

Caracterización y cuantificación de microplásticos ingeridos por el zooplancton presente
en el PNN Corales del Rosario y San Bernardo y PNN Corales de Profundidad

Laura Sofía Coral Chamorro

Pasantía de investigación para Optar al Título de Bióloga

Directora

María Isabel Críales Hernández

Dr. rer.nat

Codirectora

Jenny Alejandra Ruiz Jiménez

Bióloga

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ciencias

Escuela de Biología

Bucaramanga

2023

Dedicatoria

A mi madre, que me motiva e impulsa en el alcance de mis metas.

A mi padre, que me enseña a ser perseverante cada día.

A mi abuela, que me encaminó en el mundo del amor por la naturaleza.

A mi hermano, que me alienta cuando más lo necesito.

A Ella, por ser mi mayor compañía.

A mi familia que es fuente de apoyo e inspiración.

Agradecimientos

Esta pasantía de investigación fue financiada por el proyecto 2839 titulado “Evaluación de la contaminación por microplásticos (MPs) sobre la comunidad de zooplancton en el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR) y en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB)” de la Vicerrectoría de Investigación y Extensión (VIE) de la Universidad Industrial de Santander (UIS) y fue promovida por Parques Nacionales Naturales de Colombia y la Universidad Nacional de Colombia. Asimismo, el desarrollo de este estudio fue posible gracias al personal y a los insumos otorgados por el Laboratorio de Espectroscopia Atómica y Molecular (LEAM) y el Laboratorio de Hidrobiología adscrito al grupo de investigación “Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales” (CEIAM) de la UIS.

Tabla de Contenido

	Pág.
Introducción	10
1. Objetivos	13
1.1 Objetivo General	13
1.2 Objetivos Específicos	13
2. Metodología	14
2.1 Área de estudio	14
2.2 Estandarización del método para la extracción de MPs ingeridos por el zooplancton marino	16
2.2.1 Control de calidad	17
2.3 Identificación y reconocimiento de los grupos objetivo de zooplancton	17
2.4 Caracterización y cuantificación de MPs ingeridos por el zooplancton	18
2.5 Análisis de datos	18
3. Resultados	19
3.1 Estandarización de protocolo para la extracción de MPs ingeridos por el zooplancton	19
3.1.1 Aplicación de protocolos en las muestras de zooplancton	19
3.1.2 Evaluación de protocolos	21
3.1.3 Protocolo estandarizado	23
3.2 Identificación y reconocimiento de los grupos objetivo de zooplancton	25
3.3 Caracterización y cuantificación de los MPs extraídos del zooplancton marino	27
3.3.1 Identificación y Tasa de encuentro (TE) de MPs	27
3.3.2 Caracterización morfológica de los MPs	28
4. Discusión	33

4.1 Estandarización de protocolo para la extracción de MPs ingeridos por el zooplancton.....	33
4.2 Identificación y reconocimiento de los grupos objetivo de zooplancton.....	35
4.3 Cuantificación y caracterización de los MPs extraídos del zooplancton marino.....	36
4.3.1 Identificación y Tasa de encuentro (TE) de MPs.....	36
4.3.2 Caracterización morfológica de los MPs	37
5. Conclusiones	40
6. Recomendaciones	40
Referencias Bibliográficas	41
Anexos	55
Anexo 1.	55
Anexo 2.	56

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1.	16
Tabla 2.	21
Tabla 3.	22
Tabla 4.	27
Tabla 5.	31

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1.	15
Figura 2.	23
Figura 3.	24
Figura 4.	25
Figura 5.	26
Figura 6.	28
Figura 7.	29
Figura 8.	30
Figura 9.	32

Resumen

Título: Caracterización y cuantificación de microplásticos ingeridos por el zooplancton presente en el PNN Corales del Rosario y San Bernardo y PNN Corales de Profundidad*

Autor: Laura Sofía Coral Chamorro**

Palabras Clave: Microplásticos, Zooplancton, Caribe colombiano, Estandarización, Área Marina Protegida

Descripción:

La contaminación por microplásticos (MPs: 1µm – 5mm) en los ecosistemas marinos afecta a los organismos como el zooplancton, que confunden los MPs con alimento, lo cual representa amenazas en las dinámicas biológicas debido a que actúan como un eslabón transicional entre los productores primarios y los niveles tróficos superiores. Existen protocolos para la degradación de materia orgánica y lograr la extracción de MPs, sin embargo, son limitados para el zooplancton. Hasta la fecha, no se ha reportado la ingesta de MPs por el zooplancton en Colombia. En esta investigación, se evaluaron y compararon métodos reportados en la literatura para la digestión de materia orgánica y, a partir del protocolo estandarizado, se logró la extracción de MPs ingeridos por los grupos zooplanctónicos más abundantes en un periodo de baja precipitación en dos Áreas Marinas Protegidas (AMP) del Caribe colombiano. El protocolo estandarizado consistió en el empleo de ácido nítrico (HNO₃) al 65% por una hora porque degradó completamente al zooplancton y conservó la integridad física de los MPs. Los grupos zooplanctónicos más abundantes correspondieron a las cuatro familias de copépodos; Paracalanidae, Corycaedae, Oncaedae y Temoridae; la familia Oikopleuridae, al superorden Diplostraca y el filo Chaetognatha. Se hallaron 64 MPs extraídos de 1932 organismos, no se encontraron diferencias en la tasa de encuentro (TE) de MPs en las dos AMP (Kruskal Wallis, $p > 0.05$). El grupo de zooplancton con mayor TE fue Chaetognatha. En cuanto a la caracterización de MPs, los fragmentos fueron la forma más frecuente y el negro fue el color más común en las dos AMP, la mayoría de los MPs ingeridos estuvieron en tamaños inferiores a las 50 µm. Se confirma la ingesta de MPs por el zooplancton del caribe colombiano y que es potencial vector en la transferencia de MPs a niveles tróficos superiores.

*Trabajo de Grado modalidad Pasantía de Investigación

**Facultad de Ciencias, Escuela de Biología. Directora Maria Isabel Críales Hernández, Dr. rer. nat. Codirectora Jenny Alejandra Ruíz Jiménez, Bióloga.

Abstract

Title: Characterization and quantification of microplastics ingested by zooplankton present in Corales del Rosario and San Bernardo National Natural Park and Corales de Profundidad National Natural Park*

Author: Laura Sofía Coral Chamorro**

Key Words: Microplastics, Zooplankton, Colombian Caribbean, Standardization, Marine Protected Area

Description:

Microplastic pollution (MPs: 1µm - 5mm) in marine ecosystems affects organisms such as zooplankton, which mistake MPs for food, and represent threats to biological dynamics because they act as a transitional link between primary producers and higher trophic levels. Protocols exist for the degradation of organic matter and the extraction of MPs, however, they are limited for zooplankton. To date, ingestion of MPs by zooplankton in Colombia has not been reported. In this research, methods reported in the literature for the digestion of organic matter were evaluated and compared and, based on the standardized protocol, the extraction of MPs ingested by the most abundant zooplankton groups in a period of low precipitation in two Marine Protected Areas (AMP) of the Colombian Caribbean was achieved. The standardized protocol consisted of using 65% HNO₃ for one hour because it completely degraded the zooplankton and preserved the physical integrity of the MPs. The most abundant zooplanktonic groups corresponded to the four families of copepods; Paracalanidae, Corycaidae, Oncaidae and Temoridae; the family Oikopleuridae, the superorder Diplostraca and the phylum Chaetognatha. We found 64 MPs extracted from 1932 organisms, no differences were found in the encounter rate (TE) of MPs in the two AMP (Kruskal Wallis, $p > 0.05$). The zooplankton group with the highest TE was Chaetognatha. As for the characterization of MPs, fragments were the most frequent form and black was the most common color in the two MPAs, most of the MPs ingested were in sizes below 50 µm. The ingestion of MPs by the Colombian Caribbean zooplankton is confirmed and it is a potential vector in the transfer of MPs to higher trophic levels.

*Bachelor Thesis: Research Internship

**Faculty of Basic Sciences, Biology School. Director María Isabel Críaes Hernández, PhD. Co-director Jenny Alejandra Ruiz Jiménez, Biologist.

Introducción

Los microplásticos (MPs: 1µm - 5mm) son partículas plásticas que provienen de polímeros sintéticos, lo cuales poseen ciertas propiedades como ligereza, durabilidad y resistencia (Frias & Nash, 2019). Según su origen, los MPs pueden clasificarse en primarios o secundarios (Cole et al., 2011). Los de origen primario son manufacturados directamente por la industria, como exfoliantes o pellets como precursores de productos plásticos (Boucher & Friot, 2017), los de origen secundario surgen de la degradación o fragmentación de plásticos por la incidencia de rayos UV (fotooxidación), transformación mecánica o degradación biológica (Cole et al., 2011). En consecuencia, el ingreso de los MPs al medio marino se genera por la fragmentación que ocurre en las costas o por los vertimientos de las desembocaduras en el mar (Law, 2017), y que, por su amplia distribución, ha sido posible encontrarlos tanto en regiones costeras (Chenillat et al., 2021) como en regiones oceánicas (Lebreton et al., 2018), lo que genera impactos negativos en los ecosistemas acuáticos debido a que, por su tamaño, son accesibles a que un amplio rango de organismos pueda ingerirlos, causando daños tanto físicos como tóxicos.

La ingesta de MPs se ha reportado a nivel global en peces (Avio et al., 2015; Calderon et al., 2019; Zitouni et al., 2021), bivalvos (Li et al., 2016; Lo & Chan, 2018), crustáceos (Cau et al., 2019; Yin et al., 2022) y en la comunidad zooplanctónica (Sun et al., 2017; Kosore et al., 2018; Botterell et al., 2022; Zavala-Alarcón et al., 2023). Los organismos pueden ingerir MPs como fuente de alimento por error, al confundirlos con presas o de manera involuntaria al filtrar (Md Amin et al., 2020), desencadenando efectos adversos como la reducción de ingesta de alimentos, incorporación de MPs en los tejidos corporales, daños físicos en el tracto digestivo y disrupciones endocrinas en los organismos (de Sá et al., 2018; He et al., 2022; Lo & Chan, 2018;

Zitouni et al., 2021). Asimismo, los MPs pueden transferirse en la cadena trófica, mediante el zooplancton que es un eslabón transicional entre el fitoplancton y niveles tróficos superiores (Steinberg & Landry, 2017), y a su vez, considerarse un potencial riesgo para la salud humana (Setälä et al., 2014; Vethaak & Legler, 2021).

Pese a que la contaminación de MPs es de preocupación ambiental, Orona-Návar et al. (2022) reportaron que las investigaciones realizadas en Latinoamérica y el Caribe representan, únicamente, el 4.8% de la contribución global científica, dentro de este porcentaje se incluyen los estudios sobre la interacción entre el plancton y los MPs que si bien son de interés, las investigaciones continúan siendo escasas y los reportes realizados se han enfocado en la distribución de MPs y su interacción con el zooplancton en estuarios de Argentina (Alfonso et al., 2020; Lima et al., 2015; Pazos et al., 2018). Sin embargo, en el océano pacífico de México se ha reportado la ingesta de MPs en el zooplancton (Zavala-Alarcón et al., 2023).

En Colombia, se ha reportado principalmente la presencia de MPs en áreas marinas (Acosta-Coley et al., 2019; Garcés-Ordóñez et al., 2021), en sedimentos (Garcés-Ordóñez et al., 2019), en cuanto a la ingesta de MPs en el hábitat natural, se ha reportado en peces (Calderon et al., 2019; Garcés-Ordóñez et al., 2022; Jimenez-Cárdenas et al., 2022), en meiofauna (Lagos, 2023), pero hasta la fecha, no se han realizado reportes de la ingesta de MPs por el zooplancton. Por lo tanto, la presente investigación acogida en el proyecto 2839, de la Vicerrectoría de Investigación y Extensión (VIE) de la Universidad Industrial de Santander, titulado “Evaluación de la contaminación por microplásticos sobre la comunidad de zooplancton en el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNN CPR) y en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (PNN CRSB)”, identificó morfológicamente los MPs ingeridos por el zooplancton marino en dos Áreas Marinas Protegidas (AMP) en la región del Caribe colombiano

durante un periodo de baja precipitación, con el propósito de describir la incidencia de MPs en estos organismos a partir de las muestras depositadas en la colección Hidrobiológica del Museo de Historia Natural UIS.

1. Objetivos

1.1 Objetivo General

Identificar morfológicamente los MPs ingeridos en los grupos más abundantes del zooplancton en el PNNCPR y PNNCRSB durante un período de baja precipitación en marzo de 2022.

1.2 Objetivos Específicos

Estandarizar los métodos para la extracción de MPs ingeridos por el zooplancton marino.

Identificar grupos objetivo de la comunidad de zooplancton a nivel de familia, para la extracción de MPs presentes en el PNNCPR y PNNCRSB en un periodo de baja precipitación.

