

Universidad Católica de Santa María
Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



**Evaluación del riesgo ecológico potencial por la presencia de microplásticos
en la ictiofauna y aguas continentales durante la época seca en el Santuario
Nacional Lagunas de Mejía - Arequipa 2024**

Tesis presentada por los bachilleres:

Cornejo Eguia, Isabel Rubi

ORCID: 0009-0007-0889-399X

Morales Mamani, Scarlet Sofia

ORCID: 0009-0004-1263-7268

para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesora:

M. Sc. Paredes Zavala, Jhoselyn Mariángela

ORCID: 0000-0003-0982-7875

Arequipa, Perú

2025

UCSM-ERP

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

INGENIERIA AMBIENTAL

TITULACIÓN CON TESIS

DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 24 de Noviembre del 2025

Dictamen: 012778-C-EPIA-2025

Visto el borrador del expediente 012778, presentado por:

2018221772 - CORNEJO EGUIA ISABEL RUBI

2019100692 - MORALES MAMANI SCARLET SOFIA

Titulado:

**EVALUACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO POTENCIAL POR LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS
EN LA ICTIOFAUNA Y AGUAS CONTINENTALES DURANTE LA ÉPOCA SECA EN EL SANTUARIO
NACIONAL LAGUNAS DE MEJÍA - AREQUIPA 2024**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

Título Profesional/Título de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

INGENIERO AMBIENTAL

**29611452 - ARENAZAS RODRIGUEZ ARMANDO JACINTO
DICTAMINADOR**



**46769238 - CHANOVE MANRIQUE ANDREA MARIETA
DICTAMINADOR**



**29407277 - ZEBALLOS PATRON HORACIO
DICTAMINADOR**



Evaluación del riesgo ecológico potencial por la presencia de microplásticos en la ictiofauna y aguas continentales durante la época seca en el Santuario Nacional Lagunas de Mejía - Arequipa 2024

INFORME DE ORIGINALIDAD

9%

INDICE DE SIMILITUD

7%

FUENTES DE INTERNET

6%

PUBLICACIONES

7%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	Delilah Lithner, Åke Larsson, Göran Dave. "Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition", Science of The Total Environment, 2011 Publicación	5%
2	www.gob.pe Fuente de Internet	1%
3	Submitted to Universidad Católica de Santa María Trabajo del estudiante	1%
4	tesis.ucsm.edu.pe Fuente de Internet	1%
5	cdn.www.gob.pe Fuente de Internet	1%
6	coek.info Fuente de Internet	1%

DEDICATORIA

A Dios, por ser mi guía, mi fortaleza y mi luz en cada paso de este hermoso camino.

A mi amada familia, refugio donde renacen mis fuerzas y donde siempre encuentro impulso para seguir.

A mis padres, Dilma y Augusto, por su amor incondicional y por enseñarme con su ejemplo abnegado, que la perseverancia y el esfuerzo abren todos los caminos.

A mi hermana Ruth, por ser mi soporte en todo momento; y a mi hermano Gabriel, por ser mi compañía entusiasta, ustedes son mi gran motivación.

A mis abuelos, Rosario y Hernán, por su ejemplo de valentía y sabiduría que siempre me impulsa a seguir adelante.

A mis amigas y amigos, Luis, Marthita, Luis Enrique, Kristel, Dianita, Michita y Danicka, por compartir risas, desvelos cómplices y aprendizajes, y por estar presentes en cada etapa de mi camino.

A mis profesores, a mis amigos de la Red Universitaria Ambiental - RUA Perú y a todas las personas que he tenido el privilegio de conocer en este mundo ambiental, gracias por inspirarme a soñar en grande y a desarrollar proyectos con propósito e impacto.

Que este logro sea un recordatorio de que cada acción cuenta, y que juntos podemos ser el cambio que queremos ver en el mundo.

Isabel Rubi Cornejo Eguia

DEDICATORIA

A Dios, por ser mi guía y darme la fortaleza necesaria para continuar.

A Juana y Ronal, mis padres, quienes lo han dado todo por mí, incluso dejando de lado sus propios sueños para ayudarme a cumplir los míos. Este logro es fruto de su esfuerzo, sacrificio y amor incondicional, y por ello les estaré eternamente agradecida.

A mi hermana Mirsa, quien me protegió desde pequeña, nuestro lazo de hermanas siempre será más fuerte que cualquier diferencia.

A mis sobrinos, Alessandro, Adriano y Ander, porque son mi mayor motivación y porque deseo que encuentren en mí el impulso para seguir siempre sus sueños, confiando en sus capacidades y en todo lo que pueden llegar a lograr.

A Jhon, el amor que ilumina mis días. Gracias por amarme, comprenderme y tener la paciencia de sostenerme aun en mis momentos más difíciles. Eres mi luz, mi paz y mi refugio, me siento inmensamente afortunada de caminar la vida a tu lado, porque no imagino un logro verdadero sin poder compartirlo contigo. Me haces muy feliz.

A mis abuelos Silvestre y Eloy, quienes partieron de este mundo, pero permanecen siempre conmigo. Sé que, desde donde estén, me cuidan y me guían en cada paso que doy, convirtiéndose en esa fuerza silenciosa que me acompaña.

Y, por último, pero no menos importante, a mí. Me abrazo, con gratitud y orgullo por lo lejos que he llegado.

Scarlet Sofia Morales Mamani

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Católica de Santa María, y en especial al Vicerrectorado de Investigación, por el financiamiento a través del Fondo Concursable 2023-II y por la gestión y confianza depositada en este proyecto.

A la Ing. Susan Flores, investigadora principal, por desarrollar junto a nosotras el proyecto; al Blgo. Ulrich Zanabria, por su guía en el trabajo de campo; y a nuestra asesora de tesis, la Ing. Jhoselyn Paredes Zavala, por su orientación académica y científica.

Al Laboratorio de Ecología y Biodiversidad de la UCSM, y de manera especial al Dr. Horacio Zeballos, por su respaldo técnico y valiosas recomendaciones que enriquecieron nuestro trabajo.

A las autoridades y guardaparques del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado - SERNANP del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, por permitirnos realizar nuestra investigación en el área y por su compromiso con la conservación. Este estudio busca contribuir justamente a la protección de la biodiversidad y fomentar acciones ambientales y de investigación.

Finalmente, nuestro más sincero reconocimiento y gratitud a nuestras familias, amistades y a todas las personas que, de alguna manera, hicieron posible este camino. Su apoyo ha sido invaluable.

Isabel y Scarlet

RESUMEN

El trabajo de investigación se desarrolló en tres estaciones de muestreo del Santuario Nacional Lagunas de Mejía (Mejía, Iberia Centro II y Boquerón), seleccionadas en función de la presión turística y antrópica, durante la época seca 2024. Se recolectaron peces de dos especies: lisa (*Mugil cephalus*) y tilapia (*Oreochromis* spp.), mediante redes cortina y mallas atarrayas, y agua superficial, siguiendo protocolos estandarizados para evitar contaminación cruzada. Las muestras fueron trasladadas y procesadas en laboratorio de ecología y biodiversidad de la UCSM, donde se realizó la digestión química de materia orgánica y posterior filtrado, observación y conteo bajo estereomicroscopio, complementado con caracterización por FTIR para identificación de polímeros. Los resultados indicaron que la abundancia de microplásticos no presentó diferencias significativas entre especies ni estaciones ($p > 0.05$). Se identificó un predominio de fibras (>85%), principalmente en las fracciones de 0.05–0.50 mm, con colores más frecuentes azul en peces y amarillo en agua. En cuanto a la composición, se identificó una mayor incidencia de Twistex (11%) en Mejía, algodón (33%) en Iberia y ausencia de polímeros sintéticos predominantes en Boquerón. Los polímeros más comunes fueron algodón natural y policiclohexilendimetileno (16.6%), junto con PET y otros en menor proporción. Cabe señalar que, debido a limitaciones económicas, de un total de 2656 partículas identificadas solo se procesaron 18 mediante FTIR, cifra que, aunque inferior al valor estadísticamente sugerido (23.8), se encuentra dentro de un rango aceptable de representatividad para un análisis exploratorio de riesgo ecológico. El análisis de riesgo mostró que el PHI alcanzó categoría II (moderado) para Lycra (PUR) y EVITA (PAN), mientras que el resto se mantuvo en categoría I (bajo); todos los valores de PERI fueron <150, clasificándose como riesgo bajo. En conjunto, los hallazgos evidencian que los microplásticos provienen principalmente de fuentes textiles antrópicas, aunque en esta época del año su riesgo ecológico potencial se mantiene bajo.

Palabras claves: riesgo ecológico, microplásticos, digestión ácida, FTIR, tilapia (*Oreochromis* spp.), lisa (*Mugil cephalus*).

ABSTRACT

The research work was carried out in three sampling stations of the Lagunas de Mejía National Sanctuary (Mejía, Iberia Centro II and Boquerón), selected based on tourist and anthropic pressure, during the 2024 dry season to ensure greater consistency in the results. Fish from two species: striped mullet (*Mugil cephalus*) and tilapia (*Oreochromis* spp.), were collected by means of curtain nets and cast nets, and surface water, following standardized protocols to avoid cross-contamination. The samples were transferred and processed in the ecology and biodiversity laboratory of the UCSM, where the chemical digestion of organic matter was carried out and subsequent filtering, observation and counting under a stereomicroscope, complemented with FTIR characterization for polymer identification. The results indicated that the abundance of microplastics did not present significant differences between species or seasons ($p > 0.05$). A predominance of fibers (>85%) was identified, mainly in the fractions of 0.05–0.50 mm, with more frequent colors blue in fish and yellow in water. Regarding the composition, a higher incidence of Twistex (11%) was identified in Mejía, cotton (33%) in Iberia and absence of predominant synthetic polymers in Boquerón. The most common polymers were natural cotton and polycyclohexylene dimethylene (16.6%), along with PET and others in smaller proportions. It should be noted that, due to economic limitations, out of a total of 2656 particles identified, only 18 were processed by FTIR, a figure that, although lower than the statistically suggested value (23.8), is within an acceptable range of representativeness for an exploratory analysis of ecological risk. The risk analysis showed that PHI reached category II (moderate) for Lycra (PUR) and EVITA (PAN), while the rest remained in category I (low); all PERI values were <150 , classifying them as low risk. Overall, the findings show that microplastics come mainly from anthropogenic textile sources, although at this time of year their potential ecological risk remains low.

Keywords: ecological risk, microplastics, acid digestion, FTIR, tilapia (*Oreochromis* spp.), striped mullet (*Mugil cephalus*).

ÍNDICE

DEDICATORIA	
AGRADECIMIENTOS	
RESUMEN	
ABSTRACT	
INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO I.....	3
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	4
1.1. Problemática de la investigación.....	4
1.1.1. Relevancia Internacional.....	5
1.1.2. Relevancia Nacional.....	6
1.1.3. Relevancia Regional.....	7
1.2. Justificación de la investigación.....	9
1.2.1. Ambiental.....	9
1.2.2. Social.....	10
1.2.3. Tecnológica.....	12
1.2.4. Política e institucional.....	12
1.3. Objetivos de la investigación.....	13
1.3.1. Objetivo General.....	13
1.3.2. Objetivos Específicos.....	13
1.4. Hipótesis.....	14
CAPÍTULO II.....	15
2. FUNDAMENTO TEÓRICO.....	16
2.1. Antecedentes de la investigación.....	16

2.2. Marco teórico	19
2.2.1. Características del Santuario Nacional Lagunas de Mejía	19
2.2.2. Importancia del Santuario Nacional Lagunas de Mejía.....	21
2.2.3. Residuos sólidos	22
2.2.4. Plásticos	22
2.2.5. Contaminación plástica.....	26
2.2.6. Efectos de los Microplásticos en el ecosistema.....	27
2.2.7. Métodos de caracterización	28
2.2.8. Riesgo de Polímeros	29
2.3. Marco legal	31
2.3.1. Internacional	31
2.3.2. Nacional.....	32
2.3.3. Regional.....	33
CAPÍTULO III	34
3. METODOLOGÍA PROPUESTA.....	35
3.1. Tipo y nivel de investigación.....	35
3.2. Diseño de la investigación	35
3.2.1. Variable Independiente:.....	35
3.2.2. Variable Dependiente	35
3.3. Técnicas e Instrumentos.....	37
3.4. Métodos de investigación	37
3.4.1. Parámetros para la recolección y procesamiento de muestras.....	37
3.4.2. Criterio de inclusión y exclusión para la elección de los individuos.....	41
3.5. Pesaje y medición de los individuos recolectados de las especies tilapia (<i>Oreochromis spp.</i>) y lisa (<i>Mugil cephalus</i>)	42

3.6.	Presencia y abundancia de microplásticos.....	43
3.6.1.	Aislamiento y extracción de microplásticos.....	43
3.7.	Determinación de la Abundancia.....	48
3.7.1.	Caracterización física y química de los microplásticos.....	50
3.7.2.	Análisis estadístico.....	53
3.7.3.	Evaluación del riesgo ecológico por microplásticos en el SNLM.....	54
3.7.4.	Evaluación y discusión sobre el riesgo ecológico potencial en el SNLM.....	55
CAPÍTULO IV.....		56
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	57
4.1.	Ajuste de parámetros de muestreo y procesamiento de muestras.....	57
4.1.1.	Pesca.....	57
4.1.2.	Medición de los parámetros físicoquímicos <i>in situ</i> del agua superficial.....	57
4.2.	Pesado y medición de los individuos tilapia <i>Oreochromis spp.</i> y lisa <i>Mugil cephalus</i>	60
4.3.	Presencia y abundancia de microplásticos en peces y aguas superficiales.....	62
4.3.1.	Aislamiento y extracción de microplásticos.....	62
4.3.2.	Determinación de la abundancia de microplásticos.....	62
4.4.	Determinación de la ocurrencia de microplásticos.....	64
4.5.	Determinación de la densidad y abundancia de microplásticos.....	65
4.6.	Análisis de varianza de la abundancia de MP/individuo.....	70
4.6.1.	Análisis de la varianza de <i>Mugil cephalus</i> y <i>Oreochromis spp</i>	70
4.6.2.	Análisis de la varianza en las muestras de agua.....	74
4.7.	Caracterización física y química de los MP.....	74
4.7.1.	Análisis físico de los MP aislados de las muestras de peces y agua.....	74
4.7.2.	Análisis químico de los MP aislados de las muestras de peces y agua.....	86

4.8. Evaluación del Riesgo Ecológico por microplásticos en el SNLM.....	98
CAPÍTULO V	105
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	106
5.1. Conclusiones	106
5.2. Recomendaciones	107
CAPÍTULO VI.....	109
6. REFERENCIAS.....	110



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Matriz de operacionalización de variables	36
Tabla 2. Resumen de adquisición de datos por variable.....	37
Tabla 3 Evaluación de los métodos de pesca para la recolección de las especies de estudio en el Santuario Nacional Lagunas de Mejía, provincia Islay, departamento Arequipa, Perú	39
Tabla 4. Evaluación de métodos de aislamiento y extracción de microplásticos (MP)	43
Tabla 5. Categorización de niveles y variables de los microplásticos.....	49
Tabla 6. Comparación de los parámetros físico-químicos in situ de las zonas de muestreo de agua para cada laguna en el Santuario Nacional Lagunas de Mejía (SNLM) comparados con el Estandar de Calidad Ambiental (ECA)	57
Tabla 7. Media aritmética junto a la desviación estándar de la longitud estándar, longitud total y el peso de los individuos capturados por cada estación de muestreo	60
Tabla 8. Cantidad de microplásticos (MP) identificados en peces en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú.....	69
Tabla 9. Análisis de varianza de la presencia de MP en las tres diferentes estaciones para la especie <i>Mugil cephalus</i>	71
Tabla 10. Análisis de varianza de la presencia de MP en las tres diferentes estaciones para la especie <i>Oreochromis</i> spp.....	71
Tabla 11. Análisis de varianza de la presencia de MP en los especímenes de <i>Oreochromis</i> spp. y <i>Mugil cephalus</i>	72
Tabla 12. Análisis de varianza de la presencia de MP en las tres diferentes estaciones para las muestras de agua.	74
Tabla 13. Características físicas (color) de microplásticos identificados en peces en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú	77

Tabla 14. Características morfológicas de los micropásticos identificados en peces en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú	80
Tabla 15. Tamaño de los microplásticos identificados en peces en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú.....	85
Tabla 16. Codificación de las muestras de agua obtenidas en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú.....	87
Tabla 17. Incidencia de microplásticos identificados en las muestras de agua por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú.....	90
Tabla 18. Codificación de las especies obtenidas en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa del departamento de Arequipa, Perú	91
Tabla 19. Incidencia de microplásticos identificados en las especies lisa y tilapia por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú.....	95
Tabla 20. Incidencia de microplásticos global por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú	96
Tabla 21. Valores estándar del PHI y PERI para la clasificación de la evaluación de riesgos de la contaminación por MP.	99
Tabla 22. Determinación de PHI y PERI para la clasificación de la evaluación de riesgos de la contaminación por MP en las diferentes zonas de estudio.....	99

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Instalación de redes de pesca para Tilapias y Lisas en el Santuario Nacional de Lagunas de Mejía, provincia Islay, departamento Arequipa, Perú; se detalla a) Laguna Mejía b) Laguna Boquerón	40
Figura 2. Empaquetado de las muestras con papel de aluminio para su preservación y fijado para su transporte.....	41
Figura 3. Proceso de medición de las características físicas de los individuos en el Santuario Nacional de Lagunas de Mejía. Se detalla a) Pesado del individuo empleando balanza de precisión de 500gr b) Medición de la longitud total del individuo de tilapia empleando un vernier digital (0.01 mm).....	42
Figura 4. Medidas usadas para la caracterización biométrica de los peces: Longitud total y estándar.	43
Figura 5. Extracción del tracto gastrointestinal (TGI) de los individuos recolectados se detalla: a) Cortes abdominales para extraer TGI b) pesado del TGI con balanza analítica de (0.00001g) c) homogenización de las muestras de Tilapia con balanza de precisión.....	46
Figura 6. Imagen que presenta el proceso de digestión de la materia orgánica con H ₂ O ₂ 30% se detalla a) Adición de H ₂ O ₂ 30% a los envases de vidrio que continen TGI b) Frascos preparados para su inserción al baño María c) Muestras cubiertas con papel de aluminio dentro del baño María.....	47
Figura 7. Imágenes que presentan el Proceso de filtración al vacío de las muestras luego de la etapa de digestión	48
Figura 8. Equipos empleados para la observación de los MP aislados se detalla a) Estereomicroscopio Leica EZ4 b) Tablet con el software Leica AirLab v2.....	50
Figura 9. Imágenes sobre el procedimiento de observación de los MP en el papel filtro dividido en 10 secciones se detalla a) Procedimiento de lectura del filtro b) Papel filtro seccionado en 10 partes	51
Figura 10. Abundancia total de los microplásticos encontrados en las muestras de Tilapia, Lisa y agua en las tres estaciones de monitoreo de detallas a)	

	representa la codificación usada para distinguir a los diferentes colores y b)	
	representa la codificación empleada para los tipos de formas	52
Figura 11.	Imágenes de los microplásticos encontrados en las muestras analizadas se detalla a) Laguna Mejía Tilapia y Lisa b) Laguna Boquerón Tilapia y Lisa c) Laguna Iberia II Tilapia y Lisa d) Muestra de agua en laguna Mejía y Boquerón.....	62
Figura 12.	Variaciones de la Ocurrencia de microplásticos en las especies <i>Oreochromis spp.</i> , <i>Mugil cephalus</i> y en las muestras de agua para las estaciones de monitoreo en la Laguna Boquerón, Laguna Iberia y Laguna Mejía del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, Provincia de Islay, departamento de Arequipa, sur del Perú.....	64
Figura 13.	Variaciones de la abundancia de MP (ítems/individuo) en las especies estudiadas y las muestras de agua en las estaciones de monitoreo en la Laguna Boquerón, Laguna Iberia y Laguna Mejía, del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, provincia de Islay, Departamento de Arequipa, Perú. Se detalla A) y B) representan la densidad de MP para los individuos y C) para las muestras de agua.....	65
Figura 14.	Porcentaje del color de los MP presentes en <i>Mugil cephalus</i> , <i>Oreochromis spp.</i> , y las muestras de agua para las tres estaciones de muestreo	75
Figura 15.	Porcentaje del tipo de forma de los MP presentes se detalla a) <i>Mugil cephalus</i> , b) <i>Oreochromis spp.</i> , c) las muestras de agua para las tres estaciones de muestreo.....	78
Figura 16.	Imágenes proporcionadas por el estereomicroscopio de los MP encontrados en los TGIs de los individuos analizados tanto de Lisa como de Tilapia, se detalla a), b), c), d) y e) son las imágenes de los MP en los papeles filtro previamente segmentados para facilitar su conteo y caracterización. Cada imagen presenta medidas en μm gracias al sistema digital de Leica Systems y el software ImageJ – versión FIJI.....	81
Figura 17.	Porcentaje del tipo de tamaño de los MP presentes en <i>Mugil cephalus</i> , <i>Oreochromis spp.</i> , y las muestras de agua para las tres estaciones de muestreo	83

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Mapa de las zonas de Muestreo de la Investigación en el SNLM	134
Anexo 2. Mapa de los sitios de muestreo para agua superficial y peces - Mejía	135
Anexo 3. Mapa de los sitios de muestreo para agua superficial y peces - Iberia	136
Anexo 4. Mapa de los sitios de muestreo para agua superficial y peces - Boquerón	137
Anexo 5. Clasificación de los tipos de polímeros plásticos	138
Anexo 6. Terminología utilizada para describir los criterios de nivel de peligro	145
Anexo 7. Pesos y longitudes estándar y total de los individuos recolectados	146
Anexo 8. Pruebas estadísticas de Tukey	148
Anexo 9. Abundancia y cantidades según el tipo de color	149
Anexo 10. Abundancia y cantidades según el tipo de forma	152
Anexo 11. Abundancia y cantidades según el tamaño	154
Anexo 12. Panel fotográfico	156
Anexo 13. Gráficas FTIR	168

INTRODUCCIÓN

La contaminación por microplásticos se ha consolidado como una de las principales preocupaciones ambientales a nivel global (Ansoar-Rodríguez et al., 2025), afectando a diversos ecosistemas acuáticos, incluidos los cuerpos de agua dulce (Ali et al., 2025). En las últimas décadas, la producción mundial de plástico ha experimentado un incremento acelerado, alcanzando 8.3 billones de toneladas en 2017, de las cuales aproximadamente un tercio corresponde a plásticos de un solo uso (Wang et al., 2020). Este crecimiento sostenido en la fabricación y consumo de productos plásticos ha generado una creciente acumulación de residuos en el ambiente, los cuales, tras procesos de degradación física, química y biológica, se fragmentan continuamente hasta originar microplásticos secundarios (Graham et al., 2024). Se estima que, cada año, alrededor de 245 toneladas de partículas microplásticas ingresan a los sistemas acuáticos globales.

Estos contaminantes representan un riesgo significativo para la biota acuática, ya que pueden ser ingeridos por organismos de distintos niveles tróficos, acumularse en sus tejidos y generar efectos ecotoxicológicos adversos, entre ellos obstrucciones intestinales, alteraciones fisiológicas y la transferencia de contaminantes químicos adsorbidos en su superficie (Li et al., 2023). En el caso de las áreas naturales protegidas, como el Santuario Nacional Lagunas de Mejía (SNLM), las presiones asociadas a actividades antrópicas y al turismo incrementan la probabilidad de que los microplásticos afecten tanto a las especies residentes como a la calidad ambiental del ecosistema.

Ante este escenario, resulta fundamental aplicar metodologías estandarizadas que permitan aislar, identificar y caracterizar los microplásticos presentes en peces y agua, cuantificar su abundancia y evaluar los riesgos ecológicos potenciales que representan. Contar con información científica robusta es esencial para dimensionar la magnitud del problema y establecer medidas de manejo y conservación efectivas.

En este contexto, la presente investigación tiene como objetivo evaluar el riesgo ecológico potencial asociado a la presencia de microplásticos en dos especies de peces, tilapia (*Oreochromis* spp.) y lisa (*Mugil cephalus*), así como en las aguas continentales de las lagunas Mejía, Iberia Centro II y Boquerón durante la época seca en el Santuario Nacional

Lagunas de Mejía. La evaluación se llevará a cabo mediante la determinación de la abundancia y caracterización física y química de los microplásticos, junto con la aplicación del Índice de Peligro de Polímeros (PHI) y el Índice de Riesgo Ecológico Potencial (PERI), con el propósito de generar un diagnóstico científico que contribuya a la gestión y conservación del área natural protegida.





1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Problemática de la investigación

Los plásticos se definen como un subconjunto de polímeros que contienen moléculas orgánicas de cadena larga, que tienen varias ventajas en comparación con la madera, la cerámica y los metales. Por ejemplo, los plásticos son livianos, más económicos, químicamente inertes, adaptables, maleables y multifuncionales, lo que ha generado su uso de manera masiva (Wang et al., 2022). Debido a las características mencionadas anteriormente, la producción mundial de plásticos aumenta cada año significativamente y peligrosamente; se espera que la producción mundial de plásticos supere los 800 millones de toneladas antes de 2050 (Sardon et al., 2018). Hay una variedad de materiales plásticos disponibles comercialmente. Entre ellos, siete plásticos son los más dominantes, representando el 70-90% de la demanda total de plástico, éstos son polietileno, polietileno de baja densidad, polietileno de alta densidad, cloruro de polivinilo, polipropileno, tereftalato de polietileno y poliestireno, ninguno tóxico, a cierto grado; sin embargo, algunos de ellos en su versión expandida contienen dioxinas que sí son tóxicas, y por ello es importante que cuando éstos se conviertan en residuos, realizar un manejo y disposición adecuados (Storz, 2013).

Adicionalmente a este contexto, la mala disposición de los envases plásticos ha provocado su presencia en diversos entornos naturales, siendo el recurso hídrico uno de los más afectados debido a su capacidad de transporte. Este mismo proceso de arrastre y movilidad favorece la erosión, fragmentación y desintegración progresiva de los plásticos en partículas cada vez más pequeñas, conocidas como microplásticos, las cuales representan un riesgo ambiental significativo por su persistencia y dispersión. Purca (2019) en su investigación identificó la presencia de microplásticos en el mar peruano, específicamente en los giros en el océano abierto hay cerca del 94%, se especula que en el fondo marino aproximadamente habría 0.95 millones de microplásticos, otra incidencia fue en el río Rimac por Huanuco y Gamboa (2023) reportando así un máximo de 42 MP por estación, mientras que para época de estiaje 1727 MP por otra parte Silvera (2023) reportó un máximo de 60 unidades por estación mientras que un mínimo de 6. Apartir de este contexto se observa una variabilidad la cual puede atribuirse principalmente a la actividad antrópica.

Por otra parte, la presencia de estos en el medio acuático afecta directamente a la fauna marina, por ejemplo, Gavilán et al. (2019) determinó la presencia de microplásticos en el estómago de la lisa (*Mugil cephalus*) donde en dos de los tres ejemplares se detectó la presencia de estos; si bien el investigador presentó limitaciones económicas para caracterizarlos. La presencia mayor del 50% aumenta su significancia. Principalmente por su ingreso a la cadena trófica.

Estudios como los de Perrilla y Quiroz, (2023) identificaron una serie de consecuencias sobre la presencia de microplásticos en el cuerpo humano, uno de ellos es la rotura de la cadena de ADN o reducción de reparación derivando a enfermedades como el cáncer, en el caso de la presencia de MP en el sistema digestivo siendo este el más común las principales afecciones son la reducción de la flora intestinal, reducción del moco intestinal, en el peor de los casos la destrucción de la barrera intestinal. Otros riesgos son descritos por Winiarska et al. (2024) es la pérdida de peso y trastornos metabólicos en ratones como especie experimental, así mismo se especula como potencial riesgo las alergias alimentarias.

Además, una de las principales limitantes respecto al estudio de microplásticos en cuerpos hídricos del país es la escasez de investigaciones y la falta de tecnologías que permitan su detección precisa en zonas específicas, lo cual dificulta la implementación de medidas de control y prevención. Por lo tanto, la evaluación del riesgo ecológico potencial por la presencia de microplásticos en la ictiofauna y en las aguas continentales durante la temporada seca en el Santuario aportará significativamente al incremento del conocimiento científico a nivel nacional, así como a la identificación del estado actual de conservación de esta área natural.

1.1.1. Relevancia Internacional

La contaminación por desechos de los diferentes materiales a los que llamamos plásticos, ha sido reconocida como un problema mundial desde la década de 1970 (Castañeda et al., 2020); obteniendo a la fecha un reconocimiento oficial por parte de gobiernos y organizaciones ambientales internacionales. Los orígenes de la contaminación por plásticos se remontan a la década de 1950 con la introducción de novedosos productos

producidos en grandes cantidades y con un precio barato, además de contar con propiedades como la resistencia a la biodegradación, expandiéndose de esa manera el uso de plásticos (Wang et al., 2022). Desde entonces, éstos se han convertido en una parte integral del estilo de vida humano en prácticamente todas las industrias modernas (Geyer et al., 2017). En muchas regiones del mundo, la contaminación por plástico se ha estudiado intensamente y, a pesar de las lagunas de conocimiento existentes, los científicos a partir de sus investigaciones tienen una comprensión razonable de las principales fuentes de basura. Por ejemplo, en el caso del Océano Pacífico, la evidencia sugiere que grandes cantidades de basura provienen de fuentes continentales como lagos, lagunas, ríos y terminan en playas cercanas o son arrastradas al océano abierto llegando a los grandes océanos del mundo; allí la basura se fragmenta en pedazos más pequeños o se hunden en capas de agua más profundas ocasionando daños al ecosistema (Gennip et al., 2019).

