

Revista Ciencias del Mar UAS



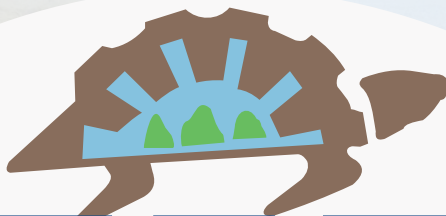
Enero - Marzo 2026

Núm. 2 Vol. 3

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 3061-8959



CIMMAR

Revista

DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

Número 2, Volumen 3, ISSN 3061-8959



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA



DIRECTORIO INSTITUCIONAL

- Dr. Jesús Madueña Molina
Rector
- Dra. Nidia Yuniba Brun Corona
Secretaría General Académica
- 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.
Dra. Nidia Yuniba Brun Corona, 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 3061-8959

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: 3061-8959.

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

ARTÍCULO CIENTÍFICO

“Uso de vermicomposta de como fertilizante orgánico para estimular la producción de fitoplancton y el desempeño productivo del camarón blanco *Litopenaeus vannamei* en un cultivo intensivo a baja salinidad”

"Use of vermicompost as an organic fertilizer to stimulate phytoplankton production and improve the productive performance of white shrimp *Litopenaeus vannamei* in intensive culture at low salinity”

7-36

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Estructura y función ecológica de la comunidad epibiótica asociada a dos especies de esponjas del género *Geodia* en una pradera de pastos marinos del sur del Golfo de México

Structure and ecological function of the epibiotic community associated with two sponge species of the genus *Geodia* in a seagrass meadows of the southern Gulf of Mexico

37-57

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Ecología poblacional de peces de los ríos Quimi y Chuchumletza en El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador

Population ecology of fish from the Quimi and Chuchumletza rivers in El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador

58-85

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Phytoplankton and its relationship with the physical-chemical variability in the marine ecosystem of the South Shetland Islands (Greenwich, Dee, Barrientos and Roberth), Antarctic during the austral summers 2023, 2024 and 2025

Fitoplancton y su relación con la variabilidad físico-química en el ecosistema marino de las Islas Shetland del Sur (Greenwich, Dee, Barrientos y Roberth), Antártida durante los veranos australes 2023, 2024, 2025

86-107

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Incidencia de tiburones y rayas en la pesca marina de Ecuador, durante el año 2024

Incidence of sharks and rays in the marine fishery of Ecuador, during year 2024

108-129

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Microfibras encontradas en Misidáceos (*Metamysidopsis frankfiersi*) recolectados en Isla de la Piedra, Mazatlán, Sinaloa

Microfibers found in Mysidaceans (*Metamysidopsis frankfiersi*) collected on Isla de la Piedra Mazatlán, Sinaloa

130-146



Revista CIMAR UAS

REVISTA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

ISSN 3061-8959



Artículo Científico

“Uso de vermicomposta de como fertilizante orgánico para estimular la producción de fitoplancton y el desempeño productivo del camarón blanco *Litopenaeus vannamei* en un cultivo intensivo a baja salinidad”

"Use of vermicompost as an organic fertilizer to stimulate phytoplankton production and improve the productive performance of white shrimp *Litopenaeus vannamei* in intensive culture at low salinity"

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. Luis Rodolfo Ruiz Vergara

Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Unidad Sinaloa. Blvd Juan de Dios Bátiz Paredes 250, Col. San Joachin, Guasave, Sinaloa, 81101.



2. Arturo Polanco Torres

0000-0002-5246-9981

Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Unidad Sinaloa. Blvd Juan de Dios Bátiz Paredes 250, Col. San Joachin, Guasave, Sinaloa, 81101.



3. Ana Elsi Ulloa Pérez

0000-0002-0517-2034

Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Unidad Sinaloa. Blvd Juan de Dios Bátiz Paredes 250, Col. San Joachin, Guasave, Sinaloa, 81101.



4. Gerardo Rodríguez Quiroz

0000-0002-8621-5824

Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Unidad Sinaloa. Blvd Juan de Dios Bátiz Paredes 250, Col. San Joachin, Guasave, Sinaloa, 81101.

Autor de correspondencia: grquiroz@ipn.mx

Recibido 21 de noviembre 2025

Aceptado 13 de febrero 2026



“Uso de vermicomposta de como fertilizante orgánico para estimular la producción de fitoplancton y el desempeño productivo del camarón blanco *Litopenaeus vannamei* en un cultivo intensivo a baja salinidad”

"Use of vermicompost as an organic fertilizer to stimulate phytoplankton production and improve the productive performance of white shrimp *Litopenaeus vannamei* in intensive culture at low salinity"

► RESUMEN

En México, la producción anual de camarón muestra una tendencia creciente, lo que ha incrementado la demanda de alimentos para los organismos cultivados. En el ámbito de la camaronicultura, la fertilización desempeña un papel clave al estimular la productividad primaria. Entre los fertilizantes orgánicos utilizados, sobresale la vermicomposta elaborada con la lombriz *Eisenia foetida*, la cual favorece el crecimiento del fitoplancton y, con ello, contribuye al desarrollo saludable de los organismos acuáticos. El objetivo fue analizar y evaluar distintas vermicompostas como promotores del desarrollo del fitoplancton. En tambos de 12 litros con agua a 10 ups se probaron seis tratamientos: T-1 vermicomposta sólido de estiércol vacuno y T-2 vermicomposta sólido de desechos vegetales 0.5 g·L⁻¹, T-3 vermicomposta líquido de estiércol vacuno y T-4 vermicomposta líquido de desechos vegetales 0.1 L·L⁻¹, T-5 Urea 0.45 g·L⁻¹, T-6 Control sin fertilizante, con duración de 33 días. Los parámetros de calidad de agua estuvieron dentro de los intervalos óptimos de cultivo de camarón. En cuanto al fitoplancton, la mayor concentración se presentó en el tratamiento T-2 (551.500 cel./ml). Los grupos identificados de microalgas fueron, diatomeas, clorófitas y cianófitas. T-2 tuvo el mayor peso ganado y supervivencia del 100%; sin embargo, no hubo diferencias significativas ($P>0.05$). La supervivencia más alta en tratamiento de vermicomposta (92%). La mayor cantidad de fitoplancton fue encontrada en los tratamientos con vermicomposta.

Palabras clave: *Litopenaeus vannamei*, Fertilización-acuícola, *Eisenia foetida*, Fitoplancton, Vermicomposta.



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

In Mexico, annual shrimp production is on the rise, which has increased demand for feed for farmed organisms. In shrimp farming, fertilization plays a key role in stimulating primary productivity. Among the organic fertilizers used, vermicompost made from *Eisenia foetida* worms stands out, as it promotes phytoplankton growth and thus contributes to the healthy development of aquatic organisms. The objective was to analyse and evaluate different vermicomposts as promoters of phytoplankton development. Six treatments were tested in 12-liter tanks with water at 10 ups: T-1 solid vermicompost from cattle manure and T-2 solid vermicompost from plant waste 0.5 g·L⁻¹, T-3 liquid vermicompost from cattle manure and T-4 liquid vermicompost from plant waste 0.1 L·L⁻¹, T-5 urea 0.45 g·L⁻¹, T-6 control without fertilizer, lasting 33 days. Water quality parameters were within the optimal ranges for shrimp farming. Regarding phytoplankton, the highest concentration was found in treatment T-2 (551,500 cells/ml). The identified microalgae groups were diatoms, chlorophytes, and cyanophytes. T-2 had the highest weight gain and 100% survival; however, there were no significant differences ($P>0.05$). The highest survival rate was in the vermicompost treatment (92%). The highest amount of phytoplankton was found in the treatments with vermicompost.

Keywords: *Litopenaeus vannamei*, Fertilization-aquaculture, *Eisenia foetida*, Phytoplankton, Vermicompost.

▶ INTRODUCCIÓN

La acuicultura es una actividad económica en crecimiento y muy importante en la producción de alimentos de proteína de alta calidad. La producción global de alimentos provenientes de la acuicultura alcanzó 59,9 millones de toneladas en 2020, incluyendo peces, crustáceos, moluscos y otros animales acuáticos de consumo humano (FAO, 2025). Desde 1985, la camaronicultura en México se ha incrementado, con mayor énfasis en la región noroeste del país (Wurmann et al., 2004). La tasa media anual de crecimiento de la producción de camarón en los



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



últimos 10 años es positiva (6,24%), lo cual se debe al crecimiento de la actividad camaronícola. (CONAPESCA, 2024).

La fertilización de los sistemas acuícolas se practica en el cultivo de cualquier especie acuática, incluidos los camarones (Clifford, 1994). Tiene la finalidad de promover la productividad primaria mediante el aporte de nutrientes esenciales para satisfacer los requerimientos de los productores primarios y propiciar el establecimiento de los niveles tróficos subsecuentes de la cadena alimentaria (Primavera, 1993). El fitoplancton y el zooplancton a menudo contienen entre 40 y 60% de proteína en base a materia seca, lo que contribuye al crecimiento de los organismos acuáticos (Silva y Anderson, 1995; Wu, 2000; Hernández et al., 2023).

El fitoplancton juega un papel fundamental en el mantenimiento de la calidad del agua al afectar las concentraciones de nutrientes, los niveles de oxígeno, los regímenes de luz, la densidad bacteriana y la biomasa del zooplancton (Chien, 1992). Además de su papel fundamental en la producción de alimento natural, el fitoplancton contribuye a la regulación del pH, tanto en la columna de agua como en el sedimento, además, la inhibición del crecimiento de algas filamentosas en el fondo, las cuales pueden generar serios problemas operativos en el manejo de los estanques (Vaneet y Meera, 2010).

Además del alimento natural presente en el estanque, la alimentación en los cultivos de engorda se complementa con alimento formulado, el cual puede representar hasta el 50% de los costos operativos (Jory y Dugger, 2000). Sin embargo, este insumo también constituye una de las principales fuentes de contaminación, tanto en los sistemas de cultivo como en los ecosistemas receptores de sus efluentes (Barg, 1995; Kang'ombe et al., 2006). Se estima que en México se descargan al medio ambiente anualmente 130 000 toneladas de materia orgánica, 9 360 toneladas de nitrógeno y 3 040 toneladas de fósforo, producto del cultivo de camarón (Martínez-Córdova et al., 2009).

Por lo tanto, el desarrollo de cultivos epicontinentales de camarón en agua de baja salinidad se considera una alternativa con mayor viabilidad frente a la contaminación costera (Saoud et al., 2003; Martínez-Córdova et al., 2009).



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



Debido a los problemas anteriormente descritos, se ha comenzado con la utilización de fertilizantes orgánicos; los más comúnmente utilizados en acuicultura son los desechos de los animales de granja (i.e. heces de los animales de granja, con o sin orina y paja). Entre los abonos orgánicos destaca la vermicomposta de lombriz, una biotecnología que utiliza la lombriz *Eisenia foetida*, como un transformador natural que recicla todo tipo de materia orgánica. La Vermicomposta contiene una mayor cantidad de carbono y fósforo, menos potasio y nitrógeno (Barreto-Montenegro y Collazos-Lasso, 2023); además, es rica en todos los tipos de nutrientes, vitaminas, enzimas, antibióticos, promotores de crecimiento, entre otros (Mitra, 1997; Bhusan y Yadav, 2003; Haro et al., 2024).

El uso de la vermicomposta en la acuicultura está adquiriendo un mayor reconocimiento por la conservación de la energía y la utilización óptima de los recursos económicos, con un control de contaminación simultáneo, además de obtener un abono sin riesgos, el cual mejora la calidad del agua en estanques de cultivo (Chakrabarty, 2008; Tolera et al., 2024).

El uso de vermicomposta incrementa la producción de fitoplancton en los sistemas acuícolas, por lo que impacta en un mejor desempeño productivo del camarón cultivado. Este trabajo se centró en analizar y evaluar diferentes tipos de vermicomposta de lombriz como promotores en la producción de fitoplancton, así como en determinar su impacto sobre las variables productivas del camarón y la calidad del agua en estanques de cultivo a baja salinidad sin recambio.

► MATERIALES Y MÉTODOS

Producción y análisis de fertilizantes de vermicomposta de lombriz

Producción de fertilizante orgánico

Para la elaboración de los diferentes vermicompostas, se construyeron cuatro camas (4.0 x 1.0 x 0.5 m); dos de ellas se llenaron con estiércol de vaca como sustrato y dos con desecho de origen vegetal, para producir vermicompostas sólidas y líquidas. Posteriormente, se introdujeron 1500 lombrices maduras de *E. foetida* m⁻² (Rodríguez y Paniagua, 2006). Se regaron a saturación cada 2 días para disminuir la temperatura interior entre 22 y 26 °C y neutralizar el pH entre 6,5 y 8 unidades, además de mantener una humedad entre 70 y 80%. El proceso de producción de los



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



abonos orgánicos tuvo una duración aproximada de cuatro meses.

Análisis químico de las vermicompostas

Se tomaron muestras de los diferentes vermicompostas, tanto sólidas como líquidas (estiércol vacuno y desechos de origen vegetal) después del vermicomposteo, para su análisis en el laboratorio de nutrición vegetal de BIOTECSIN, donde se midió el pH mediante evaluación electrométrica y la conductividad eléctrica mediante medición electrolítica en una celda de conductividad como sensor. Se analizaron el contenido de nitrógeno (N) mediante el método de microkjeldahl, el fósforo (P), los cationes de potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg), la materia orgánica y los microelementos (Fe, Zn, Mg y Cu).

Cultivo y monitoreo de fitoplancton

En una primera fase del estudio, bioensayo de 33 días, se llevó a cabo una inoculación para evaluar la concentración de fitoplancton en agua de baja salinidad, utilizando los abonos orgánicos previamente elaborados. El experimento se desarrolló en 18 tanques de 19 L de capacidad, cada uno con un volumen útil de 12 L, distribuidos en tres repeticiones por tratamiento.

La fase dos del experimento consistió en realizar un ensayo de larga duración, 94 días de cultivo, donde se tomó un control, sin fertilizar, la mejor vermicomposta de la primera fase y el fertilizante químico, este ensayo se desarrolló en tinas de 1000 L, con una densidad de 50 PLs/m².

El agua utilizada en el experimento fue recolectada de granjas camaroneras ubicadas en playa Las Glorias, Guasave, y posteriormente diluida con agua de pozo hasta alcanzar una salinidad de 10 unidades prácticas de salinidad (Ups). Cada tanque fue equipado con una piedra difusora para garantizar una aireación constante y mantener niveles adecuados de oxígeno disuelto en el sistema, la aireación fue proporcionada por un blower Sweetwater 5 HP de Aquatic Eco-System.

Fase 1. Evaluación de diferentes vermicompostas

Se establecieron seis tratamientos experimentales, incluyendo cinco con diferentes tipos de fertilización y un control, distribuidos de la siguiente manera: T-1 (composta sólida de estiércol vacuno), T-2 (composta sólida de residuos vegetales), T-3 (vermicomposta líquida de estiércol vacuno),



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



T-4 (vermicomposta líquida de residuos vegetales), T-5 (fertilizante químico: urea) y T-6 (control sin fertilización). Al inicio del ensayo, las dosis aplicadas fueron: 0.5 g/L para T-1 y T-2; 0.1 g/L para T-3 y T-4; y 0.45 g/L de urea para T-5. En los días 4, 7, 10 y 14, las dosis se ajustaron a 0.25 g/L para T-1 y T-2; 0.05 g/L para T-3 y T-4; y 0.25 g/L de urea para T-5, siguiendo las recomendaciones de Li et al. (2006) y de Souza et al. (2009). Se monitorearon diariamente los parámetros fisicoquímicos: oxígeno disuelto, temperatura, pH y salinidad. En cada tanque se introdujeron dos camarones de 2 g, previamente aclimatados desde 37 ups hasta 10 en un estanque de 1000 L de capacidad.

Fase 2. Cultivo experimental de camarón

Una vez identificado el fertilizante orgánico más eficiente (vermicomposta sólida elaborada a partir de residuos vegetales), se procedió al cultivo de juveniles de camarón, incorporando nuevamente un tratamiento control y otro con fertilizante inorgánico (urea). Para ello se utilizaron nueve tanques de 1000 L de capacidad, distribuidos en triplicado por tratamiento. Cada unidad fue llenada con 800 L de agua y sembrada con una densidad de 50 postlarvas de 12 días (PL'12) por metro cuadrado, bajo condiciones de intemperie y en sistemas de cultivo sin recambio de agua, durante un periodo de 94 días (Esparza-Leal et al., 2010). La fertilización de los sistemas se realizó dos semanas antes de la siembra de los juveniles, siguiendo las recomendaciones de Chakrabarty (2009): se aplicaron inicialmente 0.99 g/L de vermicomposta sólida y 0.034 g/L de urea. En los días 4, 7, 10 y 14 posteriores a esta primera fertilización, las dosis se redujeron a la mitad (0.495 g/L de vermicomposta y 0.017 g/L de urea). Finalmente, en el día 70 se aplicó una fertilización de refuerzo con 0.2475 g/L de vermicomposta y 0.0085 g/L de urea.

Las postlarvas de camarón se fueron adaptando a baja salinidad de forma gradual, diluyendo el agua de mar (37 Ups) con agua de pozo (5 Ups) hasta alcanzar la salinidad de 10 Ups. Se alimentaron con alimento comercial (PURINA©) del 35% de proteína y se les dio una ración diaria, comenzando las primeras semanas con el 8% de su biomasa y reduciéndose según el tiempo transcurrido hasta llegar al 5%.



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



Colecta y preservación de las muestras de fitoplancton

Para ambos bioensayos, las muestras de fitoplancton se colectaron semanalmente de cada uno de los tanques del experimento en botellas oscuras de 100 ml. Las muestras se fijaron con 1 ml de Lugol al 1% para sedimentar y preservar el plancton, y se dejaron reposar hasta su lectura.

Identificación y enumeración

El fitoplancton se identificó hasta el nivel de grupo (Diatomeas, cianófitas, clorófitas, etc.) según los manuales de Thomas (1996) y Al-Kandari et al. (2009). Las muestras se analizaron en un contador de celdas de Neubauer mediante un microscopio óptico compuesto (Carl Zeiss Stemi 2000-C). De cada muestra se tomó un mililitro, que se depositó en las celdas, abarcando ambas áreas de la cámara. Los conteos se realizaron en los 4 cuadros de las esquinas, debido a que las muestras fueron homogenizadas, los cálculos se llevaron a cabo con la siguiente fórmula:

$$\text{No. Células/ml} = C / 4 * 10.000,$$

donde C = número de células contadas en los 4 cuadros

Calidad del agua

En ambas fases, se llevó a cabo la medición de las variables fisicoquímicas, pH (potenciómetro HANNA), temperatura, oxígeno disuelto (oxímetro YSI), salinidad (Refractómetro) una vez al día. Los nitritos, nitratos, amonio, silicatos y ortofosfatos se midieron cada 15 días mediante los procedimientos de Strickland y Parsons (1972). Además, se recolectaron semanalmente muestras de fitoplancton según la metodología descrita líneas arriba.

Análisis de las variables productivas (tasa de crecimiento, supervivencia y peso)

Semanalmente, se registró el peso de los organismos de cada tratamiento, para determinar la tasa de crecimiento utilizando la siguiente fórmula:

$$TC = [(W2 - W1)/t], \text{ donde:}$$

W2 es peso final,

W1 el peso inicial, y

t el número de días de cultivo.



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 supervivencia se calculó usando la siguiente fórmula:

$$S = (TI/TF) * 100, \text{ donde:}$$

S es la supervivencia,

TI y TF son iguales a la cantidad de organismos iniciales y finales (Cervantes-Cervantes, 2011).

Análisis estadístico

Se realizaron pruebas de normalidad de Kolmogorov–Smirnov para evaluar la distribución de todos los datos obtenidos (parámetros, cantidad de fitoplancton, nutrientes, pesos de camarón y supervivencia). Posteriormente se realizaron análisis de varianza de una vía y correlaciones, utilizando un nivel de significancia de $P < 0.05$. Se analizó, mediante análisis de varianza, la variabilidad productiva del camarón, las variables fisicoquímicas de calidad del agua y la cantidad de fitoplancton (cel/ml) para comparar los resultados entre los diferentes tratamientos. Los resultados fueron significativos entre los tratamientos y se analizaron mediante pruebas posteriores de Tukey para identificar diferencias entre los niveles de los tratamientos. Se utilizaron los programas SAS System for Windows 9.0 y STATISTICA 7.

▶ RESULTADOS

Análisis de nutrientes y micronutrientes de las diferentes vermicompostas de lombriz

Para este trabajo primeramente se realizó la producción de las diferentes vermicompostas sólidas y líquidas, así como la evaluación de la calidad de sus nutrientes y micronutrientes. Para lo cual se tomó una muestra de cada tratamiento para su análisis. En la tabla 1 se muestran el pH, la conductividad eléctrica y las cantidades en porcentaje de los nutrientes y micronutrientes, comparadas con las cantidades requeridas por la norma mexicana de compra y venta de vermicomposta de lombriz NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008). En cuanto al pH, en todos los tratamientos se presentaron valores que cumplieron con lo requerido por la norma mexicana. Sin embargo, en la conductividad eléctrica, tuvieron valores fuera de los intervalos requeridos, con excepción del tratamiento vermicomposta líquido de desechos vegetales con 2,07 mmhos/cm.

Las vermicompostas sólidas presentan las mayores cantidades de nutrientes y materia orgánica en comparación con los vermicompostas líquidos. La vermicomposta sólida de desechos vegetales presentó la



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



mayor cantidad de materia orgánica entre los cuatro tipos de vermicomposta, con 34.96%, seguido por la vermicomposta sólida a base de estiércol vacuno, con 30.92%. Sin embargo, la vermicomposta líquida de ambos tratamientos presentó cantidades muy bajas de materia orgánica: 0.39% en el obtenido a base de desechos vegetales y 0.26% en el obtenido a base de estiércol vacuno.

Por otro lado, las cantidades de nutrientes fueron mayores en los vermicompostas sólidos, mostrando una gran diferencia en los porcentajes de los principales nutrientes, como nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg), en comparación con las vermicompostas líquidas. En cuanto a micronutrientes, las cantidades que presentan las diferentes vermicompostas no presentan grandes variaciones entre sí, con excepción del hierro (Fe), el cual se observa en mayor proporción en los vermicompostas sólidas (tabla 1). La vermicomposta líquida, al ser un lixiviado de la vermicomposta sólida, contiene menores porcentajes y cantidades de nutrientes, aunque esto también depende del número de lavados que se realicen a la vermicomposta.

Tabla 1. Valores de pH, conductividad eléctrica, nutrientes y micronutrientes de las diferentes vermicompostas de lombriz *E. foetida*. T-1 composta sólida de estiércol vacuno, T-2 composta sólida de desechos vegetales, T-3 vermicomposta líquida de estiércol vacuno, T-4 vermicomposta líquida de desechos vegetales.

	T1	T2	T3	T4	Urea	NMX-FF-109-SCFI-2008
PH	7.9	7.8	7.6	7.4	-	5.5- 8.5
CE (mmhos/cm)	6.66	7.70	2.07	4.45	-	≤ 4
MO %	30.92	34.96	0.26	0.39	-	20- 50
N %	2.59	3.85	0.51	0.85	46	1.5- 3.35
P %	0.77	0.72	0.10	0.07	-	0.1
K %	1.90	2.06	0.05	0.07	-	0.1
Ca %	1.61	1.54	0.30	0.24	-	2.8- 8.7
Mg %	1.36	1.54	0.13	0.13	-	0.2- 0.5
Fe (ppm)	76.77	35.30	10.42	10.47	-	-
Cu (ppm)	4.95	4.70	2.67	2.51	-	6.8
Zn (ppm)	1.05	1.10	1.11	0.90	-	1.4
Mn (ppm)	2.88	4.80	0.50	0.87	-	3.8



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



Fase 1. Variables físico-químicas del agua

OD, Temperatura, pH y salinidad, Amonio

El experimento se desarrolló bajo condiciones de intemperie. En cuanto al oxígeno disuelto, este se mantuvo dentro de un rango relativamente estable (3.8 ± 1.13 mg/L), aunque presentó diferencias significativas entre tratamientos. La temperatura promedio fue de 28.04 ± 3.66 °C, sin diferencias significativas entre tratamientos ($P > 0.05$); Por su parte, el pH también presentó diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0.05$). La salinidad promedio registrada durante el estudio fue de 7.84 ± 2.35 , sin diferencias significativas entre tratamientos ($P > 0.05$). No obstante, se observaron variaciones significativas entre los distintos muestreos, atribuibles a los eventos de precipitación ocurridos durante el periodo experimental. En lo que respecta al amonio, se observaron diferencias significativas, ($P < 0.05$), siendo el tratamiento T5, tratamiento con urea el que presentó el valor más alto, con un promedio de 124.31 ± 168.48 µg/L (tabla 2). Los demás tratamientos presentaron valores bajos (2.06 - 3.54 µg/L).

Tabla 2. Variables fisicoquímicas de agua fertilizada y de cultivo de camarón *Penaeus vannamei*. T-1 vermicomposta sólida de estiércol vacuno, T-2 vermicomposta sólida de desechos vegetales, T-3 vermicomposta líquida de estiércol vacuno, T-4 vermicomposta líquida de desechos vegetales, T-5 Control (Urea), T-6 Blanco.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Salinidad (Ups)	7.2±3.13 a	7.5±2.54 a	7.9±2.08 a	7.6±2.06 a	8.4±2.19 a	8.4±1.70 a
Oxígeno (mg/L)	3.67±1.05 b	3.75±1.20 ab	3.90±1.16 ab	3.78±1.18 ab	3.85±1.15 ab	3.95±1.13 a
Temperatura (°C)	28.1±3.70 a	27.7±3.64 a	28.1±3.78 a	28.2±3.74 a	28.1±3.63 a	27.9±3.64 a
pH (UpH)	8.76±0.22 b	8.70±0.13 b	8.90±0.39 a	8.97±0.23 a	8.45±0.15 d	8.56±0.15 c
Amonio (µg/L)	2.22±0.56	3.14±2.97	3.54±1.23	2.62±1.57	124.31±21.08	2.17±2.65

Los promedios y desviación estándar de los parámetros en los diferentes tratamientos. Medias con letras iguales en cada columna son estadísticamente iguales, según Tukey ($\alpha < 0.05$). *En el caso de amonio se cambia a (µg/L) por efectos de escala, unidad convencional (mg/L)



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

Evaluación de fitoplancton

Cantidad de fitoplancton por grupos

En la figura 1 se muestran los porcentajes de los grupos de fitoplancton identificados durante el estudio, en los que la mayor cantidad no pudo ser identificada debido a su tamaño (nanoplancton); los otros grupos identificados fueron diatomeas, clorófitas y cianófitas. Se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre el número de nanoplancton no identificado (N.I.) y el resto de los otros grupos (diatomeas, clorófitas y cianófitas); estos no tuvieron diferencias significativas entre grupos de tamaño microplancton. En cuanto al porcentaje de los grupos, el mayor porcentaje en los tratamientos T1 a T5 fue para nanoplancton, en T1 el porcentaje de nanoplancton y diatomeas fue similar, mientras que en T6 el mayor porcentaje lo presentó el grupo de las clorófitas, seguido por el nanoplancton.

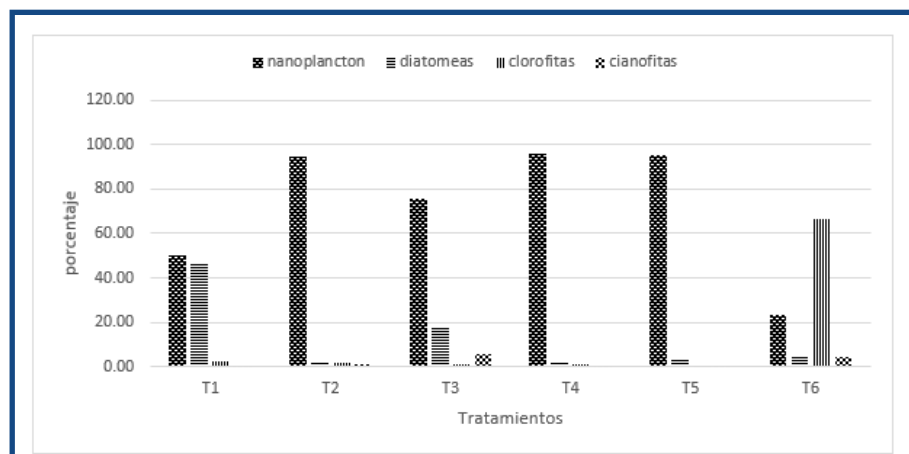


Fig. 1. Porcentaje de los grupos de microalgas encontrados durante la fase I del estudio.

Variación de fitoplancton por tratamiento

En la figura 2 se muestra el valor medio de fitoplancton obtenido en cada tratamiento por muestreo semanal. T4 (vermicomposta líquido de estiércol vacuno con desechos vegetales) reportó la mayor cantidad de fitoplancton durante todo el experimento; sin embargo, no presenta una diferencia significativa con el T2 (vermicomposta sólido de estiércol vacuno con desechos vegetales).

En cuanto a los muestreos, se encontró una diferencia entre estos, con altos valores en varios tratamientos y que disminuyeron conforme se



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

desarrolló el ensayo. Esto se atribuye principalmente a fenómenos naturales (lluvia) ocurridos durante el experimento, provocando variaciones en la salinidad y temperatura principalmente, relacionándose estas variaciones con los cambios en las colonias fitoplanctónicas. Sin embargo, no hubo diferencia significativa entre los tratamientos de acuerdo a un análisis de Tukey ($P>0.05$).

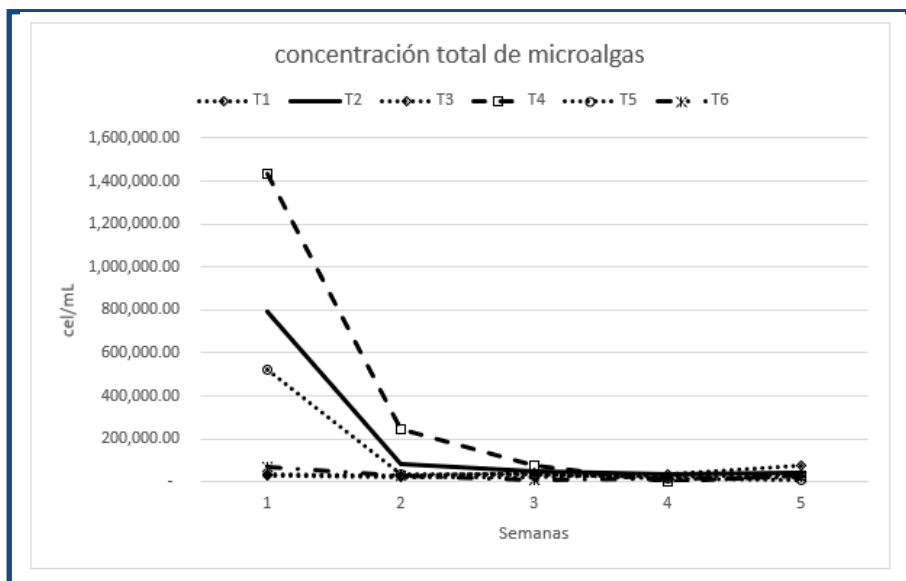


Figura 2. Variación de la cantidad de fitoplancton a través del tiempo transcurrido en el bioensayo.

Peso ganado de los camarones durante el experimento

En la figura 3 se presentan los pesos iniciales y finales de los camarones por cada tratamiento; así como los porcentajes de supervivencia. El mayor peso ganado lo obtuvo el T2, tratamiento de vermicomposta sólido de desechos vegetales con un promedio de 4.45 g, sin embargo, no se encontró diferencia significativa entre los tratamientos ($P>0.05$). Además, en este tratamiento tuvo la más alta supervivencia con un 100% de los organismos cultivados, al igual que el tratamiento T3, vermicomposta líquida de estiércol de vaca; no obstante, este tuvo menos peso ganado.



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

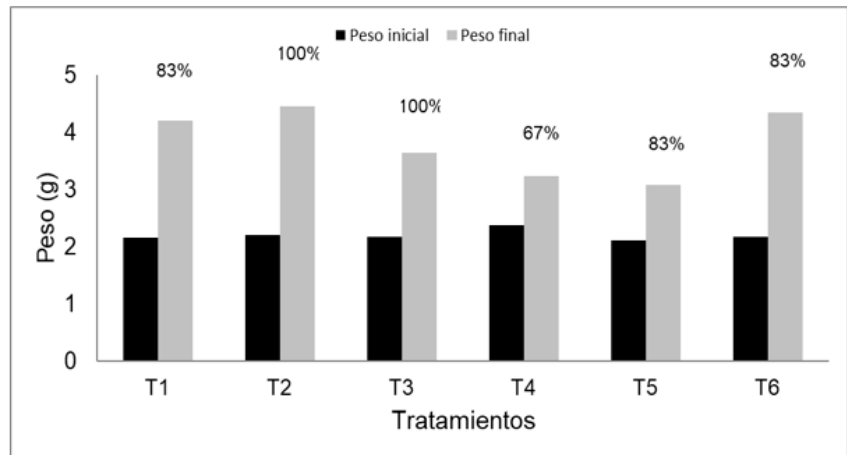


Fig. 3. Peso ganado de los distintos tratamientos durante el experimento. T-1 vermicomposta sólida de estiércol vacuno, T-2 vermicomposta sólida de desechos vegetales, T-3 vermicomposta líquida de estiércol vacuno, T-4 vermicomposta líquida de desechos vegetales, T-5 Urea, T-6 control sin fertilizante. Valores en porcentaje representan la sobrevivencia al final del experimento.

Fase 2. Variables físico-químicas del agua

OD, Temperatura, pH y salinidad

En la tabla 3, se muestran los parámetros físico-químicos obtenidos a lo largo del experimento, los cuales se encuentran dentro de los rangos óptimos para cultivo de camarón, teniendo el tratamiento control con mayor promedio de oxígeno 4.79 ± 0.229 mg/L durante el experimento a lo largo de los 94 días, en cuanto a temperatura el promedio entre los tres tratamientos fue el mismo 28°C , la salinidad fue mayor en los estanques de vermicomposta promediando 20.1 ± 4.4 Ups y por el ultimo el pH al igual que la salinidad tuvo el promedio más alto en el tratamiento de vermicomposta 8.92 ± 0.07 UpH.

Tabla 3. Variables físico-químicas de agua fertilizada y de cultivo de camarón *Litopenaeus vannamei*. En los diferentes tratamientos.

	Vermicomposta	Urea	Control
Oxígeno (mg/L)	4.78 ± 0.20^a	4.75 ± 0.22^a	4.79 ± 0.23^a
Temperatura ($^\circ\text{C}$)	28.78 ± 1.86^a	28.98 ± 1.91^a	28.39 ± 1.88^a
pH (UpH)	8.92 ± 0.07^a	8.77 ± 0.08^a	8.83 ± 0.08^a
Salinidad (Ups)	20.1 ± 4.4^a	19.9 ± 4.8^a	19.2 ± 4.9^a

Se muestran los promedios y desviación estándar de los parámetros en los diferentes tratamientos. Medias con letras iguales en cada fila son estadísticamente iguales, según Tukey ($\alpha < 0.05$).



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

Amonio, Nitritos, Nitratos, Ortofosfatos y Silicatos

Las concentraciones de amonio fueron mayores en los tanques fertilizados con urea; sin embargo, tuvieron una tendencia a disminuir a lo largo del experimento y terminaron con cantidades similares a las obtenidas en los tratamientos de vermicomposta y control. Mientras que los tratamientos vermicomposta y control, se mostraron con pequeñas cantidades de amonio a lo largo del experimento.

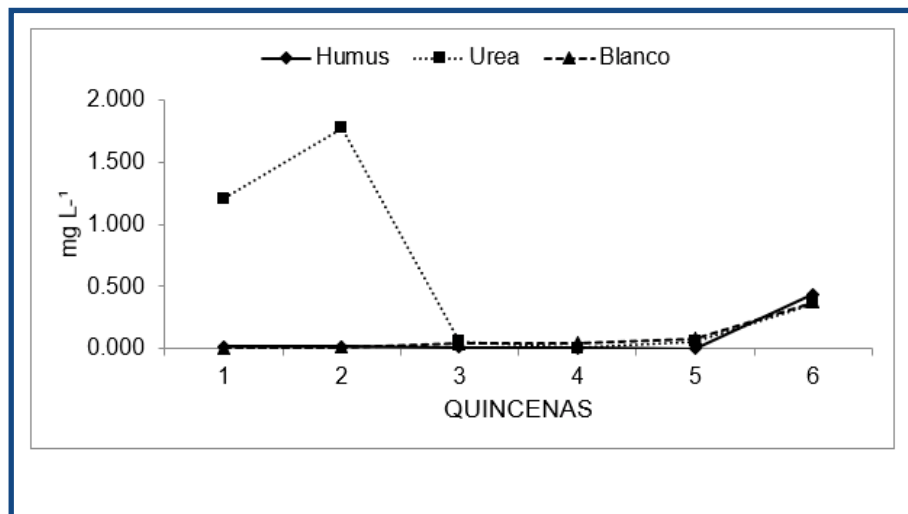


Fig. 4. Concentración de amonio en cultivos experimentales de camarón *Litopenaeus vannamei* de los diferentes tratamientos.

La Figura 5 muestra la evolución de las concentraciones de nitritos durante el experimento. El tratamiento con urea presentó las concentraciones más elevadas de este compuesto; sin embargo, entre la semana 3 y la semana 4, se observó una disminución notable, hasta alcanzar valores bajos en el rango de 0.006 a 0.008 mg L⁻¹. En contraste, los tratamientos con vermicomposta y el tratamiento control mantuvieron niveles bajos de nitritos durante la mayor parte del ensayo, aunque al final del experimento registraron un incremento significativo en sus concentraciones.

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

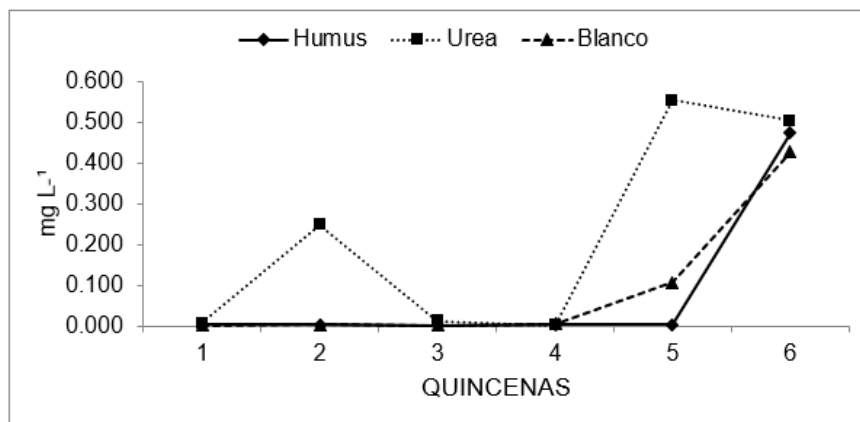


Figura 5. Concentración de nitritos en cultivos experimentales de camarón *Penaeus vannamei* de los diferentes tratamientos.

En la Figura 6, a diferencia de los nutrientes anteriores (amonio y nitritos), el tratamiento con urea presenta un comportamiento similar al de los demás tratamientos; asimismo, al final de los experimentos, los tres tratamientos tienden a aumentar.

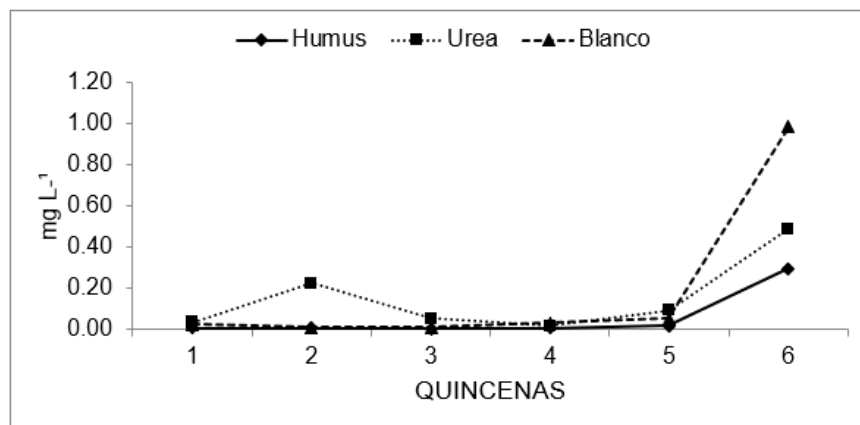


Figura 6. Concentración de nitratos en cultivos experimentales de camarón *Penaeus vannamei* de los diferentes tratamientos.

La concentración de ortofosfatos fue mayor en el tratamiento de vermicomposta, promediando 0.609 mg L⁻¹ a lo largo del experimento; sin embargo, en la semana cinco, este disminuye a aproximadamente 0.200 mg L⁻¹. Por otro lado, los tratamientos de urea y control mantienen una tendencia similar con pequeñas cantidades de este nutriente (Fig.7).



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

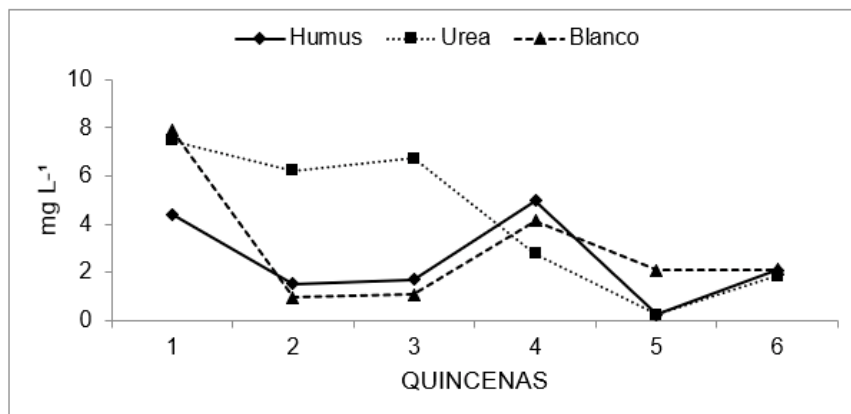


Figura 7. Concentración de ortofosfatos en cultivos experimentales de camarón *Litopenaeus vannamei* de los diferentes tratamientos.

