



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**TRANSFERENCIA DE MICROPLÁSTICO EN UNA CADENA
TRÓFICA MARINA SIMPLIFICADA EN LA BAHÍA DE LA PAZ
B.C.S., MÉXICO.**

T E S I S

Que para obtener el grado de

Maestra en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Biología Marina)

P r e s e n t a

Kenia Elizabeth Leonardo Cruz

La Paz, Baja California Sur, Julio de 2026.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las **11:00** horas del día **15** del mes de **junio** del año **2026**, se procedió por las personas abajo firmantes, integrantes de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Transferencia de microplástico en una cadena trófica marina simplificada en la Bahía de La Paz B.C.S., México."

Presentada por la alumna:

Kenia Elizabeth Leonardo Cruz

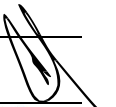
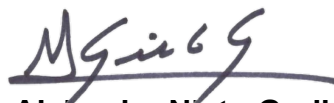
Aspirante al Grado de MAESTRO/A EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología Marina**

Después de intercambiar opiniones las personas integrantes de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

Grado y nombre	Estatus
Dr. Víctor Manuel Muro Torres	Co-Director de Tesis
Dr. Enrique Morales Bojórquez	Co-Director de Tesis
Dr. Jorge Payán Alejo	Co-Tutor de Tesis

Firma

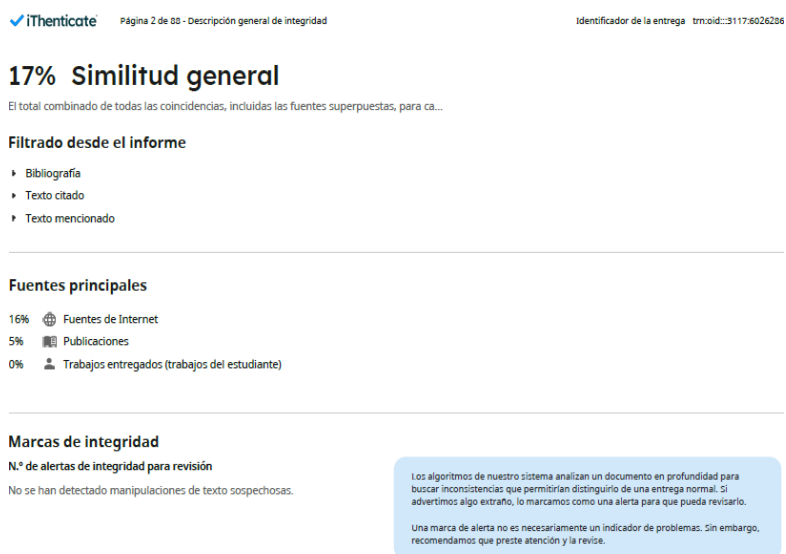
Dra. Alejandra Nieto Garibay,
Directora de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos



La Paz, Baja California Sur, a 25 de junio de 2026.

Los miembros del comité de tesis de la estudiante Kenia Elizabeth Leonardo Cruz del Programa de Maestría en Ciencias: Uso, manejo y preservación de los recursos naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

- Herramienta antiplagio:
iThenticate
- Filtros utilizados:
Bibliografía
Texto citado
Texto mencionado
- Porcentajes de similitud:
17%
Se muestra captura de pantalla



Co-Directores

Dr. Víctor Manuel Muro Torres

Dr. Enrique Morales Bojórquez

Estudiante

Kenia Elizabeth Leonardo Cruz

Personal técnico de asesoría en el análisis

Tec. Susana Luna García

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Director de Tesis

Dr. Enrique Morales Bojórquez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Director de Tesis

Dr. Jorge Payán Alejo
Universidad Autónoma de Sinaloa.
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Dr. Enrique Morales Bojórquez
Dr. Jorge Payán Alejo

Jurado de Examen

Dr. Víctor Manuel Muro Torres
Dr. Enrique Morales Bojórquez
Dr. Jorge Payán Alejo

Suplente

Dra. Karla Verónica Pedraza Venegas

Resumen

Globalmente nos enfrentamos a un problema grave de contaminación marina por plásticos de diversos tamaños que ocupan entre un 60-80% del volumen total de la basura. Los plásticos no se degradan completamente en el ambiente, sino que experimentan procesos de fragmentación progresiva que dan lugar a partículas cada vez más pequeñas, conocidas como microplásticos (< 5 mm), las cuales se encuentran ampliamente distribuidas en los océanos a escala global. La biodisponibilidad de los microplásticos (MPs) representa una preocupación creciente para los organismos marinos, debido a que estas partículas se encuentran dentro del mismo rango de tamaño que el plancton y los granos de sedimento, lo que facilita su incorporación por una amplia variedad de especies. Su ingestión, tanto directa como indirecta, ha sido documentada en diversos grupos taxonómicos, incluyendo zooplancton, bivalvos, crustáceos, peces, mamíferos y aves marinas, que habitan distintos ecosistemas, presentan diversas estrategias de alimentación y ocupan diferentes niveles tróficos alrededor del mundo. Una vez ingeridos, los MPs pueden provocar múltiples efectos adversos, entre los que destacan la disminución de la capacidad de alimentación, la reducción de las reservas energéticas y del éxito reproductivo, así como alteraciones en la función intestinal y otros impactos fisiológicos que pueden comprometer la salud y el desempeño de los organismos. Son bastantes los trabajos científicos que han examinado la concentración de este contaminante en distintos organismos marinos. Sin embargo, son escasos los estudios que han evaluado el impacto ecológico de los microplásticos y su transferencia a través de las redes tróficas en poblaciones marinas silvestres. En este sentido, considerando que las áreas costeras han sido asociadas con altas concentraciones de MPs, el presente proyecto evaluó la bioacumulación y transferencia de MPs en una cadena trófica simplificada en la Bahía de La Paz B.C.S. La concentración promedio de MPs en el agua de mar fue de $6.1 \text{ MPs L}^{-1} \pm 7.2$, en el fitoplancton la media fue $5.8 \text{ MPs}/0.01\text{g} \pm 2.9$, en $6.3 \text{ MPs}/0.01\text{g} \pm 6.5$ y en el pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*) un promedio de $11.64 \pm 11.25 \text{ MPs}/\text{Ind}$. La forma más común fueron las fibras (>80%). El color más representativo de partículas es el azul (>50 %) seguido por el color rojo y negro. La longitud promedio de las partículas de MPs fueron de $1.14 \pm 1.43 \text{ mm}$ en zooplancton y $0.9 \pm 1.07 \text{ mm}$ en el pajarito, con valores máximos de 5 mm y mínimos de 0.01 mm. Los tipos de polímeros más comunes encontrados en las fuentes y los consumidores son el tereftalato de polietileno (15.7 %), rayón (10.3 %), poliamida (4.8%), polipropileno (3.5 %), policloruro de vinilo (2.5 %) y nailon (2.3 %) entre los más frecuentes. La bioacumulación en el zooplancton fue de 0.0754 g de MPs/kg y en el pez pajarito de 0.1274 g/kg. Se observó que existe transferencia trófica de partículas de MPs en los consumidores de segundo y tercer orden con un potencial de biomagnificación de 1.2852 ± 0.29 .

Palabras clave: Microplásticos, bioacumulación, transferencia trófica.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-0080-9810>

Vo. Bo. Co-Directores de Tesis



Dr. Víctor Manuel Muro Torres



Dr. Enrique Morales Bojórquez

Summary

Globally, we face a serious problem of marine pollution from plastics of various sizes, which make up between 60-80% of the total volume of marine litter. Rather than fully degrading in the environment, plastics undergo progressive fragmentation processes that result in the formation of increasingly smaller particles known as microplastics (< 5 mm), which have become ubiquitous across marine ecosystems worldwide. The bioavailability of microplastics (MPs) is a cause for concern for marine organisms. They occupy the same size range as plankton and sediment grains, making them accessible to a variety of species. Their direct or indirect ingestion has been reported in a variety of groups (zooplankton, bivalves, crustaceans, fish, mammals, and birds), in different habitats, with diverse feeding strategies, and at different trophic levels in different regions of the world. Once ingested, MPs can cause various adverse effects, such as reduced feeding capacity, energy reserves, and reproductive performance, as well as detrimental alterations in intestinal function, among many others. Numerous scientific studies have examined the concentration of this pollutant in various marine organisms. However, few studies have examined the ecological impact of microplastics on their trophic transfer in wild marine populations. In this regard, considering that coastal areas have been associated with high concentrations of microplastics (MPs), this project evaluated the bioaccumulation and transfer of MPs in a simplified food web in La Paz Bay, Baja California Sur. The average concentration of MPs in seawater was $6.1 \text{ MPs L}^{-1} \pm 7.2$, in phytoplankton the average was $5.8 \text{ MPs/0.01g} \pm 2.9$, in zooplankton $6.3 \text{ MPs/0.01g} \pm 6.5$, and in the California halfbeak (*Hyporhamphus rosae*) an average of $11.64 \pm 11.25 \text{ MPs/ind}$. The most common form was fibers (>80%). The most representative particle color was blue (>50%), followed by red and black. The average length of PM particles was $1.14 \pm 1.43 \text{ mm}$ in zooplankton and $0.9 \pm 1.07 \text{ mm}$ in the pink trumpetfish, with maximum values of 5 mm and minimum values of 0.01. The most common polymer types found in sources and consumers were polyethylene terephthalate (15.7%), rayon (10.3%), polyamide (4.8%), polypropylene (3.5%), polyvinyl chloride (2.5%), and nylon (2.3%). Bioaccumulation in zooplankton was 0.0754g of MPs/kg and in the pink trumpetfish 0.1274 g/kg. Trophic transfer of MP particles was observed in second and third order consumers, with a biomagnification potential of 1.2852 ± 0.29 .

Palabras clave: Microplastics, bioaccumulation, trophic transfer.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-0080-9810>

Vo. Bo. Co-Directores de Tesis



Dr. Víctor Manuel Muro Torres



Dr. Enrique Morales Bojórquez

Dedicatoria

A mi madre y padre
Por ser mis guías en el camino hacia la
superación y apoyo incondicional durante
todo este proceso.

A mis hijos
Por ser el impulso para mejorar cada
día.

A mi hermana
Por ser mi inspiración, apoyo y
compañía en cada paso.

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., por darme la oportunidad de desarrollarme y brindarme el espacio necesario y a la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos por su apoyo y seguimiento durante todo este proceso.

A la Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca No. 1320268 otorgada para realizar estudios de maestría en el CIBNOR, S.C.

Al Consejo Sudcaliforniano de Ciencia y Tecnología por el financiamiento para la realización de este trabajo de investigación.

A mis Co-directores de tesis Dr. Víctor Manuel Muro Torres y Dr. Enrique Morales Bojórquez, por su invaluable guía, paciencia y constante disposición durante el desarrollo de este trabajo. Su orientación académica, así como sus observaciones, fueron esenciales para enriquecer este proyecto y culminarlo con éxito.

A mi tutor Dr. Jorge Payán Alejo, por su apoyo y observaciones para el desarrollo de este trabajo.

A la Dra. Claudia Jeannette Pérez Estrada, responsable técnico del Laboratorio de Ecología Pesquera Cuantitativa, por su amabilidad, asesoría, apoyo y compañía durante el procesamiento de muestras.

A la Dra. Noemí Bocanegra Castillo, responsable técnico del Laboratorio de Recursos Nectónicos y Ecología de Arrecifes, por su amabilidad y apoyo durante el procesamiento de mis muestras.

A todos mis profesores, por compartir sus conocimientos, experiencias y por la empatía mostrada durante mis clases. En especial, a la Dra. Martha Petronila Gómez Soto, una gran maestra, cuyo interés y dedicación al transmitirme sus saberes me permitió observar mi trabajo de investigación desde una perspectiva distinta.

A mis amigos Ángel, Angie, Nayomi, Ismael, Rodrigo, Cecilia y Dalia: coincidir con ustedes en esta etapa convirtió la experiencia en algo más que un aprendizaje académico, pues también significó un valioso crecimiento personal. Su apoyo, compañerismo y amistad fueron un pilar fundamental en los momentos de mayor reto y exigencia.

A Jessica, Rosario y Edith, amigas muchas gracias por siempre apoyarme, brindarme su amistad y tiempo, sin duda fueron fundamentales para continuar y culminar este proyecto.

A mi hijo Santi y a mi hija Emma, sin duda son la principal motivación para realizar este trabajo, su comprensión, cariño y paciencia fueron fundamentales para realizar con éxito este trabajo, gracias mis niños por regalarme sus sonrisas y abrazos.

A mi hermana, Karen para mí eres un gran ejemplo para seguir, ver tu empeño, dedicación y amor por realizar lo que más amas, sin duda me motivaron a realizar este trabajo con el mismo esfuerzo que te veo aplicar a todo lo que tu realizas. Gracias por todo hermana.

A mis padres Olga y Manuel, quiero expresarles mi más profundo agradecimiento por su amor incondicional y apoyo constante. Gracias por enseñarme con su ejemplo el valor del esfuerzo virtud que me ha acompañado a lo largo de este camino. Su confianza en mí, aun en los momentos de duda, y su ánimo en los tiempos difíciles hicieron posible la culminación de esta etapa. Este logro no solo me pertenece, sino que también es de ustedes, pues ha sido fruto de su sacrificio, dedicación y cariño.

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Contenido.....	vi
Lista de figuras.....	viii
Lista de tablas.....	ix
Abreviaturas.....	x
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Los microplásticos	2
1.1.1 Clasificación según su origen	2
1.1.2 Clasificación según la forma	2
1.1.3 Clasificación según el tamaño	3
1.1.4 Clasificación según la composición y estructura polimérica.....	3
1.1.5 Clasificación según su potencial de toxicidad	4
1.2 Transferencia de microplásticos en redes tróficas marinas.....	5
2. ANTECEDENTES	7
3. JUSTIFICACIÓN	10
4. HIPÓTESIS	11
5. OBJETIVOS	12
5.1 Objetivo general	12
5.2 Objetivos particulares	12
6. MATERIAL Y MÉTODOS	13
6.1 Área de estudio	13
6.2 Muestras.....	14
6.2.1 Agua.....	14
6.2.2 Plancton.....	15
6.2.3 Pez pajarito (<i>Hyporhamphus rosae</i>) (Jordan y Gilbert, 1880).....	17
6.3 Trabajo en laboratorio	19
6.3.1 Medidas de control de contaminación	19
6.3.2 Caracterización de las partículas de microplástico	20
6.3.3 Procesamiento de muestras de fitoplancton y zooplancton	20
6.3.4 Procesamiento de tejidos de pez pajarito (<i>Hyporhamphus rosae</i>)	21
6.3.5 Identificación, caracterización y conteo partículas.....	23
6.4 Caracterización química FT-IR	23
6.5 Bioacumulación y biomagnificación trófica de microplásticos	24
6.6 Análisis estadístico	26
7. RESULTADOS.....	27
7.1 Agua.....	27
7.2 Plancton.....	29
7.2.1 Fitoplancton	29
7.2.2 Zooplancton	30
7.2.3 Pez pajarito (<i>Hyporhamphus rosae</i>).....	31

7.3 Caracterización química de partículas en los tres niveles tróficos y agua	36
7.4 Transferencia trófica en una cadena simplificada	36
7.5 Bioacumulación y biomagnificación de microplásticos	37
8. DISCUSIÓN.....	42
8.1 Bioacumulación y biomagnificación.....	44
8.2 Perspectivas.....	46
9. CONCLUSIONES.....	48
10. LITERATURA CITADA	49
11. ANEXOS	54
Anexo A. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero polietileno con 96 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	54
Anexo B. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero tereftalato de polietileno (PET) con 98 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).	55
Anexo C. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero poliuretano con 84 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	56
Anexo D. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero poliéster con 87 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	57
Anexo E. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero poliamida con 76 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	58
Anexo F. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero rayón con 95 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	59
Anexo G. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero Cotton con 95 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	60
Anexo H. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero acrílico con 91 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	61
Anexo I. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero nylon con 97 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	62
Anexo J. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero celulosa con 90 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).....	63

Lista de figuras

Figura 1. Localización geográfica y puntos de muestreo en la Bahía de La Paz, Baja California Sur. Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum WGS84. Fuente: Base cartográfica modificada de INEGI.	13
Figura 2. Muestra de agua colectada en el sitio “Centenario”.	15
Figura 3. Filtrado manual de muestras de agua en sitio denominado como “malecón”.	15
Figura 4. Muestreo de plancton.	17
Figura 5. Pez pajarito (<i>Hyporhamphus rosae</i>).	18
Figura 6. Colecta de pez pajarito con atarraya.	19
Figura 7. Alícuotas de las muestras de fitoplancton y zooplancton.	21
Figura 8. Proceso de disección de la especie pez pajarito (<i>Hyporhamphus rosae</i>).	22
Figura 9. Equipo de filtración, con bomba de vacío.	22
Figura 10. Estereomicroscopio Nikon modelo SMZ25.	23
Figura 11. Identificación del tipo de polímeros de las partículas de MPs con Espectro de Infrarrojo con Transformada de Fourier.	24
Figura 12. Partículas sintéticas identificadas en muestras de agua. Tipo de forma; fragmento y fibra.	28
Figura 13. Porcentajes de color de partículas encontradas en muestras de agua.	28
Figura 14. Porcentajes de color de partículas encontradas en muestras de fitoplancton.	29
Figura 15. Tipos de partículas identificadas en fitoplancton.	30
Figura 16. Porcentajes de color de partículas encontradas en muestras de zooplancton.	31
Figura 17. Micropartículas identificadas en muestras de zooplancton (fibra y fragmento).	31
Figura 18. Porcentajes de color de las partículas encontradas en tejido branquial.	32
Figura 19. Porcentajes de color de partículas encontrados en tejido gastrointestinal.	33
Figura 20. Partículas identificadas en forma de fragmentos color azul.	33
Figura 21. Relación entre longitud total (LT) y concentración de microplásticos (BE) por individuo. La línea muestra el ajuste lineal con su intervalo de confianza al 95%. No se observó correlación significativa ($\rho = -0.19$, $p = 0.46$).	34
Figura 22. Comparación de la concentración promedio de microplásticos entre branquias (B) y tracto gastrointestinal €.	35
Figura 24. Tipos de polímeros identificados, donde; algodón (CO), rayón (RY), tereftalato de polietileno (PET), poliamida (PA), polietileno (PE), polimetilmetacrilato (PMMA), polipropileno (PP), policloruro vinilo (PVC), nailon (NY), poliuretano (PU), poliestireno.	36
Figura 25. Representación esquemática de la cadena trófica marina simplificada con los niveles tróficos principales: fitoplancton, zooplancton y pez pajarito (<i>Hyporhamphus rosae</i>).	37
Figura 26. Proyección de bioacumulación de microplásticos (MPs) en los consumidores de la cadena trófica simplificada para una concentración de agua de mar de 0.027 g L^{-1}	39
Figura 27. Biomagnificación de las concentraciones de MPs predichas para el zooplancton-pajarito (<i>H. rosae</i>) de 0 a 4 años. La línea discontinua gris representa el límite de biomagnificación trófica ($\text{BMF} = 1$).	40
Figura 28. Comparación de la biomagnificación trófica de MPs predichas para el zooplancton-pajarito (<i>H. rosae</i>) obtenida con el valor límite de biomagnificación trófica ($\text{BMF} = 1$) de 0 a 4 años. La línea discontinua azul representa el estadístico de prueba.	41

Lista de tablas

Tabla 1. Concentración promedio de partículas de MPs L ⁻¹ en cada punto de muestreo.	27
Tabla 2. Datos sobre el tiempo de retención, vidas medias biológicas y las tasas de eliminación de MPs en los organismos para el modelado de la bioacumulación de la cadena trófica.	38
Tabla 3. Datos de concentraciones y características de microplásticos observados en agua de mar en el modelado de bioacumulación de la cadena trófica.....	38

Abreviaturas

MPs	Microplásticos
PE	Polietileno
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PET	Polietileno de tereftalato
PVC	Policloruro de vinilo
BPCs	Bifenilos policlorados
HAPs	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
DDT	Dicloro difenil tricloroetano
PBDEs	Éteres polibromodifenílicos
NF	Nonilfenol
OF	Octilfenol
PU	Poliuretano
BPA	Bifenol A
DDE	Diclorodifenildicloroetileno
UNEP	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
LBP	La Bahía de La Paz
CO	Algodón
RY	Rayón
PA	Poliamida
PMMA	Polimetilmetacrilato
NY	Nailon
BCF	Factor de bioconcentración

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental causada por plásticos es una de las problemáticas más serias de nuestra época, afectando a todos los ecosistemas. El ambiente marino es el más afectado, debido a diversas fuentes de contaminación, tanto directas como indirectas, que impactan especialmente las zonas costeras. El nombre “plástico” es usado para una amplia gama de productos a base de polímeros sintéticos, que se crean a través de la polimerización de monómeros que provienen de combustibles fósiles.

EL proceso de elaboración del plástico implica el uso de calor y aditivos (plastificantes, antioxidantes, retardantes de llama, estabilizadores UV, lubricantes y colorantes) para lograr materiales con características específicas como la polaridad y la transparencia. Algunos de los polímeros que se presentan con mayor frecuencia son: Polietileno (PE), Polipropileno (PP), Poliestireno (PS), Polietileno tereftalato (PET), Policloruro de vinilo (PVC), Poliamida (Nylon), Acrílico (PMMA). (Ryan *et al.*, 2009; Jambeck *et al.*, 2015). El crecimiento de este sector contribuye significativamente al cambio climático, generando alrededor del 3.4 % de las emisiones antropogénicas mundiales de gases de efecto invernadero, lo que equivale a 1.800 millones de toneladas métricas (Browne *et al.*, 2011).