Caracterizar y examinar morfológicamente los MPs ingeridos por los grupos más abundantes del zooplancton en el PNNCPR y PNNCRSB.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

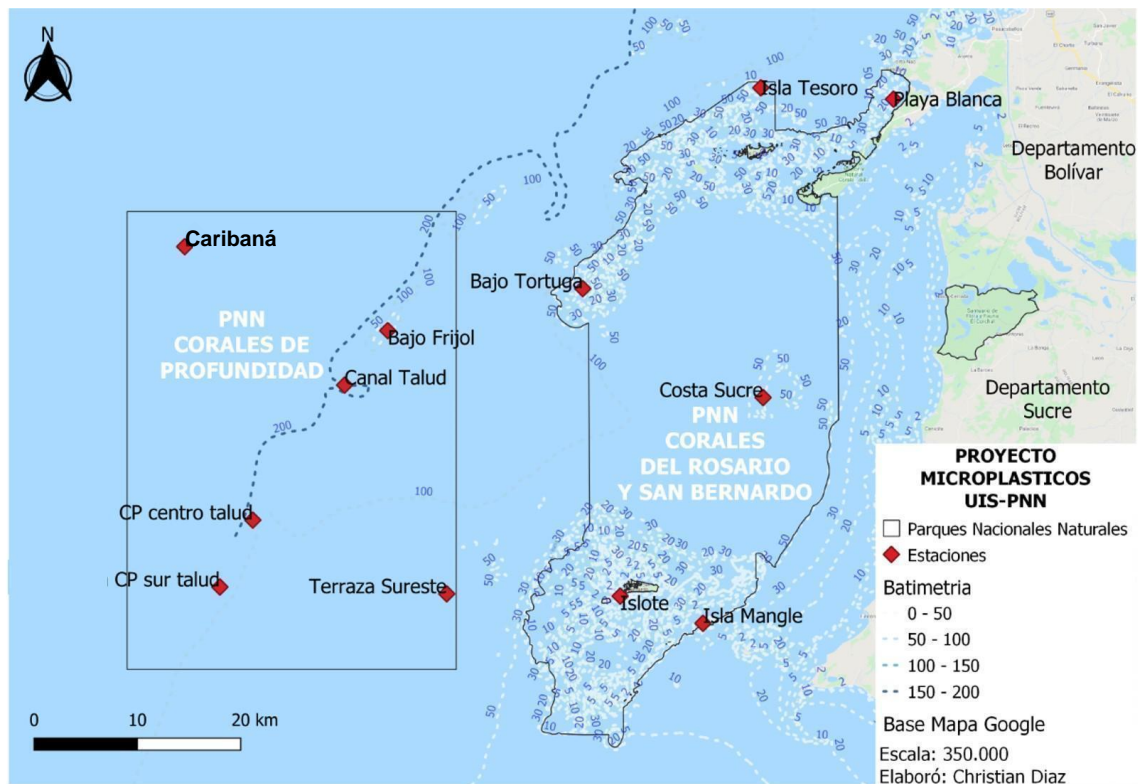
Este estudio se enfoca en áreas marinas protegidas (AMP) ubicadas en el Caribe colombiano, que comprenden una amplia zona marina frente a los departamentos de Bolívar y Sucre, y hacen parte del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR) y el Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) (**Figura 1**).

En la región caribe los rangos de precipitación se encuentran entre los 500 y 4000 mm con una tendencia bimodal con mínimas precipitaciones entre febrero y abril y con máximas precipitaciones en septiembre y octubre, asimismo presenta una gran variabilidad climatológica relacionada a los cambios en la intensidad de vientos durante el ciclo anual y el desplazamiento norte – sur de la Zona de Convergencia Intertropical, la temperatura promedio ronda los 27 y 34 °C (Ricaurte-Villota y Bastidas, 2017; Arango et al., 2012).

El PNNCRSB alberga 120.000 hectáreas de ecosistemas marino-costeros con alta productividad de arrecifes de coral, pastos marinos, fondos sedimentarios, bosques de manglar y bosque seco tropical, en conjunto, cumplen un ciclo esencial para las formas de vida en la zona costera. Por otro lado, en la zona oceánica, el PNNCPR cubre una muestra considerable de corales profundos asociados a una gran diversidad de invertebrados, y que incluyen, el 67% de corales de profundidad del caribe (Alonso et al, 2015).

Figura 1.

Área de distribución de las estaciones muestreadas en el PNNCRSB y PNNCPR



Nota. Los diamantes rojos indican las estaciones en las que se realizó la recolecta de material biológico. Elaborado por PNN y tomado del proyecto 2839 de la VIE.

Se emplearon muestras de zooplancton depositadas en la colección de hidrobiología del Museo de Historia Natural y fueron suministradas por el proyecto de MPs 2839 en el que la fase de campo se realizó en una temporada de bajas precipitaciones en marzo de 2022. El muestreo se llevó a cabo en doce estaciones, correspondientes a seis estaciones del PNNCRSB y las restantes al PNNCPR. Se realizaron arrastres oblicuos durante cinco minutos con una velocidad promedio de tres nudos, utilizando una red minibongo de 30 cm de diámetro, con tamaños de malla de 200 μm y 500 μm , las muestras de zooplancton se fijaron en formaldehído buferizado al 4%. Para el presente estudio se emplearon las muestras de la malla de 200 μm .

2.2 Estandarización del método para la extracción de MPs ingeridos por el zooplancton marino

A partir de una muestra piloto colectada en Isla Arena dentro del PNNCRSB, se extrajeron los MPs ingeridos en 50 individuos de cinco grupos de zooplancton. Para lograr la extracción fue necesaria la degradación de los organismos, de esta forma, se revisó literatura correspondiente a la digestión de materia orgánica, crustáceos, moluscos y organismos acuáticos. Los protocolos empleados para conseguir la degradación del zooplancton y lograr la extracción de MPs correspondieron a los realizados por Aytan et al. (2022), Cau et al. (2019) y Md Amin et al. (2020) (Tabla 1).

Tabla 1.

Características y generalidades de los protocolos empleados para lograr la degradación de organismos zooplanctonicos

Protocolo	Sustancia	Muestra	Cantidad de elementos degradados
Aytan et al. (2022)	FeSO ₄ ·7H ₂ O + H ₂ O ₂ 30% (Reacción de Fenton)	Materia orgánica de la muestra de zooplancton	No aplica
Cau et al. (2019)	H ₂ O ₂ 15%	<i>Nephrops norvegicus</i> y <i>Aristeus antennatus</i>	89 y 63 estómagos de las especies, respectivamente.
Aytan et al. (2022)	H ₂ O ₂ 30%	Pellets fecales de Calanoida	20 – 40 individuos con pellets disponibles
Md Amin et al. (2020)	HNO ₃ 65%	Larva de pez, Crustacea, Polichaeta, Chaetognatha	20 individuos de cada grupo

Una vez realizados los protocolos, las sustancias en las que se introdujeron los organismos se filtraron con una membrana de éster de celulosa (0,45 μm de poro) con área de 5 cm^2 y lo retenido en el filtro se observó en el estereomicroscopio.

Con base en los resultados obtenidos para cada protocolo, se cambiaron y ajustaron los parámetros. El protocolo estandarizado correspondió al que logró la degradación completa del zooplancton y la extracción de MPs.

2.2.1 Control de calidad

Se utilizaron batas y guantes de nitrilo. Se empleó una cabina de extracción de gases y humos para la manipulación y extracción de sustancias, las cuales se filtraron previamente con membrana de fibra de vidrio (0,45 μm de poro). Se usó, en lo posible, material de vidrio y metal. Se limpiaron y desinfectaron todos los materiales como pinzas, equipos y material de vidrio con alcohol al 70%. Los filtros se revisaron previo al análisis y cualquier material externo se retiró. Para medir el efecto del procedimiento y observar la contaminación, se realizaron blancos de control. En caso de ser notada la contaminación, partículas semejantes se excluyeron del análisis.

Se revisó externamente cada uno de los organismos y se retiró cualquier adherencia sobre el cuerpo que pudiese contaminar la muestra, posteriormente, se lavaron con agua destilada y se sumergieron en frascos de vidrio de 2 mL (Clear Glass 12x32mm Flat Base 8-425 Screw Thread Vial; ALWSCI) con agua pura tipo I, por máximo 12 h, en lo que se realizaban los protocolos.

2.3 Identificación y reconocimiento de los grupos objetivo de zooplancton

A partir de las bases de datos e información suministrada del proyecto 2839 de las muestras con códigos comprendidos entre “UIS-MHB-03598” a “UIS-MHB-03621” dentro de la colección de Museo de Historia Natural de la UIS y registradas en el SIB Colombia (Anexo 1), se eligieron

los grupos de zooplancton que representaron, en conjunto, la abundancia mayor al 85% de la muestra para el PNNCRSB y el PNNCPR.

El reconocimiento de los grupos objetivo se realizó por medio de claves taxonómicas; Boltovskoy (1999) y Castellani y Edwards (2017).

2.4 Caracterización y cuantificación de MPs ingeridos por el zooplancton

Una vez estandarizado el protocolo, se aplicó en los grupos objetivo de zooplancton de las doce estaciones de las AMP. Los MPs extraídos de los organismos, se caracterizaron y cuantificaron bajo un estereomicroscopio Discovery V.12 ZEISS. La clasificación de los MPs se realizó con base en la caracterización morfológica del protocolo de Kovač Viršek et al. (2016), el cual categoriza los MPs según su forma; en fragmentos, películas, pellets, gránulos, fibras y foams, y los diferencia según su color y medida. A cada MP se le tomó registro fotográfico por medio de AxioCam ERc5s, ZEISS, para la longitud se empleó el software ZEN 3.7 (Blue Edition).

A partir de la cuantificación de MPs, se evaluó la tasa de encuentro (TE):

$$TE = \frac{N^{\circ}Mps}{N}$$

Donde N° MPs es el número de MPs extraídos de los organismos y N es el número de individuos degradados (Desforges et al., 2015). Se calculó para todas las estaciones de ambas áreas protegidas, y se presentó como el promedio por grupo objetivo.

2.5 Análisis de datos

Se aplicaron estadísticos descriptivos como medidas de tendencia central y frecuencias presentadas en porcentajes, para la TE, tamaño, forma y color de los MPs y se representaron por medio de gráficos de barras para la zona costera y oceánica.

La normalidad de los datos se verificó con la prueba Shapiro-Wilk y las diferencias entre las características físicas de los MPs , la TE entre grupos de zooplancton y entre las AMP estudiadas, fueron examinadas usando la prueba de Kruskal Wallis. Los análisis de datos se realizaron con el software R (R Core Team, 2022), RStudio (versión 2022.7.2.576, RStudio Team, 2022).

3. Resultados

3.1 Estandarización de protocolo para la extracción de MPs ingeridos por el zooplancton

A partir de los 50 organismos separados de los cinco grupos de zooplancton correspondientes a las familias de copépodos; Paracalanidae, Corycaedae y Oncaeidae, al supergrupo Diplostraca y al filo Chaetognatha se realizaron cada uno de los cuatro protocolos.

3.1.1 Aplicación de protocolos en las muestras de zooplancton

Se realizaron los protocolos originales y, de ser necesario, modificaciones en volúmenes, tiempo de calentamiento y variación en la temperatura de los procedimientos para alcanzar la degradación completa visible del organismo (**Tabla 2**).

El protocolo realizado por Aytan et al (2022), empleó la reacción de Fenton para degradar materia orgánica en muestras de agua, lo que requirió mayores volúmenes de sulfato de hierro ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para llevar a cabo el experimento. En el presente estudio, para lograr la degradación en organismos de zooplancton, se modificaron los volúmenes de los componentes del reactivo para ajustarlos a la cantidad de materia orgánica del zooplancton (Tabla 2). Los resultados con esta metodología no lograron la degradación total de los organismos, por lo que se adicionó el doble del volumen de peróxido de hidrógeno al 30% recomendado por el

autor, y se calentó por dos horas más a 45°C. No se realizaron modificaciones de temperatura debido a que la reacción de Fenton es exotérmica, y el aumento de esta variable podría implicar riesgos en el laboratorio.

El protocolo de Cau et al. (2020), empleó peróxido de hidrógeno al 15% para la degradación de los crustáceos *Nephrops norvegicus* y *Aristeus antennatus*. Con la finalidad de adaptarlo al zooplancton, se modificaron los volúmenes del peróxido de hidrógeno a 2mL, no obstante, bajo la temperatura y tiempo establecido por el autor, el protocolo no logró degradar a los organismos. En la modificación realizada en este estudio, se establece un tiempo de calentamiento de hasta 12 h con la misma temperatura, 50°C, en un intento de lograr degradar a los organismos zooplanctónicos.

En el protocolo de Aytan et al. (2022), emplearon peróxido de hidrógeno al 30% para la degradación de materia orgánica del zooplancton, a una temperatura controlada de 45°C en un periodo de 4-6 h. En el presente estudio, los resultados con este protocolo no lograron la degradación total de los organismos de zooplancton y se optó por ajustar los volúmenes a dos mL y aumentar la temperatura hasta llegar a los 75°C por 12 h para lograr digerir los organismos.