Por último, en los silicatos, no se ve una clara tendencia en los diferentes tratamientos, ya que en los muestreos que se realizaron, estos se muestran con alzas y bajas (Fig.8). El tratamiento de vermicomposta promedió 2.5 mg L⁻¹, el tratamiento de urea promedió 4.22 mg L⁻¹ y el tratamiento control promedió 3.06 mg L⁻¹ a lo largo del experimento. Además, en las últimas semanas del experimento, en todos los tratamientos se observa una disminución de la cantidad de silicato.

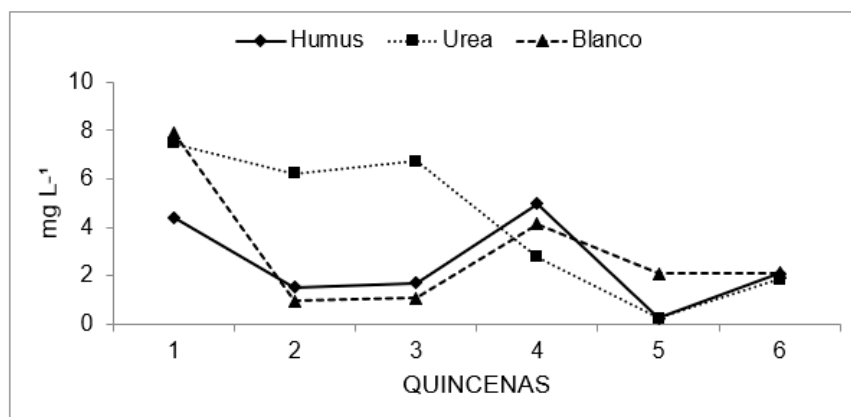


Figura 8. Concentración de silicatos en cultivos experimentales de camarón *Litopenaeus vannamei* de los diferentes tratamientos.

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

VARIABLES PRODUCTIVAS DEL CAMARÓN

Tasa de crecimiento, peso final y supervivencia

En la Figura 9, se observa el crecimiento del camarón a lo largo del experimento en los 94 días de cultivo, hasta la semana 6 los tratamientos se encuentran con valores aproximados a los 5 gr, es en la semana 7 cuando los estanques del tratamiento de urea comienzan a tener mayor crecimiento que los otros tratamientos, el promedio de los estanques de vermicomposta comienza a tener un menor crecimiento y tiene al final del ensayo el menor peso final entre los tratamientos. Se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) en el peso final entre los tratamientos, con el mayor peso en los estanques fertilizados con urea. En cuanto a la supervivencia, no se observaron diferencias ($P > 0.05$). El tratamiento fertilizado con vermicomposta fue el de mayor supervivencia, con un 92%, seguido por la urea y, por último, los estanques sin fertilizar (Tabla 4).

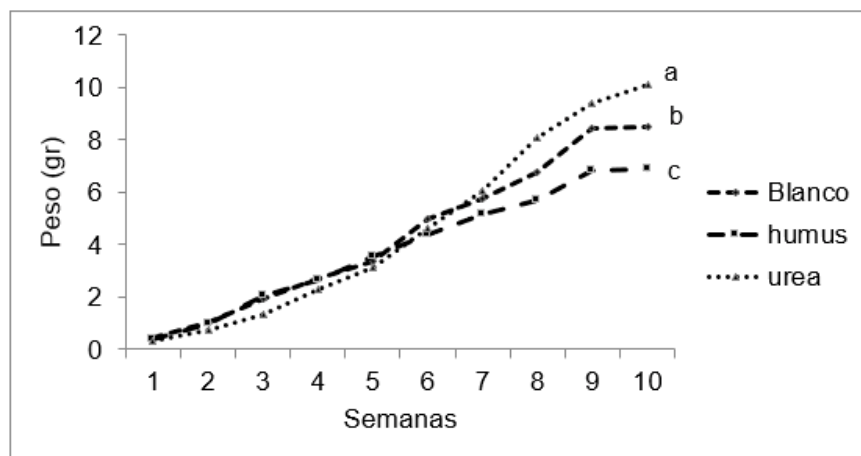


Figura 9. Crecimiento del camarón de los diferentes tratamientos (Vermicomposta, urea, blanco) durante el experimento.



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

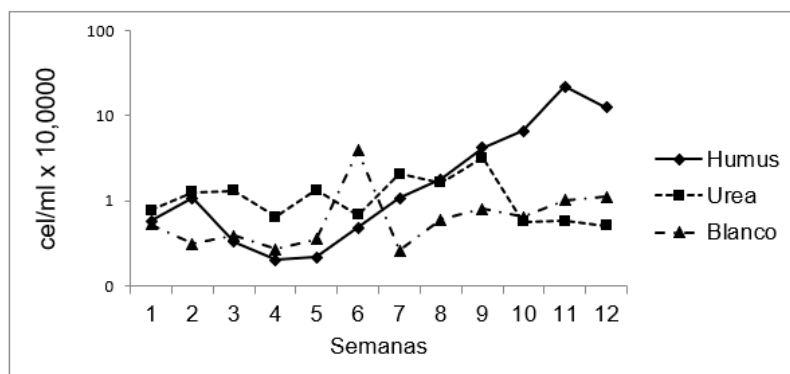
Tabla 4. Variables productivas, tasa de crecimiento, peso final y supervivencia, del camarón cultivado experimentalmente con (vermicomposta y urea) y sin fertilización (blanco) del camarón *Litopenaeus vannamei*.

	Tasa de crecimiento	Peso final	Supervivencia
Humus	0.09±0.03	6.89±2.10 ^a	92±12.12 ^a
Urea	0.13±0.01	10.12±1.63 ^b	83±8.19 ^a
Blanco	0.11±0.03	8.52±2.26 ^c	81.67±15.31 ^a

Cantidad de fitoplancton por tratamiento

En la Figura 10 se muestra la cantidad de fitoplancton (cel/ml) obtenida semanalmente a lo largo del experimento (12 semanas). No existe un comportamiento constante en ningún tratamiento; sin embargo, el tratamiento con vermicomposta tiende a aumentar a partir de la quinta semana, cuando comienza a presentar gradualmente una mayor cantidad de células/ml. No obstante, el tratamiento control también presenta un aumento en la producción de células en las semanas 5 y 6, pero esta cae en la semana 7. Las mayores cantidades de cel/ml se registraron en el tratamiento con vermicomposta, además de presentar una relación de crecimiento con respecto al tiempo. Las mayores cantidades de células fitoplanctónicas estuvieron dentro de la categoría de nanoplancton, por lo que la mayor parte de ellas no pudo identificarse. Por último, existen diferencias significativas entre los tratamientos vermicomposta y control; el tratamiento fertilizado con urea no presenta diferencias significativas respecto de ninguno de los tratamientos.

Figura 10. Cantidad de la producción de fitoplancton de los distintos tratamientos (vermicomposta, urea, blanco) a lo largo del bioensayo del objetivo tres.



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



DISCUSIÓN

Análisis de nutrientes y micronutrientes de las diferentes vermicompostas de lombriz

Existe poca información sobre los efectos de los nutrientes de la vermicomposta en la acuicultura y, en menor medida, sobre su uso específico en la camaronicultura. Los pocos trabajos publicados se centran principalmente en la piscicultura (Parsa-Khanghah y Can, 2024). En este experimento se emplearon dos tipos de sustratos para la elaboración de vermicomposta mediante lombricultura. La composición nutricional de la vermicomposta puede variar significativamente según el tipo de sustrato utilizado y las condiciones ambientales durante su producción. Diversos estudios han evaluado sustratos como estiércol bovino, avícola, porcino y pulpa de café, identificando al estiércol de vaca como el más adecuado para la reproducción de lombrices (Oribhabor y Ansa, 2006; Vaneet y Meera, 2010), por lo que fue seleccionado como uno de los sustratos en este estudio.

Los resultados obtenidos confirman que la composición nutricional de la vermicomposta depende de manera directa del tipo de sustrato empleado durante el proceso de vermicomposteo. En el presente estudio, las vermicompostas sólidas elaboradas a partir de residuos vegetales y estiércol vacuno presentaron mayores concentraciones de macronutrientes (N, P, K, Ca y Mg) y materia orgánica en comparación con las vermicompostas líquidas, lo cual concuerda con lo reportado por Félix et al. (2010) y Chakrabarty et al. (2009). Esta diferencia es atribuible a que las vermicompostas líquidas corresponden a lixiviados del material sólido, por lo que contienen fracciones solubles de nutrientes en menor concentración.

El cumplimiento de los parámetros establecidos por la norma mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008 en las vermicompostas sólidas respalda su calidad como fertilizante orgánico. No obstante, los valores elevados de conductividad eléctrica observados en algunos tratamientos sólidos sugieren una mayor carga iónica, la cual, en sistemas acuáticos mal gestionados, podría inducir procesos de eutrofización. En este estudio, dicho efecto fue mitigado por la aireación constante, lo que permitió



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



mantener concentraciones adecuadas de oxígeno disuelto, como también fue señalado por Dhawan y Kaur (2002) en sistemas fertilizados con abonos orgánicos.

Chakrabarty et al. (2009), mencionan que los nutrientes como potasio (K), nitrógeno (N) y fósforo (P) fungen como estimuladores para el crecimiento del fitoplancton. Dichos elementos se encuentran en pequeñas cantidades en las diferentes vermicompostas, presentando productos finales como nitritos, nitratos y fosfatos, nutrientes que son asimilables por el fitoplancton. Además, estos compuestos en pequeñas proporciones no son tóxicos para los organismos cultivados (Bwala et al., 2009). Sin embargo, un estudio realizado por Yussof y McNabb (1997) demostró que la adición de fertilizantes con fósforo, nitrógeno y carbono propició el desarrollo de cianófitas, grupo de microalgas que son indeseables en los estanques, mientras que la adición de nitrógeno y sílice incrementó el desarrollo de diatomeas, especialmente *Chaetoceros calcitrans*.

El nitrógeno es un elemento esencial para el crecimiento del fitoplancton. Casi todas las algas que contienen clorofila crecen con nitrato o amonio, y en general, también se utilizan amidas, urea, glutamina y asparagina (Syrett, 1981). Los requerimientos nutricionales del fitoplancton en sistemas de cultivo de camarón exigen la presencia de nutrientes inorgánicos disueltos, particularmente en una relación molar nitrógeno: fósforo (N:P) de 16:1. Cuando esta proporción disminuye por debajo de 10:1, el crecimiento de la biomasa puede verse limitado por la disponibilidad de nitrógeno; en cambio, si la relación supera 20:1, el fósforo se convierte en el factor limitante. En este estudio, se observó que las vermicompostas utilizadas presentan una relación N:P inferior a 10:1, lo que sugiere una deficiencia relativa de nitrógeno respecto a los requerimientos óptimos para el desarrollo fitoplanctónico. Cabe señalar que los sistemas también recibieron alimento balanceado, el cual, al no ser completamente consumido por los camarones, y junto con las heces de los organismos, aportan nitrógeno adicional. Por otro lado, el fertilizante inorgánico utilizado —urea— contiene hasta un 46% de nitrógeno, lo que excede la proporción recomendada y puede provocar la acumulación de amonio en el sistema, además de mantener al fósforo



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



como elemento limitante.

Variables fisicoquímicas del agua

Las variables fisicoquímicas evaluadas durante el bioensayo de 33 días y el cultivo de camarón de 94 días se mantuvieron dentro de los rangos óptimos reportados para *Litopenaeus vannamei* (Clifford, 1994; Valenzuela-Quiñónez et al., 2012). La ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos para temperatura, salinidad y oxígeno disuelto indica que las condiciones ambientales fueron relativamente homogéneas y no representaron un factor limitante para el crecimiento del camarón. Coincidiendo con lo reportado por Miranda et al. (2010), quienes utilizaron agua de pozo en sus sistemas de cultivo. El rango de salinidad registrado en este estudio, se mantuvo entre 7.2 y 8.4 Ups, se encuentra dentro del intervalo manejado por Cervantes-Cervantes (2011), quien trabajó con salinidades de 1 a 35 Ups sin observar diferencias significativas en el crecimiento del camarón blanco.

Las variaciones temporales observadas en la salinidad y algunos nutrientes se asociaron principalmente a eventos de precipitación durante el periodo experimental. La dilución del sistema ocasionada por las lluvias influyó en la disponibilidad de nutrientes disueltos, particularmente el amonio, lo que pudo afectar la dinámica del fitoplancton. Este tipo de perturbaciones ambientales ha sido descrito previamente como un factor determinante en la estructura y abundancia de comunidades fitoplanctónicas en sistemas acuícolas (Nzilani Musyoka y Nairuti, 2021).

Cabe destacar que la baja salinidad puede favorecer el desarrollo de cianobacterias, organismos considerados indeseables en sistemas de cultivo de camarón debido a su potencial toxicidad y al mal olor que pueden inducir en los camarones, como señalan Rodríguez-Quiroz y Paniagua-Michel (2006). Las menores concentraciones de oxígeno disuelto se registraron en los tratamientos con vermicomposta sólida, particularmente en el T1 (vermicomposta de estiércol vacuno), posiblemente debido a la elevada carga de materia orgánica; sin embargo, las diferencias significativas ($P < 0.05$) se observaron únicamente en comparación con el tratamiento control. Por último, la



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



temperatura, junto con la luz, se considera un factor determinante que influye en todos los procesos biológicos del estanque, como lo demostraron Xuemei y Zhinan (1999) en estudios experimentales bajo condiciones de temperatura controlada.

Evaluación de fitoplancton

En la búsqueda de un fertilizante orgánico que estimule una mayor producción de células de fitoplancton, en este trabajo se observó una tendencia a disminuir la cantidad de fitoplancton después de la primera semana, contrario a lo observado por Román et al. 2003; Chakrabarty et al. 2009; Cortés-Lara, 2011, donde hay una tendencia a aumentar la cantidad fitoplanctónica después de la primera semana. Esta baja se atribuye, principalmente, a las lluvias y recuperación de los niveles operativos de agua, debido a la evaporación en los tanques de cultivo que se tuvieron en las fechas del experimento, las cuales afectaron el desarrollo de las colonias de fitoplancton al crearse un nuevo ambiente debido al efecto directo de las diluciones del agua sobre los parámetros físicos-químicos y los nutrientes como el amonio (Nzilani Musyoka y Nairuti, 2021).

La fertilización con vermicomposta, especialmente la sólida elaborada a partir de residuos vegetales, mostró una tendencia a favorecer una mayor producción relativa de fitoplancton en comparación con el fertilizante inorgánico y el tratamiento control. Aunque no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, los valores más altos de abundancia celular se asociaron consistentemente con los sistemas fertilizados con vermicomposta.

Los grupos representativos de fitoplancton (diatomeas, clorófitas y cianófitas) fueron similares a los reportados por Chakrabarty et al. (2009) en estanques de peces, y por Cortés-Lara (2011) en cultivo de camarón, sin embargo, el número de células por grupo es menor que lo requerido según la tabla de Clifford (1994), donde expone las cantidades recomendables de fitoplancton en un cultivo de camarón. Algunos estudios demuestran que las diatomeas y las clorófitas son beneficiosas para el buen crecimiento del camarón en los sistemas de cultivo, mientras que las cianobacterias disminuyen la diversidad de especies de fitoplancton, lo que resulta en agua de pobre calidad (Clifford, 1992). Las diatomeas



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



son microalgas altamente nutritivas, dado su alto contenido en ácidos grasos no saturados, alta permeabilidad de su pared silíceas, lo que hace posible la digestión de enzimas, además de poseer un tamaño apropiado lo que permite la fácil ingestión, y su escasa asociación con las toxinas (Chamberlain, 1995).

La dominancia del nanoplancton no identificado sobre los grupos de diatomeas, clorófitas y cianófitas difiere parcialmente de lo reportado por Chakrabarty et al. (2010), quienes observaron una mayor proporción de diatomeas en sistemas fertilizados orgánicamente. Esta discrepancia puede atribuirse a las fluctuaciones en la relación N:P y a la variabilidad en las concentraciones de silicato, nutrientes clave para el desarrollo de diatomeas (Burford, 1997). En el presente estudio, la relación N:P estimada para las vermicompostas fue inferior a la proporción óptima de 16:1, lo que sugiere una posible limitación relativa de nitrógeno para el crecimiento fitoplanctónico.

Desempeño productivo del camarón

En el bioensayo inicial, los tratamientos con vermicomposta sólida de residuos vegetales y vermicomposta líquida de estiércol vacuno presentaron las mayores tasas de supervivencia, alcanzando valores del 100%. Si bien la ganancia de peso fue mayor en el tratamiento con vermicomposta sólida de residuos vegetales, no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos. Estos resultados coinciden con lo reportado por de Souza et al. (2009), quienes no encontraron diferencias significativas en el crecimiento del camarón bajo distintos esquemas de fertilización orgánica e inorgánica.

Durante el cultivo prolongado de 94 días, el tratamiento fertilizado con urea mostró un mayor peso final, mientras que el tratamiento con vermicomposta presentó la mayor supervivencia. Este patrón sugiere que, aunque el fertilizante inorgánico puede favorecer un crecimiento más acelerado, la vermicomposta podría contribuir a una mayor estabilidad del sistema y a mejores tasas de supervivencia, posiblemente asociadas a una mejor calidad del agua y a una mayor disponibilidad de alimento natural.



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 del agua

Durante el cultivo de camarón de 94 días, las variables fisicoquímicas —pH, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto— no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos, manteniéndose dentro de los rangos óptimos reportados para el cultivo de camarón por Clifford (1994). En consecuencia, estas variables no influyeron directamente en el crecimiento de los organismos a lo largo del experimento, que se desarrolló bajo condiciones de intemperie.

El oxígeno disuelto se mantuvo en niveles estables, debido a la acción de los aireadores, lo cual favoreció la suspensión de sólidos y evitaron descensos críticos de la concentración de OD durante la noche, cuando la ausencia de luz limita la fotosíntesis y el metabolismo de los camarones se incrementa (Duarte, 2002).

La salinidad inicial fue de 28 Ups, pero se diluyó progresivamente debido a las recargas con agua de pozo realizadas para compensar la evaporación, alcanzando valores de hasta 10 Ups en la última semana del bioensayo. No obstante, la salinidad promedio se mantuvo alrededor de 20 Ups en los tres tratamientos evaluados (vermicomposta, urea y blanco), lo que pudo haber afectado la aclimatación de ciertas colonias de fitoplancton al pasar de condiciones de agua salobre a dulce.

▶ CONCLUSIONES

La vermicomposta sólida elaborada a partir de residuos vegetales presentó una mayor concentración de nutrientes y materia orgánica en comparación con las vermicompostas líquidas, cumpliendo con los criterios de calidad establecidos por la normativa mexicana vigente. Esta composición se asoció con una mayor producción relativa de fitoplancton en los sistemas fertilizados con vermicomposta.

Aunque no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en las variables productivas del camarón entre tratamientos, se observaron tendencias consistentes hacia una mayor supervivencia y una ganancia de peso comparable en los sistemas fertilizados con vermicomposta sólida de residuos vegetales. Durante el cultivo prolongado, el fertilizante inorgánico favoreció un mayor peso final, mientras que la



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



vermicomposta mostró ventajas en términos de supervivencia.

Las condiciones ambientales, particularmente los eventos de precipitación, influyeron de manera significativa en la dinámica de nutrientes y fitoplancton, lo que limitó la expresión de diferencias más marcadas entre tratamientos. En este contexto, la vermicomposta sólida de residuos vegetales puede considerarse una alternativa viable como fertilizante orgánico en sistemas de cultivo de *Litopenaeus vannamei* a baja salinidad, especialmente en esquemas orientados a la sostenibilidad y a la reducción del uso de insumos químicos.

Se recomienda continuar con investigaciones que evalúen diferentes dosis, fuentes de vermicomposta y condiciones de manejo, así como su aplicación en distintos sistemas y ciclos productivos, para confirmar y ampliar los resultados observados en este estudio.

► AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la SIP-IPN el financiamiento del proyecto de investigación con número 20130709. Al CIIDIR-IPN por prestar sus instalaciones para la realización del proyecto.

► LITERATURA CITADA

Al-Kandari, M., Al-Yamani, F., & Al-Rifaie, K. (2009). *Marine phytoplankton atlas of Kuwait's waters*. Kuwait Institute for Scientific Research. Safat, Kuwait. 350 p.

Barreto-Montenegro, J.C. & Collazos-Lasso, L.F. (2023). Perifiton y sus aplicaciones en la acuicultura. *Orinoquia*, 27(1), e-793

Barg, U. C. (1995). *Orientaciones para la promoción medioambiental del desarrollo de la acuicultura costera*. FAO Documento Técnico 328. Roma.

Bhusan, C. & Yadav, B. (2003). Vermiculture for sustainable agriculture. *Indian Farming Digest*, 1, 11- 13.

Bwala R. & Omoregie E. (2009). Organic Enrichment of Fish Ponds: Application of Pig Dung vs. Tilapia Yield. *Pakistan Journal of Nutrition* 8(9). 1373-1379.



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



- Cervantes Cervantes, C. M. (2011).** *Efecto de la salinidad sobre algunas variables bioquímicas, inmunológicas, fisiológicas y productivas del camarón *Litopenaeus vannamei* cultivado experimentalmente.* Tesis de Maestría Recursos Naturales y Medio Ambiente. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Sinaloa. Instituto Politécnico Nacional. Guasave, Sinaloa, México. 64 p.
- Chamberlain G.W. (1995).** *Frontiers in Shrimp Nutrition Research, Proceedings of the special session on shrimp farming, Aquaculture'95, World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, USA, 10 pp*
- Chakrabarty D. (2008).** *Vermicompost and organic pisciculture.* Akshay Krishi Vikash, West Bengal, pp 1–16
- Chakrabarty, D., Das S. & Das M. (2009).** Relative efficiency of vermicompost as direct application manure in pisciculture. *Paddy and Water Environment*, 7(1):27-32
- Clifford, H.C., 1992.** *Marine shrimp pond management: a review.* En: Wyban J. Editor. Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA. 110-137.
- Clifford, H.C. (1994)** *El manejo de los estanques camaroneros.* Seminario Internacional de Camaronicultura, Camarón 94, México. 1994, 16-34 pp.
- CONAPESCA. 2024.** *Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca,* Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. chrome-extension://efaidnbmninnibpcjpcglclefindmkaj/https://nube.conapesca.gob.mx/sites/cona/dgppe/2024/ANUARIO_ESTADISTICO_DE_ACUACULTURA_Y_PESCA_2024.pdf
- Cortés-Lara, M. C., Cupul-Magaña, A. L., & Cupul-Velázquez, A. M. (2011).** Fitoplancton marino de Bahía de Banderas con una revisión de los florecimientos algales nocivos en la región. *Pacífico mexicano*, 9.
- de Sousa F. M. (2009).** Crescimento do camarão marinho *Farfantepenaeus subtilis* cultivado em tanques com diferentes protocolos de fertilização orgânica, *Maringá*, 31(3), 221-226.



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



- Dhawan, A. & Kaur, S. (2002).** Pig Dung as Pond Manure: Effect on Water Quality, Pond Productivity and Growth of Carps in Polyculture System. *Naga*, 25(1), 11-14.
- DOF. (2008).** NMX-FF-109-SCFI-2008. Humus de lombriz (lombricomposta)-especificaciones y métodos de prueba.
- Duarte, J. (2002).** *Recambio preventivo de agua para evitar la depleción de oxígeno en granjas semiintensivas de camarón al noreste de Venezuela.* In VI Congreso Venezolano de Acuicultura. Memorias. UNET (pp. 09-11).
- Esparza-Leal, H.M., Valenzuela-Quiñónez, W., & Rodríguez-Quiroz, G. (2010).** Cultivo intensivo de camarón blanco *Litopenaeus vannamei* (BOONE) en agua de pozo de baja salinidad como alternativa acuícola para zonas de alta marginación. *Ra Ximhai*, 6(1), 1-8.
- FAO. (2025).** *Fishery and Aquaculture Statistics – Yearbook 2022.* FAO Yearbook of Fishery and Aquaculture Statistics. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd4312en>
- Félix, H.J., Flores, S.R., Armenta, D.A. & Rodríguez, G. (2010).** Propiedades microbiológicas de compostas maduras producidas a partir de diferentes materias orgánicas. *Ra Ximhai*, 6(1), 105-113.
- Jory, D. E. & Dugger, D. M. (2000).** Intensive nursery uses strategy for improved shrimp health. *Aquaculture Magazine*, 26(6), 67–72.
- Haro Haro, A., Rodríguez Saldaña, D., Ramón, J.C., Picón Saavedra, M. & Andrade-Rojas, M.J. (2024).** Efectos de la inclusión de lombricomposta sobre la calidad del agua, el consumo de alimento y los parámetros productivos de la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Revista Alimentos, Ciencia e Ingeniería*, 31(1), 1-7.
- Hernández Rivera, C. I., Urbina-Flete, S. N. & Altamirano-Perez, M. R. (2023).** Conversión alimenticia en alevines de *Oreochromis niloticus* utilizando alimento multifuncional al 24% y 14% de proteína. *Revista Iberoamericana de bioeconomía y cambio climático*, 9(18), 2275–2288. <https://doi.org/10.5377/ribcc.v9i18.18917>



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



- Kang'ombe J., Brown J. & Halfyard L. (2006).** Effect of using different types of organic animal manure on plankton abundance, and on growth and survival of *Tilapia rendalli* (Boulenger) in ponds. *Aquaculture Research*, 37, 1360-1371
- Miranda, I., Valles, J.L., Sánchez, R., & Álvarez, Z. (2010).** Cultivo del camarón marino *Litopenaeus Vannamei* (Boone, 1931) En agua dulce. *Revista Científica*, 20(4), 339-346.
- Martínez-Córdova, L.R., Martínez Porchas, M., & Cortés-Jacinto, E. (2009).** Camaronicultura mexicana y mundial: ¿actividad sustentable o industria contaminante?. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 181-196.
- Mitra, A. (1997).** Vermiculture and vermicomposting of non-toxic organic solid waste application. En: Azariah, J., Azariah, H., Darryl, R.J. (Eds.), *Bioethics in India: Proceedings of Bioethics Workshop: Biomangement of Bioresources Madras*, 16- 19 Jan, 1997. Eubios Ethics Institute. Available: <http://www.biol.tsukuba.ac.jp/macer/index.html>
- Nzilani Musyoka, S. & Nairuti, R. (2021).** Application of Vermicompost Fertilizer in Aquaculture Nutrition: Review. IntechOpen. doi: 10.5772/intechopen.100326
- Oribhabor, B.J. & Ansa, E.J. (2006).** Organic waste reclamation, recycling and re-use in integrated fish farming in the Niger Delta. *Journal of Applied Science on Environmental Management* 10(3):47-53
- Parsa Khanghah, A., & Can, E. (2024).** Effect of Vermicompost Supplement on Rainbow Trout Performance. *Marine Science and Technology Bulletin*. 13(3), 234-238.
- Primavera, H. A. (1993).** Critical review of shrimp pond culture in the Philippines. *Review in Fisheries Science*, 1, 151-201.
- Román M. T., Bárbaro J. C., Rosa N. A. & Pérez J. M. (2003).** Efecto de la fertilización con diferentes razones N-P sobre la productividad primaria en la granja camaronera. Calisur. CIVA, pp. 945- 953.
- Rodríguez-Quiroz, G., & Paniagua-Michel. (2006).** El vermicomposteo de biosólidos y agua tratada en el noroeste de México. Ecoparque, un caso de estudio. *Revista AIDIS*, 1(1), 1-6.



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



- Saoud, I.P., Davis, D.A., & D.B. Rouse, D.B. (2003).** Suitability studies of inland well waters for *Litopenaeus vannamei* culture. *Aquaculture* 217: 373-383.
- Silva, S.S. & Anderson, T.A. (1995).** *Fish nutrition in aquaculture*. Chapman & Hall, New Delhi. 320 p.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., 1972.** *A Practical Handbook of Sea Seawater Analysis*. Supply and Services Canada, Ottawa, Canada KIA 059. The Alger Press Ltd, 310 pp.
- Thakur, D.P. & Lin, C.K. (2003).** Water Quality and Nutrient Budget in Closed Shrimp (*Penaeus monodon*) Culture Systems *Aquacultural Engineering* 27, 159-176.
- Thomas, C. (1996).** Identifying marine diatoms and dinoflagellates. Academic Press. USA
- Tolera, G., Getahun, A. Geremew, A. & Mengistou, S. (2024).** Vermicompost using WH substrate improves the productivity of tilapia fingerlings in Batu aquaculture ponds (Ethiopia). *Acta Entomology and Zoology*, 5(1), 159-168
- Vaneet, K. & Meera, A. (2010).** Efficacy of vermicompost as fishpond manure- Effect on water quality and growth of *Cyprinus carpio* (Linn.). *Bioresource Technology*, 101(15):6215-8
- Valenzuela-Quiñónez, W., Esparza-Leal, H.M., Nava-Pérez, E. & Rodríguez-Quiroz, G. (2012).** El cultivo de camarón en agua de baja salinidad con alimento a base de harina de lombriz. *Ra Ximhai*, 8(3), 131-136.
- Wu, W. (2000)** *Fish culture and enhancement*. China Agricultural Press, Beijing, p 66
- Wurmann, C.G., Madrid, R.M., & Brugger, A.M. (2004).** Shrimp farming in Latin America: current status, opportunities, challenges and strategies for sustainable development. *Aquaculture, Economics and Management*, 8:117-141.
- Yusoff, F.M., & McNabb, U.S. (1997).** The effects of phosphorus and nitrogen on phytoplankton dominance in tropical fish ponds. *Aquaculture Research* 28: 591-597.



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

Estructura y función ecológica de la comunidad epibiótica asociada a dos especies de esponjas del género *Geodia* en una pradera de pastos marinos del sur del Golfo de México

Structure and ecological function of the epibiotic community associated with two sponge species of the genus *Geodia* in a seagrass meadows of the southern Gulf of Mexico

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. Enrique Ávila



0000-0001-7074-1603

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Estación El Carmen, Universidad Nacional Autónoma de México. Carretera Carmen-Puerto Real km 9.5, Ciudad del Carmen, Campeche, México.

Autor de correspondencia: kike@ola.icmyl.unam.mx



2. José Alberto Aguirre-Téllez

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Estación El Carmen, Universidad Nacional Autónoma de México. Carretera Carmen-Puerto Real km 9.5, Ciudad del Carmen, Campeche, México.



3. Laura Elena Vázquez-Maldonado



0000-0002-2088-3395

Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen, Ciudad del Carmen, Campeche, México.



4. María Amparo Rodríguez-Santiago



0000-0003-0616-237X

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Estación El Carmen, Universidad Nacional Autónoma de México. Carretera Carmen-Puerto Real km 9.5, Ciudad del Carmen, Campeche, México.

Recibido 31 de octubre 2025

Aceptado 16 de febrero 2026



Estructura y función ecológica de la comunidad epibiótica asociada a dos especies de esponjas del género *Geodia* en una pradera de pastos marinos del sur del Golfo de México

Structure and ecological function of the epibiotic community associated with two sponge species of the genus *Geodia* in a seagrass meadows of the southern Gulf of Mexico

► RESUMEN

Las esponjas marinas destacan por su capacidad de albergar una amplia diversidad y abundancia de epibiontes y endobiontes con los cuales pueden establecer distintos tipo de relaciones ecológicas. En praderas de *Thalassia testudinum* de Isla del Carmen (Campeche) se identificaron taxonómicamente dos especies de esponjas del género *Geodia*, la composición específica de su comunidad epibiótica y su posible función ecológica en esta asociación. Se caracterizó la comunidad epibionte (riqueza de especies, diversidad y abundancia relativa) y el porcentaje de similitud entre individuos de estas dos especies de esponjas basibiontes y se realizó un experimento *in situ* para determinar si los epibiontes les brindan protección contra la depredación. Las esponjas basibiontes fueron identificadas como *Geodia* cf. *tumulosa* y *G. media* var. *leptorhaphes*, constituyendo el primer registro de ambas especies para el sur del Golfo de México. En cinco especímenes examinados, se registró un total de 95 organismos epibiontes pertenecientes a 25 especies de seis taxa animales y de dos divisiones vegetales. La diversidad (H') de epibiontes fue de 1.9 para *Geodia* cf. *tumulosa* y de 1.94 para *G. media* var. *leptorhaphes*. Los poríferos fueron el grupo más diverso y las ascidias coloniales las más abundantes, representando el 45% del peso húmedo total de los epibiontes. El porcentaje de similitud de las comunidades epibióticas entre ambas especies de esponjas fue de 57.9% (11 especies compartidas). Se detectó una correlación significativa entre el tamaño de las esponjas y la riqueza de epibiontes. Experimentalmente, las esponjas que fueron desprovistas de epibiontes no mostraron signos de depredación, pero acumularon una capa de sedimento fino (~3 mm), lo que sugiere que los epibiontes podrían actuar como barrera frente a la sedimentación más que como defensa antidepredatoria.

Palabras clave: Epibiontes, sedimentación, asociaciones bentónicas, esponjas marinas, Golfo de México.



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

Marine sponges stand out for their ability to harbor a wide diversity and abundance of epibionts and endobionts, with which they can establish different types of ecological relationships. In *Thalassia testudinum* meadows of Isla del Carmen (Campeche), two sponge species of the genus *Geodia* were taxonomically identified, along with the species composition of their epibiotic community and its potential ecological role within this association. The epibiont community (species richness, diversity, and relative abundance) and the percentage of similarity between individuals of these two basibiont sponge species were characterized, and an *in situ* experiment was conducted to determine whether epibionts provide protection against predation. The basibiont sponges were identified as *Geodia* cf. *tumulosa* and *G. media* var. *leptorhaphes*, constituting the first record of both species for the southern Gulf of Mexico. In the five specimens examined, a total of 95 epibiotic organisms were recorded, belonging to 25 species from six animal taxa and two plant divisions. Epibiont diversity (H') was 1.9 for *Geodia* cf. *tumulosa* and 1.94 for *G. media* var. *leptorhaphes*. Poriferans represented the most diverse group, whereas colonial ascidians were the most abundant, accounting for 45% of the epibionts' wet weight. The percentage of similarity between the epibiotic communities of both sponge species was 57.9% (11 shared species). A significant correlation was detected between sponge size and epibiont richness. Experimentally, sponges that were deprived of epibionts showed no signs of predation but accumulated a fine sediment layer (~3 mm), suggesting that epibionts may act as a barrier against sedimentation rather than as an antipredator defense.

Keywords: Epibionts, sedimentation, benthic associations, marine sponges, Gulf of Mexico.



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



▶ INTRODUCCIÓN

En diferentes regiones del mundo se han observado esponjas recubiertas por organismos epibiontes, tales como macroalgas, ascidias y otras esponjas (Wilcox, Hill, Demeo, 2002; Mercurio, Corriero, Gaino, 2006; Ávila, Carballo, Cruz-Barraza, 2007). Dado que esta interacción no suele provocar daño aparente a la esponja basibionte, se ha sugerido que los epibiontes podrían brindar protección frente a la depredación o a la radiación ultravioleta (Wilcox et al., 2002; Mercurio et al., 2006; Ávila et al., 2007). No obstante, estas hipótesis permanecen poco exploradas experimentalmente. Uno de los primeros estudios en señalar que el epizoísmo no implica necesariamente competencia o exclusión fue el realizado por de Laubenfels (1950) quien observó que esponjas basibiontes como *Halichondria (Halichondria) poa* pueden continuar filtrando agua y alimentándose aun estando totalmente cubiertas por otras especies de esponjas como *Hymeniacidon sanguinea* o *Epallax ajax*.

Estudios posteriores como el de Rützler (1970) confirmaron que estas asociaciones pueden deberse a la limitación del sustrato, ya que al analizar las relaciones interespecíficas entre esponjas del mar Adriático, determinó que, en ambientes con alta competencia por espacio, las esponjas se fijan sobre superficies alternas como conchas, grava o incluso otras esponjas. A pesar de su proximidad no ocurre fusión tisular y cada individuo mantiene su propia alimentación y flujo de agua mediante ósculos funcionales. Este tipo de interacciones ha sido interpretado como una estrategia de coexistencia en ambientes saturados de organismos sésiles.

En este sentido, Wulff (2006) clasificó las interacciones ecológicas de las esponjas en cuatro categorías: competencia por espacio, simbiosis, comensalismo y depredación. Estas presentan una notable capacidad de interacción con diversos taxa bentónicos, incluyendo otros invertebrados y peces juveniles. En contextos competitivos, las esponjas suelen dominar frente a otros organismos sésiles por sus mayores tasas de crecimiento y por la liberación de metabolitos secundarios con



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



propiedades alelopáticas que inhiben el asentamiento de competidores (Wulff, 2006). Las interacciones esponja–esponja en el mar Caribe, Golfo de México, mar Mediterráneo, Pacífico mexicano y mar del Sur de Corea (Rützler, 1970; Wilcox et al., 2002; Wulff, 2006; Ávila et al., 2007), han señalado simbiosis de diferentes tipos como mutualismo, parasitismo y competencia espacial. Además, se ha propuesto que las especies epibiontes pueden beneficiarse de mayor estabilidad y mejor calidad del sustrato, e incluso desarrollar relaciones obligadas con sus especies hospedadoras, como las descritas entre *Geodia* y *Haliclona* en Florida (EE. UU.) y entre *Geodia media* y *Haliclona sonorensis* en el Golfo de California (Wulff, 1997; Wilcox et al., 2002; Ávila et al., 2007).

En el sur del Golfo de México, particularmente en la Isla del Carmen (Campeche), investigaciones exploratorias registraron en 2019 esponjas del género *Geodia* recubiertas por una gran variedad de epibiontes (macroalgas, pastos marinos, ascidias y otras esponjas) en una pradera de *Thalassia testudinum*, a una profundidad promedio de 2 m y aproximadamente a 40 m de la costa. La recurrencia de este tipo de asociaciones en distintas regiones (Wahl, 1989), sugiere que podrían representar una estrategia ecológica estable y potencialmente beneficiosa para las esponjas basibiontes. Sin embargo, en las costas del sur del Golfo de México no existen antecedentes de estudios que documenten la composición taxonómica de las comunidades asociadas a esponjas del género *Geodia* ni que evalúen de manera experimental la posible función protectora de los epibiontes en estas esponjas basibiontes.

Con base en lo anterior, los objetivos de este estudio fueron: (1) identificar a la esponja basibionte al nivel taxonómico más bajo posible; (2) caracterizar la biota epibiótica (flora y fauna) asociada y determinar su riqueza específica y diversidad; (3) determinar la abundancia relativa de los grupos taxonómicos que interactúan con *Geodia* y (4) desarrollar un experimento *in situ* para determinar si los epibiontes que recubren a *Geodia* le proporcionan protección frente a macrodepredadores como peces y tortugas.



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

► MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se realizó en la localidad de Puerto Real ($18^{\circ}47'30''$ N, $91^{\circ}31'50''$ O), al noreste de la Isla del Carmen, Campeche (Figura 1). Esta isla de barrera forma parte del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos y abarca una superficie de 153 km². La franja intermareal del área de estudio posee un fondo rocoso con parches arenosos, mientras que la zona submareal (1 a 5 m de profundidad) es habitada por praderas de pastos marinos dominadas por *T. testudinum*. El sitio de muestreo fue seleccionado por la presencia frecuente de esponjas del género *Geodia* en interacción con otros organismos. El área total de estudio, donde se realizaron la colecta de individuos y el experimento, abarcó aproximadamente 400 m². Este estudio se efectuó entre julio y octubre de 2019.

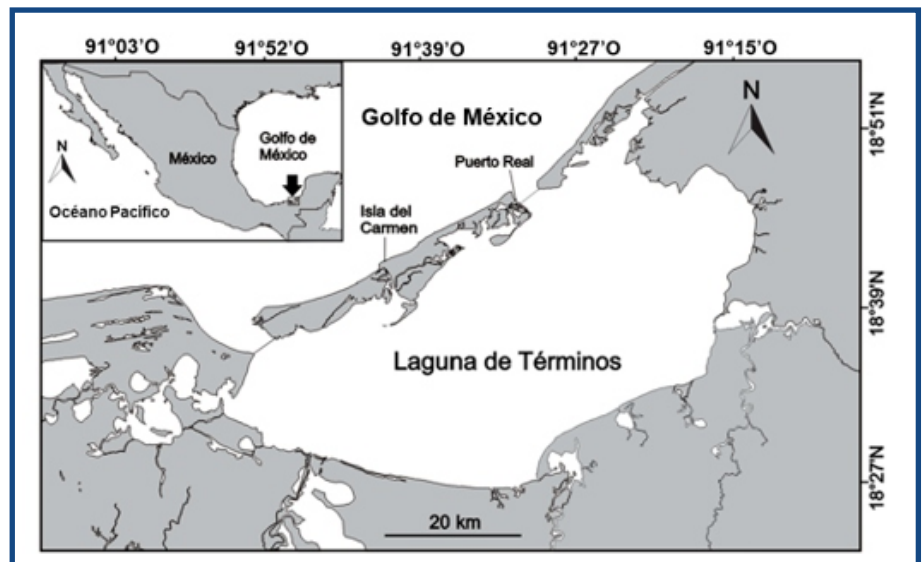


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio (Puerto Real) en el estado de Campeche, México.

Mediante buceo autónomo se seleccionaron al azar 15 individuos de *Geodia* a una profundidad de 2 m aproximadamente, los cuales fueron etiquetados con un número.