1.1.2. Relevancia Nacional

A nivel Nacional, diversos estudios realizados en el Perú desde el 2017 han confirmado que peces, moluscos, mamíferos y aves tienen partículas de microplásticos en sus organismos (Iannacone et al., 2021); problema que podría ocasionar alteraciones en el metabolismo de estas especies e incorporarlas en la cadena trófica trayendo consigo problemas de bioacumulación y biomagnificación, llegando incluso a ser consumidas por los seres humanos (Iannacone et al., 2021). Distintos artículos de investigación encuentran que los microplásticos pueden causar estrés oxidativo, citotoxicidad y translocación a los tejidos (Grillo et al., 2022). Sin embargo, a pesar de esos hallazgos, los autores advierten que se necesita investigar más para tener una cuantificación muy representativa sobre los efectos de los microplásticos en los ecosistemas, así también, aún no existe evidencia científica que permita establecer el límite máximo que una especie pueda tener en su organismo antes de que su salud se vea afectada (Winiarska et al., 2024). Por su parte, Iannacone et al. (2021) ratifica que el recorrido de estos microplásticos no termina en las superficies, sino que se mezclan con los alimentos de ciertas especies, llegando a internalizar en ellos como fue el caso de la caballa, cabinza,

lisa y moluscos como los choros. Además, han sido hallados en diferentes playas de Lima como Agua Dulce, Costa Azul, Albufera de Medio Mundo, etc. Otro artículo importante es el de Gamarra-Toledo et al., (2023) que demostró la alta incidencia de desechos plásticos en cóndores andinos (una evidencia de transferencia trófica marino-terrestres), dato que nunca antes ha sido reportado en ninguna especie de ave terrestre en el Perú y, hasta donde se sabe, en ninguna región andina del Neotrópico.

En un estudio reciente llevado a cabo en el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes por Aguirre-Sanchez et al., (2024) se indica que, los servicios ecosistémicos que brindan los manglares están en riesgo debido a las actividades antropogénicas y la contaminación plástica. Los estudios de campo han demostrado que los desechos microplásticos pueden quedar atrapados en las raíces aéreas o en la zona del matorral interior del manglar. Asimismo, hay indicios de que éstos pueden acumularse en los sedimentos subyacentes y ser ingeridos o adherirse a las branquias o apéndices de una amplia gama de organismos acuáticos afectando directamente a su biología.

En el Perú, el tema de contaminación por microplásticos es de particular preocupación pues los sitios de estudio de las investigaciones mencionadas previamente se encuentran dentro de zonas de amortiguamiento de ANP, y también porque este material sintético está presente en diferentes niveles de la red alimentaria. Por lo tanto, se requiere de medidas adecuadas de reducción y gestión de riesgos en beneficio de los ecosistemas, debido a que hay una aplicación deficiente de políticas y normativas medioambientales, medidas de educación y concientización para reducir el uso de plásticos y la promoción de una gestión adecuada de residuos. Bajo ese contexto, la ejecución de la presente investigación contribuirá en la generación de mayor información para uso de investigaciones posteriores y en la especificidad del diagnóstico del lugar donde se llevará a cabo, además, el estudio será de uso para evaluar el alcance del problema y tomar medidas correctivas acorde a los riesgos encontrados.

1.1.3. Relevancia Regional

El Santuario Nacional Lagunas de Mejía (SNLM) incluye varios tipos de hábitats: totorales, pantanos, monte ribereño, gramadales, playas arenosas. Esta ANP es

considerada como uno de los humedales más importantes de la costa peruana y de la región arequipeña. Además, fue designada como un Sitio Ramsar en el año de 1992 y junto con el Río Tambo, como un Área Importante para Aves por BirdLife International, por lo que su presencia tiene mucha importancia debido a que cumplen una función valiosa ofreciendo servicios ecosistémicos para las aves migratorias como sitio de descanso y alimentación. Las lagunas de Mejía se constituyen como el único hábitat en casi 2000 km de costa con las condiciones adecuadas para el desarrollo normal de las poblaciones de aves residentes y migratorias (SERNANP, 2019). Así también, es importante mencionar que esta ANP se encuentra cerca a la desembocadura del Río Tambo y al mar, por ende, la presencia de plásticos es más notoria, ya que existe mayor acumulación de residuos sólidos. Por ejemplo, la contaminación por plásticos en este tipo de hábitats es dañina para las aves debido a que se ha observado que hay ingesta directa o por medio de su alimentación cuando comen peces que han consumido plásticos. Si bien la contaminación por plásticos en ambientes terrestres y de agua dulce ha sido menos estudiada que en ambientes marinos, actualmente afecta a especies de mamíferos, reptiles y especialmente aves (Gamarra-Toledo et al., 2023). La diferencia entre ambientes marinos y terrestres en el número de especies afectadas por plásticos podrían estar sesgadas por el hecho de que los ambientes terrestres están menos estudiados, pero también porque los desechos plásticos tienden a acumularse cerca de los ambientes marinos, siendo este el caso del Santuario ubicado en Mejía.

A escala regional el problema se agrava, ya que en Arequipa según el MINAM (2017) y cifras de la Autoridad Regional de Medio Ambiente (ARMA, 2017) está considerada como una de las ciudades más contaminadas del país. Estos estudios han reportado que esta ciudad deshecha 2 millones de bolsas a la semana, cantidad preocupante y que si se dimensiona obligaría al Gobierno a tomar decisiones en torno a su desuso. Así también, hay que recordar que Arequipa es la segunda ciudad más habitada del país con una población de 1 millón 316 mil habitantes (INEI, 2017) lo que estaría ocasionando el aumento del consumo de plásticos.

Ahora bien, respecto a las actividades turísticas en el Santuario Nacional Lagunas De Mejía (en adelante SNLM), se tiene mayor afluencia de turistas nacionales, especialmente en época de verano, provenientes fundamentalmente de la ciudad de

Arequipa, cuya visita se concentra en los balnearios de Mollendo y Mejía mientras que en los siguientes meses; especialmente hacia el último trimestre del año; se tiene la afluencia de grupos de escolares y universitarios, cuya visita se da con motivos de educación (SERNANP, 2019). Es de saberse que el turismo muchas veces trae consigo también contaminación propiciando el arrojado y la dispersión de plásticos; los cuales, si bien pueden ser reciclados, muchos son arrojados al medio ambiente teniendo una descomposición lenta expuestos a factores climatológicos. La baja degradabilidad de plásticos, en especial los de un solo uso dificulta su reciclaje debido a su composición, lo que lleva a la acumulación y dispersión en áreas naturales como lagos, lagunas, ríos, mares, que, por ello debemos considerar que, a través de erosión física y química, se da como resultado a los microplásticos (Castilla & Elvira, 2022), poniéndose en riesgo la salud de las especies y de la ANP en general.

La protección de la biodiversidad y los ecosistemas del SNLM es un desafío para la conservación, que requiere de trabajo conjunto entre instituciones gubernamentales, sociedad civil y por supuesto de la academia mediante la realización de estudios científicos y técnicos. La presente investigación se fundamenta en las bases para una gestión más efectiva y una conservación a largo plazo de la ANP, asegurando así su preservación para las generaciones presentes y futuras.

1.2. Justificación de la investigación

1.2.1. Ambiental

La contaminación por desechos plásticos ha sido reconocida como un problema mundial desde la década de 1970 (Li et al., 2021) y la contaminación por microplásticos (en adelante MP) ha sido catalogada como el segundo problema más importante en los estudios de investigación ecológica y ambiental en la Segunda Asamblea UNEA (2016). Estos desechos están presentes en ecosistemas terrestres y acuáticos, siendo la influencia de los plásticos, en los ambientes acuáticos, reconocido dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, en el ODS 14 de “Vida Submarina”, indicador 14.1.1 “Índice de eutrofización costera y densidad de desechos plásticos flotantes” (Naciones Unidas, 2018). Sin embargo, uno de los ecosistemas pocos

estudiados en cuanto a la contaminación por plásticos son los ambientes continentales, los cuales actúan como sumideros de aportes terrestres naturales y antropogénicos (Ajith et al., 2020), investigando la toxicidad potencial y las técnicas de remediación (Narciso-Ortiz et al., 2020) de MP.

Así también, pocos artículos se centran en cuantificar la abundancia de MP en aguas continentales de Reservas Naturales (Luo et al., 2022; Zhang et al., 2022). En nuestro país, son muy escasas las investigaciones de evaluación de microplásticos en especies de importancia ecológica, y más aún en aguas continentales de Áreas Naturales Protegidas (ANP). Por lo tanto, el estudio de MP en este tipo de hábitats, así como, el análisis de la bioacumulación en la ictiofauna presente en el SNLM, sería el primer proyecto en evaluar la presencia de MP y sus riesgos ecológicos potenciales, considerándose relevante dicha investigación porque el SNLM es un Humedal reconocido internacionalmente como Sitio Ramsar (Ramsar, 2023) y como una Área Importante para Aves por Birdlife International (Devenish et al., 2009) administrada por el Servicio Nacional de Áreas Naturales protegidas - SERNANP, por lo que, nuestra investigación contribuiría al ODS 15 “Ecosistemas terrestres” y a los objetivos priorizados del Plan Maestro del ANP, los cuales son Conservar los ecosistemas propios de los humedales del Desierto costero del Pacífico y Fortalecer la gestión participativa del SNLM con acciones de investigación y educación ambiental con los actores locales. Concluyendo que la presente investigación resultaría en un estudio de iniciación científica para la generación de información, desarrollo de futuras investigaciones, formación de recursos humanos y toma de decisiones que conlleven a la conservación de la biodiversidad de especies del SNLM frente a los residuos plásticos.

1.2.2. Social

La contaminación por microplásticos se está convirtiendo en uno de los problemas ambientales y sociales más grave en todo el mundo (Ashokkumar et al., 2025). Los microplásticos pueden ingresar al cuerpo humano a través del agua potable, líquidos, tejidos de animales y el aire. Si bien se desconoce en gran medida la escala completa

de los problemas de salud relacionados con los microplásticos, se ha experimentado que tienen efectos de alteración endocrina en los humanos (Vethaak A. & Legler J., 2021). La bioacumulación y biomagnificación de metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes (COP) a través de los microplásticos es la consecuencia más alarmante de la contaminación plástica y muchos animales acuáticos consumen estas partículas por error y enfrentan situaciones que ponen en peligro sus vidas.

Si bien la prevalencia y distribución de los microplásticos en el medio ambiente han sido objeto de investigación durante mucho tiempo, la incorporación de microplásticos en los alimentos y sus posibles efectos en la salud humana están empezando a posicionarse en el primer plano de la preocupación internacional. Cox et al. (2019) estimaron una ingesta anual de microplásticos para adultos de 52.000 partículas por persona, mientras que un estudio más reciente de Mohamed Nor et al. (2021) informaron de un número mucho mayor, con 322.295 microplásticos por persona al año. Desafortunadamente, se sabe poco sobre la toxicidad de los microplásticos para los humanos. Sin embargo, los efectos subletales observados en estudios con animales in vivo, como trastornos neurológicos, estrés oxidativo y desregulación inmune (Wu et al., 2022), sugieren los posibles efectos negativos de los microplásticos en el cuerpo humano (Ling et al, 2024).

La falta de estudios locales relacionados con los microplásticos supone una amenaza para la salud pública y el medio ambiente. Además, la ausencia de mecanismos de aplicación y de regulaciones específicas para los microplásticos en el país permite que estos persistan. Por lo tanto, los resultados del presente estudio podrían utilizarse para desarrollar marcos legales para los problemas ambientales cruciales y menos estudiados, como la contaminación por microplásticos en lagunas de la costa peruana. Así también, al generarse el informe de nuestra investigación permitirá a la población ejercer mejor su ciudadanía con respecto a la concientización sobre la contaminación plástica y en la promoción de la educación ambiental.

1.2.3. Tecnológica

La evaluación de microplásticos implica el uso de tecnologías y métodos avanzados de análisis. Para la caracterización física de los microplásticos se utilizan los estereomicroscopios para su visualización y para la caracterización química se realiza una espectroscopia infrarroja transformada de Fourier (FTIR) con espectrofotómetros, para comprender la estructura de las moléculas y composición de mezclas moleculares. Siendo la composición química de los MP uno de los parámetros más importantes estudiados para caracterizar este tipo de contaminación (Gewert et al., 2017) y el método espectroscópico FTIR muestran una gran eficiencia (Gicquel et al., 2024).

Para la evaluación del riesgo ecológico potencial, se aplicará el índice de peligro de polímeros, que es un análisis enfocado en el peligro relacionado originado por la presencia de cada tipo de MP identificado en las muestras, lo que permitirá un cálculo preciso y contextualizado. El presente estudio representa el primer abordaje tecnológico que determina los riesgos ecológicos potenciales en el país, desarrollándose la evaluación en el Santuario Nacional de Lagunas de Mejía, debido a la inexistencia de estudios previos que aborden el estudio con el índice PHI y la socialización en plataformas de acceso al público.

1.2.4. Política e institucional

Al determinar la presencia de microplásticos en una ANP, se podrá informar y proporcionar pautas adecuadas para la gestión eficiente y sostenible basada en investigaciones, análisis y estudios llevados a cabo en el lugar. Así también, referente a las legislaciones y políticas actuales, se podrá hacer sugerencias en torno a la implementación de nuevas normativas que regulen la presencia de microplásticos. Es decir, actualmente en las normas básicas como ECA's y LMP's, entre los parámetros a evaluarse no se encuentran los microplásticos, ocasionando que diversas industrias continúen con el incumplimiento del compromiso ambiental y no limiten sus acciones a fin de detener la contaminación plástica en el país.

Además, se debe recordar que la presente investigación se encuentra alineada con el cumplimiento de los ODS dados por las Naciones Unidas, haciendo énfasis en los ODS 15 y 13. Los humedales son zonas de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos y su conservación es vital para la supervivencia del ser humano ya que nos ayuda a modular las condiciones climáticas y el ciclo hidrológico (AQUAE FUNDACIÓN, 2021). Cumpliendo así con la última meta del ODS 15, donde se indica que, para su cumplimiento, “es esencial un cambio fundamental en la relación de la humanidad con la naturaleza, junto con una rápida acción para abordar las principales causas de estas crisis interconectadas y para un mejor reconocimiento del enorme valor de la naturaleza” (United Nations, 2024). Los resultados que se obtendrán a partir de la realización de la investigación servirán de herramienta para la toma de decisiones políticas como institucionales para la conservación de este tipo de hábitats.

1.3. Objetivos de la investigación

1.3.1. Objetivo General

Evaluar el riesgo ecológico potencial asociado a la presencia de microplásticos en la ictiofauna y en las aguas continentales durante la época seca en el Santuario Nacional Lagunas de Mejía.

1.3.2. Objetivos Específicos

- I. Determinar la presencia y abundancia de microplásticos en las muestras recolectadas mediante métodos de extracción y digestión.
- II. Caracterizar física y químicamente los microplásticos mediante el uso de las técnicas de estereomicroscopía y espectroscopía infrarroja transformada de Fourier.
- III. Analizar el riesgo ecológico potencial por microplásticos a través del Índice de Peligro de Polímeros, identificando implicancias relevantes para la conservación del Santuario Nacional Lagunas de Mejía.

1.4. Hipótesis

Los estudios recientes evidencian un incremento constante de la contaminación por plásticos. Barrios et al. (2022) señalan que cerca del 46% de los residuos plásticos terminan acumulándose en las playas, desde donde, debido al movimiento de las olas, son transportados hacia el mar, ampliando su dispersión y afectando la calidad del ecosistema marino. Esta dinámica contribuye al surgimiento de una segunda problemática: la presencia de microplásticos. Larrea et al. (2025) identificaron concentraciones de 35,34 MP/m³ en los ríos Chili, Vítor y Quilca, confirmando que estas cuencas ya presentan niveles preocupantes de contaminación. Asimismo, la evidencia documentada por Ashokkumar et al. (2025) establece que los microplásticos representan una amenaza para la seguridad de los seres vivos como la tilapia y la lisa y para los ecosistemas y sus componentes. En este contexto, el Santuario Nacional Lagunas de Mejía, al ubicarse en la parte final de una cuenca en la que se han detectado abundantes residuos plásticos, presenta un alto riesgo ecológico potencial de presentar microplásticos. Esta condición afecta a las especies hidrobiológicas, como los peces, y compromete al principalmente al componente agua.



2. FUNDAMENTO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

La presencia de MP en diversos hábitats marinos y terrestres son una amenaza para las distintas especies de animales (peces, mamíferos, aves, etc) al bioacumularse y biomagnificarse, siendo un riesgo para la salud de los mismos organismos, así como para las poblaciones humanas (Fan et al. 2021). Iannacone et al. (2021) evaluó los MP en peces de importancia comercial en Lima a través de la colecta de 100 individuos de 5 especies en el terminal pesquero de Villa María del Triunfo; para esta evaluación extrajo las branquias y tractos digestivos de los peces, que posteriormente pasaron a un proceso de filtración y digestión. En sus resultados, se observó una correlación positiva entre la longitud corporal de la gabinza y MP del tracto digestivo/pez, y entre el peso de la lisa y MP del tracto digestivo/pez. El azul, negro y blanco fueron los colores de los MP del tracto digestivo, y el azul, negro y fucsia en las branquias. A nivel del tracto digestivo los tipos de MP fueron fibra, fragmento y film, y en branquias solo fibras. A partir de dichos resultados se enfatizó el problema de cómo fácilmente los MP terminan siendo ingeridos y adheridos por los peces que al ser capturados y vendidos para el consumo humano representan un riesgo para la salud. Así también, en la investigación de Paredes et al. (2018) sobre la caracterización de MP en los recursos hidrobiológicos del Lago Titicaca, obtuvieron como resultados, luego del procesamiento de las muestras de agua y de especies (Carachi amarillo y al Pejerrey argentino) y de la identificación de los MP, se encontró que en el 100% de especímenes estudiados se encontraron microplásticos, con una predominancia de las fibras transparentes.

En la investigación de Koutsikos et al. (2023) se examinó la ingestión de MP en peces continentales con una especie introducida como bioindicadora, también extrajeron el tracto gastrointestinal para ser digerido y se utilizó FTIR para analizar los MP químicamente, siendo identificados los siguientes polímeros: PE, PVA y PP. Esto sugiere que especies no autóctonas generalistas podrían utilizarse como bioindicadores y evaluadores de MP. Por otra parte, Chen et al. (2022) destaca la escasez de estudios sobre los factores de acumulación de MP en peces continentales, es por ello, que evaluaron los MP de peces y aguas superficiales del río más grande de China. Realizaron la digestión

de las muestras (con H₂O₂ al 30 %), el secado, el filtrado con membranas de rejilla blanca y analizaron la abundancia y concentración de MP. Sus resultados demostraron la presencia de MP en el 90.5% de los 179 peces y observaron que los peces ligeros tenían concentraciones de MP más altas, sugiriendo que los organismos pequeños podrían sufrir más impacto ya que los MP en el intestino pueden internalizar por endocitosis en células epiteliales, lo que les permite cruzar barreras biológicas o transferirse a tejidos internos. Su estudio sugiere prestar atención a los efectos negativos de los MP en los peces pequeños debido a la mayor exposición por gramo/peso. Asimismo, en la investigación de Huang et al. (2023) investigaron los MP en peces de arrecifes de coral en Xisha en el Mar de China Meridional donde recolectaron 167 muestras de peces de 18 especies, posteriormente realizaron la extracción de los órganos, digestión con KOH al 10% y secado en incubadora a 80 RPM a 65°C durante 24h para una digestión completa. Luego se filtró con una bomba de vacío para que el contenido filtrado sea puesto en una placa petri y se identifique los MP con un estereoscopio y FTIR a fin de determinar sus características físicas y químicas. En los resultados encontraron que los MP eran fibrosos (con un tamaño de 400 a 900 µm) y de colores claros. Los polímeros dominantes fueron la poliamida (PA) y el polietileno (PET), representando el 77% y el 11% de los MP en los peces respectivamente. También evaluaron el riesgo potencial de los MP con el Índice de Peligro de Polímeros (PHI), siendo la poliamida clasificada como de alto riesgo con una puntuación de peligro de 50 y un valor de PHI de 38,64.

Otro estudio llevado a cabo por Borah et al. (2024) evaluó la incidencia de la contaminación por MP en peces del humedal Ramsar, Loktak, ubicado en la región del Himalaya Indio o *Indian Himalayan region*. Se hizo una colecta de muestras de peces vivos directamente del lago; se recolectaron 22 peces de 8 especies (*Channa punctatus* (31%), *Glossogobius giuris* (5%), *Oreochromis mossambicus* (9%), *Pethia conchonius* (9%), *Pethia ticto* (18%), *Puntius sophore* (5%), *Trichogaster fasciata* (5%), y *Trichogaster lalius* (18%) que fueron de 2 a 6 individuos por especie según sus zonas y hábitats de alimentación. Las especies seleccionadas comprenden especies comúnmente disponibles, buscadas por el mercado y el consumo doméstico. Durante el muestreo se utilizó un bote de madera y materiales tradicionales del lugar como canastas de bambú.

Posteriormente dichas muestras fueron puestas en recipientes de vidrio a fin de preservar su integridad física para una medición precisa y trasladadas a un laboratorio, donde se procesaron mediante digestión y secado. En su análisis se realizó una identificación visual con un microscopio polarizado para detectar formas y tamaños de los MP; y una caracterización química mediante espectroscopia FTIR de alta resolución. Bajo ese contexto, los tipos de polímeros identificados fueron poliamida (PA), poliestireno (PS), policarbonato (PC) y carboximetilcelulosa (CMC), además de ello también se comprendió la contaminación de MP en diferentes ecosistemas. Llegando a la conclusión de que las cargas de microplásticos son más evidentes, especialmente en los cuerpos lénticos y en los humedales, probablemente debido a la dispersión atmosférica, la escorrentía de polvo de las carreteras que contiene fragmentos de automóviles, el transporte marítimo y la pesca con redes y artes de pesca.

Respecto a la presencia de MP en aguas superficiales de lagos tenemos a las investigaciones de Tran-Nguyen et al. (2024) y Zhang et al. (2024), en ambas se analizó la contaminación por MP basados en investigaciones de campo con datos ya existentes. Los resultados sugirieron que la abundancia de MP variaba mucho acorde a los sitios de muestreo, lo que podría deberse a actividades antrópicas tradicionales y no tradicionales. En el caso de los lagos de meseta, su abundancia oscilaba entre 0,05 y 10,1 n/L en aguas superficiales, y la forma, el color y el tamaño dominantes de los MP fueron de fibra, transparentes de 0 a 0,5 mm, respectivamente. Mientras que los polímeros principalmente encontrados fueron PP, PE y PET (Zhang et al., 2024). Para la otra investigación, la abundancia de microplásticos en los lagos de Da Nang se encontraba en un nivel promedio entre los lagos de todo el mundo, y las evaluaciones de riesgos ecológicos mostraron un nivel de riesgo bajo; sin embargo, su amplia distribución en todos los lagos estudiados confirma la alarmante situación de la contaminación por microplásticos en las masas de agua dulce urbanas, llegando a la conclusión de que los MP deberían incluirse en el programa de monitoreo ambiental de las aguas superficiales de la ciudad.

Como se ha mencionado, la mayoría de estudios han sido realizados en el extranjero, sobre todo en China, sin embargo, en Perú son escasas las investigaciones sobre la

presencia de MP en peces de importancia ecológica y más aún en hábitats continentales pertenecientes a Áreas Naturales Protegidas, por lo que, es importante y necesario realizar investigaciones científicas para que la problemática sea abordada con urgencia y para una adecuada toma de decisiones sobre la conservación de la biodiversidad de éstos hábitats.

2.2. Marco teórico

2.2.1. Características del Santuario Nacional Lagunas de Mejía

El Santuario Nacional Lagunas de Mejía es una Área Natural Protegida (ANP) creada el 24 de febrero de 1984, cuyo objetivo es conservar una muestra representativa de humedales costeros con óptimas condiciones ambientales para el desarrollo normal de las poblaciones de aves residentes y migratorias, así como de la flora silvestre propia del santuario (SERNANP, 2019).

El SNLM se encuentra ubicado en los distritos de Mejía y Deán Valdivia, en la provincia de Islay, departamento de Arequipa con una extensión de 690,60 Ha; y lleva el nombre de lagunas de Mejía por su cercanía a ese balneario. Dichas lagunas se encuentran conformadas principalmente por: Lagunas, monte ribereño, totorales, gramadales, etc.

2.2.1.1. Fauna

La fauna ornitológica de esta ANP la constituye un extraordinario número de especies de aves, que en conjunto suman 211 especies registradas hasta el 2019 (SERNANP, 2019). Las aves residentes del Santuario están estimadas en 79 especies, las cuales anidan en el Santuario e inmediaciones; las aves residentes del mar frente al Santuario; están representadas por 6 especies registradas, a las cuales se les puede observar de manera frecuente desde las playas; las aves migratorias están estimadas en 80 especies, de las cuales 48 provienen del Ártico o Norte América, 18 del sur de Sudamérica, 3 de la costa norte del Perú, y 10 de la zona andina y parte de la selva ; y finalmente, las aves de presencia ocasional, estimadas en 30 especies hasta el año 1997 por Hugues, pero que hoy en día superan notablemente dicha cifra.

Respecto a las especies de particular importancia se puede destacar a la Choca de Pico amarillo (*Fulica rufrifrons*), Garza Azul (*Egretta caerulea*), Garza Pechiblanca (*Egretta tricolor*), Playero Blanco (*Calidris alba*) y Gaviota Capucha Gris (*Larus cirrocephalus*). Asimismo, existen poblaciones abundantes de diferentes especies de zambullidores, patos y chocas, donde sobresale especialmente la Polla de Agua (*Gallinula galeata*). Así como las aves, también se encuentran otras especies de animales que habitan esta área. Entre estas sobresalen los reptiles donde podemos destacar la presencia de lagartijas (*Microlophus tigris*) y las salamaquejas (*Phyllodactylus gerrhopygus*, *angustidiTGlus*), frecuentes en los gramadales y arena; mamíferos como el Hurón o grisón (*Galictis cuja*) y el Zorro Gris (*Pseudolopex griseus*). Se cuenta también con la presencia de diversas especies de murciélagos a manera de visitantes nocturnos (*Myotis atacamensis*, *Glossophaga soricina*, *Amorphochilus schnablii*, *Tadarida brasiliensis*, y *Promops centralis*). Mientras que las especies de peces más notorias en las lagunas son la lisa (*Mugil cephalus*), Gambuzia (*Poecillopsis sp.*) y tilapia (*Oreochromis spp.*) (SERNANP, 2019).

2.2.1.2. Flora

Respecto a la flora presente en el Santuario, se encuentran 48 especies vegetales superiores y 17 de plantas inferiores o algas. Estas especies se encuentran distribuidas acorde a la disponibilidad del agua y condición de suelo; ya que por ejemplo muchas de ellas se caracterizan por tolerar una alta salinidad. Por la abundancia y dominancia predominan principalmente especies arbóreas de hasta 5 m de altura, principalmente el pájaro bobo (*Tessaria integrifolia*) en el Monte ribereño, (*Typha angustifolia*) en el Totoral o Mataral, misma que es una especie herbácea que puede llegar a medir hasta 3 m y desarrollarse densamente, motivo por el cual no deja espacio libre para el crecimiento de otras especies. Finalmente, la especie característica de los gramadales es la grama salada (*Distichlis spicata*) y en los juncales es el tuto o junco (*Scirpus americanus*), teniendo éstas un tamaño menor (Ramos, 2019).

2.2.1.3. Climatología

El clima del lugar es propio de la zona de vida, desierto seco - Templado Cálido (ds-TC), o desierto superárido - Templado Cálido (ds-TC), y se caracteriza por ser extremadamente árido. Debido a la extrema escasez de precipitaciones o la ausencia total de ellas, algunos años incluso llegan a ser hidrológicamente secos.

A pesar de su relativa cercanía a la Línea Ecuatorial, esta ANP cuenta con una temperatura media anual baja. De acuerdo con la estación meteorológica más cercana - Mollendo, la temperatura media anual es de 19.8 °C y precipitación total promedio anual de 10.8 mm, mínima proveniente de garúas de las neblinas invernales. Lo que es causado principalmente por la influencia de la Corriente Peruana, de aguas frías, cuya presencia impide la formación de lluvias, haciendo que esta parte del litoral peruano sea una zona desértica, desde el departamento de Ica en el Perú, extendiéndose hasta La Serena, en Chile (SERNANP, 2019).

2.2.2. Importancia del Santuario Nacional Lagunas de Mejía

El SNLM fue declarado como ANP con la finalidad de proteger la fauna ornitológica endémica y migrante, así como también a su flora silvestre típica de los ecosistemas acuáticos del litoral que a su vez sirve de alimento, sitios de anidación y refugios para distintas especies. Es uno de los humedales más importantes de la costa del pacífico por lo cual pertenece a la convención RAMSAR. Dicha convención sobre los Humedales de Importancia Internacional, además de ser un acuerdo internacional que promueve la conservación y uso racional de los humedales, es el único tratado mundial que se centra en un único ecosistema (Convention on Wetlands, 2024). Pero ¿Por qué son tan importantes los humedales? Éstos proporcionan servicios ecosistémicos, desde suministro de agua dulce, alimentos, materiales de construcción, medios de vida sostenible, y conservación de biodiversidad, hasta control de crecidas, recarga de aguas subterráneas, sumideros de dióxido de carbono y mitigación del cambio climático (Carpio, 2019).

2.2.3. Residuos sólidos

Para autores como Najafi et al. (2024) la generación de residuos sólidos se debe a que la urbanización está en constante aumento a nivel mundial. Por ejemplo, continentes como Asia producen diariamente más de 1 millón de toneladas de residuos sólidos y se prevé que esta cantidad alcanzará los 1,8 millones de toneladas en 2025. Por ende, uno de los desafíos de la gestión urbana, especialmente en ciudades densamente pobladas, es la gestión de residuos sólidos. Otro dato importante que nos brinda la investigación de Ma et al. (2024) es que la acumulación y mal manejo de residuos sólidos, está influenciada por factores importantes como la economía y el desarrollo urbano, así también, uno de los factores más eficaces es el estilo de vida, que se ve afectado por la cultura general (educación ambiental) y la economía local. Los desechos sólidos (domésticos, de construcción o industriales) están aumentando rápidamente en todo el mundo, especialmente en países que experimentan una industrialización (García-Guaita et al., 2018). Se sabe que la producción de residuos sólidos a nivel mundial fue de aproximadamente 2.010 millones de toneladas en 2016, y se espera que la cantidad total aumente a 3.400 millones de toneladas para 2050. Los desechos sólidos no solo causan problemas de eliminación, sino que también tienen un impacto negativo indirecto en el agua, el suelo y el clima; y representan aproximadamente el 5% de las emisiones globales de carbono como uno de los principales contribuyentes a los gases de efecto invernadero (Maharana et al., 2024).