El último protocolo realizado correspondió al de Md Amin et al. (2020), empleó ácido nítrico (HNO_3) al 65% para degradar los organismos zooplanctónicos, para ello usaron entre 17 – 20 μl del ácido, por un tiempo de calentamiento de 30 minutos. Para este estudio, el volumen del ácido no fue suficiente para cubrir la muestra de zooplancton y se aumentó a dos mL. Adicionalmente, el tiempo de calentamiento que empleó el autor no degradó los ganchos de los Chaetognathos, razón por la que, en este estudio, se aumentó el tiempo a una hora. En la modificación del protocolo de Md Amin et al (2020) no se realizaron cambios en la temperatura para evitar daños físicos en los MPs.

Tabla 2.

Protocolos originales y sus modificaciones para lograr la degradación de zooplancton marino

Protocolo	Sustancia	Original			Modificación		
		Vol	T	Tiempo	Vol	T	Tiempo
Aytan et al. (2022)	Reactivo de Fenton (FeSO ₄ ·7H ₂ O + H ₂ O ₂ 30%)	20 mL de FeSO ₄ ·7 H ₂ O + 20 mL de H ₂ O ₂ 30%	45° C	Hasta que se degrade la materia orgánica o hasta 72 h	10 mL FeSO ₄ ·7 H ₂ O + 20 mL H ₂ O ₂ 30%	45°C	74 h
Cau et al. (2019)	H ₂ O ₂ 15%	Hasta cubrir la muestra	50° C	Durante la noche	2 mL	50°C	12 h
Aytan et al. (2022)	H ₂ O ₂ 30%	Hasta cubrir la muestra	45° C	4-6 h	2 mL	55 - 75°C	7 - 12 h
Md Amin et al (2020)	HNO ₃ 65%	17-20µL	80° C	30 min	2 mL	80°C	1 h

3.1.2 Evaluación de protocolos

La evaluación de la degradación de los organismos de zooplancton se realizó para los protocolos original y modificados, y se calificó de manera cualitativa, como presencia (degradación parcial) o ausencia (degradación completa) de la materia orgánica representada en el cuerpo, exoesqueleto o tegumento de los organismos degradados de cada grupo zooplanctónico (**Tabla 3**). Se observó que en los protocolos donde se usaron los reactivos de Fenton y peróxido de hidrógeno la degradación en los organismos de los diferentes grupos de zooplancton fue parcial (**Tabla 3, Figura 2**), algunas piezas del cuerpo como ganchos bucales y partes posteriores del cuerpo de los taxones de Chaetognatha (**Figura 2 – A**), remanentes del intestino y el exoesqueleto de Diplostraca (**Figura 2 – B,F**), y exoesqueletos de Corycaedae (**Figura 2 – C,I**), de Oncaeidae

(Figura 2 – D,G) y Paracalanidae (Figura 2 – E, H), se degradó completamente los órganos del cuerpo, pero no se logró degradar extremidades como los apéndices bucales y las patas natatorias. En el protocolo original en el que se empleó ácido nítrico se observó que todos los organismos se degradaron satisfactoriamente, excepto los ganchos bucales de Chaetognatha (Tabla 3, Figura 2 – J-K).

El ácido nítrico al 65% en el blanco control no modificó las características físicas de los MPs, evidenciado en la coloración y tamaño de la partícula.

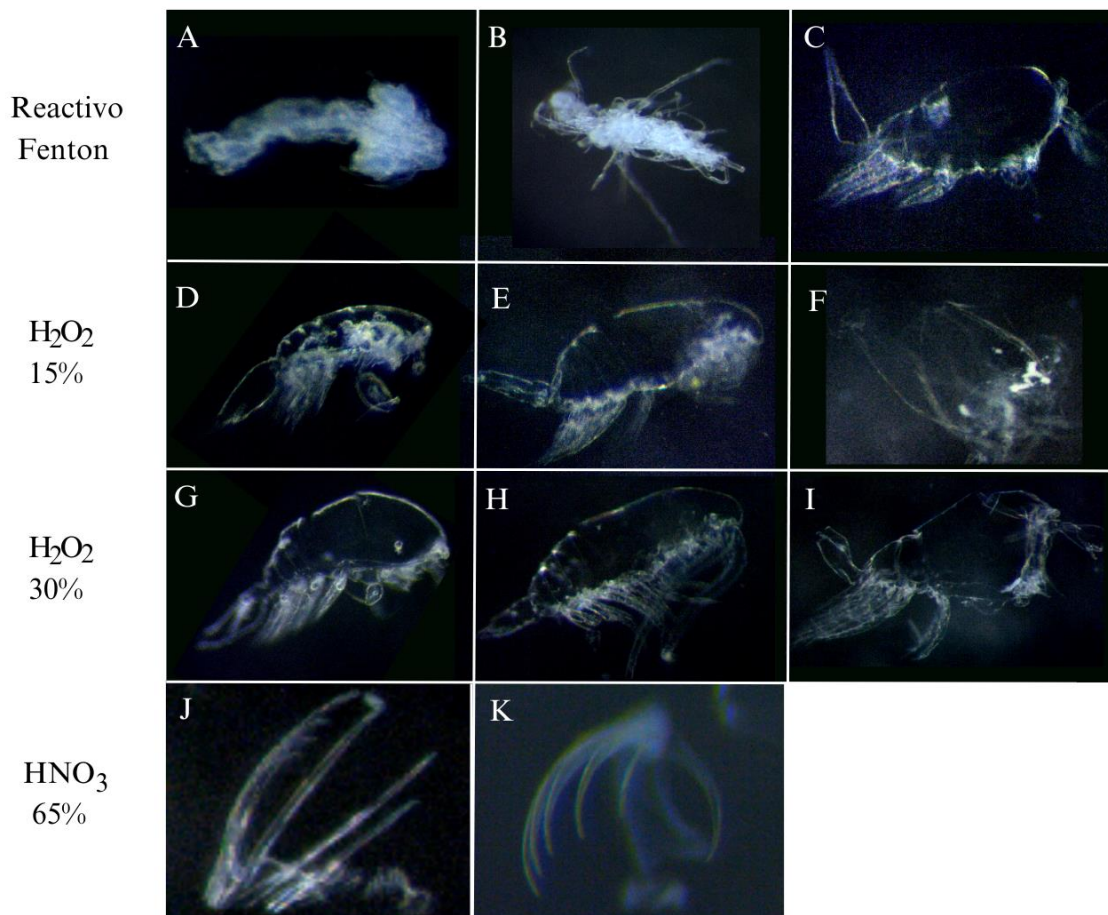
Tabla 3.

Evaluación de los protocolos empleados para la degradación de organismos zooplanctónicos y del efecto de la sustancia sobre el MP

Protocolo	Sustancia	Grupo de zooplancton	Protocolo original	Protocolo modificado
Aytan et al. (2022)	Reactivo de Fenton	Copepoda	Parcial	Parcial
		Diplostraca	Parcial	Parcial
		Chaetognatha	Parcial	Parcial
Cau et al. (2019)	H ₂ O ₂ 15%	Copepoda	Parcial	Parcial
		Diplostraca	Parcial	Parcial
		Chaetognatha	Parcial	Parcial
Aytan et al. (2022)	H ₂ O ₂ 30%	Copepoda	Parcial	Parcial
		Diplostraca	Parcial	Parcial
		Chaetognatha	Parcial	Parcial
Md Amin et al. (2020)	HNO ₃ 65%	Copepoda	Completa	Completa
		Diplostraca	Completa	Completa
		Chaetognatha	Parcial	Completa

Figura 2.

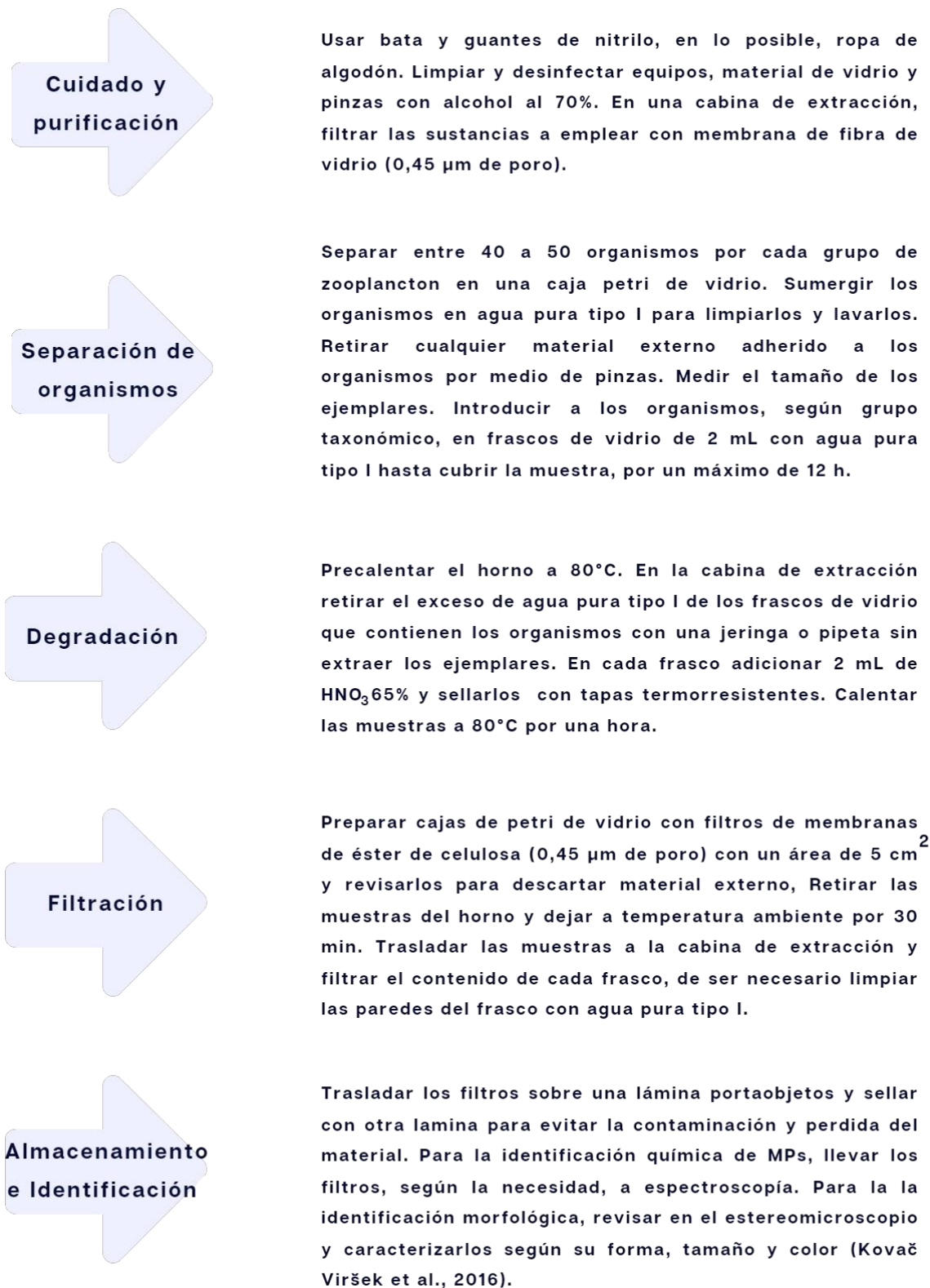
Organismos zooplanctónicos degradados parcialmente.



Nota. Piezas del cuerpo de organismos de zooplancton posterior a la digestión siguiendo los protocolos originales. Chaetognatha (A,J,K), Diplostraca (B,F), Corycaeidae (C,I), Oncaeidae (D,G), Paracalanidae (E,H).

3.1.3 Protocolo estandarizado

Una vez terminada la evaluación, se adaptó el protocolo de Md Amin et al (2020), y se utilizó en el presente protocolo estandarizado, la descripción es presentada a través del siguiente esquema (**Figura 3**).