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



Colecta e identificación de basibiontes y epibiontes

Cinco de estos individuos de *Geodia* fueron desprendidos desde su base con una espátula y colocados en bolsas de plástico de manera individual (debidamente etiquetadas) para ser trasladados al laboratorio donde fueron fotografiados con una cámara digital (Nikon COOLPIX AW130) para documentar la coloración y morfología de los epibiontes y del basibionte. La identificación de las esponjas, tanto basibiontes como epibiontes, se realizó hasta el nivel más bajo posible con base en sus características externas (forma, color, consistencia, presencia y diámetro de ósculos) y en las características del esqueleto (tipos de espículas, dimensiones y disposición en ectodermo y endodermo). Para separar las espículas de la materia orgánica se utilizó hipoclorito de sodio. En las especies con espículas silíceas se seleccionaron y midieron 30 espículas por cada tipo y categoría de tamaño. En el caso de las esponjas córneas carentes de espículas, se midieron diámetros de fibras de colágeno-espongina (al menos 10 fibras primarias, secundarias y/o terciarias), la abertura de malla y la presencia de médula y material foráneo) conforme al método de Boury-Esnault y Rützler (1997). La determinación taxonómica de este grupo se apoyó en literatura especializada del Atlántico occidental (de Laubenfels, 1952; Little, 1963; López y Green, 1984), en la clasificación de Hooper y Van Soest (2002) y bases de datos (World Porifera Database, 2019).

Los invertebrados epibiontes y organismos fotosintéticos fueron cuidadosamente separados de la esponja basibionte e identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible, usando literatura específica: ascidias (Monniot, 1983), ofiuroideos (Laguada-Figueras, Henández-Herrejón, Solís-Marín, Durán-González, 2009), poliquetos (de León-González et al., 2009), crustáceos (Ortiz, Winfield, Cházaro-Olvera, 2012) y macroalgas (León-Álvarez, Candelaria-Silva, León-Tejera, 2012). Una vez separados, se obtuvo el peso fresco de cada taxón con una balanza electrónica (Velab, VE-300, 1 mg – 300 g) para calcular su abundancia relativa (%), la cual considero como 100% el peso fresco total de los epibiontes.



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



Experimento in situ

Para determinar si los epibiontes de *Geodia* le ofrecen protección frente a la depredación, se diseñó un experimento *in situ* que consistió en separar los organismos epibiontes adheridos a la superficie de estas esponjas basibiontes. Para esto se utilizaron los otros 10 individuos de esponja que habían sido marcados: a cinco de los cuales se les removieron todos los epibiontes de su superficie (tratamiento) y otros cinco permanecieron intactos (control) (Cristobo, Victoriano, Solorzano, Ríos, 1993). La separación de epibiontes se realizó bajo el agua (mediante buceo autónomo), de manera manual o con ayuda de un cepillo de plástico, evitando dañar la superficie del basibionte. Los individuos del tratamiento y control fueron monitoreados cada 15 días durante tres meses, registrando supervivencia (%) y la presencia o ausencia de evidencias visuales de depredación (como las lesiones que dejan las mordeduras de peces y tortugas) y recolonización por epibiontes.

Análisis de datos

Se elaboraron bases de datos en Microsoft Excel con la información morfológica de las esponjas (tipos de espículas, dimensiones en μm y características de fibras de esponjina). Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') con los datos de los epibiontes asociados a cada espécimen de *Geodia* recolectado. Este índice varía generalmente entre 0.5 y 5.0 en ecosistemas naturales, donde valores < 2 indican baja diversidad (llegando a ser homólogos a desiertos) y > 3 alta diversidad (pudiéndose comparar con los ecosistemas de arrecifes coralinos y selvas tropicales) (Shannon, 1998). El índice considera la riqueza (número de taxa) y la abundancia relativa (%) de especies en el área de estudio. También se aplicó el coeficiente de correlación de rango de Spearman para evaluar la relación entre el peso fresco del basibionte y (a) el peso fresco total de los epibiontes, (b) la riqueza específica y (c) la abundancia total de epibiontes. Adicionalmente, se determinó la similitud (%) en la composición taxonómica de los macroinvertebrados asociados entre los individuos de *Geodia*, utilizando el índice de Czekanowski ($Cz = (2W / [A+B]) (100\%)$) (Ávila y Briceño-Vera, 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

▶ RESULTADOS

Identificación de los basibiontes

De los cinco especímenes colectados y examinados en laboratorio se identificaron dos especies diferentes de basibiontes del género *Geodia*. A pesar de presentar una coloración, textura, consistencia y morfología externa muy similares (color grisáceo con tonos cafés en las cribas osculares y forma masiva lobulada), el análisis de la gama de espículas presentes y sus dimensiones en cada uno de los cinco basibiontes reveló que no se trataba de una sola especie de *Geodia*, sino de dos especies de esponjas de este género presentes en el área de estudio. Los individuos etiquetados con los números 2 y 4 fueron identificados como *Geodia media* var. *leptorhaphes* Uliczka, 1929, debido a la presencia de una espícula de tipo mesomonaene, que se considera como un carácter taxonómico distintivo de la especie (Figura 2b), además de que el resto de los tipos de espículas y su disposición (observada a través de los cortes) en el ectosoma fueron determinantes para su identificación. En el caso de los individuos 1, 3 y 5, estos fueron identificados como *Geodia* cf. *tumulosa* Bowerbank, 1872 (Figura 2a).

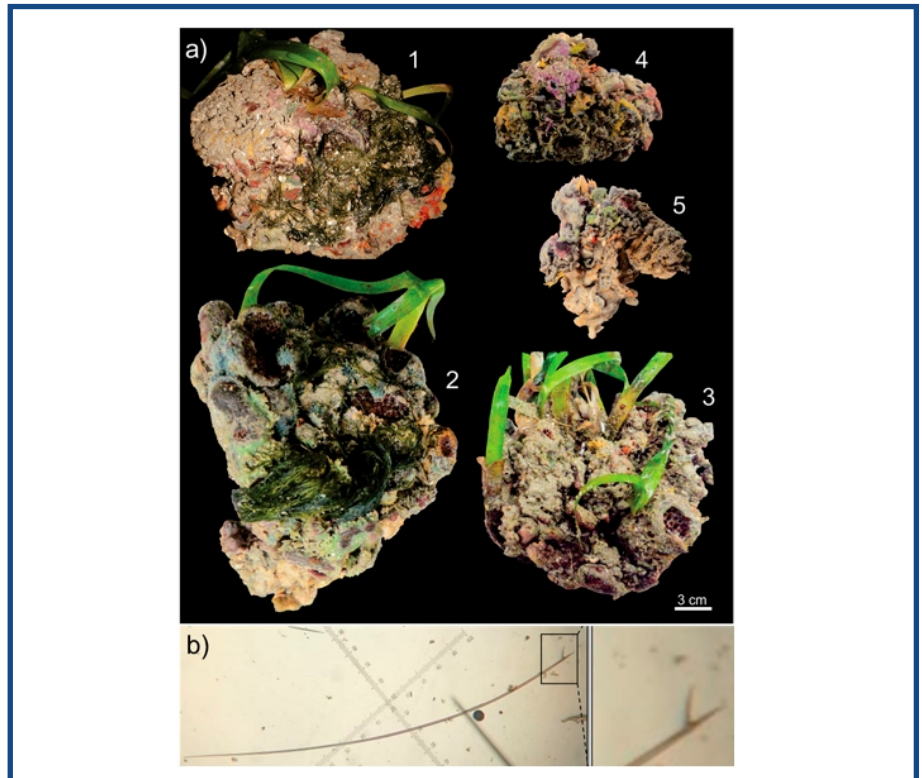


Figura 2. a) Especímenes de *Geodia* a los que se determinó la riqueza y abundancia relativa de los epibiontes. b) Espícula mesomonaene característica de *G. cf. media* var. *leptorhaphes*. En la imagen inferior derecha se muestra un detalle de la punta bifurcada de esta espícula.

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

Diversidad y abundancia de los epibiontes asociados

En estos cinco especímenes examinados en laboratorio se identificaron 95 organismos epibiontes a diferentes niveles taxonómicos, desde familia hasta especie. Los poríferos fueron el grupo más diverso, mientras que las ascidias resultaron ser las más abundantes. Estos organismos, asociados a los cinco individuos de *Geodia* examinados, correspondieron a seis taxa animales (Porifera, Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Echinodermata y Chordata) y dos divisiones vegetales (Tracheophyta y Chlorophyta). En particular, los poríferos epibiontes incluyeron 24 individuos pertenecientes a 16 especies, mientras que las algas, equinodermos, crustáceos, poliquetos y moluscos presentaron menor diversidad. Con base en la abundancia relativa determinada por el peso fresco, los cordados (ascidias coloniales) fueron los más representativos (45%), seguidos por los poríferos (24%) y los pastos marinos (26%). Las algas, poliquetos, moluscos, crustáceos y equinodermos aportaron por grupo menos del 2% del peso total (Figura 3).

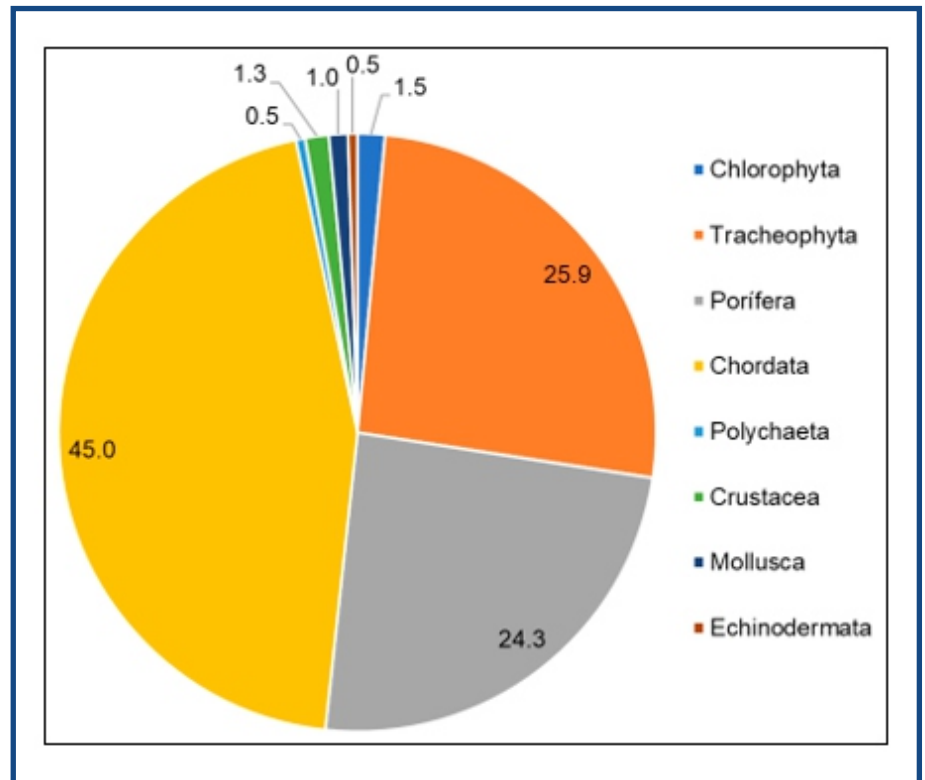


Figura 3. Abundancia relativa de los diferentes grupos de epibiontes presentes en las cinco muestras de *Geodia* spp.

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 composición de la comunidad epibiótica varió a pequeña escala espacial (es decir, a una escala de unos pocos metros cuadrados que representó el área de estudio), ya que algunas especies mostraron afinidad por una de las dos especies de basibionte. En la Figura 4 y la Tabla I se muestran los grupos epibiontes más representativos asociados a las esponjas del género *Geodia*. En *G. media* var. *leptorhaphes* se registraron 25 especies de epibiontes correspondientes a seis taxa animales (poríferos, ascidias, poliquetos, crustáceos, equinodermos y moluscos) y dos divisiones vegetales (algas verdes y pastos marinos). En *G. cf. tumulosa* se registraron 23 especies pertenecientes a cinco taxa animales (poríferos, ascidias, equinodermos, crustáceos y poliquetos) y dos divisiones vegetales (algas verdes y pastos marinos). Los valores indicados en la Tabla I muestran la abundancia relativa de los taxa registrados en cada individuo de *Geodia* examinado, la abundancia relativa total y el peso fresco.



Figura 4. Fauna asociada. A y B) Crustácea: Xanthidae; C y D), Crustácea: Porcellanidae; E y F), Crustacea: Alpheidae; G y H), Echinodermata: *Ophiactis savignyi*; I) Polychaeta: *Fauchaldius cyrtauloni*; J) Mollusca: *Leucozonia nassa*.

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

Tabla I. Especies registradas en ambas especies de *Geodia*, su abundancia relativa (%) por individuo y total y el peso fresco total de cada organismo epibiontes (g).

Taxa	Familia o especie	Ind.1	Ind.2	Ind.3	Ind.4	Ind.5	Total	Peso
Chlorophyta	<i>Chlorodesmis</i> sp.	4	5	0	0	0	9	6.7
Tracheophyta	<i>Thalassia testudinum</i>	4	5	8	0	0	17	117.4
Porifera	<i>Lissodendoryx spinulosa</i>	0	5	0	0	0	5	0.03
	<i>Mycale</i> sp.	4	0	0	0	0	4	2.11
	<i>Eurypon</i> sp.	4	0	0	0	0	4	0.23
	<i>Haliclona caerulea</i>	0	0	8	0	0	8	3.04
	<i>Haliclona implexiformis</i>	4	0	0	6	0	9	6.51
	<i>Hymeniacidon heliophila</i>	0	0	0	6	5	11	1.7
	<i>Hymeniacidon</i> sp.	0	0	0	0	5	5	8.98
	<i>Tedania ignis</i>	4	0	0	6	0	9	7.04
	<i>Tedania</i> cf. <i>klausii</i>	0	0	8	0	0	8	4.43
	<i>Dysidea etheria</i>	4	16	0	6	5	30	59.15
	<i>Dysidea variabilis</i> .	0	0	0	0	5	5	9.96
	<i>Haliclona</i> sp.	4	0	0	0	0	4	0.5
	<i>Haliclona rutzleri</i>	4	0	0	0	0	4	3.41
	<i>Tedania</i> sp.	0	5	0	0	0	5	1.56
	<i>Cliona carpenteri</i>	0	0	8	0	0	8	0.22
	<i>Halicondria</i> sp.	0	0	0	6	0	6	1.09
Chordata	<i>Euherdmania fasciculata</i>	4	5	8	0	5	23	203.5
Polychaeta	<i>Fauchaldius cyrtauloni</i>	11	11	25	0	47	94	2.3
Crustacea	Alpheidae	7	0	0	0	0	7	0.93
	Porcellanidae	4	11	0	0	21	35	3.67
	Xanthidae	15	11	25	33	0	84	1.21
Mollusca	<i>Leucozonia nassa</i>	0	0	0	0	5	5	4.6
Echinodermata	<i>Ophiactis savignyi</i>	26	26	8	39	0	99	2.3

Correlación entre variables y similitud entre la comunidad de epibiontes presentes en ambas especies de esponja

En general, se determinó que, aunque no hubo una correlación estadísticamente significativa entre el peso de los basibiontes y el peso de sus epibiontes ($r = 0.50$, $p = 0.45$), ni con la abundancia total de organismos ($r = 0.87$, $p = 0.08$), se detectó una ligera tendencia positiva entre estas variables. No obstante, sí se encontró una correlación positiva significativa entre el peso de los basibiontes y la riqueza específica de epibiontes ($r = 0.97$, $p = 0.02$) que indica que la riqueza específica de epibiontes aumenta conforme incrementa el tamaño de la esponja basibionte.

A partir de los datos de riqueza específica de epibiontes registrados para cada ejemplar de *Geodia*, se encontró que en los individuos 1, 3 y 5 el valor de H' fue 1.94, mientras que en los individuos 2 y 4 fue 1.90. Dado que se identificaron dos especies distintas de basibiontes, se determinó la

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



similitud en la composición taxonómica de los epibiontes asociados a *G. media* var. *leptorhaphes* y *G. cf. Tumulosa*. En este caso, el índice de Czekanowski (Cz) dio como resultado una similitud del 57.89%.

Experimento in situ

Al finalizar el experimento (70 días), no se registraron lesiones en los individuos de *Geodia* que pudieran ser atribuidas a la depredación (p.ej. pérdidas de tejido por ramoneo de peces o tortugas) ni la pérdida de esponjas en el tratamiento que fueron desprovistas de epibiontes. En cambio, se observó que la superficie de estas esponjas estaba cubierta por una capa de sedimento fino. En las esponjas utilizadas como control (con epibiontes), no se observó acumulación de sedimentos en su superficie.

► DISCUSIÓN

En el presente estudio se identificaron dos especies congénicas de esponjas del género *Geodia*: *G. cf. tumulosa* y *G. media* var. *leptorhaphes*. La primera ha sido registrada para el Caribe y la segunda para Barbados, Jamaica y Florida (World Porifera Database, 2019). Ambas especies fueron encontradas por primera vez en el sur del Golfo de México, siendo este estudio, el primer registro de su presencia en costas mexicanas. Aunque presentan coloración, forma y textura similares, difieren en las características y dimensiones de sus espículas, particularmente por la presencia de una espícula triaxónica (mesomonaena) en *G. media* var. *leptorhaphes*, considerada un carácter diagnóstico del taxón. Este trabajo representa el primer análisis ecológico de estas dos especies en su ambiente natural, ya que la información disponible sobre estas especies ha sido principalmente taxonómica (Uliczka 1929).

En total, se registraron 25 especies de epibiontes asociadas a *G. cf. tumulosa* y *G. media* var. *leptorhaphes*, 15 especies en *G. media* var. *leptorhaphes*, 23 en *G. cf. tumulosa* y 11 que estuvieron presentes en ambas especies de esponja (una especie de alga verde, una especie de pasto marino, cuatro especies de esponjas, una ascidia colonial, 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



especie de poliqueto, dos especies de crustáceos decápodos y una especie de ofiuroides, Tabla I). Esta riqueza es comparable con lo reportado por Klitgaard (1995) para *G. barretti* y *G. macandrewii* (10 a 62 especies de epibiontes). Aunque la riqueza observada en las especies de este estudio mostró valores intermedios comparado con lo reportado en otras especies de *Geodia*, se observó que la superficie de ambas especies de esponja estaba completamente cubierta de organismos. Las esponjas, ascidias y el pasto *T. testudinum* fueron los organismos más abundantes en términos relativos de peso y probablemente limitan el espacio disponible para nuevas colonizaciones de epibiontes. En el caso de las esponjas y ascidias coloniales encontradas, estas especies eran generalmente de forma incrustante. La dominancia de esponjas y ascidias entre la comunidad de epibiontes puede estar relacionada con su arquitectura corporal, sus altas tasas de crecimiento y sus estrategias de vida oportunistas, que les permiten colonizar y recubrir rápidamente distintos sustratos duros (Wulff, 2006; Roth, Powell, Smith, Roth, Schierwater, 2018).

La abundancia de epibiontes fue similar en ambas especies, lo cual podría explicarse por su coexistencia en el mismo hábitat, profundidad y morfología comparable. Los grupos más abundantes en términos de peso fueron ascidias y esponjas, patrón consistente con lo documentado por Rützler (1970) para *Fasciospongia cavernosa*, donde la comunidad epibiótica estuvo dominada por esponjas del género *Ircinia*. Las esponjas basibiontes poseen estructuras ectosomales rígidas y un sistema acuífero especializado que les permite mantener su integridad funcional (Rützler, 1970). En este caso, ambas especies de *Geodia* presentan una capa ectosómica compacta formada por espículas esterrásteres, lo que les confiere una dureza similar a fondos rocosos y las convierte en sustratos alternos ideales para macroalgas, pastos marinos e invertebrados sésiles (Corriero, 1984; Mercurio, Corriero, Scalera-Liaci, 1997). Por otra parte, también se observó que algunos invertebrados móviles como poliquetos, cangrejos de la familia Xanthidae y el ofiuroides fueron relativamente abundantes en las esponjas basibiontes. Estos organismos se caracterizan por alimentarse de restos de materia orgánica que se deposita sobre la esponja.



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 se detectó correlación entre el peso de las esponjas basibiontes, el peso total de epibiontes y la abundancia de epibiontes. Quizás, ésta falta de dependencia entre las variables señaladas puede deberse al número limitado de muestras analizadas o a variaciones ambientales durante la colecta, como son la temperatura o época del año. No obstante, en este estudio se encontró una correlación positiva entre la riqueza de especies epibiontes y el peso de los basibiontes que es consistente con estudios previos en otras especies del género, donde se han registrado correlaciones positivas entre el tamaño de la esponja y la diversidad de epibiontes (Leite, Pavani, Tanaka, 2016). Los valores del índice de diversidad de Shannon registrados en este estudio para ambas especies de *Geodia* fueron considerados como bajos de acuerdo con la interpretación propuesta por Shannon (1998), posiblemente debido a la estacionalidad reproductiva de ciertos taxa asociados, que suele estar restringida a periodos específicos del año (Biernbaum, 1981).

Durante el experimento *in situ*, las esponjas sin epibiontes no presentaron lesiones ni signos de depredación, a diferencia de lo reportado por Ramsby, Massaro, Marshall, Wilcox y Hill (2012), quienes observaron daños en esponjas caribeñas desprovistas de organismos epibiontes. La ausencia de depredación podría deberse a la escasa presencia de peces esponjívoros en el sitio de estudio (Ayala-Pérez, Ramos-Miranda, Flores-Hernández, 2003). Sin embargo, se observó que los individuos sin epibiontes mostraron una capa fina de sedimento calcáreo sobre su superficie, la cual estuvo ausente en los controles (con epibiontes).

Este resultado sugiere que los epibiontes sésiles, en particular los organismos filtradores como esponjas y ascidias pueden beneficiar a los basibiontes como una barrera física que reduce la sedimentación. Bell et al. (2015) señalaron que esponjas y ascidias epibiontes pueden generar corrientes ascendentes a través de sus ósculos y sifones exhalantes, potenciando el flujo de agua de la esponja hospedera y evitando la acumulación de sedimentos. La sedimentación excesiva es un factor crítico para las esponjas, ya que puede impedir el asentamiento larvario, reducir la filtración y provocar mortalidad por sofocación en etapas adultas. En este sentido, las observaciones coinciden con lo reportado



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 Wulff (1995), quien no encontró evidencia de que los epibiontes funcionen como defensa ante depredadores, sino como una protección pasiva frente a la sedimentación. Así, la interacción epibionte–basibionte podría representar un beneficio ecológico mutuo en ambientes con alta carga de partículas suspendidas, como los sistemas costeros del sur del Golfo de México (Castellanos-Pérez, Vázquez-Maldonado, Ávila, Cruz-Barraza, Canales-Delgadillo, 2020).

Finalmente, la similitud registrada en la composición de especies epibiontes entre ambas esponjas fue del 58%, lo cual fue debido a que solo compartieron 11 especies, pese a su coexistencia en el mismo hábitat. Este resultado podría explicarse por diferencias sutiles en la disposición de las cribas osculares y por mecanismos de selección larvaria. Wahl (2009) describió que algunos organismos sésiles poseen receptores químicos que les permiten identificar sustratos adecuados para su fijación. Además, ciertas especies de *Geodia*, como *G. corticostylifera*, producen compuestos químicos que actúan como atrayentes o inhibidores de asentamiento (Clavico et al., 2006). En este contexto, futuros estudios podrían evaluar si las especies analizadas presentan metabolitos con funciones similares, lo que permitiría comprender mejor la selectividad en la colonización epibiótica.

El presente estudio constituye el primer registro de *Geodia* cf. *tumulosa* y *G. media* var. *leptorhaphes* para el sur del Golfo de México y aporta información sobre la composición taxonómica de su comunidad epibiótica. Ambas especies presentaron una alta cobertura de epibiontes, con predominio de ascidias y poríferos, y una composición taxonómica similar, lo que refleja una afinidad ecológica influenciada por su coexistencia en el mismo hábitat. Los resultados del experimento *in situ* sugieren que los epibiontes no solo pueden actuar como defensa (física o química) ante la depredación, sino como una barrera protectora frente a la sedimentación, al mantener libre de partículas la superficie de las esponjas. Estas observaciones destacan la importancia de las interacciones epibionte–basibionte como mecanismos de adaptación ecológica en ambientes con alta carga sedimentaria y subrayan la necesidad de estudios complementarios sobre los procesos químicos y funcionales que regulan la colonización y persistencia de estas asociaciones en ecosistemas costeros tropicales.



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

Este estudio fue financiado por la Universidad Nacional Autónoma de México (proyecto interno ICMYL-UNAM núm. 618 y PAPIIT-IN203419). Agradecemos a Andrés Reda-Deara y a Hernán Álvarez-Guillén por su asistencia técnica durante los muestreos de campo. Agradecemos también a los dos revisores anónimos por los comentarios tan valiosos y constructivos proporcionados.

► LITERATURA CITADA

- Ayala-Pérez, L. A., Ramos Miranda, J., & Flores Hernández, D. (2003).** La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. *Revista de Biología Tropical*, 51, 783–793.
- Ávila, E., & Briceño-Vera, A. E. (2018).** A reciprocal inter-habitat transplant reveals changes in the assemblage structure of macroinvertebrates associated with the sponge *Halichondria melanadocia*. *Estuaries and Coasts*, 41, 1397–1409. doi: 10.1007/s12237-017-0359-2
- Ávila, E., Carballo, J. L., & Cruz-Barraza, J. A. (2007).** Symbiotic relationships between sponges and other organisms from the Sea of Cortes (Mexican Pacific coast): same problems, same solutions. In: Custódio, M. R., Lôbo-Hajdu, G., Hajdu, E. y Muricy, G. (Eds). *Porifera Research Biodiversity, Innovation and Sustainability* (pp. 147–156). Rio de Janeiro: Série Livros 28, Museu Nacional.
- Bell, J. J., McGrath, E., Biggerstaff, A., Bates, T., Bennett, H., Marlow, J., & Shaffer, M. (2015).** Sediment impacts on marine sponges. *Marine Pollution Bulletin*, 94, 5–13. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.03.030
- Biernbaum, C. K. (1981).** Seasonal changes in the amphipod fauna of *Microciona prolifera* (Ellis and Solander) (Porifera: Demospongiae) and associated sponges in a shallow salt-marsh creek. *Estuaries*, 4, 85–96. doi: 10.2307/1351671



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



- Boury-Esnault, A., & Rützler, K. (1997).** Thesaurus of sponge morphology. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 596. doi: 10.5479/si.00810282.596
- Castellanos-Pérez, P. D. J., Vázquez-Maldonado, L. E., Ávila, E., Cruz-Barraza, J. A., & Canales-Delgadillo, J. C. (2020).** Diversity of mangrove root-dwelling sponges in a tropical coastal ecosystem in the southern Gulf of Mexico region. *Helgoland Marine Research*, 74, 13. doi: 10.1186/s10152-020-00545-6
- Clavico, E., Muricy, G., Da Gama, B., Batista, D., Ventura, R., & Pereira, R. (2006).** Ecological roles of natural products from the marine sponge *Geodia corticostylifera*. *Marine Biology*, 148, 479–488. doi: 10.1007/s00227-005-0097-z
- Corriero, G., 1984.** Note sul popolamento di Poriferi dello Stagnone di Marsala (Sicilia). *Nova Thalassia*, 6, 213–223.
- Cristobo, J., Victoriano, U., Solorzano, R. M., & Ríos, P. (1993).** Métodos de recogida, estudio y conservación de las colecciones de Poríferos. *International Symposium and First World Congress on the Preservation and Conservation of Natural History Collections*, 2, 277–287.
- de Laubenfels, M. W. (1950).** An ecological discussion of the sponges of Bermuda. *Transactions of the Zoological Society of London*, 27, 155–201. doi: 10.1111/j.1096-3642.1950.tb00228.x
- de Laubenfels, M. W. (1952).** Sponges from the Gulf of Mexico. *Marine Science*, 2, 511–557.
- de León-González, J. A., Batida-Zavala, J. R., Carrera-Parra, L. F., García-Garza, M. E., Peña-Rivera, A., Salazar-Vallejo, S. I., & Solís-Weiss, V. (2009).** Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Monterrey, México: Dirección de Publicaciones Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Hooper, J., & van Soest, R. W. M. (2002).** *Systema Porifera*, a guide to the classification of the sponges. Kluwer Academic, Plenum Publishers. New York. doi: 10.1007/978-1-4615-0747-5
- Klitgaard, A. B. (1995).** The fauna associated with outer shelf and upper slope sponges (Porifera, Demospongiae) at the Faroe Islands, northeastern Atlantic. *Sarsia*, 80, 1–22. doi: 10.1080/00364827.1995.10413574



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



- Laguarda-Figueras, A., Henández-Herrejón, L., Solís-Marín, F. A., & Durán González, A. (2009).** Ofiuroideos del Caribe Mexicano y Golfo de México (1a ed.). CONABIO-UNAM. México.
- Leite, F. P., Pavani, L., & Tanaka, M. O. (2016).** Temporal variation of epi-and endofaunal assemblages associated with the red sponge *Tedania ignis* on a rocky shore (São Sebastião Channel), SE Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 106. doi: 10.1590/1678-4766e2016007
- León-Álvarez, D., Candelaria-Silva, C. P., & León-Tejera, H. (2012).** Géneros de algas marinas tropicales de México. Facultad de Ciencias UNAM : http://fcoherb.fciencias.unam.mx/publicacionesparaportal/Publicaciones/Algas_verdes.pdf
- Little, F. J. (1963).** The sponge fauna of the St. George Sound, Apalachee Bay, and Panamá city regions of the Florida Gulf Coast. *Tulane Studies in Zoology*, 11, 30–71. doi: 10.5962/bhl.part.7050
- López, P. G., & Green, G. (1984).** Sistemática de esponjas marinas de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM*, 1, 65–90.
- Mercurio, M., Corriero, G., & Gaino, E. (2006).** Sessile and non-sessile morphs of *Geodia cydonium* (Jameson) (Porifera, Demospongiae) in two semi-enclosed Mediterranean bays. *Marine Biology*, 148, 489–501. doi: 10.1007/s00227-005-0092-4
- Mercurio, M., G. Corriero & L. Scalera-Liaci, 1997.** Sulla forma non sessile di *Geodia cydonium* Jameson in un ambiente superficiale. *Biologia Marina Mediterranea*, 4, 407–409.
- Monniot, F. (1983).** Ascidies littorales de Guadeloupe. *Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle*, 4, 5–49. doi: 10.5962/p.285950
- Ortiz, M., Winfield, I., & Cházaro-Olvera, S. (2012).** Lista actualizada y clave ilustrada para los géneros de misidáceos (Crustacea). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 983–1003. doi: 10.7550/rmb.27139

**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



- Ramsby, B., Massaro, A., Marshall, E., Wilcox, T., & Hill, M. (2012).** Epibiont-basibiont interactions: Examination of ecological factors that influence specialization in a two-sponge association between *Geodia vosmaeri* (Sollas, 1886) and *Amphimedon erina* (de Laubenfels, 1936). *Hydrobiologia*, 687, 331–340. doi: 10.1007/s10750-011-0878-y
- Roth, S. K., Powell, A., Smith, D. J., Roth, F., & Schierwater, B. (2018).** The highly competitive ascidian *Didemnum* sp. threatens coral reef communities in the Wakatobi Marine National Park, Southeast Sulawesi, Indonesia. *Regional Studies in Marine Science*, 24, 48–54. doi: 10.1016/j.rsma.2018.07.001
- Rützler, K. (1970).** Spatial competition among porifera: solution by epizoism. *Oecologia*, 5, 85–95. doi: 10.1007/BF00347624
- Shannon, C. E. (1948).** The mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423. doi: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x
- Uliczka, E. (1929).** Die tetraxonen Schwämme Westindiens (auf Grund der Ergebnisse der Reise Kükenthal-Hartmeyer). In: Kükenthal, W. & Hartmeyer, R. (Eds), *Ergebnisse einer zoologischen Forschungsreise nach Westindien*. Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Geographie und Biologie der Thiere, Supplement 16, 35–62.
- Wahl, M. (1989).** Marine epibiosis .1. Fouling and antifouling - some basic aspects. *Marine Ecology Progress Series*, 58, 175–189. doi: 10.3354/meps058175
- Wahl, M. (2009).** Epibiosis: marine hard bottom communities. *Ecological Studies, Coral Reef*, 23, 206–217. doi: 10.1007/b76710_4
- Wilcox, T., Hill, M., & Demeo, K. (2002).** Observations on a new two-sponge symbiosis from the Floriada Keys. *Coral Reefs*, 21, 198–204. doi: 10.1007/s00338-002-0221-1
- World Porifera Database (2019).**
<http://www.marinespecies.org/porifera/index.php>



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



- Wulff, J. L. (1995).** Sponge-feeding by the caribbean starfish *Oreaster reticulatus*. *Marine Biology*, 123, 313–325. doi: 10.1007/BF00353623
- Wulff, J. L. (1997).** Mutualisms among species of coral reef sponges. *Ecology*, 78, 146–159. doi: 10.1890/0012-9658(1997)078[0146:MASOCR]2.0.CO;2
- Wulff, J. L. (2006).** Ecological interactions of marine sponges. *Canadian Journal of Zoology*, 2, 146–166. doi: 10.1139/Z06-019



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

Ecología poblacional de peces de los ríos Quimi y Chuchumbleta en El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador


Population ecology of fish from the Quimi and Chuchumbleta rivers in El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador

 1. Henry A. Gaona-Garrido

 0000-0001-5091-0377


Universidad Estatal Amazónica (UEA),
Sede Académica Zamora Chinchipe,
Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera
de Biología. El Pangui, Zamora Chinchipe,
C.P. 190650, Ecuador.

 2. Jhenner A. Guanuche-Zhicay

 0000-0001-6805-0678

Universidad Estatal Amazónica (UEA),
Sede Académica Zamora Chinchipe,
Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera
de Biología. El Pangui, Zamora Chinchipe,
C.P. 190650, Ecuador.

 3. Marcos D. Calle-Morán

 0000-0001-5470-0596

Centro de Investigaciones Biológicas del
Noroeste (CIBNOR), Unidad Guaymas,
Guaymas, Sonora, C.P. 85454, México
Autor de correspondencia: marcalle02@gmail.com



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



Ecología poblacional de peces de los ríos Quimi y Chuchumbleta en El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador

Population ecology of fish from the Quimi and Chuchumbleta rivers in El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador

► RESUMEN

La carencia de estudios ecológicos sobre la fauna íctica en los ríos de Zamora Chinchipe, representa una brecha considerable en el conocimiento sobre biodiversidad y los roles ecológicos que comúnmente desarrollan en estos ecosistemas. Esta falta de información limita la formulación de estrategias de conservación y manejo sostenible. Este trabajo pretende llenar ese vacío de información, documentando los aspectos ecológicos más relevantes de estas poblaciones. El objetivo de trabajo fue analizar los aspectos más relevantes de la ecología poblacional de la comunidad íctica de los ríos Quimi y Chuchumbleta, en El Pangui, provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador, mediante la proporción sexual, densidad poblacional, diversidad biológica, gremios tróficos y estado de conservación. Los muestreos se realizaron entre febrero y julio de 2024, empleando artes de pesca tradicionales en el campo y análisis de contenido estomacal en laboratorio. Se registraron 690 individuos correspondientes a 22 especies, con predominio del amarillo (*Knodus gamma*), blancos (*Bryconamericus* sp. y *Ceratobranchia elatior*). La mayoría de las especies mostraron mayor número de machos, aunque para la anguila (*Trichomycterus knerii*) y vieja (*Andinoacara rivulatus*) presentaron mayor proporción de hembras o equilibrio entre sexos. La densidad poblacional resultó baja en relación con el área muestreada, con variaciones en las especies dominantes entre los dos ríos. Los valores de diversidad de Shannon reflejaron baja biodiversidad ($H' = 1.70-1.80$ bits), mientras que, el índice de similitud de Jaccard ($I_j = 0.82$) indicó alta similitud entre las comunidades. Los gremios tróficos estuvieron

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



dominados por especies zoobentívoras dependientes de macroinvertebrados, seguidas de omnívoros, herbívoros y un insectívoro-piscívoro. En cuanto al estado de conservación, la mayoría de las especies se clasificaron como de Preocupación menor, aunque se registraron taxones con Datos Insuficientes y No Evaluados. Este trabajo constituye una línea base para futuros estudios y aporta información clave para la gestión y conservación de la biodiversidad íctica en la región amazónica ecuatoriana.

Palabras claves: Gremios tróficos, biodiversidad, proporción sexual, comunidad íctica, conservación.

▶ ABSTRACT

The lack of ecological studies on fish fauna in the rivers of Zamora Chinchipe represents a considerable gap in our knowledge of biodiversity and the ecological roles these species commonly play in these ecosystems. This lack of information limits the formulation of conservation and sustainable management strategies. This work aims to fill this information gap by documenting the most relevant ecological aspects of these populations. The objective of this study was to analyze the most relevant aspects of the population ecology of the fish community in the Quimi and Chuchumletza rivers, in El Pangui, Zamora Chinchipe province, Ecuador, by examining sex ratio, population density, biological diversity, trophic guilds, and conservation status. Sampling was conducted between February and July 2024, using traditional fishing gear in the field and stomach content analysis in the laboratory. A total of 690 individuals belonging to 22 species were recorded, with a predominance of yellowtail snapper (*Knodus gamma*), whitetail snapper (*Bryconamericus* sp.), and whitetail snapper (*Ceratobranchia elatior*). Most species showed a higher number of males, although the eel (*Trichomycterus knerii*) and vieja (*Andinoacara rivulatus*) exhibited a higher proportion of females or a balance between the sexes. Population density was low relative to the sampled area, with variations in the dominant species between the two rivers. Shannon diversity values reflected low biodiversity ($H' = 1.70-1.80$ bits), while the Jaccard similarity index ($I_j = 0.82$) indicated high similarity among communities. Trophic guilds were dominated by zoobenthivorous species dependent on macroinvertebrates, followed by

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



omnivores, herbivores, and one insectivore-piscivore. Regarding conservation status, most species were classified as Least Concern, although some taxa were recorded as Data Deficient and Not Evaluated. This work establishes a baseline for future studies and provides key information for the management and conservation of fish biodiversity in the Ecuadorian Amazon region.

Key words: trophic guilds, biodiversity, sex ratio, fish community, conservation.

► INTRODUCCIÓN

La ecología de poblaciones estudia la variación en cantidad, distribución y estructura de tallas en una población, considerando los factores de cambio. Su importancia radica en comprender la dinámica de las poblaciones (nacimientos, crecimiento, mortalidad), predecir cambios, conservar la biodiversidad y gestionar adecuadamente los recursos naturales (Smith & Smith, 2007; Rumi & Rodrigues, 2024). Los factores ambientales como la temperatura, el alimento y el espacio condicionan el tamaño poblacional, mientras que, las actividades humanas pueden influir en la estructura y talla promedio.

La ecología de poblaciones abarca alrededor de diez atributos, entre los cuales tenemos; la proporción sexual, la densidad poblacional, la biodiversidad y los gremios tróficos. La proporción sexual es la relación numérica entre hembras y machos en una población. En muchos invertebrados es equilibrada, lo cual favorece el éxito evolutivo (Fisher, 1930). No obstante, algunas especies presentan desviaciones como estrategia adaptativa influenciadas por factores de comportamiento, morfología, tamaño y genética (Bedoya-Roqueme & Quiros, 2017). Este parámetro es esencial para la viabilidad poblacional pues depende de la determinación y diferenciación sexual (Piferrer, 2013). Además, es clave para estimar el potencial reproductivo y el equilibrio ecológico, permitiendo identificar segregaciones y cambios temporales en la dinámica poblacional (Castillo-Alva, 2012).

La densidad poblacional es un parámetro fundamental que indica el número de individuos por unidad de área o volumen en los ecosistemas acuáticos. Esto permite comprender la estructura y dinámica de las comunidades, así como identificar los patrones de distribución e interacciones entre especies. Por otra parte, la biodiversidad comprende la variedad genética de especies y de ecosistemas (Núñez, González-



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



Gaudiano & Barahona, 2003; Vemet et al., 2010). Esta riqueza biológica es producto de un proceso evolutivo que ha tomado miles de millones de años (Bravo-Velásquez, 2014). Y su conservación es esencial, ya que su pérdida puede generar impactos ambientales, sociales y económicos (Verma, 2016). El análisis de diversidad biológica permite evaluar la variedad de organismos en un hábitat, determinar su estado de conservación y proponer medidas de manejo sostenible (PNUMA, 2005).

Los gremios tróficos agrupan especies que comparten recursos y comportamientos similares, facilitando la interpretación del flujo de energía y las relaciones ecológicas en los ecosistemas (Root, 1967; Guevara et al., 2007; López-Vila et al., 2022). Asimismo, la clasificación de especies según la UICN permite identificar el riesgo de extinción a través de categorías como Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico, etc. Este criterio de la conservación facilita el seguimiento del estado poblacional y guía acciones de protección de la biodiversidad (UICN, 2025).

La región amazónica cubre el 47 % del territorio ecuatoriano y tiene la mayor diversidad de peces del país. Se estima la existencia de 948 especies de peces de agua dulce e intermareales, lo que equivale al 7 % de las especies de agua dulce a nivel mundial y al 17 % de las especies del Neotrópico. De estas, 824 son exclusivamente de agua dulce y el 36 % son endémicas, convirtiéndola en un área de mayor importancia ecológica (Barriga, 2012; Nugra et al., 2016; Jiménez-Prado et al., 2021).

En la Amazonía ecuatoriana existen estudios taxonómicos sobre la diversidad íctica en el río Nangaritzza, provincia de Zamora Chinchipe (Nugra et al., 2018a), en el Parque Nacional Sangay, ubicado en las provincias de Cañar, Chimborazo, Morona Santiago y Tungurahua (Nugra et al., 2022). Se ha documentado la diversidad de peces en el río Pastaza, en la provincia de Pastaza, destacando la variación de hábitats acuáticos (Rivadeneira et al., 2010). Existen estudios sobre la riqueza y composición ictiológica en el río Churute, provincia del Guayas, Ecuador (Jácome-Gómez et al., 2023). A nivel nacional se han realizado investigaciones sobre la biodiversidad y aspectos generales de la ecología de los peces amazónicos y del Ecuador (Jiménez-Prado & Valdiviezo-Rivera, 2021).