El bajo costo del plástico lo hace muy fácil de desechar, lo que resulta en la creación de enormes cantidades de basura. Se estima que entre el 60 y el 80% de la basura en nuestros océanos está compuesta por plásticos (Jambeck *et al.*, 2015). Al ser materiales sintéticos, los plásticos no se descomponen fácilmente, lo que los convierte en una amenaza ambiental persistente. Además, liberan compuestos tóxicos como los bifenilos policlorados (BPC), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), dicloro difenil tricloroetano (DDT), éteres polibromodifenílicos (PBDEs), nonilfenol (NF) y octilfenol (OF) (FAO, 2017). Otra consecuencia de este contaminante es que se presenta en diversas formas y tamaños. Estos residuos según su tamaño se clasifican en macroplásticos (>25 mm), mesoplásticos (5-25 mm), microplásticos (<5 mm) y nanoplásticos (<1000 nm) y pueden formarse como resultado de la fragmentación de plásticos de mayor tamaño o mediante su fabricación industrial directa (EFSA, 2016). El grupo de los microplásticos ha despertado gran interés en los últimos años y se ha detectado su presencia en diversos entornos lo que representa un riesgo para los diferentes organismos.

1.1 Los microplásticos

Una de las consecuencias más significativas de la contaminación plástica en los océanos es la formación de microplásticos, este contaminante se puede encontrar mundialmente siendo considerado “omnipresente”, su presencia se ha reportado en agua de mar desde la superficie hasta lo profundo y desde el ecuador hasta los polos (Barnes *et al.*, 2009). Estas partículas tienen una alta capacidad para acumularse en los ecosistemas marinos debido a su pequeño tamaño, lo que les permite dispersarse fácilmente a través de las corrientes oceánicas y penetrar en todos los hábitats marinos. Se estima que alrededor de 4.8 millones de toneladas de microplásticos se liberan anualmente al océano (Cózar *et al.*, 2015). Estos residuos plásticos se pueden caracterizar según su origen, forma, tamaño, composición, y potencial tóxico.

1.1.1 Clasificación según su origen

Microplásticos primarios: Son aquellos fabricados intencionalmente de este tamaño. Son utilizados en productos cosméticos, de limpieza y en granulado para la fabricación de productos plásticos de mayor tamaño. (Thompson *et al.*, 2004).

Microplásticos secundarios: Se originan a partir de la fragmentación de plásticos más grandes que han perdido resistencia debido a procesos físicos, químicos o biológicos, como la exposición a la luz ultravioleta, la fricción, desgaste, oxidación o la acción física del oleaje y las corrientes (Hernández *et al.*, 2018). Un ejemplo es el desecho de redes de pesca o el desgaste de neumáticos de vehículos. (Browne *et al.*, 2011).

1.1.2 Clasificación según la forma

Esféricos: Tienen forma de pequeñas bolitas, y a menudo provienen de productos cosméticos o detergentes.

Pellets: Pequeñas perlas de plástico utilizadas como materia prima en la industria de los plásticos

Fibras: Son fragmentos alargados y finos, a menudo derivados de textiles sintéticos como el poliéster o el nylon.

Fragmentos: Son trozos irregulares que pueden originarse de la fragmentación de productos más grandes.

1.1.3 Clasificación según el tamaño

Nanoplásticos: Menores a 1 micrómetro (0.001 mm), tienen una mayor capacidad para penetrar en organismos y causar daños biológicos (Andrady, 2011).

Microplásticos: De 1 μm a 5 mm (Ryan *et al.*, 2009).

1.1.4 Clasificación según la composición y estructura polimérica

Termoplásticos: son polímeros que se ablandan al calentarse y pueden moldearse repetidamente sin que ocurran cambios significativos en su estructura química. Ejemplos comunes incluyen el polietileno (PE), el polipropileno (PP), el cloruro de polivinilo (PVC), el poliestireno (PS) y el tereftalato de polietileno (PET).

Termoestables: presentan una estructura reticulada o tridimensional que, una vez moldeada mediante calor, no puede volver a fundirse sin degradarse. Se caracterizan por su resistencia al calor y a solventes, por lo que se emplean en materiales eléctricos y recubrimientos. Ejemplos son la baquelita, las resinas epoxi y las resinas fenólicas.

Elastómeros: son polímeros con alta elasticidad y capacidad de deformarse extensamente sin romperse, recuperando su forma original una vez que cesa la fuerza aplicada. Entre ellos se encuentran el caucho natural, el neopreno y el poliuretano (PU).

Esta clasificación es fundamental para comprender no solo las aplicaciones industriales de los plásticos, sino también su comportamiento en el ambiente, ya que cada tipo presenta diferentes tiempos de degradación, resistencia a factores externos y potencial de fragmentación en microplásticos (Andrady y Neal, 2009).

1.1.5 Clasificación según su potencial de toxicidad

Microplásticos no cargados: Este tipo de partículas no presentan aditivos tóxicos incorporados de origen, pero aún pueden presentar riesgos debido a su potencial de adsorber contaminantes como los metales pesados.

Microplásticos con aditivos: Los plásticos pueden contener aditivos como ftalatos, bisfenol A (BPA) y otros compuestos químicos que pueden ser tóxicos o disruptores endocrinos (Rochman *et al.*, 2013).

Los microplásticos (MPs) se consideran vectores de transporte de diversos contaminantes mediante procesos de adsorción, la cual está influenciado por factores como el tamaño de la partícula, la naturaleza del polímero y la hidrofobicidad del contaminante (Teuten *et al.*, 2009). El tiempo de exposición desempeña un papel crucial, ya que cuanto más tiempo permanecen los plásticos en el ambiente acuático, mayor es su desgaste y fragmentación, lo que incrementa la superficie relativa disponible para la adsorción (Teuten *et al.*, 2016). Este fenómeno favorece la concentración relativa de sustancias bioacumulativas, tóxicas y persistentes (PBT, por sus siglas en inglés) en la superficie de los MPs, un proceso que ha sido denominado como “hiperconcentración de contaminantes”. Entre estas PBT destacan los contaminantes orgánicos persistentes (COPs), tales como el diclorodifeniltricloroetano (DDT), las dioxinas y los bifenilos policlorados (BPCs), caracterizados por su baja solubilidad en agua y naturaleza hidrofóbica (Engler, 2012).

Debido a que los MPs se encuentran tanto en la columna de agua como en los sedimentos, entran en contacto con estas sustancias, facilitando su absorción en la matriz plástica. Esta capacidad ha llevado a que el plástico sea considerado un “imán” de contaminantes, lo que genera gran preocupación, ya que muchas de estas sustancias, tras haberse sedimentado en el lecho marino con el paso del tiempo podrían reincorporarse a la columna de agua al asociarse con los MPs, quedando nuevamente biodisponibles para los organismos acuáticos. De hecho, se ha evidenciado que las concentraciones de PBT, como los BPC y el diclorodifenildicloroetileno (DDE), presentes en partículas plásticas, alcanzan concentraciones significativamente mayores que las

registradas en el medio acuático circundante (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, 2021).

Los impactos derivados de esta interacción se extienden tanto a nivel individual como ecológico. Entre los efectos físicos documentados por la ingestión de MPs se encuentran la obstrucción intestinal, la abrasión en tejidos internos y la reducción de la ingesta alimentaria (Wright *et al.*, 2013). En niveles tróficos superiores, su ingestión ha sido ampliamente registrada en focas, aves marinas y peces de consumo humano (Nelms *et al.*, 2018; Neves *et al.*, 2022). Investigaciones de (Santana *et al.*, 2017) han demostrado que incluso bajo escenarios de baja exposición, los MPs pueden transferirse a lo largo de las redes tróficas, afectando negativamente procesos fisiológicos, el crecimiento y la reproducción de los organismos.

La evidencia acumulada indica que la exposición crónica a MPs y a los contaminantes que transportan constituye una amenaza persistente para los ecosistemas marinos y, en consecuencia, para la salud humana. Comprender los mecanismos, las rutas y la magnitud de la transferencia de MPs en redes tróficas marinas resulta esencial para evaluar los riesgos ecológicos y socioeconómicos, así como para diseñar estrategias de mitigación eficaces que protejan tanto a los ecosistemas como a las comunidades humanas que dependen de ellos.

1.2 Transferencia de microplásticos en redes tróficas marinas

La presencia de microplásticos en los ecosistemas marinos plantea una grave amenaza para la salud de los organismos que habitan en ellos, ya que estas partículas son ingeridas de forma incidental por una amplia gama de especies marinas. Estos fragmentos pueden ser consumidos directamente por organismos que confunden las partículas con alimentos. Diversas investigaciones han demostrado la presencia de micropartículas plásticas en una extensa variedad de especies, desde zooplancton, moluscos, peces, aves y mamíferos marinos (Boerger *et al.*, 2010; Van Cauwenberghe *et al.*, 2015). Esta ingestión plantea un riesgo tanto para la salud individual de los organismos como para toda la red trófica marina, ya que los MPs pueden ser transferidos de un nivel trófico a otro a través de la predación. La bioacumulación de microplásticos se da cuando los organismos absorben y retienen estas partículas plásticas de su dieta o del entorno a un ritmo más rápido del que pueden eliminarlos, esta puede tener efectos

negativos, tales como daños en el sistema digestivo, la alteración de la absorción de nutrientes y la transmisión de toxinas asociadas con los microplásticos (Rochman *et al.*, 2013). La bioacumulación de microplásticos en el caso de los peces se puede presentar al absorber partículas presentes en el agua por medio de la respiración y la segunda a través de la ingesta de presas contaminadas con estas partículas (Rochman *et al.*, 2013). El proceso de biodilución sucede cuando la tasa de eliminación de estas sustancias es mayor que su tasa de adquisición por lo cual presentan concentraciones más bajas que sus presas (Jakimska *et al.*, 2011).

La transferencia trófica de microplásticos, que se refiere a la transmisión de partículas de plástico a través de las cadenas alimentarias marinas, es un fenómeno complejo que aún se está investigando y sus efectos son aún inciertos y dependen de varios factores, como el tipo de plástico, la cantidad de microplásticos en el entorno y las características de los organismos involucrados. Los microplásticos pueden acumularse a medida que los organismos marinos son ingeridos por otros de mayor tamaño, lo que lleva a la transferencia de estas partículas a niveles tróficos superiores, en el caso de que este contaminante se presente en proporciones mayores en medida que aumenta el nivel trófico se le conoce como biomagnificación. Este proceso puede tener efectos adversos sobre las especies que ocupan niveles tróficos superiores, incluyendo peces de gran tamaño, aves y mamíferos marinos.

La transferencia trófica de microplásticos en las redes tróficas marinas también tiene implicaciones más amplias para la biodiversidad y los ecosistemas marinos en general. En estos ambientes, las especies están estrechamente interrelacionadas, y cualquier alteración en uno de los niveles tróficos puede tener efectos en las poblaciones de otras especies. La acumulación de microplásticos en especies clave como el plancton, puede afectar su capacidad para realizar funciones vitales en la cadena alimentaria como la fotosíntesis o la producción de oxígeno. Esto, a su vez, podría tener repercusiones en la productividad primaria de los ecosistemas marinos, lo que afectaría a todos los niveles tróficos superiores, desde pequeños peces hasta grandes mamíferos marinos (Siegfried *et al.*, 2017). Además, la pérdida de biodiversidad debido a la ingestión de microplásticos podría alterar la estabilidad de los ecosistemas marinos, reduciendo su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos cruciales, como la provisión de alimentos y la regulación climática.

2. ANTECEDENTES

La contaminación por plásticos se ha consolidado en las últimas décadas como una de las problemáticas ambientales más críticas a nivel global, debido a la persistencia, ubicuidad y resistencia de estos materiales a los procesos de degradación natural (Geyer *et al.*, 2017). Los plásticos, al fragmentarse lentamente por acción mecánica, fotodegradación y procesos químicos, generan partículas menores a 5 mm conocidas como microplásticos (MPs), que pueden clasificarse en primarios, cuando son fabricados deliberadamente en estas dimensiones para aplicaciones industriales o cosméticas, y secundarios, cuando resultan de la degradación de plásticos de mayor tamaño en el ambiente (Arthur *et al.*, 2009; Cole *et al.*, 2011; Andrady, 2011). Carpenter y Smith (1972) documentaron la presencia de fragmentos plásticos en el Atlántico, así como su ingestión por zooplancton cerca de Hawái, lo que marcó los primeros indicios de transferencia trófica. Este antecedente forma parte de aquellos que sentaron las bases para la comprensión actual del problema, que hoy se reconoce como global y con repercusiones tanto ecológicas como socioeconómicas.

Los microplásticos han sido detectados en prácticamente todos los compartimentos marinos, desde zonas costeras hasta profundidades oceánicas, e incluso en organismos que constituyen la base de las cadenas tróficas, como fitoplancton y zooplancton (Lusher *et al.*, 2017). La similitud de estas partículas en tamaño forma y densidad con presas naturales facilita su ingestión incidental por una amplia variedad de organismos (Wright *et al.*, 2013). Esta ingestión inicial constituye la base de la transferencia trófica, mediante la cual los MPs ingeridos por organismos de niveles tróficos bajos pueden ser transferidos depredadores secundarios y superiores, incluyendo peces, crustáceos, moluscos, aves y mamíferos marinos (Setälä *et al.*, 2014; Boerger *et al.*, 2010; Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Nelms *et al.*, 2018; Welden, *et al.*, 2020).

Diversos estudios experimentales han confirmado la ingestión de MPs por zooplancton. Cole *et al.* (2013) documentaron que copépodos y otros taxones consumían microesferas de poliestireno de 1,7 a 30,6 μm , con registros de su egestión en heces y adherencia al exoesqueleto, además de impactos sobre la flotabilidad y la alimentación. Estos resultados sugieren que los MPs no solo transitan por el sistema digestivo, sino que también afectan procesos fisiológicos vitales. De

forma complementaria, Setälä *et al.* (2014) demostraron que el zooplancton actúa como vector inicial en las redes tróficas, facilitando la transferencia de MPs a peces y depredadores superiores. En ambientes regionales, Salazar-Pérez *et al.* (2021) confirmaron la presencia de MPs en peces pelágicos y demersales del Golfo de California, lo que evidencia la exposición de especies comerciales y, por ende, un riesgo potencial para la seguridad alimentaria.

La ingestión por peces y crustáceos ha sido ampliamente documentada. Lusher *et al.* (2013) identificaron MPs en el tracto gastrointestinal de peces del Canal de la Mancha, mientras que Hasegawa y Nakaoka (2019) mostraron que misidáceos transfieren MPs a peces con mayor eficiencia que la ingestión directa desde la columna de agua. Asimismo, Welden *et al.*, (2020) observaron que la absorción de MPs en el lenguado (*Pleuronectes platessa*) y del cangrejo centolla (*Maja squinado*) depende tanto de las condiciones ambientales como de características ecológicas de cada organismo.

En un metaanálisis de 116 estudios, Miller *et al.* (2020) concluyeron que la bioacumulación de MPs es frecuente, aunque la biomagnificación depende del modo de alimentación y de las propiedades fisicoquímicas de las partículas. Adicionalmente, los microplásticos tienen la capacidad de actuar como vectores de contaminantes químicos persistentes, como los PCBs, pesticidas y metales pesados, los cuales pueden liberarse en el tracto digestivo de los organismos e incorporarse en tejidos (Rochman *et al.*, 2013). Esta característica aumenta los riesgos asociados a la transferencia trófica, ya que las partículas no solo representan un riesgo físico, sino también una vía de transporte de compuestos tóxicos a lo largo de las redes alimentarias (Barboza *et al.*, 2018; EFSA CONTAM, 2019).

Estudios recientes han ampliado la comprensión del fenómeno en distintos ecosistemas. En sistemas dulceacuícolas, Elizalde-Velázquez (2020) demostró que la ingestión de micro y nanoplásticos por zooplancton (*Daphnia magna*) y el pez cabeza gorda (*Pimephales promelas*) genera efectos inmunotóxicos y alteraciones fisiológicas. En ambientes fluviales, McGoran (2023) documentó la transferencia de MPs en la red trófica del río Támesis, destacando la vulnerabilidad de los invertebrados bentónicos y diversas especies superiores. En ecosistemas costeros, Ogunola (2023) identificó MPs en crustáceos australianos, resaltando su papel como vectores de metales

adsorbidos. Tosetto (2022) mostró que, aunque algunos anfípodos exhiben cambios conductuales tras ingerir MPs, los peces que se alimentaron de ellos no presentaron efectos inmediatos, sugiriendo que la transferencia trófica depende del tiempo de exposición y de la biología de las especies. Finalmente, Mateos-Cárdenas (2020) evidenció que ciertas plantas acuáticas también pueden actuar como vectores de MPs hacia consumidores primarios, y que algunos organismos fragmentan las partículas, modificando así su dinámica en el ecosistema.

En conjunto, la evidencia científica disponible confirma que la transferencia trófica de microplásticos es un proceso complejo y multifactorial que depende de las características fisicoquímicas de las partículas, la biología de los organismos y las condiciones ambientales. Este fenómeno no solo implica riesgos ecológicos, al afectar la biodiversidad y la estabilidad de los ecosistemas, sino que también representa un riesgo potencial para la seguridad alimentaria y la salud humana, dado el consumo de especies marinas contaminadas (Carbery *et al.*, 2018). Por tanto, comprender los mecanismos de bioacumulación, biomagnificación y transferencia de contaminantes asociados a los microplásticos resulta fundamental para evaluar sus impactos en las redes tróficas marinas y sus implicaciones a nivel global.

3. JUSTIFICACIÓN

Debido al aumento creciente de los residuos plásticos en los océanos y los riesgos que representan para los ecosistemas y la seguridad alimentaria, es importante conocer los tipos y cantidades de microplásticos que se están integrando en las redes tróficas. Así como conocer las especies más vulnerables a este tipo de contaminante y aplicar medidas de mitigación para la protección de los ecosistemas. Son bastantes los trabajos científicos que han examinado la concentración de este contaminante en distintos organismos tanto marinos como terrestres, incluso se ha examinado su transferencia en cadenas tróficas en condiciones controladas de laboratorios. Sin embargo, escasos trabajos científicos han examinado el impacto ecológico de los microplásticos a nivel poblacional o de comunidades en ambientes acuáticos, por lo que el conocimiento sobre la capacidad de los microplásticos para alterar los procesos ecológicos es limitado y faltan pruebas directas de la transferencia trófica de estos en poblaciones silvestres.

4. HIPÓTESIS

Considerando que los MPs se encuentran tanto en la columna de agua como en el sedimento de los medios acuáticos y que este es un contaminante persistente y altamente biodisponible por sus características estructurales, se encontrará presente en los productores primarios, consumidores primarios y secundarios presentándose una transferencia de este contaminante en la cadena trófica.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Evaluar la transferencia de microplásticos (MPs) en una cadena trófica marina simplificada en la Bahía de La Paz.

5.2 Objetivos particulares

Analizar y caracterizar los microplásticos presentes en muestras de agua de la Bahía de La Paz, B.C.S.

Examinar y caracterizar las partículas presentes en cada nivel trófico de la cadena trófica: fitoplancton, zooplancton y el pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*).

Determinar la vía principal de exposición a microplásticos en pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*) diferenciando la concentración de este contaminante en branquias y tracto gastrointestinal.

Determinar si existe biomagnificación trófica de microplásticos entre los consumidores y presas.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

La Bahía de la Paz (LBP) está situada en el Golfo de California, encima del trópico de cáncer con una superficie cercana a los 1,200 km² (Fig. 1), entre tantas virtudes que la caracterizan se destaca el hecho de que es el ecosistema marino más importante de la zona sur de la península de Baja California Sur, México, alberga una gran biodiversidad de especies marinas de alta importancia (tiburón ballena, delfines, tortugas marinas, entre otros) dado a que es un sitio clave debido a su ubicación estratégica entre las montañas de la región y sus aguas tranquilas y profundas, posee manglares, arrecifes de coral y praderas de pastos marinos que brindan una serie de servicios ambientales para hacer de este sitio un lugar ideal para la reproducción, crianza y conservación de diversas especies (González *et al.*, 2018; Lewis y Ebeling, 1971; Roberts, 1989).

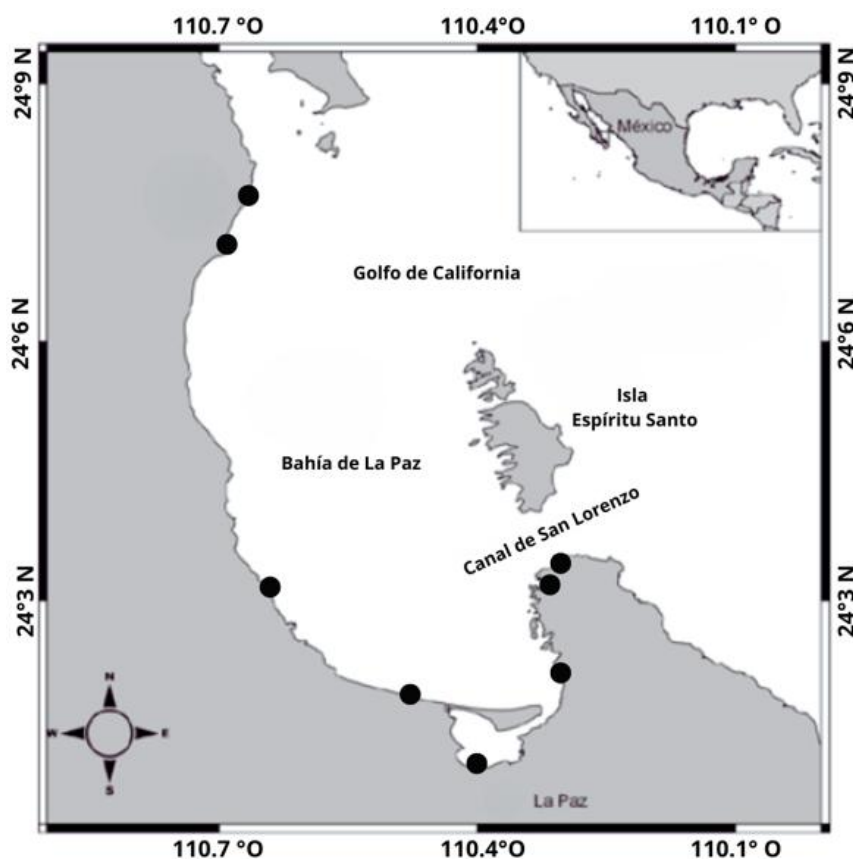


Figura 1. Localización geográfica y puntos de muestreo en la Bahía de La Paz, Baja California Sur. Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum WGS84. Fuente: Base cartográfica modificada de INEGI.