2.2.4. Plásticos

Plastikos, plástico en griego, significa maleable, que puede tener forma o moldearse. Los plásticos están compuestos por largas cadenas de monómeros unidos entre sí para producir polímeros. Estos materiales son bien conocidos por sus valiosas propiedades físico-químicas, por ejemplo, resistencia térmica, dureza, densidad, durabilidad, bajo precio, etc., lo que permite diversas aplicaciones. Debido a estas características, desde los años 50, la demanda de estos materiales ha seguido aumentando. Aunque los residuos plásticos se pueden utilizar para la recuperación de energía o para el reciclaje, al menos una cuarta parte de los plásticos usados se han desechado en vertederos (Plastics Europe Association of Plastics Manufactures, 2019), sirviendo

como una fuente relevante de microplásticos en ambientes acuáticos (Silva et al., 2021). Las aguas internas, como los ríos y las zonas estuarinas, son responsables de la transferencia de alrededor de 1,15 a 2,41 millones de toneladas de plástico a los océanos cada año (Lebreton et al., 2017). De 717 estudios de 5411 ubicaciones, los plásticos, incluidos los microplásticos, representan más del 61% de la composición global de la basura marina actualmente (Morgado et al., 2022).

2.2.4.1. Clasificación según su tamaño

Según Bacosa et al. (2024), la clasificación de los plásticos en función de su tamaño es la siguiente:

2.2.4.1.1. Macroplástico: Este tipo de plásticos tienen un tamaño de 25 mm a 1 m.

2.2.4.1.2. Mesoplástico: En esta categoría los plásticos poseen un tamaño de 1 mm a 25 mm.

2.2.4.1.3. Microplástico: Los microplásticos se clasifican como partículas plásticas con tamaños que oscilan entre 1 μm y 5 mm, independientemente de su origen primario o secundario.

2.2.4.1.3.1. Los microplásticos primarios, se producen intencionalmente para que tengan un tamaño microscópico, por ejemplo, para que sirvan como materia prima para la fabricación de plásticos. Como ejemplo, se tienen a los gránulos y microperlas, se producen intencionalmente y se obtienen principalmente a partir de agentes de limpieza, pinturas, revestimientos y productos cosméticos.

2.2.4.1.3.2. Los microplásticos secundarios, resultan de la fragmentación y degradación de artículos plásticos más grandes mediante procesos físicos, químicos y/o biológicos. Aproximadamente entre el 70 y el 80 % de los microplásticos del medio ambiente son de naturaleza secundaria.

2.2.4.1.4. Nanoplástico: Como resultado de una variedad de procesos de degradación este tipo de plásticos llegan a tener un tamaño menor a 1 μm .

2.2.4.2. Clasificación según su estructura molecular

2.2.4.2.1. Cristalinos:

Los plásticos cristalinos cuentan con disposiciones de cadenas moleculares altamente definidas y repetibles. El grado de cristalinidad representa o indica las propiedades del material. Así también, mencionar que la cristalinidad puede presentarse en mayor o menor grado dependiendo de los procesos que transforman sus cadenas. Un polímero plástico cristalino no necesariamente es transparente, sino que se caracteriza por ser un material opaco y rígido (QUIMISOR GROUP, 2023).

2.2.4.2.2. Amorfos:

Respecto a este tipo de plásticos, éstos sí cuentan, a diferencia de los anteriores, con mayor transparencia y flexibilidad. Además, los polímeros amorfos tienen una construcción contraria a cadenas ordenadas, su estructura se conforma por estructuras moleculares aleatorias, no cuentan con una forma geométrica definida en la disposición de las cadenas moleculares, por lo que comúnmente son quebradizos, rígidos con cadenas enredadas y con carencia de punto de fusión agudo. Algunos de los plásticos pertenecientes a esta clasificación serían el Policarbonato (PC), Poliestireno (PS) y PVC (Sperling, 2005).

2.2.4.2.3. Semicristalinos:

Un polímero semicristalino tiene cadenas moleculares parcialmente ordenadas (donde se formarán los cristales) y otras parcialmente amorfas con cadenas aleatorias; teniendo ambas propiedades mencionadas anteriormente. Además, son naturalmente de un color opaco lechoso, no transparente, como resultado de la difusión de la luz en los bordes cristalinos. Así también, tienen valores de contracción más altos que los polímeros amorfos entre la solidificación y las

temperaturas de transición. El riesgo de carga, por ende, es considerablemente menor (MexPolímeros, 2021). En resumen, estos tipos de materiales tienen una mayor resistencia a productos químicos, y como ejemplo tenemos al Polipropileno (PP), Poliamida (PA) y Polietileno (PE) (Young et al., 2011).

2.2.4.3. Clasificación por composición química

2.2.4.3.1. Naturales:

Álvarez (2019) lo define como aquellos polímeros cuyos monómeros son derivados de productos de origen natural con ciertas características como, por ejemplo, la celulosa (de la cual provienen el celofán, celuloide etc.), la caseína y el caucho (del cual derivan la goma y la ebonita). Por su parte Adams et al. (2024) define a un polímero natural como un tipo de macromolécula que se encuentra en la naturaleza y está compuesta por unidades repetidas de moléculas más pequeñas llamadas monómeros, que están unidas entre sí mediante enlaces covalentes. Los polímeros naturales se pueden clasificar ampliamente según su fuente de origen, como los polímeros naturales de origen vegetal, de base microbiana, a base de algas, de origen fúngico y los de origen animal.

2.2.4.3.2. Sintéticos:

Son aquellos polímeros que tienen origen en productos elaborados por el hombre en entornos controlados y formados por enlace C-C, principalmente derivados del petróleo como lo son las bolsas de PE (Álvarez, 2019). Se forman de una combinación de calor y presión en presencia de un catalizador, mismo que acelera las reacciones químicas entre monómeros. Según su comportamiento frente al calor éstos son: termoplásticos, deformables a temperatura ambiente, se convierte en líquido cuando se calienta y se endurece en un estado vítreo cuando se enfría; éstos después de ser calentados y moldeados, pueden ser recalentados y formar otros objetos. También son termoestables, éstos plásticos una vez que han sufrido el proceso de calentamiento-fusión y formación-solidificación, se convierten en materiales rígidos que no vuelven a fundirse. Por lo común para su obtención se necesita de un aldehído.

2.2.4.3.3. Semisintético o regenerado:

Para Dash et al. (2011) los polímeros semisintéticos provienen de un polímero natural al cual se le realizó modificación química, como el caucho vulcanizado, el rayón o el quitosano, los cuales tienen un crecimiento en el sector biomédico e industrial. Actualmente este tipo de polímeros se utilizan ampliamente como excipientes para diversas aplicaciones farmacéuticas, dependiendo del tipo de polisacárido natural modificado, también se pueden utilizar para aplicaciones biomédicas y de ingeniería de tejidos. Siendo los más utilizados los que derivan de la celulosa, como los éteres y ésteres de celulosa (Adams et al., 2024).

2.2.5. Contaminación plástica

Gamarra-Toledo et al. (2023) menciona que la contaminación plástica es actualmente uno de los problemas ambientales más graves a nivel mundial y se genera directamente de la mala gestión de plásticos en desuso o desechos plásticos, razón por la cual terminan en ambientes naturales afectando a la biodiversidad. La producción de plástico ha aumentado desde la década de 1950, cuando comenzó la producción masiva del plástico, hasta la actualidad, alcanzando un pico de 460 millones de toneladas en 2019, y esta tendencia continuará incluso en los escenarios más optimistas. El principal motivo de gran preocupación es que los desechos plásticos mundiales por año superan la producción anual. Por ejemplo, en 2010 la producción mundial de plástico primario fue de 270 millones de toneladas, mientras que los desechos plásticos mundiales fueron de 275 millones de toneladas (Ritchie et al., 2018). En ese sentido, se puede concluir que la contaminación plástica es acumulativa y persistente. Las piezas de plástico permanecen en el medio ambiente durante miles de años y no pueden eliminarse fácilmente, especialmente cuando algunos factores (procesos digestivos de animales o factores ambientales) provocan la fragmentación de los macropolímeros en micro y nanoplasticos, que ni siquiera son visibles para el ojo humano; lo que es trágico ya que al tener un tamaño tan pequeño pueden ingresar sin dificultad a la red alimentaria, lo que lleva a la bioacumulación de este material sintético en organismos vivos (Silva et al., 2022).

Numerosos estudios han destacado la posible transferencia de microplásticos a los humanos a partir del consumo de pescado (Hasan et al., 2023), lo que genera preocupación sobre los riesgos para la salud pública. Están asociados con una variedad de problemas de salud, que incluyen diabetes, enfermedades pulmonares, complicaciones cardiovasculares, alteraciones del sistema endocrino y problemas de desarrollo y reproductivos. Se ha informado de la presencia de microplásticos en diversas muestras humanas, incluida sangre, leche materna, orina (Wu et al., 2021), materia fecal y tejidos pulmonares humanos (Amato-Lourenço et al., 2021).

2.2.6. Efectos de los Microplásticos en el ecosistema

Se han encontrado plásticos en todos los rincones del mundo, desde las zonas polares hasta el ecuador y desde las cimas de las montañas hasta las profundidades de los océanos, debido al alto volumen de fabricación, la mala gestión y las bajas tasas de reciclaje (Mishra et al., 2021). Los especialistas han advertido que, a menos que se hagan esfuerzos para limpiar los océanos, es posible que en 2050 haya más desechos plásticos en las aguas marinas que población de peces (MacArthur, 2016).

Los microplásticos se reconocen como un contaminante emergente debido a su naturaleza ubicua y su capacidad de bioacumulación (Rakib et al., 2021). Representan una amenaza mayor que los materiales plásticos más grandes, ya que los organismos acuáticos los ingieren y acumulan fácilmente. Además, los microplásticos son similares en tamaño a los depósitos submarinos y los organismos flotantes, por lo que están disponibles para varios organismos acuáticos (Maharana et al., 2019), lo que conduce a su biomagnificación.

Cuando los organismos de niveles tróficos más altos consumen pescado que contiene microplásticos, estos tienden a bioacumularse en el sistema digestivo y provocan alteraciones del metabolismo de la glucosa, los lípidos y las proteínas (Liu et al., 2022). Esta alteración puede conducir a la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS) y estrés oxidativo. Los estudios han confirmado la ingestión de microplásticos por parte de organismos acuáticos y su acumulación en diferentes tejidos (Makhdoumi et al., 2023). Los microplásticos acumulados en los tejidos de los organismos acuáticos, en particular los peces, pueden afectar las actividades

metabólicas. La absorción y acumulación de microplásticos en los peces puede estar relacionada con diferentes estratificaciones acuáticas verticales y tamaños de peces (Joshi et al., 2024).

Los microplásticos también pueden alterar el funcionamiento normal de los ecosistemas al afectar el ciclo de los nutrientes y alterar la composición de las comunidades microbianas (Ali et al., 2024). Además, estos contaminantes pueden bioacumularse en niveles tróficos más altos, lo que plantea riesgos potenciales para la salud humana a través del consumo de productos contaminados (Liu et al., 2022).

2.2.7. Métodos de caracterización

2.2.7.1. Física

Para este tipo de caracterización se deben identificar la forma, el color y el tamaño, por lo que, una vez las muestras de MP procesadas se procede a hacer uso del estereomicroscopio, lo que permite la clasificación por fragmentos, fibras, etc. También se puede hacer uso de un microscopio polarizado para detectar y determinar las formas y tamaños de las muestras de microplástico. Y distintos softwares, como el NIS-Elements permite la adquisición, procesamiento, medición y análisis de imágenes, así como la gestión de datos y la creación de informes. Luego se registran las partículas detectadas según su morfotipo (fragmentos, gránulos, espuma, fibras y películas) y clase de tamaño (Borah et al., 2024).

2.2.7.2. Química

La espectroscopia infrarroja es una de las técnicas analíticas más comunes utilizadas para determinar la identidad química de los microplásticos con frecuencia después de una preparación adecuada de la muestra. Normalmente, la preparación de muestras incluye i) tamizado, para excluir contenidos que sean más pequeños o más grandes que los microplásticos; ii) digerir para eliminar la materia orgánica que pueda interferir con el análisis; iii) separar la materia inorgánica más densa de los microplásticos (Morgado et al., 2022). Se utiliza un espectrofotómetro FT-IR para analizar muestras en longitudes de onda de 400 a 4000 cm^{-1} . Los espectros obtenidos se pueden analizar utilizando el software FT-IR Essential con una

biblioteca MP conocida. Cada muestra de microplástico se debe procesar por separado en un soporte de muestra especializado para reducir la interferencia del haz de infrarrojos. Además, el uso del software Spectrum permite realizar un análisis espectral en profundidad de los espectros FTIR para mejorar la comparabilidad y los espectros resultantes. Los distintos picos de absorción permiten determinar con precisión la composición polimérica de cada muestra de microplástico (Borah et al., 2024).

2.2.8. Riesgo de Polímeros

2.2.8.1. Índice de Peligro de Polímeros (PHI)

Para evaluar los riesgos potenciales de los MP se considera tanto la concentración como la composición química de los MP (Xu et al., 2018). Además, se considera la toxicidad química de diferentes tipos de polímeros de MP para evaluar su daño ecológico (Lithner et al., 2011). La evaluación del peligro de los polímeros de los MP se calcula utilizando la siguiente fórmula:

$$PHI = \sum P_n \times S_n$$

PHI es el Índice de Peligro de polímero, P_n es el porcentaje de tipos de polímeros específicos recolectados en cada punto de muestreo y S_n son las puntuaciones de peligro de los tipos de polímeros de MP desarrollado por Lithner et al. (2011). En este estudio se identificaron y compilaron los peligros ambientales y para la salud de químicos utilizados en 55 polímeros termoplásticos y termoendurecibles, dando como resultado un modelo de clasificación de peligros para las clases y categorías de peligro en el reglamento de clasificación y etiquetado (CLP) de la Unión Europea, que se basa en el Sistema Globalmente Armonizado de las Naciones Unidas (SGA).

Los polímeros clasificados como más peligrosos están hechos de monómeros clasificados como mutagénicos y/o cancerígenos (categoría 1A o 1B). Estos pertenecen a las familias de polímeros de poliuretanos, poliacrilonitrilos, cloruro de polivinilo, resinas epoxi y copolímeros estirénicos. Un número considerable de polímeros (31 de 55) están hechos de monómeros que pertenecen a los dos peores de

los cinco niveles de peligro del modelo de clasificación, es decir, los niveles IV-V (Lithner et al., 2011). Por lo que, sus riesgos deben evaluarse para tomar decisiones sobre la necesidad de medidas de reducción de riesgos, sustitución o incluso eliminación gradual.

2.2.8.2. Riesgo ecológico potencial de los MP

La abundancia, la composición química y el riesgo ecológico de los microplásticos (MP) en ambientes terrestres y marinos han merecido una atención sustancial por parte de las comunidades de investigación (Ranjani *et al.*, 2021), debido a que los MP son ingeridos por muchos organismos terrestres y marinos, que, al transferirse al ser humano a través de las cadenas alimentarias, se plantean riesgos importantes para la biota y la salud humana (Pan et al., 2021).

Los MP están compuestos por una variedad de polímeros sintetizados a partir de una cadena de monómeros mediante una reacción de polimerización, durante la cual pueden estar presentes monómeros sin reaccionar y aditivos peligrosos. La luz solar y el calor provocan la erosión de los MP en el agua, así como la liberación de aditivos peligrosos. Según un modelo de clasificación de peligros basado en el Sistema Globalmente Armonizado de clasificación y etiquetado de productos químicos de las Naciones Unidas, los ingredientes químicos de >50% de los plásticos son peligrosos (Lithner et al., 2011; Rochman et al., 2013).

La evaluación del riesgo ecológico tiene como objetivo proporcionar una evaluación cuantitativa, desarrollándose una base para equilibrar y comparar los riesgos asociados con los problemas ambientales y un medio sistemático para mejorar la estimación y comprensión de esos riesgos (Park & Lek, 2015). Las evaluaciones de riesgos ecológicos brindan apoyo técnico para las decisiones de gestión, por ejemplo, si se permite una descarga a una masa de agua o qué límites de explotación establecer para un recurso natural. Se distingue por su preocupación por los efectos ecológicos (efectos sobre organismos, poblaciones y comunidades). Es un proceso que implica la formulación del problema, el análisis, los efectos y la caracterización del riesgo (Suter & Norton, 2019).

2.3. Marco legal

2.3.1. Internacional

2.3.1.1. Acuerdo de París y Objetivos de Desarrollo Sostenible

Es un Acuerdo Internacional sobre el cambio climático que fue adoptado por 196 Partes, incluido el Perú. Su objetivo principal es no llegar a los 1,5 °C, por lo que, los países ratificaron para disminuir al máximo las emisiones de GEI y desarrollar acciones frente al cambio climático, especialmente en el desarrollo de proyectos que promuevan la conservación de los ecosistemas. Los objetivos de desarrollo sostenible son en total 17 objetivos globales que representan un llamamiento universal para poner fin a la pobreza, proteger el planeta y mejorar las vidas en todo el mundo (Naciones Unidas, 2015). Nuestra investigación aborda el ODS 13 “Acción por el Clima” y el ODS 15 “Ecosistemas terrestres” enfocados en conservar los ecosistemas como los humedales del Desierto costero del Pacífico y fortalecer la gestión participativa con acciones de investigación y educación ambiental.

2.3.1.2. Estrategia Marina de la Unión Europea

La Unión Europea desarrolló una Estrategia Marina en el que se adoptan objetivos para abordar la contaminación por plásticos y microplásticos en los océanos, lo que incluye medidas para reducir la liberación de MP y el monitoreo de su presencia en los ambientes acuáticos, así como la publicación del informe sobre el 1er Ciclo de aplicación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (Comisión Europea, 2020).

2.3.1.3. Directiva (UE) 2019/904 - Directiva relativa a plásticos de un solo uso

La Unión Europea emitió esta Directiva de Plásticos de Un Solo Uso (Single Use Plastic Directive) que aborda la reducción del impacto de productos de plástico en el ambiente, en particular en el medio acuático y en la salud humana (Directiva UE, 2019). También fomenta la transición a una economía circular con productos y materiales sostenibles e innovadores junto a modelos empresariales.

2.3.2. Nacional

2.3.2.1. Ley N° 28611.- Ley General del Ambiente

El artículo 91 de esta ley, pretende velar por el derecho a un medio ambiente sano y equilibrado, estableciendo el deber a la contribución con la gestión y protección del medio ambiente y sus componentes (Congreso de la República, 2017). La investigación es punto clave para el desarrollo y adecuada gestión para conservar los ecosistemas acuáticos.

2.3.2.2. Decreto Legislativo N° 1278 - Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos

Los literales a) y d) del artículo 6, estimula la reducción del uso intensivo de materiales y promueve la adopción de medidas de minimización de residuos sólidos en todo su ciclo, a través de la reducción de sus volúmenes y características de peligrosidad, con la finalidad de contribuir en la concreción del derecho de gozar de un ambiente equilibrado, reduciendo para ello el impacto adverso de residuos como los plásticos en la salud humana y del ambiente (Ministerio del Ambiente, 2017).

2.3.2.3. Ley N° 30884 Ley que regula el plástico de un solo uso y los recipientes o envases descartables

En el Artículo 1 se recalca que el objetivo es establecer el marco regulatorio sobre el plástico de un solo uso, otros plásticos no reutilizables y los recipientes o envases descartables. En el Artículo 2, numeral 3 menciona que el MINAM efectuará acciones de educación, sensibilización, promoción de investigación para mitigar el impacto negativo del plástico en el ambiente. Es la única Ley en el Perú que habla del plástico (Congreso de la República, 2018).

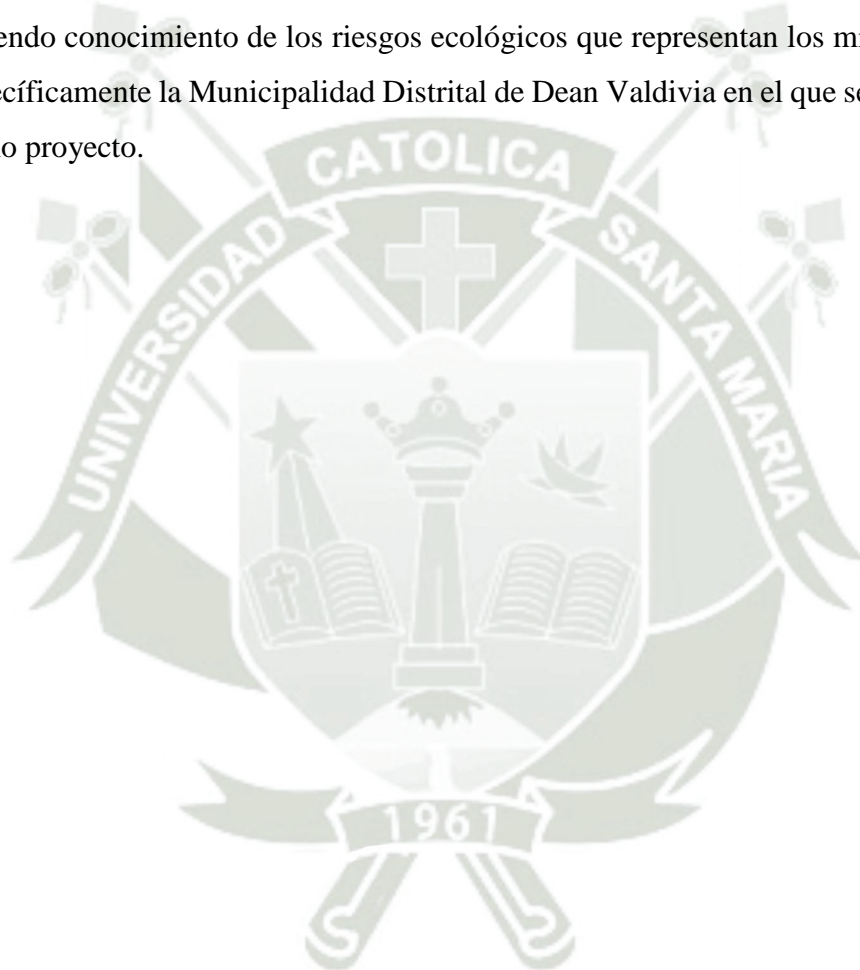
2.3.2.4. RESOLUCIÓN PRESIDENCIAL N° 144-2020-SERNANP 2020

En el Art. 1 se aprueba el Plan Maestro del Santuario Nacional Lagunas de Mejía (2000 al 2024), como documento de planificación de más alto nivel de la ANP referida. Cabe resaltar que en su Objetivo N°3 se menciona “Fortalecer la gestión participativa con acciones de investigación y educación ambiental” (SERNANP, 2020).

2.3.3. Regional

2.3.3.1. Acuerdo Regional N°016-2019-GRA/CR-AREQUIPA

Fue aprobado por el Consejo Regional de Arequipa, destacando el Primer Acuerdo que declara de Prioritario Interés Regional el uso responsable del plástico y la reducción del mismo en el ámbito de la región Arequipa (Gobierno Regional de Arequipa, 2019). El desarrollo de la tesis ayudará al Consejo a cumplir su ordenanza teniendo conocimiento de los riesgos ecológicos que representan los microplásticos, específicamente la Municipalidad Distrital de Dean Valdivia en el que se desarrollará dicho proyecto.





CAPÍTULO III

3. METODOLOGÍA PROPUESTA

3.1. Tipo y nivel de investigación

- **Tipo:** Cuantitativa

A partir de la investigación se obtuvieron datos numéricos que fueron analizados estadísticamente con la finalidad de realizar un diagnóstico de las lagunas muestreadas y del ecosistema. Asimismo, se contó con una hipótesis que buscó demostrar la presencia de microplásticos en la ictiofauna y en las aguas continentales, así como el riesgo ecológico que estos representaban.

- **Nivel:** Relacional

Fue relacional porque se analizó la relación existente entre una variable y otra, dado que los datos estuvieron estrictamente relacionados entre sí. Asimismo, fue probable que se hallaran tendencias o patrones, los cuales fueron discutidos.

3.2. Diseño de la investigación

3.2.1. Variable Independiente:

- Sitios de muestreo
- Número de muestras de peces
- Número de muestras de agua superficial

Estas variables son manipulables porque los sitios de muestreo pueden ser seleccionados y controlados por los investigadores, para este caso, es de acuerdo a la afluencia turística y las presiones antrópicas en el Santuario, el número de muestras de peces puede ajustarse según la metodología establecida, y las muestras de agua pueden ser obtenidas siguiendo un procedimiento controlado de acuerdo con los protocolos de recolección.

3.2.2. Variable Dependiente

- Características físicas de los microplásticos.
- Características químicas de los microplásticos.
- Abundancia de MP en peces.
- Nivel del Riesgo de Polímeros

Las características físicas y químicas, y la abundancia de microplásticos se verán afectadas por las propiedades de los polímeros. Por ejemplo, ciertos polímeros pueden tener mayor tendencia a acumularse en los organismos acuáticos, lo que influirá directamente en la abundancia de MP en esas muestras. Este fenómeno hace que estas variables sean dependientes de los tipos de polímeros presentes.

Tabla 1.

Matriz de operacionalización de variables

Contextualización	Dimensiones (Variable propriadamente redactada)	Indicadores	Instrumento de medida	Unidad de medida
Variables independientes	Sitios de muestreo.	Presión antrópica y por la importancia del área.	Criterio de los autores fundamentado por anteriores investigaciones.	# de sitios de muestreo
Variable cuantitativa discretos	Número de muestras de peces.	-	-	# de individuos
	Número de muestras de agua superficial.	-	-	# de muestras
Variables dependientes	Características físicas de los microplásticos.	Cantidad, tamaño, forma y color.	Estereomicroscopio	items/kg
Variable cuantitativa continua	Características químicas de los microplásticos.	Tipo de polímero de MP	Espectrofotómetro FTIR	cm^{-1}
Variable cualitativa nominal	Abundancia de microplásticos en peces	Concentración de MP	Software R Studio	n°Mp/pez
	Riesgo de polímeros	PHI y categoría de riesgo	Software SPSS	Adimensional

3.3. Técnicas e Instrumentos

Tabla 2.

Resumen de adquisición de datos por variable

Indicador	Instrumento	Método	Referencia
Recolección de muestras de peces y muestras de agua	Red cortina y malla atarraya	Método de pesca	Huang et al. (2023)
Extracción de MP de las muestras de peces y muestras de agua	Incubadora oscilante Filtro de membrana y bomba de vacío	Método de digestión Método de filtración	Nchimbi et al. (2022)
Características físicas de MP: cantidad, tamaño, forma y color.	Estereomicroscopio	Método visual y cuantitativo	Perez-Venegas et al., (2020) & Huang et al., (2023) Chen et al. (2022)
Características químicas de MP: tipo de polímero de MP	Espectrómetro FTIR	Técnica de Espectroscopia Infrarroja Transformada de Fourier (FTIR)	Fan et al. (2021) & Mercy et al. (2023) Chen et al. (2022) Huang et al. (2023) Mercy et al. (2023)
Concentración de MP	Software Estadístico	Prueba estadística - Cumplimiento de supuestos de normalidad y homocedasticidad, ANOVA	Perez-Venegas et al. (2020) Chen et al. (2022) Huang et al. (2023)
PHI, categoría de peligro, riesgo de microplástico	Software Estadístico	Método de Riesgo de Polímeros	Huang et al. (2023) Ranjani et al. (2021) Lithner et al. (2011)

3.4. Métodos de investigación

3.4.1. Parámetros para la recolección y procesamiento de muestras

El área de estudio abarcó tres estaciones de muestreo pertenecientes al SNLM, las cuales fueron seleccionadas en función de la afluencia turística y de las presiones antrópicas, mientras que los periodos de muestreo estuvieron delimitados por la época seca de la región, debido a la menor variabilidad climática (Imfeld et al., 2020;

de Lima-Moraes et al., 2023), lo que favoreció la consistencia de los resultados y redujo la probabilidad de intervención de agentes externos no controlables, como el incremento de precipitaciones.

Bajo estas consideraciones, las estaciones de muestreo se ubicaron en Mejía (Coordenadas: 193688.82 m E, 8103527.34 m S), Iberia Centro II (Coordenadas: 195153.13 m E, 8102021.28 m S) y Boquerón (Coordenadas: 196848.36 m E, 8100275.25 m S); todas pertenecientes a la provincia de Islay, en la zona sur costera del departamento de Arequipa, a escasos metros del litoral (Anexo N°1).

3.4.1.1. Métodos probados para la recolección de peces y agua

En el caso del muestreo de agua, inicialmente se consideró recolectar 1 muestra por duplicado en 3 sitios por laguna, lo que equivalía a 6 muestras por estación (18 en total); sin embargo, este diseño fue descartado por implicar un esfuerzo de campo elevado sin una mejora significativa en la representatividad de los datos. Finalmente, se optó por recolectar 1 muestra por duplicado en 2 sitios estratégicos (norte y sur) de cada laguna, obteniendo 4 muestras por estación y un total de 12, lo que permitió optimizar recursos sin comprometer la calidad de la información. En cuanto al muestreo de peces, se intentó inicialmente emplear la técnica de electropesca y el uso de redes de espera, de acuerdo con la metodología propuesta por Borah et al. (2024); sin embargo, ambos métodos resultaron poco efectivos, ya que la electropesca solo permitió capturar juveniles de 1–4 cm en la zona superficial de las orillas, mientras que las redes de espera, aun utilizando carnada, no lograron reunir el número suficiente de individuos tras dos días de esfuerzo.

Tabla 3.

Evaluación de los métodos de pesca para la recolección de las especies de estudio en el Santuario Nacional Lagunas de Mejía, provincia Islay, departamento Arequipa, Perú

Muestra	Metodología 1	Metodología 2	Metodología 3
Especies (tilapia y lisa)	<p>La electropesca: Método activo que genera un campo eléctrico para aturdir temporalmente a los peces y facilitar su captura.</p> <p>Desventaja La corriente solo alcanzó la zona superficial y los peces presentes (juveniles de 1–4 cm) no respondieron al estímulo, obteniéndose muy pocas capturas.</p>	<p>Electro pesca y redes de espera Combina la electropesca y el uso de redes fijas con carnada para atraer y retener peces.</p> <p>Desventaja a electropesca solo capturó juveniles y las redes de espera, pese a la carnada, no proporcionaron la cantidad necesaria de individuos.</p>	<p>Malla altarraya y red de cortina Las redes cortina (60 m × 2 m; malla 2,75–3”) se extendieron de orilla a orilla, y la atarraya se aplicó en puntos específicos, permitiendo abarcar un área representativa.</p>

Por ello, se seleccionó como método la metodología 3 como definitiva, para ello el uso de un bote inflable Pathfinder (Figura 1) en combinación con redes cortina de 60 m x 2 m (apertura de malla de 2,75–3 pulgadas) y una malla atarraya para capturas localizadas. Esta estrategia permitió cubrir de norte a sur las tres lagunas, capturar principalmente individuos adultos y obtener la cantidad necesaria de muestras. Posteriormente, siguiendo con ligeras modificaciones el protocolo de Borah et al. (2024), se recolectaron 5 individuos por especie: tilapia (*Oreochromis* spp.) y lisa (*Mugil cephalus*) por duplicado en cada una de las estaciones de muestreo. Asimismo, como se aprecia en la Figura 2 para la conservación de estas se empleó papel aluminio, gel packs y un cooler para el almacén de las muestras. Finalmente,

los ejemplares fueron trasladados al Laboratorio de Ecología y Biodiversidad de la Universidad Católica de Santa María, donde se registraron con precisión su peso fresco y longitud real mediante reglas metálicas y vernier digital, para su posterior tratamiento y extracción del TGI.