La ausencia de estudios sobre la fauna íctica en los ríos Quimi y Chuchumbleza genera una significativa brecha de conocimiento sobre



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



biodiversidad y el funcionamiento ecológico de estas comunidades de peces. Sin datos sobre la diversidad, riqueza y abundancia, se desconoce la composición biológica de la región y los roles ecológicos de estos organismos, tanto la regulación de la calidad del agua o como la estructuración de comunidades. Esta falta de información limita la formulación de estrategias de conservación, comprometiendo la integridad de estos ecosistemas.

La justificación de este trabajo radica en la necesidad de llenar el vacío de conocimiento existente sobre ecología de las comunidades ícticas de los ríos Quimi y Chuchumletza. Al no contar con estudios previos es fundamental investigar y documentar la diversidad, riqueza y abundancia de especies en estas localidades. También identificar los grupos principales que componen la dieta de los peces es crucial para determinar su rol ecológico, ya que estos organismos influyen en procesos como la cadena alimentaria, dinámica de nutrientes y el equilibrio del ecosistema. Este estudio no solo contribuirá a la comprensión del rol que desempeñan estas comunidades, sino que también proporcionará información esencial para la conservación y manejo sostenible de estos ecosistemas acuáticos.

Este trabajo tuvo como objetivo analizar la ecología poblacional de los peces en los ríos Quimi y Chuchumletza, en el cantón El Panguí, Zamora Chinchipe, Ecuador, mediante la proporción sexual, densidad poblacional, diversidad biológica, gremios tróficos y el estado de conservación de las especies, con el fin de comprender su estructura comunitaria, patrones biológicos y su interacción con el entorno. Esta una línea base que puede contribuir a la creación de estrategias de manejo y conservación de la biodiversidad íctica en la región.

▶ MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El área de estudio abarcó el río el Quimi (3°32'3"S, 78°27'23"W), en la parroquia Tundayme y el río Chuchumletza (3°32'33"S, 78°34'11" W) en la parroquia El Guismi de El Panguí en Zamora Chinchipe, Ecuador (figura 1).

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

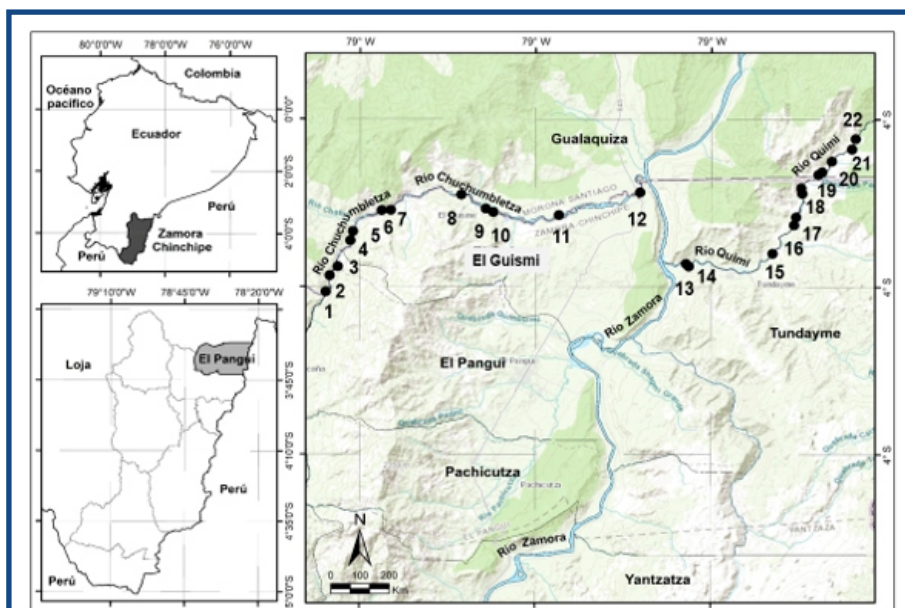


Figura 1. Sitios de muestreo en los ríos Quimi y Chuchumbletza, cantón El Pangui, provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador.

El río Quimi se encuentra a una altitud de 873 m s.n.m. presenta un ancho de 25 m y una profundidad media de 0.80 m (Ushpa-Chiriap & Tukup-Juepa, 2023). Es un afluente de aguas oscuras, por los taninos presentes en sus aguas, las fluctuaciones de temperatura se deben a su posición en las estribaciones de la cordillera del Cóndor (Anaguano-Yancha & Pilatasig, 2022). El río Chuchumbletza se origina en la vertiente media y baja de la cordillera Real Andina, tiene una longitud estimada de 23 km y su cuenca abarca 13 597 ha, aguas claras y serenas con una profundidad que alcanza los 3 m (Pavón, 2025).

Fase de campo. Durante el periodo febrero-julio de 2024, cada 15 días, por un lapso de dos días consecutivos en cada sesión, esto es, cuatro días por cada mes, se realizaron las visitas de campo con el fin de obtener dimensiones de los ríos, las muestras de agua y los peces. Para el análisis de las variables físicas del agua se consideró el caudal, es decir, la cantidad de agua que fluye por un punto determinado en un intervalo de tiempo (m^3/s), y la velocidad de corriente estimada a partir del tiempo que tarda un objeto flotante en recorrer un tramo entre dos puntos (A y B) del cuerpo de agua. Para obtener estos datos, se utilizó el método del flotador, una técnica práctica y confiable para estimar caudales en ríos o quebradas (Ruiz-Eraza & Legarda-Burbano, 2013). En cada zona de muestreo se seleccionó un tramo uniforme de 10 m, sobre el cual se midió el tiempo de desplazamiento del flotador desde el punto A hasta el punto

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



B, repitiendo esta medición siete veces para garantizar la precisión de los resultados (Dunán-Ávila et al., 2020). Además, se midió el ancho del río con una cinta métrica (m) y la profundidad con una vara de madera graduada (m), realizando 10 mediciones en intervalos de 0.50 o 1 m dependiendo de la anchura del tramo, para calcular el promedio. Con estos datos se determinó el área de la sección transversal del cauce ($A = \text{largo} * \text{ancho}$) y, junto con la velocidad media ($v = \text{distancia} / \text{tiempo}$), se calculó el caudal (Q) mediante la fórmula:

$$Q = A * v.$$

Las muestras de agua fueron recolectadas en recipientes de polietileno de alta densidad por cada punto de muestreo de los peces. Seguido, fueron transportadas en una hielera para su posterior análisis en el laboratorio de la Universidad Estatal Amazónica. Para la captura de peces, se realizaron muestreos en 22 puntos diferentes en ambos ríos, iniciando desde la parte alta hasta la desembocadura con el río Zamora, entre febrero y julio de 2024. Cada sitio de muestreo estaba a 100 m separados de forma equidistante para tratar de cubrir la mayor cantidad de área de los ríos. Los peces se capturaron usando dos atarrayas, dos líneas de anzuelos y cinco trampas tipo sombrilla. La pesca con atarraya se realizó haciendo 12 lances durante 4 horas en la noche, las líneas de anzuelos durante dos horas por cada anzuelo en la mañana y las trampas tipo sombrilla se colocaron por 12 horas cada sombrilla en sitios de baja velocidad de corriente durante la tarde y noche, utilizando diferentes carnadas como pan, carne de pollo, lombrices y grillos, todas por separado (Núñez & Torres 2021; Anaguano-Yancha et al., 2022; Jácome-Gómez et al., 2023). Las muestras se colocaron en fundas plásticas con hielo y fueron trasladadas al laboratorio. La pesca con atarraya se realizó durante 4 horas por cada atarraya en la noche, las líneas de anzuelos (con uno solo por cada línea) durante 2 horas por cada anzuelo en el día, y las trampas tipo sombrilla se colocaron por 12 horas cada sombrilla en sitios de baja velocidad de corriente, utilizando diferentes carnadas como pan, carne de pollo, lombrices y grillos (Núñez & Torres 2021; Anaguano-Yancha et al., 2022; Jácome-Gómez et al., 2023). Una vez obtenidas las muestras se colocaron en fundas plásticas con hielo y fueron trasladadas al laboratorio, para su posterior análisis de cada uno de los ejemplares.

Fases del laboratorio. Las muestras de agua fueron colocadas en vasos de precipitación esterilizados, dejándolas reposar por un minuto. Posterior a esto, se introdujo el sensor del equipo multiparámetros para



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



registrar la temperatura en °C, pH y la conductividad eléctrica (Us/cm). Los peces fueron medidos usando un ictiómetro para obtener la longitud total (LT), longitud furcal (LF) y longitud estándar (LE) en cm. La masa total (MT) se registró en g utilizando una balanza digital. Los peces fueron diseccionados para determinar el sexo mediante la observación de las gónadas. El estómago fue analizado para observar la composición del contenido gástrico, es decir, las presas consumidas. El estómago fue analizado para analizar el contenido gástrico, es decir, las presas que componían sus dietas a nivel de grupos taxonómicos, dicha información permitió clasificarlos en herbívoros, carnívoros y omnívoros (Holden & Raitt, 1975; Tresierra-Aguilar & Culquichicón-Malpica, 1995).

Análisis de datos. Adicionalmente los parámetros físicos y químicos obtenidos fueron la temperatura, el pH y conductividad eléctrica (σ). Esta última fue empleada para obtener la salinidad del agua (S) con base en la fórmula de Bodelón et al. (1994):

$$\text{Log}_{10}S = -0.1750 + 1.0053 * \text{Log}_{10} \sigma$$

Para analizar los tres parámetros como fueron: proporción sexual, densidad poblacional y alimentación, se trabajó solo con las especies con número igual o mayor a 30 individuos, excepto para la biodiversidad, donde todas las especies fueron consideradas. La identificación de cada pez se la realizó hasta el máximo nivel taxonómico posible mediante el uso de guías especializadas de peces aguas continentales (Anaguanpo-Yancha & Cueva, 2014; Jiménez-Prado et al., 2015; Nugra et al., 2016; 2018a, 2018b y 2022; García-Dávila et al., 2020; Jiménez-Prado & Valdiviezo-Rivera, 2021; Lizarro-Zapata & Gómez-García, 2021; Froese & Pauly, 2024).

La proporción sexual se obtuvo a partir de la relación entre el número de hembras y el número de machos. Para establecer si existían diferencias significativas, se aplicó la prueba de Chi-cuadrado (X^2) con el objetivo de determinar si la proporción observada difería de la esperada de (1H:1M). La densidad poblacional (Dp) se la calculó dividiendo el número de organismos entre el área muestreada (km^2). Este valor permite conocer cuántos individuos de una especie habitan en un lugar determinado para observar su distribución.

El índice de Shannon (H') fue estimado a partir de la siguiente ecuación:

$$H' = - (\sum p_i * \ln p_i)$$



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



donde $p_i = n_i/N$, n_i = número de individuos de la especie i , N = población total. De acuerdo con Shannon & Weaver (1964) y Ferriol-Molina & Merle-Farinós (2012), los valores elevados de este índice reflejan una comunidad con alta diversidad y distribución equitativa, mientras que, valores bajos sugieren una menor diversidad y dominancia de ciertas especies. La escala de Shannon va de 0.00–1.99 bits, lo que indica una biodiversidad baja; 2.00–2.99 bits, biodiversidad media y >3.00 bits, biodiversidad alta.

El índice de Jaccard se utilizó para determinar el grado de similitud entre las comunidades de peces presentes en el río Quimi y Chuchumbletza. Según Krebs (1999), este índice permite clasificar la similitud como baja, si $I_j = 0.00–0.39$; media, si $I_j = 0.40–0.69$ y alta si $I_j = 0.70–1.00$; en función del número de especies compartidas entre los sitios comparados. Para calcular los índices de biodiversidad se empleó el programa Past V.4.1.

En primera instancia los peces fueron clasificados con base en su tipo de alimentación: herbívoros, carnívoros y omnívoros. Seguido, de acuerdo a Elliott et al., (2007), los gremios tróficos permiten clasificar a los organismos acuáticos en función de su dieta y rol dentro de la red alimentaria, agrupándolos en siete categorías principales: detritívoro, herbívoro, omnívoro, zooplantívoro, zoobentívoro piscívoro y misceláneo/oportunista. Los detritívoros se alimentan de materia orgánica en descomposición, como hojas, ramas o restos animales, desempeñando un papel importante en el reciclaje de nutrientes. Los herbívoros, consumen principalmente material vegetal, incluyendo algas y macrófitas. Los omnívoros incluye alimentos como son algas, malezas bentónicas, plantas terrestres y perifiton, adaptándose con facilidad a distintos recursos disponibles. Los zooplantívoros se especializan en alimentarse de zooplancton, organismos microscópicos que flotan en la columna de agua. Los zoobentívoros consumen organismos que habitan en el fondo, como insectos acuáticos y larvas. Los piscívoros son depredadores que se alimentan mayormente de otros peces, ocupando niveles tróficos superiores. Finalmente, los misceláneos u oportunistas no tienen una fuente de alimento fija, sino que aprovechan diversas presas o recursos según su disponibilidad, lo que les permite adaptarse a cambios en el ambiente.

Para las especies identificadas se mostró el estado de conservación según la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Este sistema clasifica a las especies en nueve



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



categorías: No evaluado, (NE); Datos insuficientes (DD), Preocupación menor (LC), casi amenazado (NT), Vulnerable, (VU), En peligro (EN), En peligro crítico (CR), Extinto en estado silvestre (EW) y Extinto (EX), que reflejan distintos niveles de amenaza (UICN, 2025).

▶ RESULTADOS

El caudal del río Quimi ($Q = 24 \text{ m}^3/\text{s}$) fue tres veces menor que el del río Chuchumbletza ($Q = 82 \text{ m}^3/\text{s}$). pero el promedio de la velocidad de corriente fue similar entre ambos cuerpos de agua con una $V = 1 \text{ m/s}$. En cuanto a la temperatura, el río Quimi presentó valores relativamente estables, oscilando entre 24.3 y $26.9 \text{ }^\circ\text{C}$ ($\bar{x} = 25.9; \pm 0.8$); comportamiento que también se observó en el río Chuchumbletza, cuya temperatura fluctuó entre 25 y $27 \text{ }^\circ\text{C}$ ($\bar{x} = 26.1; \pm 0.8$).

El pH en el río Quimi estuvo entre 5.3 y 6.8 ($\bar{x} = 6.3; \pm 0.4$), similares a los del río Chuchumbletza con valores de 6.7 a 7.0 ($\bar{x} = 6.8; \pm 0.1$). La salinidad en el río Quimi fue 0.02 - 0.40 unidades prácticas de salinidad, UPS ($\bar{x} = 0.20; \pm 0.13$), un rango similar al encontrado en el río Chuchumbletza, que fue de 0.22 - 0.30 UPS ($\bar{x} = 0.20; \pm 0.03$).

Un total de 690 peces fueron recolectados en los ríos Quimi y Chuchumbletza, distribuidos en 3 órdenes, 12 familias, 18 géneros y 22 especies. El río Quimi tuvo un total de 395 individuos y 295 para el río Chuchumbletza. Dentro de las principales especies, se pudo resaltar el predominio del amarillo (*Knodus gamma*), los blancos (*Bryconamericus* sp., *Ceratobranchia elatior* y *Brycon amazonicus*), el plateado (*Brycon coxeyi*) y corroncho (*Chaetostoma breve*) y la vieja (*Andinoacara rivulatus*) (figura 2, tabla I).



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

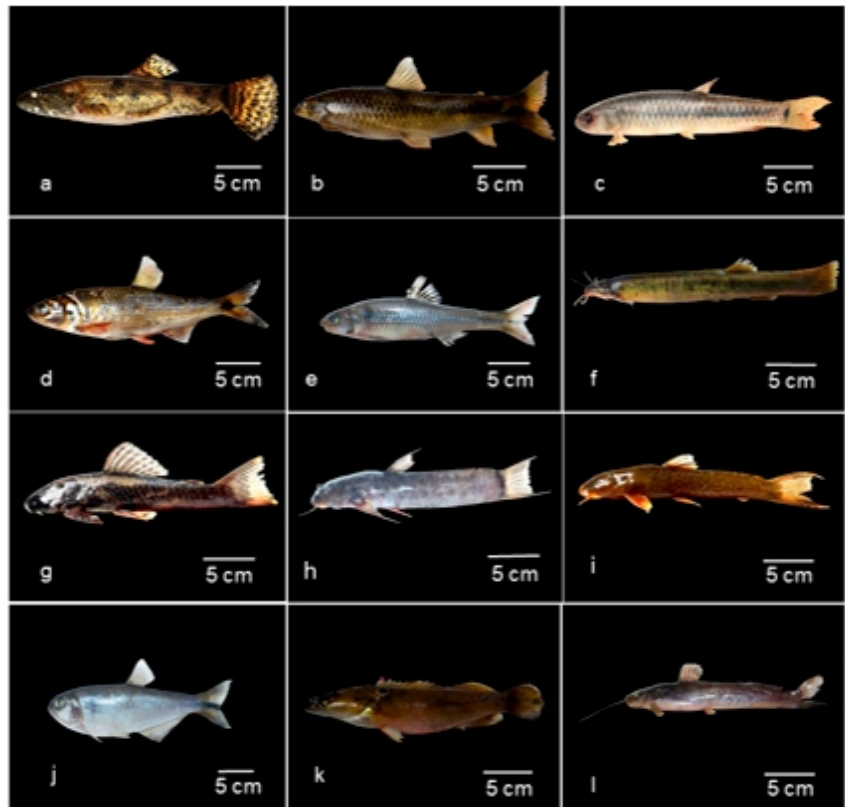


Figura 2. Algunas especies de peces óseos encontrados en los ríos Quimi y Chuchumbletza del cantón El Pangui, Zamora Chinchipe, durante febrero-julio de 2024. (a) guanchiche, *Hoplias malabaricus*; (b) bocachico, *Parodon buckleyi*; (c) charcoca, *Lebiasina elongata*; (d) blanco, *Brycon amazonicus*; (e) amarillo, *Knodus gamma*; (f) anguilla, *Trichomycterus knerii*; (g) raspabalsa, *Chaetostoma breve*; (h) bagre, *Astroblepus longifiles*; (i) bagre, *A. pholeter*; (j) blanco, *Bryconamericus* sp.; (k) bocachico, *Crenicichla anthurus* y (l) bagre, *Pimelodella* sp

Tabla I. La taxonomía está basada en Van der Laan y Fricke (2025). El número de individuos recolectados por cada especie también fu incluido.

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	No. de peces		
				Río Quimi	Río Chuchumbletza	Total
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	Guanchiche	3	0	3
	Parodontidae	<i>Parodon buckleyi</i>	Bocachico	0	6	6
	Lebiasinidae	<i>Lebiasina bimaculata</i>	Charcoca	1	0	1
		<i>Lebiasina elongata</i>	Zumba	15	0	15
	Bryconidae	<i>Brycon amazonicus</i>	Blanco	21	33	54
		<i>Brycon behreae</i>	Blanco	27	0	27
		<i>Brycon coxeyi</i>	Plateado	6	31	37
	Characidae	<i>Bryconamericus</i> sp.	Blanco	138	7	145
		<i>Ceratobranchia elatior</i>	Blanco	2	115	117
		<i>Knodus gamma</i>	Amarillo	113	37	150
Siluriformes	Cetopsidae	<i>Cetopsis plumbea</i>	Ciego	1	3	4
	Trichomycteridae	<i>Trichomycterus knerii</i>	Anguilla	1	23	24
	Loricariidae	<i>Andeancistrus platycephalus</i>	Raspabalsa	2	8	10

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



		<i>Chaetostoma breve</i>	Corroncho	20	12	32
		<i>Chaetostoma microps</i>	Corroncho	3	1	4
	Astroblepidae	<i>Astroblepus longifiles</i>	Bagre	7	0	7
		<i>Astroblepus pholeter</i>	Bagre	4	2	6
	Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	Bagre	0	3	3
		<i>Pimelodella</i> sp.	Bagre	4	5	9
Perciformes	Cichlidae	<i>Andinoacara rivulatus</i>	Vieja	21	9	30
		<i>Crenicichla anthurus</i>	Bocachico	5	0	5
		<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia	1	0	1

A nivel general, el número de machos fue predominante con respecto a las hembras, en ambos ríos. Para el río Quimi, en la mayoría de las especies, los machos estuvieron en mayor número con relación a las hembras, desde 2 hasta 10 veces, excepto para *A. rivulatus* donde si hubo equilibrio de proporciones. Asimismo, en el río Quimi, se observó el mismo patrón, excepto para *T. knerii* donde el número de hembras fue mayor al de machos (tabla II).

Tabla II. Proporción sexual en peces recolectados en el río Quimi y Chuchumbletza.

Río Quimi						
Especies	No. de hembras	No. de machos	Proporción sexual	Interpretación	X ²	p
<i>Brycon amazonicus</i>	1	16	0.1H:1M	1 hembra/10 machos	13.24	0.00*
<i>Brycon behreae</i>	12	15	0.8H:1M	1 hembra/2 machos	0.33	0.56
<i>Brycon coxeyi</i>	2	4	0.5H:1M	1 hembra/2 machos	0.67	0.41
<i>Bryconamericus</i> sp.	26	46	0.6H:1M	1 hembra/2 machos	6.04	0.01*
<i>Knodus gamma</i>	22	34	0.71H:1M	1 hembra/2 machos	2.57	0.11
<i>Chaetostoma breve</i>	8	10	0.8H:1M	1 hembra/2 machos	0.22	0.64
<i>Andinoacara rivulatus</i>	11	10	1.1H:1M	1 hembra/1 macho	0.05	0.83
Río Chuchumbletza						
Especies	No. de hembras	No. de machos	Proporción sexual	Interpretación	X ²	p
<i>Brycon amazonicus</i>	5	3	1.7H:1M	1 hembra/1 macho	0.50	0.48
<i>Brycon coxeyi</i>	2	9	0.2H:1M	1 hembra/5 machos	4.45	0.03*
<i>Ceratobranchia elatior</i>	16	57	0.3H:1M	1 hembra/4 machos	23.03	0.00*
<i>Knodus gamma</i>	10	19	0.5H:1M	1 hembra/2 machos	2.79	0.09
<i>Chaetostoma breve</i>	1	8	0.1H:1M	1 hembra/ 8 machos	5.44	0.02*
<i>Trichomycterus knerii</i>	16	6	2.7H:1M	2 hembras/1 macho	4.55	0.03*
<i>Andinoacara rivulatus</i>	3	4	0.8H:1M	1 hembra/2 machos	0.14	0.71

*Diferencias significativas

ix/

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 densidad poblacional de los peces en ambas cuencas resultó baja en relación con el área de muestreo. Las especies más mayor densidad, para el río Quimi, fueron *Bryconamericus* sp. con 0.77 peces/km² y *K. gamma* con 0.63 individuos/km². Mientras que, para el río Chuchumbleta, *C. elatior* fue de 0.64 individuos/km² (tabla III).

Tabla III. Densidad poblacional de peces en los ríos Quimi y Chuchumbleta.

Especies	Frecuencias de peces		Densidad poblacional (peces/km ²)	
	Río Quimi	Río Chuchumbleta	Río Quimi	Río Chuchumbleta
<i>Lebiasina elongata</i>	15	0	0.08	---
<i>Brycon amazonicus</i>	21	33	0.12	0.18
<i>Brycon behreae</i>	27	0	0.15	---
<i>Brycon coxeyi</i>	6	31	0.03	0.17
<i>Bryconamericus</i> sp.	138	7	0.77	0.04
<i>Ceratobranchia elatior</i>	2	115	0.01	0.64
<i>Knodus gamma</i>	113	37	0.63	0.21
<i>Trichomycterus knerii</i>	1	23	0.01	0.13
<i>Andreancistrus platycephalus</i>	2	8	0.01	0.04
<i>Chaetostoma breve</i>	20	12	0.11	0.07
<i>Andinoacara rivulatus</i>	21	9	0.12	0.05

Los resultados obtenidos mediante el índice de Shannon fueron de $H' = 1.97$ bits para el río Quimi y $H' = 1.23$ bits para el río Chuchumbleta, mostrando una biodiversidad baja en ambos cuerpos de agua. Mientras que, para el índice de Jaccard, el valor estimado fue de $I_j = 0.59$ (similitud moderada), es decir, que el 59 % de las especies eran comunes en las dos áreas de estudio.

En el análisis de las 11 especies más representativas, seis fueron clasificadas como zoobentívoras, dos como omnívoras, dos como herbívoras y una presentó hábitos insectívoros-piscívoros. Las especies *B. amazonicus*, *B. behreae*, *B. coxeyi*, *Bryconamericus* sp., *C. elatior* y *T. knerii* se agruparon dentro de las zoobentívoras. En el caso de las omnívoras, se identificaron a *L. elongata* y *K. gamma*, no obstante, las herbívoras estuvieron representadas por *A. platycephalus* y *C. breve*. Sin embargo, la categoría insectívoro-piscívoro estuvo conformada únicamente por *A. rivulatus*. De las 11 especies analizadas, seis de ellas se encontraban en la categoría de preocupación menor (55 %), una estaba como no evaluada (11 %) y cuatro con datos insuficientes (34 %) (tabla IV).

 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

Tabla IV. Especies de peces óseos de los ríos Quimi y Chuchumbletza clasificados con base en su gremio trófico y en las categorías de la UICN (2025). Para esta clasificación solo se han tomado en cuenta tres categorías de las nueve existentes: no evaluado (NE), datos insuficientes (DD) y preocupación menor (LC).

Especie	Gremio trófico	Grado de conservación
<i>Lebiasina elongata</i>	Omnívoro	LC
<i>Brycon amazonicus</i>	Zoobentívoro	LC
<i>Brycon behreae</i>	Zoobentívoro	LC
<i>Brycon coxeyi</i>	Zoobentívoro	DD
<i>Bryconamericus</i> sp.	Zoobentívoro	LC
<i>Ceratobranchia elatior</i>	Zoobentívoro	DD
<i>Knodus gamma</i>	Omnívoro	LC
<i>Trichomycterus knerii</i>	Zoobentívoro	DD
<i>Andeancistrus platycephalus</i>	Herbívoro	NE
<i>Chaetostoma breve</i>	Herbívoro	DD
<i>Andinoacara rivulatus</i>	Insectívoro-piscívoro	LC

DISCUSIÓN

El caudal registrado en ambas zonas de muestreo presentó valores similares, ubicándose en un rango moderado. Estos resultados coinciden con lo reportado para el río Toachi A.J. Pilatón, provincia de Cotopaxi, Ecuador ($Q = 47.3 \text{ m}^3/\text{s}$), según Ríos-Cando (2010). En contraste, el río Machángara en Cuenca, provincia del Azuay, Ecuador ($Q = 6.8 \text{ m}^3/\text{s}$), el río San Francisco, Azuay ($Q = 13.2 \text{ m}^3/\text{s}$); el río Cutuchi, Cotopaxi ($Q = 9.6 \text{ m}^3/\text{s}$), así como el río Arenal, Costa Rica ($Q = 14.1 \text{ m}^3/\text{s}$), y el río Deva, España ($Q = 3.2 \text{ m}^3/\text{s}$), muestran un patrón diferente de descarga fluvial, con valores menores a los observados en este estudio (Manco et al., 2016; Pauta-Calle et al., 2019; Illbay-Yupa & Albarrasín-García, 2020; Zhicay-Lombaida, 2020). Por otra parte, el río Pichindé, Colombia ($Q = 0.2\text{--}79.9 \text{ m}^3/\text{s}$), presenta fluctuaciones entre caudales bajos y moderados (Carvajal & Marulando, 1995). Sin embargo, el río Guayas, provincia del Guayas, Ecuador ($Q = 204 \text{ m}^3/\text{s}$), y el río Mayo-Perú, Chinchipe, Zamora Chinchipe ($Q = 204 \text{ m}^3/\text{s}$), mantienen caudales superiores a los de esta investigación (Elliot, 2009). De acuerdo con Ríos-Cando (2010), los caudales medios se deben al buen estado de conservación de las cuencas y a la reducida presión antrópica, lo que

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



favorece la estabilidad del régimen hídrico natural. En cambio, los caudales bajos y moderados se ven condicionados por las alteraciones hidrometeorológicas derivadas del evento de El Niño (Carvajal et al., 1995). Asimismo, las épocas húmedas, su amplia extensión y alta capacidad de escorrentía regulan el régimen fluvial en ciertos ríos (Elliot, 2009; Muñoz-Marcillo & Vera-Zhunaula, 2025).

En relación con las velocidades de corriente, los valores obtenidos para ambos cuerpos de agua fueron similares, lo que concuerda con lo reportado para el río Machángara, provincia de Pichincha ($v = 1$ m/s) (Reinoso-Chisaguano, 2015). En contraste, las aguas del río Amazonas exhiben una velocidad baja ($V = 0.0\text{--}0.3$ m/s) (Hellweger & Gordon, 2002). Una dinámica hidráulica comparable se observa en el río Lao, Chile ($V = 0.80$ m/s) (Centro de Ecología Aplicada, 2020). De igual manera, lo reportado para el río Piura, Perú ($V = 0.5\text{--}1.1$ m/s) y el río Margaritas, México ($V = 0,0\text{--}1,5$ m/s), refleja velocidades bajas a moderadas (Escalona-Domenech et al., 2022; Peña-Cáceres et al., 2025). Por el contrario, el río Aguarico, Sucumbíos ($v = 0.9\text{--}1.3$ m/s), y el río San Francisco, Azuay ($V = 0.4\text{--}1.3$ m/s), exhiben rangos de velocidades bajas a altas (Cisneros-Abad & Herrera-Dalgo, 2016; Zhicay-Lombaida, 2020). En particular, el río Tutanangoza, Morona Santiago ($v = 1.3$ m/s), presenta velocidades elevadas en su régimen hídrico, diferentes a las de este estudio (Cárdenas-Novillo & Duque-Sarango, 2020). En síntesis, las velocidades bajas del agua se deben a la escasa pendiente, la morfología del cauce y la presencia de obstáculos, mientras que las altas se explican por la variación del caudal asociada al régimen de precipitaciones, la estacionalidad y pendiente longitudinal (Monroy-Ávila & Antonio-Paiba, 2015).

En cuanto a la temperatura, los registros obtenidos para los ecosistemas evaluados evidenciaron valores moderados, semejantes a lo descrito para el río Quimi (25 °C), la cascada Manchinatza (26 °C), Pachicutza (24 °C), en Zamora Chinchipe, y el río Churute (26 °C), en Guayas (Loja-Portilla & Portilla-Delgado, 2012; Jácome-Gómez et al., 2023; Solano-Washima, 2024). Por el contrario, el río Antiano, Filipinas, presenta temperaturas de moderadas a altas de 26 a 28 °C (Ruel et al., 2024). En cambio, la microcuenca del Cayamatza (18 °C), en Zamora Chinchipe, y el río de la Plata, Uruguay (18.9 °C), registran temperaturas bajas (Olaya-Valdiviezo, 2013; Gómez, 2015). De igual forma, reportan para el río Itata, Chile, valores de 9 a 24 °C, que evidencian variabilidad de bajas a moderadas (Monsalve et al., 2012). A diferencia de estos casos, el río

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



Daule, en Guayas, Ecuador, tiene temperaturas altas de 30 °C (Chiluiza-Vargas & Montero-Solórzano, 2023). En general, la ubicación geográfica, el gradiente altitudinal, las actividades humanas y la variación de precipitaciones explican las temperaturas moderadas (Jácome-Gómez et al., 2023; Solano-Washima, 2024). En contraste, el clima cálido-húmedo, la densa cobertura vegetal y altitud favorecen a las temperaturas bajas (Olaya-Valdiviezo, 2013; Gómez, 2015; Acosta-Jara et al., 2023). Además, mencionan que la alta radiación solar y las condiciones hidrodinámicas del caudal generan temperaturas elevadas (Chiluiza-Vargas & Montero-Solórzano, 2023).

Con respecto a la estructura poblacional, referente a la proporción sexual, los resultados evidenciaron que, en términos generales, el número de machos fue predominante en ambas cuencas evaluadas, coincidiendo con lo reportado para el río Gaira, Colombia, donde de 424 individuos, 183 hembras y 241 fueron machos, 0.8H:1M (Ibarra-Trujillo & García-Alzate, 2017). Este comportamiento se asemeja a lo observado en los ríos Mocache, Palenque, Vinces, San Pablo, Colorado, Babahoyo y Zapotal, provincia de Los Ríos, Ecuador, donde de 3 772 individuos, el 43 % correspondió a hembras, 36 % a machos y 21 % a indeterminados (Revelo, 2010). De igual modo, en los ríos Ucayali y Marañón, Perú, el 56 % de hembras y 44 % de machos; en el embalse Urrá, Colombia, de 593 individuos, se hallaron 235 hembras y 212 machos, 1.1H:1M; en el embalse de San Martín, México, de 1 269 organismos, 63 % fueron hembras y 37 % machos, 1.7H:1M; y en la represa Ribb, Etiopía, se registró un 53 % de hembras frente a 47 % de machos (Atencio-García et al., 2005; Tello-Martín & Montreuil-Frías, 2006; Cruz-Gómez et al., 2010; Agumassie et al., 2013; Monroy-Ávila & Antonio-Paiba, 2015). De esta manera, la variabilidad en la proporción sexual se atribuye a factores biológicos como la segregación de sexos y la necesidad de asegurar la fecundación, así como también a los factores ambientales, entre ellos, las estaciones, los cambios en el cauce, la presión pesquera y dinámicas poblacionales (Revelo, 2010; Ibarra-Trujillo & García-Alzate, 2017). En conjunto, estas evidencias confirman que la proporción sexual de peces no sigue un patrón uniforme, sino que varía de manera marcada entre especies y ecosistemas.

En lo referente a la densidad poblacional, para ambos ríos resultó baja en relación con el área de muestreo, lo cual coincide con los resultados obtenidos para, y el río Tocuyo, Venezuela (0.8 individuos/m²)



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



(Rodríguez-Olarte et al., 2006). Por el contrario, para la laguna Cuarentena, Argentina, se reportó una densidad media anual de 24 peces/1 000 m², lo cual era considerablemente mayor al de este trabajo (Tablado et al., 1988). Asimismo, los valores aquí encontrados fueron menores que los del río Negro, con 3.8 peces/m², así como en el río Huarinilla, ambos en Bolivia, donde la sardina (*Hemibrycon beni*) alcanzó los 78 especímenes/100 m² y *Astroblepus* spp. con 281 individuos/100 m² y, que los del río Lúzara, España, con 370 ejemplares/ha (Lasso, 2001; Miranda-Chumacero, 2006; Fernández-López et al., 2010). De igual forma, en el río Singani, Bolivia, se registraron 572 individuos/100 m² (Miranda & Pouilly, 1999). En síntesis, la baja densidad de especies se asocia con la pesca indiscriminada, contaminación, degradación del hábitat y los cambios climáticos drásticos (Jiménez-Prado et al., 2021). Mientras que, las densidades altas reflejan alta productividad del hábitat, abundancia de alimento y ausencia de competencia o depredación (Miranda et al., 1999; Rodríguez-Olarte et al., 2006).

En cuanto a la diversidad, el índice de las dos cuencas analizadas fue bajo, resultado que coincide con lo reportado para la laguna del parque ecológico Lago Agrio, Ecuador ($H' = 1.10$ bits) y el río Orocué, Colombia ($H' = 1.80$ bits) (Ortiz-Arroyave, 2010; Aguila-Córdova & Alejandro-Lechón, 2022). Por otra parte, el río Cascales ($H' = 1.53-2.00$), en la provincia de Sucumbíos, el río Viche ($H' = 1.00-2.51$) en la provincia de Esmeraldas, y el Bululula ($H' = 2.00$) en Guayas, Ecuador, así como la cuenca alta del río Yurua ($H' = 1.75-2.02$), en Perú, y el río San Pedro ($H' = 1.70-2.50$) en México, reportan diversidades bajas y medias (Rengifo, 2007; Castillo-Domínguez et al., 2015; Angulo-Collahuazo, 2020; Núñez et al., 2021; Salazar-Alulema, 2021). Así como en la cuenca del río Aroa, Venezuela, presentó diversidades bajas y moderadas ($H' = 1.01-2.14$) (Rodríguez-Olarte et al., 2005). La baja diversidad se explica por la presencia de micrófitas invasivas que reducen la entrada de luz solar, la escasez de nutrientes que limita la productividad, las alteraciones ambientales y dominancia de pocas especies; mientras que, la alta diversidad se asocia a la variedad de hábitats y recursos alimentarios (Ortiz-Arroyave, 2010).

De igual manera, el índice de Jaccard evidenció que las especies ícticas son comunes en ambas áreas, con una similitud moderada, consistente con lo descrito para el río Aroa, Venezuela ($I_j = 0.50$), según Rodríguez-Olarte et al. (2005). Asimismo, para el río Anchique ($I_j = 0.42$) y el estero



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



del río Orocué ($I_j = 0.45$), en Colombia, así como en el río San Pedro ($I_j = 0.45-0.55$) en México, los cuales mostraron similitud media (Ortiz-Arroyave, 2010; Montoya-Ospina, 2014; Castillo-Domínguez et al., 2015). Valores variables que demostraban similitudes bajas y moderadas se hallaron en el río Blanco ($I_j = 0.10-0.57$) y río Cascales, ($I_j = 0.10-0.57$), en Sucumbíos (Añazco-Coello & Baquerizo-Paz, 2021; Salazar-Alulema, 2021). Los valores hallados en esta investigación fueron contrarios a los observados por el río Itaya ($I_j = 0.80$) y río Viche ($I_j = 0.90$), en Perú (Sangama-Navas, 2019; Angulo-Collahuazo, 2020). La alta similitud se debe a que las cuencas evaluadas comparten más especies por su ubicación y condiciones físicas y químicas parecidas, mientras que la baja se explica por diferencias de morfología y altitud (Sangama-Navas, 2019).

En la investigación realizada, se identificaron cuatro gremios tróficos, la cual está estrechamente vinculada con la complejidad estructural de los ecosistemas acuáticos (Jiménez-Prado et al., 2021). Factores como el tamaño corporal, la amplitud de la dieta y posición en la columna de agua influyen en su distribución; mientras que, la heterogeneidad del hábitat resulta determinante al proveer diversas fuentes de alimento que favorecen la coexistencia de múltiples estrategias tróficas (Abarca-Arenas et al., 2022). En el río Hacha, Colombia, *Bryconamericus* sp. se cataloga como insectívoro, ya que se alimenta principalmente de hormigas (Gutiérrez-Garaviz et al., 2016). No obstante, en este trabajo se clasifica como zoobentívoro, alimentándose principalmente de macroinvertebrados, lo que resalta las posibles variaciones en la dieta. La dominancia de especies zoobentívoras indicó dependencia de macroinvertebrados bentónicos como principal recurso alimenticio, complementado por la presencia de peces omnívoros, herbívoros y un insectívoro-piscívoro que aportan una diversidad funcional. Lo que refleja una diversidad funcional de las comunidades ícticas estudiadas. Sin embargo, el análisis ofrece solo un enfoque general de la dieta y se requieren investigaciones más detalladas, incluyendo estudios más específicos, para comprender con mayor precisión la diversidad y preferencia de los alimentos de las especies.

Este trabajo constituye un esfuerzo en caracterizar la ecología de las poblaciones de peces que habitan en los ríos Quimi y Chuchumbleta. En cuanto a la proporción sexual, se observó un predominio de machos, lo que responde a una combinación de factores biológicos y ambientales, entre ellos, los regímenes estacionales, la dinámica del



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



cauce y la presión pesquera. Respecto a la densidad poblacional, esta fue baja en relación con el área muestreada en ambos ríos, lo que sugiere una disponibilidad recursos y hábitats para todas las especies, coincidiendo con los caudales moderados y la homogeneidad de la velocidad, que restringen la productividad y la capacidad de refugios para poblaciones de tamaños más grandes. En lo que concierne a la biodiversidad, los índices fueron bajos en ambas cuencas, mientras que la similitud entre las comunidades de peces resultó alta, reflejando la homogeneidad de parámetros físicos y químicos, como temperatura, pH y salinidad. La presencia de especies categorizadas como Datos Insuficientes y No Evaluadas resalta vacíos de información que dificultan una evaluación precisa de su riesgo real. Aunque no se identifican amenazas inmediatas, la ausencia de estudios impide determinar con certeza su nivel de vulnerabilidad.

Una de las limitantes del estudio se centró en que, debido al periodo de muestreo, que solo fue de seis meses, se debe considerar que estos resultados deben ser tomados con precaución, ya que no se sabe con certeza que sucede durante el resto del año, donde las proporciones del sexo de cada especie podrían variar, lo mismo que el número de individuos de las especies dentro del área estudiada, así como la riqueza y abundancia de estas, entre otras características poblacionales.

Todo esto resalta la necesidad de llevar a cabo investigaciones y monitoreos continuos que proporcionen datos confiables, permitiendo una comprensión más precisa para la ictiofauna de estas cuencas. En conjunto, los hallazgos responden al objetivo de comprender la estructura comunitaria y dinámica poblacional de los peces en ambos ríos, aportando una línea base fundamental para futuras investigaciones. Asimismo, los resultados constituyen un insumo valioso para la gestión y conservación de la biodiversidad íctica en la Amazonía ecuatoriana, donde aún persisten importantes brechas de conocimiento sobre la red trófica y el estado de sus poblaciones.



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

Los autores desean agradecer a las autoridades de la Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica Zamora Chinchipe, por haber dado las facilidades por el uso de los laboratorio e infraestructura empleados en esta investigación. Es importante, recalcar el reconocimiento a Carlos A. Sarango Tandazo por facilitar los artes de pesca con que fueron capturados los peces. Asimismo, a Fredy I. Nugra Salazar por haber ayudado en la identificación de las especies de peces de esta investigación. Esta investigación proviene del trabajo de titulación para la obtención de los títulos profesionales de biólogos de los dos primeros autores, Henry A. Gaona-Garrido y Jhenner A. Guanuche-Zhicay.