Figura 3.*Metodología detallada del protocolo estandarizado*

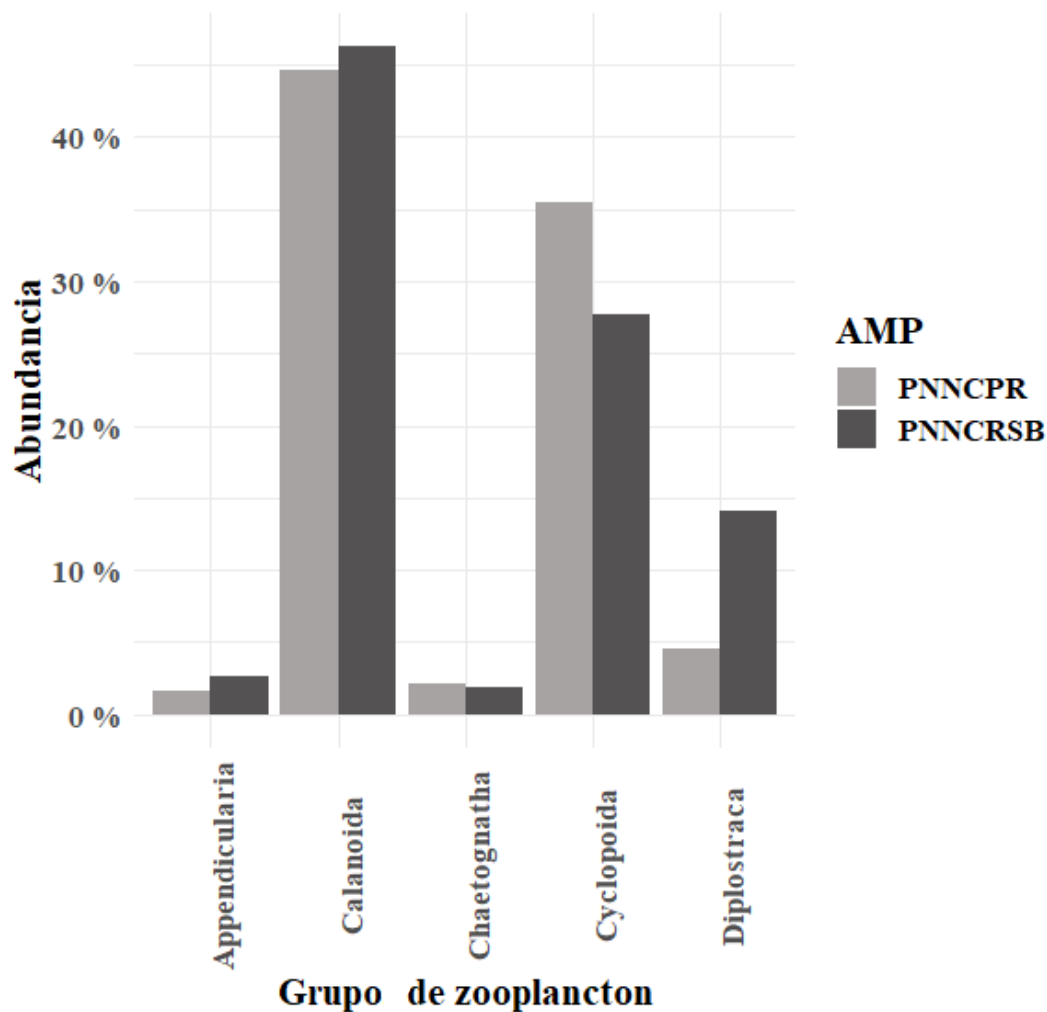
3.2 Identificación y reconocimiento de los grupos objetivo de zooplancton

En las muestras de zooplancton, para las dos AMP, se encontraron 24 grupos taxonómicos. Los grupos que presentaron mayor abundancia tanto para el PNNCRSB como el PNNCPR correspondieron a Calanoidea, Cyclopoidea, Diplostraca, Appendicularia y Chaetognatha (**Figura 4**).

Los anteriores grupos, representaron para el PNNCRSB el 92.7% y para el PNNCPR el 88.5% del total de la abundancia.

Figura 4.

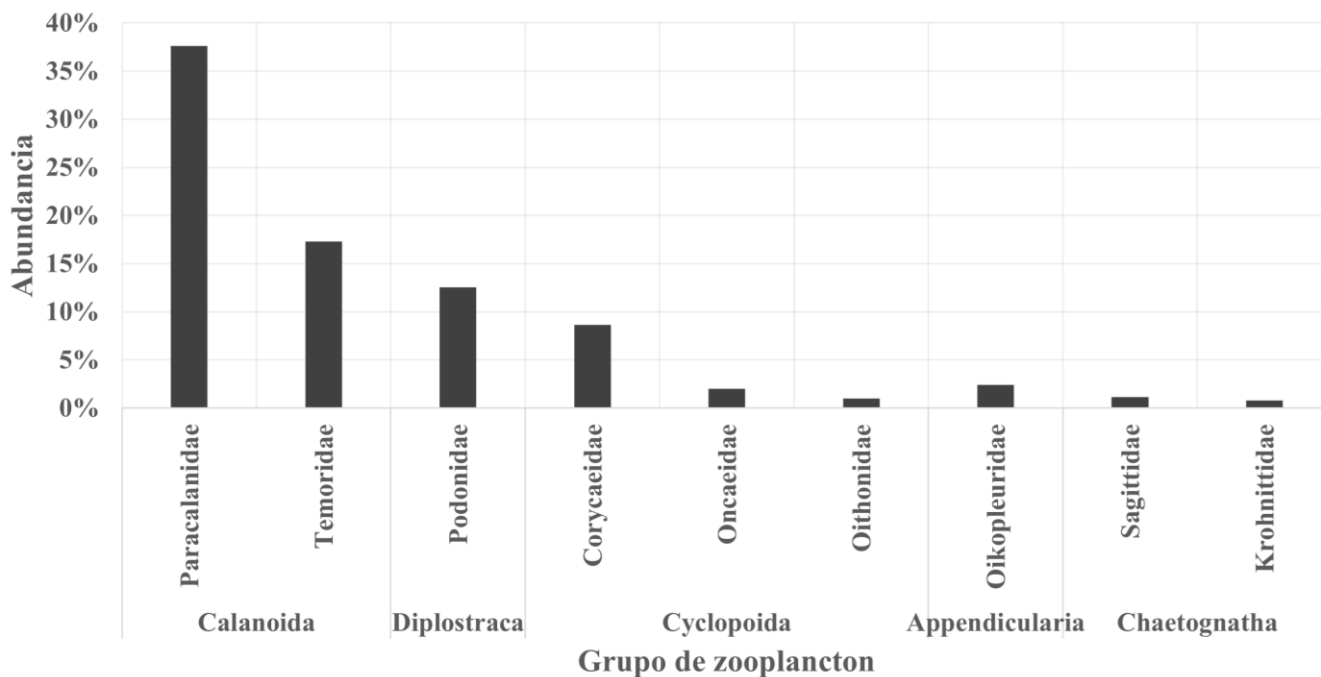
Grupos de zooplancton más abundantes en el PNNCRSB y PNNCPR



Del orden Calanoidea y Cyclopoidea, se eligieron las dos familias más abundantes dentro de ellos, las cuales correspondieron a Paracalanidae (38%) y Temoridae (17%) para el primer orden, Corycaedae (9%) y Oncaeidae (2%) para el segundo. La familia más abundante en Appendicularia correspondió a Oikopleuridae (2%). En el superorden Diplostraca la familia más abundante correspondió a Podonidae (13%) y Chaetognatha, se evaluó a nivel de filo, ya que las abundancias de las familias no fueron suficientes para el análisis por lo que se acogió Chaetognatha con Sagittidae (1.14%) y Khrohnittidae (0.78%) (**Figura 5**). Por lo tanto, los grupos objetivo consistieron en siete grupos taxonómicos correspondientes a cinco familias, un superorden y un filo; Paracalanidae, Temoridae, Corycaedae y Oncaeidae, Oikopleuridae, Diplostraca y Chaetognatha.

Figura 5.

Familias de zooplancton más abundantes en las dos AMP



3.3 Caracterización y cuantificación de los MPs extraídos del zooplancton marino

3.3.1 Identificación y Tasa de encuentro (TE) de MPs

Se analizaron 1 932 organismos en los que se encontraron 64 MPs extraídos de los grupos objetivo de zooplancton de la dos AMP. La familia Oikopleuridae no completó el número de organismos necesarios para el análisis en el PNNCSR (Tabla 4).

Tabla 4.

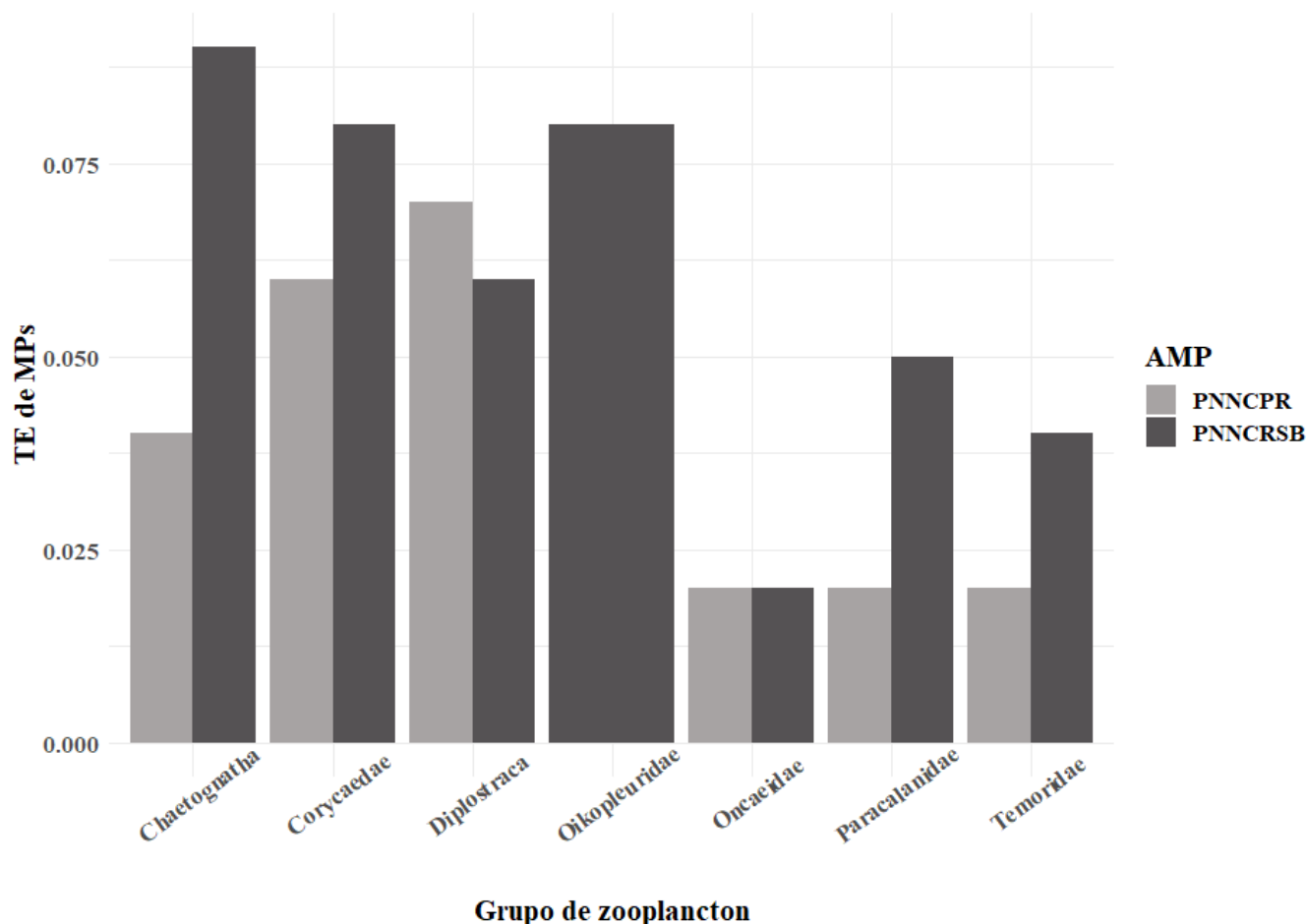
MPs encontrados en organismos de zooplancton en las dos AMP

Grupo de zooplancton	Organismos degradados	MPs ingeridos
PNNCSR	1 118	41
Corycaedae	300	9
Diplostraca	200	6
Paracalanidae	194	6
Chaetognatha	146	10
Oncaeidae	133	2
Oikopleuridae	98	6
Temoridae	47	2
PNNCSR	814	23
Corycaedae	297	10
Paracalanidae	150	2
Diplostraca	137	6
Oncaeidae	97	1
Chaetognatha	91	3
Temoridae	42	1
Total	1 932	64

La tasa de encuentro (TE) de MPs, en el PNNCSR, alcanzó su máximo valor en los taxones de Chaetognatha (0.069 MPs/Ind). En el PNNCSR, los organismos del superorden Diplostraca obtuvieron el mayor encuentro de MPs (0.044 MPs/Ind). Oncaeidae, entre las familias de copépodos, fue el que menos ingirió MPs (0.02 MPs/Ind) para las dos AMP (Figura 6). No se presentaron diferencias significativas en la TE entre los grupos de zooplancton (Kruskal Wallis, $p = 0.064$), ni entre las dos AMP (Kruskal Wallis, $p = 0.307$).

Figura 6.