Figura 1.

*Instalación de redes de pesca para tilapias y lisas en el Santuario Nacional Lagunas de Mejía, provincia Islay, departamento Arequipa, Perú; se detalla a) Laguna Mejía
b) Laguna Boquerón*

a)



b)



Figura 2.

Empaquetado de las muestras con papel de aluminio para su preservación y fijado para su transporte.

**3.4.2. Criterio de inclusión y exclusión para la elección de los individuos**

Para el muestreo de peces se establecieron criterios de inclusión y exclusión orientados a asegurar la comparabilidad entre especies y la validez de los análisis de microplásticos y del riesgo ecológico potencial. Se incluyeron únicamente individuos adultos de ambas especies, seleccionados dentro de rangos de talla similares y correspondientes a su etapa de madurez. Esta decisión permitió controlar las variaciones fisiológicas y alimentarias propias del crecimiento, ya que los patrones de ingestión y acumulación de microplásticos difieren significativamente entre juveniles y adultos. Considerar individuos en distintas etapas ontogénicas habría introducido sesgos en la cuantificación de microplásticos y en la estimación del riesgo ecológico (Nuñez et al., 2024). Por ello, se excluyeron individuos juveniles, subadultos y aquellos cuya talla o condición corporal no fuera representativa de la etapa adulta. Estos criterios aseguraron que las diferencias observadas entre especies respondieran a factores biológicos propios y no a variaciones asociadas a la edad o al desarrollo.

3.5. Pesaje y medición de los individuos recolectados de las especies tilapia (*Oreochromis spp.*) y lisa (*Mugil cephalus*)

Siguiendo con el proceso de análisis de los 30 individuos recolectados por cada especie, se siguió el proceso de medición de características físicas en los laboratorios de la UCSM, y así obtener datos de peso y longitud de los peces capturados (Figura 3). Para esto último, se consideró la longitud total y longitud estándar tal como se aprecia en la Figura 4.

Figura 3.

Proceso de medición de las características físicas de los individuos en el Santuario Nacional de Lagunas de Mejía. Se detalla a) Pesado del individuo empleando balanza de precisión de 500gr b) Medición de la longitud total del individuo de tilapia empleando un vernier digital (0.01 mm)

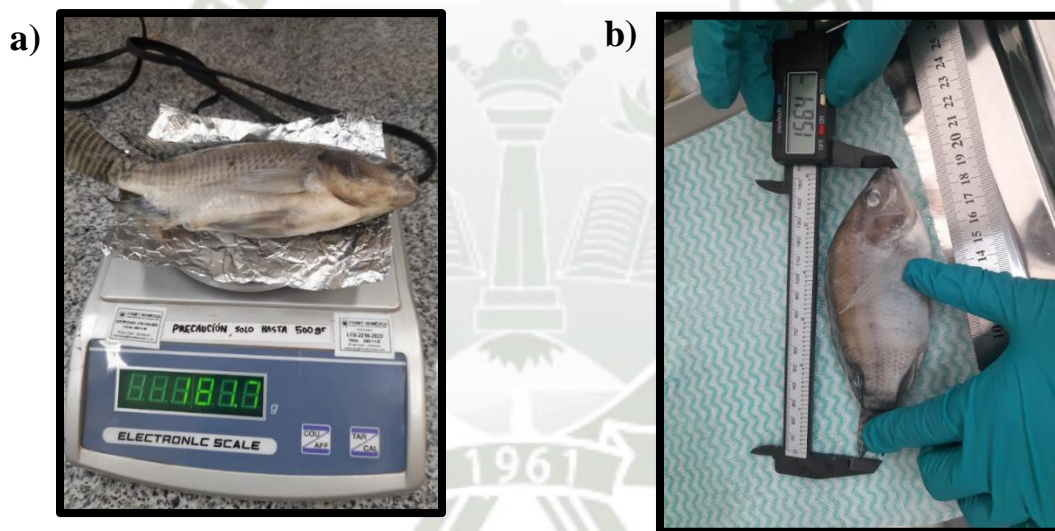
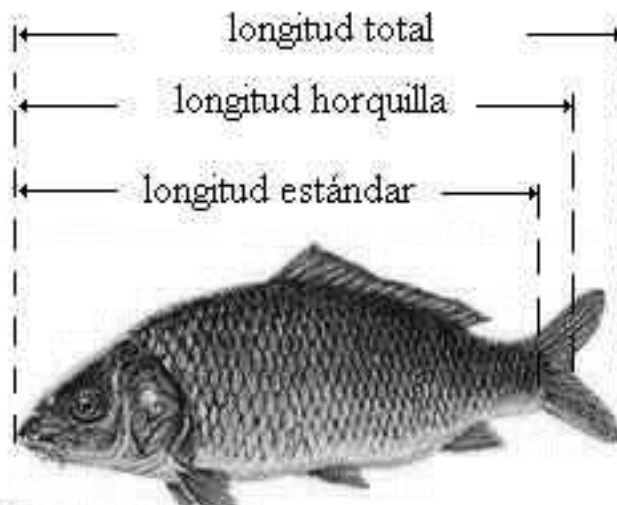


Figura 4.

Medidas usadas para la caracterización biométrica de los peces: Longitud total y estándar.



3.6. Presencia y abundancia de microplásticos

3.6.1. Aislamiento y extracción de microplásticos

Para evaluar la presencia de microplásticos (MP) en la ictiofauna y en las aguas continentales del SNLM, se compararon cuatro métodos de digestión química: digestión con H_2O_2 al 30 %, digestión alcalina con KOH y H_2O_2 seguida de oxidación húmeda, digestión alcalina con KOH y surfactante y digestión alcalina con flotación densimétrica. A continuación, en la tabla 4 se detalla los 4 métodos.

Tabla 4.

Evaluación de métodos de aislamiento y extracción de microplásticos (MP)

Métodos	Digestión con H_2O_2	KOH + H_2O_2 + oxidación húmeda	Digestión alcalina con KOH + surfactante	Digestión alcalina por Hidróxido de Potasio y flotación densimétrica
Principio	Oxidación de materia orgánica mediante peróxido de hidrógeno (30%).	Digestión alcalina + oxidación química en dos etapas.	Digestión alcalina reforzada con surfactante para tejidos grasos.	Digestión alcalina seguida de separación por densidad.

Pre-tratamiento	Lavado con agua ultrapura y almacenamiento en recipientes individuales.	Muestras congeladas para favorecer la ruptura celular.	Lavado con agua destilada y transferencia a envases de vidrio.	Descongelado, lavado y almacenamiento en recipientes de vidrio.
Reactivos	H ₂ O ₂ al 30%.	KOH 10 %, H ₂ O ₂ 30 %, FeSO ₄ 1 M, HCl 37 %, ácido cítrico.	KOH 4.2 M, NaTT (surfactante), ácido cítrico.	KOH 10 %, NaCl saturado (5.33 M).
Equipo	Cabina de flujo laminar, baño María, filtración al vacío.	ATGIador magnético, tamizadoras finas, placa calefactora.	Cabina de flujo laminar, sistema de filtración al vacío.	Cabina de flujo laminar, filtración al vacío.
Muestra Inicial	Tracto gastrointestinal completo.	Tejido completo del pez.	100 g de tejido muscular.	Especímenes completos.
Condiciones	100 mL reactivo/muestra; 65 °C; 1 día.	100 mL KOH/H ₂ O ₂ ; 50 °C; 2,5 h + oxidación húmeda.	Mezcla 100 g muestra + 120 g NaTT + 60 g KOH; 40 °C; 16–24 h.	20 mL KOH/especimen; 60 °C; 24 h + 24 h de flotación.
Resultados	Buena remoción de materia orgánica sin degradar microplásticos.	Solubiliza completamente tejidos magros y grasos.	Digerido completo de tejidos blandos.	Tejidos digeridos y microplásticos separados por densidad.
Tiempo	1 día.	4–5 h.	1–2 días.	2–3 días.
Notas	Compatible con análisis FTIR.	Requiere neutralización previa a la filtración.	Ajuste de pH para reducir espuma antes de filtrar.	Adecuado para partículas pequeñas gracias a filtros de 0.4 µm.
Referencias	Gedik y Eryaşar (2020), Eryaşar et al. (2022), Hidalgo-Ruz et al. (2012), Gedik et al. (2023), Gedik et al. (2024)	Foekema et al. (2013), Jaafar et al. (2020), Thiele et al. (2019), Liu et al. (2017)	Karami et al. (2017), Dehaut et al. (2016), Munno et al. (2018), Thiele et al. (2019)	Sun et al. (2017); Park et al. (2019); Daniel et al. (2020); Zhu et al. (2023).

Los métodos combinados o con surfactantes presentaron problemas de sedimentación, acumulación de reactivos y formación de espuma, lo que dificultaba la filtración y la correcta observación de las partículas, por ello, se seleccionó como método único la digestión con H_2O_2 al 30 %, debido a su eficacia para eliminar materia orgánica sin degradar los microplásticos y por generar filtros claros que permitieron su cuantificación.

En este sentido siguiendo la metodología de Roman et al. (2024) para las muestras de pescado, los especímenes se descongelaron a temperatura ambiente, se lavaron con agua destilada y se extrajo el tracto gastrointestinal (TGI) mediante un kit de disección, conservándose posteriormente en formol hasta su procesamiento. Posteriormente, en el laboratorio, los TGI se transfirieron a envases de vidrio con 100 mL de H_2O_2 al 30 %, cubiertos con papel aluminio, y se incubaron a 60 °C durante 24 h en un equipo de baño maría. Tras la digestión, la solución se filtró mediante membranas de policarbonato de 0,45 μm utilizando una bomba de vacío, realizando hasta tres enjuagues de las paredes y membranas para evitar pérdidas, y los filtros se dispusieron en placas Petri para su observación estereoscópica.

En el caso de las muestras de agua superficial, estas se filtraron inicialmente a través de membranas de 0,7 μm ; cuando se detectó abundante materia orgánica, se realizó una digestión con H_2O_2 al 30 % seguida de incubación bajo las mismas condiciones, recolectando posteriormente el sobrenadante, filtrándolo nuevamente por filtros de 0,45 μm y almacenando las membranas en placas Petri para su análisis. Este protocolo garantizó la eficiencia en la extracción de microplásticos y la integridad de las partículas para su cuantificación y análisis morfológico.

Consecuentes con lo mencionado, bajo el protocolo escogido, se extrajeron los tractos gastrointestinales de cada individuo recolectado (Figura 6), de tal manera que se homogenizaron las muestras a 5.0 g, para una estandarización en los procesos posteriores como en el empleo de reactivos para la digestión (Figura 7) y también facilitar el análisis de la abundancia de microplásticos al trabajar sobre una misma base, luego de la filtración de las muestras (Figura 6).

Figura 5.

Extracción del tracto gastrointestinal (TGI) de los individuos recolectados se detalla: a) Cortes abdominales para extraer TGI b) pesado del TGI con balanza analítica de (0.00001g) c) homogenización de las muestras de tilapia con balanza de precisión.

a)



b)



c)



Figura 6.

Imagen que presenta el proceso de digestión de la materia orgánica con H₂O₂ 30% se detalla a) Adición de H₂O₂ 30% a los envases de vidrio que contienen TGI b) Frascos preparados para su inserción al baño María c) Muestras cubiertas con papel de aluminio dentro del baño María.

a)



b)

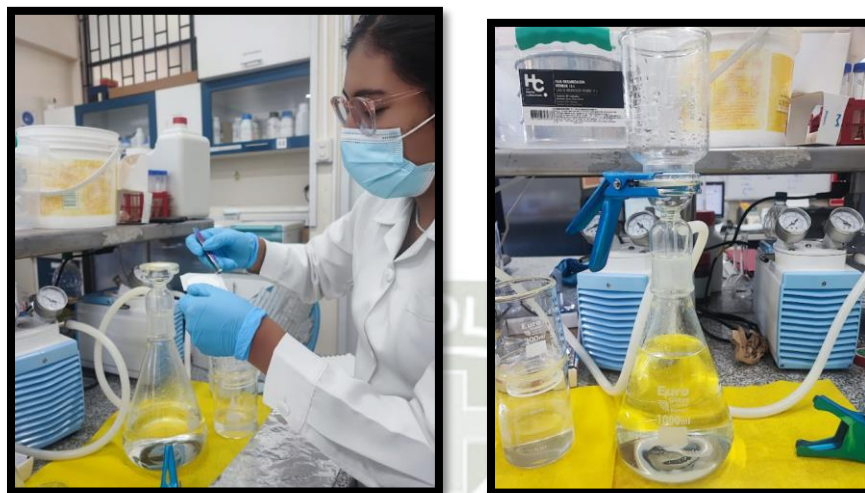


c)



Figura 7.

Imágenes que presentan el Proceso de filtración al vacío de las muestras luego de la etapa de digestión.



Es importante recalcar que el procedimiento de digestión química se aplicó de manera sistemática a todas las muestras, empleando peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30%. En el caso de los tractos gastrointestinales (TGI), se pesaron 5 g de muestra por cada individuo, los cuales fueron tratados con 100 mL de H_2O_2 al 30% y mantenidos durante 24 h en un equipo de baño maría a una temperatura constante de 60 °C. Para las muestras de agua superficial, se procesaron 200 mL de muestra líquida a los que se adicionaron 100 mL de H_2O_2 al 30%, sometiéndolos igualmente a digestión durante 24 h bajo las mismas condiciones de temperatura; como la metodología descrita por Aung et al., 2022. Posteriormente, las fracciones resultantes fueron filtradas utilizando filtros S-Pak de policarbonato (poro de 0,45 μm , diámetro de 47 mm, color blanco, superficie cuadrículada), los cuales se dispusieron en placas Petri para su posterior observación y conteo de partículas.

3.7. Determinación de la Abundancia

Después del aislamiento de los microplásticos presentes en cada muestra, se realizó una evaluación de la abundancia relativa por individuo, es decir, la cantidad de microplásticos encontrados en proporción a cada una de las especies recolectadas.

Este parámetro se utilizó para identificar cuantitativamente la presencia de microplásticos en cada organismo de las muestras recolectadas. Para ello, se aplicó un método de inspección visual que facilitó el conteo total de partículas microplásticas presentes, siguiendo la metodología desarrollada por Dalu et al. (2023), dado que este enfoque permitió un análisis uniforme de cada individuo, posibilitando el diagnóstico de resultados por cada punto de muestreo y ejemplar. Posteriormente, tras completar el conteo manual de microplásticos, los resultados se organizaron según la cantidad de microplásticos encontrados por individuo, con el propósito de obtener la información de abundancia que fue utilizada en el análisis estadístico descriptivo, el cual, a su vez, constituyó el resultado principal para el diagnóstico.

Tabla 5.
Categorización de niveles y variables de los microplásticos

Variable	Nivel/categoría	Unidad	Observación
Tipo de microplástico	Fibra, fragmento, film, esfera y espuma.	-	Según morfología observada en estereomicroscopio
Color	Azul, rojo, negro, transparente, otros	-	Clasificación visual
Tamaño	Pequeño, mediano, grande	μm / mm	Medido con software de imagen o regla ocular
Abundancia por individuos	Bajo, medio, alto	N° de MP / pez	Conteo manual después de digestión
Abundancia por volumen de agua	Bajo, medio, alto	N° de MP / L	Conteo después de filtrado y digestión

3.7.1. Caracterización física y química de los microplásticos

3.7.1.1. Observación, identificación y caracterización de microplásticos

3.7.1.1.1. Caracterización física:

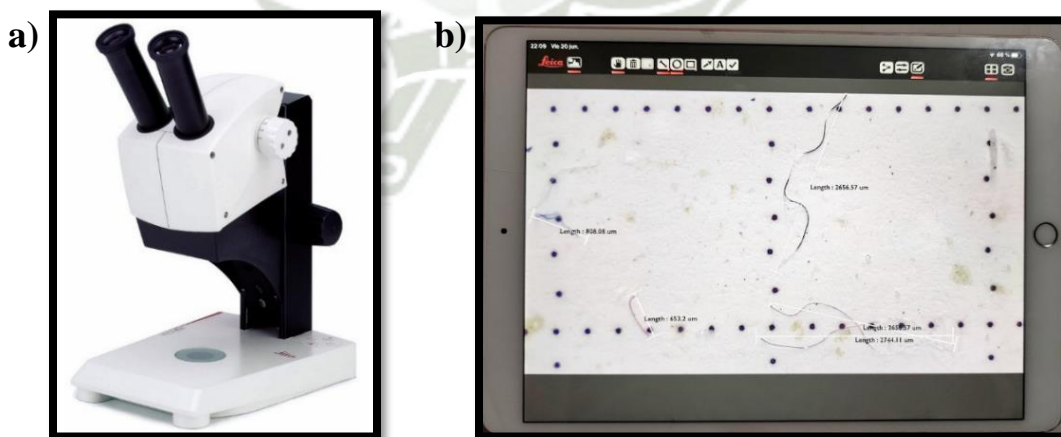
Para llevar a cabo este procedimiento, se empleó el estereomicroscopio Leica EZ4 junto a dos tablets (Figura 8) con el software Leica AirLab v2.0 que permitió visualizar en tiempo real y capturar imágenes y medir los MP directamente desde el sistema Leica. Asimismo, el software ImageJ – versión FIJI, se utilizó para complementar las mediciones del tamaño de las partículas visualizadas.

Siguiendo los protocolos de Perez-Venegas et al. (2020) y Huang et al. (2023), se procedió a caracterizar los MP en función de sus propiedades físicas mediante el método visual, cuantificando la presencia de cada tipo:

- Tipo/forma (fibras, fragmentos, filamentos, etc).
- Color, según la apariencia superficial dominante.
- Tamaño, haciendo uso del escalímetro del estereoscopio.

Figura 8.

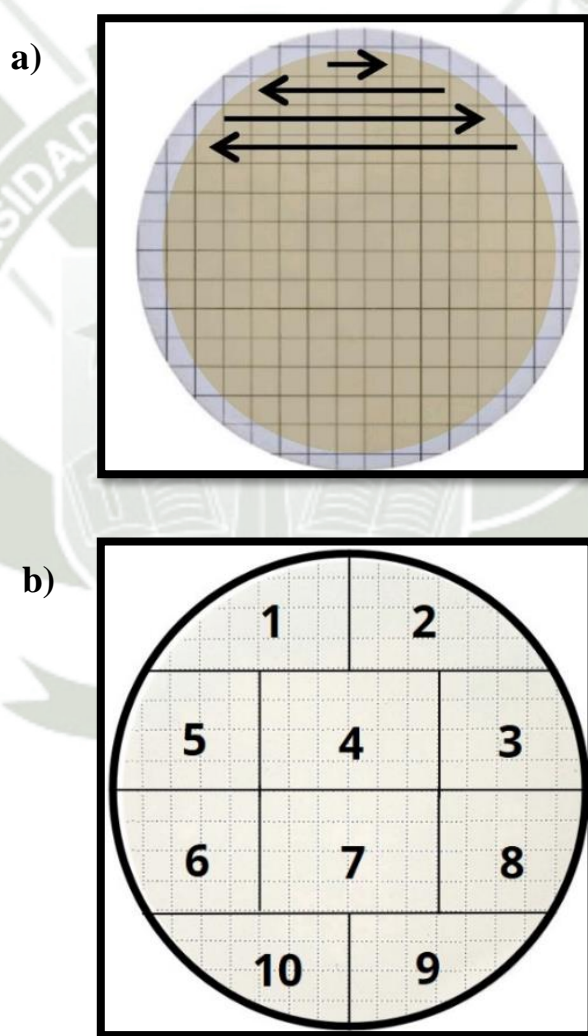
Equipos empleados para la observación de los MP aislados, se detalla a) Estereomicroscopio Leica EZ4 b) Tablet con el software Leica AirLab v2.0



Durante el proceso de observación, las técnicas empleadas para una estandarización del procedimiento consistieron en una identificación de los MP en el papel filtro (que debía estar dividido en 10 secciones) siguiendo un patrón de izquierda a derecha y viceversa, tal como se aprecia en la Figura 9.

Figura 9.

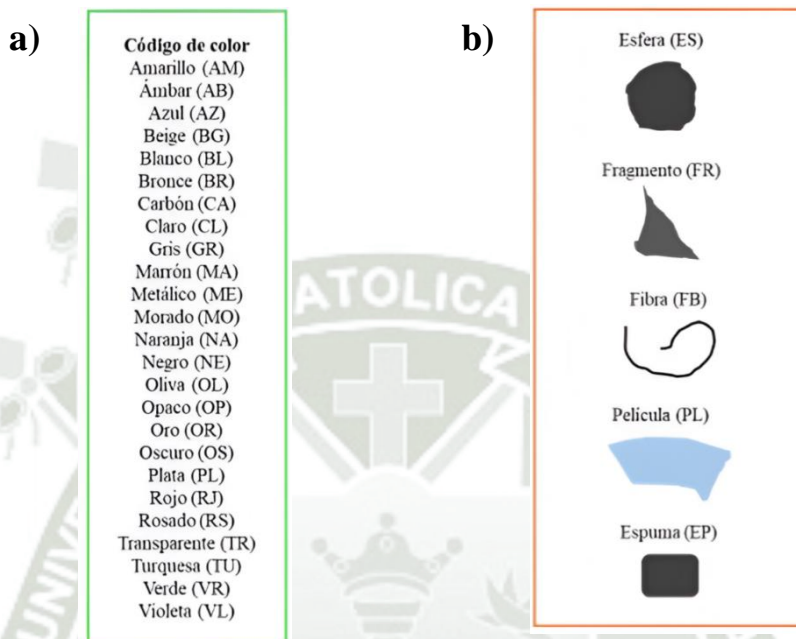
Imágenes sobre el procedimiento de observación de los MP en el papel filtro dividido en 10 secciones, se detalla a) Procedimiento de lectura del filtro b) Papel filtro seccionado en 10 partes



Con respecto al color y forma, para el procesamiento de la información se asignó códigos tal como se precisa en la Figura 10.

Figura 10.

Abundancia total de los microplásticos encontrados en las muestras de tilapia, lisa y agua en las tres estaciones de monitoreo, se detalla: a) representa la codificación usada para distinguir a los diferentes colores y b) representa la codificación empleada para los tipos de formas



3.7.1.1.2. Caracterización química:

Se utilizó la técnica de Espectroscopía Infrarroja Transformada de Fourier (FTIR) para la identificación de la composición y estructura química de los microplásticos (MP), con la finalidad de determinar los tipos de polímeros que los constituyeron (Fan et al., 2021).

Para el aislamiento de los MP, las partículas se seleccionaron directamente del filtro empleando pinzas de punta fina, minimizando así el riesgo de contaminación cruzada y pérdida de material. Cada partícula se transfirió individualmente a un portaobjetos de vidrio acondicionado previamente con cinta adhesiva de doble contacto, lo que facilitó su inmovilización y adecuada disposición sobre el portamuestras. La caracterización química se realizó mediante μ -FTIR con accesorio de microscopía en modo de reflectancia total atenuada (uATR), utilizando un microscopio FTIR PerkinElmer Spotlight

200i equipado con cristal uATR de Diamante/ZnSe. El análisis se llevó a cabo siguiendo la norma ASTM E1252-98 (2021) en el rango espectral de 650–4000 cm^{-1} . Los espectros obtenidos se compararon con la biblioteca de polímeros comerciales disponible en el equipo, reportando los valores de coincidencia (match scores) como criterio de validación de la identificación. Este procedimiento instrumental permitió confirmar la composición química de los MP previamente identificados morfológicamente, aportando información precisa sobre su naturaleza polimérica.

3.7.2. Análisis estadístico:

El análisis estadístico fue de tipo descriptivo, con el propósito de verificar que los resultados obtenidos en la determinación de abundancia de microplásticos en las muestras presentaran una varianza homogénea. Esto aseguró que las diferencias entre los resultados no estuvieran influenciadas por factores externos que pudieran afectar la precisión de los datos. Para ello, fue necesario que todas las muestras de peces recolectadas en cada punto de muestreo cumplieran con los supuestos de normalidad y homocedasticidad.

La normalidad de los valores de abundancia ($n^\circ\text{Mp/pez}$) fue verificada mediante la prueba de Shapiro-Wilk con una probabilidad (p-value) mayor a 0.05, siguiendo un procedimiento similar al descrito por Fagiano et al. (2023), lo cual permitió confirmar que las distribuciones observadas fueron estadísticamente normales, es decir, que se ajustaron a una distribución según el estadístico F. Asimismo, la homocedasticidad fue comprobada a través del test de Levene, el cual aseguró que la varianza entre los grupos de medición fuera lo suficientemente baja para indicar una dispersión mínima y consistente en cada muestra (Digka et al., 2018).

Posteriormente, una vez comprobados los supuestos de normalidad y homocedasticidad, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, con un nivel de confianza del 95%. Esta prueba permitió evaluar si existían diferencias significativas en la abundancia de microplásticos entre los diferentes grupos de muestreo (Fagiano et al., 2023), en este caso, en función del punto de

muestreo. El ANOVA de una vía resultó adecuado para este tipo de análisis porque permitió descomponer la variabilidad total en dos componentes: la variabilidad entre los grupos, correspondiente a las diferencias entre los puntos de muestreo; y la variabilidad dentro de los grupos, es decir, posibles variaciones en las muestras de una misma ubicación y sus respectivas réplicas. Por otro lado, si el resultado del ANOVA indicó una diferencia significativa, esto significó que la abundancia de microplásticos varió entre los diferentes puntos de muestreo, diagnosticando que ciertos factores adicionales contribuyeron a la presencia de microplásticos, como la actividad antrópica.

3.7.3. Evaluación del riesgo ecológico por microplásticos en el SNLM

3.7.3.1. Cálculo del Índice de Peligro de Polímeros (PHI) e índice de Riesgo Ecológico Potencial:

Para estimar el Índice de Peligro de Polímeros (PHI) de los microplásticos hallados en las muestras, se emplearon como marco de referencia principal las tablas de “Clasificación de peligros de los monómeros y clasificación de ocurrencia de peligros, clases, categorías, códigos y declaraciones de peligro” desarrolladas por Lithner et al. (2011) y actualizadas por Ranjani et al. (2021) (ANEXO N°5 y 6). Estas tablas ofrecieron una base teórica para la identificación de riesgos asociados con distintos tipos de polímeros, clasificando el potencial de toxicidad de los monómeros en función de su peligrosidad e incidencia en el entorno acuático.

Con base en esta información, se aplicó un análisis enfocado en el peligro originado por la presencia de cada tipo de microplástico previamente identificado en las muestras, lo que permitió un cálculo preciso y contextualizado del PHI en las estaciones de muestreo del SNLM. La adaptación de este análisis permitió profundizar en la comprensión del peligro en función de la composición de microplásticos presentes en la ictiofauna, con el fin de diagnosticar posteriormente el Índice de Riesgo Ecológico Potencial (PERI), también mediante la metodología planteada por Ranjani et al. (2021) y sus respectivas categorías de riesgo.

Para este apartado fue necesario calcular el porcentaje por tipo de polímero encontrado en cada muestra, dato que se obtuvo mediante el método FTIR, así como un valor de referencia teórico sobre la concentración de microplásticos en una muestra considerada “no contaminada”, el cual se obtuvo a partir de investigaciones pasadas, datos históricos y supuestos sobre la presencia de este contaminante en las especies de interés, siguiendo las indicaciones de Peng et al. (2018) para la obtención de esta información.

3.7.4. Evaluación y discusión sobre el riesgo ecológico potencial de los MP en el SNLM:

Se realizó la evaluación del riesgo potencial en base a los resultados cuantificados del PHI y del PERI, mediante un análisis crítico y una síntesis del estado actual de la contaminación por microplásticos en el SNLM. Este análisis se enfocó principalmente en los riesgos ecológicos que afectaron a la ictiofauna del área, así como en la identificación de los tipos de microplásticos con mayor potencial de riesgo ecotoxicológico.

A partir de esta información, fue posible determinar lineamientos sobre las prácticas y condiciones que debían evitarse en el santuario para reducir el riesgo relacionado con la presencia de microplásticos en el ecosistema acuático. De igual forma, este aporte colaboró en el planteamiento de acciones concretas para mitigar los riesgos identificados, con el fin de contribuir al desarrollo de planes de gestión y conservación en el santuario. La estructuración de estas recomendaciones requirió del contexto particular del área protegida, por lo que se buscó brindar información científica de gran relevancia para orientar la toma de decisiones en la administración del santuario.

En adición a esta evaluación, se discutieron los resultados obtenidos en relación con experiencias y medidas de solución implementadas en otras investigaciones sobre la contaminación por microplásticos en la ictiofauna. Esto, a su vez, permitió identificar recomendaciones que pudieron ser adaptadas a las condiciones específicas del SNLM, tomando como referencia estrategias exitosas aplicadas en otros contextos.



CAPÍTULO IV

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Ajuste de parámetros de muestreo y procesamiento de muestras

4.1.1. Pesca.

Como se indicó en la metodología, en cada estación se obtuvieron cinco muestras representativas de tilapia (*Oreochromis spp.*) y de lisa (*Mugil cephalus*). Para el acceso a cada estación se utilizó un bote inflable y, para la captura, redes cortina. Las muestras fueron envueltas en papel de aluminio, rotuladas y colocadas en un cooler con ice packs para mantener la refrigeración durante el traslado. Finalmente, fueron transportadas al Laboratorio de Ecología y Biodiversidad de la Universidad Católica de Santa María para su posterior análisis.