▶ DECLARACIÓN DE CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores no tienen conflictos de intereses de ninguna índole.

▶ LITERATURA CITADA

- Abarca-Arenas , L., Valero-Pacheco , E., Delfín-Alfonso, C., Morteo-Ortiz, E. & Franco-López , J. (2022).** Redes tróficas como herramienta para el estudio de la diversidad y complejidad de ecosistemas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 93, e934126. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.4126>
- Acosta-Jara, J., Choy-Pravatiner, M. & Sandoval-Casas, M. (2023).** Marco teórico del análisis climatológico de la temperatura del Lago Titicaca. *Primera Revista Científica de América*, 7, 1-18.
- Aguila-Cordova, Y. & Alejandro-Lechon, M. K. (2022).** *Diversidad de ictiofauna en la Laguna del Parque Ecológico y Recreativo Lago Agrio, provincia de Sucumbíos, Ecuador* [Tesis de pregrado, Universidad Estatal Amazónica]. <https://repositorio.uea.edu.ec/handle/123456789/1219>.
- Anaguano-Yancha, F. & Pilatasig, A. (2022).** Nuevos registros y hospederos del isópodo *Telotha henselii* (Isopoda: Cymothoidae) en la Amazonia ecuatoriana. *Biota Colombiana*, 23(1), 1-11. <https://doi.org/10.21068/2539200X.920>.
- Anaguano-Yancha, F. & Cueva, R. (2014).** Peces comunes del Alto Río Napo. Quito-Ecuador: Wildlife Conservation Society. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2019.9925>.
- Angulo-Collahuazo, M. L. (2020).** Comunidad de peces del Río Viche y su implicación ambiental. Esmeraldas, Ecuador: PUCESE.



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



- Atencio-García, V. J., Kerguelén-Durango, E., Cura-Dorado, E., Rosado-Carcamo, R., Vallejo, A. & Valderrama, M. (2005).** Régimen alimentario de siete especies ícticas en el embalse de la hidroeléctrica Urrá (Córdoba, Colombia). *Revista MVZ Córdoba*, 10(2), 614-622.
- Añazco-Coello, J. J. & Baquerizo-Paz, J. A. (2021).** Diversidad de ictiofauna del Río Blanco, parroquia Santa Cecilia, Cantón Lago Agrio, Provincia de Sucumbíos. Lago Agrio, Ecuador: Universidad Estatal Amazónica.
- Barriga, R. (2012).** Lista de Peces de Agua dulce e Intermareales del Ecuador. Quito, Ecuador. Escuela Politécnica Nacional.
- Bedoya-Roque, E. & Quiros, J. (2017).** Proporción sexual de la comunidad de pseudoescorpiones (Arachnida: Pseudoscorpiones) en bosque de manglar, San Antero-Córdoba, Caribe colombiano. *Revista Colombiana de Ciencias Animales*, 9(1), 14-24.
- Bodelón, O., Bernués, M., Baltanás, A. & Montes, C. (1994).** Conductividad y salinidad en los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de Doñana (SO, España). *Limnetica*, 10(2), 27-31.
- Bravo-Velásquez, E. (2014).** La Biodiversidad en el Ecuador. Quito, Ecuador: Universitaria Abya-Yala.
- Carvajal, Y. & Marulando, E. (1995).** Estudio probabilístico de precipitación y caudal en la cuenca hidrográfica del río Cali. *Acta Agronómica*, 45(2-4), 1-10.
- Castillo-Alva, J. (2012).** Determinación de la proporción sexual y su relación con la hora pico de desove de la anchoveta, *Engraulis ringes* (Jenyns, 1842) durante el periodo 2000-2009 en la región norte-centro del Perú. Lima, Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Castillo-Domínguez, A., Melgar-Valdes, C., Macías, E., Rodiles-Hernández, R., Navarrete, A., Perera-García, M., Cuenca-Soria, C. A. & Hernández-Gómez, R. (2015).** Composición y diversidad de peces del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Hidrobiológica*, 25 (2), 285-292.
- Cárdenas-Novillo, P. & Duque-Sarango, P. (2020).** Evaluación de la calidad del agua en la microcuenca hidrográfica del Río Tutanangoza mediante análisis fisicoquímicos, microbiológicos y la aplicación del ICA-NSF. Sucúa: Universidad Politecnica Salesiana Ecuador.
- Centro de Ecología Aplicada. (2020).** Diagnóstico del caudal ambiental del río Loa, región de Antofagasta. Chile: Gobierno Regional de Antofagasta.
- Chiluiza-Vargas, M. & Montero-Solórzano, M. (2023).** Estudio de la calidad de agua del río Daule frente al sector de la parroquia rural Los Lojas durante 2023. Guayaquil, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana.



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



- Cisneros-Abad, M., & Herrera-Dalgo, V. (2016).** Monitoreo de la Calidad del agua en el río Aguarico en el sector de Las Pirámides, Nueva Loja, cantón Lago Agrio, provincia de Sucumbíos. Lago Agrio, Ecuador: Universidad Técnica Particular de Loja.
- Cruz-Gómez, A., Rodríguez-Valera, A., & Vázquez-López, H. (2010).** Madurez sexual y reproducción de *Girardinichthys multiradiatus* (Meek, 1904) en un embalse del poblado de San Martín, Querétaro, México. *BIOCYT*, 3(9), 94 - 106.
- Dunán-Ávila, P., Riverón-Zaldívar, A., Rodríguez, M., Fuentes-Londres, Y., & Marrero-Doimeadios, L. (2020).** Evaluación de los procesos erosivos, la materia sedimentable y el caudal en la cuenca del río Yamanigüey. *Ciencia & Futuro*, 10(2), 19-37.
- Elliot, J. (2009).** Los bosques de la cuenca transfronteriza del río Mayo-Chinchipe (Perú- Ecuador) Lima, Perú: Soluciones Prácticas-ITDG.
- Elliott, M., Whitfield, A., Potter, I., Blaber, S., Cyrus, D., Nordlie, F. & Harrison, T. (2007).** The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*. 8 (3), 241-268. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>.
- Escalona-Domenech, R., Infante-Mata, D., García-Alfaro, J., Ramírez-Marcial, N., Ortiz-Arrona, C., & Barba-Macías, E. (2022).** Evaluación de la calidad del agua y de la ribera en la cuenca del río Margaritas, Chiapas, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38 (1), 37-56. <https://doi.org/10.20937/rica.54092>.
- Fernández-López, M. M., Fernández-Ríos, A. & Riesco-Muñoz, G. (2010).** Propuesta de gestión de la pesca en las poblaciones de trucha común del río Lóuzara (Lugo, España). *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 227, 79-97.
- Ferriol-Molina, M. & Merle-Farinós, H. (2012).** Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.
- Fisher, R. (1930).** *Genetical Theory of Natural Selection*. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press.
- Froese, R. & Pauly, D. (2024).** FishBase. <https://fishbase.se/search.php?lang=Spanish>.
- García-Dávila, C., Estivals, G., Mejía, J., Flores, M., Angulo, C., Sánchez, H. & Duponchelle, F. (2020).** Peces ornamentales de la Amazonía peruana. Iquitos, Perú: Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana (IIAP).
- Gómez, S. (2015).** Temperatura del agua continental y su influencia en las migraciones de los peces en la cuenca del Río de la Plata. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 17(1), 43-49.



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



- Guevara, E., Sánchez, A., Rosas, C., Mascaró, M., & Brito, R. (2007).** Asociación trófica de peces distribuidos en vegetación acuática sumergida en laguna de términos, sur del Golfo de México. *Universidad y Ciencia*, 23(2), 151-166.
- Gutiérrez-Garaviz, J., Peláez-Rodríguez, M., & Ovalle-Serrano, H. (2016).** Macroinvertebrados acuáticos presentes en dietas de peces de la cuenca del río Hacha (Caquetá, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40 (156), 420-432. <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.344>.
- Hellweger, F. & Gordon, A. (2002).** Tracing Amazon River water into the Caribbean Sea. *Journal of Marine Research*, 60 (4), 537–549.
- Holden, M. & Raitt, D. (1975).** Manual de Ciencia Pesquera. Parte 2. Métodos para investigar los recursos y su aplicación. Dirección de Ambientes y Recursos, FAO, Roma.
- Ibarra-Trujillo, E. & García-Alzate, C. (2017).** Ecología trófica y reproductiva de *Hemibrycon sierraensis* (Characiformes: Characidae), pez endémico del río Gaira, Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65(3), <https://doi.org/10.21068/2539200X.920>.
- Jiménez-Prado, P., & Valdiviezo-Rivera, J. (2021).** Biodiversidad de peces en el Ecuador. Ecuador: Serie Especial de Ictiología Ecuatoriana I. Esmeraldas, Ecuador: Red Ecuatoriana de Ictiología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas (PUCESE), Universidad Tecnológica Indoamérica, Instituto Nacional de Biodiversidad.
- Jiménez-Prado, P. Aguirre, W. Laaz-Moncayo, E. Navarrete-Amaya, R. Nugra-Salazar, F. Rebolledo-Monsalve, E. Zárate-Hugo, E. Torres-Noboa, A. Valdiviezo-Rivera, J. (2015).** Guía de peces para aguas continentales en la vertiente occidental del Ecuador. Esmeraldas, Ecuador: PUCESE, Universidad del Azuay (UDA) y Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN) del Instituto Nacional de Biodiversidad.
- Lasso, C. A. (2001).** Los peces del alto río negro, Amazonía boliviana: composición y consideraciones ecológicas y biogeográficas. *Asociación Interciencia Venezuela*, 26(6), 236-243.
- Lizarro-Zapata, D., & Gómez-García, M. (2021).** *Guía ilustrada de peces de la comunidad Puerto Consuelo II*. Editorial Proyecto Gobernanza e Infraestructura en la Amazonía.
- Loja-Portilla, N. D., & Portilla-Delgado, X. L. (2012).** *Propuesta de señalización turística para los atractivos naturales del cantón El Pangui* [Tesis de pregrado, Universidad de Cuenca]. [h t t p s : / / d s p a c e - test.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/1705?locale=es](https://dspace-test.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/1705?locale=es).



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



- López-Vila, J., Mera-Ortiz, G., & Velázquez-Velázquez, E. (2022).** Gremios tróficos de la ictiofauna del sistema lagunar estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. In: Estudios marinos y pesqueros en el Pacífico mexicano (pp. 95-113). Universidad de Colima.
- Krebs, C. (1999).** *Ecological Methodology*. 2nd ed. Benjamin/Cummings.
- Manco, J., Chavez-Soto, G., Gómez-Flores, M., Brenes-Romero, E., & Molina-Cubillo, C. (2016).** *Plan de gestión integral del recurso hídrico, estudio de caso cuenca del río Arenal, con el fin de lograr la gestión integral de la cuenca hidrográfica*. Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SNAC).
- Miranda, G., & Pouilly, M. (1999). Ecología comparativa de poblaciones superficiales y cavernícolas de *Trichomycterus* spp. (Siluriformes) en el Parque Nacional de Toro Toro. *Revista Biológica de Ecología*, 6. 163-171.
- Miranda-Chumacero, G. M. (2006).** Distribución altitudinal, abundancia relativa y densidad de peces en el Río Huarinilla y sus tributarios. *Ecología en Bolivia*, 41(1), 79-93.
- Monroy-Avila, E., & Antonio-Paiba. (2015).** Modelación hidrodinámica y determinación de la calidad del agua en el río Botello, Facatativá, Cundinamarca, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 6(1), 169-183.
- Monsalve, A., Link, O., & Stehr, A. (2012).** Régimen térmico de ríos: desarrollo, verificación y aplicación de un modelo numérico. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(4), 41-56.
- Montoya-Ospina, D. (2014).** *Diversidad, estructura y relaciones ecomorfológicas de la ictiofauna en ecosistemas lóticos del bosque seco tropical, Tolima*. Universidad del Tolima.
- Muñoz-Marcillo, J. & Vera-Zhunaula, N. (2025).** Gobernanza y recursos hídricos: caso cuenca del Río Guayas, Ecuador. *Universidad Técnica Estatal de Quevedo - UTEQ*, 6(1), 2778 – 2798.
- Muñoz Marcillo, J. L., & Vera Zhunaula, N. J. (2025).** Gobernanza y recursos hídricos: caso Cuenca del Río Guayas, Ecuador. *LATAM Revista Latinoamericana de Ciencias Sociales y Humanidades*, 6(1), 2778-2798. <https://doi.org/10.56712/latam.v6i1.3532>.
- Nugra-Salazar, F. I., Abad, D. & Zárate, E. (2018a).** *Guía de Peces del Alto Nangaritza*. Universidad del Azuay. <https://doi.org/10.33324/ceazuay.37>.
- Nugra-Salazar, F. I., Benítez, M., Zárate, E., Fernández, J. & Celi, J. (2016).** *Sistemas hidrográficos de la cuenca del río Napo, Ecuador peces comunes del río Napo y sistemas lacustres de Limoncocha y Cuyabeno*. FieldMuseum.



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



- Nugra-Salazar, F. I., Chaca, R. & Zárate, E. (2022).** *Guía de peces Parque Nacional Sangay*. Universidad del Azuay.
- Nugra-Salazar, F. I., Segovia, E., Benítez, M., & Reinoso, D. (2018b).** *Guía metodológica para el biomonitoreo de macroinvertebrados e ictiofauna en la Cuenca del Río Napo, Ecuador*. SENAGUA, OTCA.
- Núñez, H., & Torres, A. (2021).** Diversidad, abundancia y distribución de peces en el río. *Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales*, 15(1), 211-227.
- Núñez, I., González-Gaudio, E., & Barahona, A. (2003).** La biodiversidad: historia y contexto de un concepto. *Interciencia*, 28(7), 387-393.
- Olaya-Valdiviezo, V. (2013).** *Evaluación de la calidad de agua de la microcuenca Cayamatza del cantón El Pangui, a través del uso de bioindicadores* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/items/4e39577d-e80e-4261-92b3-048b524ed46e>
- Ortiz-Arroyave, L. (2010).** Caracterización de la comunidad de peces, sus hábitos alimentarios y su hábitat, en un estero natural y uno emergente en Orocué (Casanare, Colombia) durante el periodo creciente [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana]. <https://repository.javeriana.edu.co/items/d5e582ce-4258-4847-9bc6-02ec1cef177c>.
- Pauta-Calle, G., Velazco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, O., & Abril, A. (2019).** Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, 10(2), 76-88.
- Pavón, F. (2025).** *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial, PDOT 2024–2027*. GAD Muunicipal de Gualaquiza.
- Peña-Cáceres, O., Arbulú-Gonzales, E., More-More, M., & Silva, H. (2025).** A method for estimating time and water velocity: Case study of the Piura River, Peru. *Revista de Estudios Latinoamericanos sobre Reducción del Riesgo de Desastres REDER*, 9(2), 169-184.
- Piferrer, F. (2013).** Epigenética de la determinación del sexo en los peces: cómo la temperatura durante las fases larvarias determina la proporción de sexos en la lubina y su aplicación a la acuicultura para la obtención de un mayor número de hembras. *Instituto de Ciencias del Mar*, 37-49.
- PNUMA. (2005).** *Diversidad biológica del proyecto Ciudadanía Ambiental Global*. PNUMA.
- Reinoso-Chisaguano, I. (2015).** Evaluación ambiental del río Machángara. Escuela Politécnica Nacional.
- Rengifo, B. (2007).** Diversidad de peces en la cuenca del Alto Yuruá (Ucayali, Perú). *Revista Peruana de Biología*, 13(3), 195-202.



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



- Revelo, W. (2010).** Aspectos biológicos y pesqueros de los principales peces del sistema Hídrico de la provincia de los Ríos, durante 2009. *Boletín Científico y Técnico*, 20(6), 53-84.
- Rivadeneira, J., Anderson, E., & Dávila, S. (2010).** *Peces de la cuenca del Pastaza, Ecuador*. Fundación Natura.
- Ríos-Cando, L. (2010).** *Incidencia de la variabilidad climática en los caudales mínimos del Ecuador*. Escuela Politécnica Nacional.
- Rodríguez-Olarte, D., Ahyran-Amaro, J., & Taphorn, D. (2005).** Los peces del río Aroa, cuenca del Caribe, Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 164, 101-127.
- Rodríguez-Olarte, D., Coronel, J., Taphorn, C., & Amaro, A. (2006).** Los peces y su conservación en el río Tocuyo, la cuenca andina de la vertiente Caribe en Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 165(1), 33-61.
- Root, R. (1967).** The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37. <https://doi.org/10.2307/1942327>
- Ruíz-Erazo, H., & Legarda-Burbano, I. (2013).** Medición de corrientes de aguas con fines de ingeniería de regadíos. *Revista Ciencias Agrícolas*, 17(1), 1-8.
- Rumi, A. & Rodríguez, A. (2024).** Ecología de poblaciones. Universidad Nacional de La Plata (EDULP).
- Ruel, H., Panganoron, H. Gamba, A. Irene, E. Amparado, L. (2024).** Water Quality Assessment of Antiao River in Samar, Philippines. *Water Conservation and Management*, 8(2), 227-233.
- Salazar-Alulema, A. J. (2021).** *Diversidad de ictofauna del río Cascales, cantón Cascales provincia de Sucumbios* [Tesis de pregrado, Universidad Estatal Amazónica]. <https://repositorio.uea.edu.ec/handle/123456789/1210>.
- Sangama-Navas, K. S. (2019).** *Diversidad y abundancia de especies de peces Characiformes en tres quebradas de la Concesión de Conservación Cuenca Alta Río Itaya, San Juan Bautista, Loreto-Perú* [Tesis de pregrado, Universidad Científica del Perú]. <https://repositorio.ucp.edu.pe/items/a88bc275-cc30-4ba7-94f5-755f0002f3c8>.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. (1964).** *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press. Smith, T., & Smith, R. (2007). *Ecología*. 6ª edición. Pearson Educación. Solano-Washima, D. (2024). *Estado del ecosistema acuático de la cuenca del Río Quimi* [Tesis de pregrado, Universidad Regional Amazónica I K I A M]. https://repositorio.ikiam.edu.ec/xmlui/handle/RD_IKIAM/752.
- Tablado, A., Oldani, N., Uliobarrie, L., & Hassan, C. (1988).** Cambios estacionales de la densidad de peces en una laguna del valle aluvial del río Parana (Argentina). *Revista Hydrobiología Tropical*, 21(4), 335-348.



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



- Tello-Martín, J., Montreuil-Frias, V., Maco-García, J. T., Ismiño-Orbe, R. A., & Sánchez-Ribeiro, H. (2006).** Bioecología de peces de importancia económica de la parte inferior de los ríos Ucayali y Marañón-Perú. *Folia Amazónica*, 4(2), 87. <https://doi.org/10.24841/fa.v4i2.196>.
- Tresierra-Aguilar, A., & Culquichicón-Malpica, Z. (1995).** *Manual de biología pesquera*. Libertad.
- UICN. (2025).** *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*. <https://www.iucnredlist.org/es>
- Ushpa-Chiriap, J., & Tukup Juepa, J. (2023).** *Evaluación de la calidad de agua a través del estudio de bioindicadores acuáticos y parámetros físico-químico del sitio turístico río Quimi de la parroquia Tundayme del cantón el Pangui, provincia Zamora Chinchipe durante el año 2022* [Tesis de pregrado, Instituto Superior Tecnológico Sudamericano].
- Van der Laan, R., & Fricke, R. (2025).** *Eschmeyer's Catalog of Fishes Classification*. California Academy of Sciences. <https://www.calacademy.org/scientists/projects/eschmeyers-catalog-of-fishes>
- Vemet, R., Silvera, A., Navarrete, L., & Machado-Allison, A. (2010).** *Biodiversidad*. CENAMEC.
- Verma, A. (2016).** Biodiversity: Its different levels and values. *International Journal on Environmental Sciences*, 7(2), 143-145.
- Zhicay-Lombaida, J. (2020).** Caracterización morfométrica y estudio hidrológico de la microcuenca del río San Francisco, cantón Gualaceo [Tesis de pregrado, Universidad Politécnica Salesiana]. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/18364>.



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



Artículo Científico

Phytoplankton and its relationship with the physical-chemical variability in the marine ecosystem of the South Shetland Islands (Greenwich, Dee, Barrientos and Roberth), Antarctic during the austral summers 2023, 2024 and 2025

Fitoplancton y su relación con la variabilidad físico-química en el ecosistema marino de las Islas Shetland del Sur (Greenwich, Dee, Barrientos y Roberth), Antártida durante los veranos australes 2023, 2024, 2025



1. Maria Elena Tapia



0000-0002-1988-5940

Instituto Oceanográfico y Antártico de la Armada. Av. 25 de julio 2601 vía Pto Marítimo. 090205. Guayaquil, Guayas, Ecuador.

Corresponding author: maria.tapia@inocar.mil.ec



2. Christian Naranjo



0000-0002-4283-2783

Instituto Oceanográfico y Antártico de la Armada. Av. 25 de julio 2601 vía Pto Marítimo. 090205. Guayaquil, Guayas, Ecuador.

christian.naranjo@inocar.mil.ec



3. Luis Troccoli



0000-0001-8684-6741

Instituto de Investigaciones Científicas, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Oriente, Núcleo Nueva Esparta.

luis.troccoli@gmail.com



4. Rubén Choto



0000-0003-3167-4318

Instituto Oceanográfico y Antártico de la Armada. Av. 25 de julio 2601 vía Pto Marítimo. 090205. Guayaquil, Guayas, Ecuador.

ruben.choto@inocar.mil.ec



5. Alfredo Lynch



0009-0005-3988-8830

Instituto Oceanográfico y Antártico de la Armada. Av. 25 de julio 2601 vía Pto Marítimo. 090205. Guayaquil, Guayas, Ecuador. alfredo.lynych@inocar.mil.ec

Recibido 20 de octubre 2025

Aceptado 3 de febrero 2026



Phytoplankton and its relationship with the physical-chemical variability in the marine ecosystem of the South Shetland Islands (Greenwich, Dee, Barrientos and Roberth), Antarctic during the austral summers 2023, 2024 and 2025

Fitoplancton y su relación con la variabilidad físico-química en el ecosistema marino de las Islas Shetland del Sur (Greenwich, Dee, Barrientos y Roberth), Antártida durante los veranos australes 2023, 2024, 2025

▶ ABSTRACT

The study, conducted between 2023, 2024, and 2025 in waters surrounding the Antarctic Peninsula and the South Shetland Islands, revealed marked temporal variability in the structure and composition of phytoplankton, closely related to local physical and chemical conditions. During the southern summers of 2023 and 2025, maximum chlorophyll concentrations were recorded, associated with an increase in nutrient availability and a decrease in salinity due to summer thawing, favoring the dominance of centric diatoms such as *Rhizosolenia imbricata*, *Corethron criophilum*, and *Thalassiosira rotula*. In contrast, during 2024, species with a lower contribution to total biomass (*Licmophora flabellata*, *Actinoptychus splendens*, *Surirella fastuosa*) prevailed. The positive correlations between chlorophyll-a, nitrate, and salinity with dominant species reflect a direct response of phytoplankton to nutrient availability and water column stability. These results are consistent with recent studies indicating an increase in primary productivity linked to sea ice retreat and greater surface layer stability. From an ecological perspective, the observed interannual variability highlights the sensitivity of Antarctic phytoplankton to large-scale climate forcings, confirming its key role in biogeochemical regulation and in the trophic base of the polar marine ecosystem.

Key words: *chlorophyll-a, diatoms, variability interannual, CCA, oceanic productivity*



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

► RESUMEN

El estudio, desarrollado entre los años 2023, 2024 y 2025 en aguas circundantes a la Península Antártica y las islas Shetland del Sur, evidenció una marcada variabilidad temporal en la estructura y composición del fitoplancton, estrechamente relacionado con las condiciones físico-químicas locales. Durante los veranos australes de 2023 y 2025 se registraron máximas concentraciones de clorofila asociadas a un aumento en la disponibilidad de nutrientes y a una disminución de la salinidad producto del deshielo estival, favoreciendo la dominancia de diatomeas céntricas como *Rhizosolenia imbricata*, *Corethron criophilum* y *Thalassiosira rotula*. En contraste, durante el 2024 prevalecieron las especies (*Licmophora flabellata*, *Actinoptychus splendens*, *Surirella fastuosa*) con menor contribución a la biomasa total. Las correlaciones positivas entre clorofila-a, nitrato y salinidad con especies dominantes reflejan una respuesta directa del fitoplancton a la disponibilidad de nutrientes y a la estabilidad de la columna de agua. Estos resultados concuerdan con estudios recientes que indican un incremento de la productividad primaria vinculado al retroceso del hielo marino y a la mayor estabilidad de la capa superficial. Desde una perspectiva ecológica, la variabilidad interanual observada resalta la sensibilidad del fitoplancton antártico frente a forzantes climáticos de gran escala, confirmando su papel clave en la regulación biogeoquímica y en la base trófica del ecosistema marino polar.

Palabras claves: clorofila-a, diatomeas, variabilidad interanual, ACC, productividad oceánica

► INTRODUCCIÓN

Antarctica has some of the harshest climatic conditions on our planet. The environmental climate significantly limits the diversity of living beings found in Antarctic ecosystems compared to those at lower latitudes (Camacho & Fernández, 2005).

The Antarctic ecosystem is of particularly scientific interest due to its unique characteristics, as it maintains high concentrations of inorganic nutrients, which are used by autotrophic phytoplankton, the basis of the food chain. In general, Antarctica has been considered a HNLC (High Nutrients Low Chlorophyll) zone because for most of the year phytoplankton is subjected to low temperature and darkness (Reeves et al., 2011). However, during the Antarctic summer, post-thaw conditions occur (Smith & Donalson, 2015) and a short season of high irradiance (Lee et al., 2022) that favors the photosynthetic activity of phytoplankton, which is mainly dominated by diatoms (Takao et al., 2014). These microalgae are a food source for more of 200 species of



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



crustaceans, including krill (small crustaceans with a high protein content that, due to their abundance, can turn some marine areas in the Antarctic region reddish in color) (Torres et al., 2006).

Some studies describe the phytoplankton community and its successional variability in areas surrounding the South Shetland Islands in the summer of 1988 (Gómez, 1988). although it is not an Antarctic environment, they mention that microalgae such as *Scenedesmus* sp. have a direct relationship with DB05, removing 98.70% of it. They also point out that this microalgae was mainly used in industrial effluents and its application in an open system. Among the recorded algal species (certain Chrysophyceae), some have been shown to feed on bacteria (Bird & Kalff 1986); they are primarily autotrophic organisms and use heterotrophy to obtain nutrients.

Satellite images of ocean color can be used to calculate the concentration of chlorophyll present in phytoplankton and thus study the level of ocean productivity. The Patagonian Sea is a highly productive marine environment, with phytoplankton abundance values approximately three times higher than the average recorded in the rest of the oceans. Phytoplankton is not distributed evenly but is more concentrated in limited regions associated with ocean fronts (Piola & Falabella 2009).

Burgos (1998) mentions that the surface waters of the Branfield Strait were less oxygenated than those reported in previous studies, as result of the El Niño 97-98 warm event that weakened the southern trade winds.

Cháu (2001), in his study, determined high concentrations of dissolved oxygen in Guayaquil Cove, Greenwich Island. Valencia (1998) describes the results of dissolved and dispersed hydrocarbons, dissolved oxygen, nutrients, and microbiology found in Chile Bay during the southern summers of 1995 and 1998, without recording any negative effects from anthropogenic activities. The others study (Ye., S. Z. Zhagan., T. Vihma. M. Jiang, Ch. Xie, L. Yu, W.O Smith., 2025), the Northern Antártic Peninsula (NAP) region had substantially elevated phytoplankton biomass, with surface chlorophyll-a concentrations that reached the greatest level during 2001–2023.

The purpose of the study is to determine changes in phytoplankton species communities and their relationship with physical-chemical variables in the surface layer during the southern summers of February 2023, January-February 2024, and February 2025 in the Antarctic ecosystem in the South Shetland Islands, Antarctica.



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

▶ MATERIAL AND METHODS

Study area

A total of 13 stations were monitored, distributed around the islands of Greenwich, Barrientos, Dee and Robert (South Shetland), in the Antarctic region (Figure 1). This information was collected during

Ecuadorian scientific expeditions planned by the Navy's Oceanographic and Antarctic Institute during expeditions XXVI, XXVII and XXVIII, which took place from 24 February to 3 March 2023, 15 January to 5 February 2024 and 2 to 11 February 2025.

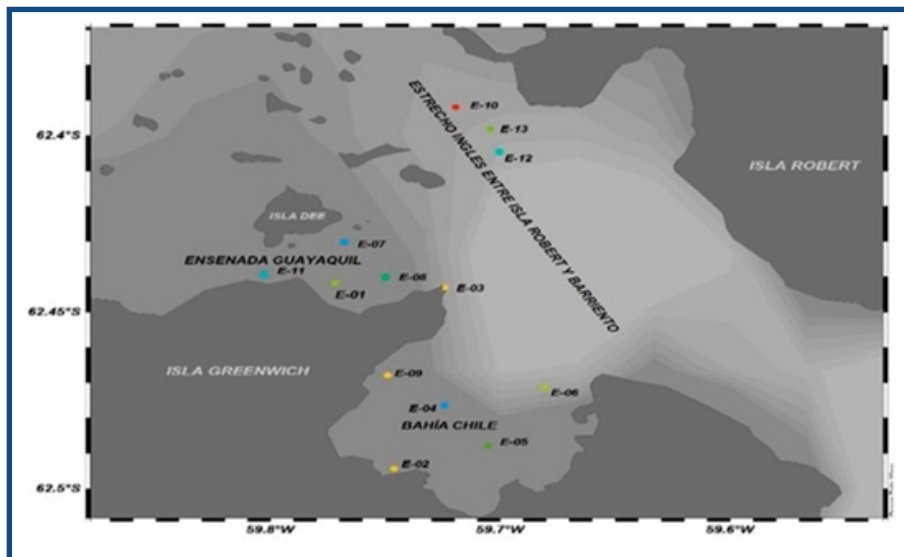


Figure 1. Location of sampling stations off Greenwich, Roberth, Dee, and Barrientos Islands during the southern summers of 2023, 2024, and 2025.

During field sampling, surface water samples were collected in situ using a Niskin bottle and YSI Model 85 multiparameter equipment to measure SST, salinity, dissolved oxygen, and pH. Surface water samples were also collected for nutrient analysis (nitrates, nitrites and phosphates) at the Pedro Vicente Maldonado scientific station laboratory, as well as for chlorophyll-a analysis.

Subsequently, with the help of the boat, surface trawls were carried out at a speed of 2 knots for 5 minutes, using a simple conical cylinder net with a 30 cm diameter mouth and a 50 μm mesh opening to collect phytoplankton samples. The phytoplankton samples were fixed in a 2% formaldehyde solution, previously neutralised with sodium tetraborate, for subsequent identification at the Pedro Vicente Maldonado station and at the INOCAR Marine Biology and Chemistry Laboratory.

For nutrient analysis, the method described in Strickland & Parsons (1972) was applied, using a spectrophotometer, and micronutrient units were expressed in $\mu\text{mol/L}$. Chlorophyll analyses were performed following the method described in the SCOR UNESCO Manual, Working Group 17, (1966), using Turner Design fluorometer equipment, and chlorophyll units were expressed in mg/m^3 .

For the analysis of the samples, these were homogenised and three aliquots were obtained, following the methodology of Semina (1963), using a microscope slide and a 20 x 20 mm coverslip. Taxonomic

**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



identification was carried out using the specialised taxonomic keys of (Cupp, 1940, Jiménez 1983, Pesantes 1983, Zambrano 1983, Moreno et al., 1996, Hansonn, L.A & H. Hakansson. 1992, Van de Vijver. B & L. Beyens 1997, and Mrozinska, et al., 1998).

The qualitative results for phytoplankton were expressed in cells/m³.

Data analysis

Differences between hydrographic variables (temperature, salinity, dissolved oxygen, nitrite, nitrate, phosphate and chlorophyll a) were evaluated and a non-parametric analysis of variance (Kruskal Wallis) after verifying non-compliance with normality (Shapiro Wilk) and Levene's homoscedasticity (Sheskin, 2003); (Komárek, 1999). Subsequently, surface distribution maps of the environmental variables were produced for each expedition using the Ocean Data View (ODV) programme.

Canonical correspondence analysis (CCA) (Ter Braak, 1986) was used to establish the relationship between phytoplankton species and hydrographic variables.

Similarly, to establish possible differences between the community structure of the three expeditions, Similarity Analysis (ANOSIM) was performed, expressed in Non-parametric Multidimensional Scaling (NMDS) according to Clarke & Warwick (2001).

The community index (Importance Value Index) was used for each expedition to establish the important phytoplankton species using ecological parameters such as abundance, frequency and density of each species recorded in each expedition.

All analyses were performed using PAST UIO ver 5.2 software (Hammer & Harper, 2001).

▶ RESULTS

Oceanographic conditions of physical-chemical variables during the southern summers of February 2023, January-February 2024, and February 2025.

The SST in the Antarctic region located between the Greenwich, Dee, Robert and Barrientos islands during the southern summer of 2023 presented values that fluctuated between 0.6° and 4.6°C, which were higher than the minimum and maximum ranges observed (1.3°- 2.2°C) and (1.1 - 1.8°C) corresponding to the southern summers of 2024 and 2025, respectively (Figure 2a).

Surface salinity in the summer of 2023 ranged between 22.9 and 25.1 ups salinity, which was distributed uniformly throughout the study area.

While salinity in mid-January 2024 showed high salinity characteristics at some stations with values above 35.9 ups located near Robert Island and Greenwich Island, as the sampling days passed, salinity began to decrease, with values reaching 20.7 ups in Chile Bay and Guayaquil



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

Cove. The minimum salinity value of 20.7 ups recorded was lower than those observed in the southern summer of 2023. This low salinity value is mainly related to the contribution of fresh water from melting ice observed during the southern summer of 2024 (Figure 2b). Meanwhile, the salinity values recorded in the southern summer of 2025 ranged between 25.7 and 26.1 ups, which were widely distributed in the region between Greenwich, Dee, Barrientos and Robert Islands. The minimum salinity value was higher than that recorded in 2023.

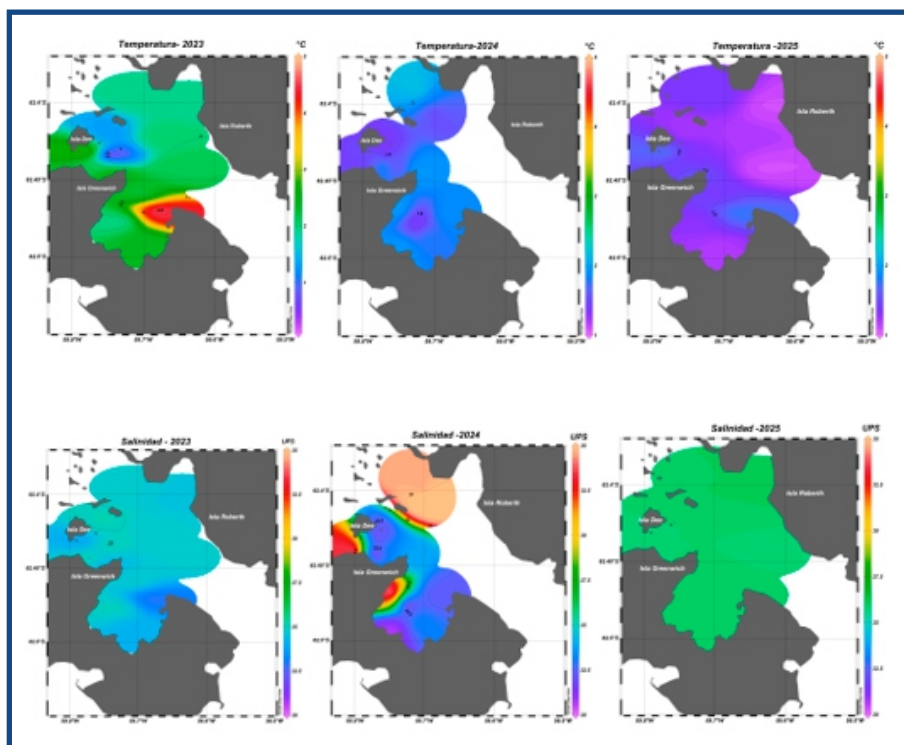


Figure 2. Distribution of variables a) Sea Surface Temperature, b) Surface salinity in the South Shetland Islands during the southern summers of 2023, 2024, and 2025.

The surface seawater in the study area was oxygenated during the 2024 period, with maximum values of 9.34 ml/L and minimum values of 8.32 ml/L. These dissolved oxygen values were higher than those recorded during the 2023 austral summers (8.31–7.30 ml/L) and like those recorded in 2025 (9.20–8.50 ml/L) for surface dissolved oxygen (Figure 3a).

The maximum and minimum pH values during the southern summers of 2023, 2024, and 2025 were between 8.76–7.40, 8.28–7.88, and 8.81–7.91, respectively, in the surface layer, which is normally considered alkaline water that favors phytoplankton biota, which requires a healthy environment for the development and growth of its siliceous structures. However, there is a global trend of a slight decrease in hydrogen potential in some marine ecosystems, and in the period under study,

**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

there is a slightly alkaline minimum value of 7.40 pH recorded in the southern summer of 2023, which increased for the summers of 2024 and 2025 with minimum pH values of 7.88 and 7.91, respectively (Figure 3b).

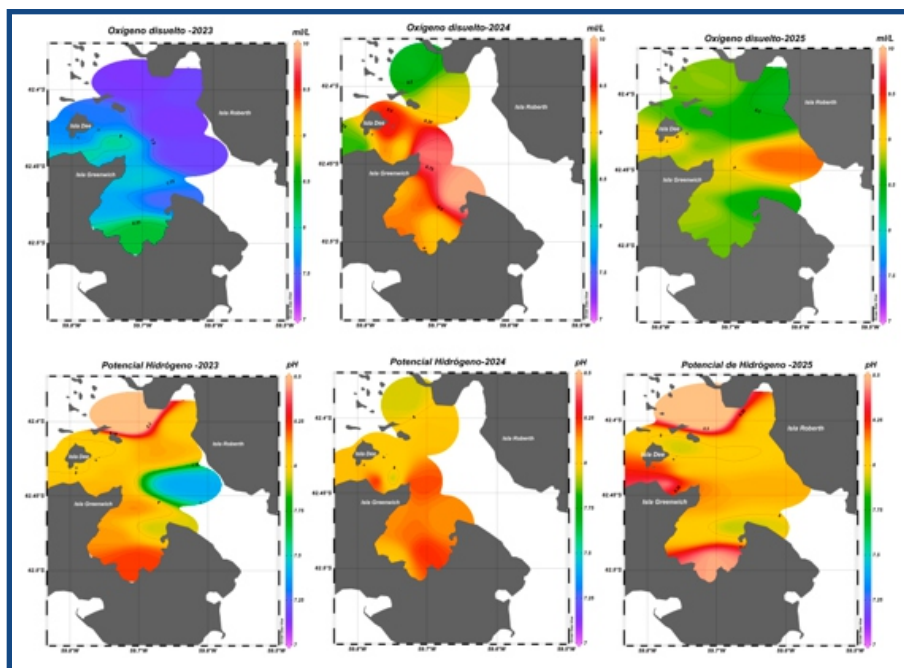


Figure 3. Distribution of variables a) Dissolved oxygen and b) Surface hydrogen potential in the South Shetland Islands during the southern summers of 2023, 2024, and 2025.

In the Antarctic marine ecosystem, nitrites were scarce during the southern summers of 2023 and 2025, reaching maximum nitrite concentrations of 0.152 and 1.14 $\mu\text{mol/L}$, respectively. The temporal patterns of low nitrate concentrations were similar, possibly associated with consumption by the dominant phytoplankton species recorded during 2023 and 2025. Nitrates play a vital role in the Antarctic ecosystem, as they are one of the important forms that can be used by phytoplankton.

During the southern summer of 2024, nitrite values were higher, reaching values between 0.14-3.50 $\mu\text{mol/L}$, and nitrates registered values between 9.7-79.0 $\mu\text{mol/L}$ (Figure 4 a-b).

**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

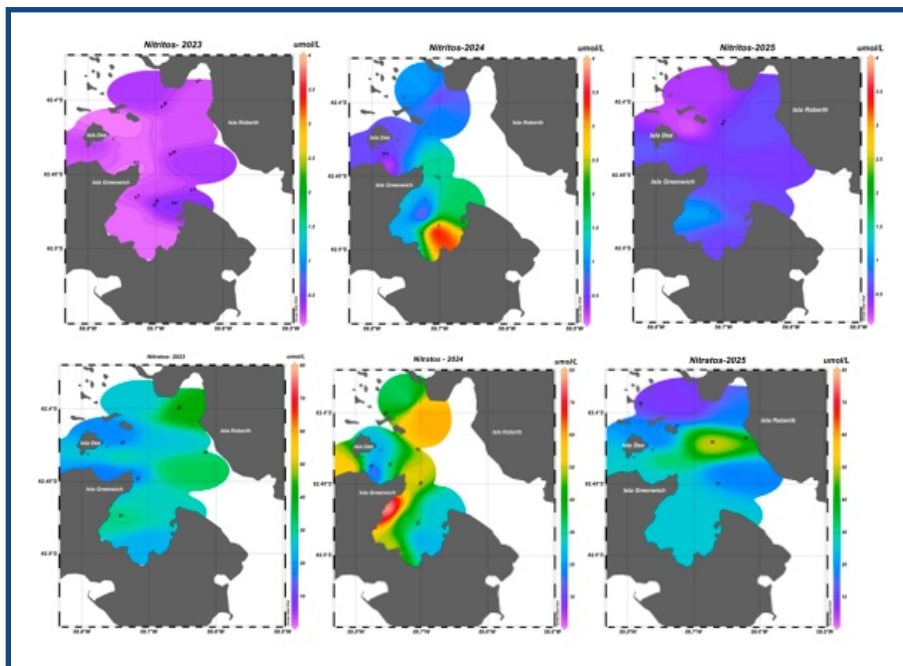


Figure 4. Surface distribution of variables a) Nitrites, b) Surface nitrates in the South Shetland Islands during the southern summers of 2023, 2024, and 2025.