El cuerpo de agua de La Bahía de La Paz está influenciado por el Golfo de California, las condiciones hidrográficas se determinan en gran medida por los procesos que suceden a mesoescala en el sur del golfo. La circulación general y la variabilidad estacional del golfo, es influenciado por las fuerzas de la marea, intrusiones de agua y movimientos de baja frecuencia ejercidos en la boca del golfo y las interacciones no-lineales de todos estos movimientos con la topografía, (Merrifiel y Winant, 1989; Ripa, 1990; Beier 1997 y Marinone, 2003), así como la transferencia de momento, calor e intercambio de agua dulce (Badan-Dangon *et al.*, 1991), y los fenómenos de gran escala como los eventos El Niño y La Niña.

LBP es un cuerpo de agua receptor de distintos desechos provenientes de las diversas actividades que se desarrollan en el municipio (forma directa o indirecta), por ejemplo; turismo, agricultura, pesca, minería, ganadería, etc. (SETUES, 2021). Una fuente que se destaca por incluirse en los distintos ámbitos sociales o económicos es el sistema de drenaje, alcantarillado y Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR).

6.2 Muestras

6.2.1 Agua

Se colectaron muestras de agua en diferentes zonas de la LBP, como campos pesqueros (El portugués, Punta Coyote), otros son zonas con pocas actividades antropogénicas (Quelele), con actividad minera (San Juan de La Costa), con actividad turística (Coromuel, Balandra, Tecolote) y sitios receptores de descargas de arroyos (El centenario). Durante los meses de febrero, abril, mayo, junio, septiembre, octubre y noviembre. Se tomaron 10 litros de agua por sitio para su posterior filtración en el laboratorio (Fig. 2) y un litro se filtró in situ, utilizando un equipo de filtrado manual con filtro Millipore de fibra de vidrio con un diámetro de poro de 1.5 μm (Whatman 934-AH) (Fig. 3). Una vez obtenida la muestra se almacenó en cajas de Petri de 50 mm x 15 mm y se resguardaron hasta su posterior análisis en laboratorio.



Figura 2. Muestra de agua colectada en el sitio “Centenario”.



Figura 3. Filtrado manual de muestras de agua en sitio denominado como “malecón”.

6.2.2 Plancton

La comunidad de fitoplancton se conforma por organismos autótrofos (vegetales fotosintéticos), representado por una amplia diversidad de grupos como, las algas verdes, algas rojas, diatomeas, fitoflagelados y cianobacterias. Este grupo se caracteriza por ser organismos que viven

suspendidos sin movimientos en la zona fótica y su distribución se encuentra a merced de los movimientos del agua. Esta comunidad acuática es de gran importancia, dado a que es la base de las cadenas tróficas marinas, su dinámica resulta fundamental para las pesquerías y además son parte fundamental para el balance de oxígeno.

El zooplancton está conformado por organismos animales invertebrados, cuya característica distintiva es su tamaño, mayormente microscópico, con movilidad limitada y dependientes de los movimientos verticales y horizontales del agua. Al igual que el fitoplancton esta comunidad es de vital importancia al ser de los primeros eslabones en la transferencia de energía y nutrientes en las cadenas tróficas ya que conecta a los productores primarios con los consumidores de niveles tróficos superiores.

Dado a que estas comunidades son la base de las cadenas tróficas es de gran importancia conocer la concentración de microplásticos que se encuentran interactuando con estos organismos ya que al ser del mismo rango de tamaño que el plancton estas partículas pueden ser fácilmente confundidas como alimento y ser ingeridas por organismos de tamaño superior. Esta ingestión inicial es el primer paso para que los microplásticos asciendan a lo largo de la cadena trófica, afectando tanto a especies más grandes como a los depredadores finales, incluidos los peces comerciales y las aves marinas.

El muestreo de plancton se realizó a bordo de una lancha tipo panga de 7.5 m de largo, equipada con motor fuera de borda de 25 a 120 caballos de fuerza. Para la colecta se utilizaron redes de plancton de 30 y 300 μm , se realizaron arrastres horizontales superficiales (0-1 m de profundidad), durante 3 minutos a una velocidad de 2 nudos. La muestra obtenida se almaceno en frascos de vidrio de 1 litro con tapa hermética y se le añadió una solución de formol al 4-5% para su conservación y posterior análisis en laboratorio tal como se observa en la figura 4.

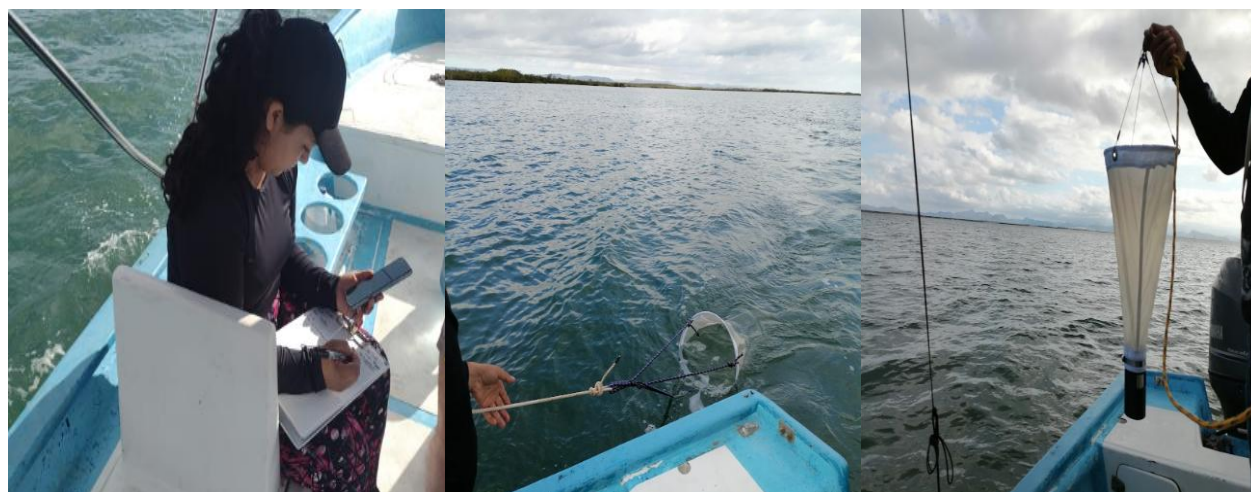


Figura 4. Muestreo de plancton.

6.2.3 Pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*) (Jordan y Gilbert, 1880)

Es una especie de hábitos pelágicos costeros y se localizan en sitios con fondos blandos y duros (arrecifes) (González *et al.*, 2018) cuyas poblaciones forman cardúmenes cerca de la superficie, lo que les permite acceder fácilmente a las presas (Froese y Pauly, 2024), y frecuentemente entra en los estuarios en busca de alimento como plancton y organismos pequeños como crustáceos o peces por lo que se considera una especie omnívora. Se distribuyen desde el Pacífico Oriental en Santa Ana, en el sur de California (EE. UU.), hasta Panamá. Se ha reportado en Perú (Chirichigno, 1974). Son peces que se caracterizan por tener una mandíbula inferior muy prolongada con una tonalidad rojiza en la punta, la mandíbula superior es corta y triangular. Los orificios nasales se sitúan en una foseta por delante de los ojos. Aletas sin espinas, la dorsal y anal en posición posterior y las pélvicas en posición abdominal, con 6 radios blandos; aletas pectorales cortas. Cuenta con una línea lateral dirigida hacia abajo desde la aleta pectoral y luego hacia atrás, cerca del perfil ventral del cuerpo. Escamas de tamaño moderado, lisas y caedizas. Su coloración es en un tono verdoso o azulado en el dorso, con flancos y vientre plateados (Fischer *et al.*, 1995) (Fig. 5). Las especies pertenecientes al género *Hyporhamphus* como el pez pajarito suelen presentar una longevidad aproximada de 4 años (McBride y Thurman, 2003).



Figura 5. Pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*).

Esta especie es la presa más importante del pez dorado (*Coryphaena hippurus*) conforme a lo mencionado por Tripp *et al.* (2010), el cual es un depredador del trópico alto (sureste del Golfo de California, México) importante para la pesca deportiva y artesanal en el Pacífico mexicano. Por lo tanto, el pez pajarito es una especie clave en el aporte de contaminantes a depredadores de mayor tamaño. La colecta del pez pajarito se realizó sobre la línea de costa utilizando atarraya que se constituye por el cuerpo de la red que forma un bolso donde se concentra la captura, el tamaño de malla es homogéneo, en la línea inferior contiene plomos que permiten el hundimiento rápido, adicionalmente cuenta con un cabo de recuperación. Se capturaron 115 organismos que se almacenaron en hieleras para su posterior procesamiento en laboratorio (Fig. 6).



Figura 6. Colecta de pez pajarito con atarraya.

6.3 Trabajo en laboratorio

6.3.1 Medidas de control de contaminación

Considerando que aún no existe una metodología estandarizada para la revisión de microplásticos que permita establecer las condiciones adecuadas para evitar la contaminación de las muestras durante la revisión y evitar una sobreestimación de las concentraciones de MPs, se estableció el siguiente protocolo, donde se disminuye el uso de dispositivos de plástico, y se utilizan muestras de control.

1. Uso de bata de laboratorio 100% algodón
2. Uso de guantes de látex
3. Instrumental de vidrio de borosilicato y herramientas grado quirúrgico.
4. Limpieza del área con etanol al 70% al inicio del trabajo y entre cada muestra revisada.
5. Limpieza del instrumental utilizado entre cada muestra analizada con agua filtrada
6. Uso de blancos durante cada sesión de revisión de muestras.

6.3.2 Caracterización de las partículas de microplástico

Las partículas identificadas como posible partícula de origen antropogénico se caracterizaron de la siguiente forma:

1. Tamaño: la medida se realizó en considerando la longitud total de la partícula.
2. Color: rojo, verde, azul, amarillo, transparente, negro, entre otros.
3. Forma: fibra, pellet, fragmento, espuma, películas, esferas.

Como medida previa a la caracterización química para las partículas identificadas, se utilizó la prueba de aguja caliente, que consiste en acercar una aguja previamente calentada a la posible partícula sintética y en caso de que presente torción o se queme se considera indicativo de que es un polímero sintético (Devriese *et al.*, 2015).

6.3.3 Procesamiento de muestras de fitoplancton y zooplancton

Para el análisis de las muestras de plancton se realizaron 5 alícuotas de 20 ml correspondiente a cada muestra de fitoplancton y de zooplancton, esto para obtener una unidad de masa analizada, para obtener este peso inicialmente se pesaron los filtros Millipore (Fig. 7) que se utilizaron, posteriormente se realizó el proceso de filtrado con la bomba de vacío, para después pesar el filtro con muestra en húmedo, cada filtro se secó en una mufla marca felisa a 60°C durante 12 horas, una vez terminado este proceso, nuevamente se pesaron los filtros para obtener el peso total de plancton a analizar por muestra. Para ambos tipos de muestras se contabilizaron el total de microplásticos contenidos sin determinar si algunos se encontraban dentro o fuera del organismo en el caso de zooplancton.



Figura 7. Alícuotas de las muestras de fitoplancton y zooplancton.

6.3.4 Procesamiento de tejidos de pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*)

Los MPs tienen distintas rutas de ingreso en los organismos, las cuales son a través de la alimentación, inhalación o por contacto dérmico. Tomando en cuenta que el proceso de respiración y la ingestión son las vías más importantes para el ingreso de estas partículas al organismo, se analizaron los tractos gastrointestinales y branquias de los 115 organismos capturados. Se realizaron disecciones a los organismos separando el tracto digestivo y las branquias (Fig. 8) para su posterior análisis, cada muestra fue pesada y almacenada en vasos de vidrio con tapa de acero para posteriormente digerir la materia orgánica con una solución de hidróxido de potasio al 20% combinado con peróxido de hidrógeno al 50% con el fin de evitar el daño de las partículas plásticas, de acuerdo con Claessens *et al.* (2013). Cada muestra permaneció en esta solución hasta alcanzar la transparencia.



Figura 8. Proceso de disección de la especie pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*).

Una vez terminada la digestión del tejido, cada muestra se filtró utilizando una bomba de vacío con filtros Millipore (Fig. 9). Cada filtro obtenido se almacenó en una caja Petri para su posterior revisión.



Figura 9. Equipo de filtración, con bomba de vacío.

6.3.5 Identificación, caracterización y conteo partículas

La separación y toma de medidas de las partículas encontradas se realizó con un estereomicroscopio marca Nikon modelo SMZ25 con una relación de zoom de 25: 1, rango de zoom de 0.63- 15.75x y el software de captura de imágenes NIS- Elements (Fig. 10).



Figura 10. Estereomicroscopio Nikon modelo SMZ25.

Cada partícula obtenida se caracterizó por tamaño (longitud total en mm), forma (esfera, pellets, fibras, fragmentos) y color. Posteriormente se almacenaron en cápsulas de estaño con su respectivo código de identificación para su posterior caracterización química. Para minimizar la contaminación cruzada durante el procesamiento de las muestras, todo el material utilizado se lavó con agua destilada entre cada muestra.

6.4 Caracterización química FT-IR

Los MPs se caracterizaron mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR), técnica que permite la identificación de materiales a nivel molecular a partir de la interacción entre la radiación infrarroja y la materia. Esta interacción varía en función del material, generando una “huella digital” espectral con bandas y características específicas para cada uno (Hummel,

2002). La identificación se basa en las frecuencias de absorción asociadas a distintos grupos químicos y en la comparación de cada perfil con estándares de referencia de polímeros (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Se utilizó un Espectro de Infrarrojo con Transformada de Fourier (Thermo Scientific™ Nicolet™ iN10 MX), usando un accesorio de μ ATR con punta de Germanio y detector MCT enfriado con nitrógeno líquido (Fig. 11). Cada partícula fue analizada individualmente, los espectros obtenidos a una resolución de 4 cm^{-1} , entre $4000 - 500\text{ cm}^{-1}$ de número de onda y 16 escaneos fueron comparados con las librerías de referencia, dos adquiridas comercialmente (HR Spectra Polymer and Plasticizers by ATR y Hummel Polymer Sample Library) y tercera elaborada en “casa” (Microplastics_ICML), mediante el uso del Software OMNICTM Picta. De acuerdo con Schymanski *et al* (2021) los valores de match por encima de 70 % son valores sistemáticamente aceptables.

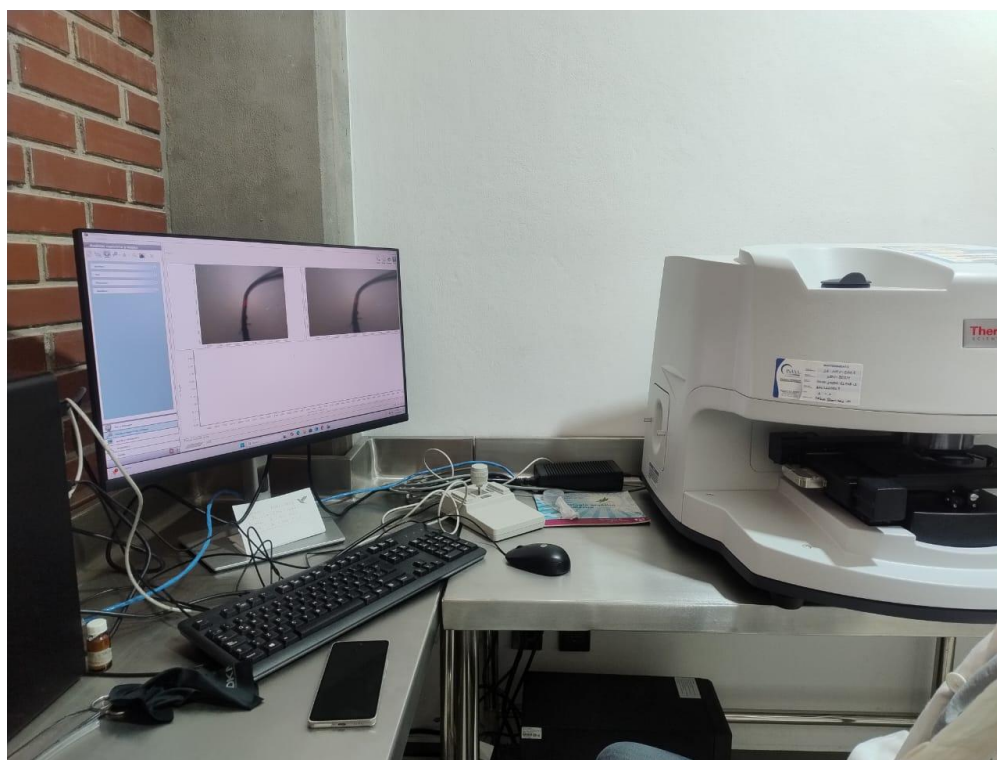


Figura 11. Identificación del tipo de polímeros de las partículas de MPs con Espectro de Infrarrojo con Transformada de Fourier.

6.5 Bioacumulación y biomagnificación trófica de microplásticos

Los productores primarios como el fitoplancton pueden adsorber MPs y a su vez pueden ser ingeridos por el zooplancton, proporcionando una vía potencial hacia la red alimentaria (Lusher,

2015). Sin embargo, también pueden ser ingeridos directamente del agua por el zooplancton como el enlace trófico inicial clave para la absorción dietética de MPs. Bajo este razonamiento, el zooplancton se considera como la fuente fundamental de alimento para muchos consumidores secundarios, representando la principal vía de exposición para que los MPs entren una red trófica (Cole *et al.*, 2013; Botterell *et al.*, 2019). Considerando lo anterior se utilizó un modelo de bioacumulación de MPs propuesto por Alava (2020) que se basa en que la absorción de MPs en consumidores primarios como el zooplancton es predominantemente un proceso de alimentación por filtración que puede describirse mediante un Factor de Bioconcentración (BCF):

$$BCF = C_B / C_W \quad (1)$$

Donde C_B representa la concentración de MPs en el Zooplancton (partículas/organismo o en unidades de masa como g/kg) y C_W representa la concentración de MPs en el agua de mar (en partículas/L o en g L⁻¹). Si C_W se conoce a partir de datos de campo, y el BCF es una función del balance diferencial de las constantes de velocidad de primer orden (es decir, $BCF = k_1 / k_2$), donde k_1 es la tasa de absorción de MP del agua (es decir, equivalente a la tasa de absorción de MPs del agua (k_w), y k_2 es la tasa de eliminación total de MP por egestión (k_E); entonces, C_B puede calcularse para el zooplancton resolviendo la ecuación (1):

$$C_B = BCF \cdot C_W \quad (2)$$

En los consumidores secundarios y terciarios, el proceso de bioacumulación es más complejo, ya que los MPs pueden incorporarse directamente desde el agua mediante la respiración (branquias), además de ser ingeridos a través de la dieta y posteriormente eliminados por los organismos marinos a través de la excreción (Koelmans *et al.*, 2014; Koelmans, 2015; Diepens y Koelmans, 2018). Tomando en cuenta la ingestión, la captación y la egestión de MPs únicamente por el tracto intestinal, se utilizó un modelo cinético básico de bioacumulación utilizando un balance de masas de captación y pérdida, expresado por la siguiente ecuación:

$$\frac{dC_B}{dt} = k_w \cdot C_W + k_D \cdot C_D - (k_G + k_E) \cdot C_B \quad (3)$$

Donde k_W es la constante de velocidad para la absorción de MPs del agua (partículas/organismo/d o g/kg/d); k_D es la tasa de absorción dietética (g/kg/d); k_G es la constante de velocidad de dilución del crecimiento; C_D es la concentración de MPs en la dieta del organismo (partícula/organismo o g/kg); y k_E es la constante de velocidad de eliminación de MPs en los organismos (en unidades de $d^{-1} = 1/d$).

Para cuantificar la biomagnificación en los consumidores en relación con sus presas (zooplancton - *H. rosae*) y para investigar el efecto de la magnitud de las diferencias de nivel trófico en el índice de biomagnificación, se utilizó el factor de biomagnificación depredador-presa (BMF) para la interpretación de datos en este trabajo de modelado. El criterio aplicado para indicar la capacidad de biomagnificación $BMF > 1$, mientras que un $BMF < 1$ es una indicación de falta de capacidad de biomagnificación. Si el BMF es estadísticamente mayor que 1, entonces indica que las MP son un probable contaminante bioacumulativo (Gobas *et al.*, 2009). Por lo tanto, el factor de biomagnificación depredador-presa basado en el modelo normalizado a la posición trófica ($BMF_{\text{Nivel Trófico: } BMF_{TL}}$) se calcula utilizando la siguiente ecuación (Borgå *et al.*, 2004):

$$BMF_{TL} = \frac{(C_{\text{PREDADOR}} / C_{\text{PRESA}})}{(TL_{\text{PREDADOR}} / TL_{\text{PRESA}})} \quad (4)$$

Donde C_{PREDADOR} y C_{PRESA} son las concentraciones de MPs en el depredador y la presa, expresadas en unidades de masa (g por kg de depredador); y TL_{PREDADOR} y TL_{PRESA} son los niveles tróficos del depredador y la presa. Los valores de BMF_{TL} se utilizaron para medir la biomagnificación entre dos niveles tróficos asumiendo un estado estacionario en las concentraciones de MPs entre depredador y presa.