4.1.2. Medición de los parámetros físicoquímicos *in situ* del agua superficial

Por otro lado, se tomaron muestras de agua en cada estación de monitoreo por duplicado en dos puntos (Norte y Sur) para la evaluación de la presencia de microplásticos. Como parte del procedimiento se hizo uso del multiparámetro del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, para la medición de la temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica de cada punto de muestreo, como se resumen en la Tabla 6.

Tabla 6.

Comparación de los parámetros físico-químicos in situ de las zonas de muestreo de agua para cada laguna en el Santuario Nacional Lagunas de Mejía (SNLM) comparados con el Estandar de Calidad Ambiental (ECA)

PARÁMETROS	ECA “Categoría 4” Conservación del ambiente acuático		Valores obtenidos		
	Lagunas y lagos	Ecosistemas costeros marinos	y Laguna Boquerón	Laguna Iberia	Laguna Mejía
Temperatura (°C)	Δ 3	Δ 2	30.51	32.02	30.51
pH	6.5-9.0	6.8-8.5	8.66	9.28	8.74

Oxígeno disuelto (mg/L)	≥ 5	≥ 4	3.57	3.92	4.73
Conductividad eléctrica (uS/cm)	1000	**	4876	5978	4770

*Nota. El símbolo ** en la tabla indica que el parámetro no aplica para la Subcategoría respectiva*

Dado que las aguas muestreadas corresponden a un entorno de conservación, se consideraron los Estándares de Calidad de Agua (ECAs) para la categoría 4, para estimar el estado actual de las áreas de estudio respecto a los parámetros medidos. Cabe precisar que dada la naturaleza de las lagunas de ser un ecosistema acuático cercano a las zonas marinas se vio por conveniente compararlo con dos subcategorías “Lagunas y lagos” y “Ecosistemas costeros y marinos (estuario)”.

Entonces como es precisado en la Tabla 1, la temperatura promedio para las lagunas ronda los 31°C, valor que cumple la temperatura promedio multianual apta de acuerdo al DS 004-2017 MINAM. Por otra parte, es necesario precisar el cambio de temperatura estacionario y tomando en cuenta que las mediciones se hicieron en la época de verano los valores presentan valores superiores al promedio, aspecto que coincide con investigaciones como las de Cheneaux (2015) y Carpio (2019) que obtuvieron valores por encima de los 28°C para los meses de febrero y diciembre, respectivamente.

Los valores de pH superan el límite establecido para la subcategoría Ecosistemas marinos y costeros en las tres lagunas, destacando la Laguna Iberia con el valor más alto (9.28). Respecto a la subcategoría Lagunas y Lagos, solo la Laguna Iberia excede el ECA correspondiente. Este pH elevado podría estar asociado al crecimiento excesivo de algas, particularmente cianobacterias, la entrada de nutrientes y la modificación de la composición química del agua debido al uso del suelo y a la escorrentía agrícola (Li et al., 2023); lo cual es consistente con la presencia de actividades agrícolas cercanas al sistema lagunar.

En cuanto al oxígeno disuelto (OD), ninguna de las tres lagunas alcanza el mínimo de 5 mg/L establecido para Lagunas y Lagos. Para Ecosistemas marinos y costeros,

solo la Laguna Mejía cumple el valor mínimo de 4 mg/L. Estos niveles reducidos sugieren condiciones de calidad de agua no óptimas, asociadas a procesos de hipoxia que afectan a los organismos acuáticos y pueden indicar desequilibrios ecológicos (Yang et al., 2025). Dado que las concentraciones no descendieron por debajo de 3 mg/L, es posible que estén vinculadas a procesos de proliferación algal: al morir y descomponerse, las algas consumen oxígeno, reduciendo aún más la disponibilidad en el sistema (Jarvis et al., 2023).

Por último, la conductividad eléctrica no cuenta con un valor referencial para Ecosistemas marinos y costeros debido al carácter salino de estos ambientes. Las mediciones superiores a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ son coherentes con la influencia marina, lo que confirma que los valores obtenidos corresponden a la naturaleza del ecosistema.

En conjunto, los valores registrados de temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto no solo describen la condición físico-química instantánea del agua, sino que constituyen indicadores clave de la salud ambiental del sistema lagunar. Siddiqui et al. (2025) señalan que estos parámetros regulan la disponibilidad de oxígeno para la biota, la solubilidad de nutrientes y metales, y los procesos de eutrofización y estrés para organismos acuáticos, lo que determina el nivel de resiliencia del sistema frente a perturbaciones adicionales.

En este contexto, combinaciones de temperaturas elevadas y valores de oxígeno disuelto cercanos a los mínimos pueden incrementar la vulnerabilidad de peces e invertebrados frente a otros estresores, entre ellos la exposición a microplásticos. Estudios como el de Li et al. (2021), han demostrado que la interacción entre hipoxia o bajo oxígeno y la presencia de microplásticos o nanoplasticos potencia efectos negativos sobre las respuestas inmunes, el estrés oxidativo y la fisiología de los peces, amplificando los impactos ecológicos potenciales del contaminante.

Por consiguiente, aun cuando los índices PHI y PERI estimados para el Santuario Nacional Lagunas de Mejía se mantengan dentro de categorías de riesgo bajo a

moderado, la condición físico-química del agua debe considerarse un componente crítico que modula la respuesta de la biota frente a la contaminación por microplásticos. Este planteamiento se vincula con el enfoque One Health, el cual reconoce que la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos está estrechamente relacionada con la salud de la fauna silvestre, con el mantenimiento de servicios ecosistémicos y, de manera indirecta, con la salud humana (Zhang et al., 2023; Li et al., 2022). En consecuencia, alteraciones físico-químicas que aumentan la susceptibilidad de los organismos a contaminantes emergentes como los microplásticos no solo representan un problema ecológico, sino que constituyen un factor de riesgo dentro de sistemas socioecológicos más amplios.

4.2. Pesado y medición de los individuos tilapia *Oreochromis* spp. y lisa *Mugil cephalus*

En la Tabla 7, se resumen los valores de media aritmética y desviación estándar (ME \pm SD) para las medidas de longitud estándar, longitud total y peso de las especies marinas de estudio en cada estación de muestreo: Laguna Boquerón, Laguna Iberia Centro II y Laguna Mejía.

Tabla 7.

Media aritmética junto a la desviación estándar de la longitud estándar, longitud total y el peso de los individuos capturados por cada estación de muestreo

Especie marina	Estación de muestreo	Longitud estándar Ls (mm)	Longitud total Lt (mm)	Peso (kg)
tilapia (<i>Oreochromis</i> spp.)	Laguna Boquerón	23.50 \pm 5.40	29.00 \pm 6.65	0.240 \pm 0.218
	Laguna Iberia Centro II	15.00 \pm 1.05	18.00 \pm 1.39	0.100 \pm 0.016
	Laguna Mejía	19.00 \pm 1.71	21.60 \pm 1.72	0.159 \pm 0.040

	Laguna Boquerón	23.50 ± 0.92	28.25 ± 1.21	0.248 ± 0.035
Lisa (<i>Mugil cephalus</i>)	Laguna Iberia Centro II	24.00 ± 0.72	29.00 ± 0.92	0.261 ± 0.027
	Laguna Mejía	22.85 ± 0.93	25.80 ± 1.52	0.269 ± 0.006

Con respecto a la especie *Oreochromis spp*, a Laguna Boquerón presentó las mayores dimensiones promedio (Ls: 23.50 mm; Lt: 29.00 mm; Peso: 0.240 kg). Sin embargo, las desviaciones estándar elevadas en los tres indicadores reflejan una marcada variabilidad en el tamaño de los individuos, lo cual coincide con las observaciones de campo, donde se registraron ejemplares tanto más grandes como más pequeños de lo habitual. En la Laguna Mejía se registraron los segundos valores más altos, con desviaciones estándar bajas (Ls: ±1.05 mm; Lt: ±1.39 mm; Peso: ±0.016 kg), lo que indica una población de tamaño más homogéneo. Finalmente, en la Laguna Iberia Centro II se obtuvieron los valores promedio más bajos (Ls: 15.00 ± 1.05 mm; Lt: 18.00 ± 1.39 mm; Peso: 0.100 ± 0.016 kg), coherentes con la presencia de una población más joven y con poca variabilidad en sus dimensiones.

Para la especie *Mugil cephalus*, los ejemplares más grandes se encontraron en la Laguna Iberia Centro II (Ls: 24.00 ± 0.72 mm; Lt: 29.00 ± 0.92 mm; Peso: 0.261 ± 0.027 kg), con desviaciones estándar bajas, lo que indica uniformidad en el tamaño. En la Laguna Boquerón también se registraron tallas considerables (Ls: 23.50 ± 0.92 mm; Lt: 28.25 ± 1.21 mm; Peso: 0.248 ± 0.035 kg), aunque con mayor dispersión en la longitud total. La Laguna Mejía presentó los valores más bajos para esta especie (Ls: 22.85 ± 0.93 mm; Lt: 25.80 ± 1.52 mm; Peso: 0.269 ± 0.006 kg); si bien las desviaciones estándar para Ls y peso fueron reducidas, la Lt mostró mayor variabilidad.

En términos generales, *Oreochromis* spp. presentó mayor variabilidad en tamaños entre estaciones, mientras que *Mugil cephalus* mostró medias más consistentes y diferencias menos marcadas entre las lagunas evaluadas.

4.3. Presencia y abundancia de microplásticos en peces y aguas superficiales.

4.3.1. Aislamiento y extracción de microplásticos

A los 60 individuos pertenecientes a las especies *Oreochromis* spp. y *Mugil cephalus* se les extrajeron los TGI, los cuales fueron homogenizados bajo una estandarización de masa de 5 g por muestra. Este procedimiento permitió obtener un material uniforme y representativo, garantizando condiciones comparables para el posterior análisis de microplásticos. Así también, para el caso de las muestras de agua superficial, se trabajó con un volumen total de 200 ml.

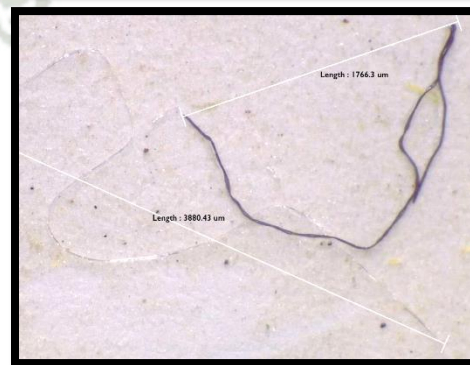
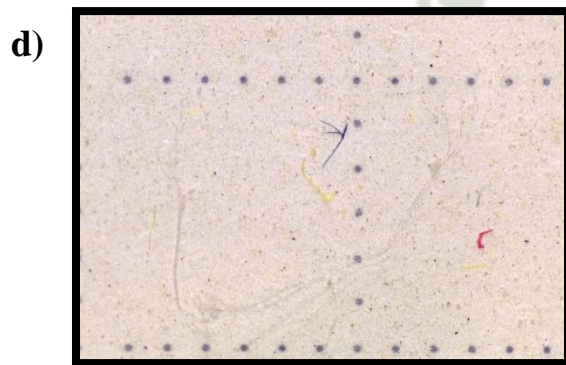
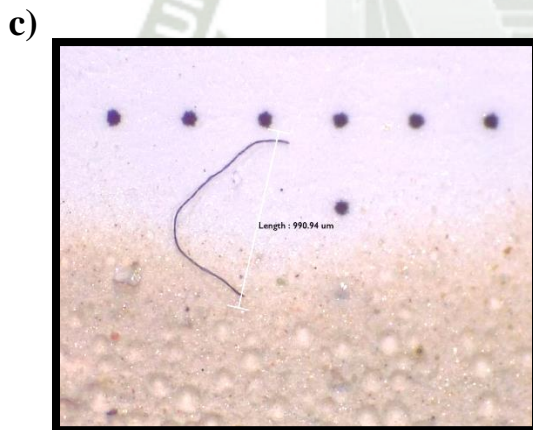
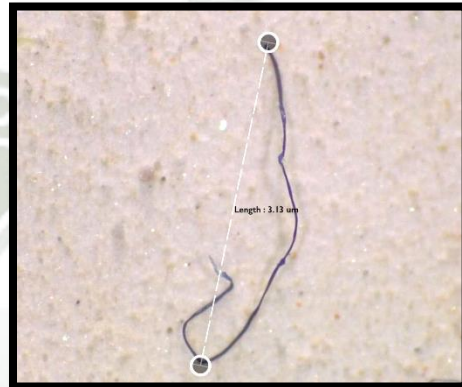
4.3.2. Determinación de la abundancia de microplásticos

Acabado el proceso de tratamiento de los TGIs y de las muestras de agua para el aislamiento de los MP se procedió al conteo de los mismos y clasificación por sus cualidades físicas mencionadas en el apartado metodológico.

Acorde a lo descrito fue posible tomar capturas a los MP encontrados tanto en los especímenes analizados como en las muestras de agua colectadas en las 3 estaciones de monitoreo.

Figura 11.

Imágenes de los microplásticos encontrados en las muestras analizadas, se detalla: a) Laguna Mejía tilapia y lisa b) Laguna Boquerón tilapia y lisa c) Laguna Iberia II tilapia y lisa d) Muestra de agua en laguna Mejía y Boquerón



4.4. Determinación de la ocurrencia de microplásticos

Los resultados muestran que el grado de ocurrencia de microplásticos (MP) fue del 100% en los tres niveles analizados tilapia, lisa y muestras de agua, lo que confirma que todas las muestras contenían MP. Este hallazgo representa un indicador crítico del estado de calidad del agua en las lagunas evaluadas y evidencia el impacto del uso inadecuado y persistente de plásticos en el entorno.

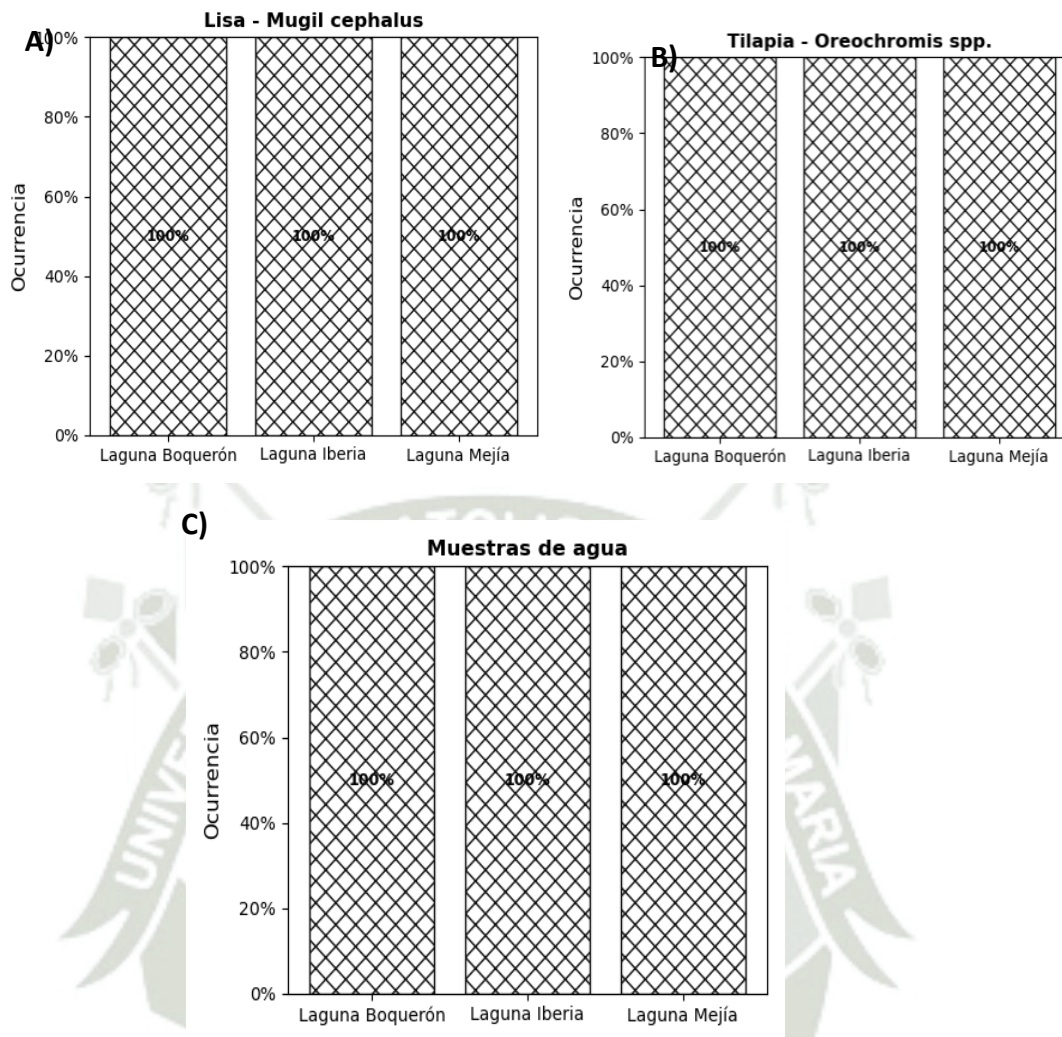
Estos resultados coinciden con investigaciones internacionales. Belttler et al. (2019) y Arias et al. (2019), reportaron una ocurrencia del 100% de MP en *Prochilodus lineatus* y *Micropogonias furnieri*, respectivamente, mientras que Anzoar-Rodríguez et al. (2025) hallaron un 80% en *Jenynsia lineata*. A nivel nacional, los estudios de Iannacone et al. (2021) y Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos (2024), también registraron MP en todos los individuos comerciales y de río que analizaron, hallazgo consistente con los resultados del presente estudio.

Mientras que, para las muestras de agua, lo reportado por Gebremedhine (2025) concuerda totalmente con lo analizado, al encontrar MP en todas sus muestras tomadas lo cual no era de sorprender al haberlas recolectado del lago Aba Samuel que recibe las aguas del río Akaki, que atraviesa el oeste de la ciudad. Por su parte, Khan (2025) también reportó MP en todas sus muestras de agua con la excepción de una muestra que se encontraba cerca de la Reserva Natural de Table Bay en Sudáfrica. En el Perú, Silvera (2023) evaluó la presencia de MP en la laguna Ocodal y Lino (2022) en los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla, ambos reportando MP en todas sus muestras de agua.

Esto refleja que, pese al estado actual del SNLM como una reserva natural, no está exenta de la influencia antrópica como el descarte diario de plásticos, los cuales pueden movilizarse hacia la zona por los diversos factores de dispersión como es el viento.

Figura 12.

Variaciones de la Ocurrencia de microplásticos en las especies Oreochromis spp., Mugil cephalus y en las muestras de agua para las estaciones de monitoreo en la Laguna Boquerón, Laguna Iberia y Laguna Mejía del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, Provincia de Islay, departamento de Arequipa, sur del Perú.

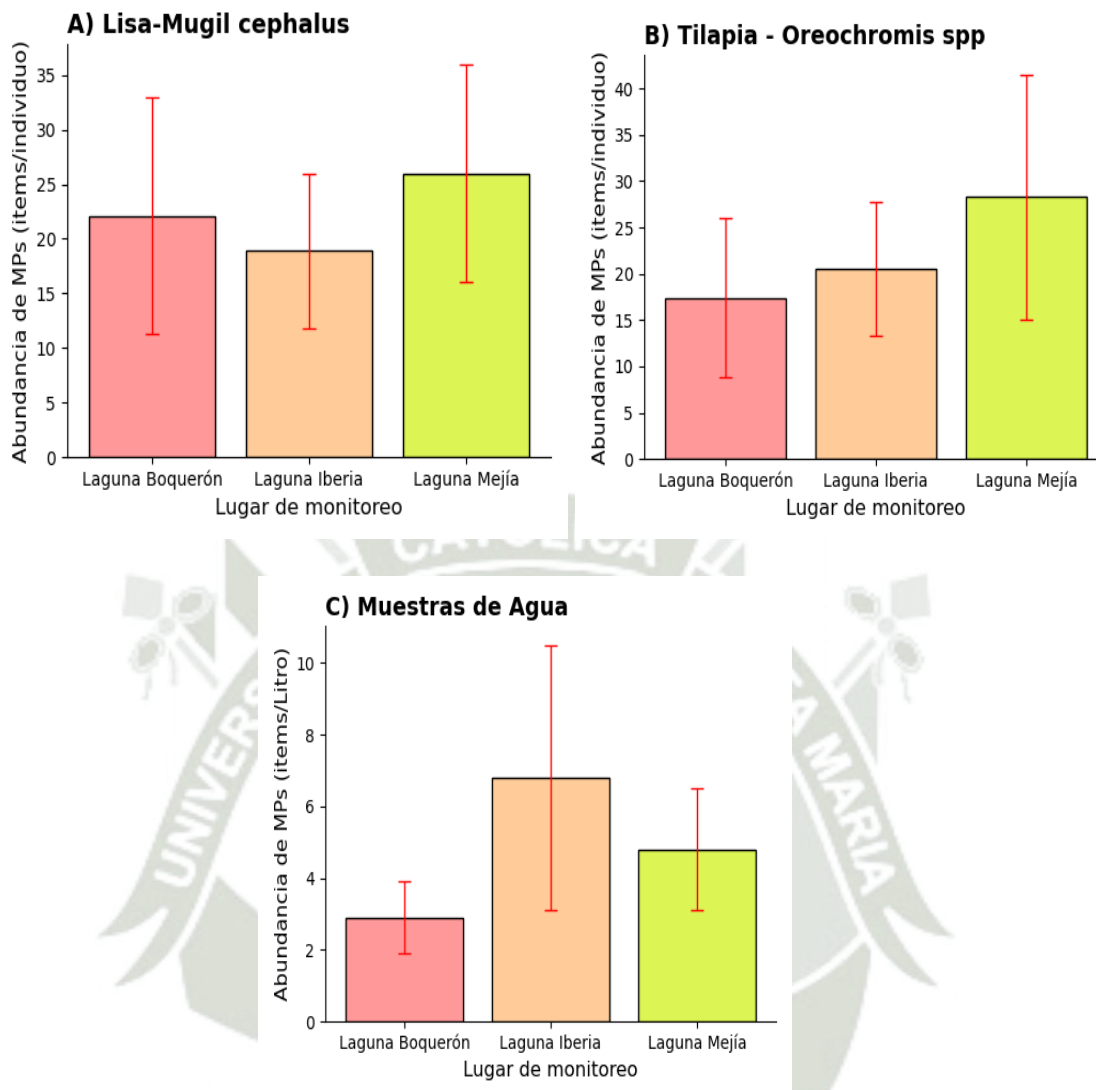


4.5. Determinación de la densidad y abundancia de microplásticos

Se calculó la media aritmética (MA) junto a la desviación estándar (SD) de la cantidad de MP por individuo y MP por muestra de agua, como se aprecia en la Figura 13.

Figura 13.

Variaciones de la abundancia de MP (ítems/individuo) en las especies estudiadas y las muestras de agua en las estaciones de monitoreo en la Laguna Boquerón, Laguna Iberia y Laguna Mejía, del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, provincia de Islay, Departamento de Arequipa, Perú. Se detalla: A) y B) representan la densidad de MP para los individuos y C) para las muestras de agua



La cantidad media de MP / individuo encontrada para la especie *Mugil cephalus* fue de 22.1 ± 10.8 en Boquerón, 18.9 ± 7.1 en Iberia y 26.0 ± 10.0 en Mejía. Aunque Mejía registró el valor más alto, las desviaciones estándar relativamente amplias indican que las diferencias entre lagunas no son claras de forma gráfica, por lo que será necesario un análisis de varianza para determinar si existen diferencias significativas.

La cantidad media de MP / individuo encontrada para la especie *Oreochromis spp.* más su SD fueron de 17.4 ± 8.6 (Boquerón), 20.5 ± 7.2 (Iberia) y 28.3 ± 13.2 (Mejía). De manera similar a la especie anterior, no se observa diferenciación evidente entre lagunas; sin embargo, destaca que Mejía presenta tanto la media como la variabilidad más alta, sugiriendo una mayor heterogeneidad en la exposición o ingestión de MP.

Por otro lado, en las muestras de agua la cantidad media de MP / muestra más su SD fueron de 2.9 ± 1.0 (Boquerón), 6.8 ± 3.7 (Iberia) y 4.8 ± 1.7 (Mejía). En este caso, la Laguna Iberia registró la mayor cantidad de MP/muestra, acompañada de una desviación estándar considerable, lo que indica alta variabilidad entre las muestras. Este patrón contrasta con las especies de peces, donde las mayores medias se observaron en la Laguna Mejía.

Al evaluar la abundancia total de MP, el medio acuático concentró la mayor cantidad con 1412 partículas (4 muestras por estación), superando ampliamente a los individuos de *Mugil cephalus* (621 MP; n=30) y *Oreochromis* spp. (623 MP; n=30). Entre ambas especies, la abundancia total fue muy similar, indicando que el nivel de ingestión de MP es comparable entre ellas.

En conjunto, los resultados muestran que la Laguna Mejía presenta la mayor carga de MP en peces, mientras que la Laguna Iberia concentra la mayor cantidad en el agua superficial. Estas diferencias podrían estar relacionadas con múltiples factores, como las variaciones en el uso del entorno, la intensidad de actividades antrópicas (turismo, pesca, descargas domésticas), la hidrodinámica de cada laguna y la disponibilidad de microplásticos en la columna de agua. En el caso de Mejía, la mayor ingestión en peces podría deberse a procesos de bioacumulación o a una mayor retención de partículas en zonas donde estas especies se alimentan. Para Iberia, la mayor concentración en agua sugiere un aporte reciente o continuo de MP.

Para el cálculo final de la abundancia de MP se aplicaron correcciones por contaminación ambiental utilizando los blancos, restando sus valores del conteo total. Las proporciones de MP en los blancos fueron de 7% para *Mugil cephalus*, 6% para *Oreochromis* spp. y 3% para las muestras de agua, porcentajes inferiores al límite recomendado de <10% (Kabir, 2025). Esto garantiza la fiabilidad de los resultados y evidencia la importancia de controlar las condiciones del entorno en futuros estudios.

Investigaciones similares reportan abundancias elevadas de MP. Iannacone et al. (2021) encontraron entre 294 y 878 MP en el tracto digestivo de cinco especies comerciales, destacando que para *Mugil cephalus* registraron 691 MP en 20 individuos, cifra superior a la encontrada en este estudio a pesar del menor tamaño muestral. A nivel local,

Domínguez (2025) analizó la presencia de MP en muestras de agua tomadas de los embalses Frayle, Pañe y Aguada Blanca en la región de Arequipa, reportando un total de MP/m³ de agua de 6440, 2940, 2640 y 2260 para las estaciones de muestreo Pañe In, Pañe out, Frayle y Aguada Blanca. Dichas estimaciones no son lejanas a lo estimado en el presente trabajo en el que se obtuvo las cantidades de MP/Litro de 2.9, 6.8 y 4.8 7, en las lagunas Boquerón, Iberia y Mejía respectivamente, al hacer la conversión de MP/m³ a MP/Litro. Por su parte, Guzmán y Lima (2024), registraron entre 5–8 MP/individuo en *Aulacomya atra*, 25–30 MP/L en agua superficial y 20–30 MP/L en agua profunda en Punta Cañones, valores notablemente superiores a los observados en las lagunas del SNLM, lo que sugiere una mayor presión de contaminación plástica en la zona costera de Islay. Munno et al. (2021) también evidenciaron concentraciones elevadas en Norteamérica, registrando 12 442 MP en 212 peces del lago Ontario, 3094 en 119 peces del lago Superior y 943 en 50 peces del río Humber. En promedio, los lagos presentaron entre 26 y 59 MP/pez, valores superiores a los reportados en este estudio, aunque la amplia variabilidad dificulta la generalización. En conjunto, estos estudios confirman que la contaminación por MP es transversal a ecosistemas dulceacuícolas y marinos, La presencia de MP implica consecuencias fisiológicas importantes para los organismos acuáticos, incluyendo estrés oxidativo, inflamación, inmunosupresión y daños tisulares (Jangid et al., 2025; Kim et al., 2021). Además, los MP actúan como vectores de compuestos peligrosos, facilitando la bioacumulación a lo largo de la cadena trófica y representando un riesgo potencial para la salud humana por efectos endocrinos, inmunológicos y gastrointestinales (Yuan et al., 2022). También pueden transportar contaminantes adheridos como metales, antibióticos e hidrocarburos, aumentando su peligrosidad (Jangid et al., 2025). razón por la cual este estudio incorpora el Polymer Hazard Index (PHI) para evaluar los riesgos ecológicos asociados a los polímeros identificados. En conjunto, los hallazgos subrayan la necesidad de reforzar las medidas de gestión de residuos plásticos asociados a la actividad turística en el SNLM, así como profundizar en la identificación de las fuentes antrópicas que contribuyen a la entrada de MP en el ecosistema.

A modo de cierre de esta sección, en la Tabla 8 se presenta un resumen con el promedio de microplásticos identificados por individuo en función de las tres áreas de estudio.

Tabla 8.

Cantidad de microplásticos (MP) identificados en peces en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú

Especie	Área de estudio	Número de MP	Total, MP
Lisa (<i>Mugil cephalus</i>)	Laguna Mejía	246	621
	Laguna Iberia	172	
	Laguna Boquerón	203	
Tilapia (<i>Oreochromis spp.</i>)	Laguna Mejía	272	623
	Laguna Iberia	199	
	Laguna Boquerón	152	
Agua	Laguna Mejía	460	1412
	Laguna Iberia	666	
	Laguna Boquerón	286	
		Total	2656

Los resultados muestran que la mayor carga de microplásticos (MP) en peces se concentra en la Laguna Mejía, donde tanto *Mugil cephalus* (246 MP) como *Oreochromis spp.* (272 MP) registran los valores más elevados, mientras que en el agua superficial la mayor cantidad se observa en la Laguna Iberia (666 MP), lo que sugiere un aporte más reciente o continuo de contaminación; este patrón es consistente con estudios realizados en Perú en ambientes acuáticos como la costa de Lima donde se reportaron se registraron entre 97 partículas en noviembre de 2017 y 2 982 en agosto de 2018 (Villacorta et al., 2024), el lago Titicaca se han encontrado 158 partículas microplásticas en 18 muestras de arena, sedimento y agua, con predominio de fragmentos y fibra y ríos se reportó también ingestión de MP en *Orestias spp.*, aunque en concentraciones más modestas relativas a volumen de muestra (Durand, 2024; Villacorta et al., 2024) Estos datos resaltan que, si bien los MP son un problema transversal en ecosistemas acuáticos peruanos, la Laguna Mejía tiene una carga especialmente alta en peces comparada con algunos estudios fluviales y lacustres. En cuanto a las causas antropogénicas, factores como la agricultura intensiva alrededor del santuario (uso de films, mangueras y envases plásticos), el turismo (generación de residuos plásticos), la deforestación o alteración ribereña, y la alteración hidrológica por construcciones y desvíos de agua podrían explicar estos

niveles elevados: estas actividades fomentan la entrada, retención y re-suspensión de microplásticos en zonas de alimentación de peces y en la columna de agua. Investigaciones similares en la costa de Lima reportan microplásticos en tres peces comerciales con promedios de ~5 partículas por individuo, lo que podría sugerir menor carga, aunque sigue siendo preocupante dado el tamaño y la persistencia del contaminante (De la Torre et al., 2019)

En cuanto a las causas de abundancia de estos microplásticos puede estar relacionado principalmente a las actividades turísticas del Santuario, considerando que durante épocas de mayor afluencia de visitantes, el ingreso de residuos plásticos se incrementa. La fragmentación de estos residuos por acción del sol, viento y oleaje favorece la formación de microplásticos que posteriormente ingresan a la columna de agua y a la cadena trófica. Aunque también se debe considerar como otra fuente probable a los residuos agrícolas y pesqueros generados en los alrededores del Santuario, ya que suelen ser para la mayoría de casos la contribución directa en la presencia de fragmentos y fibras que pueden ser transportadas hacia las lagunas y estuarios por el viento, canales de riego y eventos de lluvia.