Tasa de encuentro de MPs ingeridos por grupo zooplanctónico en el PNNCRSB y PNNCPR



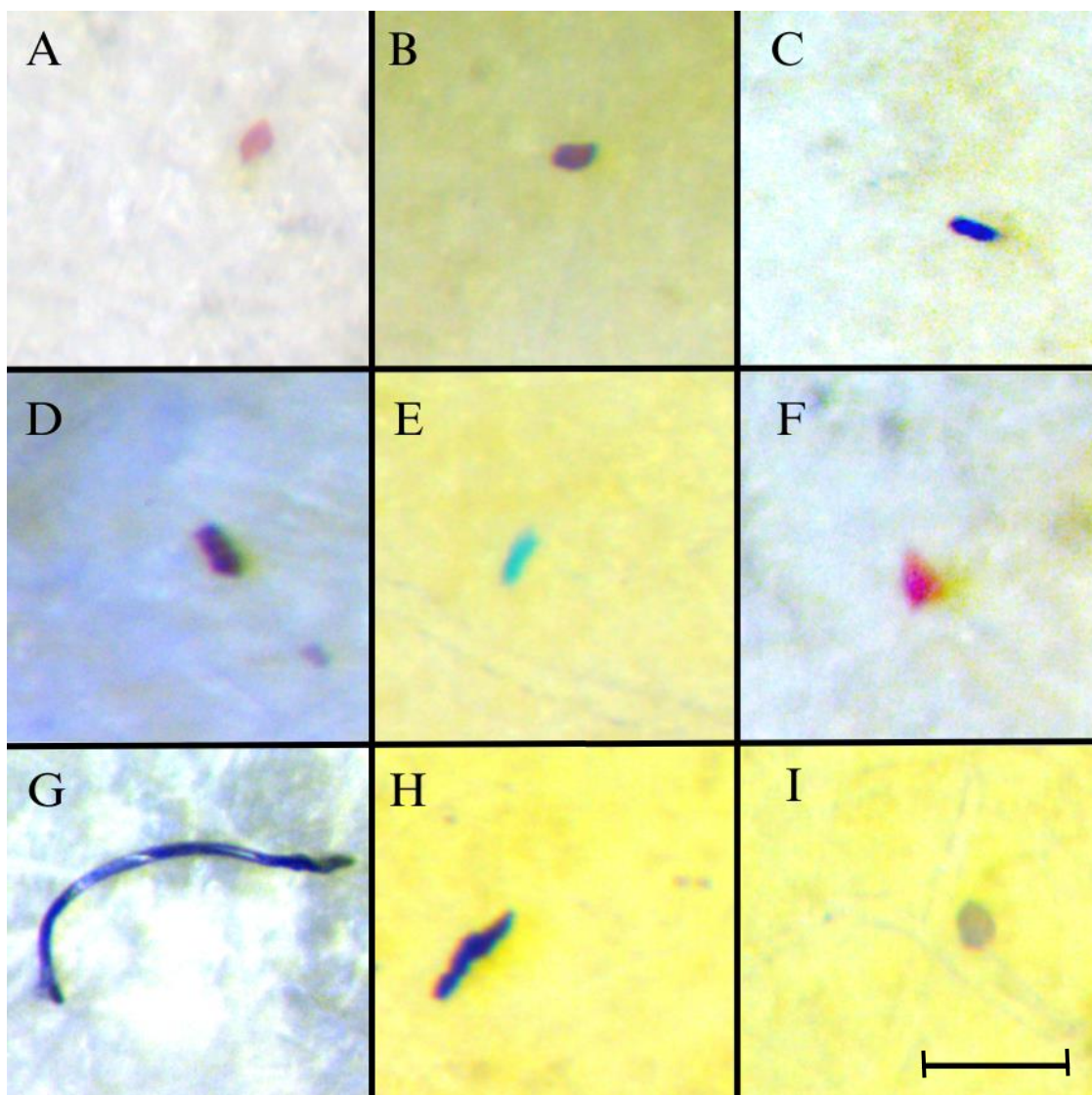
3.3.2 Caracterización morfológica de los MPs

Los MPs encontrados presentaron formas de fragmentos, filamentos y películas (**Figura 7**). Para las dos AMP, los fragmentos fueron la forma más frecuente (79.68 %), seguido de los filamentos (12.5 %) y películas (7.81%). En el PNNCRSB, el 73.2%, 14.6% y 12.2% de MPs correspondieron a fragmentos, filamentos y películas, respectivamente. Para el PNNCPR, se encontraron únicamente, fragmentos y filamentos representados en el 91.3% y 8.7%, respectivamente.

Los siete grupos de zooplancton ingirieron fragmentos en las dos AMP (**Tabla 5**). Los taxones de Diplostraca, Chaetognatha y Oikopleuridae, ingirieron las tres formas de MPs encontradas en el presente estudio; fragmentos, fibras y películas. Oncaeidae ingirió fragmentos y fibras, y Temoridae ingirió fragmentos y películas. En Corycaeidae y Paracalanidae se observó la ingesta, únicamente, de fragmentos.

Figura 7.

Ejemplos de MPs ingeridos en los grupos de zooplancton en el PNNCRSB y PNNCPR

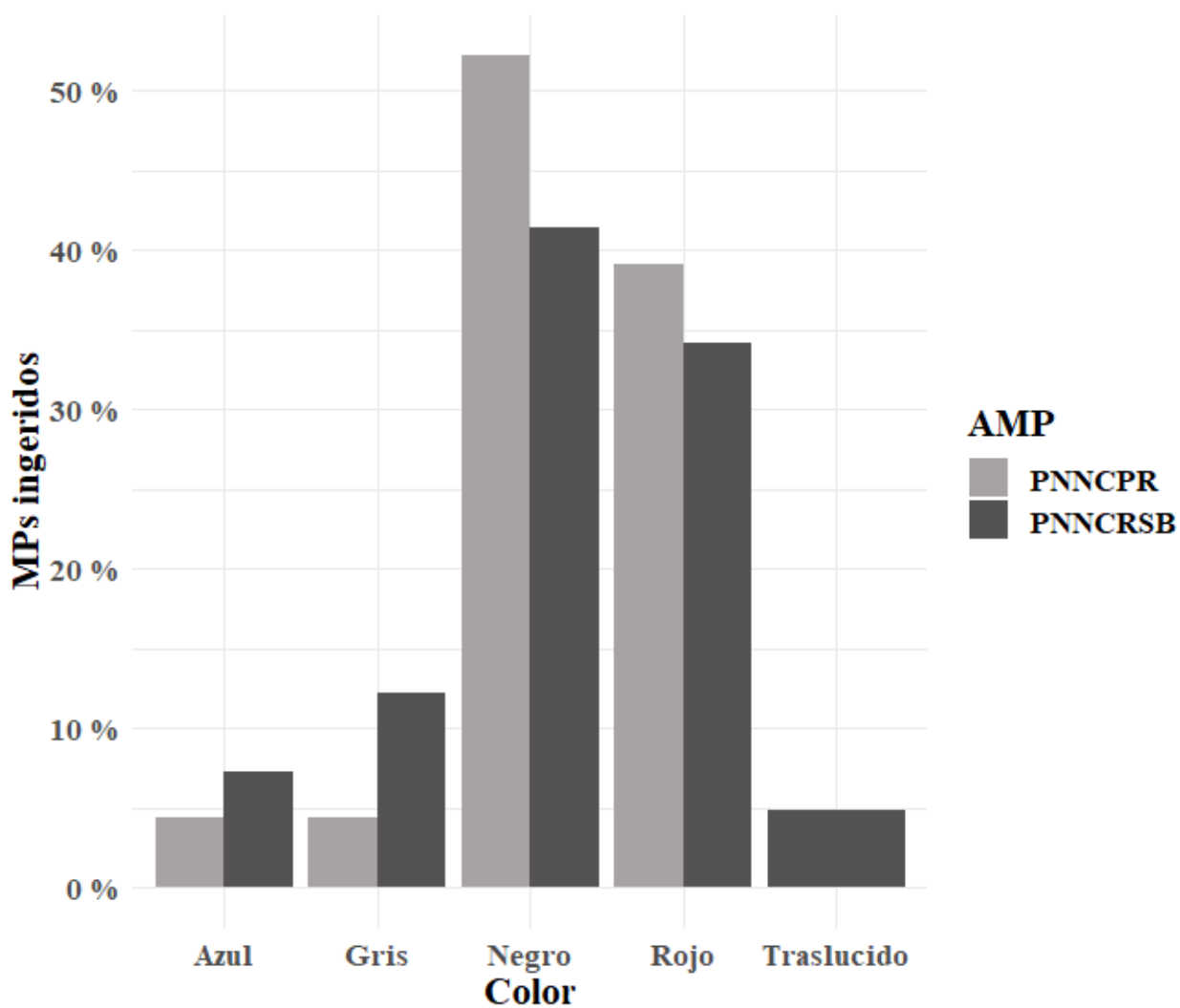


Nota. A-F: fragmentos, G-H: filamentos, I: película, escala de barra = 100 μ m

Se encontraron cinco categorías de colores en las dos AMP, el negro fue el color predominante (45.3% de MPs), seguido del rojo (35.93%) y gris (9.37%) (**Figura 8**). El color azul (6.25%) y traslucido (3.1%) fueron los que menos se observaron (**Figura 8**). El traslucido, únicamente, se observó en el PNNCRSB (**Figura 8**). No hubo diferencias significativas en los colores de las dos AMP (Kruskal Wallis, $p = 0.15$).

Figura 8.

Composición de color de los MPs extraídos del zooplancton en el PNNCRSB y PNNCPR



Los tamaños de los fragmentos ingeridos por los diferentes grupos de zooplancton se encontraron entre 9 y 202 μm con un promedio $56 \pm 7.5 \mu\text{m}$, mientras que, los filamentos encontrados estuvieron en rangos de mayor tamaño, 36 a 899 μm con un promedio $224 \pm 89.86 \mu\text{m}$.

Chaetognatha fue el grupo que ingirió fibras de mayor tamaño en las dos AMP en comparación con los otros grupos de zooplancton (**Tabla 5**). Los grupos de copépodos Corycaedae y Paracalanidae, fueron los que ingirieron fragmentos de mayor longitud en el PNNCRSB y PNNCPR, respectivamente.

Tabla 5.

Longitud del zooplancton y MPs ingeridos por el zooplancton en PNNCRSB y PNNCPR

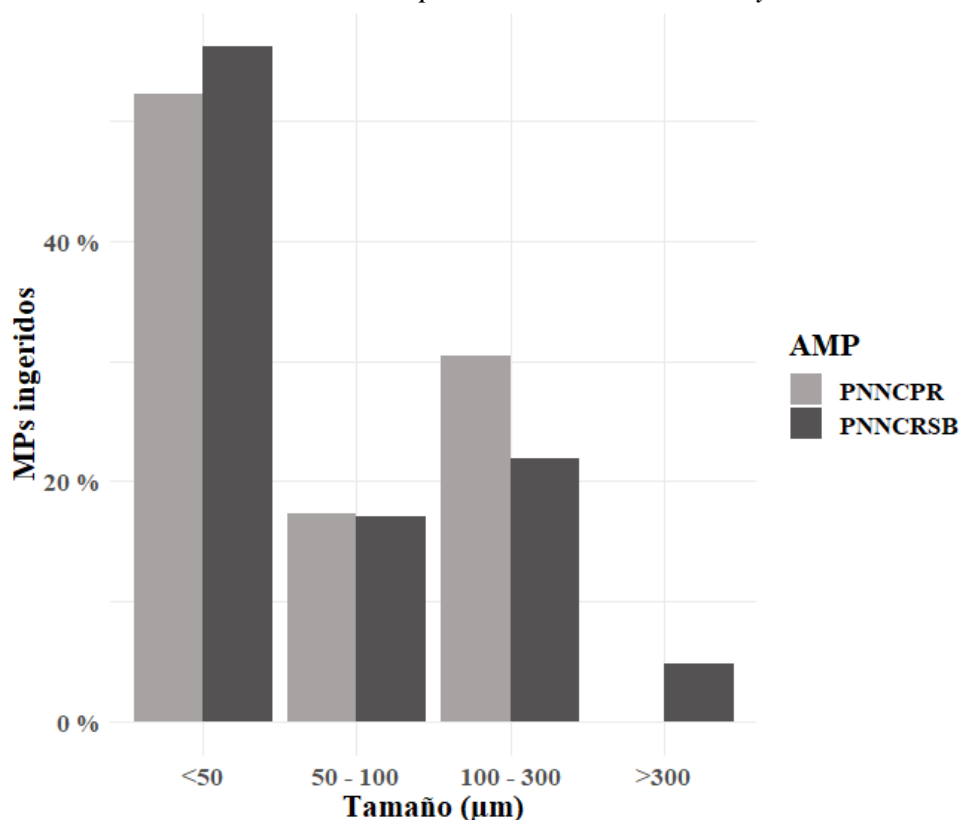
Grupo de zooplancton	Tamaño del organismo promedio (μm)	Promedio de la longitud de MPs (μm)		
		Fragmentos	Fibras	Películas
PNNCRSB				
Corycaedae	668.39	83.47	-	-
Diplostraca	750.56	51.1	-	113.49
Paracalanidae	652.80	52.28	-	-
Chaetognatha	4244.32	70.01	392.88	35.58
Oncaidae	729.73	48.492	327.163	-
Oikopleuridae	1896.14	32.92	73.69	31.52
Temoridae	1091.75	24.71	-	65.3
PNNCPR				
Corycaedae	782.57	52.71	-	-
Paracalanidae	766.92	110.32	-	-
Diplostraca	758.18	70.39	113	-
Oncaidae	694.71	18.626	-	-
Chaetognatha	3751.14	60.18	169.75	-
Temoridae	821.84	25.54	-	-

Los MPs ingeridos por el zooplancton en las dos AMP estuvieron, en su mayoría, por debajo de las 50 μm , hallándose 35 MPs. Entre las 50 y 100 μm se hallaron 11 MPs, entre las 100 y 300 μm se encontraron 16 MPs y superior a las 300 μm se obtuvieron 2 MPs.