6.6 Análisis estadístico

A partir de los datos recolectados, se llevaron a cabo análisis estadísticos utilizando el software R, con el fin de determinar la existencia de diferencias significativas entre los grupos evaluados. Se aplicaron pruebas de normalidad (Shapiro–Wilk) y, posteriormente, se seleccionó y aplicó la prueba estadística adecuada en función de los supuestos cumplidos para el análisis requerido. Se estableció un nivel de significancia estadística de $p < 0.05$ para la determinación de diferencias significativas.

7. RESULTADOS

7.1 Agua

Se llevo a cabo el análisis de las muestras de agua obtenidas en los 8 sitios de muestreo asignados (Fig. 1). Donde se obtuvo que la concentración promedio es de $6.1 \text{ MPs L}^{-1} \pm 7.2$ con un valor máximo de 32 MPs/l en el sitio “El Coromuel” y un valor mínimo de 2 MPs L^{-1} en el sitio “Quelele” (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración promedio de partículas de MPs L^{-1} en cada punto de muestreo.

Sitio	MPs L^{-1} (d.e.)	Máx	Mín
Balandra	3 ± 0	3	3
Centenario	3.2 ± 1.64	4.3	1.3
Coromuel	8.86 ± 11.41	32	1.6
El portugues	5.25 ± 0.6	6	4.7
Punta Coyote	8.2 ± 6.46	17.4	3.6
Quelele	3.2 ± 1.28	5.3	2
San Juan de la Costa	4.15 ± 1.38	6	3
Tecolote	11.3 ± 13.9	32	2.83

Para determinar la existencia de diferencias significativas entre sitios, se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro–Wilk con el fin de evaluar si los datos seguían una distribución normal y, en consecuencia, seleccionar la prueba estadística paramétrica correspondiente. Sin embargo, dado que los datos no presentaron una distribución normal, se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis para evaluar las diferencias en las concentraciones de microplásticos por litro entre los ocho sitios de muestreo. El resultado no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (Kruskal- Wallis p-value = 0.429), lo que sugiere una distribución relativamente uniforme de las concentraciones en los sitios evaluados.

Las partículas de MPs que se clasificaron de acuerdo con sus características como la forma encontrando que el 85.81% son fibras mientras que el 14.19% restante son fragmentos (Fig. 12). El color más frecuente es el color azul con un 56.13% de partículas, seguido por el color rojo con un 19.03%, negro con un 10.97%, transparente con 8.39% y en menor porcentaje amarillo, blanco,

café, morado, naranja, y verde con el 5.48% (Fig. 13), la longitud promedio fue de 1.94 ± 2.25 con un máximo de 4.9 mm y un mínimo de 0.1 mm.

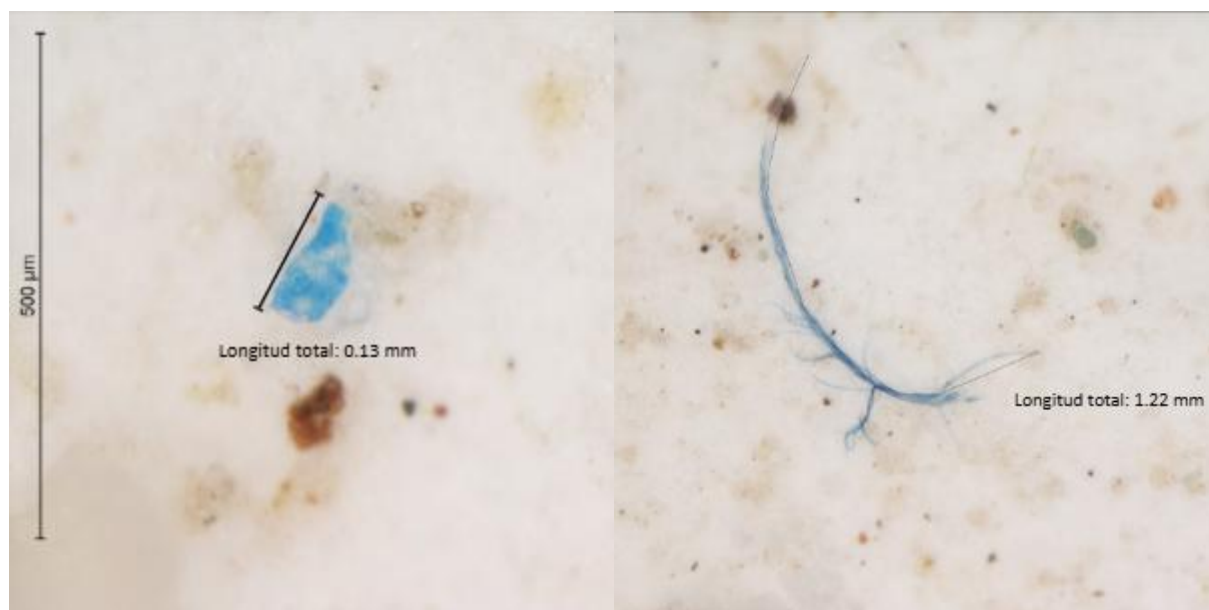


Figura 12. Partículas sintéticas identificadas en muestras de agua. Tipo de forma; fragmento y fibra.

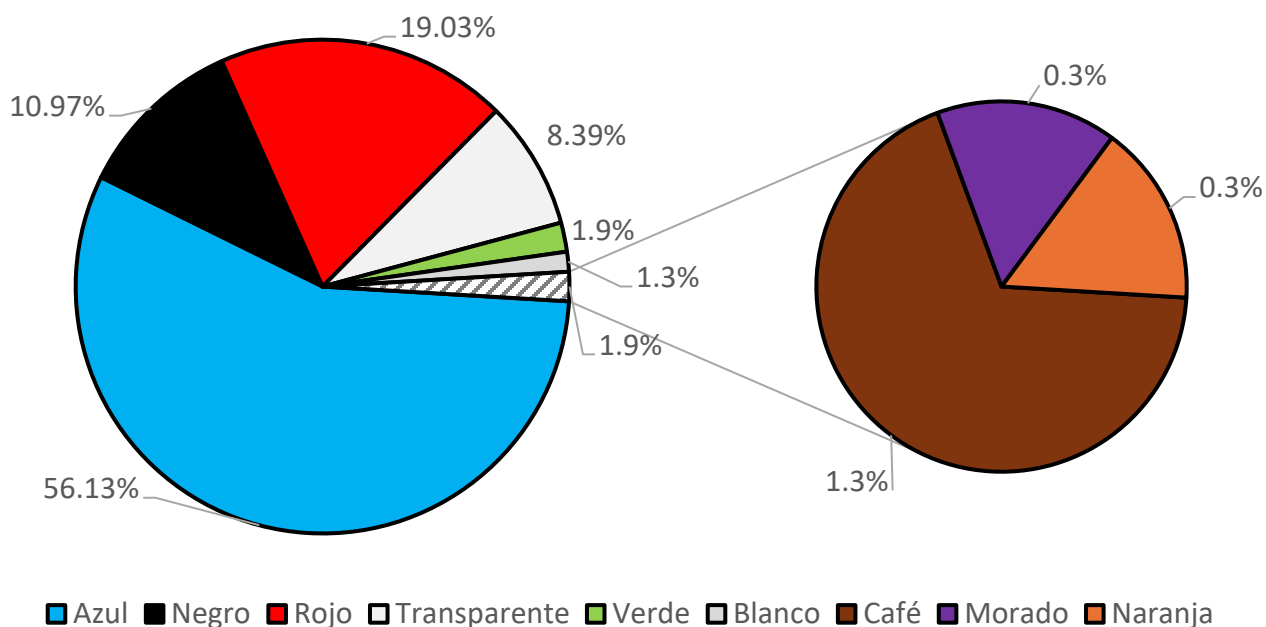


Figura 13. Porcentajes de color de partículas encontradas en muestras de agua.

7.2 Plancton

7.2.1 Fitoplancton

Se analizaron cinco alícuotas de una muestra madre para evaluar la variabilidad en la concentración de microplásticos. Los resultados presentaron un promedio de $5.8 \text{ MPs}/0.01\text{g} \pm 2.9$ con un rango entre 10.24 y 2.89 $\text{MPs}/0.01\text{g}$. Se encontraron distintos tonos de color representados por un 51% de partículas color azul, 13% color negro, 6% blanco, 3% gris, y un 27% distribuido en distintos colores como (rojo, verde y transparente) (Fig. 14). La longitud promedio es de $1.44 \text{ mm} \pm 1.27$ con una longitud máxima de 4.78 mm y un mínimo de 0.02 mm, las formas encontradas fueron fibras representando un 67% y fragmentos con un 33% (Fig. 15).

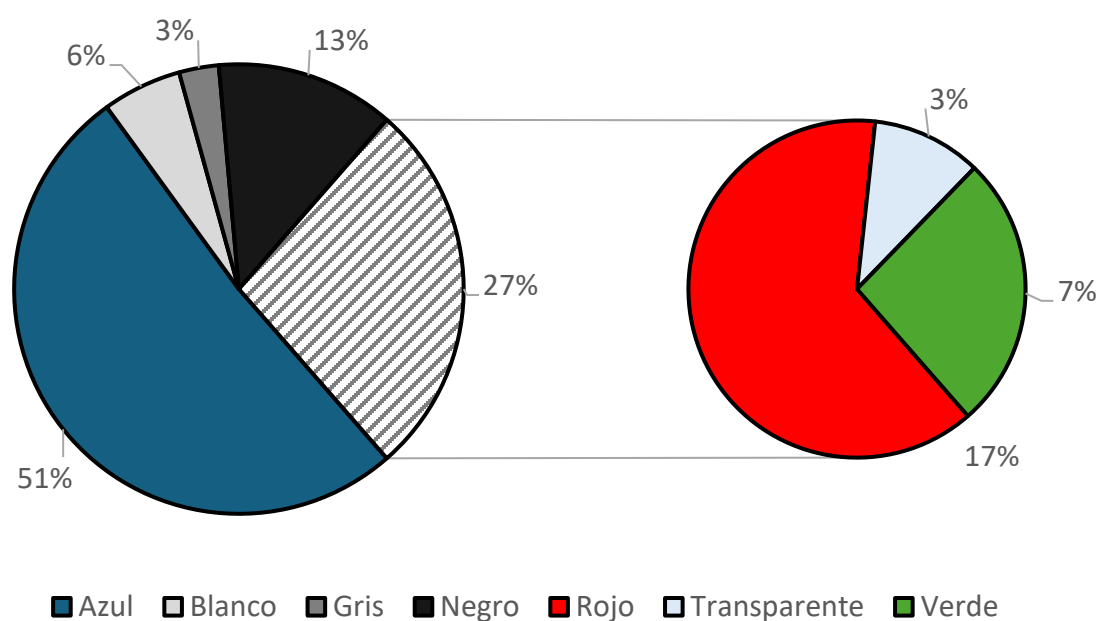


Figura 14. Porcentajes de color de partículas encontradas en muestras de fitoplancton.

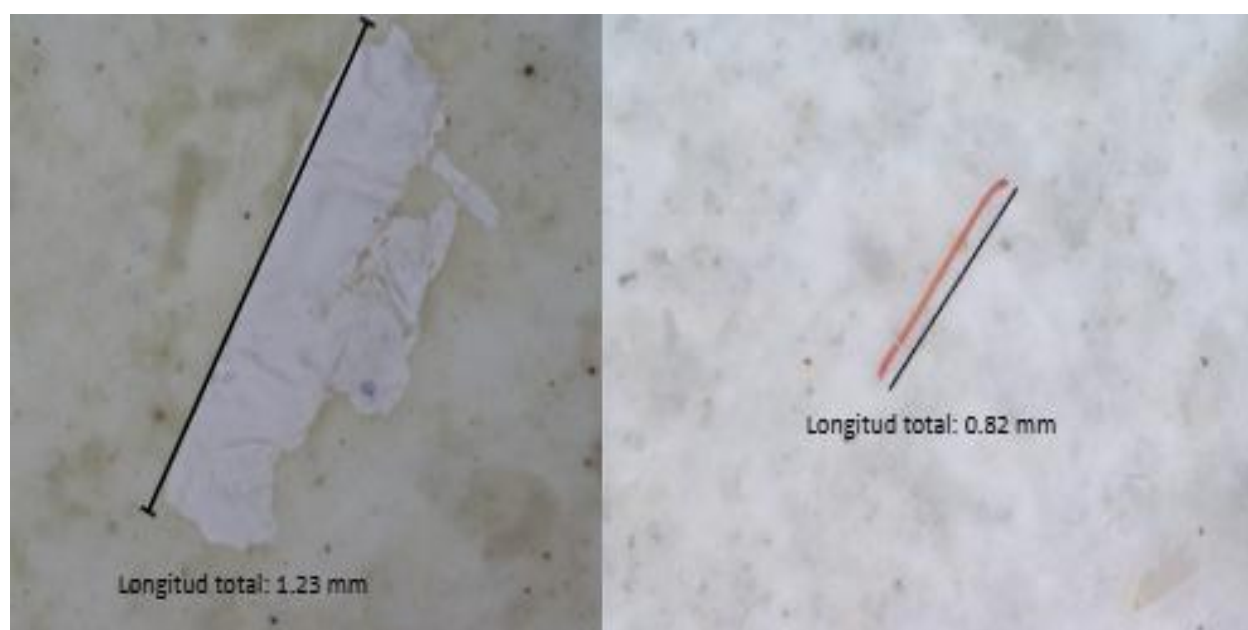


Figura 15. Tipos de partículas identificadas en fitoplancton.

7.2.2 Zooplancton

La concentración promedio de MPs fue de $6.3 \text{ MPs}/0.01\text{g} \pm 6.5$, dentro de un rango de 17.2 y 2.03 $\text{MPs}/0.01\text{g}$. Las partículas encontradas son fibras (71%) y fragmentos (29%). El color de partículas más representativo es el color azul (59%), seguido por el color negro (14%), por otro lado, también se encontraron los colores naranja, rojo, transparente, tinto, verde, blanco y gris en menor proporción (Fig.16). Las partículas presentaron una longitud promedio de $1.14\text{mm} \pm 1.43$ dentro de un rango de 4.53 a 0.01 mm (Fig. 17).

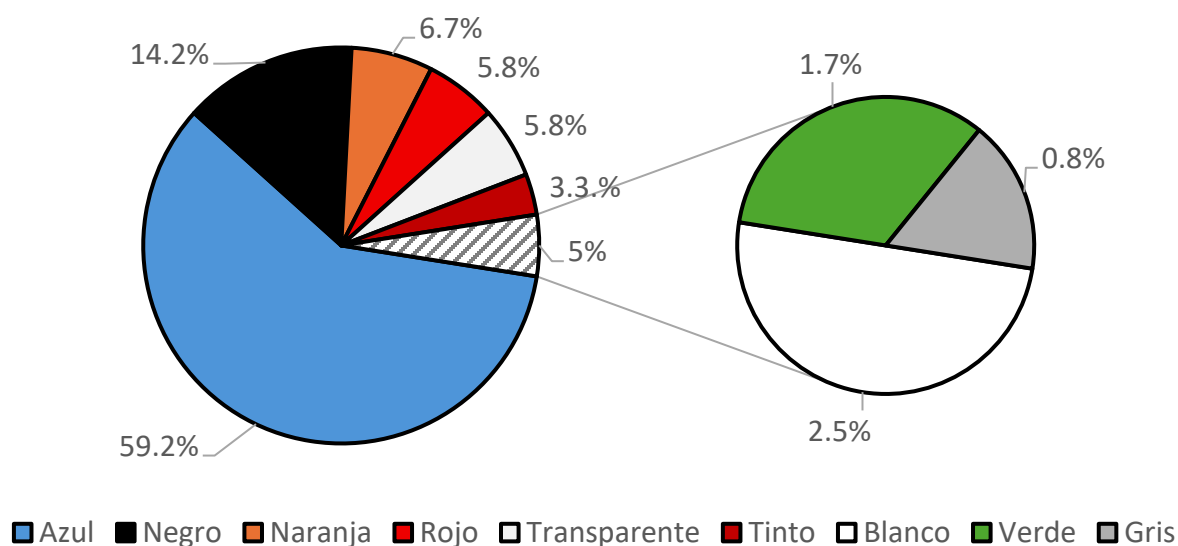


Figura 16. Porcentajes de color de partículas encontradas en muestras de zooplancton.

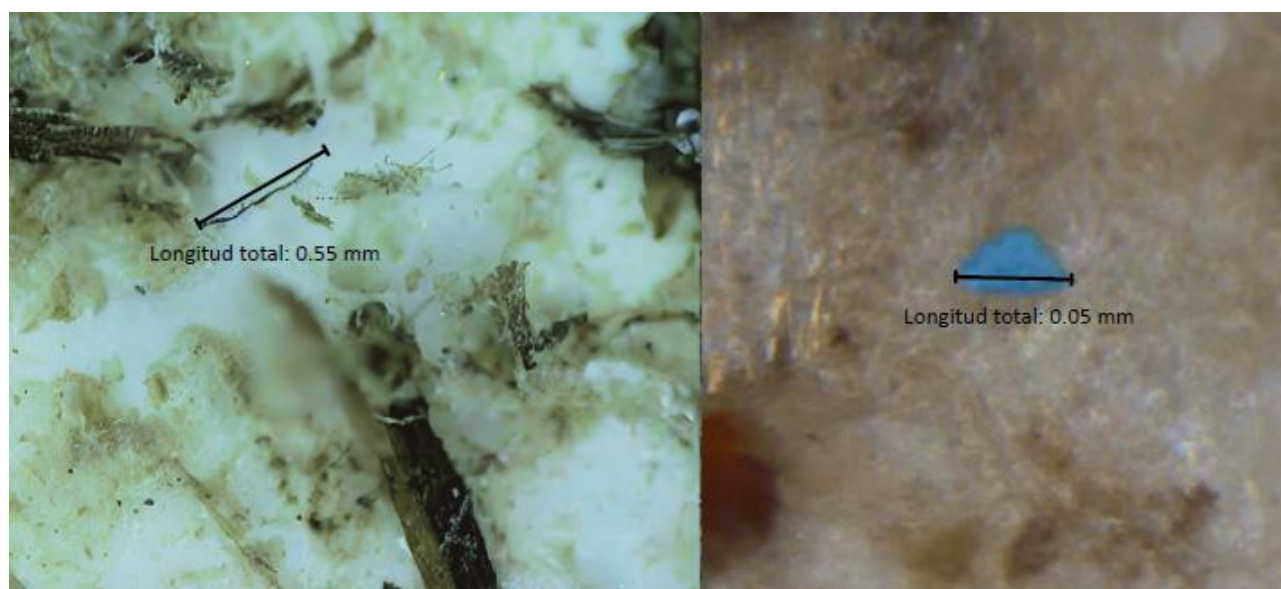


Figura 17. Micropartículas identificadas en muestras de zooplancton (fibra y fragmento).

7.2.3 Pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*)

El pez pajarito por su posición trófica es un organismo clave para la transferencia de energía, nutrientes y compuestos exógenos a niveles superiores en las redes trófica marinas, por lo que se analizaron un total de 115 organismos provenientes de la Bahía de La Paz, su longitud total promedio es de 24.20 ± 4.96 cm dentro de un rango de 27.5 cm y 19 cm.

La bioacumulación de este contaminante está representada por la concentración de microplásticos en cada órgano analizado. En branquias se presentó una concentración promedio de 3.7 ± 3.01 MPs/Ór., con un máximo de 13 MPs/Ór. y un mínimo de 1 MPs/Ór. La longitud promedio es de 0.9 ± 1.07 mm, dentro de un rango de 4.2 a 0.01 mm, las formas encontradas fueron fibra (86%), fragmento (13%) y esfera (1%). Al igual que en los resultados presentados anteriormente el color azul es el más frecuente, seguido por negro, transparente, rojo, café, verde y en menor porcentaje naranja, amarillo y tinto (Fig. 18).