4.6. Análisis de varianza de la abundancia de MP/individuo

Se analizó la abundancia de microplásticos (ítems/individuo) en las tres estaciones de monitoreo. Los datos cumplieron los supuestos para aplicar ANOVA, evidenciando normalidad (Shapiro–Wilk: $p = 0.202$) y homogeneidad de varianzas (Levene: $p = 0.718$), bajo un nivel de confianza del 95%.

4.6.1. Análisis de la varianza de *Mugil cephalus* y *Oreochromis spp.*

El ANOVA indicó que no existen diferencias significativas en la abundancia de MP entre estaciones para *Mugil cephalus* ($p = 0.260$), por lo que se acepta la hipótesis nula como se visualiza en la tabla 9. Esto confirma que la abundancia de MP/individuo es similar en las tres lagunas evaluadas.

Tabla 9. Análisis de varianza de la presencia de MP en las tres diferentes estaciones para la especie *Mugil cephalus*.

Fuente	Suma de cuadrados	DF	Media cuadrática	F	P-valor.
Lago	252.9	2	126.43	1.42	0.260
Error	2411.8	27	89.33		
Total	2664.7	29			

De igual forma, para *Oreochromis* spp. el análisis de varianza mostró que la abundancia de MP/individuo no difiere significativamente entre estaciones ($p = 0.058$), manteniéndose la similitud en los valores observados en la tabla 10.

Tabla 10. Análisis de varianza de la presencia de MP en las tres diferentes estaciones para la especie *Oreochromis* spp.

Fuente	Suma de cuadrados	DF	Media cuadrática	F	P-valor.
Lago	630.9	2	315.43	3.16	0.058
Error	2695.0	27	99.81		
Total	3325.9	29			

En ambos casos, los análisis aceptan la hipótesis nula ($H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$), lo que indica que la abundancia de MP/individuo en *Oreochromis* spp. y *M. cephalus* no difiere significativamente entre las estaciones de muestreo. Adicionalmente, se aplicó la prueba post hoc de Tukey para identificar posibles diferencias entre pares de lagunas (ver Anexo 8, secciones B y C). Todos los contrastes mostraron valores p superiores al nivel de significancia ($p > 0.05$), lo que confirma la ausencia de variación estadística entre lagunas. Aunque algunas comparaciones, como Mejía–Boquerón, presentaron valores p relativamente menores, estas tampoco resultaron significativas tras el ajuste de Tukey, evitando interpretaciones erróneas de diferencias no existentes.

A nivel internacional, diversos estudios han evidenciado diferencias espaciales significativas en la acumulación de microplásticos (MP). En Bangladesh, Shahriar et al. (2025) reportaron mayores concentraciones de MP en *Mystus vittatus*

procedentes de Chalan Beel tanto en TGI como en músculo, en comparación con la región de Haor ($p < 0,01$), concluyendo que, aunque Haor presenta niveles relativamente menores, la persistencia de MP sigue representando una amenaza para más de 150 especies de peces esenciales para millones de personas. De manera similar, en ecosistemas costeros, Hassine et al. (2025) identificaron diferencias significativas en la presencia de MP en *Sardina pilchardus* entre cuatro zonas de Túnez, destacando los contrastes entre Tabarka y Bizerte ($p = 0,0002$), Tabarka y Kelibia ($p = 0,02$), y Bizerte y La Goulette ($p = 0,009$); atribuyéndose estas variaciones a la mayor presión urbana, industrial y pesquera en Bizerte. Asimismo, Abidli et al. (2021) hallaron diferencias interespecíficas en dos lagos del norte de Túnez, registrando mayor ingestión de MP en *S. salpa* que en *L. aurata*, especialmente en Ghar El Melh ($p = 0,0004$). Los autores vinculan estas concentraciones elevadas con el mayor nivel de contaminación por plásticos en la laguna de Bizerte, rodeada de ciudades densamente pobladas y actividades industriales, a diferencia de la menos intervenida Ghar El Melh. En conjunto, estos estudios proponen a las especies evaluadas como bioindicadores útiles de la ingestión de MP en ambientes acuáticos. A diferencia de estos estudios, en el presente trabajo no se encontró diferenciación espacial en la abundancia de MP, lo que sugiere que las lagunas del SNLM están expuestas a presiones antrópicas similares, generando patrones homogéneos de contaminación y acumulación de MP en su entorno.

Tabla 11.

Análisis de varianza de la presencia de MP en los especímenes de Oreochromis spp. y Mugil cephalus

Fuente	Suma de cuadrados	DF	Media cuadrática	F	P-valor.
Tipo de especie	1.067	1	1.067	0.010	0.919
Error	5990.533	58	103.285		
Total	5991.600	59			

El análisis entre especies también mostró ausencia de diferencias significativas ($p = 0.919$), por lo que se acepta la hipótesis nula ($H_0: \mu_1 = \mu_2$). Esta similitud en la

abundancia de MP puede explicarse por características tróficas compartidas: *Oreochromis* spp. consume fitoplancton, algas verdes y detritus, mientras que *Mugil cephalus* presenta una dieta omnívora que incluye materia vegetal, zooplancton e invertebrados. Además, las dimensiones similares de los individuos analizados (tamaño y peso) podrían contribuir a la homogeneidad observada.

Esta similitud en las medias puede explicarse en la dieta de las especies *Oreochromis* spp. y *Mugil cephalus*. En general las especies de tilapia se alimentan de fitoplancton como diatomeas (*Bacillariophyceae*), algas verdes y, a veces, detritus y material vegetal, además, los individuos juveniles pueden consumir más zooplancton e insectos, mostrando cierta omnivoría (Wagaw et al., 2021). Mientras que la dieta de las especies de lisa es omnívora, consumiendo en su mayoría materia vegetal, pero también ingieren materia animal (zooplancton, pequeños invertebrados) y arena/lodo, especialmente en entornos de estuarios y lagunas (Koné et al., 2020). Esta similitud en la alimentación, así como las dimensiones inicialmente estimadas (tamaño y peso), pueden explicar la ausencia de diferenciación en el conteo de los MP.

En contraposición, estudios como de Shahriar et al. evaluaron la presencia de MP en peces de humedales continentales en Bangladesh y encontraron diferencias significativas entre *Mystus vittatus* y *Channa punctatus* ($p < 0,05$), registrándose mayores concentraciones en *M. vittatus*. Esta diferencia se atribuye a su dieta omnívora —basada en plancton, gusanos, insectos, larvas, huevos, peces pequeños, crustáceos y moluscos (García et al., 2020). a diferencia de *C. punctatus*, de comportamiento carnívoro, lo que explicaría su menor ingestión de MP. A nivel nacional, un patrón similar fue reportado en la laguna de Pomacanchi (Acomayo), donde se identificaron MP en *O. bonariensis* y *Orestias* sp. tras el análisis gastrointestinal. La prueba U de Mann–Whitney evidenció diferencias significativas entre ambas especies ($p = 0,006 < 0,05$) (Mio-Díaz & Álvarez, 2023). Aunque ambas presentan dietas flexibles basadas principalmente en zooplancton con *O. bonariensis* capaz de cambiar hacia recursos bentónicos y *Orestias* sp. mostrando variación alimentaria según especie y etapa de vida (Vaux et al., 1998). Los autores señalan

que el tamaño corporal podría ser el factor determinante en la distinta cantidad de MP ingeridos.

4.6.2. Análisis de la varianza en las muestras de agua

Se aplicó un análisis de varianza para evaluar las diferencias en la concentración de MP/L entre las estaciones de monitoreo (Tabla 11). Los resultados indican que no existen diferencias significativas entre las tres lagunas ($p = 0.133 > 0.05$), por lo que se acepta la hipótesis nula.

Tabla 12.

Análisis de varianza de la presencia de MP en las tres diferentes estaciones para las muestras de agua.

Fuente	Suma de cuadrados	DF	Media cuadrática	F	P-valor.
Lago	30.00	2	14.998	2.55	0.133
Error	52.97	9	5.886		
Total	82.97	11			

Dado que el valor obtenido implica $H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$, la abundancia de MP/L no difiere entre estaciones. Asimismo, la prueba post hoc de Tukey (Anexo 8A) confirmó la ausencia de diferencias entre los pares de lagunas, ya que todos los contrastes presentaron valores p superiores al nivel de significancia (Iberia–Boquerón: $p = 0.732$; Mejía–Boquerón: $p = 0.631$; Mejía–Iberia: $p = 0.231$). Por tanto, no se evidencia variación estadística entre las lagunas evaluadas.

4.7. Caracterización física y química de los MP

4.7.1. Análisis físico de los MP aislados de las muestras de peces y agua

En esta sección se prosiguió con la descripción de los MP aislados tomando en cuenta su color, forma y tamaño.

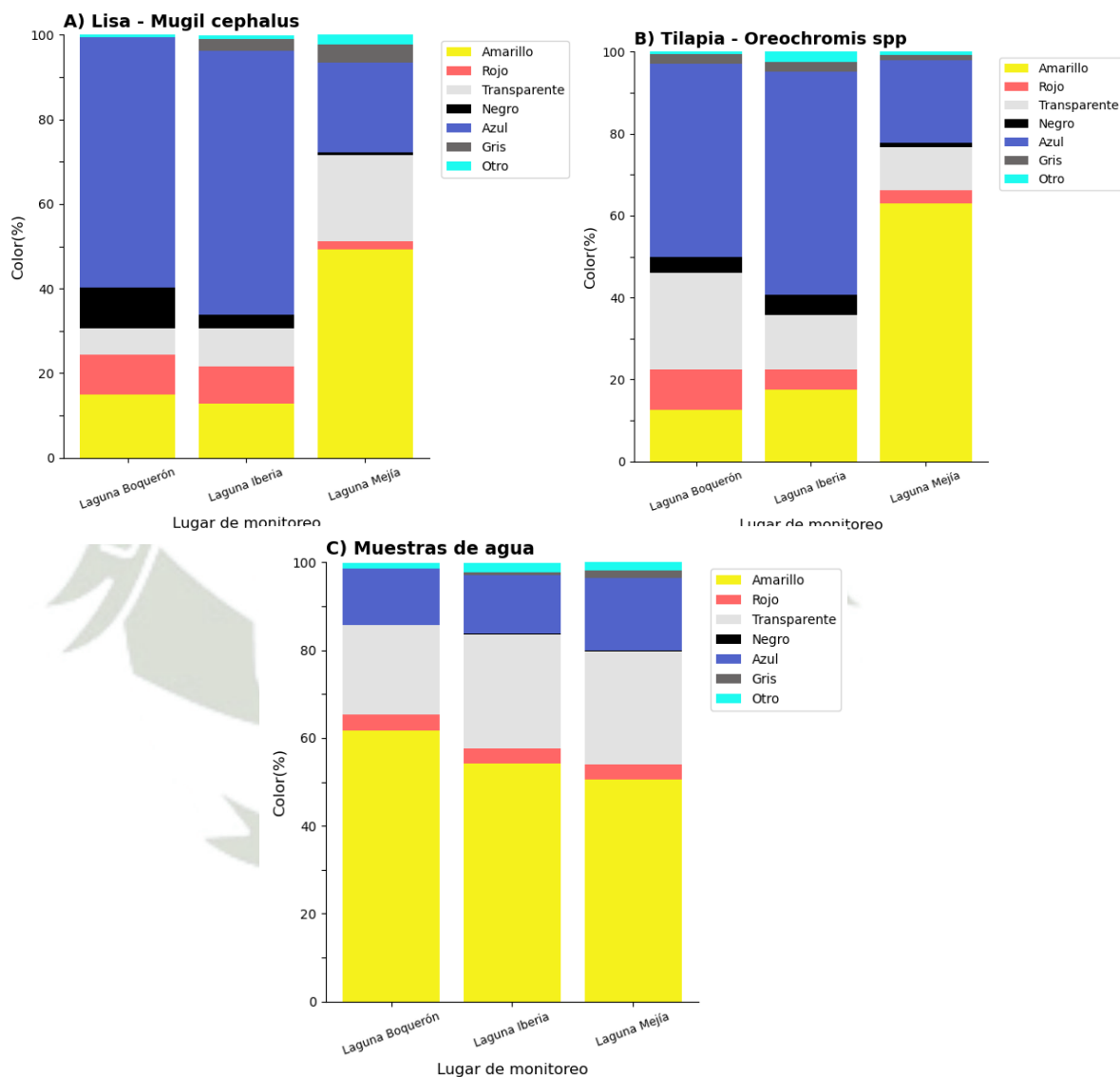
4.7.1.1. Distribución de MP por su color

Se evaluó las proporciones de los colores de los MP aislados en los individuos de *Oreochromis* spp., *Mugil cephalus* y las muestras de agua, para las tres

estaciones de muestreo en las lagunas Boquerón, Iberia y Mejía tal como se resume en la Figura 14.

Figura 14.

Porcentaje del color de los MP presentes en Mugil cephalus, Oreochromis spp., y las muestras de agua para las tres estaciones de muestreo.



Para la especie *Mugil cephalus* el color azul fue dominante en las lagunas Boquerón (59.3%) e Iberia (62.4%), mientras que en Mejía ocupó el segundo lugar (21.2%). En esta última laguna, el color amarillo representó la mayor proporción (62.9%), siendo también relevante en Boquerón (12.6%) e Iberia

(17.6%). El color transparente tuvo una presencia considerable en Mejía (23.6%), pero no superó el 10% en las otras estaciones. Los colores rojos, negro y gris no alcanzaron el 10% en ninguna laguna. La categoría “Otro” agrupó subtipos como claro, rosado, marrón, turquesa y violeta, cuyo recuento individual era muy bajo. Para la especie *Oreochromis* spp. el patrón fue similar: el color azul predominó en Boquerón (47.1%) e Iberia (54.6%), y ocupó el segundo lugar en Mejía (20.1%). El color amarillo fue el siguiente en importancia, especialmente en Mejía (49.2%), seguido de 14.9% en Boquerón y 12.7% en Iberia. El color transparente alcanzó 23.6% en Boquerón, 13.2% en Iberia y 10.6% en Mejía. El rojo llegó a 9.8% en Boquerón, pero no superó el 5% en las otras estaciones, mientras que el negro y el gris permanecieron por debajo del 5% en todas las lagunas. La categoría “Otro” (rosado, marrón y turquesa) sumó 3.9%. En conjunto, ambas especies muestran una dominancia del color azul en Boquerón e Iberia, mientras que en Mejía destaca el predominio del color amarillo, indicando diferencias potenciales en la naturaleza y origen de los MP entre lagunas.

En términos generales, los colores azul y amarillo fueron los más frecuentes en los individuos y muestras analizadas. Este patrón coincide con lo reportado por Chota-Macuyama & Chong-Mendoza (2020), quienes observaron una mayor proporción de microplásticos (MP) azules en *P. nigricans* en Iquitos. De forma similar Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos (2024) documentaron que los MP ingeridos por *Poecilia reticulata*, *Brycon atrocaudatus*, *Eretmobrycon peruanus* y *Mugil cephalus* presentaron mayor frecuencia de los colores rojo, negro y azul. A nivel internacional, los resultados también son consistentes Hassine et al. (2025) registraron que en sardinas predominaban los MP negros, transparentes y azules; mientras que Piskuta et al. (2025) reportaron que un 62% de los MP ingeridos por arenque del Báltico, bacalao, platija, pez cabeza de toro de espinas largas y pez luna eran de color azul, y que en el agua marina circundante estos alcanzaban un 45%. Estas tendencias podrían relacionarse con el comportamiento alimentario de los peces. Según Renzi et al. (2019) algunas especies tienden a seleccionar presas más oscuras, mostrando preferencia por

colores negros y azules, como se observó en *Engraulis encrasicolus*. Este mecanismo podría explicar la mayor ingestión de partículas oscuras por *Mugil cephalus* y *Oreochromis* spp., cuya ecología trófica podría favorecer la confusión entre MP y presas naturales. Experimentos controlados también respaldan esta selectividad (Ory et al., 2018). encontraron que *Seriola* violacea mostró preferencia por MP negros, mientras que partículas azules, translúcidas y amarillas eran ingeridas de manera incidental junto con el alimento. Por otro lado, los resultados en agua difieren de los hallados en peces, pues el color transparente fue el más abundante. Esto puede asociarse al proceso de erosión, desgaste y decoloración de plásticos en el ambiente acuático, tal como indican Sathish et al. (2020) lo que incrementa la presencia de MP incoloros o translúcidos en la columna de agua. Con el propósito de finalizar la presente sección, en la Tabla 13 se presenta un resumen de las características físicas (color) de los microplásticos.

Tabla 13.

Características físicas (color) de microplásticos identificados en peces en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú

Especies	Área de estudio	color	Porcentaje
Lisa (<i>Mugil cephalus</i>)	Laguna Mejía	amarillo	62.9%
		transparente	23.6%
		azul	21.2%
	Laguna Iberia	amarillo	17.6%
		transparente	<10%
		azul	62.4%
	Laguna Boquerón	amarillo	12.6%
		transparente	<10%
		azul	59.3%
	Tilapia (<i>Oreochromis</i> spp.)	Laguna Mejía	amarillo
transparente			10.6%

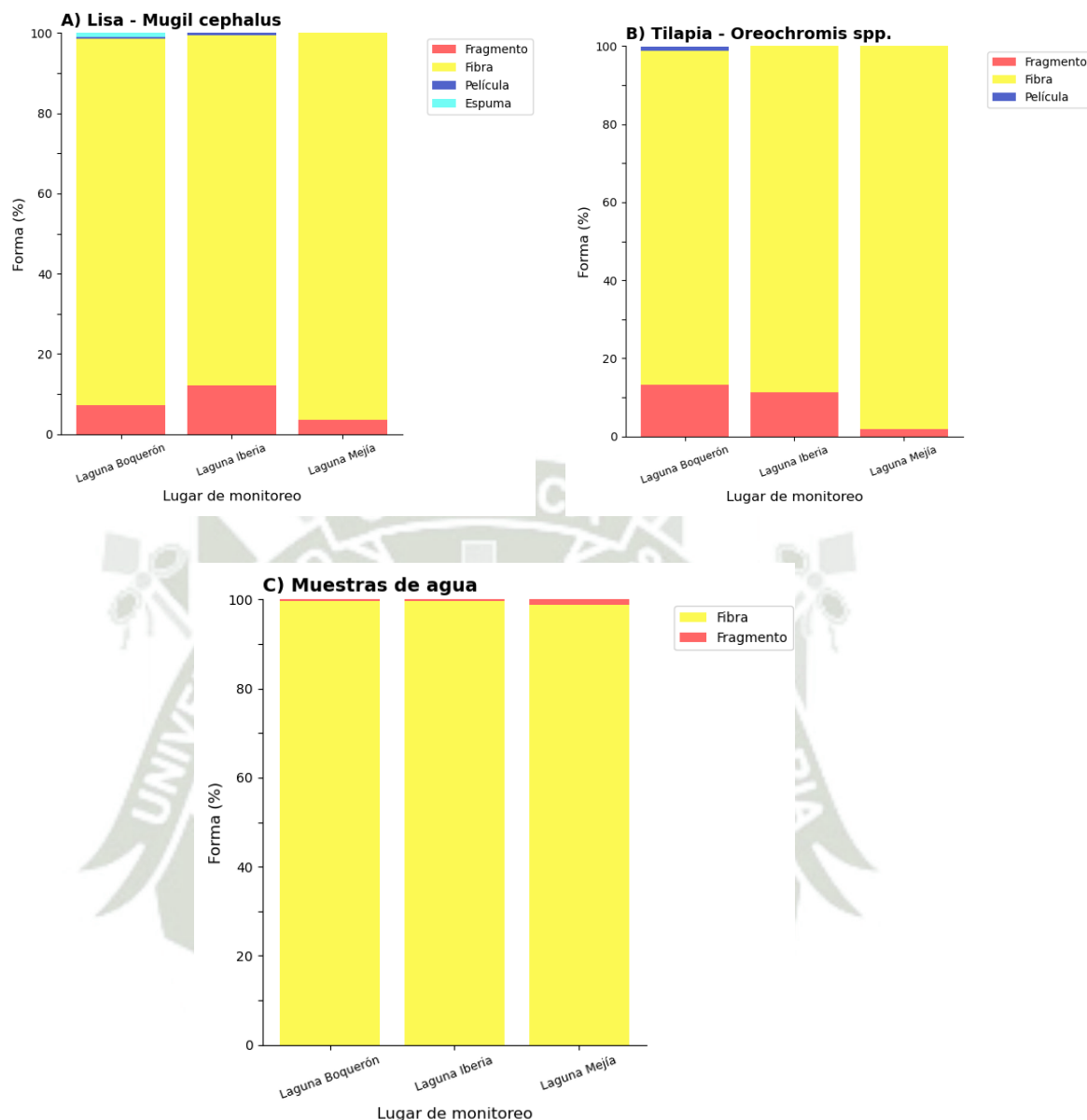
		rojo	<5%
		azul	20.1%
		amarillo	12.7%
	Laguna Iberia	transparente	13.2%
		rojo	<5%
		azul	54.6%
		amarillo	14.9%
	Laguna Boquerón	transparente	23.6%
		rojo	9.8%
		azul	47.1%
		amarillo	50.5%
	Laguna Mejía	transparente	25.9%
		rojo	<3.5%
		azul	16.4%
		amarillo	54.2%
Agua	Laguna Iberia	transparente	25.8%
		rojo	<3.5%
		azul	13.2%
		amarillo	61.6%
	Laguna Boquerón	transparente	20.4%
		rojo	<3.5%
		azul	12.9%

4.7.1.2. Distribución de MP por su forma

Se evaluó las proporciones de las formas de los MP aislados en los individuos de *Oreochromis spp.*, *Mugil cephalus* y las muestras de agua, para las tres estaciones de muestreo en las lagunas Boquerón, Iberia y Mejía, encontrándose formas del tipo fragmento, fibra, películas y espuma como es presentado en la Figura 15.

Figura 15.

Porcentaje del tipo de forma de los MP presentes, se detalla: a) *Mugil cephalus*, b) *Oreochromis spp.*, c) las muestras de agua para las tres estaciones de muestreo



En las tres lagunas, la forma fibra fue la más abundante en todas las matrices analizadas. En *Mugil cephalus*, las fibras representaron el 91.4%, 87.3% y 96.5% en Boquerón, Iberia y Mejía, respectivamente, mientras que los fragmentos fueron la segunda forma predominante (7.2–12.2%), y las películas y espumas aparecieron solo en proporciones mínimas (<1%). Un patrón similar se observó en *Oreochromis spp.*, donde las fibras alcanzaron el 85.6–98.2%, seguidas por fragmentos (1.8–13.2%). Las películas solo se detectaron en Boquerón (1.1%) y no se registró la presencia de espumas en esta especie.

En las muestras de agua también dominaron las fibras, con valores de 98.6–99.7% en las tres estaciones, mientras que los fragmentos se encontraron en proporciones bajas (0.3–1.3%). No se identificaron películas ni espumas. En conjunto, los resultados confirman un patrón consistente de dominancia de fibras en peces y agua en todas las lagunas evaluadas.

La marcada predominancia de fibras observada en los peces y en el agua coincide ampliamente con la literatura científica. Piskuta et al. (2025) reportaron que las fibras fueron la forma dominante tanto en el agua (91.7%) como en peces (68.3%) en zonas pesqueras del mar Báltico. Resultados similares se han documentado en ambientes acuícolas: Aiguo et al. (2022) encontraron un 91.9% de fibras al analizar cinco especies en criaderos de peces en Nansha, mientras que Rana et al. (2025) registraron un 80% en peces de granjas en Bangladesh.

En el contexto nacional, Iannacone et al. (2021) también identificaron un predominio de fibras (92.87%) en los tractos intestinales de peces de Lima, aunque destacan la necesidad de cautela para diferenciar fibras plásticas de fibras naturales como el algodón. De manera similar, Domínguez (2025) reportó que más del 70% de los MP encontrados en represas de Arequipa correspondían al tipo fibra. Una excepción se presenta en el río Lacramarca, donde los MP hallados en peces fueron mayoritariamente fragmentos (>80%), los cuales, por su erosión, sugieren un arrastre desde zonas aguas arriba y no una contaminación directa en el área de muestreo (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024).

Con el propósito de finalizar la presente sección, en la Tabla 14 se presenta un resumen de las características físicas (color) de los microplásticos.

Tabla 14.

Características morfológicas de los micrplásticos identificados en peces en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú

Muestra	Área de estudio	Forma	Porcentaje
Lisa (<i>Mugil cephalus</i>)	Laguna Mejía	fibra	96.5%
		fragmento	3.5%

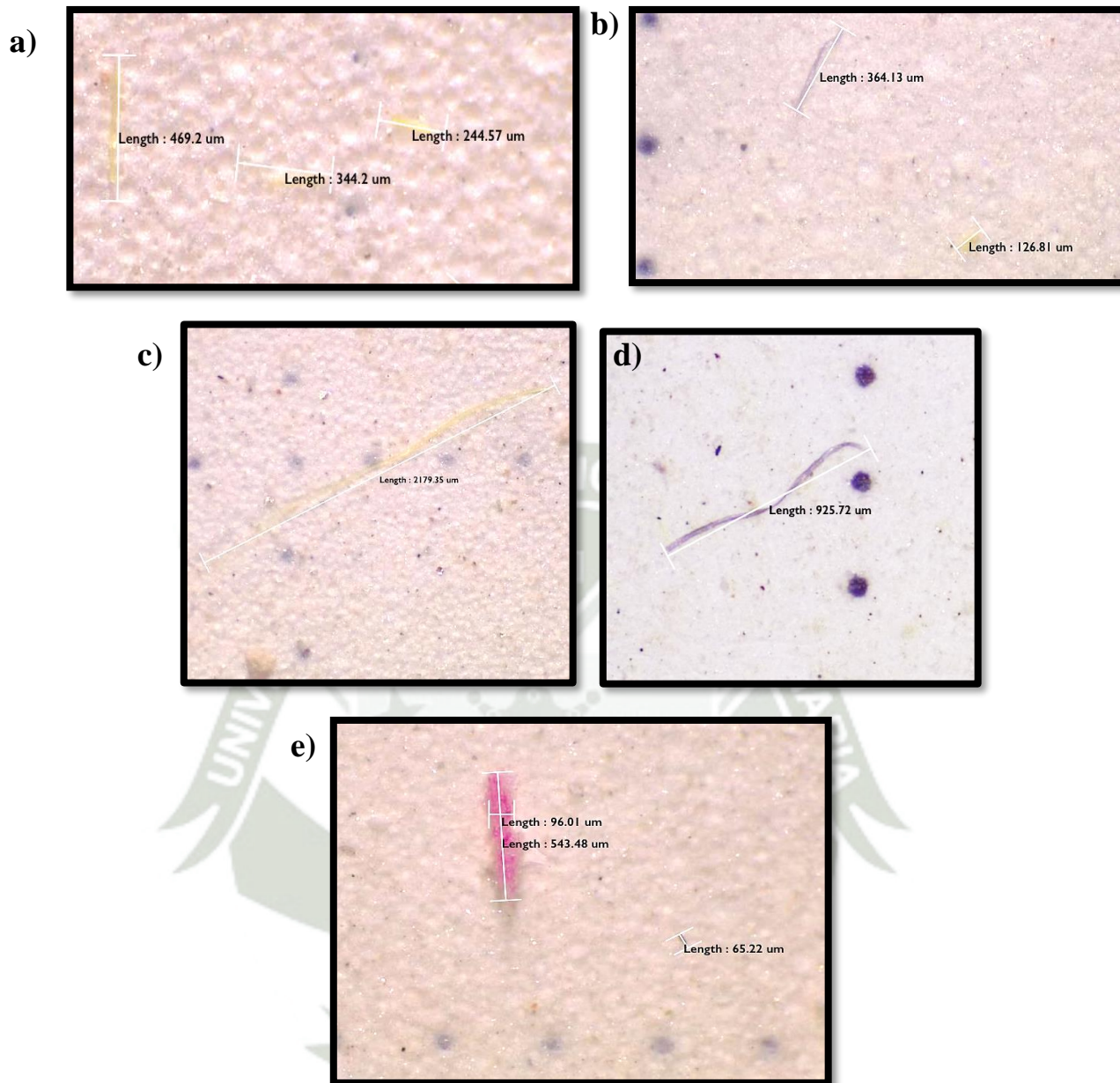
Tilapia (<i>Oreochromis spp.</i>)	Laguna Iberia	fibra	87.3%
		fragmento	12.2%
		película	0.5%
	Laguna Boquerón	fibra	91.4%
		fragmento	7.2%
		espuma	0.9%
	Laguna Mejía	fibra	98.2%
		fragmento	1.8%
Agua	Laguna Iberia	fibra	88.8%
		fragmento	11.2%
	Laguna Boquerón	fibra	85.6%
		fragmento	13.2%
	Laguna Mejía	fibra	98.6%
		fragmento	1.3%
Laguna Iberia	fibra	99.6%	
	fragmento	0.4%	
	Laguna Boquerón	fibra	99.7%
		fragmento	0.3%

4.7.1.3. Distribución de MP por su tamaño

Como se muestra en la Figura 16, a través del uso del estereomicroscopio Leica EZ4E en conjunto con la aplicación Leica AirLab v2.0 y el software ImageJ – versión FIJI fue posible la visualización y medición de los MP para cada muestra en el papel filtro.