Para el PNNCRSB el 56% de los MPs fueron inferiores a las 50 μm , el 21.9% se hallaron entre las 100 y 300 μm , el 17% estuvieron entre las 50 y 100 μm y el 4.8% fueron MPs superiores a las 300 μm (**Figura 9**). Para el PNNCPR, el 52% de los MPs fueron inferiores a las 50 μm , el 17.3% estuvieron entre las 50 y 100 μm , el 30.4% de los MPs estuvieron en los rangos de 100 y 300 μm . Se hallaron MPs mayores a las 300 μm , únicamente, en el PNNCRSB. No se hallaron diferencias significativas entre los tamaños de los MPs ingeridos por los grupos de zooplancton. (Kruskal Wallis, $p = 0.57$).

Figura 9.

Tamaños de MPs extraídos del zooplancton en el PNNCRSB y PNNCPR



4. Discusión

4.1 Estandarización de protocolo para la extracción de MPs ingeridos por el zooplancton

La ingesta de MPs en el zooplancton marino implica riesgos en la cadena trófica alimentaria de los organismos acuáticos (Setälä et al., 2012; Bai et al., 2021; He et al., 2021), por lo que se requiere de un protocolo de digestión eficiente del zooplancton, que permita recuperar los MPs sin afectar la integridad y evitando que la materia orgánica interfiera en la visualización e identificación de los MPs a nivel microscópico (Radford et al., 2021).

Los organismos zooplanctónicos son complejos de degradar porque presentan, en su mayoría, exoesqueletos con compuestos químicos y biomoléculas que les confieren rigidez. En los crustáceos, como los copépodos, sus tegumentos están conformados principalmente por quitina y carbonato de calcio (Souza et al., 2011; Taylor et al., 2015). En el filo Chaetognatha, los dientes y ganchos están compuestos por quitina, silicio y zinc (Bone et al., 1983), por el contrario, en Appendicularia, como Okiopleuridae, carecen de exoesqueleto (Prog et al., 1984), lo que facilita su degradación.

En el presente estudio se probaron los protocolos basados en la oxidación y acidificación y se obtuvo degradación parcial en algunos grupos de zooplancton en determinadas condiciones. Con respecto a la oxidación, el peróxido de hidrógeno ha mostrado su eficiencia sobre la remoción de materia orgánica; en sedimentos, muestras de agua (Aytan et al., 2022), en tejidos blandos de *Mytilus edulis* (Li et al., 2016; Kolandhasamy et al., 2018), y en la digestión parcial del tracto intestinal de peces y langostas (Avio et al., 2015; Cau et al., 2019); pero en este estudio, los organismos empleados al poseer estructuras rígidas, no se degradaron completamente (Figura 2)

(Tabla 3), similar a lo reportado por Cole et al (2014), donde se observó que el peróxido de hidrógeno removió parcialmente las muestras de zooplancton por un periodo de hasta siete días.

La reacción de Fenton es otro proceso oxidativo que se produce cuando se combina el peróxido de hidrógeno (H_2O_2 30%) con sulfato de hierro (Fe (II)). Esta disolución ha demostrado su eficiencia en la descomposición de materia orgánica en muestras de lodo provenientes de aguas residuales (Al-Azzawi et al., 2020) y en la degradación de materia orgánica disuelta en muestras de agua marinas (Aytan et al., 2022). En varias investigaciones se ha considerado como una reacción clave para estandarizar un método en la digestión de materia orgánica (Tagg et al., 2017; Al-Azzawi et al., 2020; Schrank et al., 2022), debido a que es efectiva en un tiempo de menor exposición y no tiene efectos adversos en la composición física y química de los plásticos (Al-Azzawi et al., 2020; Schrank et al., 2022). Sin embargo, en este estudio, los organismos zooplanctónicos que se emplearon para la digestión con la reacción de Fenton, se degradaron parcialmente sus estructuras. Adicionalmente, esta reacción es exotérmica, es decir, que alcanza temperaturas hasta los $90^{\circ}C$ (Al-Azzawi et al., 2020), requiriendo frascos cónicos a partir de 100 mL para evitar el derrame del contenido, lo que dificultó la extracción de MPs inmersos en la muestra. Al igual que en este estudio, Möller et al (2020) reportaron que esta reacción no es suficiente para lograr la remoción completa de materia orgánica, y que es necesario, un paso complementario como el empleo de enzimas digestivas para lograr la digestión total.

Por último, la acidificación ha demostrado ser útil para remover el material orgánico de muestras marinas, facilitando el aislamiento de MPs (Avio et al., 2015) y el ácido nítrico ha sido empleado en la digestión de muestras de zooplancton (Desforges et al., 2019; Sun et al., 2017, Zavala-Alarcón et al., 2023) y en tractos digestivos de camarones (Gurjar et al., 2021). En este estudio se modificó el tiempo de exposición de ácido nítrico al 65% de 30 minutos a una hora. Con

resultados positivos de una degradación completa de los organismos zooplanctónicos y una integridad en las características físicas de los MPs. Algunos autores sugieren que el ácido nítrico cuando se somete a presiones y temperaturas altas puede oxidar, destruir y dañar los polímeros de los MPs que son intolerantes a bajos pH como el poliestireno, polietileno y poliamidas (Cole et al., 2014; Schrank et al., 2022).

Desforges et al. (2015) emplearon ácido nítrico al 100% por 30 minutos y encontraron MPs en muestras del copépodo calanoideo *Neocalanus cristatus* y en muestras de krill de *Euphausia pacifica*, que el impacto del ácido en los MPs depende del tiempo de exposición y la concentración. Md Amin et al. (2020) y Zavala-Alarcón et al. (2023), emplearon ácido nítrico al 65% y 55%, respectivamente, modificando la metodología realizada por Desforges et al. (2015), y evidenciaron que la integridad de los MPs a nivel físico y químico no se vio afectada. Un ejemplo de ello es la presencia de polímeros como el PET que, según Schrank et al. (2022), se degradan empleando ácido nítrico 69% por dos horas, en cambio, Zavala-Alarcón et al. (2023) encontraron este polímero empleando ácido nítrico 55% por 30 minutos, lo que evidenció que las modificaciones en el tiempo de exposición y concentración del ácido nítrico pueden ser favorables en la conservación de la integridad de los MPs y en la digestión completa de los organismos zooplanctónicos.

4.2 Identificación y reconocimiento de los grupos objetivo de zooplancton

En este estudio, Copepoda fue el grupo de zooplancton con mayor abundancia en un periodo de baja precipitación en las dos AMP, similar a lo encontrado en otros estudios del PNN CPR, Ciales-Hernández et al., (2021) además de los tintinidos y radiolarios. Contreras-Vega et al., (2021) encontraron que los grupos más abundantes, además de Copepoda, Tintinnida, Foraminífera se incluye Appendicularia.

Hacia la zona costera del Caribe colombiano, Gutiérrez (2010), identificó a los copépodos como los más abundantes dentro de la muestra, seguido de Appendicularia en representación de los urocordados con casi el 85% de la abundancia. Para el sector de Islas del Rosario, en el PNNCRSB, encontró ensamblajes con presencia de Chaetognatha y Diplostraca, representados en el 3% y menor al 1% respectivamente, diferente a lo encontrado en este estudio en el que Diplostraca fue el segundo grupo con mayor abundancia y Chaetognatha el de menor dentro de los grupos representativos del zooplancton (**Figura 5**).

4.3 Cuantificación y caracterización de los MPs extraídos del zooplancton marino

4.3.1 Identificación y Tasa de encuentro (TE) de MPs

La TE no presentó diferencias significativas (Kruskal Wallis, $p = 0.307$) entre las AMP, al compararlo con los resultados a nivel global, el rango de la TE en este estudio (0.01- 0.07 MPs/Ind) es inferior a lo reportado en el este del mar de China (0.13–0.35 MPs/Ind.; Sun et al., 2017), en el mar de Kenia (0.16–0.46 MPs/Ind.; Kosore et al., 2018) y en el estrecho de Fram en el Ártico (0.01 – 1.8 MPs/Ind.; Botterell et al., 2022) y es superior a lo encontrado para el sudeste del Mar Negro (0.008 – 0.024 MPs/Ind.; Aytan et al., 2022) y para el pacífico de México (0.005 - 0.02 MPs/Ind.; Zavala-Alarcón et al., 2023). Estas diferencias en la TE a nivel global están sujetas a la diferencia de los estadios de desarrollo (Sun et al., 2017) y a las estrategias alimenticias de los distintos grupos de zooplancton analizados en cada investigación.

En este estudio el grupo con mayor TE correspondió a Chaetognatha (0.069 MPs/Ind) hacia la zona costera, en el PNNCRSB. Kosore et al (2018), reportaron a Chaetognatha con la mayor TE (0,46 MPs/Ind) en comparación a Copepoda, Amphipoda y larvas de pez en el mar de Kenia. Mientras que, en el pacífico central de México no se reportó ingesta de MPs por parte de Chaetognatha (Zavala-Alaracón et al., 2023). Chaetognatha, por lo general, tiene hábitos

alimenticios carnívoros y se alimenta de copépodos y de otros organismos zooplanctónicos, permitiendo la ingesta de MPs de forma directa; al consumirlos en la columna de agua por la confusión en la identificación de la presa, e indirecta; al consumirlos a partir de organismos que previamente han ingerido MPs (Sun et al., 2017). Lo que confirma que este grupo zooplanctónico también está consumiendo MPs.

Aunque la TE de los grupos taxonómicos objetivo no obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre las AMP, las TE del PNNCRSB (0.036) y del PNNCPR (0.025) presentan una ligera diferencia que podría estar relacionada con la alta productividad primaria que hay hacia las zonas costeras (Clark et al., 2016), ya que el zooplancton recurre a estas áreas para alimentarse de productores primarios (Kang et al., 2015), asimismo, la abundancia de plásticos en el mar está influenciada por la cercanía de ciudades como Cartagena y Santa Marta, que además de contar con grandes poblaciones, generan una alta producción de aguas residuales y residuos sólidos, que en el área de Cartagena, la descarga de aguas continentales se da por medio del Canal del Dique (Garces-Ordoñez et al., 2021).

4.3.2 Caracterización morfológica de los MPs

Las características físicas (forma, color, tamaño) de los MPs ingeridos son importantes en la determinación de los tipos de plásticos que pueden afectar al zooplancton marino. En este estudio, los fragmentos fueron la forma predominante de los MPs extraídos de los grupos de zooplancton en las dos AMP, la ingesta de estas formas se asocia con su disponibilidad en el ambiente, y se sustenta con la investigación de Garcés-Ordoñez et al. (2022), en el que encontraron mayor ocurrencia de fragmentos sobre otras formas de MPs en las áreas costeras del Caribe colombiano. Asimismo, la ingesta de fragmentos sobre fibras podría estar influida por la adherencia de biopelículas hacia áreas de mayor superficie, se ha evidenciado que los

microorganismos tienen preferencia hacia estas áreas porque facilitan su propagación (Osborn y Stojkovic., 2014; He et al., 2022). La adherencia de biopelículas podría modificar las características superficiales de los MPs pudiendo asemejar los alimentos del plancton, favoreciendo una mayor palatabilidad (Vroom et al., 2017), esta preferencia sobre los MPs envejecidos sobre aquellos que son prístinos se observó en dos especies de copépodos *Calanus finmarchicus* y *Acartia longiremis* en la investigación de Vroom et al. (2017).

En otras regiones del mundo, como en el mar asiático y en el nordeste del pacífico, se encontró predominancia de MPs ingeridos con forma de fibras en los grupos de zooplancton relacionado con la abundancia de esta forma en la columna de agua (Desforges et al., 2015; Kosore et al., 2019; Sun et al., 2017). En la investigación de Aytan et al. (2022), resaltaron que es posible una divergencia entre las formas de MPs que abundan en la columna del agua y las que son ingeridas por el zooplancton, y que según los autores, podría explicarse por diferencias verticales en la columna de agua, en el estudio encontraron que la forma predominante de los MPs en la columna del agua fueron fibras, mientras que, los MPs ingeridos por el zooplancton fueron fragmentos.