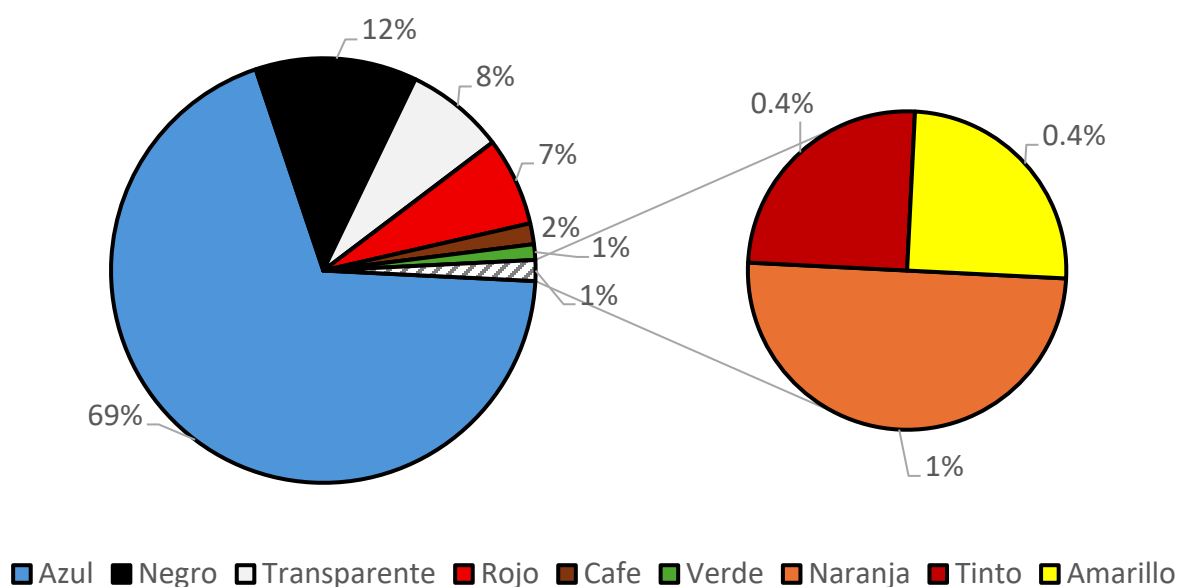


Figura 18. Porcentajes de color de las partículas encontradas en tejido branquial.

En estómago se presentó un promedio de 7.86 ± 10.67 MPs/Ór., dentro de un rango de 42 a 1 MPs/Ór., las partículas presentan una longitud promedio de 0.9 ± 0.93 mm, y dentro de un rango de 4.9 a 0.02 mm. Las formas de partículas más frecuentes fueron fibras (88%), fragmentos (11%) y cápsulas (1%) (Fig. 20). El color azul es el color más frecuente, seguido por el color rojo, negro, transparente, naranja y verde, en menor frecuencia son los colores blanco, tinto y morado (Fig. 19).

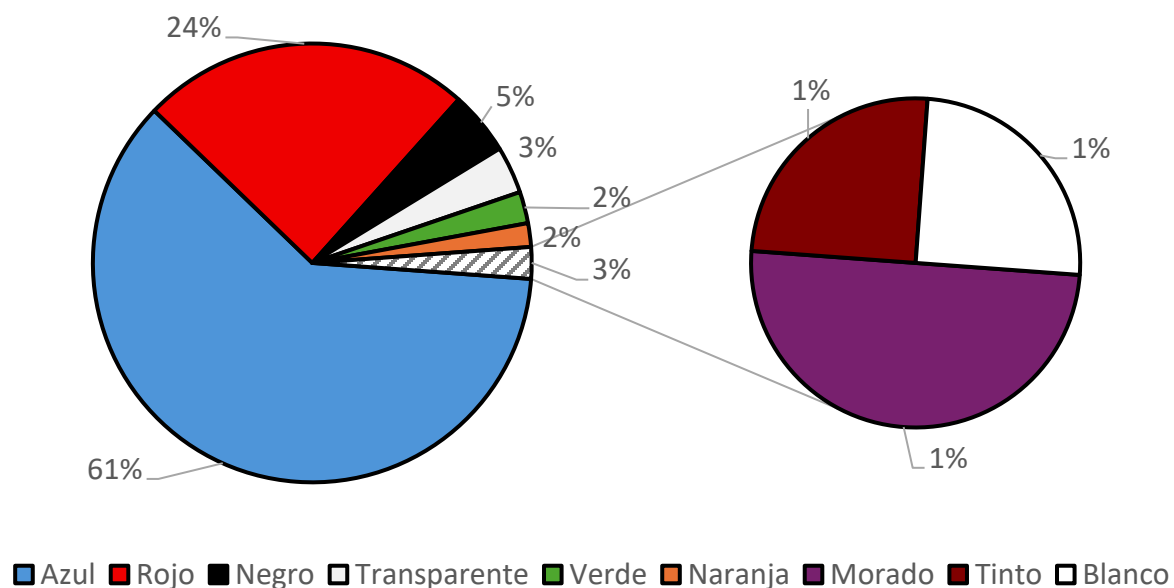


Figura 19. Porcentajes de color de partículas encontrados en tejido gastrointestinal.

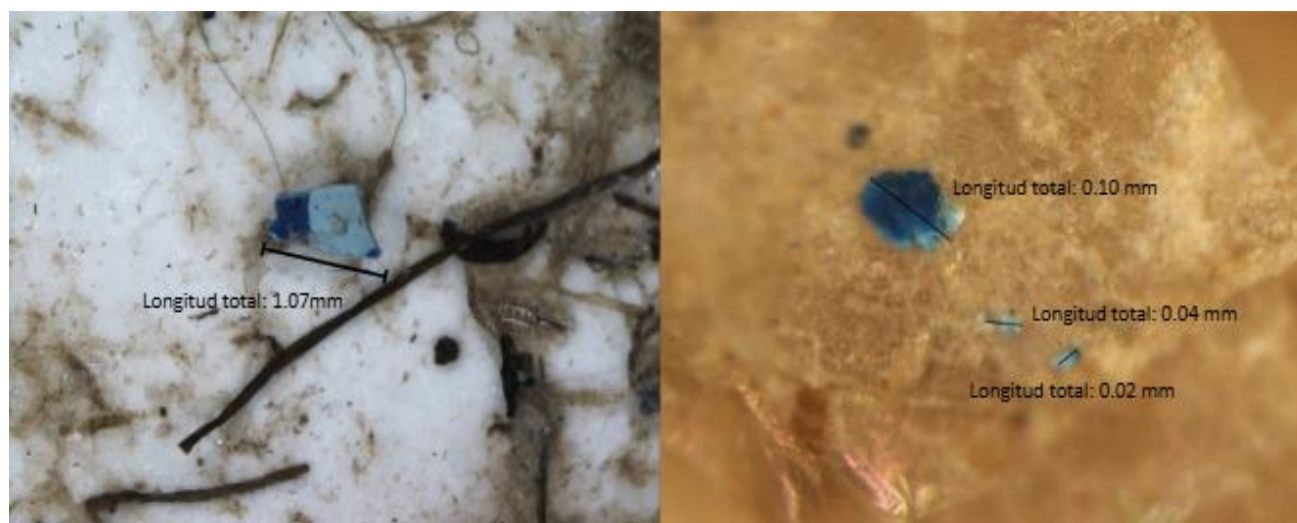


Figura 20. Partículas identificadas en forma de fragmentos color azul.

Se evaluó la relación entre la longitud total (LT) y los microplásticos por individuo (MPs/Ind). Ambas variables presentaron una distribución no normal según la prueba de Shapiro-Wilk (MPs/Ind: $W = 0.737$, $p < 0.001$; LT: $W = 0.877$, $p = 0.023$). Por lo tanto, se aplicó la correlación de Spearman para analizar la asociación entre estas variables.

Los resultados mostraron una correlación negativa débil y no significativa entre la longitud total y la concentración de microplásticos ($\rho = -0.186$, $p = 0.460$), indicando que no existe una

relación estadísticamente significativa entre el tamaño del organismo y la acumulación de microplásticos en esta muestra (Fig.21).

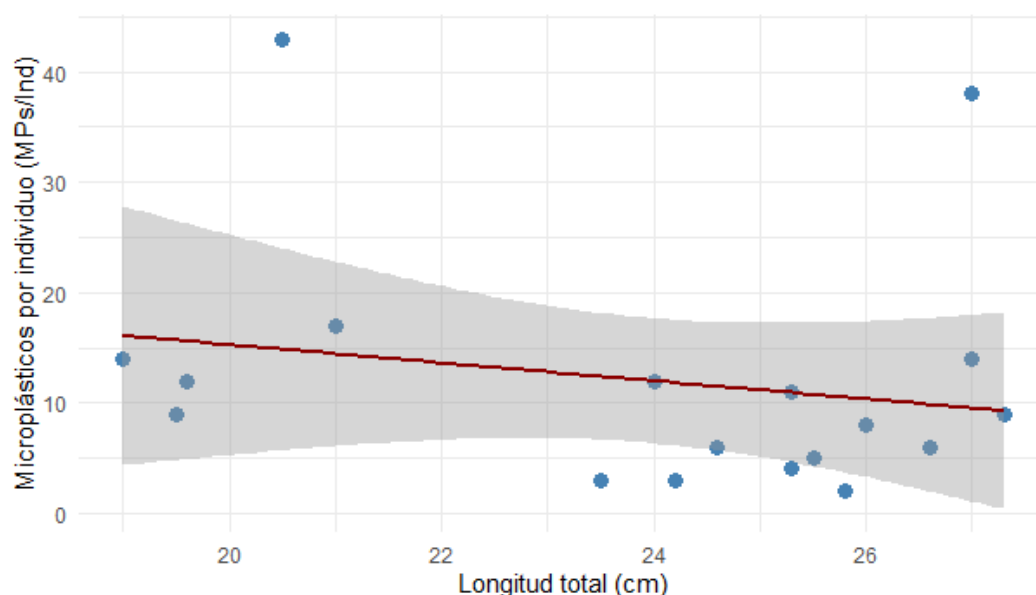


Figura 21. Relación entre longitud total (LT) y concentración de microplásticos (BE) por individuo. La línea muestra el ajuste lineal con su intervalo de confianza al 95%. No se observó correlación significativa ($\rho = -0.19$, $p = 0.46$).

Se comparó la concentración de microplásticos en branquias (B) y tracto gastrointestinal (TG) considerando únicamente los casos con datos pareados ($n = 19$). El análisis mostró que la concentración media en TG fue de 8.53 MPs/Ór., mientras que en el tejido B fue de 3.00 MPs/Ór. La mediana también fue mayor en TG (5.00) comparado con B (2.00), lo que indica una tendencia consistente hacia mayores concentraciones en el estómago. La prueba de Wilcoxon para muestras pareadas reveló que la diferencia entre ambos tejidos fue estadísticamente significativa ($V = 25$, $p = 0.0087$), lo que sugiere una mayor acumulación de microplásticos en el tracto gastrointestinal (Fig. 22).

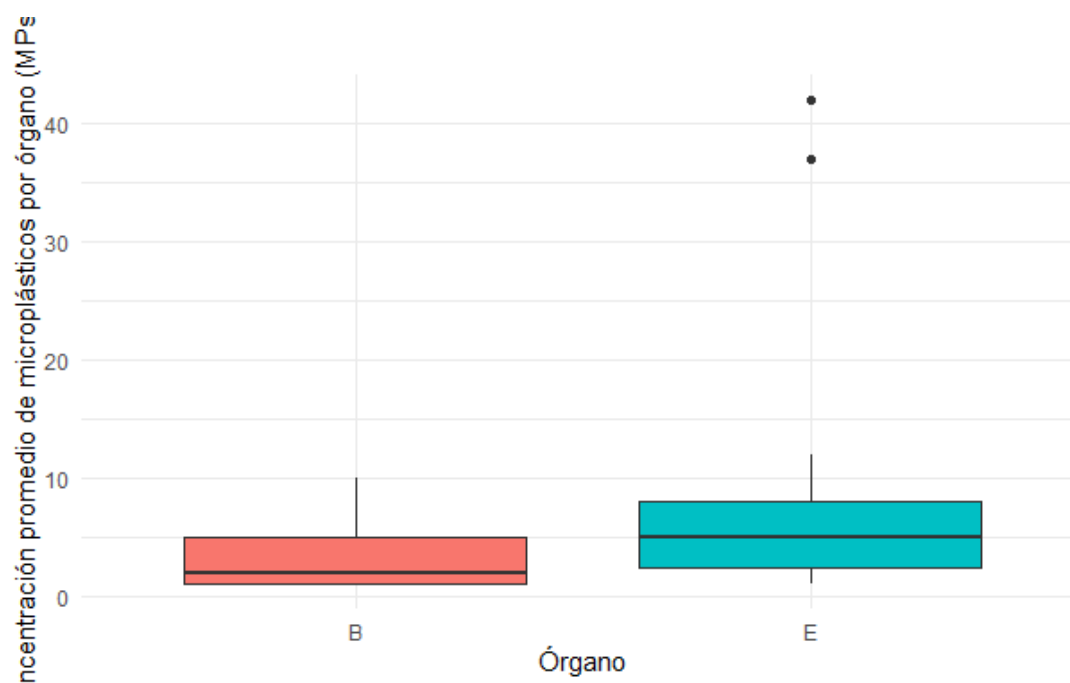


Figura 22. Comparación de la concentración promedio de microplásticos entre branquias (B) y tracto gastrointestinal €.

Adicionalmente, se estimó la contribución relativa promedio de cada tejido al total de microplásticos por individuo. El tracto gastrointestinal aportó en promedio un 64.3% del total, mientras que las branquias contribuyeron con el 35.7% restante (Fig. 23).

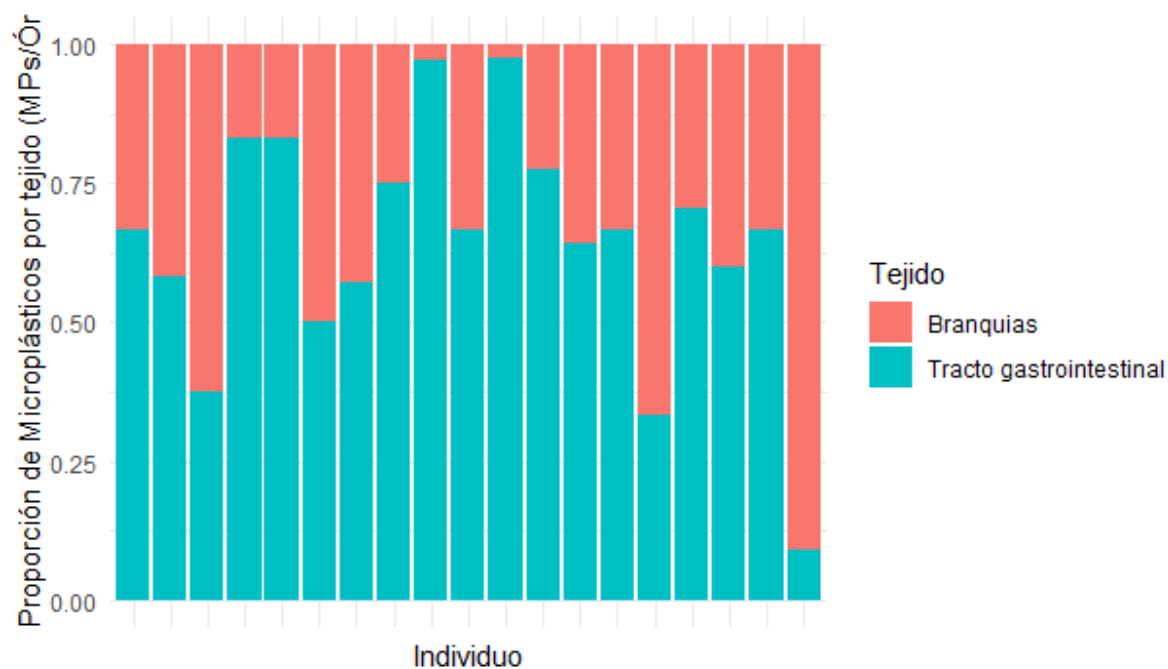


Figura 23. Contribución relativa de microplásticos por individuo en cada tejido.

7.3 Caracterización química de partículas en los tres niveles tróficos y agua

Se analizaron 484 micropartículas provenientes de muestras de agua, plancton y el pez pajarito. Los perfiles resultantes mostraron que el polímero sintético más frecuente es el tereftalato de polietileno (15.7%), seguido por rayón (10.3%), poliamida (4.8%), polietileno (4.5%), polimetilmetacrilato (5%), polipropileno (3.5%), policloruro de vinilo (2.5%), nailon (2.3%), poliuretano (1%), poliestireno (0.8%), poliacrinolitrino (0.4%), poliésteruretano (0.4%), polivinil formal (0.2%) y resina alquídica (0.2%), adicional a las partículas sintéticas también se encontró algodón en 24.6%, estas partículas se incluyen en estos resultados porque aunque no son sintéticas, son de origen antropogénico, el algodón es un compuesto al que también se le pueden adherir distintos contaminantes, por lo tanto representa riesgos a la salud de los ecosistemas (Fig. 24).

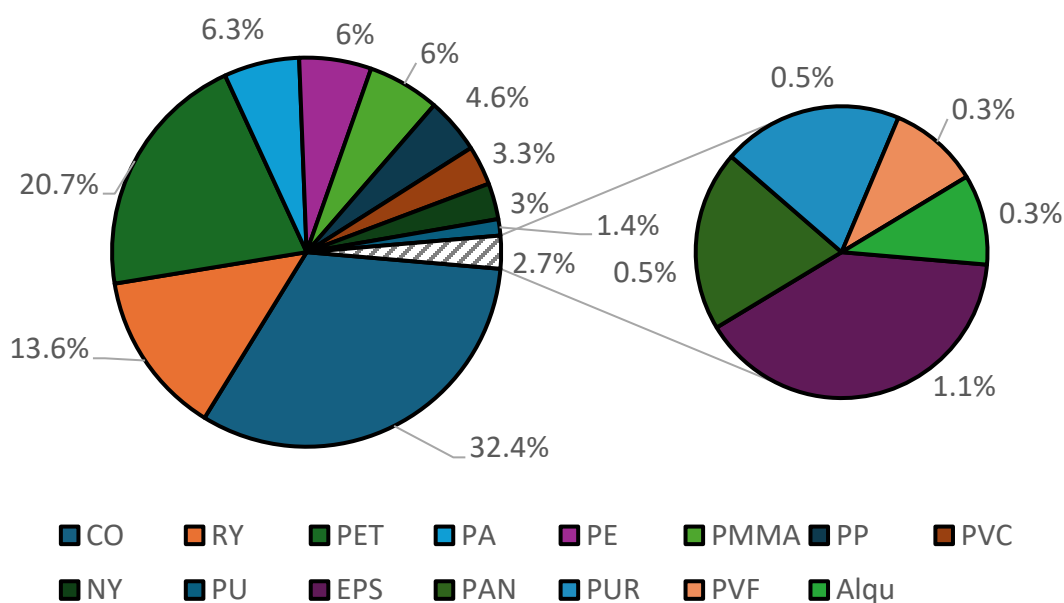


Figura 24. Tipos de polímeros identificados, donde; algodón (CO), rayón (RY), tereftalato de polietileno (PET), poliamida (PA), polietileno (PE), polimetilmetacrilato (PMMA), polipropileno (PP), policloruro vinilo (PVC), nailon (NY), poliuretano (PU), poliestireno.

7.4 Transferencia trófica en una cadena simplificada

Para construir la cadena trófica se tomó la concentración promedio de microplásticos para fitoplancton ($5.8 \text{ MPs}/0.01\text{g} \pm 2.9$), zooplancton ($6.3 \text{ MPs}/0.01\text{g} \pm 6.5$) y en el pez pajarito ($7.86 \text{ MPs}/\text{Ór.} \pm 10.67$) en tracto gastrointestinal lo que nos indica el consumo proveniente de los

niveles inferiores, sin embargo, también se debe considerar la bioacumulación presentada en branquias ($3.7 \text{ MPs/Ór} \pm 3.01$), dado que los depredadores de niveles superiores harán consumo del individuo completo, por lo que se promedió la concentración presente en total por individuo considerando tracto gastrointestinal y branquias dando como resultado un valor de $11.64 \text{ MPs/Ind} \pm 11.25$ (Fig. 27).

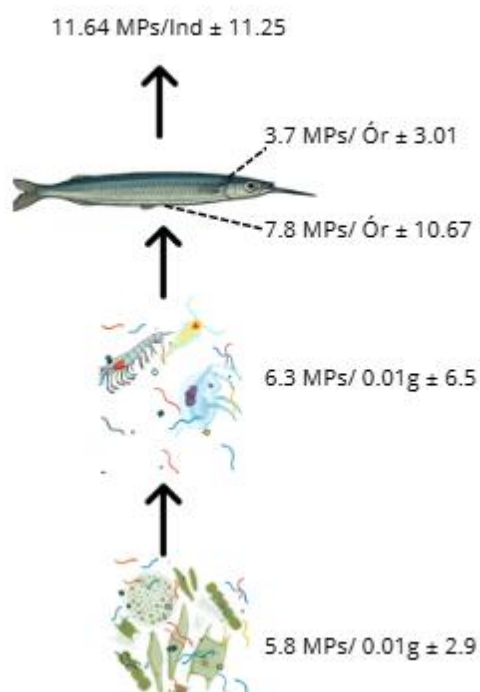


Figura 25. Representación esquemática de la cadena trófica marina simplificada con los niveles tróficos principales: fitoplancton, zooplancton y pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*).

7.5 Bioacumulación y biomagnificación de microplásticos

Considerando que la longevidad aproximada para las especies del género *Hyporhamphus* es de 4 años (McBride y Thurman, 2003), se calcularon las proyecciones del modelo de bioacumulación para las concentraciones de MPs en organismos marinos (g/kg) de la cadena trófica simplificada. La bioacumulación de microplásticos en el zooplancton como punto de entrada a la cadena trófica alcanza un máximo de $0.0754 \text{ g de MPs/kg}$ o 17 partículas/kg , este factor se obtuvo a partir de la absorción de la concentración de MPs presentes en el agua (6.1 MPs L^{-1} o 0.027 g L^{-1}) (Tabla 2 y 3) en función del Factor de Bioconcentración ($\text{BCF}=0.425$). También se obtuvo la bioacumulación

de MPs en el pez pajarito con un FBC=0.79 y se obtuvo una bioacumulación de 0.1274 g/kg o 29 partículas/kg (figura 28).

Tabla 2. Datos sobre el tiempo de retención, vidas medias biológicas y las tasas de eliminación de MPs en los organismos para el modelado de la bioacumulación de la cadena trófica.