Phosphates were mainly consumed by phytoplankton during the southern summer of 2023, as the lowest concentrations were recorded compared to 2024 and 2025. Phosphates are produced from the decomposition of organic matter, which is an important source of phosphorus for phytoplankton.

The maximum phosphate value recorded in 2023 was 3.0 $\mu\text{mol/L}$ at the surface level, followed by 23.8 $\mu\text{mol/L}$ and 27.77 $\mu\text{mol/L}$ reported for 2024 and 2025, respectively (Figure 5).

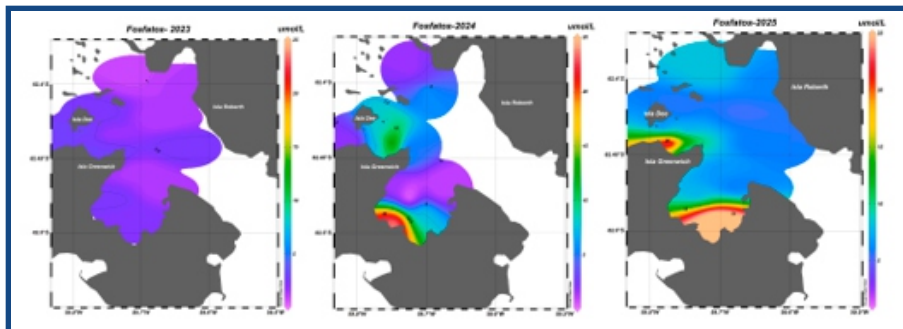


Figure 5. Distribution of the surface phosphate variable in the South Shetland Islands during the southern summers of 2023, 2024, and 2025.

**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

The maximum concentrations of chlorophyll-a in the surface layer were recorded in the southern summer of 2025, with high chlorophyll-a values with cores between 12.2 mg/m^3 and 6.02 mg/m^3 located at the entrance to Chile Bay and a second core recorded between Greenwich and Dee Islands with values of 10 mg/m^3 . Similar patterns with high chlorophyll-a concentrations were observed in the southern summer of 2023 in Chile Bay, with values fluctuating between 9.30 and 8.20 mg/m^3 , and a second core with values of 6.8 mg/m^3 was observed in Guayaquil Bay (Figure 6). Low chlorophyll-a productivity was recorded during 2024 in the surface layer, with values ranging between 0.08 and 1.04 mg/m^3 . This low chlorophyll-a productivity may be associated with changes in community structure and the dominance of phytoplankton species. One of the aspects to note during the southern summer of 2024 was the presence of sea ice around the Greenwich, Dee, and Barrientos islands. Consequently, lower solar radiation influences lower surface chlorophyll-a concentrations (Figure 6).

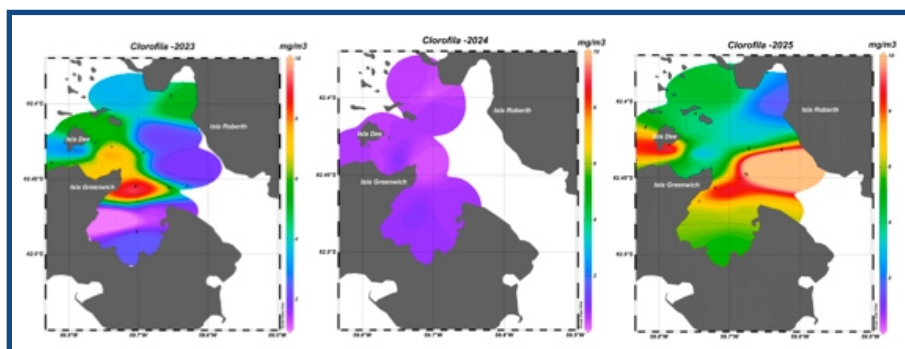


Figure 6. Distribution of surface chlorophyll-a in the South Shetland Islands during the southern summers of 2023, 2024, and 2025.

**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

During the expedition carried out in 2023, the first component determined a positive correlation between salinity and nitrite with *Coscinodiscus concinus*, inversely related to phosphate, ammonium, and temperature. These physical-chemical variables were associated with *Eucampia zoodiacus*, *Rhizosolenia acuminata*, and *Thalassiosira rotula*. In the second component, there was an inverse association between *Thalassiosira subtilis* and chlorophyll-a and phytoplankton abundance, as well as pH. There was a positive correlation between *Licmophora flabellata* and *Chaetoceros curvisetus* with chlorophyll-a and pH (Figure 7).

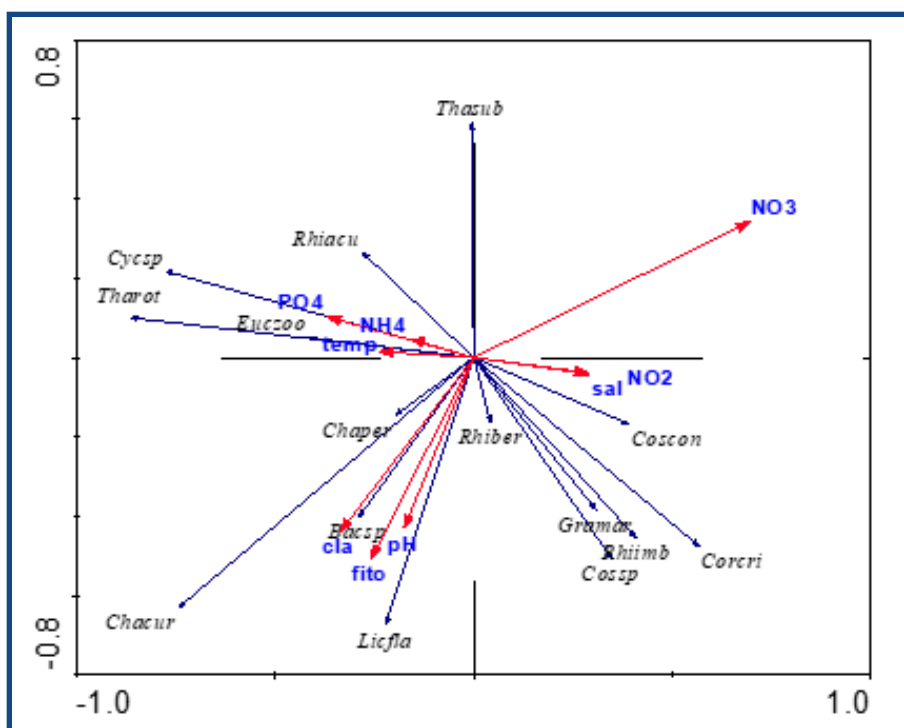


Figure 7. Orthogonal projection of the first two components of the phytoplankton redundancy analysis from the 2023 Antarctic expedition. Where: temp: temperature, sal: salinity, NO₂: nitrite, NO₃: phosphate, NH₄: ammonium, PO₄: phosphate, Chla: chlorophyll-a, phyto: phytoplankton Cycsp: *Cyclotella* sp., Euczoo: *Eucampia zoodiacus*, Tharot: *Thalassiosira rotula*, Rhiacu: *Rhizosolenia acuminata*, Chaper: *Chaetoceros peruvianus*, Rhiber: *Rhizosolenia bergonii*, Coscon: *Coscinodiscus concinnus*, Gramar: *Grammatophora marina*, Rhiimb: *Rhizosolenia imbricata*, Cosp: *Coscinodiscus* sp., Corri: *Corethron criophilum*.



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

Canonical correspondence analysis (CCA) showed that many phytoplankton species during the southern summer of 2024, *Coscinodiscus excentricus* and *Actinoptychus splendes*, are related to chlorophyll-a, and these species are not correlated with the variables temperature, nitrites, nitrates, and phosphates (Figure 8).

Meanwhile, *Licmophora flabellata* and *Odontella pulchella*, despite representing 84% and 68% respectively in the ecosystem importance index, do not correlate with environmental variables due to their wide distribution in the marine ecosystem.

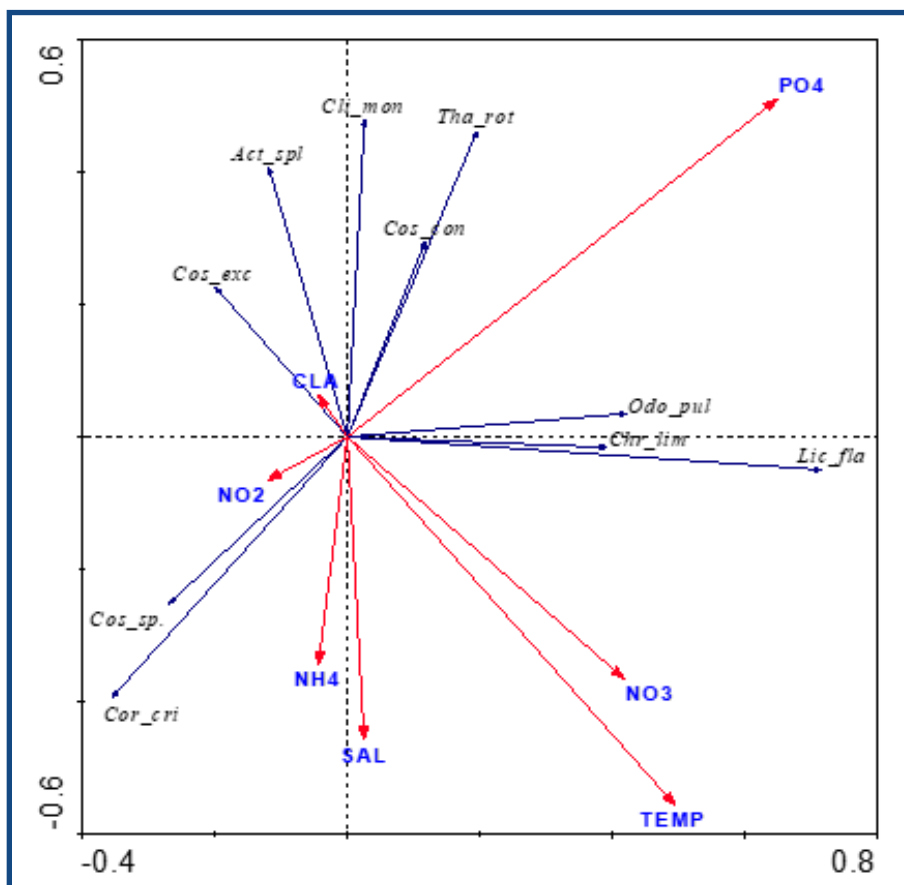


Figure 8. Orthogonal projection of the first two components of the principal component analysis of phytoplankton in the 2024 Antarctic expedition. Where: temp: temperature, sal: salinity, NO₂: nitrite, NO₃: phosphate, NH₄: ammonium, PO₄: phosphate, Chla: chlorophyll-a, phyto: phytoplankton. Cosp: *Coscinodiscus sp*, Corcri: *Corethron criophilum*, Cosexc: *Coscinodiscus excentricus*, Actspl: *Actinoptychus splendes* Climon: *Climacosphaenia monoligera*; Tharot: *Thalassiosira rotula*, Coscon: *Coscinodiscus concentricus*; Odoapul: *Odontella pulchella* Chrlim: *Chroococcus limneticus*.

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

The Canonical correspondence analysis (CCA) during the 2025 expedition showed a correlation with ambient species of 0.92 in the first component and 0.76 in the second. With a cumulative variance of 70.1% in the first two components. In component 1, a significant positive correlation was detected between nitrate, nitrite and salinity with *Coscinodiscus concinus* and a negative correlation with phosphate and temperature correlated with *Cylcotella sp.* *Thalassiosira rotula* and *Eucampia zodiacus*. In component 2, a negative correlation was detected between *Thalassiosira subtilis* and chlorophyll, pH, and *Licmophora flabellata* (Figure 9).

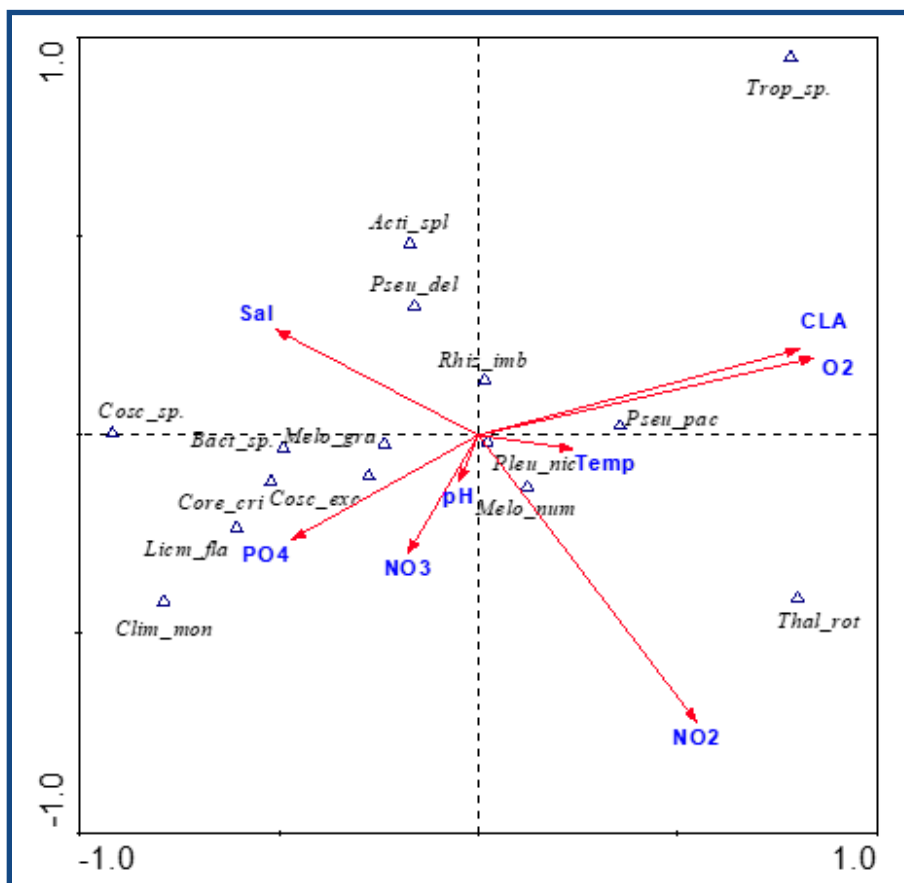


Figure 9. Orthogonal projection of the first components of the principal component analysis of phytoplankton in the 2025 Antarctic expedition. Where: temp: temperature, sal: salinity, NO2: nitrite, NO3: nitrate, PO4: phosphate, Chla: chlorophyll-a, Cosp: *Coscinodiscus sp.*, Coreri: *Corethron criophilum*, Cosexc: *Coscinodiscus excentricus*, Actspl: *Actinoptychus splendens* Rhiimb: *Rhizosolenia imbricata*, Climon: *Climacosphaenia monoligera*, Licmfla: *Licmophora flabellata*, Pseu del: *Pseudo-nitzschia delicatissima*, Tharot: *Thalassiosira rotula*, Pleu nic: *Pleurosigma nicobaricum*, Melo num: *Melosira granulata*



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

Similarity analysis (ANOSIM) showed structural differences ($R=0.881$; $p<0.001$). Structural homogeneity was greatest in 2023, while in 2024 and 2025 there was greater data dispersion due to changes in the phytoplankton community structure (Figure 10).

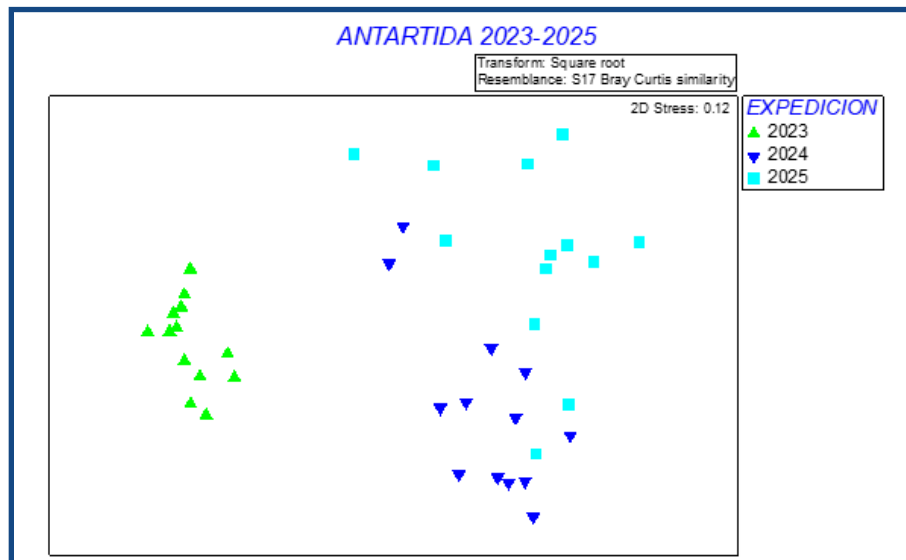


Figure 10. MDS diagram of the phytoplankton community structure in the Antarctic expeditions from 2023 to 2025.

According to the community structure of phytoplankton species on the Antarctic Peninsula, there is variation in species dominance, mainly among species evaluated using the Importance Value Index for each year (Table I).

In the southern summer of 2023, the species with the highest importance value were: *Rhizosolenia imbricata*, *Corethron criophilum*, *Thalassiosira rotula*, *Rh. bergonii*, *Licmophora flabellata*, *Rhizosolenia acuminata*, *Cyclotella sp.*, and *Thalassiosira subtilis*. *Chaetoceros curvisetus* and *Ch. peruvianus* were of lesser importance. This important composition in the phytoplankton community contributed to high marine fertility, due to maximum concentrations of chlorophyll-a, associated with the availability of nutrients.

During the southern summer of 2024, the species of greatest importance were *Licmophora flabellata*, *Surirella fastuosa*, *Thalassiosira rotula*, *Coscinodiscus concinnus*, *Climacosphaenia monoligera*, *Chroococcus limneticus*, *Corethron criophilum*, *Thalassiosira subtilis* and *Odontella pulchella*. *Grammatophora marina* and *Surirella fastuosa* were of lesser importance. The association of these species did not favor phytoplankton concentrations.

**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



Compared to the southern summer of 2025, the most important species were: *Pseudo-nitzschia pacifica*, *Licmophora flabellata*, *Actinoptychus splendes*, *Thalassiosira rotula*, *Melosira granulata*, *Coscinodiscus excentricus*, *Pseudo-nitzschia delicatissima*, and *Rhizosolenia imbricata*. Some of these phytoplankton species had similar importance to those observed in the southern summer of 2024 (Figure 10).

Table I. Importance Value Index (IVI) of phytoplankton species recorded in the marine environment of the South Shetland Islands during the Antarctic expeditions of 2023, 2024 and 2025.

Species	Expedition 2023	Expedition 2024	Expedition 2025
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	52.8 IVI	7.9 IVI	20.9 IVI
<i>Corethron criophilum</i>	46.8 IVI	29.0 IVI	31.0 IVI
<i>Thalassiosira rotula</i>	44.7 IVI	38.6 IVI	33.4 IVI
<i>Rhizosolenia bergonii</i>	38.2 IVI	--	5.2 IVI
<i>Licmophora flabellata</i>	34.8 IVI	70.6 IVI	45.9 IVI
<i>Rhizosolenia acuminata</i>	33.4 IVI	--	--
<i>Cyclotella sp</i>	32.9 IVI	10.3 IVI	--
<i>Thalassiosira subtilis</i>	31.5 IVI	27.0 IVI	13.1 IVI
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	26.4 IVI	2.5 IVI	--
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	24.4 IVI	--	--
<i>Surirella fastuosa</i>	5.13 IVI	39.6 IVI	7.7 IVI
<i>Coscinodiscus concinnus</i>	31.3 IVI	33.3 IVI	13.5 IVI
<i>Coscinodiscus excentricus</i>	15.4 IVI	28.8 IVI	32.0 IVI
<i>Climacosphaenia monoligera</i>	7.66 IVI	31.0 IVI	23.3 IVI
<i>Odontella pulchella</i>	12.8 IVI	25.8 IVI	16.6 IVI
<i>Grammatophora marina</i>	31.5 IVI	20.9 IVI	15.4 IVI
<i>Chroococcus limneticus</i>	--	29.3 IVI	--
<i>Surirella fastuosa</i>	5.1 IVI	20.7 IVI	7.70 IVI
<i>Actinoptychus splendes</i>	5.1 IVI	39.6 IVI	35.6 IVI
<i>Pseudo-nitzschia pacifica</i>	--	--	52.9 IVI
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i>	7.6 IVI	--	26.4 IVI
<i>Melosira granulata</i>	--	--	34.7 IVI



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

► DISCUSSION

During austral summer the waters surrounding the Antarctic Peninsula and the South Shetland Islands are very rich in phytoplankton production. Sánchez (2007) points out that the high abundance of phytoplankton is due particularly to areas of contact between sea ice and the open sea, where there is an upwelling of warmer, nutrient-rich waters. SST values on Greenwich Island showed no differences during the southern summers of 2024 and 2025. However, differences were observed in the patterns of chlorophyll-a concentrations and nutrients (nitrates and phosphates) recorded in 2023 and 2025.

During the summer of 2023, there was a positive correlation between the species *Licmophora flabellata* and *Chaetoceros curvisetus* with chlorophyll-a and pH, which is interpreted as meaning that environmental conditions were favorable for biological productivity. Ferreira et al., (2024) mention the importance of environmental conditions in shaping phytoplankton dynamics, as evidenced in the Bransfield Strait, due to its high variability in bloom phenology and phytoplankton biomass, which contributes to high spatial and temporal variability. The presence of diatoms reaffirms their importance in this ecosystem, with chlorophyll-a concentrations of 12.2 mg/m³ in 2025 near Robert Island. Cazarin-Baldoni, (2025) point out in their study similar chlorophyll values (12.02 mg.m⁻³) that were recorded in 2018 in the Garleche Strait, associated with the dominance of diatoms.

Ferreira et al. (2024) in their study of 25 years of satellite data (1998-2022), presented evidence that phytoplankton biomass and bloom phenology in the Western Antarctic Peninsula are changing significantly in response to anthropogenic climate change. This is why, in the southern summers of 2023 and 2025, maximum concentrations of chlorophyll associated with nutrient availability were observed in Guayaquil Cove, Chile Bay, Antarctica. Another factor mentioned Ferreira et al., (2024) that could be contributing is the long-term decline in sea ice, which was identified as the main driver of phytoplankton growth in early spring and autumn. Comparing with the southern summers of the present study, it was determined that there is a large contribution of fresh water to the marine ecosystem due to ice melt, which favors low salinity concentrations, registering values of 20.71 ups observed in the southern summer of 2024, These changes in environmental conditions over a short period of time contribute to the dynamics and community structure in the composition of phytoplankton diatom species.

Some studies suggested that this increase in biomass was a consequence of a more stable mixed upper layer during the austral summers due to meltwater resulting from climate-induced sea ice decline and glacier retreat (Montes-Hugo et al., 2009).



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



In general, Antarctica has been considered an HNLC (High Nutrients Low Chlorophyll-a) zone because phytoplankton is subjected to low temperatures and darkness for most of the year (Reeves et al., 2001). However, during the southern summers of 2023 and 2025, favourable environmental conditions with high chlorophyll-a concentrations occurred due to the Importance Value Index of dominant phytoplankton species (Smith & Donalson, 2015). The abundance of centric diatoms is mainly due to the thawing of ice and associated with the presence of a short season of irradiance. Lee et al., (2022) point out that photosynthetic activity favors phytoplankton, mainly diatoms (Takao et al., 2014). This leads to the conclusion that the abundance of phytoplankton species changes in time and space on short scales during the period (2023-2025). This is in addition to the large-scale physical processes associated with climate adjustments that manifest themselves as ecological responses on smaller scales (Thomalla et al., 2023). It is therefore essential to interpret and compare the variability in the ecosystem in the South Shetland Islands that occurred in 2023. The species of greatest importance were *Rhizosolenia imbricata*, *Corethron criophilum* and *Thalassiosira rotula*, diatoms that contributed to high marine fertility. However, these patterns change over time, and during the 2024 austral summer, *Licmophora flabellata*, *Actinoptychus splendens*, and *Surirella fastuosa* were recorded, whose phenotypic characteristics do not contribute to the generation of high concentrations of chlorophyll-a.

Some phytoplankton species in the Antarctic ecosystem have the ability of withstand low temperatures (Fahl & Kattner, 1993) due to the high presence of fatty acids, as well as the ability to generate auxospores that are activated during thawing (Reeves et al., 2011).

During the Antarctic summer of 2025, the species of greatest ecological importance were *Pseudo-nitzschia pacifica*, *Licmophora flabellata*, *Actinoptychus splendens*, *Thalassiosira rotula*, two of which were similar that those observed in the summer of 2024 and one of which was similar that those observed in 2023. Compared with studies conducted by Sánchez et al. (2013) in the Bransfield Strait in the summer of 2013, this confirms the presence of the genera *Pseudo-nitzschia* and *Thalassiosira*.

The presence of common diatoms noted between 2023 and 2025 coincides with research carried out in a study by Torres et al. (2013). In general, pennate diatoms such as *Pseudonitzschia* sp. and *Fragillariopsis* sp. have been considered dominant (Sagiammo et al., 2021). However, in the present study, centric diatoms such as *Corethron criophilum*, *Thalassiosira rotula* and *Coscinodiscus concinnum*, and the pennate *Licmophora flabellata* and *Climacosphaenia moniligera* were considered dominant. According to the study by Kawaguchi et al. (2014), these species have been identified as important species in the trophic web that sustains krill. In this regard, Schofield et al. (2024) point out that diatoms are responsible for the food quality of this zooplankton community, and studies should focus on interannual variability.



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



From an ecological and climatic perspective, the results suggest that the variations observed in the phytoplankton community are closely linked to local oceanographic dynamics modulated by large-scale forcings, such as La Niña events and Southern Annular Mode. Wang et al. (2025), fluctuations mention a strong impact during the three La Niña years on Antarctic surface climate changes and highlight that tropical-Antarctic teleconnection links during 2023 were stronger and played a key role in these changes. NOAA (2023), The three consecutive years of La Niña conditions – a rare “triple-dip” phenomenon – had widespread impacts on the ocean and climate across the globe. Therefore, during the cold phases and greater extent of sea ice during these events may have favored water column stability and nutrient accumulation, creating conditions conducive to the predominance of diatoms typical of cold, silicate-rich environments. These phytoplankton responses highlight their role as sensitive bioindicators of regional climate change and underscore the importance of continuing long-term monitoring in the Antarctic Peninsula to understand the interactions between climate forcing, trophic structure, and marine productivity.

▶ CONCLUSIONS

The dominance of diatom species was probably caused by decreased salinity and consumption of nitrates and phosphates, which contributed to maximum chlorophyll concentrations during the southern summers of 2023 and 2025, helping to maintain and generate surface oxygenation observed in the South Shetland Islands, Antarctica.

There was a change in the community structure of species during the study period, establishing a greater abundance of diatoms, dominated by *Rizhosolenias imbricata*, *Corethron criophylum*, *Thalassiosira rotula* during 2023, with temporary changes in the dominant species based on the importance value index compared to the southern summers of 2024 and 2025.

A correlation was determined between *Thalassiosira subtilis* and chlorophyll observed in the southern summer of 2023, favoured by the availability of nutrients *Coscinodiscus excentricus* and *Actinoptychus splendens* are related to chlorophyll during 2024, and there was a significant positive correlation between nitrate, nitrite, and salinity with *Coscinodiscus concinnus* and a negative correlation with phosphate in 2025.

During the study period (2023–2025), a marked dominance of diatom species was observed, probably associated with the decrease in surface salinity and the active consumption of nitrates and phosphates. These processes favored the development of high concentrations of chlorophyll-a during the austral summers of 2023 and 2025, contributing to higher primary productivity and the consequent oxygenation of the surface layers in the waters surrounding the South Shetland Islands.



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



A progressive change in the phytoplankton community structure was evident throughout the observation period, with greater richness and abundance of diatoms during 2023, dominated by *Rhizosolenia imbricata*, *Corethron criophilum*, and *Thalassiosira rotula*. In the summers of 2024 and 2025, temporal variations in the dominant species were recorded, according to the importance index values, suggesting an adaptive response of phytoplankton to the physical-chemical variability of the environment.

Likewise, a significant correlation was determined between *Thalassiosira subtilis* and the chlorophyll-a concentrations observed during the southern summer of 2023, possibly favoured by the high availability of nutrients. In 2024, *Coscinodiscus excentricus* and *Actinopterychus splendens* showed a positive association with chlorophyll, while in 2025 a significant positive correlation was identified between nitrate, nitrite and salinity with *Coscinodiscus concinnus*, and a negative correlation with phosphate, indicating a change in nutrient availability and water stratification conditions.

▶ ACKNOWLEDGEMENT

The authors would like to thank Dr. Andrés Pazmiño, Director of the Navy's Oceanographic and Antarctic Institute, Mr. Michael Linthon, MSc, and Mr. Santiago Coral, MSc. for the approval of the project and the financial and logistical support for the development of the research project.

▶ REFERENCES

- Bird, D. F., & Kalff, J. 1989.** Phagotrophic sustenance of a metalimnetic phytoplankton peak. *Limnology and Oceanography*, 34(1), 155-162.
- Burgos, L., 1998.** Estudio químico de las masas de agua del Pacífico Sudeste (Ruta Guayaquil- Valparaíso), durante un período del evento “El Niño” 1997-1998. *Acta Oceanográfica del Pacífico*. Volumen 9 (1): 26-36.
- Camacho, A., & Fernández-Valiente, E. 2005.** Un mundo dominado por los microorganismos. *Ecología microbiana de los lagos antárticos*. Vol. 14 (2): 5 - 28 <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/155>.
- Cupp E.1943.** Marine plankton diatoms of west coast. *Bulletin Scripps Institution of Oceanography of the University of California*. Eds H. Sverdrup, R. Fleming, L. Miller, 5(1): 1-238.



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



- Chaux H., 2001.** Determinación de la presencia de hidrocarburos disueltos y dispersos y de materia orgánica en la ensenada Guayaquil y Punta Orión, isla Greenwich (Enero-Febrero del 2001). *Acta Antártica Ecuatoriana*. PROANTEC, Ecuador, Vol. (1): 49-57.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. 2001.** Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation, 2, 1-168.
- Fahl, K., & Kattner, G. 1993.** Lipid content and fatty acid composition of algal communities in sea-ice and water from the Weddell Sea (Antarctica). *Polar Biology*, 13(6), 405-409.
- Ferreira, A., Mendes, C. R. B., Costa, R. R., Brotas, V., Tavano, V. M., Guerreiro, C. V., Secchi, E. R., & Brito, A. C. 2024.** Climate change is associated with higher phytoplankton biomass and longer blooms in the West Antarctic Peninsula. *Nature Communications*, 15, 6536. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-50381-2>
- Hammer, Ø., & Harper, D. A. 2001.** Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 1.
- Hansson, L.A.&H. Hakansson. 1998.** Diatom community response along a Productivity gradient of shallow Antarctic lakes. *Polars Biol.* 12: 463-468.
- Jiménez R. 1983.** Diatomeas y Silicoflagelados del fitoplancton del Golfo de Guayaquil. II edición. *Acta Oceanográfica del Pacífico*. Vol.2 (2):193-281.
- Kawaguchi, S., Atkinson, A., Bahlburg, D., Bernard, K. S., Cavan, E. L., Cox, M. J., ... & Veytia, D. 2024.** Climate change impacts on Antarctic krill behaviour and population dynamics. *Nature Reviews Earth & Environment*, 5(1), 43-58.
- Komárek, J. 1999.** Diversity of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) of King George Island, Maritime Antarctica a survey. *Algological Studies* 94: 181-193.
- Lee, Y., Jung, J., Kim, T. W., Yang, E. J., & Park, J. 2022.** Phytoplankton growth rates in the Amundsen Sea (Antarctica) during summer: The role of light. *Environmental Research*, 207, 112165.
- Moreno, J., S. Licea y H. Santoyo. 1996.** Diatoms del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur: 1-280.
- Mrozinska, T., M Olech & A. Massalski. 1998.** Cysts of Chrysophyceae from King George Island (South Shetland, Antarctica). *Polish Polar Research* 19 (3-4):205-210.
- Montes-Hugo, M. 2009.** Recent changes in phytoplankton communities associated with rapid regional climate change along the Western Antarctic Peninsula. *Science* 323, 1470-1473.



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



- Nardelli, S. C., Gray, P. C., Stammerjohn, S. E., & Schofield, O. 2023.** Characterizing coastal phytoplankton seasonal succession patterns on the West Antarctic Peninsula. *Limnology and oceanography*, 68(4), 845-861.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2023.** *Recent “Triple-Dip” La Niña upends current understanding of ENSO.* (Artículo / nota técnica NOAA, Nov 2023).
- Pesantes F. 1983.** Dinoflagelados del Fitoplancton del Golfo de Guayaquil. *Acta Oceanográfica del Pacífico (INOCAR)*, Ecuador, 2(2): 283-399.
- Piola A.& V. Falabella. 2009.** El mar Patagónico. Research Gate. Universidad de Buenos Aires, Argentina: 1-22.
- Reeves, S., McMinn, A., & Martín, A. 2011.** The effect of prolonged darkness on the growth, recovery and survival of Antarctic sea ice diatoms. *Polar biology*, 34(7), 1019-1032.
- Sánchez, R., 2007.** Antártida: Introducción a un continente remoto. Universidad Nacional de La Plata. Editorial Albatros. Vol.18(36): 5-256.
- Sánchez S, P Villanueva & E Delgado. 2013.** Patrón de la distribución espacial del fitoplancton en el Estrecho de Bransfield durante el verano austral 2013 Perú-ANTAR XXI. En: Salazar-Céspedes CM (ed). ANTAR XXI. Informe Final. Investigaciones Científicas Antárticas del IMARPE en el Estrecho de Bransfield, Bahía Almirantazgo y Ensenada Mackellar, pp. 30-44. IMARPE, Callao.
- Semina G. 1967.** Phytoplankton: In the Biology of the Pacific Ocean: Party I, Plankton. Ed. Bogorov V. 7: 27-85.
- Shannon & Weaver. 1949.** The mathematical theory of communication. Univ. of Illinois. Press. Urbana, EEUU: 117.
- Sheskin, D. J. 2003.** Handbook of parametric and nonparametric statistical procedures. Chapman and hall/CRC.
- Strickland J.D.H & Parsons T.R. 1972.** A Practical Handbook Of Seawater Analysis.
- Thomalla, S. J., Nicholson, S.-A., Ryan-Keogh, T. J., Smith, M. E., et al. 2023.** Widespread changes in Southern Ocean phytoplankton blooms linked to climate drivers. *Nature Climate Change*, 13, 975–984. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01768-4>
- Sagiommo, M., Escalera, L., Boinesi, F., Rivaro, P., Saggiomo, V., & Mangoni, O. 2021.** Diatom diversity during two austral summers in the Ross Sea (Antarctica). *Marine Micropaleontology*, 165, 101993.
- Schofield, O., Cimino, M., Doney, S., Friedlaender, A., Meredith, M., Moffat, C., & Steinberg, D. 2024.** Antarctic pelagic ecosystems on a warming planet. *Trends in ecology & evolution*, 39(12), 1141-1153.



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



- Smith Jr, W. O., & Donaldson, K. 2015.** Photosynthesis–irradiance responses in the Ross Sea, Antarctica: a meta-analysis. *Biogeosciences*, 12(11), 3567-3577.
- Takao, S., Hirawake, T., Hashida, G., Sasaki, H., Hattori, H., & Suzuki, K. 2014.** Phytoplankton community composition and photosynthetic physiology in the Australian sector of the Southern Ocean during the austral summer of 2010/2011. *Polar biology*, 37(11), 1563-1578.
- Ter Braak, C. J. 1986.** Canonical correspondence análisis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient análisis. *Ecology*, 67 (5), 1167-1179.
- Tomas C. 1997.** Identifying Marine Phytoplankton. Academic Press, Florida: 1-858.
- Torres, G., Palacios, C., Calderón, T., & Recalde, S. 2006.** Interacción del fitoplancton y zooplancton y sus condiciones oceanográficas durante el verano austral 2004 (Isla Greenwich-Antártica). *Revista Tecnológica-ESPOL*, 19(1). 153-160.
- UNESCO. 1966.** Methodology for oceanic CO₂ measurements. Final Report of SCOR Working Group 75 Woods Hole, U.S.A. October 1988. UNESCO Technical papers in Marine Science.
- Valencia M. 1998.** Estudio de Impacto Ambiental en Punta Ford Williams verano Austral: 1995-1996- 1997-1998. *Acta Antártica Ecuatoriana*, Volumen 4 (1). Publicación Proantec: 123-131.
- Van de Vijver. B& L. Beyens. 1997.** Freshwater diatoms from some islands in the maritime Antarctic region. *Antarct. Sci.* 9 (4):418-425.
- Wang, S., Liu, J., Cai, W. Yang, D., Kerzenmacher, T., Ding, S., & Cheng, X., 2025.** Strong impact of the rare three-year La Niña event on Antarctic surface climate changes in 2021–2023. *NPJ Clim Atmos Sci* 8, 173 (2025). <https://doi.org/10.1038/s41612-025-01066-0>
- Ye., S. Z. Zhagan., T. Vihma. M. Jiang, Ch. Xie, L. Yu, W.O Smith 2025.** Large-Scale Ocean-Atmosphere Interactions Drive Phytoplankton Accumulation in the Northern Antarctic Peninsula. *JGR Oceans*. <https://doi.org/10.1029/2024JC021354>
- Zambrano I. 1983.** Tintinnidos del Golfo de Guayaquil. *Acta Oceanográfica del Pacífico* 2(2): 443-507.



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

Incidencia de tiburones y rayas en la pesca marina de Ecuador, durante el año 2024

Incidence of sharks and rays in the marine fishery of Ecuador, during year 2024

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. Marco Herrera

id 0000-0001-6653-2374

Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca, Proceso de Investigación de Recursos Bioacuáticos y su Ambiente, Programa de Especies Vulnerables, Guayaquil CP. 090308, Ecuador.
Autor de correspondencia: marcoherrera_c@yahoo.com

2. Gustavo Riofrío

id 0009-0001-5444-839

Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca, Proceso de Investigación de Recursos Bioacuáticos y su Ambiente, Programa de Especies Vulnerables, Guayaquil CP. 090308, Ecuador.

Recibido 4 de noviembre 2025

Aceptado 1 de diciembre 2025



Incidencia de tiburones y rayas en la pesca marina de Ecuador, durante el año 2024

Incidence of sharks and rays in the marine fishery of Ecuador, during year 2024

► RESUMEN

Los tiburones y rayas forman parte de la captura incidental en las pesquerías ecuatorianas, principalmente en las dirigidas a peces pelágicos grandes. El objetivo de este trabajo fue establecer las capturas incidentales de tiburones y rayas en las pesquerías de Ecuador, durante el 2024. Los datos procedieron de los registros pesqueros de la Subsecretaría de Recursos Pesqueros (SRP), muestreos *in situ*, registros de observadores pesqueros y observaciones en el puerto de Santa Rosa, provincia de Santa Elena. Dentro de las principales especies de tiburones se encontraron: el aguado (*Prionace glauca*), el zorro (*Alopias pelagicus*), el mico (*Carcharhinus falciformis*), el tinto (*Isurus oxyrinchus*) y el amargo (*A. superciliosus*), así como, una raya gorda (*Hypanus longus*). Se encontraron especies poco frecuentes como el tiburón zorro común (*A. vulpinus*) y la raya espinuda (*Rostroraja velezi*). Los barcos nodrizas presentaron las mayores capturas incidentales de tiburones y rayas, empleando el palangre de superficie, para la pesca de pez espada, picudos y atunes, principalmente. Las rayas fueron capturadas incidentalmente con cinco tipos de artes de pesca de fondo. Diferencias de tallas de tiburones fueron observadas según el puerto de desembarque, sin embargo, fueron similares entre tipos de embarcaciones y artes de pesca.

Palabras clave: barcos nodrizas, botes de fibras de vidrio, elasmobranquios, palangre, redes de enmalle.



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

Sharks and rays are caught as bycatch in Ecuadorian fisheries, primarily in the catch of large pelagic fish. The aim of this study was to determine the quantity of sharks and rays caught as bycatch in Ecuadorian fisheries during 2024. Data sources were fishing records from Subsecretariat of Fisheries Resources (SRP: Spanish acronym), *in situ* sampling, fishing observers and observations in the landing Port of Santa Rosa, Province of Santa Elena. The species with the highest bycatch were blue shark (*Prionace glauca*), pelagic thresher shark (*Alopias pelagicus*), silky shark (*Carcharhinus falciformis*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) and bigeye thresher (*A. superciliosus*), as well as the ray Longtail stingray (*Hypanus longus*). Rare species such as common thresher (*A. vulpinus*) and Velez ray (*Rostroraja velezi*) were also found. Mother ships had the highest incidental catches of sharks and rays using surface longlines. Rays were caught incidentally using five types of bottom fishing gear. Shark lengths differ depending on the landing port; however, they were similar between ship types and fishing gear.

Keywords: Mother ships, fiberglass boats, elasmobranchs, longlines and gillnets.

▶ INTRODUCCIÓN

La pesca marina en Ecuador está dirigida a diferentes especies comerciales, siendo los recursos más importantes los peces pelágicos grandes *e.g.*, el dorado (*Coryphaena hippurus*), pez espada (*Xiphia gladius*), atunes (*Thunnus albacares*, *T. obesus*). Esta actividad se realiza de forma industrial (*i.e.*, barcos nodrizas y con casco de acero) y artesanal (botes de fibra de vidrio), generando la incidencia de diversas especies no-objetivo (Castro, 2019).