El color es otra característica importante que incrementa la selección y el atractivo de los MPs (Aytan et al., 2022). En este estudio, el negro fue el color que predominó sobre los cinco colores encontrados, similar a lo reportado por Jiménez-Cárdenas et al. (2022) para peces en el Caribe colombiano. Desforges et al. (2015) y Kosore et al. (2018) también encontraron en organismos zooplanctónicos, MPs con colores similares del presente estudio; negro, rojo y azul. Los MPs que presentan coloración son más ingeridos que los MPs que son transparentes, asociado a que los predadores tienden a capturar MPs con colores que son semejantes a los de sus presas (Kühn et al., 2015). La variedad en la coloración de los MPs depende de la tinción que se le ha

añadido al plástico (Kye et al., 2023), los aditivos añadidos para otorgarles esta característica, al estar compuestos de sustancias que contienen diferentes tipos de metales o surfactantes, son nocivos y representan un riesgo toxicológico (Groh et al., 2019).

El estudio sobre el efecto del color en la ingestión de MPs permanece escaso, sin embargo, hay investigaciones que reportan que la forma y el color de los MPs pueden afectar las elecciones de ingestión en organismos marinos (Wright et al., 2013; Kühn et al., 2015), además que caracterizar la composición del color contribuye al reconocimiento del origen de la partícula plástica (Gago et al., 2018).

La ingesta de MPs depende del tamaño de la partícula y aunque se asocie con los hábitos alimenticios de los organismos y la longitud del apéndice y el tamaño de la boca (Frost et al.1983), en este estudio los grupos zooplanctónicos no presentaron diferencias en el tamaño de los MPs que ingirieron en las dos AMP. El tamaño promedio de los MPs extraídos en este estudio ($84 \pm 122 \mu\text{m}$) fue inferior a lo que ha sido encontrado para el zooplancton en el pacífico de México ($113.8 \mu\text{m}$) (Zavala-Alarcón et al., 2023), en el sudeste del mar negro ($100 \pm 153 \mu\text{m}$) (Aytan et al., 2022), en el norte del pacífico ($556 \pm 149 \mu\text{m}$) (Desforges et al., 2015), y superior a lo reportado para el sur del mar de china ($56.3\text{-}313 \mu\text{m}$) (Md Amin et al., 2020).

El tamaño de MPs que predominó, en ambas AMP, fue inferior a los $50 \mu\text{m}$, el cual puede ser similar al de las presas de los copépodos como el fitoplancton o microzooplancton que poseen tamaños inferiores a las $200 \mu\text{m}$ por los modos de adquisición de alimento por filtración y la captura de presa (Sun et al., 2017), en Diplostraca, se ha evidenciado que pueden retener partículas de hasta $2 \mu\text{m}$ (Boltovskoy.,1999), y al ser detritívoros, se han observado presas de tamaños reducidos dentro de sus intestinos como frústulas de diatomeas y dinoflagelados además de ingerir microplancton (Boltovskoy.,1999). Por el contrario, Chaetognatha, presenta hábitos alimenticios

carnívoros, alimentándose tanto del zooplancton como de los organismos del mismo grupo taxonómico (Boltovskoy.,1999), y que podría corroborar que la ingesta de fibras (**Anexo 2**) haya sido de mayor tamaño (390 μm) con respecto a los otros grupos zooplanctónicos analizados (**Tabla 5**), relacionado con su modo de captura y por los tamaños de sus presas.

5. Conclusiones

Este estudio contribuye con un protocolo estandarizado para la extracción de MPs ingeridos por el zooplancton marino. El protocolo más efectivo para la degradación de materia orgánica del zooplancton marino es el empleo de ácido nítrico al 65% por una hora, manteniendo la integridad física de los MPs.

Todos los grupos analizados presentaron ingesta de microplásticos, y Chaetognatha, fue el grupo taxonómico con la mayor tasa de encuentro de MPs.

La forma más común de MPs ingerida por el zooplancton fueron los fragmentos y el color fue el negro. Los tamaños de los MPs ingeridos por los grupos zooplanctónicos analizados, en su mayoría, fueron inferiores o iguales a los 50 μm .

6. Recomendaciones

Es necesario que se investigue y evalúe los efectos toxicológicos de la ingesta de los MPs en el zooplancton marino.

Referencias Bibliográficas

- Acosta-Coley, I., Duran-Izquierdo, M., Rodriguez-Cavallo, E., Mercado-Camargo, J., Mendez-Cuadro, D., y Olivero-Verbel, J. (2019). Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: Pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans* [Cuantificación de microplásticos en la Costa Caribe de Colombia: Perfil de contaminación y efectos biológicos en *Caenorhabditis elegans*]. *Marine Pollution Bulletin*, 146(June), 574-583. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.084>
- Alfonso, M. B., Arias, A. H., y Piccolo, M. C. (2020). Microplastics integrating the zooplanktonic fraction in a saline lake of Argentina: influence of water management [Integración de microplásticos en la fracción zooplanctónica en un lago salino de Argentina: influencia de la gestión del agua]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8080-1>
- Alonso, D., Vides, M., Cedeño, C., Marrugo, M., Henao, A., Sanchez, J.A., Dueñas, L., Andrade, J.C., Gonzalez, F. y M. Gomez. (2015). Parque Nacional Natural Corales de Profundidad: descripción de comunidades coralinas y fauna asociada. Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 88, Santa Marta. 20 p.
- Arango, C., Dorado, J., Guzmán, D., y Ruiz, J. (2012). Cambio climático más probable para Colombia a lo largo del siglo XXI respecto al clima presente. Subdirección de Meteorología–IDEAM, 1-38.
- Al-Azzawi, M.S.M., Kefer, S., Weißer, J., Reichel, J., Schwaller, C., Glas, K., Knoop, O., y Drewes, J.E. (2020). Validation of sample preparation methods for microplastic analysis

- in wastewater matrices—reproducibility and standardization [Validación de métodos de preparación de muestras para el análisis de microplásticos en matrices de aguas residuales - reproducibilidad y estandarización]. *Water* 12, 2445. <https://doi.org/10.3390/w12092445>.
- Avio, C. G., Gorbi, S., y Regoli, F. (2015). Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea [Desarrollo experimental de un nuevo protocolo de extracción y caracterización de microplásticos en tejidos de peces: Primeras observaciones en especies comerciales del Mar Adriático]. *Marine Environmental Research*, 111, 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>
- Aytan, U., Esensoy, F. B., y Senturk, Y. (2022). Microplastic ingestion and egestion by copepods in the Black Sea [Ingestión y egestión de microplásticos por copépodos en el Mar Negro]. *Science of the Total Environment*, 806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150921>
- Bai, Z., Wang, N., y Wang, M. (2021). Effects of microplastics on marine copepods [Efectos de los microplásticos en los copépodos marinos]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 217, 112243. doi:10.1016/j.ecoenv.2021.112243
- Bone, Q., Ryan, K. P., y Pulsford, A. L. (1983). The structure and composition of the teeth and grasping spines of chaetognaths [Estructura y composición de los dientes y espinas de agarre de los Chaetognathos]. In *J. mar. biol. Ass. U.K* (Vol. 63).
- Boltovskoy, D. (1999). *South Atlantic Zooplankton [Zooplancton del Atlántico Sur]*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Botterell, Z. L. R., Bergmann, M., Hildebrandt, N., Krumpfen, T., Steinke, M., Thompson, R. C., y Lindeque, P. K. (2022). Microplastic ingestion in zooplankton from the Fram Strait in

- the Arctic [Ingestión de microplásticos en el zooplancton del Estrecho de Fram en el Ártico]. *Science of the Total Environment*, 831. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154886>
- Boucher, J., y Friot, D. (2017). Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources [Microplásticos primarios en los océanos: evaluación global de las fuentes]. (Vol. 10). Gland, Switzerland: Iucn.
- Calderon, E. A., Hansen, P., Rodríguez, A., Blettler, M. C. M., Syberg, K., y Khan, F. R. (2019). Microplastics in the Digestive Tracts of Four Fish Species from the Ciénaga Grande de Santa Marta Estuary in Colombia [Microplásticos en el tracto digestivo de cuatro especies de peces del estuario de la Ciénaga Grande de Santa Marta en Colombia]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 230(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4313-8>
- Castellani, C., y Edwards, M. (Eds.). (2017). *Marine Plankton: A practical guide to ecology, methodology, and taxonomy* [Plancton marino: Guía práctica de ecología, metodología y taxonomía]. Oxford University Press.
- Cau, A., Avio, C. G., Dessì, C., Follesa, M. C., Moccia, D., Regoli, F., y Pusceddu, A. (2019). Microplastics in the crustaceans *Nephrops norvegicus* and *Aristeus antennatus*: Flagship species for deep-sea environments? [Microplásticos en los crustáceos *Nephrops norvegicus* y *Aristeus antennatus*: ¿Especies emblemáticas de las profundidades marinas?]. *Environmental Pollution*, 255, 113107. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113107>
- Chenillat, F., Huck, T., Maes, C., Grima, N., y Blanke, B. (2021). Fate of floating plastic debris released along the coasts in a global ocean model [Destino de los residuos plásticos flotantes liberados a lo largo de las costas en un modelo oceánico global.]. *Marine*

Pollution Bulletin, 165(February), 112116.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112116>

Clark, J. R., Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Blackford, J., Lewis, C., Lenton, T. M., y Galloway, T. S. (2016). Marine microplastic debris: a targeted plan for understanding and quantifying interactions with marine life [Desechos microplásticos marinos: un plan específico para comprender y cuantificar las interacciones con la vida marina]. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 14, Issue 6, pp. 317–324). Wiley Blackwell. <https://doi.org/10.1002/fee.1297>

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., y Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review [Los microplásticos como contaminantes en el medio marino: Una revisión]. En *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 62, Número 12, pp. 2588-2597). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Cole, M., Webb, H., Lindeque, P. K., Fileman, E. S., Halsband, C., y Galloway, T. S. (2014). Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms [Aislamiento de microplásticos en muestras de agua de mar ricas en biota y organismos marinos]. *Scientific Reports*, 4. <https://doi.org/10.1038/srep04528>

Contreras-Vega, L., Henao-Castro, A., y Navas-S, GR. Zooplankton distribution in a mesophotic corals reef habitat at Bajo Frijol seamount, Colombian Caribbean [Distribución del zooplancton en un hábitat coralino mesofótico en el Bajo Frijol, Caribe colombiano]. *Universitas Scientiarum*, 26(3): 281–300, 2021. doi: 10.11144/Javeriana.SC26-3.zdia

Criales-Hernández, M. I., Jerez-Guerrero, M., Rodríguez-Rubio, E., y Benavides-Serrato, M. (2021). Zooplankton community associated with mesophotic coral reefs in the Colombian Caribbean Sea [Comunidad de zooplancton asociada a arrecifes coralinos mesofóticos en

- el Mar Caribe colombiano]. *Regional Studies in Marine Science*, 45. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101843>
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M., y Ross, P. S. (2015). Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean [Ingestión de microplásticos por el zooplancton en el Pacífico nororiental]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3). <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5>
- de Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., y Futter, M. N. (2018). Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? [Estudios sobre los efectos de los microplásticos en los organismos acuáticos: ¿Qué sabemos y dónde debemos centrar nuestros esfuerzos en el futuro?]. *Science of the Total Environment*, 645, 1029-1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>
- Frias, J. P. G. L., y Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition [Microplásticos: Llegar a un consenso sobre la definición]. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145-147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., y Viñas, L. (2018). Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments [Microfibras sintéticas en el medio marino: Una revisión de su presencia en el agua de mar y los sedimentos]. In *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 127, pp. 365–376). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>
- Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V. A., Granados-Briceño, A. F., Blandón García, L. M., y Espinosa Díaz, L. F. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean [Basuras marinas y

- contaminación por microplásticos en suelos de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano]. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 455-462.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Costa Muniz, M., Salles Pereira, L. B., y Meigikos dos Anjos, R. (2021). Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific [Abundancia, distribución y características de microplásticos en aguas superficiales costeras del Caribe y Pacífico colombiano]. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(32), 43431-43442.
<https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x>
- Garcés-Ordóñez, O., Saldarriaga-Vélez, J. F., Espinosa-Díaz, L. F., Patiño, A. D., Cusba, J., Canals, M., Mejía-Esquivia, K., Fragozo-Velásquez, L., Sáenz-Arias, S., Córdoba-Meza, T., y Thiel, M. (2022). Microplastic pollution in water, sediments and commercial fish species from Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombian Caribbean [Contaminación por microplásticos en agua, sedimentos y especies comerciales de peces del complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano]. *Science of the Total Environment*, 829.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154643>
- Groh, K. J., Backhaus, T., Carney-Almroth, B., Geueke, B., Inostroza, P. A., Lennquist, A., Leslie, H. A., Maffini, M., Slunge, D., Trasande, L., Warhurst, A. M., y Muncke, J. (2019). Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards [Resumen de las sustancias químicas conocidas asociadas a los envases de plástico y sus peligros]. In *Science of the Total Environment* (Vol. 651, pp. 3253–3268). Elsevier B.V.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.015>