Organismos	Retención (d)		Vida media (d)	Tasa de Eliminación	Fuente
	TL	$\tau = 1/k$	$t_{1/2} = 0.693(\tau)$	$k_E = 0.693/t_{1/2}$	
Zooplankton	2	7	4.851	0.143	Cole et al. (2013)
<i>H. rosae</i>	3.1	42	29.11	0.024	Critchell y Hoogenboom (2018)

Tabla 3. Datos de concentraciones y características de microplásticos observados en agua de mar en el modelado de bioacumulación de la cadena trófica.

Agua de mar (partícula/L)	Tipo de MPs	Longitud de los MPs	Masa media de los MPs (g)	MPs en agua de mar (g L ⁻¹)	Fuente
6.1	>90% microfibras	10-5000 μm (LT). 10- 20 μm (Ancho)	0.00443	0.027	Collicutt et al. (2019)

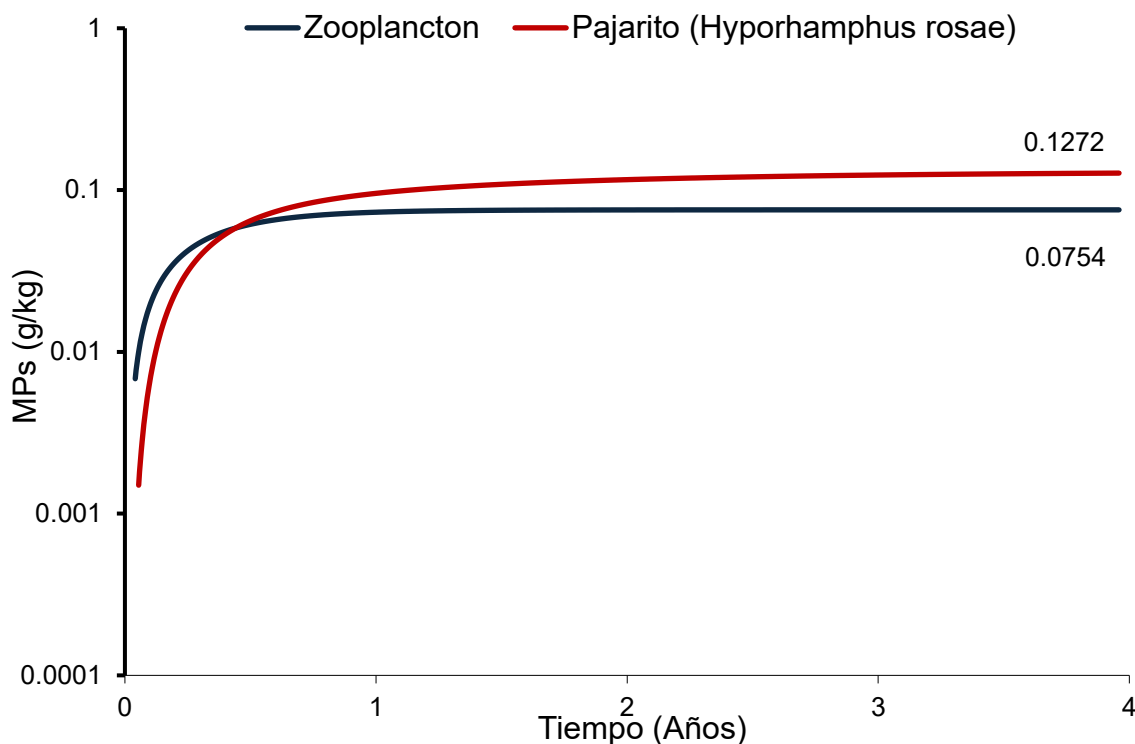


Figura 26. Proyección de bioacumulación de microplásticos (MPs) en los consumidores de la cadena trófica simplificada para una concentración de agua de mar de 0.027 g L^{-1} .

La biomagnificación para los microplásticos en la cadena trófica puede presentar variaciones de acuerdo con la relación depredador-presa. En este sentido, se obtuvo un potencial de biomagnificación proyectado para el zooplancton-pez pajarito para el periodo de vida del consumidor (cuatro años para el pez pajarito) considerando las tasas de concentración y eliminación (Tabla 2 y 3), se obtuvo un valor promedio a lo largo de vida media de 1.2852 ± 0.29 indicando una biomagnificación de MPs ($t = -16.249$, $p < 0.05$) alcanzando valores superiores a 1.5 a los 4 años de vida (figura 29 y 30).

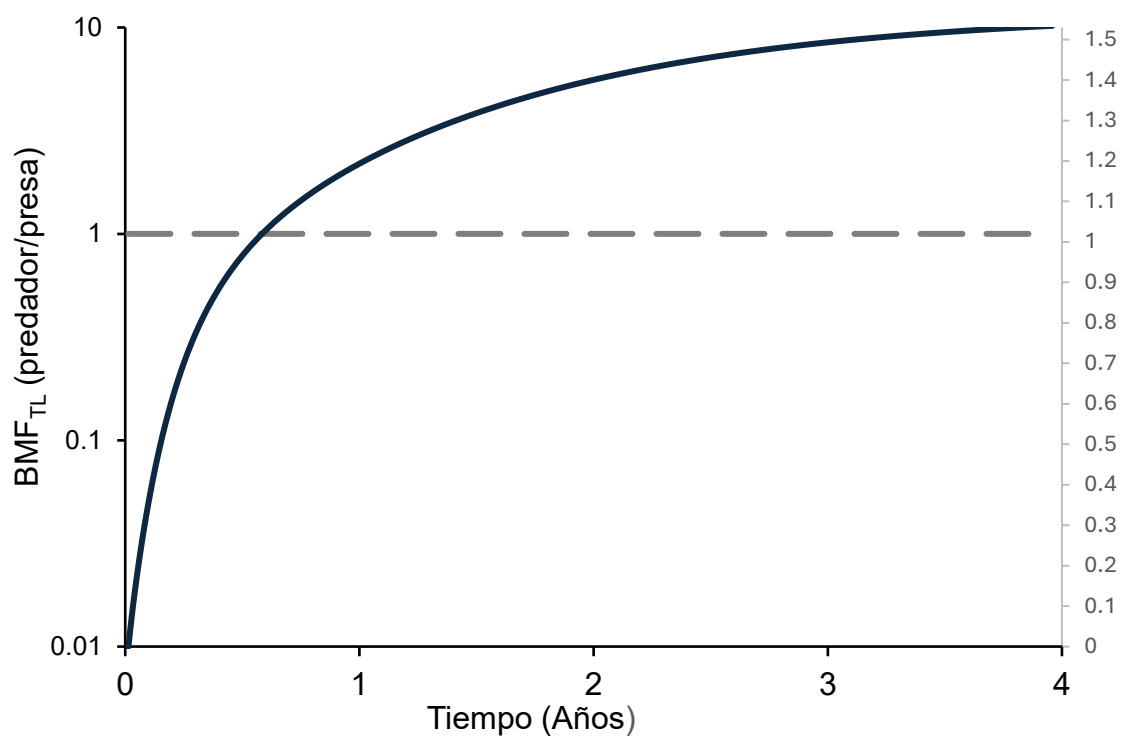


Figura 27. Biomagnificación de las concentraciones de MPs predichas para el zooplancton-pajarito (*H. rosae*) de 0 a 4 años. La línea discontinua gris representa el límite de biomagnificación trófica ($BMF = 1$).

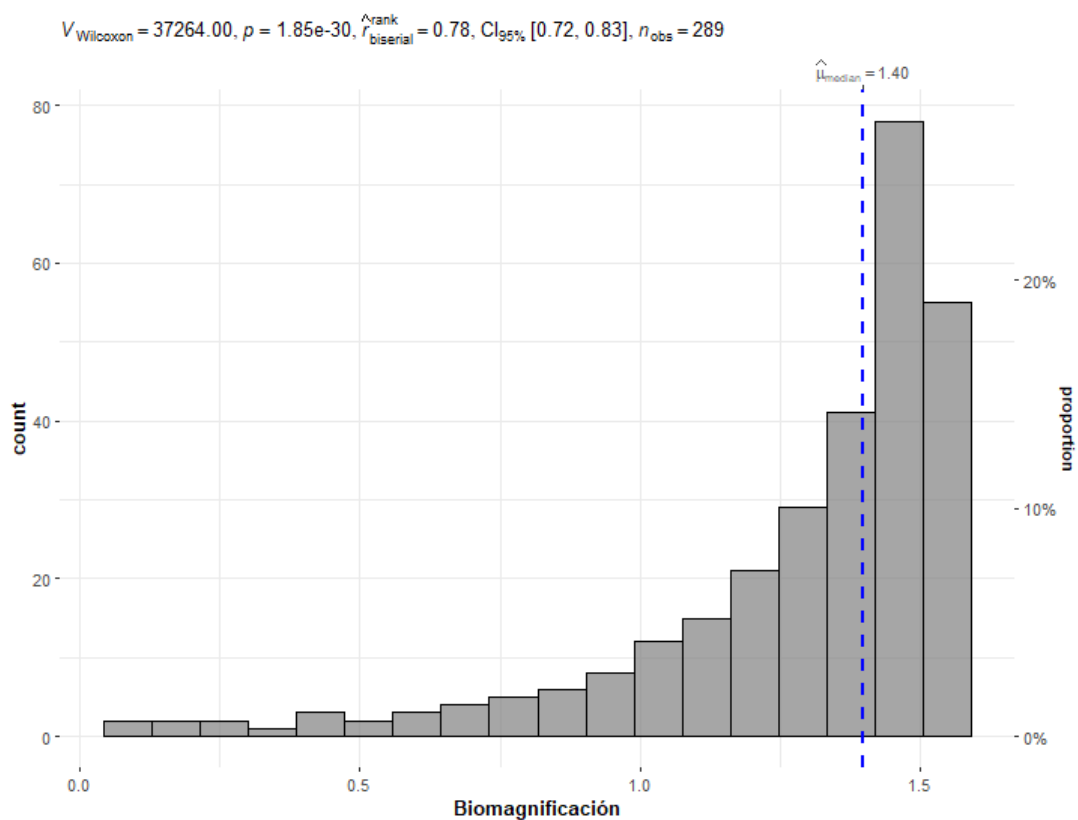


Figura 28. Comparación de la biomagnificación trófica de MPs predichas para el zooplancton-pajarito (*H. rosae*) obtenida con el valor límite de biomagnificación trófica (BMF =1) de 0 a 4 años. La línea discontinua azul representa el estadístico de prueba.

8. DISCUSIÓN

La inclusión de la contaminación por microplásticos (MPs) en las redes de interacción alimentaria dentro de modelos tróficos representa una nueva línea de investigación, al facilitar la evaluación de sus efectos sobre especies de interés ecológico y comercial. Sin embargo, actualmente existe escases de información disponible que aporte información sobre la bioacumulación y la biomagnificación en las cadenas tróficas marinas. Este trabajo es una de las primeras investigaciones donde se analiza la transferencia de MPs utilizando datos de campo tanto ambientales como biológicos en una cadena trófica pelágica simplificada aportando al conocimiento en este campo en poblaciones silvestres en México.

Se ha mencionado que los microplásticos son casi imposibles de limpiar por la gran cantidad de partículas que ya existen en las aguas de océanos y mares del mundo. Estos fragmentos pueden clasificarse según su morfología (por ejemplo, fibras, partículas y esferas, entre otros), la cual está asociada a distintas fuentes de origen. Asimismo, es necesario considerar parámetros relevantes como el color, el tamaño y el tipo de polímero, los cuales son fundamentales para su correcta caracterización (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Los resultados de este trabajo son consistentes con estudios previos realizados en la península de Baja California y Sinaloa y en general es similar a las tendencias globales y regionales que identifican a las fibras como el tipo más común de MPs en ambientes marinos, derivadas principalmente de descargas de aguas residuales con fibras textiles y de actividades pesqueras (Desforges *et al.*, 2014; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). En playas de la península, Piñon-Colin *et al.* (2018) reportaron un predominio de fibras (91 %) en sedimentos costeros, mientras que Cruz-Salas *et al.* (2023) detectaron abundancias elevadas de MPs (hasta 680.25 ítems/100 g de sedimento seco) en áreas protegidas como Cabo Pulmo e Isla Espíritu Santo, evidenciando que ni siquiera los sitios con restricciones humanas escapan a esta problemática. Asimismo, Castillo-Rosas *et al.* (2023) encontraron MPs en el tracto gastrointestinal del dorado (*Coryphaena hippurus*) en Baja California Sur, con predominio de fragmentos (68 %) sobre fibras (29 %), lo que sugiere que la composición puede variar entre agua, sedimento y biota debido a diferencias en las rutas de exposición y degradación.

Los colores más frecuentes observados en los consumidores y presas indicaron que las partículas de MPs presentaron predominantemente colores azul, rojo, negro y transparente. Estos resultados son consistentes con estudios previos sobre la caracterización de los MPs, en los cuales el color reportado con mayor frecuencia es el azul (Ory *et al.*, 2017). En nuestra investigación se observó que muchos colores o tonos específicos son susceptibles al deterioro como lo reportado por Galgani (2014).

En este trabajo se determinó que los microplásticos más abundantes en el ambiente y las especies acuáticas corresponden a un rango tamaño de 0.1 a 3 mm. Estos resultados coinciden con investigaciones donde se ha mencionado que este intervalo de tamaño es de los más frecuentes en los organismos (Villamar-Lucas, 2022). En especies que se alimentan por filtración como el zooplancton y el pez pajarito no es posible diferenciar entre su alimento natural y los microplásticos, por lo que estos pueden ser ingeridos de manera indiscriminada, por ejemplo, en el caso del plancton que es el alimento principal del pajarito su tamaño es muy similar a las partículas de MPs. La abundancia de partículas pequeñas es especialmente relevante, ya que incrementa debido a que aumenta su potencial de ingestión por organismos planctónicos y, por ende, la transferencia trófica hacia niveles superiores (Wright *et al.*, 2013). Asimismo, las vías de exposición e incorporación de microplásticos no se restringen exclusivamente a la ingestión, ya que en ciertos organismos pueden incorporarse al sistema mediante las branquias (Ocean Conservancy, 2018), como en los resultados de nuestra investigación se encontró que las branquias también es una importante vía de acumulación de las partículas de plástico, aunque fue significativamente menor que en el estómago su contribución es importante.

Se ha señalado que las características físicas y químicas de los microplásticos (MPs) también influyen en su distribución en el medio acuático (Murray *et al.*, 2011). El tipo de polímero constituye un parámetro clave en la clasificación de los microplásticos, ya que permite inferir su uso original. Entre los polímeros más comunes en el medio marino se encuentran el tereftalato de polietileno (PET), el polietileno de alta densidad (HDPE), el polietileno, el polipropileno (PP), el poliestireno (PS) y el policloruro de vinilo (PVC) (Frias *et al.*, 2014). En este estudio se identificó una amplia diversidad de polímeros en las partículas analizadas, incluyendo tereftalato de polietileno (PET), rayón, algodón, poliamida, acrílico, polietileno, polivinilo, poliéster, nailon,

celulosa, polipropileno y poliuretano. Es importante destacar que el algodón y la celulosa no corresponden a polímeros sintéticos; sin embargo, fueron considerados en los resultados debido a su origen antropogénico y a su contribución potencial como indicadores de contaminación por fibras de origen humano. Entre los polímeros sintéticos, el PET fue el más frecuentemente detectado, lo cual puede relacionarse con su amplio uso en diversas aplicaciones industriales y de consumo, debido a sus propiedades de versatilidad, durabilidad y reciclabilidad. Esto coincide con lo reportado por Román-Vega *et al.* (2024) donde identificaron principalmente polietileno, nylon y poliéster, derivados de bolsas desechables y redes de pesca en diferentes sitios Ramsar del Golfo de California. En otras regiones del mundo como lo registrado en aguas europeas también se encuentran resultados similares Frias *et al.*, (2014) y Olavarrieta-García (2017), estos hallazgos confirman que la contaminación por microplásticos es un fenómeno extendido alimentado por múltiples fuentes antropogénicas y modulado por procesos de transporte marino.

Los resultados encontrados indican que consumidores con hábitos pelágicos como el zooplancton y el pajarito presentan una alta ocurrencia de fibras, como señalan Lima *et al.*, (2015) la cantidad actual de microplásticos en el agua de las áreas costeras es similar o incluso mayor que la abundancia de organismos planctónicos, debido a que varios otros polímeros tienden a flotar, como el poliestireno, polipropileno y polietileno (GESAMP, 2019), aumentando así las posibilidades de interacciones entre la fauna y los MPs a través de la ingestión de estas partículas durante la alimentación pelágica. Además, que las fibras pueden parecerse a alimentos naturales (anfípodos, copépodos y poliquetos) (Thompson *et al.*, 2004).

8.1 Bioacumulación y biomagnificación

Los conceptos clásicos de bioacumulación y biomagnificación, que se aplican principalmente a sustancias químicas disueltas no pueden aplicarse de la misma forma para elementos físicos como las MPs, ya que las sustancias químicas y los elementos físicos no interactuarían con un organismo marino de manera similar. Las partículas de plásticos son físicas y generalmente solo entran en contacto con cavidades corporales diseñadas para el paso de material (es decir, branquias o tracto gastrointestinal) y la translocación a otros órganos depende del tamaño (Browne *et al.*, 2008). Por el contrario, las sustancias químicas se disuelven fácilmente y las vías potenciales de

absorción por el organismo marino son mayores, incluso en órganos distintos de las branquias y el tracto gastrointestinal (por ejemplo, la piel).

El modelo de bioacumulación utilizado muestra que la acumulación puede variar de acuerdo con el tiempo de exposición de los organismos a los contaminantes como se observó en nuestros resultados (0.07g de MPs/ kg de zooplancton y .096g de MPs/ kg de pajarito). Es probable que los valores de bioacumulación en la proyección del modelo se deban a la acumulación neta gradual, resultante de la tasa de ingesta de presas contaminadas y las bajas tasas de eliminación (es decir, un alto tiempo de retención/residencia de MPs en el tracto gastrointestinal). A largo plazo, la magnitud de la acumulación parece ser consistentemente similar tanto en el depredador como en la presa (zooplancton- pajarito) hasta alcanzar un estado estacionario. Los resultados del modelo de la cadena analizada indican que la acumulación de MPs también está fundamentalmente determinada por la concentración de MPs medida en agua de mar (dato de entrada al modelo) en la región estudiada. Los modelos de bioacumulación en las cadenas tróficas para contaminantes bioacumulativos como los bifenilos policlorados (PCB) también han demostrado la influencia y la sensibilidad a las concentraciones abióticas en el agua de mar y los sedimentos, los cuales impulsan cambios críticos en el comportamiento de bioacumulación de estos contaminantes (Alava *et al.*, 2012; Alava y Gobas, 2016).

El modelo proyecta una biomagnificación trófica en un periodo de un año ($FMT \approx 0.8$) pronosticando relaciones significativas negativas (es decir, dilución trófica) en este periodo de tiempo. Sin embargo, las simulaciones de BMT evidencian que durante períodos más largos como el tiempo promedio de vida de los pajaritos que son cuatro años presentan biomagnificación por estar expuestos constante o recurrentemente a presas contaminadas por MPs. Esto concuerda con lo mencionado por Moore *et al.* (2020) consumidores con una larga vida o expuestos a frecuentemente a presas contaminadas la biomagnificación puede ser más evidente. Otros autores mencionan que los peces tienen un bajo potencial de biomagnificación de MPs y que su nivel trófico no tiene relación con la cantidad de partículas de plástico ingeridas (Güven *et al.*, 2017; Jovanović, 2017).

Asimismo, la transferencia trófica de MPs puede variar de acuerdo con los diferentes escenarios abióticos por ejemplo en un escenario de baja exposición y condiciones menos extremas a lo largo de una cadena alimentaria marina corta, que incluía una presa (el mejillón pardo *Perna perna*) y dos depredadores (el cangrejo azul adornado, *Callinectes ornatus*, y el pez globo, *Sphoeroides greeleyi*), mostró que la transferencia de MPs se produjo de la presa a los depredadores (Santana *et al.*, 2017). Esta evaluación experimental sugirió una menor probabilidad de cascada trófica de partículas y un menor riesgo de impactos directos de los microplásticos en niveles tróficos superiores (Santana *et al.*, 2017). En contraste con este hallazgo, se ha postulado que la carga total de micro y nanoplásticos que se ha encontrado y que pasará por el tracto gastrointestinal de un pez durante su vida es probablemente alta y seguirá aumentando en el futuro (Lusher, 2015; Jovanović, 2017).

En la actualidad aún no está claro en qué medida los MPs sirven como vectores físicos para transportar contaminantes orgánicos del entorno marino o acuático a los tejidos de la biota marina (Koelmans, 2015). Algunas investigaciones mencionan la baja capacidad de los microplásticos para transferir altas concentraciones de contaminantes orgánicos en la biota en relación con los que se ingieren y absorben principalmente a través de la exposición alimentaria. (Koelmans, 2015; Bakir *et al.*, 2016; Diepens y Koelmans, 2018). Hasta el día de hoy la transferencia de contaminantes orgánicos de MPs a la biota acuática parece ser baja o menos relevante, lo cual es impulsado por los gradientes de concentración de contaminantes encontrados en los organismos versus aquellos en los microplásticos ingeridos (Teuten *et al.*, 2009; Koelmans *et al.*, 2014).