En Ecuador está prohibida la pesca dirigida a tiburones y rayas (Decreto Ejecutivo #486, publicado en el Registro Oficial No. 137 del 30 de julio del 2007), pero son capturados de forma incidental por distintos tipos de artes de pesca, entre los que resaltan el palangre de superficie y la red de enmalle de superficie (Jacquet *et al.*, 2008; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Coello & Herrera, 2018). Un total de 64 especies de tiburones y 48 rayas



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



han sido reportadas para Ecuador (Calle-Morán & Béarez, 2020), entre ellas, 27 especies de tiburones se han registrado como parte de las capturas incidentales en la pesca de peces pelágicos grandes (Jacquet *et al.*, 2008). Las especies reportadas como predominantes en los desembarques pesqueros son los tiburones: zorro (*Alopias pelagicus*), amargo (*A. superciliosus*), mico (*Carcharhinus falciformis*), tinto (*Isurus oxyrinchus*) y aguado (*Prionace glauca*) (Briones-Mendoza *et al.*, 2022; Soriano *et al.*, 2025). Por su parte, la notoriedad de las rayas es menos conocida, entre las especies reportadas están la raya látigo (*Pteroplatytrygon violacea*), águila picuda (*Myliobatis longirostris*) y torpedo (*Torpedo* sp.) (Saa *et al.*, 2025; Soriano *et al.*, 2025).

El rol ecológico de los tiburones y rayas (*e.g.*, sostienen/modifican la estructura comunitaria) y su susceptibilidad a la pesca, hacen necesario conocer el impacto pesquero sobre las especies capturadas (Roff *et al.*, 2016; Porcher & Darvell, 2022). Considerando que las capturas de tiburones y rayas son incidentales en Ecuador, es necesario conocer el efecto de la pesca en términos de sus desembarques, composición de especie y tallas medias que permitan inferir en el estado de salud del recurso.

El objetivo del presente trabajo fue determinar las capturas incidentales de tiburones y rayas presentes en la pesca dirigida principalmente a peces pelágicos grandes, durante el 2024. De esta forma, se puede dimensionar el impacto de la pesca en tiburones y rayas como insumo para el manejo sostenible de los recursos pesqueros en Ecuador.

► MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos de captura incidental de tiburones y rayas provinieron de los registros pesqueros de la Subsecretaría de Recursos Pesqueros (SRP), para el año 2024. Los datos correspondieron a capturas incidentales de diferentes especies, en cantidad (*n*) y peso total (*t*). Los registros se diferencian por puertos de desembarque La Poza, Muisne (Provincia de Esmeraldas), Jama, Crucita, Jaramijó, Manta, San Mateo, Puerto López, (provincia de Manabí), Santa Rosa (provincia de Santa Elena), Puerto Bolívar (provincia de El Oro). Las aguas de la Reserva Marina



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



Hermandad y Reserva Marina de Galápagos fueron excluidas de las faenas de pesca. Además, por tipo de embarcación (barcos con cascos de acero, barcos nodrizas, botes de fibras de vidrio), artes de pesca (redes de enmalle, palangre, red electrónica, trasmallo, línea de mano).

Los barcos nodrizas y con casco de acero correspondieron al sector industrial mientras que, los botes de fibra de vidrio representaron al sector artesanal. Los mapas de distribución de las faenas de pesca fueron elaborados empleando las coordenadas geográficas de cada faena de pesca, para los barcos industriales. En el caso de los botes de fibra de vidrio, las zonas de pesca se establecieron de forma referencial considerando el nivel de desplazamiento y la autonomía de las embarcaciones. La cantidad de registros de capturas por arte de pesca, fueron transformados en su logaritmo natural, para reducir las distancias entre los valores encontrados por tipo de embarcación.

Las especies de tiburones y rayas fueron identificadas empleando claves y guías taxonómicas (Herrera et al., 2017; Chirichigno & Vélez., 1998; Flores-Rivera et al., 2023). Se registró la longitud interdorsal (LI) o longitud total (LT) de cada individuo, empleando una cinta métrica (cm). Los parámetros de regresión estimados por Mejía y Briones-Mendoza (2024) fueron utilizados para transformar la LI a LT.

Los datos de tallas (LT) correspondieron a tres fuentes: *i*) técnicos del Programa de Especies Vulnerables del Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP) en el puerto La Poza (provincia de Esmeraldas), Jaramijó, Autoridad Portuaria de Manta y San Mateo (provincia de Manabí) y Santa Rosa (provincia de Santa Elena); *ii*) observadores pesqueros de barcos con casco de acero y nodrizas; *iii*) técnicos de la SRP, en el puerto de Santa Rosa.

Las tallas (LT) de las especies de tiburones con mayor cantidad de observaciones fueron comparadas entre puertos, tipo de embarcaciones y artes de pesca. En este sentido, se utilizaron las pruebas de: normalidad de Shapiro-Wilks (S-W), igualdad de varianza de Fischer (F), Kruskal-Wallis (K-W), *post hoc* de comparaciones múltiples (Dytham, 2011). Los análisis fueron realizados utilizando el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2020). Las tallas promedio fueron representadas por gráficos de puntos, diferenciados según el puerto de desembarque, tipo de embarcación y arte de pesca. El análisis se realizó mediante el software estadístico Stata ver 16.



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

Las faenas de pesca de los barcos nodrizas se realizaron en la zona económica exclusiva del Ecuador continental, insular y aguas internacionales, mientras que, los barcos con casco de acero pescaron únicamente en aguas internacionales. Los barcos con casco de acero mostraron el mayor recorrido en sus viajes de pesca, alcanzando lo 30° S (figura 1A). Los botes de fibra de vidrio presentaron tres zonas de pesca (norte, centro y sur del Ecuador continental), ubicadas entre las 40 y 160 mn. Los principales puertos de desembarques fueron La Poza, Jaramijó, Manta, San Mateo y Santa Rosa (figura 1B).

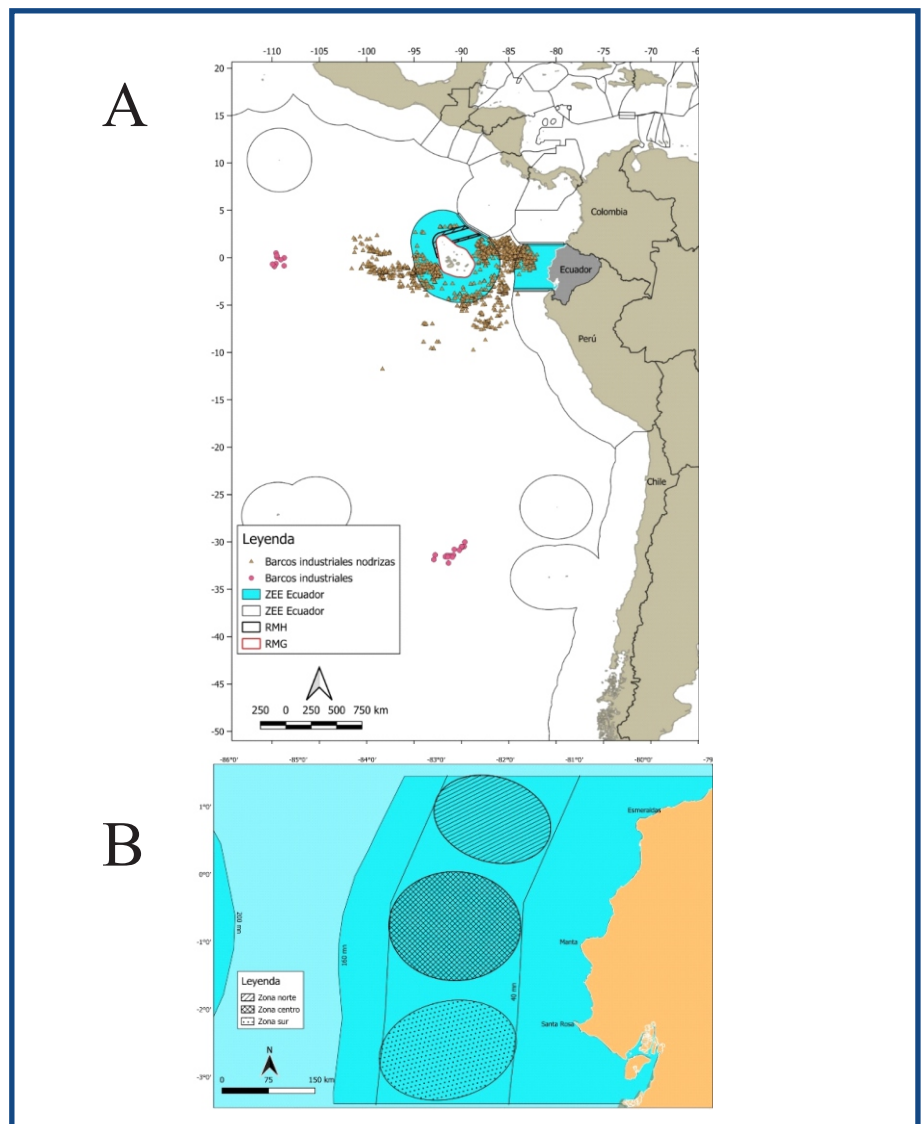


Figura 1. A) Sitios de pesca de los barcos con casco de acero (industriales) y nodrizas, frente a la costa de Sudamérica. B) Zonas de pesca establecidas para los botes de fibra de vidrio, dentro de la zona económica exclusiva del Ecuador. Registros para el año 2024.

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



Desembarques de tiburones y rayas

Un total de 13 especies de tiburones y 3 especies de rayas fueron registradas por la SRP. *Prionace glauca* (60%), *Alopias pelagicus* (30%), *Carcharhinus falciformis* (6%), *Isurus oxyrinchus* (2%) y *A. superciliosus* (1%) fueron los tiburones con mayor captura incidental (> 4 000 individuos). En el caso de rayas, *Hypanus longus* presentó casi 4 000 individuos capturados incidentalmente. Las especies *Alopias vulpinus* y *Rostroraja velezi* presentaron registros de captura poco frecuentes (tabla I).

Tabla I. Especies de tiburones y rayas capturados incidentalmente en Ecuador, durante el año 2024. Datos proporcionados por la SRP.

Grupo	Especies	Cantidad (n)	Peso (t)	Cantidad (%)	Peso (%)
Tiburones					
	<i>Prionace glauca</i>	202 558	3 508.02	60.022	48.510
	<i>Alopias pelagicus</i>	102 767	3 051.99	30.452	42.204
	<i>Carcharhinus falciformis</i>	21 012	376.63	6.226	5.208
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	6 246	146.06	1.851	2.020
	<i>Alopias superciliosus</i>	4 094	144.40	1.213	1.997
	<i>Mustelus henlei</i>	690	2.34	0.204	0.032
	<i>Galeocerdo cuvier</i>	38	0.98	0.011	0.014
	<i>Carcharhinus obscurus</i>	36	0.64	0.011	0.009
	<i>Mustelus lunulatus</i>	13	0.04	0.004	0.001
	<i>Isurus paucus</i>	7	0.22	0.002	0.003
	<i>Squatina armata</i>	6	0.05	0.002	0.001
	<i>Carcharhinus limbatus</i>	5	0.10	0.001	0.001
	<i>Alopias vulpinus</i>	2	0.08	0.001	0.001
	Total de tiburones	337 474	7 231.55		
Rayas					
	<i>Hypanus longus</i>	3 988	46.87	99.702	46.87
	<i>Pseudobatos planiceps</i>	29	0.135	0.287	0.135
	<i>Rostroraja velezi</i>	2	0.005	0.011	0.005
	Total de rayas	4 019	47.01		
	Total de elasmobranquios	341 493	7 278.56		



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



Los puertos de Manta, San Mateo y Jaramijó presentaron los mayores desembarques, durante todo el año. Las principales especies por su nivel de captura incidental fueron P. glauca y A. pelagicus. Mientras que, Isurus paucus, Carcharhinus limbatus y A. vulpinus presentaron registros poco frecuentes en las capturas incidentales. La captura mensual de tiburones estuvo en el rango de 18 412 a 36 704 individuos y de 424 854 a 703 142 t, con los menores valores registrados en abril (Tabla II).

Tabla II. Tiburones desembarcados mensualmente en número de individuos (n) y peso (t), por puerto de desembarque, durante el 2024. Datos proporcionados por la SRP.

Table with columns: Especies, Cantidad, Ene, Feb, Mar, Abr, May, Jun, Jul, Ago, Sep, Oct, Nov, Dic. Rows are categorized by port: Manta-San Mateo-Jaramijó, Santa Rosa, La Poza (Esmeraldas), and Jama.



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



<i>Prionace glauca</i>	n	2				185	31	7		7	104	129	
	t	0.032				3.826	0.426	0.105		0.113	1.502	1.641	
<i>Alopias superciliosus</i>	n	22				2	10	13	1			2	
	t	0.398				0.075	0.337	0.361	0.045			0.068	
Puerto López													
<i>Alopias pelagicus</i>	n					1	7	1	165	194	306	283	60
	t					0.013	0.250	0.022	4.850	6.427	9.453	9.004	1.932
<i>Prionace glauca</i>	n	11							6	13	6	1	267
	t	0.139							0.127	0.187	0.096	0.014	4.010
<i>Alopias superciliosus</i>	n	1	1			1	1	52	32	2		16	
	t	0.037	0.037			0.050	0.054	1.854	1.212	0.070		0.672	
<i>Mustelus lunulatus</i>	n	7	1								3	2	
	t	0.030	0.004								0.002	0.003	
<i>Isurus oxyrinchus</i>	n					1			3	3			
	t					0.018		0.045	0.065	0.060			
Muisne													
<i>Alopias pelagicus</i>	n					35	56	131	125	77	48	13	
	t					1.053	1.827	4.986	4.711	2.527	1.811	0.391	
<i>Prionace glauca</i>	n					3	33		101	91	57	53	8
	t					0.045	0.482		1.625	1.554	0.788	0.746	0.130
<i>Alopias superciliosus</i>	n							4					5
	t							0.105					0.159
Crucita													
<i>Alopias pelagicus</i>	n	9	13	134		19	15	18	15				14
	t	0.224	0.190	3.241		0.600	0.250	0.720	0.410				0.490
<i>Alopias superciliosus</i>	n		10	1					4				
	t		0.160	0.048					0.150				
<i>Prionace glauca</i>	n	6											5
	t	0.110											
<i>Carcharhinus falciformis</i>	n	1											
	t	0.014											
Puerto Bolivar													
<i>Alopias pelagicus</i>	n	18											
	t	0.639											
<i>Prionace glauca</i>	n	8											
	t	0.071											
Total mensual	n	33 799	33 314	32 901	18 412	25 070	25 041	26 814	24 878	28 463	24 003	28 075	36 704
Total mensual	t	690.034	701.041	703.142	424.854	555.049	545.097	594.473	553.875	664.988	564.293	549.481	685.216

Los barcos con casco de acero y nodrizas presentaron el palangre de superficie como arte de pesca mientras que, los botes de fibras de vidrio emplearon cinco tipos de artes de pesca, de superficie y fondo. En todos los casos, existió captura incidental de tiburones (Figura 2A). Para el caso de las rayas, las capturas incidentales estuvieron asociadas a los botes de fibras de vidrio y a un barco arrastrero. Estas embarcaciones emplearon artes de pesca de fondo (Figura 2B).



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

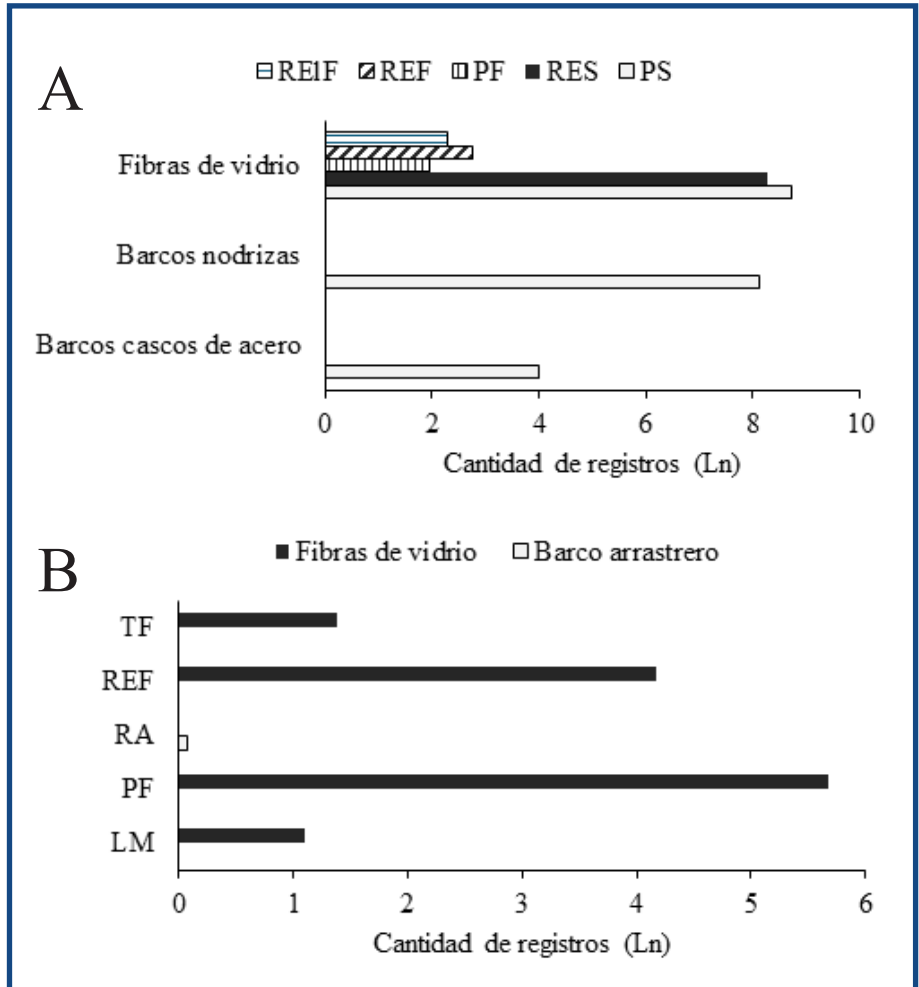


Figura 2. Cantidad de registros de captura incidental de tiburones (A) y rayas (B), en su logaritmo natural (Ln), por arte de pesca y tipo de embarcación. RelF: red electrónica de fondo, REF: red de enmalle de fondo, PF: palangre de fondo, RES: red de enmalle de superficie, PS palangre de superficie, TF: trasmallo de fondo, RA: red de arrastre, LM: línea de mano. Datos proporcionados por la SRP.

En tiburones, la mayor cantidad de registros de captura incidental y en número de especies se registró con el palangre de superficie. *Prionace glauca* fue la especie con mayor número de individuos y peso total registrados. En el caso de las rayas, el palangre de fondo y la red de enmalle de fondo mostraron la mayor captura incidental siendo *H. longus* la especie dominante. Por otra parte, *R. velezi* fue observada únicamente en el trasmallo de fondo, de forma poco frecuente (tabla III).

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



Tabla III. Capturas incidentales de tiburones y rayas, por especie y artes de pesca, durante el 2024. PS, palangre de superficie. PF, palangre de fondo. RS, red de enmalle de superficie. RF, red de enmalle de fondo. REF, red electrónica de fondo. LM, línea de mano. RA, red de arrastre. TF, trasmallo de fondo. Datos proporcionados por la SRP.

Table with 11 columns: Tiburones, PS (n), PF (n), RS (n), RF (n), REF (n), PS (t), PF (t), RS (t), RF (t), REF (t). Rows include species like Prionace glauca, Alopias pelagicus, etc.

Los barcos nodrizas y los botes de fibra de vidrio presentaron las mayores capturas incidentales de P. glauca y A. pelagicus mientras que, P. glauca fue la especie más representativa en los barcos con cascos de acero. Los botes de fibras de vidrio tuvieron la mayor cantidad de especies registradas mientras que, el barco arrastrero capturó únicamente a Pseudobatos planiceps (Tabla IV).

Tabla IV. Especies de tiburones y rayas capturadas incidentalmente, en número de individuos (n) y peso (t), por tipo de embarcación, durante el 2024. Datos proporcionados por la SRP.

Table with 9 columns: Especies, Barcos cascos de acero (n), Barcos nodrizas (n), Fibras (n), Barco arrastrero (n), Barcos cascos de acero (t), Barcos nodrizas (t), Fibras (t), Barco arrastrero (t). Rows include species like Prionace glauca, Alopias pelagicus, etc.

Análisis de tallas

Se registró una mayor cantidad de especies de tiburones (19 especies) en comparación con lo observado en los desembarques pesqueros (13 especies). Prionace glauca y A. pelagicus presentaron la mayor cantidad de datos de tallas (LT). Por otra parte, dos especies de rayas fueron registradas (tabla V).



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



Tabla V. Número de tiburones y rayas con datos de tallas (LT), durante el 2024.

Especies	Cantidad (n)	Especies	Cantidad (n)
Tiburones			
<i>Prionace glauca</i>	6 563	<i>Notorynchus cepedianus</i>	24
<i>Alopias pelagicus</i>	3 652	<i>Squatina armata</i>	22
<i>Carcharhinus falciformis</i>	794	<i>Echinorhinus cookei</i>	9
<i>Isurus oxyrinchus</i>	559	<i>Carcharhinus obscurus</i>	7
<i>Alopias superciliosus</i>	357	<i>Isurus paucus</i>	5
<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	236	<i>Carcharhinus leucas</i>	3
<i>Mustelus lunulatus</i>	65	<i>Sphyrna lewini</i>	3
<i>Sphyrna zygaena</i>	48	<i>Alopias vulpinus</i>	2
<i>Galeocerdo cuvier</i>	40	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	1
		<i>Nasolamia velox</i>	1
Rayas			
<i>Rhinobatos planiceps</i>	20		
<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	1		

Santa Rosa mostró la mayor cantidad de especies de tiburones (19 especies) y a la raya guitarra (*P. planiceps*). Manta presentó la raya látigo (*P. violacea*). Las especies con mayor cantidad de registros de tallas fueron *A. pelagicus*, *A. superciliosus*, *C. falciformis*, *I. oxyrinchus* y *P. glauca*. Cabe destacar que, *P. kamoharai* tuvo un alto porcentaje de registros, únicamente en el puerto de Santa Rosa. *P. glauca* fue la especie con más observaciones de tallas en casi todos los puertos, exceptuando La Poza (Esmeraldas), donde *A. pelagicus* fue la predominante (figura 3).



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

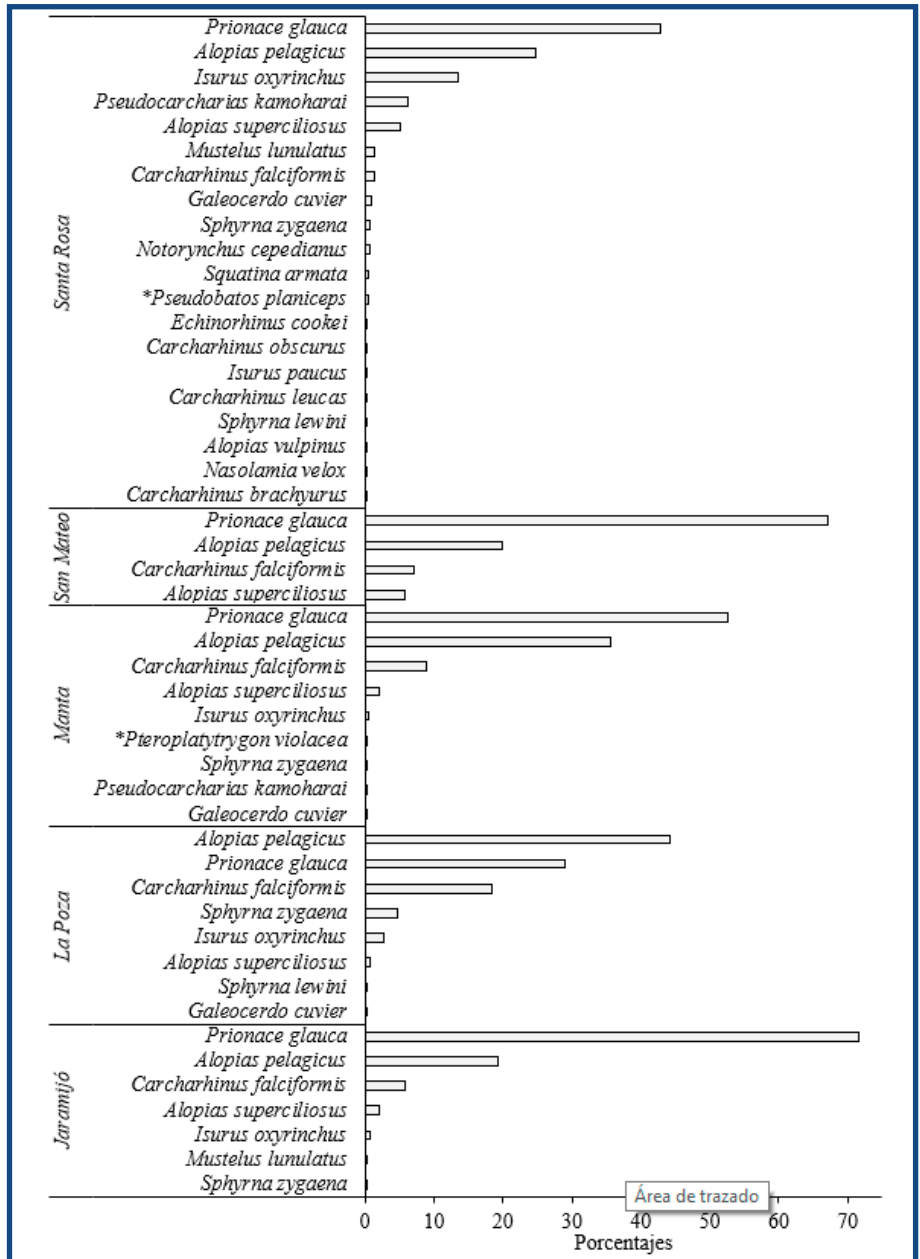


Figura 3. Porcentajes de registros de tallas (LT) de tiburones y rayas (*) capturados incidentalmente en Ecuador, por puerto de desembarque, en 2024.

Las tallas de tiburones mostraron una distribución no-normal ($S-W = 0.90$; $p < 0.05$) y varianzas heterogéneas ($p < 0.05$). En *A. pelagicus*, las tallas medias mostraron diferencias significativas entre puertos ($K-W = 178.87$; $p < 0.01$), en La Poza se encontraron los individuos más pequeños, mientras que en Manta las tallas fueron similares a las de Jaramijó, pero diferentes al resto de puertos.

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

Alopias superciliosus no mostró diferencias significativas de las tallas entre puertos (K-W = 23.24; $p > 0.05$). En Manta se observó el menor valor mientras que, en La Poza y San Mateo se reportaron 2 y 4 individuos, respectivamente. En el caso de *C. falciformis*, La Poza y Santa Rosa mostraron las menores tallas con diferencias significativas en comparación con Jaramijó y Manta ($p < 0.01$).

Las mayores tallas de *I. oxyrinchus* se encontraron en Jaramijó mostrando diferencias significativas con Manta y Santa Rosa (K-W = 12.36; $p < 0.01$). En el caso de *P. glauca*, San Mateo presentó tallas similares a Manta y Santa Rosa. Por su parte, La Poza y Santa Rosa presentaron diferencias significativas en tallas de *P. glauca* con todos los puertos (K-W = 364.11; $p < 0.01$) y las menores tallas encontradas (figura 4).

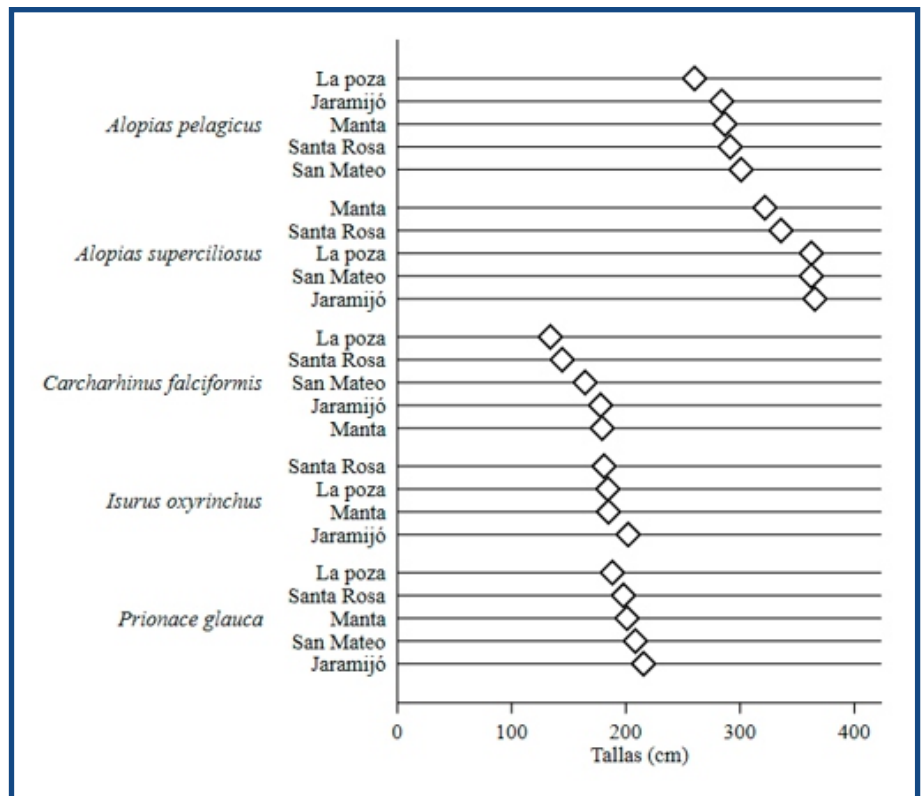


Figura 4. Tallas promedio (LT) de las especies de tiburones capturadas incidentalmente en Ecuador, por puerto de desembarque, durante 2024. Según el tipo de embarcación, los tiburones presentaron tallas similares ($p > 0.05$). Sin embargo, *C. falciformis* mostró diferencias significativas (K-W = 117.47; $p < 0.01$), siendo las fibras de vidrio las que mostraron la menor talla promedio (figura 5).

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

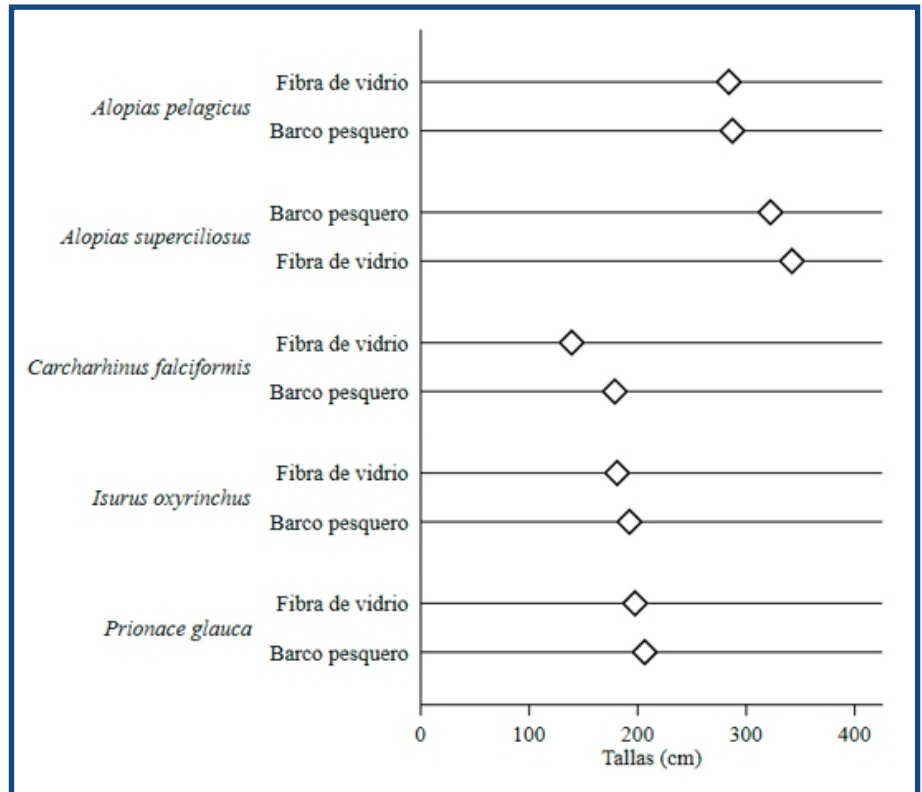


Figura 5. Tallas promedio (LT) de las especies de tiburones capturadas incidentalmente en Ecuador, por tipo de embarcación, en 2024.

Las tallas (LT) de los tiburones no mostraron diferencias significativas por tipo de arte ($p > 0.05$), exceptuando a *C. falciformis* ($K-W = 119.85$; $p < 0.01$). Para esta especie, las mayores tallas se encontraron en el palangre y solo existió un registro en el arte de pesca “de enmalle” (figura 6).



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

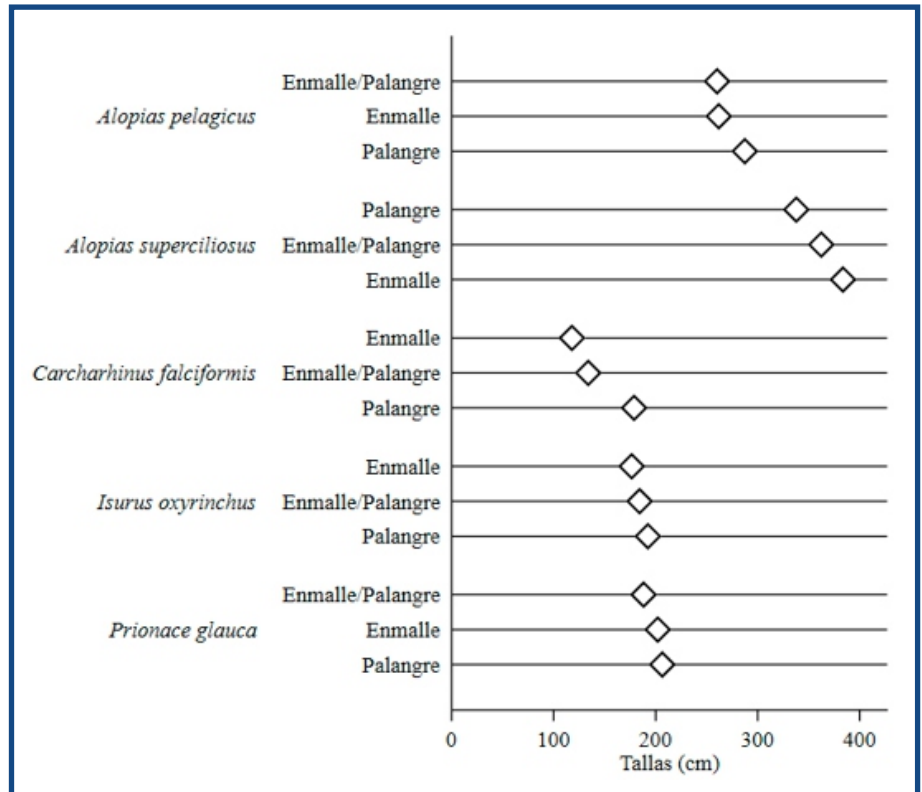


Figura 6. Tallas promedio (LT) de las especies de tiburones capturadas incidentalmente en Ecuador, por tipo de arte de pesca, en 2024.

DISCUSIÓN

La captura incidental de tiburones estimada para el 2024 (7 231.54 t) fue similar a lo encontrado en 2011 y 2012 (7 287.57 t y 7 695.46 t, respectivamente) con datos de la SRP, al reporte del IPIAP para el 2012 (9 361 t) y está dentro del rango (2 000-12 000 t) considerado para el periodo 1979–2004 (Gómez, 2016; Coello & Herrera, 2018; Briones-Mendoza *et al.*, 2022).

La cantidad de tiburones desembarcados se ha mantenido relativamente constante desde 1979, sin embargo, las especies más representativas han cambiado. En 2012, el IPIAP reportó a *A. pelagicus* como la especie de mayor captura incidental seguida de *P. glauca* (6 008.6 t y 1 727.1 t, respectivamente). Aquello, también fue observado con datos de la SRP, en 2011 y 2012, desembarques de 5 208.45 y 5 282.16 individuos de *A. pelagicus* y 1 206.63 y 1 412.27 individuos de *P.*

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



glauca. Por lo tanto, hasta el 2012, *A. pelagicus* presentaba los mayores desembarques y, a partir del 2024, *P. glauca* es la especie con mayor cantidad de capturas incidentales.

La cantidad de especies de tiburones capturada incidentalmente cambia según el puerto de desembarque y año de estudio. Para Manta, se reportaron 17 especies de tiburones en 2011-2012 y 19 especies en 2019 mientras que, en 2012 se reportaron 15 especies de tiburones en Santa Rosa. Cada reporte tuvo su propia fuente de datos, en 2011-2012 se emplearon los datos recolectados por los inspectores de pesca de la SRP. En 2012, los datos fueron levantados por técnicos del IPIAP y, en 2019, los datos se recolectaron mediante un estudio de la Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí (Coello & Herrera, 2018; Gómez, 2016; Briones-Mendoza *et al.*, 2022). Se debe reconocer que, puede existir una variación en la cantidad de especies de tiburones capturadas incidentalmente, asociada con la temporalidad y los puertos de desembarque; sin embargo, las características intrínsecas (*e.g.*, temporalidad, esfuerzo de muestreo) de cada estudio provocan que, las comparaciones entre ellos deban ser tomadas con cautela.

A pesar de la diferencia de metodología entre estudios, se coincide que, *P. glauca*, *A. pelagicus*, *C. falciformis*, *I. oxyrinchus* y *A. superciliosus* son las especies de tiburones con mayor nivel de capturas incidentales en Ecuador. Sus desembarques están asociados, principalmente, con la pesca de peces pelágicos grandes (*e.g.*, pez espada y atunes) a nivel artesanal (*i.e.*, fibras de vidrio) e industrial (*i.e.*, barcos casco de acero y barcos nodrizas) (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Coello & Herrera, 2018; Briones-Mendoza *et al.*, 2022).

Los barcos nodrizas poseen la mayor captura incidental de tiburones, empleando como arte de pesca el palangre de superficie Este tipo de arte de pesca ha sido asociado ampliamente con la captura incidental de tiburones, sobre todo cuando se utiliza un anzuelo tipo “J” (Oliver *et al.*, 2015; Porcher & Darvell, 2022; Shea *et al.*, 2023; Soriano *et al.*, 2025). Por otra parte, los palangres superficiales son cebados con diferentes especies de presa (*e.g.*, calamares *Dosidicus gigas*, botella *Auxis* spp.) que forman parte de los hábitos alimentarios de los tiburones (Estupiñán-Montaña *et al.*, 2009; Calle-Morán & Galván-Magaña, 2020; Calle-



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



Morán *et al.*, 2022). En este sentido, el arte de pesca y la carnada son aspectos relevantes que deben considerarse en el manejo sostenible de la pesca y en la conservación de los tiburones y rayas.

Las tallas medias (longitud total) observadas fueron similares a las reportadas en 2014 en Manta (Playita Mia) para *C. falciformis* (180 cm LT), *P. glauca* (210 cm LT), *I. oxyrinchus* (199 cm LT), *A. pelagicus* (300 cm LT) y *A. superciliosus* (336 cm LT). En el caso de los *Alopias*, las tallas reportadas corresponden a longitudes precaudales, transformadas a longitud total empleando los parámetros de regresión lineal disponibles (Dharmadi & Wiadnyana, 2013; Briones-Mendoza *et al.*, 2021, 2022).

Las tallas reportadas en 2012, para *A. pelagicus* (303 cm LT) y *P. glauca* (222 cm LT) son similares a las observadas en 2024. Por el contrario, esas tallas son inferiores para *A. superciliosus* (270 cm LT), *C. falciformis* (126 cm LT), *I. oxyrinchus* (158 cm LT) (Coello & Herrera, 2018). En 2012, para *A. pelagicus* y *P. glauca* se analizaron 770 y 675 individuos, respectivamente, para las otras especies se tuvieron entre 85 y 149 tiburones. La variabilidad en las tallas debe ser analizada considerando la representatividad de la muestra, en términos espaciales, temporales, cantidad y dispersión de los datos. Aquello permitirá explicar la variación de las tallas en tiburones y rayas.

La exposición a la pesca de tiburones y rayas los convierte en un grupo de organismos marinos vulnerables, con alto interés de conservación (Barker & Schluessel, 2005; Oliver *et al.*, 2015; Porcher & Darvell, 2022). Los niveles de desembarque de tiburones se han sostenido desde 1979, en Ecuador. Adicionalmente, se observan cambios espaciales y temporales en las especies capturadas incidentalmente, incluyendo las que presentan mayores desembarques. La selectividad del arte, el tipo de carnada son aspectos relevantes en la captura incidental. Por lo tanto, es necesario sostener y promover estudios que permitan recomendar medidas y estrategias de manejo, así como, evaluar su impacto sobre el recurso con la finalidad de reducir su incidencia en la pesca.