Figura 16.

Imágenes proporcionadas por el estereomicroscopio de los MP encontrados en los TGIs de los individuos analizados tanto de lisa como de tilapia, se detalla: a), b), c), d) y e) son las imágenes de los MP en los papeles filtro previamente segmentados para facilitar su conteo y caracterización. Cada imagen presenta medidas en μm gracias al sistema digital de Leica Systems y el software ImageJ – versión FIJI



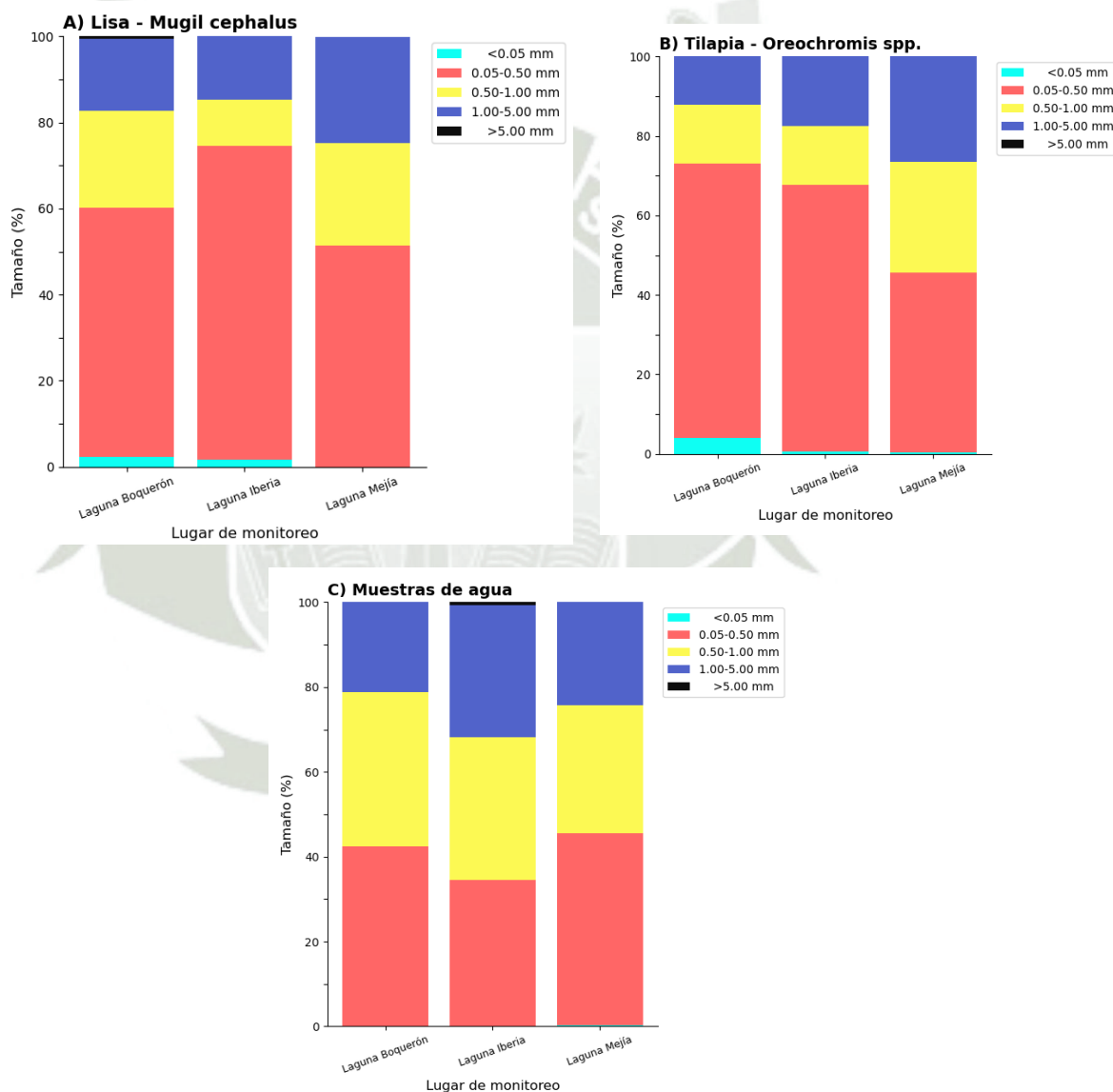
Se consideró la distribución del tamaño de los MP, puesto que, proporciona información importante sobre la dinámica ambiental y ecológica de la contaminación por plásticos (Choudhary et al., 2025). Asimismo, ayuda a comprender procesos fundamentales como el destino y el transporte de los MP en los sistemas acuáticos, así como a formular estrategias de regulación y mitigación de estas sustancias.

De esta manera, se prosiguió con la caracterización acorde al tamaño de MP. Las proporciones de los diferentes tamaños de los MP aislados en los

individuos de *Oreochromis* spp., *Mugil cephalus* y las muestras de agua, para las tres estaciones de muestreo en las lagunas Boquerón, Iberia y Mejía se resumen en la Figura 17.

Figura 17.

Porcentaje del tipo de tamaño de los MP presentes en Mugil cephalus, Oreochromis spp., y las muestras de agua para las tres estaciones de muestreo.



En ambas especies y en las muestras de agua se observó un patrón consistente: los MP menores a 1 mm fueron los más abundantes. Para *Mugil cephalus*, el intervalo de 0.05–0.50 mm fue el más representativo (57.9–73%), seguido de 0.50–1.00 mm (10.6–23.8%). Los MP de 1–5 mm alcanzaron proporciones moderadas (14.8–24.6%), mientras que los tamaños <0.05 mm y ≥ 5 mm fueron poco frecuentes. Para la especie *Oreochromis* spp., se observó el mismo patrón, con una dominancia del intervalo 0.05–0.50 mm (45.2–69%) y proporciones importantes de 0.50–1.00 mm (14.6–27.9%). Los MP de 1–5 mm se encontraron entre 12.1% y 26.5%, mientras que las partículas <0.05 mm tuvieron una presencia baja y no se registraron MP ≥ 5 mm.

Finalmente, para las muestras de agua, similar a lo descrito anteriormente, la mayor proporción de MP fue entre 0.05 y 0.50 mm con 42.5%, 34.4% y 45.3% en Boquerón, Iberia y Mejía respectivamente. Para el rango entre 0.50 y 1.00 mm se encontraron valores de 36.4%, 33.6% y 30.3% para Boquerón, Iberia y Mejía. Respecto a los MP más grandes (1.00–5.00 mm) se obtuvo 21.1% (L. Boquerón), 31.3% (L. Iberia) y 24.2% (L. Mejía). Para aquellas partículas mayores al límite de 5.00 mm solo se registró un 0.6% en la laguna Iberia. Respecto a las partículas más pequeñas (< 0.05 mm), se encontraron en las lagunas de Iberia y Mejía en proporciones de 0.1% y 0.2%.

La elevada proporción de MP <1 mm concuerda con estudios internacionales. Shahriar et al. (2025) hallaron MP de 0.3–1.0 mm en el 92% de los peces evaluados. Sathish et al. (2020) también identificaron una dominancia de partículas <0.5 mm (66%) y 0.5–1 mm (31–32%), destacando que los MP pequeños, producto de fragmentación y erosión, tienen gran capacidad de adsorber contaminantes orgánicos hidrofóbicos. De manera similar, Hassine et al. (2025) reportaron más del 70% de MP <1 mm en *Sardina pilchardus*. A nivel nacional, Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos (2024) encontraron que más del 90% de los MP ingeridos por peces del río Lacramarca eran <1 mm, lo que aumenta su probabilidad de ingestión y transferencia trófica. Guzmán & Lima (2024) hallaron que el 99% de los MP en *Aulacomya atra* eran <5 mm, con tamaños mínimos entre 32 y 75 μm según la matriz analizada. Valdivia et al.

(2025) confirmaron el predominio del rango 51–500 μm (68–92%) en los ríos Chili, Vítor y Quilca.

La abundancia de MP pequeños sugiere una elevada fragmentación de partículas mayores o aportes directos de fuentes antrópicas, además de su prolongada suspensión en el agua por su baja velocidad de sedimentación (Choudhary et al., 2025). La mayoría de estos MP menores a 1 mm correspondieron a fibras, es decir, microfibras, frecuentemente asociadas a la industria textil, lavado de ropa, cuerdas sintéticas, redes de pesca y materiales de embalaje (Na et al., 2025).

Con el propósito de finalizar la presente sección, en la Tabla 15 se presenta un resumen de las características físicas (color) de los microplásticos.

Tabla 15.
Tamaño de los microplásticos identificados en peces en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú

Especies	Área de estudio	Tamaño (mm)	Porcentaje
<i>Lisa (Mugil cephalus)</i>	Laguna Mejía	[0.05; 0.50 >	51.5%
		[0.50, 1.00>	23.8%
		[1.00;5.00>	24.6%
		≥ 5.00	3.5%
	Laguna Ibería	< 0.05	160.0%
		[0.05; 0.50 >	73.0%
		[0.50, 1.00>	10.6%
		[1.00;5.00>	14.8%
	Laguna Boquerón	≥ 5.00	0.5%
		< 0.05	2.3%
		[0.05; 0.50 >	57.9%
		[0.50, 1.00>	22.6%
<i>Tilapia (Oreochromis spp.)</i>	Laguna Mejía	[1.00;5.00>	16.7%
		≥ 5.00	0.5%
		< 0.05	0.4%
		[0.05; 0.50 >	45.2%
		[0.50, 1.00>	27.9%
		[1.00;5.00>	26.5%

	< 0.05	0.5%
Laguna Iberia	[0.05; 0.50 >	67.3%
	[0.50, 1.00>	14.6%
	[1.00;5.00>	17.6%
	< 0.05	4.0%
Laguna Boquerón	[0.05; 0.50 >	69.0%
	[0.50, 1.00>	14.9%
	[1.00;5.00>	12.1%
	< 0.05	0.2%
Laguna Mejía	[0.05; 0.50 >	45.3%
	[0.50, 1.00>	30.3%
	[1.00;5.00>	24.2%
	< 0.05	0.1%
Agua Laguna Iberia	[0.05; 0.50 >	34.4%
	[0.50, 1.00>	33.6%
	[1.00;5.00>	31.3%
	≥ 5.00	0.6%
	[0.05; 0.50 >	42.5%
Laguna Boquerón	[0.50, 1.00>	36.4%
	[1.00;5.00>	21.1%

4.7.2. Análisis químico de los MP aislados de las muestras de peces y agua

Por limitaciones económicas y debido al gran número de muestras obtenidas, únicamente se enviaron 18 al laboratorio para su análisis, la selección de estas muestras se realizó aplicando la fórmula de muestreo para población finita, garantizando que la cantidad enviada fuera representativa y no comprometiera la validez de los resultados.

$$n = \frac{N * Z^2 * p * (1 - p)}{e^2(N - 1) + Z^2 * p(1 - p)}$$

Donde:

N= población total de partículas.

Z= nivel de confianza 95%.

p= máxima variabilidad, da el tamaño mayor.

e=error permitido con valor de 20%, aceptable en análisis exploratorio con limitaciones económicas.

Reemplazando:

$$n = \frac{2656 * 1.96^2 * 0.5 * (1 - 0.5)}{0.2^2(2656 - 1) + Z^2 * 0.5(1 - 0.5)}$$

$$n = 23.8$$

Si bien el cálculo estadístico sugiere que serían necesarios aproximadamente 23.8 microplásticos para mantener un error aceptable al 95 % de confianza con un margen de error del 20%, el procesamiento de 18 partículas aún se considera razonablemente cercano al umbral mínimo para. Mencionado esto las muestras fueron evaluadas en el Laboratorio de Medio Ambiente, Investigación y Servicios de la Universidad Nacional de San Agustín. mediante la técnica de espectrometría de infrarrojo por transformada de Fourier con el microscopio infrarrojo de la marca Perkin Elmer modelo spotlight 200i, equipado con el accesorio de reflectancia total atenuada universal (UATR) de diamante/ZnSe las lecturas realizadas fueron en un rango de barrido de $4000\text{ cm}^{-1} - 650\text{ cm}^{-1}$. Cabe resaltar que el número total de muestras fue seleccionado en función de aquellas que presentaban mayor abundancia y los graficos se encuentran en el ANEXO 13. Finalmente, las muestras de agua correspondieron a un total de seis, como se expone a continuación:

Tabla 16.

Codificación de las muestras de agua obtenidas en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú

Muestra	Descripción
A1SM	Muestra N.º 1 correspondiente al punto sur de la Laguna de Mejía.
AN2M	Muestra N.º 2 correspondiente al punto norte de la Laguna de Mejía
AN2I	Muestra N.º 2 correspondiente al punto norte de la Laguna de Iberia
AS1I	Muestra N.º 1 correspondiente al punto sur de la Laguna de Iberia
AS2I	Muestra N.º 2 correspondiente al punto sur de la Laguna de Iberia
AB1N	Muestra N.º 1 correspondiente al punto norte de la Laguna de Boquerón

4.7.2.1. Análisis químico de MP en las muestras de agua en las 3 lagunas:

○ Laguna de Mejía

En la muestra A1SM, correspondiente al sector norte de la Laguna de Mejía, el análisis FTIR mostró picos intensos alrededor de 1715 cm^{-1} , atribuibles al estiramiento del grupo carbonilo (C=O) típico de los poliésteres. Asimismo, se

identificaron bandas en $2960\text{--}2870\text{ cm}^{-1}$, asociadas al estiramiento C–H alifático, y señales de flexión CH_2/CH_3 próximas a $1450\text{--}1380\text{ cm}^{-1}$, que confirman la presencia de cadenas aromáticas con sustitución éster. La combinación de estas bandas coincide con la estructura química del PET y PCT, resultando en una similitud del 87,5 %. Estos polímeros, además de presentar un grupo carbonilo conjugado con un anillo aromático, son altamente persistentes y resistentes a la degradación ambiental.

En la muestra AN2M, también del sector norte, los picos fueron marcadamente distintos. Se identificaron señales intensas en $3340\text{--}3200\text{ cm}^{-1}$ asociadas al estiramiento O–H característico de materiales celulósicos. Del mismo modo, se observaron bandas en $1030\text{--}1050\text{ cm}^{-1}$ asociadas a vibraciones C–O y C–O–C propias de la estructura polisacárida del algodón. La similitud alcanzó un 92,4 %, indicando que se trata de una fibra natural, aunque su hallazgo en cuerpos de agua suele estar relacionado al desprendimiento de textiles domésticos.

○ **Laguna de Iberia**

En la muestra AN2I del sector norte de la Laguna de Iberia, el espectro presentó una superposición de señales celulósicas y sintéticas. Se observaron picos intensos en 3330 cm^{-1} correspondientes al grupo O–H del algodón, así como vibraciones C–O entre 1000 y 1100 cm^{-1} , típicas de polisacáridos. Sin embargo, también aparecieron picos menores alrededor de 1730 cm^{-1} , característicos del estiramiento carbonilo presente en el elastano (lycra), lo que evidencia una composición mixta. La coincidencia espectral fue de 95 % con algodón y 5 % con lycra, confirmando la presencia de textiles compuestos, que presentan menor degradación debido a la fracción sintética en su estructura.

En el sector sur, la muestra AS1I mostró predominancia de señales naturales, con picos amplios de O–H en la región de 3300 cm^{-1} y bandas de vibración C–O entre $1030\text{--}1050\text{ cm}^{-1}$, correspondientes a un 86,5 % de similitud con algodón. Se detectaron, además, pequeñas bandas en $1720\text{--}1735\text{ cm}^{-1}$, que sugieren una ligera presencia de componentes sintéticos como elastano, aunque sin conformar un porcentaje significativo dentro del polímero principal.

En las demás muestras del sector sur se identificó una mayor diversidad de polímeros. Las bandas definidas en $1710\text{--}1725\text{ cm}^{-1}$, junto con señales aromáticas en $870\text{--}720\text{ cm}^{-1}$, confirmaron la presencia de PET, mientras que otros espectros mostraron picos en $1240\text{--}1100\text{ cm}^{-1}$, propios del estiramiento C–O–C de poliésteres técnicos como el Steripur. Esta identificación se reforzó con un porcentaje de similitud del 94,1 %, lo cual es relevante debido a la alta resistencia térmica y mecánica de este material. También se detectaron fibras naturales con un 89,5 % de similitud con algodón, y una muestra coincidió en un 84,9 % con PCT, un poliéster aromático estructural con aplicaciones industriales.

○ **Laguna Boquerón**

En la Laguna Boquerón se identificó microplástico únicamente en una muestra, cuyos picos fueron analizados siguiendo las bandas de absorción establecidas por Jung et al. (2018). El espectro mostró señales en 2924.1 cm^{-1} , asociadas al estiramiento C–H alifático, y un pico intenso en 1714.49 cm^{-1} , característico del estiramiento del grupo carbonilo (C=O) de compuestos tipo éster. También se observaron deformaciones C–H en 1409.6 cm^{-1} y 1341.4 cm^{-1} , asociadas a anillos aromáticos sustituidos, así como bandas en 1241.62 y 1095.99 cm^{-1} , correspondientes a vibraciones C–O y C–O–C, típicas del esqueleto químico del PET.

Adicionalmente, las señales en 1017.51 cm^{-1} (curvatura en el plano de C–H aromático) y 722.53 cm^{-1} (curvatura fuera del plano C–H aromático) reforzaron la presencia de un anillo bencénico sustituido unido a un grupo éster, lo que concuerda plenamente con la estructura aromática del polietileno tereftalato.

El análisis espectral determinó una similitud del 96,1 % con PET, siendo uno de los valores más altos registrados en el estudio. Este resultado muestra una correspondencia casi perfecta con las bandas características descritas para este polímero, confirmando de manera sólida su presencia en esta laguna.

Tabla 17.

Incidencia de microplásticos identificados en las muestras de agua por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú

Muestra	Codigo	Tamaño (µm)	Polímero	Score
		Fibra		
A1SM	1	141.416	Poly (1,4-cyclohexanedimethylene terephthalate)	0.875
AN2M	1	387.984	Cotton	0.924
AN2I	2	139.097	Cotton 95%, lycra 5%	0.821
	3	541.384	Cotton+elastane (92:8)	0.754
ASII	2	158.926	Cotton	0.865
	3	2359.595	Poly (1,4-cyclohexanedimethylene terephthalate)	0.849
AS2I	5	234.453	Cotton	0.895
	7	222.245	Steripur (polyester)	0.941
AB1N	2	62.95 (fragmento)	Fabric poly (ethylene terephthalate)	0.961

En la tabla 17 se observa que el 56 % de las partículas corresponde a algodón, el 22 % a políclohexanodimetileno y el 11 % a los polímeros Steripur y tereftalato de polietileno (PET), respectivamente. Estos resultados indican que la principal fuente de microplásticos en el agua proviene de fibras textiles. Desde el punto de vista químico, el algodón tratado o mezclado con compuestos sintéticos puede retrasar su degradación; el políclohexanodimetileno, debido a su estructura cicloalifática, presenta mayor resistencia a la hidrólisis; mientras que el PET y el Steripur destacan por su elevada estabilidad y baja biodegradabilidad.

Posteriormente, se realizó el análisis de las 12 muestras obtenidas del estómago de las especies experimentales lisa y tilapia, cuya codificación se detalla en la Tabla 14. Para ello, se aplicó una metodología similar a la utilizada en el estudio de las muestras de agua, lo que permitió establecer comparaciones y patrones de presencia de microplásticos entre los distintos compartimentos evaluados.

Los análisis FTIR permitieron identificar polímeros sintéticos como PET, PCT y Steripur, caracterizados por picos de carbonilo alrededor de 1710–1730 cm⁻¹ y

señales aromáticas bajas, propias de poliésteres aromáticos resistentes a la degradación. Asimismo, se detectaron fibras naturales y mixtas (algodón y algodón–elastano), determinadas por bandas O–H y C–O típicas de polisacáridos. La mayor diversidad de polímeros se registró en el sector sur de.

4.7.2.2. Análisis químico de MP de las especies lisa y tilapia en las tres lagunas:

Tabla 18.

Codificación de las especies obtenidas en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa del departamento de Arequipa, Perú

Especie	Muestra	Descripción
Lisa	L1M	Muestra N.º 1 y 2 correspondiente a la Laguna de Mejía.
	L2M	
	L10I	Muestra N.º 10 correspondiente a la Laguna de Iberia
	L6B	Muestra N.º 6 correspondiente a la Laguna de Boquerón
Tilapia	T4M	Muestra N.º 4 y 5 correspondiente a la Laguna de Mejía.
	T5M	
	T1I	Muestra N.º 10 correspondiente a la Laguna de Iberia
	T8I	

4.7.2.2.1. Análisis químico de la especie lisa

o Laguna Mejía

En la laguna de Mejía, los microplásticos encontrados en el tracto gastrointestinal (TGI) de la lisa mostraron un espectro FTIR asociado a un poliéster aromático tipo Twistex. Los picos más relevantes fueron: 2923–2927 cm^{-1} (estiramientos C–H alifáticos), 1731 cm^{-1} (carbonilo C=O característico de estructuras éster), 1451–1452 cm^{-1} (deformación CH_2), y la serie de bandas entre 1107–1033 cm^{-1} vinculadas a estiramientos C–O/C–O–C propios de fibras textiles modificadas. La presencia de la señal en torno a 699–700 cm^{-1} refuerza la contribución aromática del polímero.

El análisis espectral indicó una similitud del 75,7 % con Twistex, un material compuesto por algodón y rayón, sugiriendo la presencia de fibras regeneradas que han sufrido degradación parcial. Esto es consistente con la disponibilidad de fibras textiles en cuerpos de agua con influencia urbana. La lisa, al ser una especie detritívora y filtradora, presenta una alta probabilidad de ingerir fibras

suspendidas o depositadas en el fondo, especialmente aquellas de origen textil que tienden a retenerse en el TGI antes de fragmentarse.

○ **Laguna Iberia**

En la laguna de Iberia se analizó una única muestra por la baja incidencia de microplásticos. El espectro FTIR mostró picos bien definidos que corresponden a un poliéster aromático tipo PCT (tereftalato de policiclohexilendimetileno). Los picos característicos incluyen: 2924.5 cm^{-1} (estiramiento C–H alifático), 1715.4 cm^{-1} (C=O de grupos éster), 1452 cm^{-1} (deformación CH_2), 1240 cm^{-1} (C–O aromático), $1099\text{--}1016\text{ cm}^{-1}$ (C–O–C y enlaces C–O/C–C en la matriz polimérica), y 722.6 cm^{-1} (curvatura fuera del plano de C–H aromático).

El análisis arrojó una similitud del 89,8 % con PCT, un polímero con anillos cicloalifáticos que incrementan su rigidez, estabilidad térmica y resistencia a la hidrólisis. Esto sugiere que los fragmentos ingeridos por la lisa en Iberia podrían corresponder a residuos industriales o empaques de alta resistencia. La presencia de PCT en el TGI indica la capacidad de esta especie para incorporar microplásticos persistentes, los cuales pueden permanecer más tiempo en el sistema digestivo debido a su baja degradabilidad.

○ **Laguna Boquerón**

En la laguna de Boquerón se identificó microplástico en una sola muestra correspondiente a la lisa. El análisis FTIR mostró picos en 2926.1 cm^{-1} (C–H alifático), 1733.7 cm^{-1} (estiramiento C=O), $1106\text{--}1032\text{ cm}^{-1}$ (estiramientos C–O característicos de polisacáridos), así como señales en 700.70 y 660.03 cm^{-1} asociadas a vibraciones de CH_2 y curvaturas fuera del plano.

Estas bandas son consistentes con materiales lignocelulósicos, por lo que la muestra se asemeja a yute, con una similitud del 73,8 %. La presencia de fibras vegetales puede estar asociada a residuos de sacos, cuerdas o materiales agrícolas que llegan a la laguna. Su coincidencia moderada podría originarse por degradación o mezcla con componentes sintéticos. En el TGI de la lisa, este tipo de fibra podría permanecer temporalmente antes de ser expulsada, pero evidencia

la exposición de la especie a residuos orgánicos procesados que comparten características espectrales con fibras naturales.

4.7.2.2.2. Análisis químico de la especie tilapia

○ Laguna Mejía

El análisis químico de las muestras de tilapia provenientes de la laguna de Mejía mostró la presencia de microplásticos con características espectrales asociadas principalmente a polímeros poliolefínicos y fibras semisintéticas. En la primera muestra, los picos observados en 2950.26, 2936.66 y 2918.79 cm^{-1} corresponden al estiramiento C–H alifático típico de grupos metileno presentes en estructuras saturadas de cadenas largas. Las señales en 1455.71 y 1376.02 cm^{-1} se vinculan con deformaciones CH_2 , reforzando la presencia de polímeros lineales. Este conjunto de bandas es característico de polietileno (PE) y copolímeros similares. El análisis arrojó una similitud del 94,4 % con etileno–propileno, confirmando la presencia de este copolímero, el cual destaca por su elevada estabilidad térmica y resistencia a la degradación, lo que explica su persistencia en el ambiente y su fragmentación en partículas pequeñas fácilmente ingeridas por peces filtradores como la tilapia.

En otra de las muestras, se identificaron picos en 2925.2 cm^{-1} (C–H alifático), 1730.8 y 1633 cm^{-1} (C=O), 1461.5 cm^{-1} (deformación CH_2) y un conjunto de señales entre 1105–1028 cm^{-1} asignadas a estiramientos C–O. Los picos en 698.63 y 664.92 cm^{-1} evidencian curvaturas aromáticas y posibles contribuciones de enlaces C–F. Este patrón corresponde a fibras sintéticas tipo EVITA, con una similitud del 75,3 %, compuestas por una mezcla de acrílico (21 %) y algodón (79 %). La presencia de esta mezcla sugiere ingreso al sistema digestivo de residuos textiles parcialmente degradados, donde el algodón se fragmenta con mayor facilidad mientras que el acrílico persiste como microplástico estable.

○ **Laguna Iberia**

En el caso de la laguna de Iberia, se analizó la muestra T11, la cual mostró un espectro compuesto por fibras naturales y sintéticas. Se identificaron picos en 2920.8 cm^{-1} (estiramiento C–H alifático), 1731.6 cm^{-1} (C=O de grupos éster, propios de elastómeros como la lycra), además de una serie de señales entre $1103\text{--}1032\text{ cm}^{-1}$ asociadas a estiramientos C–O y vibraciones del anillo características de la celulosa. Las bandas en 699.51 y 663.26 cm^{-1} reflejan la presencia de contribuciones aromáticas y deformaciones relacionadas con fibras sintéticas.

Este conjunto de picos mostró una similitud del 84,9 % con una mezcla de algodón con 5 % de lycra, indicando que la tilapia ingirió fibras textiles elásticas provenientes posiblemente de ropa o tejidos domésticos. Químicamente, esta mezcla presenta un comportamiento ambiental diferenciado: el algodón tiende a descomponerse más rápido, mientras que la lycra un poliuretano elastomérico exhibe alta persistencia y baja biodegradabilidad, actuando como un microplástico estable en ecosistemas acuáticos.

○ **Laguna Boquerón**

En el caso de la especie tilapia, no se reportó presencia de microplásticos en la laguna de Boquerón, por lo que no se presentan resultados espectrales para esta especie en dicho cuerpo de agua.

A modo de conclusión de este apartado, en la Tabla 17 se presenta un resumen orientado a la incidencia de MP en las dos especies en estudio.

Tabla 19.

Incidencia de microplásticos identificados en las especies lisa y tilapia por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú

Muestra	Codigo	Tamaño (µm)	Polímero	Score
		Fibra		
L1M	3	275.699	TWISTEX (cotton/rayon)	0.757
L2M	1	773.339	Ethylene/vinyl acetate copolymer 33% vinyl acetate	0.691
	3	153.92	TWISTEX (cotton/rayon)	0.791
L10I	1	247.683	Poly (1,4- cyclohexanedimethylene terephthalate)	0.898
L6B	2	148.078	Jute	0.738
T4M	3	268.467	Poly (ethylene: propylene)	0.944
T5M	1	620.955	EVITA (acrylic 21%, cotton 79%)	0.753
T1I	2	342.755	Cotton+lycra (95:5)	0.849
T8I	1	775.627	TWISTEX (cotton/rayon)	0.727

Nota. Tabla adaptada del Informe de ensayo No. 328-25: Análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el Laboratorio de Medio Ambiente, Investigación y Servicios (2025).

La presencia dominante de Twistex (37,5 %), frente al 12,5 % de los demás polímeros, revela una marcada variabilidad en la composición de microplásticos, donde las fibras semisintéticas particularmente mezclas de algodón y rayón constituyen la fracción predominante. En las muestras de tilapia, los picos FTIR identificados en 2923.06, 1731.8, 1453.5, 1108.08, 1056.61 y 1032.48 cm^{-1} , junto con la banda en 699.04 cm^{-1} , presentan una coincidencia del 72,7 % con espectros característicos de poliésteres modificados y fibras regeneradas similares a Twistex, lo que indica su presencia en estado de degradación o con contaminación añadida. La predominancia de este tipo de fibras concuerda con estudios que señalan que las mezclas textiles de algodón–poliéster liberan mayores cantidades de microfibras que los tejidos sintéticos puros debido a su estructura y desgaste diferencial (Yang et al., 2019), y que las fibras regeneradas como el rayón exhiben tasas de degradación superiores al

poliéster en medios acuáticos, alcanzando aproximadamente un 60 % a los 250 días, frente al 4 % de este último (Samal et al., 2024). En el contexto del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, esta composición sugiere que fuentes antropogénicas vinculadas al uso y descarte de prendas textiles, lavado de ropa, actividad turística o residuos domésticos podrían ser responsables del aporte predominante de fibras semisintéticas al sistema lagunar.

Finalmente, a grandes rasgos la incidencia de polímeros fue la siguiente:

Tabla 20.