8.2 Perspectivas

En conjunto, la homogeneidad espacial observada en este estudio, el predominio de fibras y los patrones de color y tamaño refuerzan la hipótesis de que las fuentes principales están vinculadas a descargas urbanas, textiles y actividades pesqueras. Además, la evidencia regional muestra que los MPs no solo están presentes en la columna de agua, sino también en sedimentos y organismos de interés comercial, lo que aumenta la probabilidad de transferencia trófica y riesgos para la biodiversidad. A medida que la concentración de MPs aumenta cada año en ambientes marinos,

también lo hace la frecuencia de ingestión por las diferentes especies que interactúan con ellos. Aunque la mayoría de las revisiones de expertos coinciden en que el riesgo de la salud humana es bajo, esto puede variar de acuerdo con el tamaño de la partícula y al tipo de organismo que se consume. En este contexto, es necesario establecer programas de monitoreo regular para identificar la presencia de MPs en especies marinas y abordar sistemáticamente esta contaminación. Para mitigar el daño causado por los MPs es necesario promover estrategias más estrictas de reciclaje y reducir la emisión de contaminantes plásticos en general. Para este fin son necesarias legislaciones más estrictas sobre la producción y consumo de productos plásticos, en especial aquéllos de un solo uso y el desarrollo de nuevos y mejores materiales plásticos que no se acumulen en el ambiente. A pesar de los avances en la investigación, aún existe una brecha en el conocimiento sobre cómo se transfieren los MPs y los contaminantes asociados a lo largo de la cadena alimenticia, por lo tanto, existe incertidumbre sobre el impacto total que tiene en la ecología de los ambientes costeros y oceánicos. Comprender el destino de la contaminación plástica en las redes alimentarias, y particularmente el mecanismo por el cual se mueve hacia y a través de las especies, aumentaría nuestra comprensión y capacidad para responder preguntas sobre los efectos ecológicos.

9. CONCLUSIONES

La concentración de MPs en el agua de mar fue baja en la Bahía de La Paz Baja California Sur.

La forma más común de las partículas de plástico encontradas fueron las fibras y el color más abundante fue el azul en el ambiente y los organismos.

La longitud promedio de las partículas de MPs fueron cercanas a un milímetro en el ambiente y los consumidores.

La concentración promedio de MPs en la cadena trófica analizada va aumentando conforme aumenta la posición trófica.

La vía principal de bioacumulación de MPs en el pez pajarito (*Hyporhamphus rosae*) es por alimentación.

Existe una magnificación trófica de MPs en la relación trófica zooplancton - pajarito que se alimentan por filtración a lo largo del periodo de vida del consumidor.

10. LITERATURA CITADA

- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. (2021). Amenazas toxicológicas del plástico. In: Amenazas toxicológicas del plástico
- Alava, J. J., Ross, P. S., Lachmuth, C. L., Ford, J. K. B., Hickie, B. y Gobas, F. A. P. C. 2012. Habitat based PCB environmental quality criteria for the protection of endangered killer whales (*Orcinus orca*). *Environmental Science y Technology*. 46:12655-12663.
- Alava, J. J. y Gobas, F. A., 2016. Modeling 137Cs bioaccumulation in the salmon–resident killer whale food web of the Northeastern Pacific following the Fukushima Nuclear accident. *Science of the Total Environment*. 544:56-67.
- Alava, J. J. 2020. Modeling the Bioaccumulation and Biomagnification Potential of Microplastics in a Cetacean Foodweb of the Northeastern Pacific: A Prospective Tool to Assess the Risk Exposure to Plastic Particles. *Frontiers in Marine Science*. 7: 566101.
- Andrady, A. L. y Neal, M. A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), pp.1977-1984.
- Andrady, A. L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8): 1596-1605.
- Arthur, C., Baker, J. y Bamford, H., 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.
- Badan-Dangon, A., Dorman, C. E., Merrifield, M.A. y Winant, C D. 1991. The lower atmosphere over the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research* 96(C9): 16877-16896.
- Bakir, A., O'Connor, A., Rowland, S. J., Hendriks, A. J. y Thompson, R. C. 2016. Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environmental Pollution*. 219:56-65.
- Barboza, L.G.A., Vethaak, A.D., Lavorante, B.R.B.O., Lundebye, A.-K. y Guilhermino, L. 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*. 133, pp.336–348.
- Barnes, D. K A., Galgani, F., Thompson, R. C. y Barlaz, M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 364(1526):1985-98.
- Beier, E. 1997. A numerical investigation of the annual variability in the Gulf of California. *Journal of Physical Oceanography*. 27: 615-632.
- Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., y Moore, C. J. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*. 60(12): 2275-2278.
- Borgå, K., Fisk, A. T., Hoekstra, P. F. y Muir, D. C. G. 2004. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in Arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23:2367-2385.
- Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson R. C. y Lindeque, P. K. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: a review. *Environmental Pollution*. 245:98-110.
- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T, S., Lowe, D.M. y Thompson, R.C. 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis*. *Environmental Science & Technology*. 42(13): 5026–31.

- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. y Thompson, R. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*. 45(21), 9175-9179.
- Carbery, M., O'Connor, W. y Palanisami, T., 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environmental Pollution*. 238: 999-1006.
- Carpenter, E. J. y Smith, K. L. 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*. 175(4027): 1240-1241.
- Castillo-Rosas, B. R., Sakthi, J.S., Barjau-González, E., Rodríguez-González, F., Galván-Magaña, F., Flores-Ramírez, S., Gómez-Chávez, F., Sarkar, S. K. y Jonathan, M. P. 2023. First account of microplastics in pelagic sporting dolphinfish from the eastern Mexican coast of Baja California Sur. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 100:104153
- Chirichigno F., N., 1974. Clave para identificar los peces marinos del Perú. Instituto del Mar del Perú. (44):1-387.
- Claessens, M., Van-Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M.B. y Janssen, C.R. 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*. 70(1-2): 227-233.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. y Galloway, T.S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*. 47(12): 6646-6655.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. y Galloway, T. S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*. 62(12): 2588-2597.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Ubeda, B. y Hernández-León, S. 2015. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences U. S. A*. 111:10239-10244.
- Cruz-Salas, A. A., Álvarez-Zeferino, J. C., Tapia-Fuentes, J., Pérez-Aragón, B., Martínez- Salvador, C., Vázquez-Morillas, A. y Ojeda-Benítez, S. 2023. Measures to prevent crosscontamination in the analysis of microplastics: A short literature review. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 39:241-256.
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M. y Ross, P. S. (2014). Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 320–330. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5>
- Devriese, LI, van der Meulen, MD, Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Vethaak, AD (2015). Contaminación por microplásticos en camarón café (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) de aguas costeras del sur del Mar del Norte y la zona del Canal de la Mancha. *Boletín de Contaminación Marina*. 98(1-2): 179-187.
- Diepens, N. J. y Koelmans A. A. 2018. Accumulation of plastic debris and associated contaminants in aquatic food webs. *Environmental Science & Technology*. 52:8510-8520.
- EFSA CONTAM Panel. 2019. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 17(6): p.e05876.
- EFSA CONTAM Panel. 2016. Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*. 14(6): p.e 04501.
- Elizalde-Velázquez, A. 2020. Sorption, uptake, trophic transfer and immunotoxicity of microplastics and nanoplastics in the aquatic environment. Doctoral thesis. Texas Tech University.

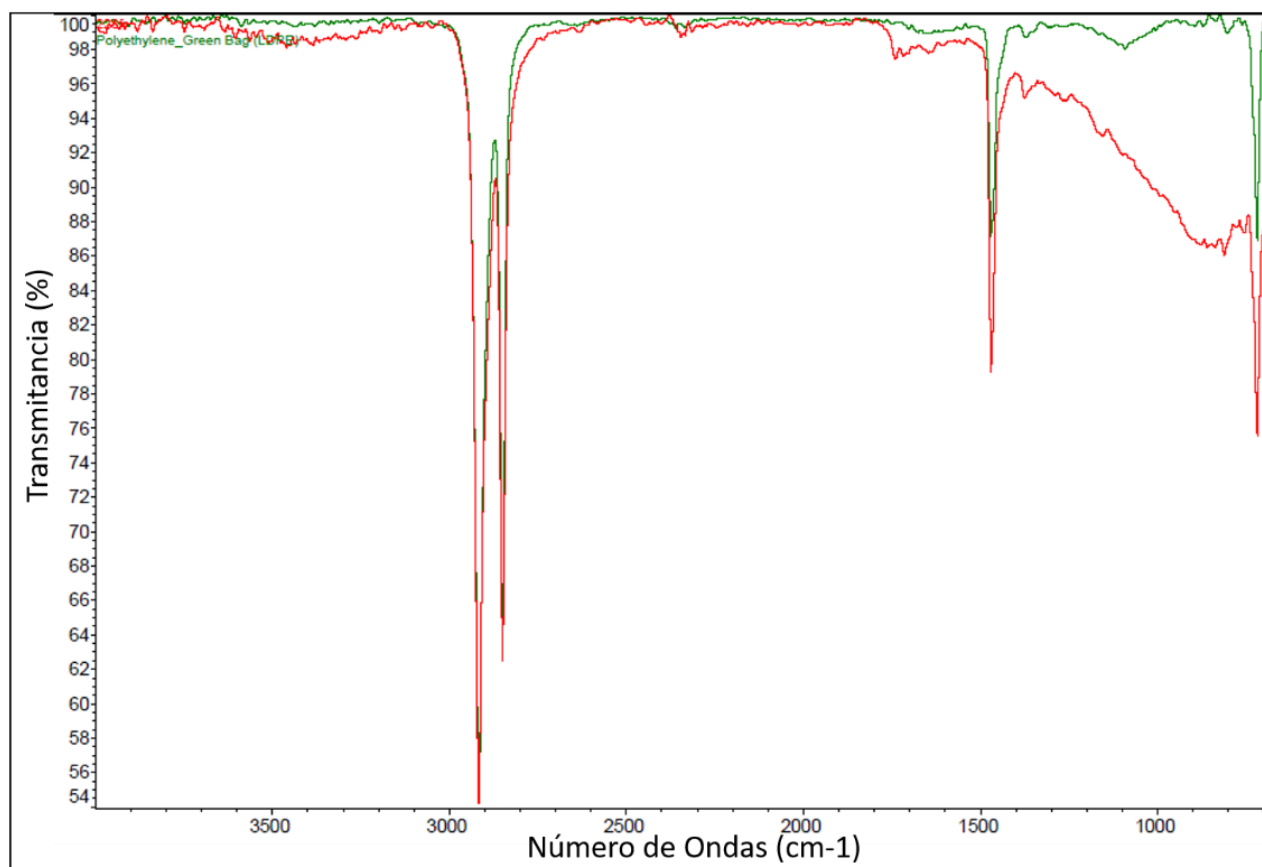
- Engler, R.E. 2012. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environmental Science Technology*. 46:12302-12315.
- FAO. 2017. Los microplásticos en los sectores de pesca y acuicultura, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Disponible en: <<http://www.fao.org/3/ca3540es/ca3540es.pdf>>, consultado el 20 de julio de 2025.
- Fischer, W., Krupp F., Schneider W., Sommer C., Carpenter K.E.; Niem V.H. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados - Parte 1. Roma, FAO 1995. Vol. II: 647-1200.
- Frias, J. P. G. L., Otero, V. y Sobral, P. 2014. Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*. 95: 89-95.
- Froese, R. y Pauly, D. 2024. FishBase: *Hyporhamphus rosae*. Disponible en: <https://www.fishbase.se/summary/Hyporhamphus-rosae.html> [Consulta: 20 de noviembre de 2024]
- Galgani, F., Claro, F., Depledge, M. y Fossi, C. 2014. Seguimiento del impacto de la basura en grandes vertebrados en el mar Mediterráneo dentro de la Directiva Marco de la Estrategia Marina Europea (MSFD): limitaciones, especificidades y recomendaciones. *Investigación ambiental marina*. 100: 3-9.
- GESAMP, G. 2019. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. *Journal series GESAMP Reports and Studies*. 99, 130.
- Geyer, R., Jambeck, J.R. y Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*. 3(7): p.e1700782.
- González-Acosta, A. F., Balart, E. F., Ruiz-Campos, G., Espinosa-Pérez, H., Cruz-Escalona, V. H, y Hernández-López, A. 2018. Diversidad y conservación de los peces de la bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 89(3): 705-740.
- Güven, O., Gökdag, K., Jovanoviæ, B. y Kideyş, A. E. 2017. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*. 223:286-294.
- Hasegawa, T. y Nakaoka, M., 2019. La transferencia trófica de microplásticos de los misidáceos a los peces supera con creces la ingestión directa desde la columna de agua. *Environmental Pollution*. 247: 108-115.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C. y 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.
- Hummel, D.O. 2002. Atlas of plastics additives: analysis by spectrometric methods. *Springer*. Berlin; New York.
- Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K. y Namiesnik, J. 2011. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals. *Polish Journal of Environmental Studies*. 5: 1117-1125
- Jambeck, k. J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M. y Andrady, A. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*. 347:768-771.
- Jovanović, B. 2017. Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 3510-3515.
- Koelmans, A. A., Besseling, E. y Foekema, E. M. 2014. Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environmental Pollution*. 187:49-54.
- Koelmans, A. A. 2015. Modeling the role of microplastics in bioaccumulation of organic chemicals to marine aquatic organisms. A critical review. *Marine Anthropogenic Litter*. 309-324.

- Lewis, L. R. y Ebeling, P. E. 1971. Baja sea guide. *Vol. II*. San Francisco, California: Miller Freeman Publications.
- Lusher, A. L., Hollman, P. C. H. y Mendoza-Hill, J. J. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 615. Rome: FAO.
- Lusher, A.L., McHugh, M. y Thompson, R.C., 2013. *Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel*. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1–2), pp.94–99.
- Marinone, S.G. 2003. A three-dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research*. 108(C10): 3325, 10.1029/2002JC001720.
- Mateos-Cárdenas, A. 2020. Impacts, fate and trophic transfer of microplastics in the freshwater environment. PhD thesis. University College Cork.
- McBride, R.S., y Thurman P.E. 2003. Reproductive biology of *Hemiramphus brasiliensis* and *H. Balao* (Hemiramphidae): maturation, spawning frequency and fecundity. *The Biological Bulletin*. 204:57-67.
- McGoran, A.R. 2023. Assessing the potential for trophic transfer of microplastics through the Thames food web. PhD thesis. Royal Holloway, University of London.
- Merrifield, M. y Winant, C. 1989. Shelf circulation in the Gulf of California: A description of the variability. *Journal of Geophysical Research*. 94(C12): 18133-18160.
- Miller, M.E., Hamann, M. y Kroon, F.J., 2020. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *Environmental Pollution*. 259, p.113914.
- Moore, R. C., Loseto, L., Noel, M., Etemadifar, A., Brewster, J. D. y MacPhee, S. 2020. Microplastics in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Eastern Beaufort Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 150:110723.
- Nelms, S.E., Galloway, T.S., Godley, B.J., Jarvis, D.S. y Lindeque, P.K. 2018. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental Pollution*. 238: 999-1006.
- Neves, C.V., Gaylarde, C.C., Baptista Neto, J.A., Vieira, K.S., Pierri, B., Waite, C.C.C., Scott, D.C. y da Fonseca, E.M. 2022. The transfer and resulting negative effects of nano- and micro-plastics through the aquatic trophic web—A discreet threat to human health. *Science of The Total Environment*. 807, p.150603.
- Ogunola, S.O. 2023. Microplastics in Australian crustaceans: occurrence, trophic transfer and a vector for metals. PhD thesis. The University of Adelaide.
- Olavarrieta-García, T. 2017. Abundancia de microplásticos en la Bahía de La Paz y niveles de ftalatos en el Rorcual Común (*Balaenoptera physalus*). Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Departamento de Ciencias Marinas y Costeras, La Paz, B.C.S., México.
- Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J.L. y Thiel, M. 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Science of the Total Environment*. 586: 430–437.
- Piñon C., T.D.J., Rodriguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M.A., Rogel-Hernandez, E. y Wakida, F.T., 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 131: 63-71

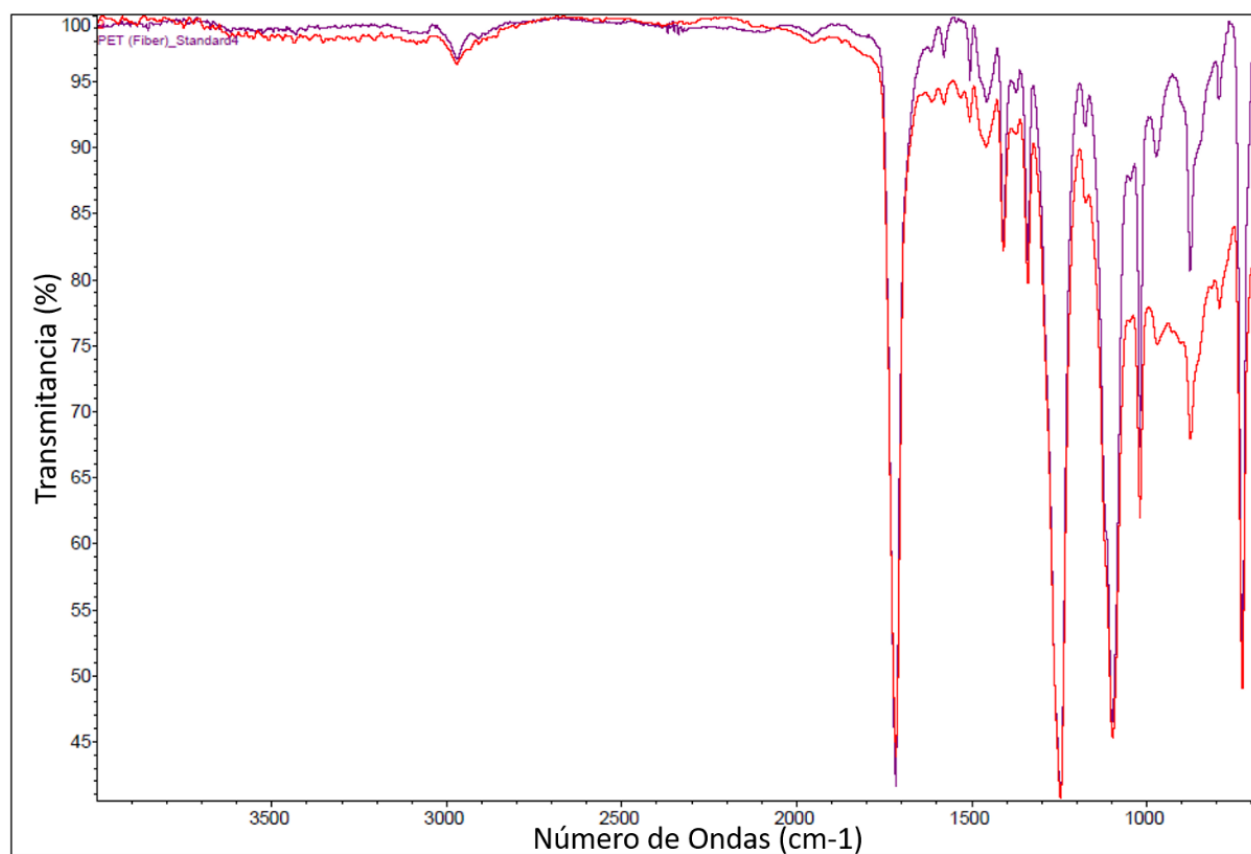
- Ripa, P. 1990. Seasonal circulation in the Gulf of California. *Annales Geophysicae*. 8: 559-564.
- Roberts, N. C. 1989. Baja California plant field guide. La Jolla, California: *Natural History Publishing Company*.
- Rochman, C.M., Hoh, E., Hentschel, B.T. y Kaye, S., 2013. Long-term field measurement of sorbed persistent organic pollutants onto plastic debris. *Environmental Science & Technology*. 47(6): 11155-11161.
- Ryan, P. G., Moore, C. J. van Franeker, J. A. y Moloney, C. L. 2009. Monitoreo de la abundancia de desechos plásticos en el medio marino. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 364:1999-2012.
- Salazar-Pérez, C., Amezcua, F., Rosales-Valencia, A., Green, L., Pollorena-Melendrez, J.E., Sarmiento-Martínez, M.A., Tomita Ramírez, I., Gil-Manrique, B.D. y Hernandez-Lozano, M.Y., 2021. First insight into plastics ingestion by fish in the Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 137:93-98.
- Santana, M. F. M. Moreira, F. T. y Turra, A. 2017. Trophic transference of microplastics under a low exposure scenario: insights on the likelihood of particle cascading along marine food webs. *Marine Pollution Bulletin*. 121:154–159.
- Schymanski, E. L., Jeon, J., Gulde, R., Rousu, M., y Sander, M. 2021. Identifying small molecules in high-resolution mass spectrometry data using accurate mass measurements and the Match algorithm. *Environmental Science & Technology*. 55(16): 11187-11198.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V. y Lehtiniemi, M., 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*. 185:77-83.
- SETUES (2021). Información estratégica, 2021. La Paz. Información Estratégica. Disponible en: <https://biblioteca.setuesbcs.gob.mx/administrador/biblioteca/publicaciones/pdf/04-ESTRATEGICO-LA-PAZ-2021.pdf> [Consulta: 6 de mayo de 2025].
- Siegfried, M., Koelmans, A. A., Besseling, E. y Kroeze, C. 2017. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Research*. 127:249-257
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S. y Björn A. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 364:2027-2045.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D. y Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*. 304(5672):838-838.
- Tosetto, L. 2022. Impacts of microplastics on coastal biota and the potential for trophic transfer. PhD thesis. Macquarie University.
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J. y Janssen, C. R. 2015. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*. 182: 495-499.
- Villamar-Lucas, J. E. 2022. Análisis de la presencia de microplástico en diferentes organismos marinos del Ecuador 2018- 2021. Tesis de grado. Universidad Estatal Península de Santa Elena. UPSE-TBM. La Libertad, Ecuador.
- Welden, N.A., Abylkhani, B. y Howarth, L.M., 2020. The effects of trophic transfer and environmental factors on microplastic uptake by plaice, *Pleuronectes platessa*, and spider crab, *Maja squinado*. *Environmental Pollution*. 258, p.113713.
- Wright, S. L., Thompson, R. C. y Galloway, T. S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*. 178: 483-492.