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

- Barker, M. J., & Schluessel, V. (2005).** Managing global shark fisheries: Suggestions for prioritizing management strategies. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(4), 325–347. <https://doi.org/10.1002/aqc.660>
- Briones-Mendoza, J., Carrasco-Puig, P., & Toala-Franco, D. (2021).** Reproductive biology aspects of *Alopias pelagicus* and *A. superciliosus* (Lamniformes: Alopiidae) in the Ecuadorian Pacific. *Neotropical Ichthyology*, 19(4), e210015. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0015>
- Briones-Mendoza, J., Mejía, D., & Carrasco-Puig, P. (2022).** Catch composition, seasonality, and biological aspects of sharks caught in the Ecuadorian Pacific. *Diversity*, 14(8), 599. <https://doi.org/10.3390/d14080599>
- Calle-Morán, M. D., & Béarez, P. (2020).** Updated checklist of marine cartilaginous fishes from continental and insular Ecuador (Tropical Eastern Pacific Ocean). *Cybium*, 44(3), 239–250. <https://doi.org/10.26028/cybium/2020-443-004>
- Calle-Morán, M. D., & Galván-Magaña, F. (2020).** Diet composition and feeding habits of the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Eastern Central Pacific Ocean, Ecuadorian waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 100(5), 837–845. <https://doi.org/10.1017/S0025315420000569>
- Calle-Morán, M. D., Hernández-Téllez, A. R., Tibán-Vivar, E. R., Intriago-Vera, Y. E., Del Valle-Coello, I. G., Loor-Jama, B. C., & Ganchozo-López, Á. R. (2022).** Diet composition and feeding habits of the crocodile shark, *Pseudocarcharias kamoharai*. *Environmental Biology of Fishes*, 105(6), 685–697. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01277-x>
- Castro, E. (2019).** *La pesca de pelágicos grandes con palangre de superficie en el Océano Pacífico Oriental: Análisis espacial, caracterización y variabilidad interanual de las capturas extraídas por la flota del Ecuador* [Tesis de Maestría]. Universidad de Alicante.



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



- Chirichigno, N. F., & Vélez., J. (1998).** Clave para identificar los peces marinos del Perú (2da ed.). Instituto del Mar del Perú.
- Coello, D., & Herrera, M. (2018).** Desembarque de tiburones en las pesquerías artesanales del Ecuador durante el 2012. *Revista Científica de Ciencias Ambientales*, 12(1), 1–8.
- Dharmadi, F., & Wiadnyana, N. N. (2013).** Biological aspects and catch fluctuation of the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* from the Indian Ocean. *Proceedings of the Design Symposium on Conservation of Ecosystem*, 77–85. <https://doi.org/10.14989/176185>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2020).** *InfoStat versión 2020*. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. <http://www.infostat.com.ar>
- Dytham, C. (2011).** *Choosing and using statistics: A biologist's guide* (3rd ed.). Wiley-Black Well.
- Estupiñán-Montaña, C., Cedeño-Figueroa, L. G., & Galván-Magaña, F. (2009).** Hábitos alimentarios del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) (Chondrichthyes) en el Pacífico Ecuatoriano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(2), 379–386.
- Flores-Rivera, G., Tigrero-González, W., Bravo-Vásquez, K., Zambrano-Zambrano, C., Delgado-Macías, J., Pincay-Espinoza, J., Ávila-Zambrano, E., Bravo-Ormaza, E., Peñaherrera-Palma, C., & Rey-Diz, F. (2023).** *Guía de identificación de dientes, troncos y aletas de tiburones asociados a pesquerías de Ecuador*. Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo de Tiburones de Ecuador (PAT– Ec). Ministerio de Producción, Comercio Exterior, Inversiones y Pesca.
- Gómez, W. (2016).** *Variación temporal en el desembarque de peces pelágicos grandes y tiburones de la flota palangrera oceánica en Manta, Ecuador* [Tesis de Maestría]. Universidad de Guayaquil.



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



- Herrera, M., Saa, I., Ferreyros, S., Coello, D., & Solís-Coello, P. (2017).** *Peces del perfil costero ecuatoriano: Primera milla náutica*. Instituto Nacional de Pesca.
- Jacquet, J., Alava, J. J., Pramod, G., Henderson, S., & Zeller, D. (2008).** In hot soup: sharks captured in Ecuador's waters. *Environmental Sciences*, *5*(4), 269–283. <https://doi.org/10.1080/15693430802466325>
- Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A. M., Lennert-Cody, C. E., & Maunder, M. N. (2015).** The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: Species composition and spatio-temporal dynamics. *PLoS ONE*, *10*(8), e0135136. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135136>
- Mejía, D., & Briones-Mendoza, J. (2024).** Estimating the total and precaudal lengths of the main shark species from interdorsal measurements in the Eastern-Central Pacific Ocean. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, *40*(2), 885–896. <https://doi.org/10.1007/s41208-024-00674-6>
- Oliver, S., Braccini, M., Newman, S. J., & Harvey, E. S. (2015).** Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Marine Policy*, *54*, 86–97. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.12.017>
- Porcher, I. F., & Darvell, B. W. (2022).** Shark fishing vs. conservation: Analysis and synthesis. *Sustainability*, *14*(15), 9548. <https://doi.org/10.3390/su14159548>
- Roff, G., Doropoulos, C., Rogers, A., Bozec, Y. M., Krueck, N. C., Aurellado, E., Priest, M., Birrell, C., & Mumby, P. J. (2016).** The ecological role of sharks on coral reefs. *Trends in Ecology and Evolution*, *31*(5), 395–407. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.014>
- Saa, I., Duque, R., Herrera, M., & Zambrano, R. (2025).** Incidencia de especies vulnerables en la pesca costera con red de cerco, en el Ecuador continental. *Biocyt*, *18*(1).
- Shea, B. D., Gallagher, A. J., Bomgardner, L. K., & Ferretti, F. (2023).** Quantifying longline bycatch mortality for pelagic sharks in western Pacific shark sanctuaries. *Science Advances*, *9*(33). <https://doi.org/10.1126/sciadv.adg3527>



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



Soriano, D., Duque, R., Herrera, M., & Zambrano, R. (2025).

Especies vulnerables asociadas a la pesca con palangre de superficie en barcos nodrizas ecuatorianos. *Marine and Fishery Sciences*, 38(2), 173 – 186.
<https://doi.org/10.47193/mafis.3822025010102>



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



Artículo Científico

Microfibras encontradas en Misidáceos (*Metamysidopsis frankfiersi*) recolectados en Isla de la Piedra, Mazatlán, Sinaloa

Microfibers found in Mysidaceans (*Metamysidopsis frankfiersi*) collected on Isla de la Piedra Mazatlán, Sinaloa



1. Mónica Maryhan Trillo Hernández



0009-0000-8240-1200

Facultad de Biología, Universidad Autónoma de Sinaloa. Calzada de las Américas, Blvd. Universitarios, Cd Universitaria, Universitaria, 80040 Culiacán Rosales, Sinaloa, México.

Autor de correspondencia: 28076.trillo@uas.edu.mx



2. Mayra I. Grano-Maldonado



0000-0001-7519-379x

Facultad de Ciencias del mar. Paseo Claussen S/N, Centro, 82000 Mazatlán, Sinaloa, México.



3. José Carlos Hernández Payán



0000-0003-1483-1289

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



3. Mario Nieves Soto



0000-0001-6624-5068

Facultad de Ciencias del mar. Paseo Claussen S/N, Centro, 82000 Mazatlán, Sinaloa, México.



6. Eduardo Antonio Trillo Hernández



0000-0001-5849-3483

Facultad de Ciencias del mar. Paseo Claussen S/N, Centro, 82000 Mazatlán, Sinaloa, México.
Autor de correspondencia: 28076.trillo@uas.edu.mx

Recibido 7 de noviembre 2025

Aceptado 12 de diciembre 2025



**Microfibras encontradas en Misidáceos
(*Metamysidopsis frankfiersi*) recolectados
en Isla de la Piedra, Mazatlán, Sinaloa**

**Microfibers found in Mysidaceans
(*Metamysidopsis frankfiersi*) collected
on Isla de la Piedra Mazatlán, Sinaloa**

► RESUMEN

En el litoral del Pacífico, en las zonas donde existen ciudades, las costas son vulnerables a la entrada de efluentes derivados de actividades antropogénicas, lo que contamina el hábitat de pequeños crustáceos misidáceos como *Metamysidopsis frankfiersi*. Por esta razón, hipotetizamos que la contaminación por microfibras y fragmentos de microplásticos en el agua puede transmitirse directamente a organismos pequeños, como *M. frankfiersi*. Este trabajo constituye un primer acercamiento para visualizar el problema actual de la contaminación por microplásticos en un espécimen modelo del zooplancton *M. frankfiersi*. Se recolectaron ejemplares en la zona de la Isla de la Piedra en la ciudad de Mazatlán, se separaron por sexo y 20 fueron sometidos a digestión alcalina. Se separaron las microfibras y los fragmentos de microplásticos mediante una solución saturada de NaCl (6.12 M) y filtración en una membrana de fibra de vidrio. Se encontró una abundancia media de 1.4 piezas por ejemplar, la cual fue mayor en misidáceos hembra. Además, se observó una mayor abundancia de microfibras transparentes en los misidáceos hembra que en los machos. También se documentó que el tamaño de las microfibras oscila entre 90 y 400 μm . La presencia de microfibras y fragmentos de microplásticos en los misidáceos puede atribuirse a su fisiología a la hora de la reproducción, su naturaleza omnívora nos electiva de alimentación y otros factores

Palabras clave: Microfibras, microplásticos, Misidáceos, cadena alimenticia, contaminación



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

Coastal areas along the Pacific are increasingly vulnerable to anthropogenic effluents, which contaminate the habitats of small mysids, such as *Metamysidopsis frankfiersi*. Consequently, we hypothesize that microfiber and microplastic fragment contamination in the water column is directly transferred to these small organisms. This study serves as an initial step toward characterizing current microplastic pollution in the region. Specimens were collected from the Isla de la Piedra area in Mazatlán, sexed, and 20 were subjected to alkaline digestion. Microplastics were then isolated using a NaCl (6.12 M) density separation and filtered through a fiberglass membrane. An average abundance of 1.4 pieces per specimen was recorded, with higher concentrations found in females. Specifically, females exhibited a greater abundance of transparent fibers compared to males, with particle sizes ranging from 90 to 400 μm . This differential accumulation may be attributed to reproductive physiology and other sex-specific biological factors.

Keywords: Microfibers, microplastics, mysids, food chain, pollution.

► INTRODUCCIÓN

Los misidáceos son pequeños crustáceos que viven en el zooplancton, desempeñan un rol ecológico clave en el ecosistema marino, especialmente al actuar como conexión entre los entornos bentónicos y pelágicos en la cadena alimentaria. En la bahía de Mazatlán se encuentra la especie *Metamysidopsis frankfiersi* (Hendrickx & Hernández-Payán, 2023). Esta especie de misidáceo sirve de alimento a especies de importancia alimentaria para la población, como dorado (*Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758), lisa (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) y pargo rojo (*Lutjanus peru* Nichols & Murphy, 1922) en etapas juveniles (Hendrickx et al., 2023). Los misidáceos se consideran parte del zooplancton, mantienen una estrecha interacción con la vida marina, ya que ayudan a descomponer materia orgánica y a fertilizar el fondo marino al morir o defecar (Mauchline, 1980; San Vicente & Montero, 2017).

Gran parte de las costas mexicanas donde reside la población recibe efluentes indirectos que alteran la integridad ecológica y el hábitat de los misidáceos (Ríos-Mendoza et al., 2020). Una de las principales fuentes



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



de contaminación proviene de la degradación de polímeros sintéticos de uso común en las actividades pesqueras, tales como fragmentos de redes de pesca y atarrayas de nailon abandonadas, fragmentos de cuerdas, etc. (Arreola-Alarcón et al., 2023), sin dejar de lado las aguas grises derivadas del lavado de prendas (Le et al., 2022; Labbé et al., 2025). Estos desechos, con el tiempo, se fragmentan debido a factores abióticos, como la fotodegradación y la abrasión mecánica, lo que provoca la liberación de fibras sintéticas (Wright et al., 2013). Aunado a esto, el impacto del turismo masivo y la gestión inadecuada de residuos sólidos por parte de los transeúntes generan un aporte constante de contaminantes directos en las playas como hieleras de poliestireno, botellas de tereftalato de polietileno (PET) y envoltorios plásticos de polietileno (PE) (Ríos-Mendoza et al., 2020).

Las microfibras (MF), al fragmentarse en dimensiones microscópicas (10 μm –500 μm), son ingeridas accidentalmente por organismos filtradores como los misidáceos debido a su naturaleza de filtradores omnívoros (Cole et al., 2013; Tosetto et al., 2017). Esto ocasiona afectaciones en su fisiología como el bloqueo del tracto digestivo (Cole et al., 2013), aglomeraciones que afectan la motilidad (Tosetto et al., 2017) y en otros casos, su bioacumulación en sus tejidos (Teuten et al., 2009). Por consiguiente, el impacto antropogénico que ocasionan las MF compromete la salud de los organismos que forman la base de la cadena trófica, en este caso, los misidáceos *M. frankfiersi*, lo que potencialmente altera la transferencia trófica hacia especies de mayor valor comercial en la región (Ríos-Mendoza et al., 2020). Por esta razón, documentar la presencia de microfibras y microplásticos en misidáceos resulta crucial, ya que estos organismos ocupan una posición clave en la red trófica marina. Principalmente actuando como consumidores secundarios que transfieren energía y contaminantes desde niveles tróficos inferiores hacia predadores superiores de importancia comercial y ecológica (Wright et al., 2013; Ríos-Mendoza et al., 2020). Dada su importancia, la contaminación en *M. frankfiersi* podría facilitar la bioacumulación y biomagnificación de estos contaminantes a lo largo de la cadena alimentaria, con potenciales implicaciones para la salud humana por el



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



consumo de especies pesqueras (Wright et al., 2013; Ríos-Mendoza et al., 2020). A pesar de su relevancia, los estudios sobre la ingestión y acumulación de microplásticos en misidáceos son escasos, particularmente en ecosistemas costeros tropicales y en el Pacífico (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Cole et al., 2013). Por ello, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la presencia de MF y de fragmentos de microplásticos en la especie de misidáceo *M. frankfiersi* (Hendrickx & Hernández-Payán, 2023). Este reporte es uno de los primeros acercamientos que evalúa una especie local y expone el nivel actual de contaminación por microfibras y microplásticos en las costas de Mazatlán Sinaloa.

► MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Recolección de material biológico

Los misidáceos fueron capturados en un punto a 23°12'59.5" de norte y 106°25'21.6" de oeste, en la Isla de la Piedra, durante los meses de enero a marzo de 2024. Se utilizó una red de plancton de 125 cm de diámetro, con malla de 300 µm. Los especímenes fueron conservados en etanol al 70%, se colocaron en un contenedor para su transporte al laboratorio de microalgas de la Facultad de Ciencias del Mar, UAS. Los misidáceos fueron separados por sexo mediante sus características morfológicas. Las hembras fueron identificadas por la presencia de marsupio y separadas en una solución. Los machos se identificaron fácilmente por la presencia de antenas más marcadas y modificadas. Todos los individuos se conservaron en etanol al 95% hasta su uso posterior.

2.2 Análisis de agua de mar

En el mismo lugar de colecta de especímenes, se recolectó 1 litro de agua en un contenedor metálico, que fue transportado al laboratorio para su análisis. Se realizó la oxidación de la materia orgánica según el protocolo de Hidalgo-Ruiz et al. (2012). Posteriormente, se realizó un filtrado con membrana de fibra de vidrio con un tamaño de poro de 45 µm, los filtros fueron analizados según se describe en el presente documento. Los datos se reportaron como el número de piezas por litro de agua.



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



2.3 Digestión de la matriz orgánica

Para la digestión de los misidáceos, se colocaron 10 ejemplares de cada sexo en vasos de vidrio con precipitado, independientes, a los cuales se les añadieron 5 ml de KOH 1.86 M. Se colocaron en incubadora a 55 °C, con agitaciones intermitentes, hasta dejar de observar sólidos. A la digestión se le añadió un volumen de solución de NaCl saturada (6.12 M, $D = 1.53 \text{ g/cm}^3$) para formar dos fases. Con ayuda de un embudo de separación, se eliminó el sedimento y se continuó con la metodología, tal como lo mencionan Motiejauskaitė y Barčauskaitė (2025). Se utilizó un sistema de filtración por membrana con filtros de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro y un tamaño de poro de 45 μm . En la digestión se incluyó un control sin material biológico para eliminar posibles sesgos. Los filtros fueron secados a temperatura ambiente en una caja de Petri de vidrio para su observación al microscopio.

2.4 Identificación de fibras

Los filtros de fibra de vidrio de 45 μm fueron colocados en una caja de cristal con fondo cuadrículado para la observación y documentación de las piezas inorgánicas siguiendo el protocolo de Hidalgo-Ruíz et al., (2012). Las fibras encontradas se categorizaron según su forma y color. Para realizar las mediciones de partículas se empleó un microscopio óptico con objetivo de 10 \times , LEICA ICC50 HD, acoplado a una computadora.

2.5 Manejo experimental

Tanto las soluciones como los materiales fueron preparados y enjuagados con agua filtrada mediante membrana de 45 μm . La digestión de las muestras y los procesos de separación de plásticos se realizaron en un lugar específico previamente limpio y con un bajo flujo de personas para evitar la contaminación de las muestras. En la observación de los filtros correspondientes a las muestras se colocó un control, el cual estaba expuesto, para cuantificar la posible contaminación ambiental y evitar el posible sesgo en el análisis de los datos, tal como lo reportan Ding et al. (2019) y Fernández Severini et al. (2019). La manipulación de las muestras y el transporte se realizaron con material metálico, reduciendo al mínimo el contacto con el plástico.



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

2.6 Análisis estadístico de los datos

El número de piezas encontradas por sexo fue analizado por la prueba de chi-cuadrado (χ^2) utilizando un valor de significancia $\alpha = 0.05$ utilizando Microsoft Excel v360. Los datos de piezas encontrados en los especímenes fueron reportados por abundancia media utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Abundancia media} = \frac{\text{Número de piezas}}{\text{Número de individuos analizados}}$$

▶ RESULTADOS

3.1 El ecosistema de los misidáceos contiene una gran cantidad de microfibras y fragmentos de microplásticos

Para entender el impacto de las MF sobre los misidáceos, se evaluó el entorno en la misma zona de muestreo. De acuerdo con el análisis, se observó que 1 litro de agua contiene al menos 135 piezas distribuidas en MF, filamentos y fragmentos. En el cual el 87 % de las piezas encontradas corresponden a MF y filamentos, 13% restante corresponde a piezas angulares o fragmentos de microplásticos. Las MF fueron clasificadas por color, encontrando que las MF azules fueron las más abundantes. En el análisis también se encontraron MF de color rojo, verde y transparente (ver Figura 1).

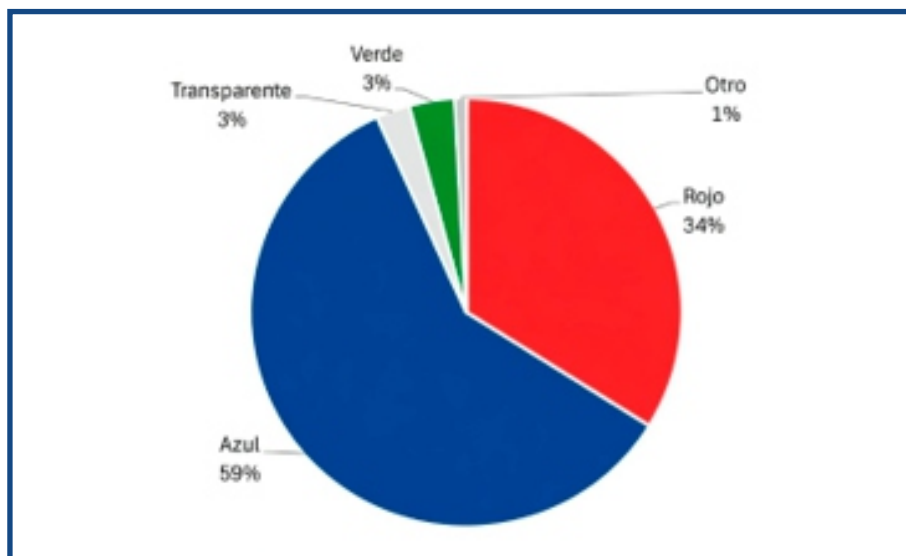


Figura 1. Clasificación de las microfibras encontradas en agua salada



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

3.2 Los misidáceos *M. frankfiersi* albergan microfibras

Los misidáceos de la especie *M. frankfiersi* recolectados en el punto de la Isla de la Piedra contenían MF. Toda la población analizada tiene una abundancia media de 1.4 piezas por espécimen. De acuerdo con la clasificación por color de las MF encontradas en los especímenes, se observaron 4 colores diferentes, donde las MF transparentes representan el 50% de las MF y filamentos documentados, mientras que el color negro (29%) es el segundo con mayor proporción (Figura 3). También se encontraron MF de color azul y rojo, aunque en menor proporción. El tamaño de las MF y de los fragmentos de microplásticos encontrados en nuestro análisis va de 50 μm a 1200 μm , como se muestra en algunas microscopías de la figura 4.

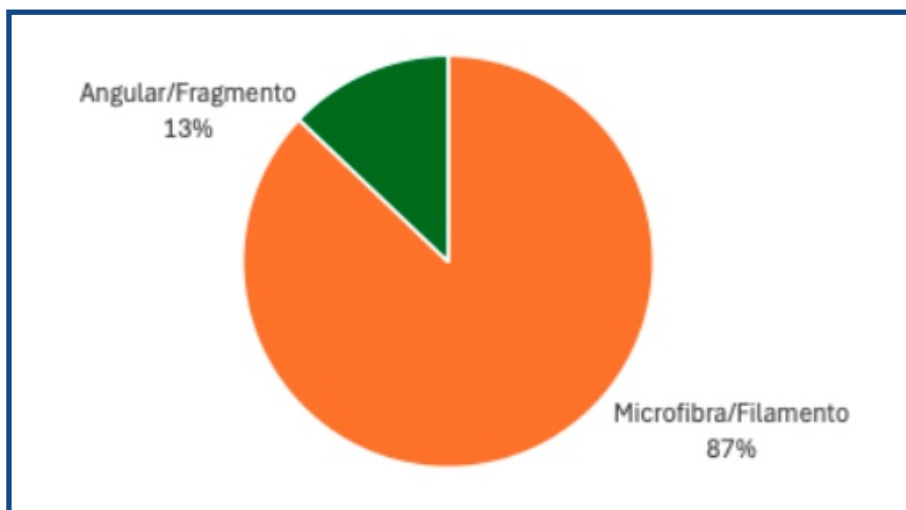


Figura 2. Formas encontradas tras la digestión de ejemplares de *Metamysidopsis frankfiersi*. En la Isla de la Piedra, Mazatlán, Sinaloa. N=20.

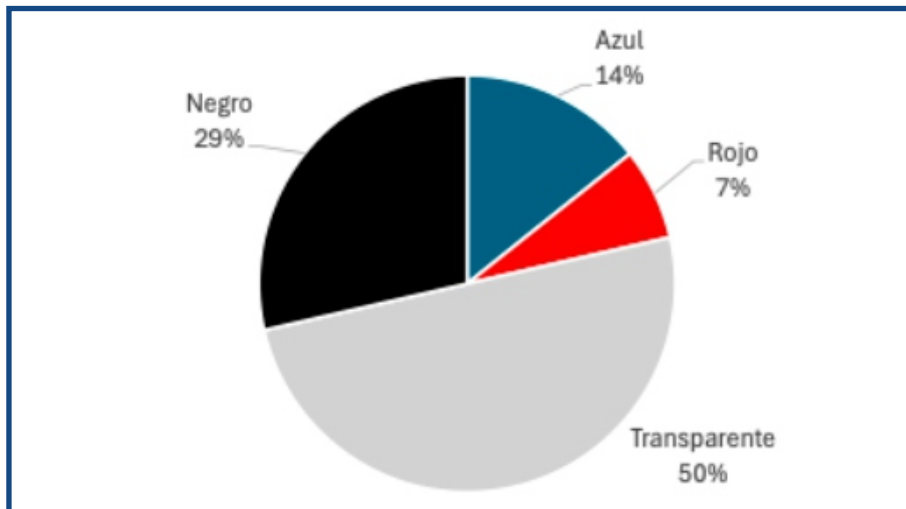


Figura 3. Clasificación por color de las fibras encontradas en los ejemplares de *Metamysidopsis frankfiersi* en la isla de la Piedra. Mazatlán, Sinaloa. N=20



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

3.3 Ingesta diferencial entre hembras y machos de *M. frankfiersi*

Se observó en el análisis que la ingesta de los especímenes fue diferente según el sexo, donde la hembra presentó una mayor cantidad, diversidad de MF y fragmentos de microplásticos, como los presentados en la figura 4 A-D. De acuerdo con nuestro análisis, se encontró que los misidáceos hembra presentaban dos veces más volumen de MF (19 piezas) que los misidáceos macho (9 piezas). A pesar de que en ambos sexos se encontró el mismo número de fragmentos de microplásticos, se encontraron diferencias significativas en el número de MF por sexo (valor $X^2= 8.02$, $p= 0.0456$) una abundancia media de 0.9 en machos y 1.9 en hembras (Figura 5). Interesantemente, los especímenes hembra presentan una mayor cantidad de MF transparentes (Figuras 4 E - F), como se observa en la microscopía de la figura 4. También se encontró el mismo número de MF negras en ambos sexos (Figuras 4E-F), siendo transparentes y negras las MF más comunes entre ambos sexos. Por otro lado, se encontró una menor cantidad de MF de color rojo (Figuras 4 A-C) y MF fuera de la clasificación.

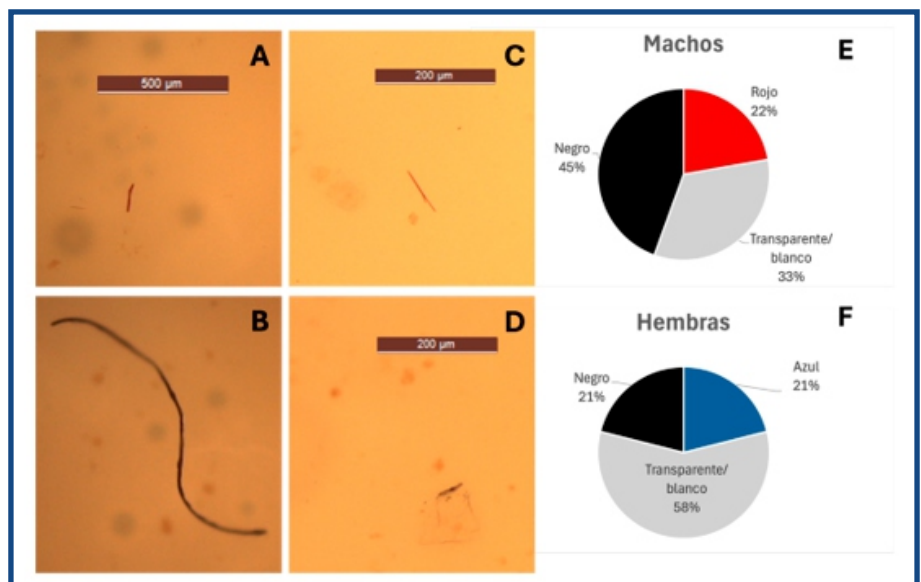


Figura 4. Microscopías de microfibras y fragmentos encontrados en misidáceos de *Metamysidopsis frankfiersi* recolectados en la Isla de la Piedra, Mazatlán, Sinaloa. (A-C) corresponden a microfibras y (D) corresponde a un fragmento. Todas las piezas aisladas de misidáceos hembra. Barra de referencia de 500 µm y de 200 µm. N=10. (E-F) Figura de color por sexo en misidáceos.



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



► DISCUSIÓN

La presencia de MF y fragmentos de microplásticos en *M. frankfiersi* refleja directamente el impacto antropogénico en el ecosistema costero donde actividades como la pesca artesanal, el turismo masivo y la gestión inadecuada de residuos sólidos son solo algunas de las principales fuentes de MF y fragmentos de microplásticos (Ríos-Mendoza et al., 2020). Dado que la columna de agua es el hábitat de *M. frankfiersi*, muchos estudios sugieren una alta prevalencia de MF y microplásticos en varias costas de México (Arreola-Alarcón et al., 2023). En este estudio se analizó el contenido de agua salada en el mismo punto de muestreo, con un valor de 135 piezas por litro. Este nivel de contaminación es menor que el reportado en otras costas de México, como en Manzanillo (583 piezas/litro) y Veracruz (681 piezas/litro) (Reynoso-Cruces et al., 2025). Esto podría sugerir niveles bajos de contaminación en el punto Isla de la Piedra, sin embargo, un estudio más completo es necesario para respaldar esta aseveración.

Dada la naturaleza omnívora y filtradora de los misidáceos, estos quedan vulnerables a la ingesta de contaminantes suspendidos en la columna de agua, ya que no discriminan entre partículas orgánicas y sintéticas (Cole et al., 2013). La ingesta accidental ya ha sido documentada en otras especies que viven en el zooplancton, como copépodos *Centropages typicus*, *Temora longicornis*, *Acartia clausi*, *Calanus helgolandicus*, *Brachyuran zoea*, *B. megalopa*, *Obelia sp.*, *Paguridae larvae*, *Porcellinidae zoea* (Cole et al., 2013). Recientemente, Zavala-Alarcón et al. (2023) han reportado la presencia de MF y fragmentos de microplásticos en el grupo taxonómico de misidáceos, reportando una abundancia media de 7.6 MF y 61.8 fragmentos de microplásticos en especímenes recolectados en las costas de los estados de Jalisco y Colima. En nuestro análisis encontramos una abundancia media de 1.4 fragmentos por espécimen en una población equilibrada entre machos y hembras. Estudios previos sobre misidáceos sugieren que gran parte de la fauna del zooplancton suele confundir MF y fragmentos de microplásticos de manera accidental (Cole et al., 2013), esto por la adherencia de microalgas a la superficie de los MF-filamentos o



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



fragmentos de microplásticos, creando un alimento falso para los misidáceos incrementando la tasa de ingestión (Suter et al., 2017; Zavala-Alarcón et al., 2023).

La ingesta accidental de MF en misidáceos es un hecho global que se ha reportado tanto en la parte occidental del Pacífico, como en las costas de Tailandia (Jitrapat et al., 2024) y de Japón (Hasegawa & Nakaoka, 2021). Estudios concluyentes indican que la capacidad de ingesta de los misidáceos depende estrictamente del tamaño, lo que ayuda a explicar nuestros hallazgos y a reforzar mediante evidencias el proceso de ingesta accidental por parte del zooplancton, en específico en la especie *M. frankfiersi*. Para la especie *M. frankfiersi* no existe un documento que indique el tamaño de la cavidad gástrica, pero estudios en ambientes controlados con misidáceos *Neomysis awatschensis* indican que estos pueden ingerir partículas pequeñas de poliestireno de un tamaño entre 1 y 10 μm (Lee, et al., 2021) de 27 a 32 μm (Hasegawa & Nakaoka, 2021) y hasta los 390 μm (Zavala-Alarcón et al., 2023). Estas evidencias refuerzan la posibilidad de la ingesta accidental en nuestro análisis, ya que las MF y fragmentos de microplásticos documentados en este estudio se encuentran distribuidos en magnitudes que van de 400 μm a 90 μm como los que se observan en la Figura (4 A-D). Aunado a lo anterior, el hecho de que las MF de color azul y rojo predominen en el entorno de los misidáceos (Figura 1), crean un contraste en la columna de agua turbia lo que facilitarían su captura accidental. Sin embargo, el hallazgo de MF de un tamaño mayor a 400 μm sugiere una posible adherencia al exoesqueleto de los misidáceos (Cole et al., 2013; Krohn et al., 2022; Phothakwanpracha et al., 2024).

A pesar de que este reporte es un primer acercamiento, fue posible encontrar una mayor abundancia de MF en los misidáceos hembra (Figura 5), lo cual podría explicarse por su fisiología, por acumulaciones en su exoesqueleto (Phothakwanpracha et al., 2024) o por la interacción con fases larvales de parásitos acantocéfalos y misidáceos (Hernández-Flores et al., 2025) o en otros organismos (Cole et al., 2013). Durante los períodos reproductivos, las hembras intensifican su alimentación para sostener el desarrollo de los embriones, lo que las expone aún más a los misidáceos hembra (Krohn et al., 2022). Lo que más llama la atención es



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

que esta bioacumulación podría tener consecuencias importantes en la red trófica, las hembras contaminadas transmitirían las MF a sus crías o a los predadores que las consumen, amplificando efectos transgeneracionales (Wright et al., 2013).

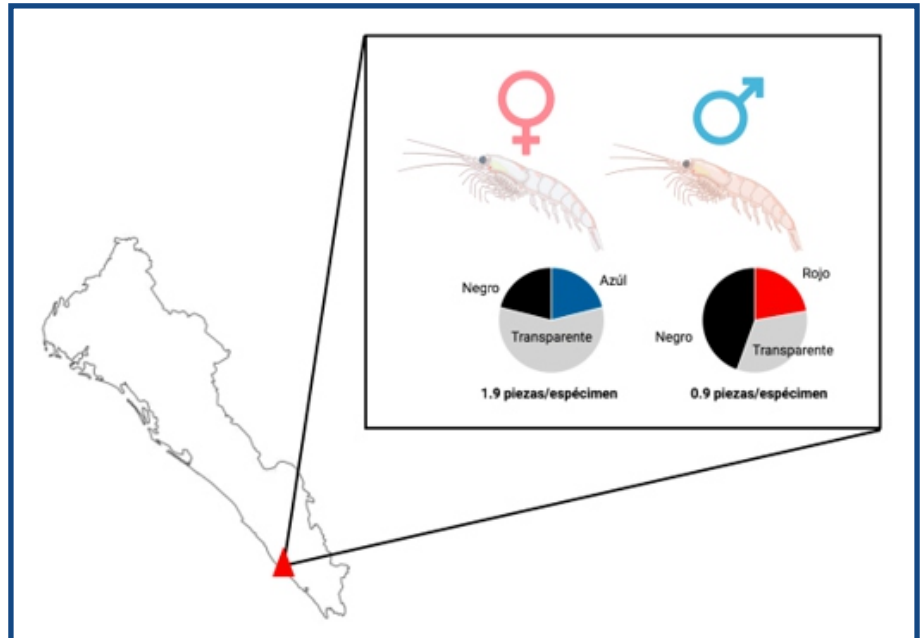


Figura 5. Número de piezas encontradas en los ejemplares de *Metamysidopsis frankfiersi* recolectados en la Isla de la Piedra, Mazatlán, Sinaloa. n=20

CONCLUSIÓN

Las actividades antropogénicas realizadas en las costas de Mazatlán introducen contaminantes de origen sintético en sus playas, los cuales se degradan y generan microplásticos y otros fragmentos. Nuestros hallazgos demuestran la presencia de MF y fragmentos de microplásticos en misidáceos de la especie *M. frankfiersi*, reportada en las costas de Sinaloa. La ingesta selectiva entre hembras y machos abre la puerta a más dudas, ¿influye la naturaleza del polímero plástico? ¿Los colores de las MF tienen alguna implicación? Y la más importante: ¿Cuál es el verdadero daño que causan las microfibras y fragmentos de microplásticos en la fisiología de *M. frankfiersi*? A pesar de que este estudio es un primer acercamiento exhibe la contaminación MF y partículas de microplásticos en la costa de Mazatlán Sinaloa. Sin



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



embargo, se debe investigar más a fondo el impacto de las MF y de los fragmentos de microplásticos en el zooplancton, debido a su importancia en las cadenas tróficas y en el equilibrio ecológico del océano.

► AGRADECIMIENTOS

A la estudiante América Elizabeth Flores por su ayuda en la separación de hembras y machos de misidáceos. Al Dr. Marcos Bucio Pacheco, mi más sincero agradecimiento por su valiosa enseñanza en la elaboración de artículos científicos y por motivarme junto a mis compañeros, a investigar, cuestionar y no quedarme con dudas sin resolver. Al Dr. Eduardo Antonio, mi agradecimiento por la amena investigación que tuve el gusto de realizar con él; fue un proceso verdaderamente disfrutable y enriquecedor. A la Dra. Diana López, líder del CA-UAS-162 por permitirme usar las instalaciones para analizar las muestras.

► LITERATURA CITADA

- Arreola-Alarcón, I. M., Vollrath, F., & Sánchez-Velasco, L. (2023).** Seasonal tendencies of microplastics around coral reefs in selected Marine Protected National Parks of Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 177, Article 113489. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113489>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2013).** Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- Ding, L., fan Mao, R., Guo, X., Yang, X., Zhang, Q. & Yang, C. (2019).** Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. *Science of the Total Environment*, 667, 427–434. DOI: 10.1021/acs.est.9b01452
- Hernández-Flores, A., Sereno-Uribe, A., López-Peraza, D., Grano-Maldonado, M.I. 2025.** *Metamysidopsis frankfiersi* (Crustacea: Mysidae) is the intermediate host of *Rhadinorhynchus trachinoti* (Acanthocephala: Rhadinorhynchidae) on the coast of Mazatlán, Sinaloa. *Revista de Ciencias del Mar*, 2(2):136-143



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



- Fernández-Severini, M.D., Villagrán, D.M., Buzzi, N.S. & Sartor, G.C. (2019).** Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern. *Regional Studies in Marine Science*, 32: 100829. DOI: 10.1016/j.rsma.2019.100829
- Hendrickx, M. E., & Hernández-Payán, J. C. (2023).** The genus *Metamysidopsis* W.M. Tattersall, 1951 (Peracarida, Mysida, Mysidae) in the eastern Pacific with the description of a new species from western Mexico and notes on some diagnostic characters used in the genus. *Crustaceana*, 96(5), 423-453. DOI: 10.1163/15685403-bja10293
- Hendrickx, M. E., Hernández-Payán, J. C., & Gómez-Gutiérrez, J. (2023).** On a small collection of mysids (Crustacea, Peracarida, Mysida) from the southern Gulf of California, western Mexico, with description of new species of *Mysidium* and *Cubanomysis*. *Zootaxa*, 5360(2), 194–218. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5360.2>.
- Hasegawa, Takaaki, and Masahiro Nakaoka. (2021).** “Trophic Transfer of Microplastics from Mysids to Fish Greatly Exceeds Direct Ingestion from the Water Column.” *Environmental Pollution*, 273 (March): 116468. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.116468>.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012).** Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Jitrapat, Hattaya, Itchika Sivaipram, Ajcharaporn Piumsomboon, Supakij Suttiruengwong, Jiayi Xu, Tuan Linh Tran Vo, and Daoji Li. (2024).** “Ingestion and Adherence of Microplastics by Estuarine Mysid Shrimp.” *Marine Environmental Research* 197 (May): 106455. <https://doi.org/10.1016/J.MARENRES.2024.106455>.



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



Krohn, A., Winkler, G., & Maar, M. (2022). Thermal fluctuations yield sex-specific differences of ingestion rates of the littoral mysid *Neomysis integer*. *Frontiers in Marine Science*, 9, Article 883265. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.883265>

Labbé, Clementine, Ika Paul-Pont, Arnaud Huvet, Kevin Tallec, Nicolas Delorme, Imogen Napper, Richard Thompson, et al. (2025). “Laundry-Shed Microfibres and Leachates Impact Digestive Function of the Oyster *Magallana Gigas* with Persistent Effects.” Preprint, December. <https://doi.org/10.2139/SSRN.6055918>.

Lee, Do Hee, Somyeong Lee, and Jae Sung Rhee. (2021). “Consistent Exposure to Microplastics Induces Age-Specific Physiological and Biochemical Changes in a Marine Mysid.” *Marine Pollution Bulletin* 162 (January): 111850. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111850>.

Le, Linh Thy, Kim Qui N. Nguyen, Phuong Thao Nguyen, Hung C. Duong, Xuan Thanh Bui, Ngoc Bich Hoang, and Long D. Nghiem. (2022). “Microfibers in Laundry Wastewater: Problem and Solution.” *Science of The Total Environment* 852 (December): 158412. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.158412>.

Motiejauskaitė, Dovilė, and Karolina Barčauskaitė. (2025). “Optimization of a Method Used for Extracting Microplastics from an Organic Matter-Rich Matrix and Isolated Particles Assessment.” *Chemosphere* 384 (September): 144517. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2025.144517>

Phothakwanpracha, R., Srisunont, C., & Srisunont, T. (2024). Microplastic contamination in zooplankton from the Gulf of Thailand: Influence of color and type on ingestion. *Marine Environmental Research*, 197, 106455. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2024.106455>



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



- Reynoso-Cruces, Salvador, Carlos Edo, Roberto Rosal, José Manuel Cervantes-Uc, Wilberth Herrera-Kao, Aramis Olivos-Ortiz, and Harry Alvarez-Ospina. (2025).** “Microplastics at the Ocean-Atmosphere Interface in Mexican Coastal Areas of Two Major Oceans.” *Marine Environmental Research* 210 (September): 107288. <https://doi.org/10.1016/J.MARENVRRES.2025.107288>.
- Ríos-Mendoza, L. M., Karapanagioti, H., & Álvarez, A. (2020).** Microplastics in the Mexican Pacific: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 157, Article 111467. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111467>
- Suter, E. A., Sunshine, K., Richter, R. W., & Taylor, G. T. (2017).** Biofilms on plastic debris and their influence on marine organisms. *Marine Chemistry*, 190, 31–43. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2016.11.003>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., ... Takada, H. (2009).** Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Tosetto, L., Williamson, J. E., & Brown, C. (2017).** Microplastic ingestion by the marine mysid *Gastrosaccus kanagutensis*. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1–2), 434–437. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.046>
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013).** The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>



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



Zavala-Alarcón, J., Galindo, C., Godínez-Ortega, J. L., & Franco-Gordo, C. (2023). Microplastics in mysids from the Mexican Central Pacific: Abundance, characteristics, and potential as bioindicators. *Science of The Total Environment*, 859, 159931. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159931>

Zavala-Alarcón, Fabiola L., Juan Pablo Huchin-Mian, María Del Pilar González-Muñoz, and Eva R. Kozak. (2023). “In Situ Microplastic Ingestion by Neritic Zooplankton of the Central Mexican Pacific.” *Environmental Pollution* 319 (February): 120994. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.120994>.



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