			<i>Euphyllax robustus</i> A. Milne-Edwards, 1874	Jaiba marcialana
		Majidae		
			<i>Maiopsis panamensis</i> Faxon, 1893	Cangrejo araña, centolla
		Menippidae		
			<i>Menippe frontalis</i> A. Milne-Edwards, 187	Pangora
		Ocypodidae		
			<i>Ucides occidentalis</i> (Ortmann, 1897)	Cangrejo rojo, guariche

Tabla 1. Listado de especies de crustáceos comerciales marinos, en Ecuador. S.O., Sub-Orden; I.O., Infra-Orden; F., Familia



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original