11. ANEXOS

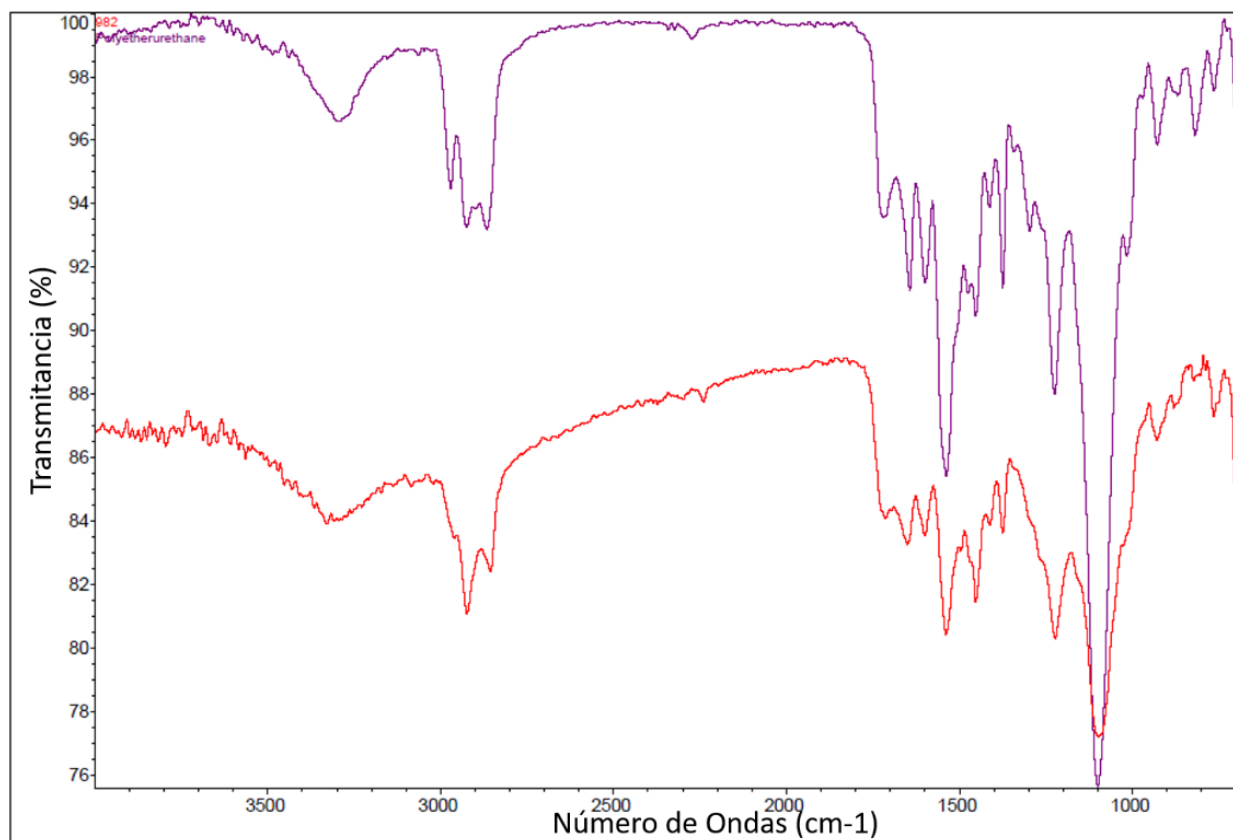
Anexo A. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero polietileno con 96 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



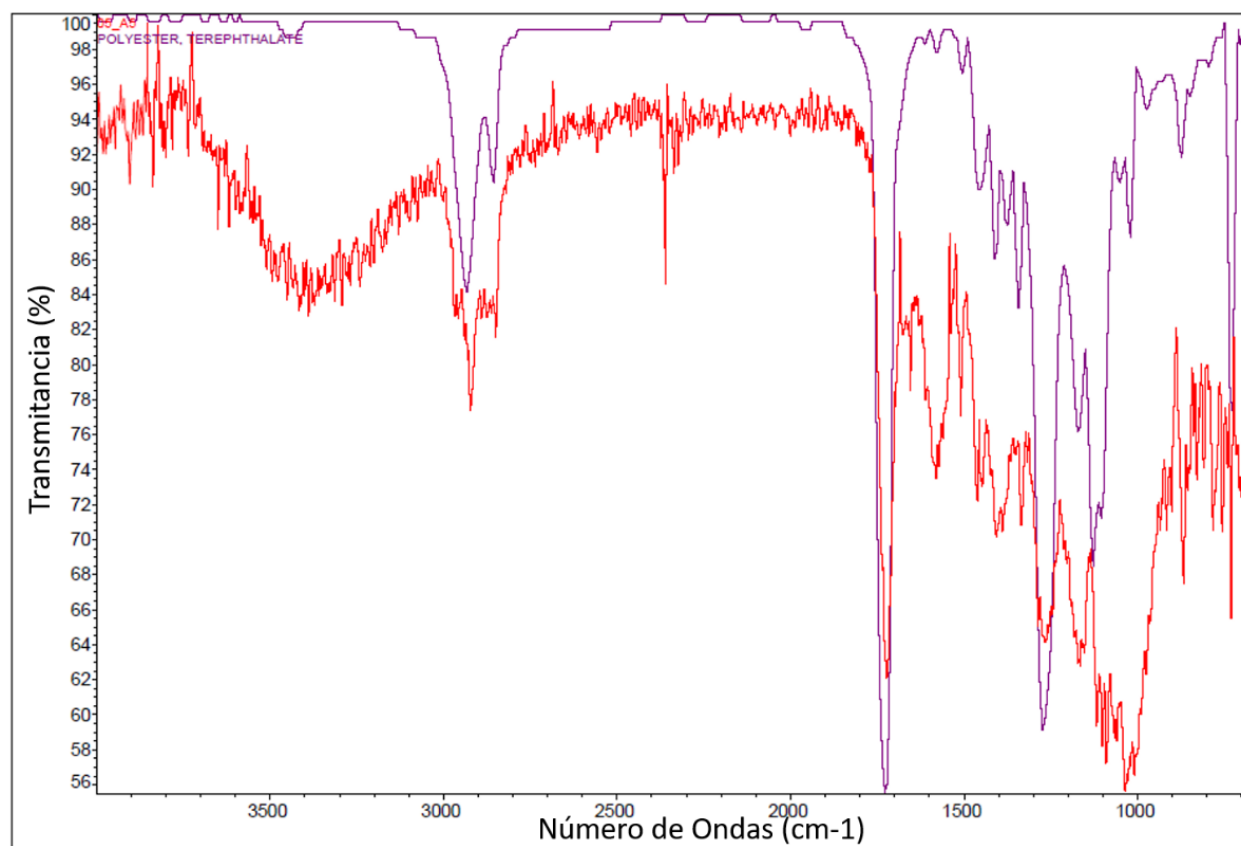
Anexo B. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero tereftalato de polietileno (PET) con 98 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



Anexo C. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero poliuretano con 84 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



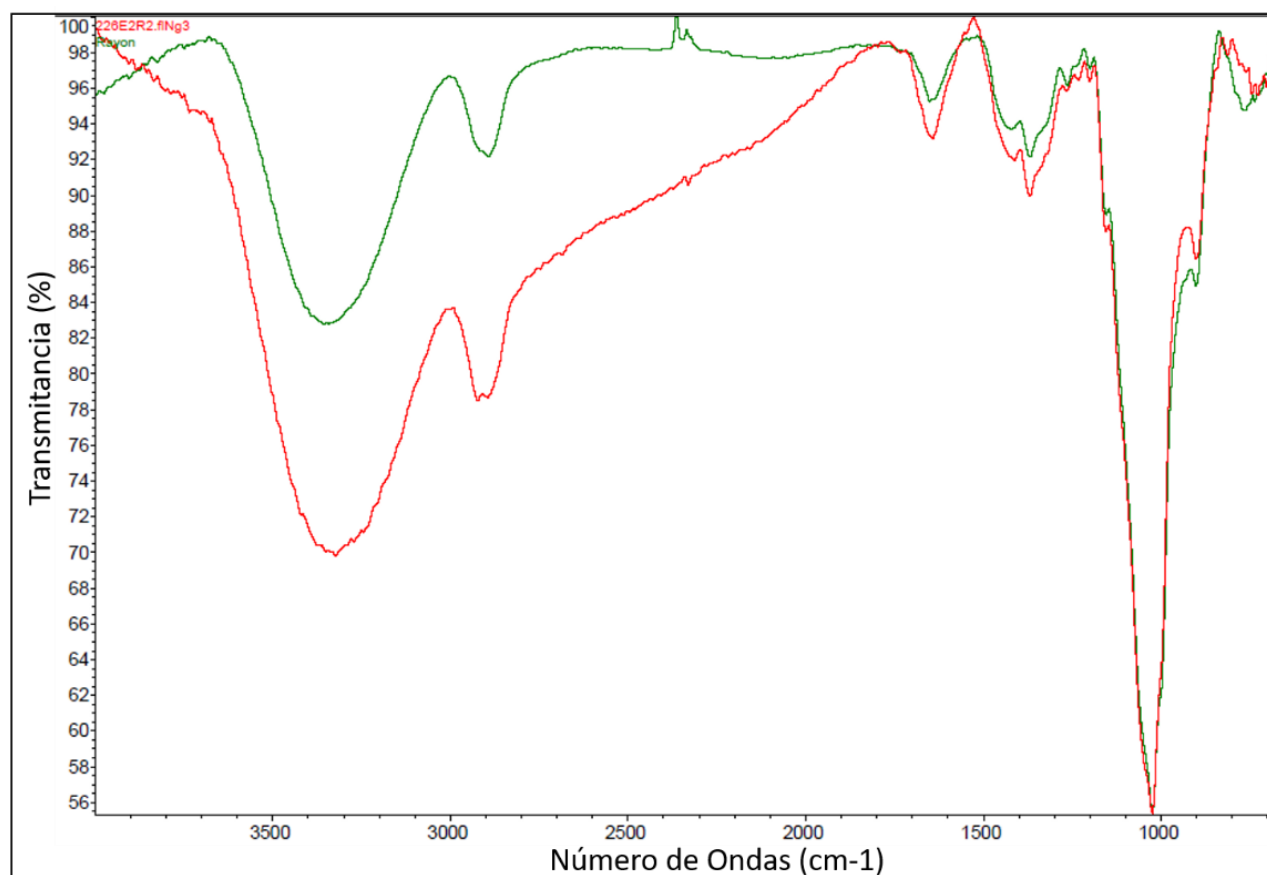
Anexo D. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero poliester con 87 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



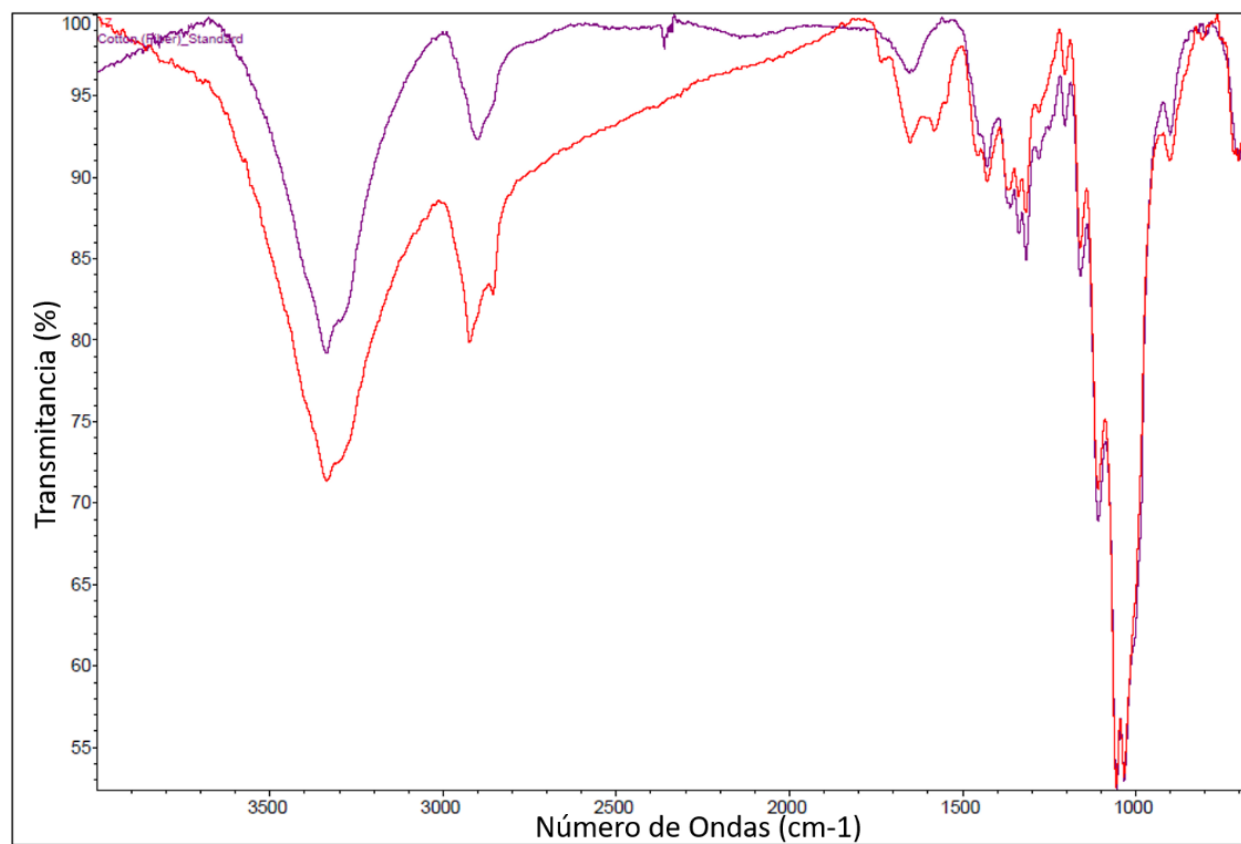
Anexo E. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero poliamida con 76 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



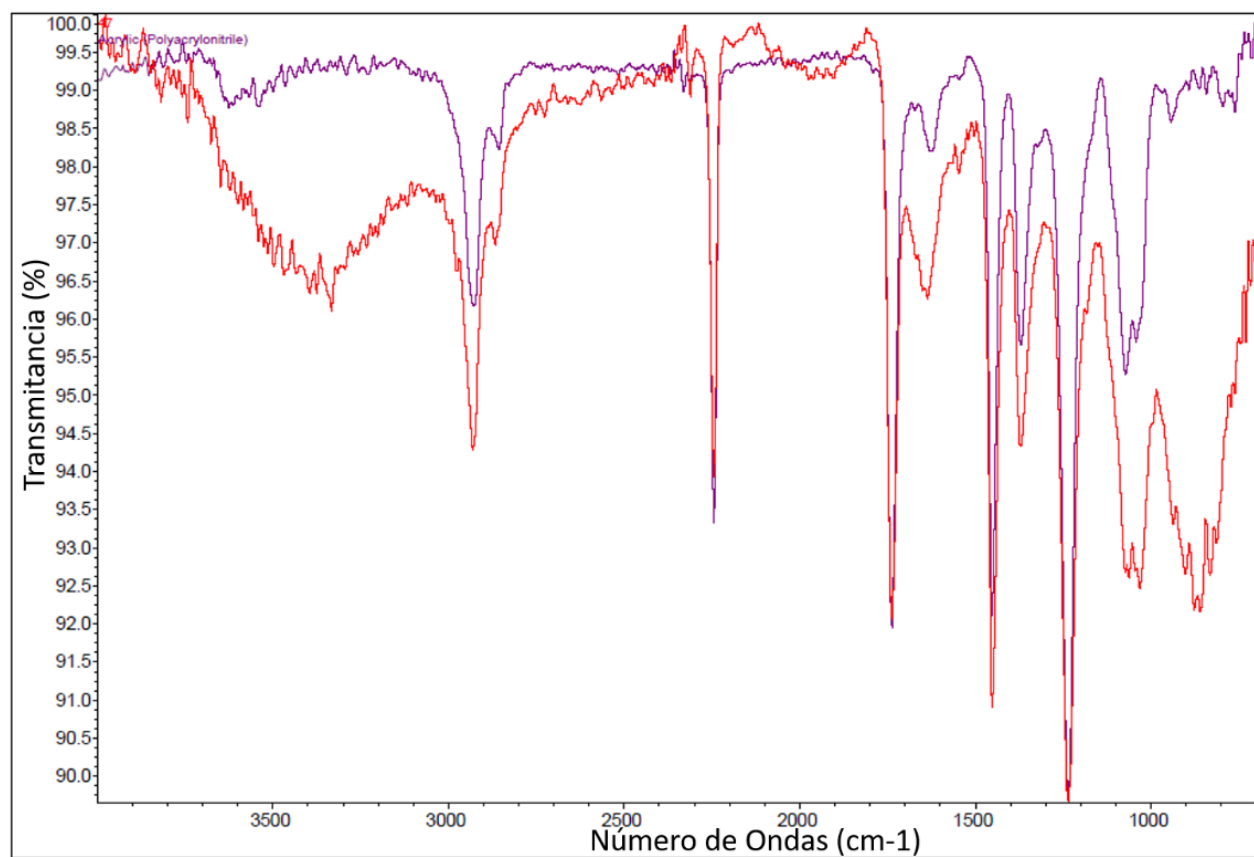
Anexo F. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero rayón con 95 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



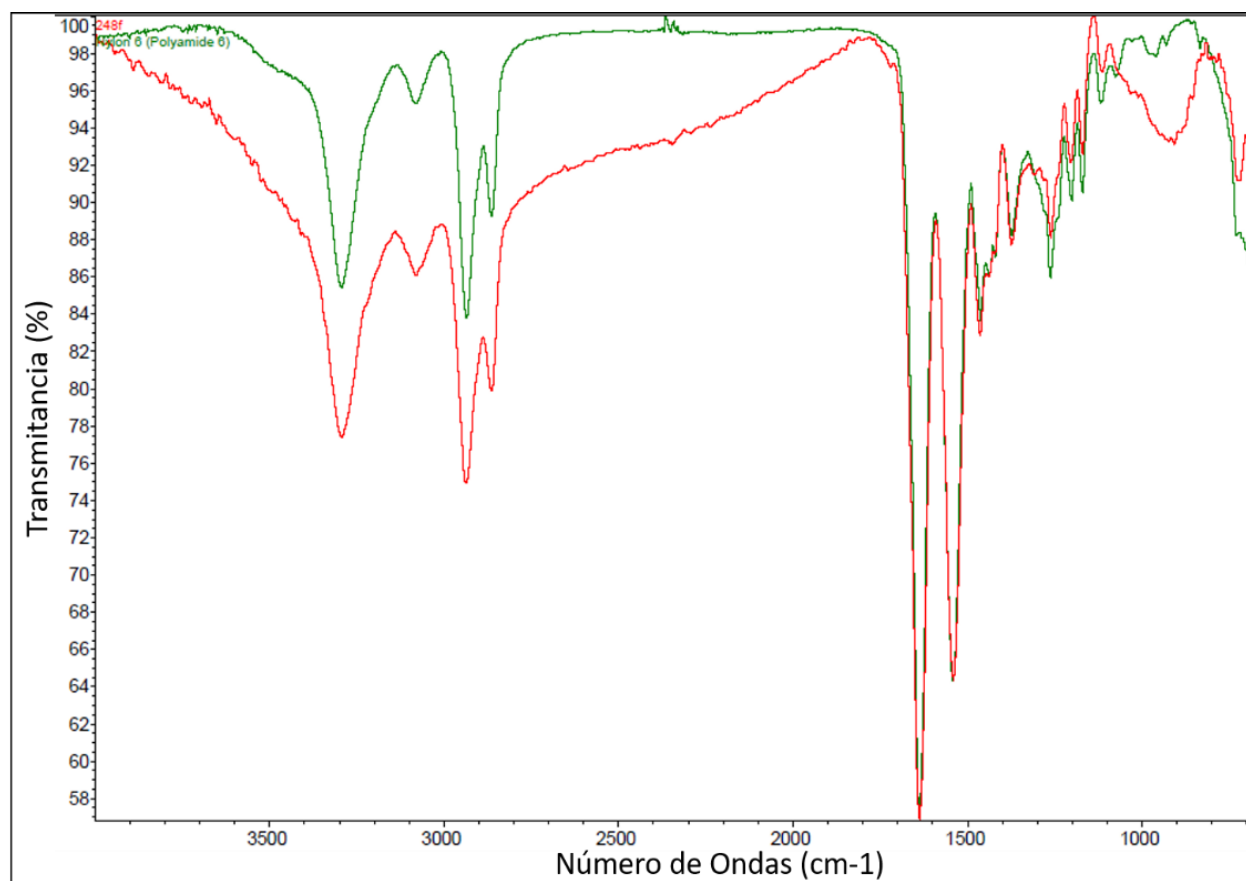
Anexo G. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero Cotton con 95 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



Anexo H. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero acrílico con 91 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



Anexo I. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero nylon con 97 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).



Anexo J. Perfil de la longitud de onda y transmitancia del polímero celulosa con 90 % de coincidencia obtenido mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier acoplada a microscopía (Micro-FTIR).