- Gurjar, U. R., Xavier, M., Nayak, B. B., Ramteke, K., Deshmukhe, G., Jaiswar, A. K., y Shukla, S. P. (2021). Microplastics in shrimps: a study from the trawling grounds of north eastern part of Arabian Sea [Microplásticos en camarones: un estudio de las zonas de pesca de arrastre del noreste del Mar Árábigo]. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(35), 48494–48504. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14121-z>
- Gutiérrez, J. (2011). Estructura vertical del zooplancton oceánico del mar Caribe colombiano (Tesis de maestría), Universidad Nacional de Colombia. Repositorio de tesis de la Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/10105>
- He, M., Yan, M., Chen, X., Wang, X., Gong, H., Wang, W., y Wang, J. (2021). Bioavailability and toxicity of microplastics to zooplankton [Biodisponibilidad y toxicidad de los microplásticos para el zooplancton]. *Gondwana Research*. doi:10.1016/j.gr.2021.07.021
- He, S., Jia, M., Xiang, Y., Song, B., Xiong, W., Cao, J., Peng, H., Yang, Y., Wang, W., Yang, Z., y Zeng, G. (2022). Biofilm on microplastics in aqueous environment: Physicochemical properties and environmental implications [Biopelícula sobre microplásticos en medio acuoso: Propiedades fisicoquímicas e implicaciones medioambientales]. *Journal of Hazardous Materials*, 424. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127286>
- Jimenez-Cárdenas, V., Luna-Acosta, A., y Gómez-Méndez, L. D. (2022). Differential Presence of Microplastics and Mesoplastics in Coral Reef and Mangrove Fishes in Isla Grande, Colombia [Presencia diferencial de microplásticos y mesoplásticos en peces de arrecife y de manglar en Isla Grande, Colombia]. *Microplastics*, 1(3), 477-493. <https://doi.org/10.3390/microplastics1030034>
- Kang, J. H., Kwon, O. Y., y Shim, W. J. (2015). Potential Threat of Microplastics to Zooplanktivores in the Surface Waters of the Southern Sea of Korea [Amenaza potencial

- de los microplásticos para los zooplactívoros en las aguas superficiales del Mar Meridional de Corea]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3). <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0210-3>
- Kye, H., Kim, J., Ju, S., Lee, J., Lim, C., y Yoon, Y. (2023). Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards [Microplásticos en los sistemas acuáticos: Una revisión de sus impactos en el medio ambiente y sus peligros potenciales]. *Heliyon*, 14359. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14359>
- Kolandhasamy, P., Su, L., Li, J., Qu, X., Jabeen, K., y Shi, H. (2018). Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion [Adherencia de microplásticos a los tejidos blandos de los mejillones: Una nueva forma de captar microplásticos más allá de la ingestión]. *Science of the Total Environment*, 610-611, 635-640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.053>
- Kosore, C., Ojwang, L., Maghanga, J., Kamau, J., Kimeli, A., Omukoto, J., Ngisiag'e, N., Mwaluma, J., Ong'ada, H., Magori, C., y Ndirui, E. (2018). Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: first documented evidence [Presencia e ingestión de microplásticos por el zooplancton en el medio marino de Kenia: primeras pruebas documentadas]. *African Journal of Marine Science*, 40(3), 225–234. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2018.1492969>
- Kovač Viršek, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., y Kržan, A. (2016). Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis [Protocolo de muestreo de microplásticos en la superficie del mar y análisis de muestras]. *Journal of visualized experiments : JoVE*, 118. <https://doi.org/10.3791/55161>

- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., y Van Franeker, J. A. (2015). Deleterious effects of litter on marine life [Efectos nocivos de la basura en la vida marina]. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 75–116). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4
- Lagos, A. M. (2023). Effects of microplastics pollution on the abundance and composition of interstitial meiofauna [Efectos de la contaminación por microplásticos en la abundancia y composición de la meiofauna intersticial]. *Revista de Biología Tropical*, 71, 2215-2075. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.50031>
- Law, K. L. (2017). Plastics in the Marine Environment [Los plásticos en el medio marino]. En *Annual Review of Marine Science* (Vol. 9, Número 1, pp. 205-229). Annual Reviews Inc. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060409>
- Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Cunsolo, S., Schwarz, A., Levivier, A., Noble, K., Debeljak, P., Maral, H., Schoeneich-Argent, R., Brambini, R., y Reisser, J. (2018). Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic [Pruebas de que el Gran Parche de Basura del Pacífico acumula plástico rápidamente]. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>
- Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., y Shi, H. (2016). Microplastics in mussels along the coastal waters of China [Microplásticos en mejillones de las aguas costeras de China]. *Environmental Pollution*, 214, 177-184. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>
- Lima, A. R. A., Barletta, M., y Costa, M. F. (2015). Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary [Distribución estacional e

- interacciones entre plancton y microplásticos en un estuario tropical]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 165, 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>
- Lo, H. K. A., y Chan, K. Y. K. (2018). Negative effects of microplastic exposure on growth and development of *Crepidula onyx* [Efectos negativos de la exposición a microplásticos en el crecimiento y desarrollo de *Crepidula onyx*]. *Environmental Pollution*, 233, 588-595. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.095>
- Md Amin, R., Sohaimi, E. S., Anuar, S. T., y Bachok, Z. (2020). Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea [Ingestión de microplásticos por el zooplancton en aguas costeras de Terengganu, sur del Mar de China]. *Marine Pollution Bulletin*, 150. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110616>
- Möller, J. N., Löder, M. G. J., y Laforsch, C. (2020). Finding Microplastics in Soils: A Review of Analytical Methods [Detección de microplásticos en el suelo: Una revisión de los métodos analíticos]. *Environmental Science and Technology*, 54(4), 2078–2090. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04618>
- Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F. J., Mahlkecht, J., Aguilar-Hernández, I., y Ornelas-Soto, N. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives [Microplásticos en América Latina y el Caribe: Una revisión del estado actual y perspectivas]. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 309). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698>
- Osborn, A. M., y Stojkovic, S. (2014). Marine microbes in the Plastic Age [Microbios marinos en la era del plástico]. *Microbiology Australia*, 35(4), 207. <https://doi.org/10.1071/ma14066>

- Pazos, R. S., Maiztegui, T., Colautti, D. C., Paracampo, A. H., y Gómez, N. (2017). Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary [Microplásticos en el contenido intestinal de peces costeros de agua dulce del estuario del Río de la Plata]. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 85–90. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>
- Prog, S., Gadomski, D. M., y Boehlert, G. W. (1984). Feeding ecology of pelagic larvae of English sole *Parophrys vetulus* and butter sole *Isopsetta isolepis* off the Oregon coast [Ecología alimentaria de larvas pelágicas *Parophrys vetulus* y *Isopsetta isolepis* en la costa de Oregon]. *Marine ecology-progress series*.
- Radford, F., Zapata-Restrepo, L. M., Horton, A. A., Hudson, M. D., Shaw, P. J., y Williams, I. D. (2021). Developing a systematic method for extraction of microplastics in soils [Desarrollo de un método sistemático de extracción de microplásticos en suelos]. *Analytical Methods*, 13(14), 1695–1705. doi:10.1039/d0ay02086a
- Ricaurte-Villota, C. y M.L. Bastidas Salamanca (Eds.). (2017). *Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR). Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR (14). Santa Marta, Colombia 180 p.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., y Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web [Ingestión y transferencia de microplásticos en la red trófica planctónica]. *Environmental Pollution*, 185, 77-83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>
- Schrank, I., Möller, J. N., Imhof, H. K., Hauenstein, O., Zielke, F., Agarwal, S., Löder, M. G. J., Greiner, A., y Laforsch, C. (2022). Microplastic sample purification methods - Assessing

- detrimental effects of purification procedures on specific plastic types [Métodos de purificación de muestras de microplásticos - Evaluación de los efectos perjudiciales de los procedimientos de purificación en tipos específicos de plásticos]. *Science of the Total Environment*, 833. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154824>
- Steinberg, D. K., y Landry, M. R. (2017). Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle [El zooplancton y el ciclo del carbono oceánico]. *Annual Review of Marine Science*, 9(1), 413-444. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015924>
- Souza, C. P., Almeida, B. C., Colwell, R. R., y Rivera, I. N. G. (2011). The Importance of Chitin in the Marine Environment [La importancia de la quitina en el medio marino]. In *Marine Biotechnology* (Vol. 13, Issue 5, pp. 823–830). <https://doi.org/10.1007/s10126-011-9388-1>
- Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S., y Zhao, Y. (2017). Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea [Ingestión de microplásticos por grupos naturales de zooplancton en el norte del Mar de China]. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2), 217-224. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.004>
- Tagg, A. S., Harrison, J. P., Ju-Nam, Y., Sapp, M., Bradley, E. L., Sinclair, C. J., y Ojeda, J. J. (2017). Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater [Reactivo de Fenton para el aislamiento rápido y eficaz de microplásticos de las aguas residuales]. *Chemical Communications*, 53(2), 372–375. <https://doi.org/10.1039/c6cc08798a>
- Taylor, J. R. A., Gilleard, J. M., Allen, M. C., y Deheyn, D. D. (2015). Effects of CO₂ -induced pH reduction on the exoskeleton structure and biophotonic properties of the shrimp *Lysemata californica* [Efectos de la reducción del pH inducida por CO₂ sobre la estructura

- del exoesqueleto y las propiedades biofotónicas de *Lysmata californica*]. *Scientific Reports*, 5. <https://doi.org/10.1038/srep10608>
- Vethaak, A. D., y Legler, J. (2021). Microplastics and human health [Microplásticos y la salud humana]. *Science*, 371(6530), 672-674.
- Vroom, R. J. E., Koelmans, A. A., Besseling, E., y Halsband, C. (2017). Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton [El envejecimiento de los microplásticos favorece su ingestión por el zooplancton marino]. *Environmental Pollution*, 231, 987-996. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.088>
- Wright, S. L., Thompson, R. C., y Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review [Los impactos físicos de los microplásticos en los organismos marinos: una revisión]. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Yin, J., Li, J. Y., Craig, N. J., y Su, L. (2022). Microplastic pollution in wild populations of decapod crustaceans: A review [Contaminación por microplásticos en poblaciones silvestres de crustáceos decápodos: Una revisión]. *Chemosphere*, 291(P2), 132985. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132985>
- Zavala-Alarcón, F. L., Huchin-Mian, J. P., González-Muñoz, M. D. P., y Kozak, E. R. (2023). In situ microplastic ingestion by neritic zooplankton of the central Mexican Pacific [Ingestión in situ de microplásticos por zooplancton nerítico del Pacífico central mexicano]. *Environmental Pollution*, 319. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120994>
- Zitouni, N., Bousserrhine, N., Missawi, O., Boughattas, I., Chèvre, N., Santos, R., Belbekhouche, S., Alphonse, V., Tisserand, F., Balmassiere, L., Dos Santos, S. P., Mokni, M., Guerbej, H., y Banni, M. (2021). Uptake, tissue distribution and toxicological effects of

environmental microplastics in early juvenile fish *Dicentrarchus labrax* [Absorción, distribución tisular y efectos toxicológicos de microplásticos ambientales en individuos juveniles de *Dicentrarchus labrax*]. *Journal of Hazardous Materials*, 403. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124055>

Anexos

Anexo 1.

Certificado SiB Colombia de los datos del proyecto 2839 de MPs de la VIE



El Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia

Certifica que:

Universidad Industrial de Santander, identificado(a) con NIT 890.201.213-4, en cumplimiento a lo establecido en los Decretos 1376 y 3016 de 2013, compilados en el Decreto 1076 de 2015, publicó a través del SiB Colombia el conjunto de datos **Proyecto_2839_micropaslticos_mhb** (versión 1.1), con 35 registros biológicos asociados.

Esta publicación corresponde al Permiso marco de recolección IDB0398 del 22 de enero de 2015, expedido por la/el Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, y se encuentra disponible para su libre consulta y descarga en: https://ipt.biodiversidad.co/permisos/resource?r=proyecto_2839_micropaslticos_mhb

El presente certificado ID c05ab79e-6340-4aca-8543-090672aa7844, se expide a los 26 días del mes de mayo del año 2022, a solicitud del interesado. La calidad y veracidad de la información publicada son responsabilidad del publicador. La autoridad competente podrá validar su idoneidad en cualquier momento.

Equipo Coordinador SiB Colombia sib@humboldt.org.co

Solicitó: Diana Marcela Sanchez Lobo sanchezlobo1@hotmail.com
Profesional Colección Hidrobiológica, Universidad Industrial de Santander

Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Sede principal: calle 28A # 15-09, Bogotá D. C., Colombia | PBX: (601) 320 2767 | NIT: 820000142-2

Anexo 2.

Taxón de Chaetognatha ingiriendo MPs en el PNNCRSB