Incidencia de microplásticos global por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier en las tres lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, costa suroeste de departamento de Arequipa, Perú

Laguna	Muestreo	Polímero	Incidencia
Mejía	Agua	Algodón	5.5%
		Policiclohexilendimetileno (PCT)	5.5%
	lisa	Twistex	11.1%
		Etileno/acetato de vinilo	5.5%
		Evita (acrílico 21%, algodón 79%)	5.5%
tilapia	Etileno propileno	5.5%	
Iberia	Agua	Algodón *	16.7%
	lisa	Policiclohexilendimetileno (PCT)	5.5%
		Twistex (algodón/rayon)	5.5%
		Algodón y lycra	5.5%
Boquerón	Agua	Tereftalato de polietileno (PET)	5.5%
	lisa	Jute	5.5%

*Nota. El símbolo * corresponde a la incidencia de mezclas con algodón, clasificadas como rayón y elastano en proporciones mínimas del 5%.*

Al comparar los tres cuerpos de agua, la laguna de Mejía destaca por presentar la mayor presencia de microplásticos, acumulando 38,8 % de las incidencias totales y registrando el valor individual más alto (11,1 % en lisa). Le sigue la laguna de Iberia, con un 33,2 %, donde predomina el algodón con una incidencia notable de 16,7 % en agua, lo que sugiere un fuerte aporte de fibras domésticas. En contraste, la laguna de Boquerón evidencia la menor carga microplástica, alcanzando apenas 11 %, con presencia limitada a polímeros como PET y fibras naturales como yute, lo que indica una menor presión antrópica y un aporte más reducido de residuos textiles y sintéticos. Esta distribución muestra una gradiente clara donde Mejía representa el

sistema más impactado, seguido de Iberia, mientras que Boquerón se mantiene como el ambiente con menor influencia de microplásticos.

La presencia diferenciada de estos polímeros entre lagunas sugiere la influencia de fuentes puntuales y difusas vinculadas principalmente a las actividades humanas del entorno. En el caso de Mejía e Iberia, la proximidad a zonas urbanas podría explicar la mayor abundancia de microfibras textiles, considerando que el lavado doméstico libera entre 700 000 y 1 500 000 microfibras por carga de ropa, las cuales pueden ingresar fácilmente a los cuerpos de agua cuando no existen sistemas de tratamiento eficientes (Browne et al., 2011). Esta tendencia coincide con lo reportado por Silva et al (2025) quienes encontraron que aproximadamente el 27–30 % de las partículas recuperadas en ecosistemas acuáticos correspondían a fibras naturales o semisintéticas, asociadas directamente al uso y descarte de textiles. Asimismo, la detección de polímeros como PET o poliésteres técnicos, que en este estudio alcanzaron incidencias de hasta 5,5 %, puede relacionarse con el arrastre de residuos plásticos fragmentados, proceso que aumenta en cuencas donde la generación per cápita de residuos sólidos supera los 0,7 kg/hab·día. Por otro lado, la baja incidencia observada en la laguna de Boquerón podría responder a una menor presión antrópica o a diferencias hidrodinámicas que reducen la retención de partículas, tal como señalan Periyasamy y Tehrani (2022), quienes documentaron que los cuerpos de agua con menor actividad humana presentan concentraciones hasta 40 % inferiores de fibras poliméricas en comparación con zonas urbanizadas. En conjunto, estos resultados evidencian que la distribución de microplásticos está altamente condicionada por las dinámicas locales de uso del territorio, la gestión de residuos y el aporte constante de fibras textiles al ambiente.

El predominio de fibras naturales, especialmente algodón, observado en este estudio es consistente con la evidencia reciente que indica que las poblaciones de fibras textiles en ríos y ambientes de agua dulce están dominadas por fibras naturales (algodón, lana, celulosa regenerada), más que por microfibras plásticas clásicas. Stanton et al. (2019) documentaron que en los tramos altos del río Trent (Reino Unido) más del 90 % de las fibras corresponden a fibras textiles naturales, destacando al algodón como uno de los componentes principales. De forma complementaria,

Albarano et al. (2024) evaluaron el riesgo ecológico de fibras naturales y sintéticas en ecosistemas acuáticos y hallaron que, aunque las fibras de algodón provienen de fuentes antrópicas (lavado y descarte de prendas), su peligrosidad ecológica es menor que la de polímeros sintéticos persistentes, debido a su mayor biodegradabilidad y menor capacidad de acumular aditivos tóxicos. En el contexto del SNLM, la alta proporción de algodón (33 %) frente a polímeros sintéticos como PCT y PET sugiere una fuerte contribución de fuentes textiles domésticas y recreativas, pero ayuda a explicar que los índices PHI y PERI se mantengan en rangos de riesgo bajo a moderado.

4.8. Evaluación del Riesgo Ecológico por microplásticos en el SNLM

La primera parte consistió en la aplicación de las ecuaciones necesarias para el cálculo del PHI y el PERI. Para ello se tomó en cuenta lo planteado en Ranjani (2021) y Choudhary (2025), tal como se resume de forma secuencial a continuación:

- Primero se realizó el cálculo del Índice de Peligro de Polímeros $PHI = \sum P_n \times S_n$, donde P_n es el porcentaje de un tipo específico de polímero recogido en cada lugar de muestreo, y S_n representa las puntuaciones de peligro de los polímeros de MP que se resumen en el ANEXO N°5. Asimismo, en la Tabla 12 se presentan las categorías de peligros para los valores obtenidos de PHI.
- Se estimó el factor de contaminación $CF_i = \frac{C_i}{C_0}$, que proporciona una referencia de cuan contaminado está el sitio de interés relativo con respecto a un valor de referencia como pueden ser antecedentes de estudios realizados anteriormente. Sin embargo, ante la ausencia de un valor de fondo disponible, se utilizó la concentración mínima de microplásticos registrada en el presente estudio (2,2 ítems/Litro), siguiendo la metodología sugerida en investigaciones similares (Li et al., 2019) (Faisal et al., 2025). De manera más precisa Ali et al. (2025) utilizaron este mismo criterio metodológico en estanques de tilapia, donde aplicaron el método del factor de contaminación tomando como valor de fondo la concentración mínima observada en su propia investigación. Este enfoque les permitió establecer comparaciones más consistentes y evaluar con mayor precisión el nivel de riesgo ecológico asociado a la presencia de microplásticos en dicha especie acuícola.

- En base a lo calculado, se obtuvo el Riesgo Ecológico Potencial $PERI=PHI \times CF_i$. Este valor se puede clasificar en categorías de riesgo acorde a la Tabla 21.

Tabla 21.

Valores estándar del PHI y PERI para la clasificación de la evaluación de riesgos de la contaminación por MP.

PHI	Categoría de peligro	Nivel de peligro	PERI	Categoría de riesgo	Nivel de riesgo
<10	I	Bajo	<150	I	Bajo
10-100	II	Moderado	150-300	II	Moderado
100-1000	III	Alto	300-600	III	Alto
>1000	IV	Peligroso	600-1200	IV	Peligroso
			>1200	V	Extremadamente peligrosos

Nota. Adaptado de "Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: a meta-analysis" por Ranjani et al., 2021, Marine Pollution Bulletin, 163, 111969.

Elaborar una evaluación de Riesgo Ecológico Potencial (PERI) mediante el Índice de Peligro, especialmente bajo restricciones económicas. Este enfoque de submuestreo representativo ha sido validado en la literatura Brandt et al. (2021) muestran que, cuando se mide una fracción de partículas de microplásticos menores al total, siempre que se empleen estrategias de muestreo explícitas y transparentes, los errores de submuestreo se pueden mantener dentro de márgenes aceptables

Aclarada la metodología para la obtención de los valores estándar de PHI Y PERI se constituye la tabla 22.

Tabla 22.

Determinación de PHI y PERI para la clasificación de la evaluación de riesgos de la contaminación por MP en las diferentes zonas de estudio.

MEJÍA								
PHI				PHI	C1	C0	Cf	PERI
POLÍMERO	CANTIDAD	SCORE	PORCENTAJE					
EVA	1	9	0.25	2.25	4.44	2.2	2.01818	4.54091
PCT a	4	4	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
EPR b	1	6	0.25	1.5	4.44	2.2	2.01818	3.02727

EVITA (PAN)	1	11.521	0.25	2.88025	4.44	2.2	2.01818	5.81287
LYCRA (PUR)*	1	13.844	0.5	6.922	4.44	2.2	2.01818	13.9699
PET	1	4	0	0	4.44	2.2	2.01818	0

IBERIA

PHI				PHI	C1	C0	Cf	PERI
POLÍMERO	CANTIDAD	SCORE	PORCENTAJE					
EVA	1	9	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
PCT a	4	4	0.33	1.32	4.44	2.2	2.01818	2.664
EPR b	1	6	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
EVITA (PAN)	1	11.521	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
LYCRA (PUR)*	1	13.844	0.5	6.922	4.44	2.2	2.01818	13.9699
PET	1	4	0.16	0.64	4.44	2.2	2.01818	1.29164

BOQUERÓN

PHI				PHI	C1	C0	Cf	PERI
POLÍMERO	CANTIDAD	SCORE	PORCENTAJE					
EVA	0	9	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
PCT a	0	4	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
EPR b	0	6	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
EVITA (PAN)	0	11.521	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
LYCRA (PUR)*	0	13.844	0	0	4.44	2.2	2.01818	0
PET	0	4	0	0	4.44	2.2	2.01818	0

Nota. “” El elastano/lycra se clasificó como PUR. Para la variante “a” (PCT), al no figurar en el anexo, se le asignó el hazard score del PET por su similitud química. En cuanto a “b” (EPR), al no contar con valor reportado ni un equivalente directo, se estimó un valor intermedio cercano al PET como referencia.*

El análisis de microplásticos en las lagunas evaluadas evidenció que en Mejía e Iberia los polímeros predominantes fueron Lycra (PUR) y EVITA (PAN), cuyos valores de PHI se ubicaron en rangos intermedios (categoría II). Esta categoría sugiere que, aunque estos polímeros poseen propiedades que podrían generar cierto nivel de estrés o alteraciones subletales en peces si su concentración aumentara en el tiempo, en las condiciones actuales su peligrosidad se mantiene controlada. En contraste, polímeros como EVA, PCT, EPR y PET presentaron valores de PHI bajos (categoría I), propios de materiales con menor persistencia y baja capacidad de liberar aditivos tóxicos, lo que reduce significativamente su potencial de daño sobre la ictiofauna local.

De forma consistente, los valores de PERI calculados para todos los polímeros en Mejía e Iberia fueron notoriamente inferiores al umbral de 150, lo que indica un riesgo ambiental bajo. Para la ictiofauna, esto significa que la probabilidad de que las partículas presentes generen efectos fisiológicos relevantes como inflamación intestinal, reducción en la absorción de nutrientes o estrés oxidativo es baja, debido tanto a la limitada concentración de polímeros sintéticos como a la predominancia de fibras que poseen menor persistencia en el tracto digestivo. Incluso en Mejía, donde los valores de PUR (13.96) y PAN (5.81) fueron los más elevados, estas cifras no alcanzan niveles que comprometan el funcionamiento metabólico ni el comportamiento alimenticio de especies como lisa y tilapia, las cuales mostraron una exposición reducida según los datos procesados.

En la laguna de Boquerón, la presencia casi exclusiva de fibras naturales como el algodón explica aún más la disminución de efectos potenciales sobre los peces, ya que estas fibras se degradan con mayor rapidez y tienden a generar menor irritación intestinal en comparación con polímeros plásticos persistentes. En conjunto, estos resultados indican que, si bien existe una influencia antrópica evidente asociada al ingreso de fibras textiles, el estado actual de la ictiofauna del Santuario Nacional Lagunas de Mejía no refleja condiciones de riesgo elevado.

El riesgo ecológico potencial clasificado como bajo indica que los microplásticos presentes representan una probabilidad limitada de generar efectos adversos en los peces del santuario, pudiendo ocasionar solo impactos leves o acumulación sin manifestaciones fisiológicas relevantes. En cambio un riesgo moderado implica una probabilidad significativa de afectación debido a polímeros más tóxicos, persistentes o con mayor capacidad de adsorción de contaminantes, lo que puede traducirse en reducción del rendimiento alimentario, estrés oxidativo, inflamación, alteraciones digestivas o deterioro general del estado de salud (Nozaki et al., 2023). En ambos casos, es necesario considerar que los efectos pueden ser acumulativos y aumentar conforme se intensifica la exposición, por lo que esta clasificación debe vincularse directamente con las implicancias fisiológicas y ecológicas observables en las especies del santuario.

La interpretación de estos valores se sustenta en el hecho de que, de las 2656 partículas identificadas en campo, solo un pequeño porcentaje correspondió a microplásticos sintéticos, lo cual fue validado mediante FTIR. Este enfoque coincide con las recomendaciones metodológicas de Cowger et al. (2024) quienes establecen que el análisis de un subconjunto de partículas es suficiente para caracterizar el riesgo cuando los conteos son muy altos. Estudios como los de Stanton et al. (2024) reportaron que más del 90 % de las fibras encontradas en aguas y sedimentos del río Trent correspondían a fibras naturales las cuales no representan niveles de riesgo alto.

Algunas de las investigaciones más recientes como la de Albarano et al. (2024) han demostrado que en ambientes acuáticos continentales las microfibras textiles representan el grupo predominante de partículas recuperadas, con una clara incidencia de fibras de algodón. Este hallazgo resalta que, aunque el algodón proviene de actividades humanas como el lavado y descarte de prendas, su impacto ecológico es menor en comparación con polímeros plásticos sintéticos debido a su capacidad de biodegradación. En este estudio, los autores señalan que más del 40 % de las partículas identificadas correspondieron a fibras naturales, lo que explica la tendencia a registrar valores bajos en indicadores de riesgo ecológico como el PHI y el PERI, pues la presencia de algodón refleja una influencia antrópica directa, pero no un riesgo elevado de persistencia ni toxicidad para los ecosistemas.

No obstante, más allá de los índices calculados, es necesario considerar otros factores de riesgo latente en el ecosistema. La capacidad de los microplásticos (MP) para funcionar como vectores de contaminantes ambientales ha emergido como una preocupación central en la toxicología acuática, siendo la adsorción de metales pesados uno de los mecanismos más críticos que exacerban el riesgo ecológico. Los estudios confirman que los microplásticos actúan como superficies de sorción altamente activas que facilitan la unión y el transporte de diversas especies químicas, estableciendo una vía de transferencia de contaminantes (Vasudeva et al., 2025). Este fenómeno es especialmente pertinente en ecosistemas lénticos sensibles, como el Santuario Nacional Lagunas de Mejía. La presencia de microplásticos en las aguas continentales y en la ictiofauna, como se plantea en esta tesis, introduce un riesgo potencial donde la afinidad de los MP por los

contaminantes inorgánicos puede amplificar la dispersión y la potencial acumulación de metales pesados dentro de la biota del santuario. La eficiencia de la adsorción de metales pesados sobre la matriz microplástica es un proceso que se encuentra intrínsecamente ligado a las características fisicoquímicas del medio acuático, lo que genera un perfil de riesgo dinámico. Investigaciones detalladas sobre este comportamiento indican que parámetros como el potencial de hidrógeno (pH) y la fuerza iónica (directamente relacionada con la conductividad) son determinantes clave del proceso (Chen et al., 2024).

En el contexto de Lagunas de Mejía, una disminución del pH o un aumento en la conductividad; condiciones potencialmente intensificadas durante la época seca o por eventos vinculados al cambio climático (Zheng et al., 2025), podrían alterar la carga superficial de los MP y la especiación de los iones metálicos. Estas condiciones ambientales propicias podrían significativamente intensificar la afinidad de adsorción de los metales pesados a las superficies microplásticas, incrementando su concentración en el compartimento particulado. En la investigación sobre la ictiofauna del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, el fenómeno de adsorción culmina en un riesgo significativo de bioacumulación. Una vez que los microplásticos cargados con metales pesados son ingeridos por los peces, la desorción de estos contaminantes dentro del tracto digestivo puede contribuir a la toxicidad sistémica y a la acumulación tisular (Nguyen et al., 2026). Esta sinergia contaminante, que combina la amenaza de los microplásticos con la toxicidad de los metales pesados, plantea un desafío ecológico superior a la suma de sus impactos individuales.

Asimismo, al evaluar las implicancias a largo plazo, las proyecciones actuales indican que, si continúan las emisiones antropogénicas, el calentamiento global podría superar los 1,5 °C entre 2030 y 2050, generando impactos severos sobre ecosistemas y poblaciones humanas (Zheng et al., 2025). En sistemas lagunares someros como el Santuario Nacional Lagunas de Mejía, un incremento sostenido de la temperatura y una mayor tasa de evaporación podrían reducir el espejo de agua, lo que favorecería la concentración de microplásticos en la columna de agua y en los sedimentos, incrementando la exposición de la biota y disminuyendo la resiliencia ecológica del

sistema. Esta contracción lagunar, además de potenciar la bioacumulación de MP, intensifica los procesos de fragmentación foto-oxidativa; partículas cada vez más pequeñas presentan mayor área superficial, aumentando su capacidad de adsorber metales, pesticidas y otros contaminantes, elevando su toxicidad potencial (Li et al., 2022).

A ello se suma que, bajo escenarios de cambio climático, los microplásticos también pueden contribuir directamente al balance global de gases de efecto invernadero: en condiciones anaeróbicas presentes en sedimentos, los MP pueden degradarse microbianamente liberando metano (CH_4), mientras que en condiciones aeróbicas emiten dióxido de carbono (CO_2), con tasas de liberación que aumentan conforme disminuye el tamaño de las partículas (Nguyen et al., 2026; Feng et al., 2024). Adicionalmente, la liberación de compuestos carbonados y sustancias tóxicas durante la degradación de los MP puede alterar procesos biogeoquímicos esenciales y afectar tanto la dinámica del carbono como la estabilidad del ecosistema (Zheng et al., 2025).

En conjunto, estos elementos evidencian que, bajo un escenario de calentamiento progresivo, la persistencia y transformación de los microplásticos pueden intensificar los riesgos ecológicos en el SNLM, lo que hace prioritario profundizar la investigación sobre su destino, degradación y potencial contribución a emisiones de GEI en humedales vulnerables. Este planteamiento se alinea con la perspectiva One Health, que reconoce la interdependencia entre la salud de los ecosistemas, la fauna silvestre y las comunidades humanas, y enfatiza que los cambios en la calidad ambiental y en la dinámica de los contaminantes emergentes tienen repercusiones que trascienden el ámbito ecológico, afectando la integridad y sostenibilidad de los sistemas socioambientales que dependen de estos humedales.



5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- Las tres lagunas evaluadas presentaron microplásticos en el 100 % de las muestras, tanto en peces (621 ítems en *Mugil cephalus* y 623 ítems en *Oreochromis* spp.) como en el agua (1412 ítems). Esta presencia universal constituye la conclusión principal del estudio y demuestra que la contaminación por microplásticos ya es una condición establecida en el Santuario Nacional Lagunas de Mejía. La ausencia de diferencias significativas entre lagunas (ANOVA, 95 %) indica que, pese a provenir de fuentes distintas aguas de mar en Mejía, drenes y Ensenada en Iberia, y aporte fluvial en Boquerón, la presión contaminante es homogénea y persistente. Esta evidencia sustenta el objetivo general, confirmando que todo el sistema se encuentra expuesto y requiere vigilancia continua.
- La caracterización física y química mostró que los microplásticos están dominados por fibras (85–99 %), principalmente de 0.05–0.50 mm (34–73 %) y con predominio de colores azul y amarillo (>65 %). Aunque las 18 partículas analizadas por FTIR representan un submuestreo, este fue suficiente para identificar tendencias claras: una mayor proporción de fibras naturales como el algodón (33 %) en comparación con polímeros sintéticos, donde el PCT alcanzó 16.6 % y el resto solo 5 %. Este patrón coincide con estudios que señalan que las fibras textiles naturales, particularmente el algodón, suelen dominar las poblaciones de fibras en ríos y lagunas y, aunque su origen es claramente antrópico, presentan un riesgo ecológico menor que los polímeros sintéticos más persistentes.
- El análisis de riesgo ecológico mostró que los polímeros identificados se mantienen en la categoría I de riesgo bajo (EVA, PCT, EPR, PET) y solo Lycra (PUR) y EVITA (PAN) alcanzaron niveles moderados dentro de la categoría II, sin exceder el umbral de riesgo bajo del PERI. Sin embargo, este “bajo riesgo” debe entenderse de forma crítica para la búsqueda de medidas de prevención: la presencia constante de polímeros sintéticos en un ecosistema protegido, aun en bajas proporciones, representa un riesgo acumulativo y un escenario de alerta temprana.

- La coincidencia entre los microplásticos del agua y los ingeridos por los peces evidencia una relación directa agua-biota. El fuerte predominio de fibras (85–99 %) es significativo porque estas partículas se mantienen tanto en suspensión como en el fondo, lo que las hace accesibles a especies con hábitos distintos. Así, *Oreochromis* spp., de conducta bentónica, consume fibras depositadas en el sustrato, mientras que *Mugil cephalus*, aunque pelágica, incorpora las que flotan o se distribuyen en la capa superficial. Esta doble disponibilidad explica sus cargas similares y confirma que las fibras funcionan como un contaminante transversal del sistema. En conjunto, ambas especies actúan como bioindicadores eficaces, mostrando que los microplásticos están presentes en todas las capas del ecosistema y que existe una exposición continua dentro del santuario.

5.2. Recomendaciones

- En primer lugar, se sugiere incrementar el número de especímenes recolectados en futuras evaluaciones para ambas especies, *Mugil cephalus* y *Oreochromis* spp., y de y replicados experimentales, con el fin de obtener un rango más amplio de tallas y pesos que permita profundizar en la relación entre características morfométricas y carga de microplásticos e incrementar la robustez estadística. Asimismo, considerando que Boquerón e Iberia presentaron niveles de oxígeno disuelto por debajo de los ECAs y que Iberia mostró un pH fuera del rango normativo, se recomienda establecer un programa de monitoreo más frecuente y dirigido, orientado a identificar fuentes puntuales de alteración de la calidad del agua y aplicar medidas correctivas oportunas dentro y fuera del santuario.
- Dado que las tres lagunas registraron 100% de ocurrencia de microplásticos en peces y agua, se recomienda implementar un plan operativo de control de fuentes y reducción de cargas de MP adaptado a cada laguna. En la Laguna Mejía, fortalecer la gestión de residuos generados por actividades recreativas y colocar rejillas de retención de sólidos y filtros textiles en los drenes que descargan hacia el humedal. En la Laguna Iberia, exigir a las descargas domésticas y agrícolas de Ensenada un pretratamiento que incluya sedimentación y filtración de partículas finas, además de

incorporar la variable microplásticos en los monitoreos de calidad de agua. En la Laguna Boquerón, implementar acciones a nivel de cuenca mediante inspecciones a asentamientos aguas arriba, instalación de barreras físicas en canales de ingreso y campañas comunitarias para reducir vertimientos y residuos textiles. Estas medidas factibles para el SERNANP y municipalidades colindantes, contribuirán a disminuir la entrada de microplásticos y mejorar la condición ecológica del sistema lagunar.

- La predominancia de fibras especialmente de color azul y amarillo, y en el rango de 0.05–0.50 mm indica la necesidad de implementar acciones orientadas a reducir el aporte de fibras textiles a través de aguas residuales domésticas e industriales. En este sentido, se recomienda promover campañas de educación ambiental para poblaciones cercanas, así como evaluar la implementación de prácticas de filtración o retención de fibras en sistemas de lavado y efluentes urbanos. Paralelamente, la caracterización química mostró aportes relevantes de polímeros sintéticos como PCT (16.6 %), por lo que se recomienda ampliar el número de muestras analizadas mediante FTIR en futuras investigaciones y plantear medidas regulatorias que reduzcan el ingreso de polímeros emergentes al ecosistema.
- Finalmente, considerando que el riesgo ecológico se mantuvo en niveles bajos, pero con presencia de polímeros en categorías moderadas y que los peces demostraron ser buenos bioindicadores de la contaminación transversal en todas las capas de las lagunas, se recomienda establecer un programa de monitoreo continuo de concentración, tipología y distribución vertical de microplásticos. Este programa debe contemplar variaciones estacionales, cambios en actividades antrópicas y la posible acumulación progresiva de polímeros sintéticos, con el objetivo de anticipar incrementos en el nivel de riesgo y orientar decisiones de conservación dentro del santuario.



6. REFERENCIAS

- Abidli, S., Akkari, N., Lahbib, Y., & El Menif, N. T. (2021). First evaluation of microplastics in two commercial fish species from the lagoons of Bizerte and Ghar El Melh (Northern Tunisia). *Regional Studies in Marine Science*, 41, 101581 . <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101581>
- Adams, J. S., Sutar, Y., Dhoble, S., Maiti, C., Hanjankar, S. N., Das, R., Patravale, V., & Date, A. A. (2024). Pharmaceutical and biomedical polymers: Basics, modifications, and applications. In *Polymers for Pharmaceutical and Biomedical Applications: Fundamentals, Selection, and Preparation* (pp. 1–86). Elsevier . <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95496-9.00001-6>
- Aguirre-Sanchez, A., Purca, S., Cole, M., Indacochea, A. G., & Lindeque, P. K. (2024). Prevalence of microplastics in Peruvian mangrove sediments and edible mangrove species. *Marine Pollution Bulletin*, 200 . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116075>
- Aiguo, Z., Di, S., Chong, W., Yuliang, C., Shaolin, X., Peiqin, L., . . . Jixing, Z. (2022). Characteristics and differences of microplastics ingestion for farmed fish with different water depths, feeding habits and diets. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107189 . <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107189>
- Ajith, N., Arumugam, S., Parthasarathy, S., Manupoori, S., & Janakiraman, S. (2020). Global distribution of microplastics and its impact on marine environment—a review. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 27, Issue 21, pp. 25970–25986). Springer . <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09015-5>
- Albarano, L., Maggio, C., La Marca, A., Lovine, R., Lofrano, G., Guida, M., . . . Libralato, G. (2024). Risk assessment of natural and synthetic fibers in aquatic environment: A critical review. *Sci Total Environ*, 934(173398) . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173398>
- Ali, M., Xu, D., Yang, X., & Hu, J. (2024). Microplastics and PAHs mixed contamination: An in-depth review on the sources, co-occurrence, and fate in marine

- ecosystems. In *Water Research* (Vol. 257). Elsevier Ltd . <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121622>
- Ali, R., Anisuzzaman, M., Lipi, J., Riya, K., Arai, T., Ngh, N., & Hossain, B. (2025). Ecological risk profiling of microplastic load in commercial aquaculture of Bangladesh: A multi-approach analysis across species-specific ponds. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(5) . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.118380>
- Álvarez, C. A. (2019). *Tratamiento del plástico re aprovechable, para el diseño de la elaboración de ladrillos, de la obra level, Jesús María, Lima*. Wikipedia. Retrieved June 5, 2024, from <https://repositorio.uap.edu.pe/xmlui/handle/20.500.12990/2129>
- Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A., & Mauad, T. (2021). Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials*, 416 . <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>
- Ansoar-Rodríguez, Y., Bertrand, L., Colombo, C., Rimondino, G., Rivetti, N., Bistoni, M., & Amé, M. (2025). Microplastic distribution and potential ecological risk index in a South American sparsely urbanized river basin: Focus on abiotic matrices and the native fish *Jenynsia lineata*. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 18, 100685 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100685>
- AQUAE FUNDACIÓN. (2021). ¿Qué es un humedal y por qué son importantes? *Fundación Aquae*. Retrieved June 5, 2024, from <https://www.fundacionaquae.org/wiki/los-humedales-vitales-para-la-supervivencia-humana/>
- Arias, A., Ronda, A., Oliva, A., & Marcovecchio, J. (2019). Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 750–756 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00128-019-02604-2>
- Ashokkumar, V., Chandramughi, V., Mohanty, K., & gummadi, S. (2025). Microplastic pollution: Critical analysis of global hotspots and their impact on health and ecosystems. *Journal of enviromental*

- Management*, 381 (124995) . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124995>
- Aung, T., Batish, I., & Ovissipour, R. (2022). Prevalence of microplastics in the eastern oyster *Crassostrea virginica* in the Chesapeake Bay: The impact of different digestion methods on microplastic properties. *Toxics*, 10(1), 29 . <https://doi.org/10.3390/toxics10010029>
- Bacosa, H. P., Perpetua, Z. D., Aron, J. B., Bondaug, J. C. S., Cui, V. T., Imperial, J. E., Monera, C. M. M., Villariaz, J., Gabriel, A. D., Mayol, A. P., & Shiu, R.-F. (2024). First documented evidence of mesoplastic pollution in the Philippines: The case of the sandy beaches in Iligan City. *Regional Studies in Marine Science*, 103574 . <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103574>
- Barrios, G., Choque, D., Coaquira, J., Llactacondor, M., Loayza, F., & Mamani, J. (2022). *Identificación de problemas ambientales por el uso de plásticos en los ecosistemas marinos de Arequipa*. Universidad Nacional de San Agustín . https://www.researchgate.net/publication/366364368_IDENTIFICACION_DE_PROBLEMAS_AMBIENTALES_POR_EL_USO_DE_PLASTICO_EN_LOS_ECOSISTEMAS_MARINOS_DE_AREQUIPA
- Blettler, M., Garello, N., Ginon, L., Abrial, E., Espinola, L., & Wantzen, K. (2019). Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country : sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*). *Environ. Pollut.*, 255, 113348 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113348>
- Borah, P., Kshiar, N., Reang, D., Jyoti Nath, A., & Kumar Baruah, K. (2024). Incidence of microplastic contamination in fishes of the Ramsar Wetland, Loktak – The world’s only floating lake from the Indian Himalayan region. *Journal of Environmental Management*, 358 . <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120928>
- Bordós, G., Urbányi, B., Micsinai, A., Kriszt, B., Palotai, Z., Szabó, I., Hantosi, Z., & Szoboszlai, S. (2019). Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere*, 216, 110–116 . <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110>

- Bostan, N., Ilyas, N., Akhtar, N., Mehmood, S., Saman, R. U., Sayyed, R. Z., Shatid, A. A., Alfaifi, M. Y., Elbehairi, S. E. I., & Pandiaraj, S. (2023). Toxicity assessment of microplastic (MP); a threat to the ecosystem. *Environmental Research*, 234 . <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116523>
- Brandt, J., Fischer, F., Kanaki, E., Enders, K., Labrenz, M., & Fisher, D. (2021). Assessment of Subsampling Strategies in Microspectroscopy of Environmental Microplastic Samples. *Environ. Sci*, 8(579676), 1-14 . <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579676>
- Bull, H., Naesheim, T., & Kagel, T. (2023). Quick and efficient microplastic isolation from fatty fish tissues by surfactant-enhanced alkaline digestion. *Marine Pollution Bulletin*, 197(115726) . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115726>
- Carpio, K. (2019). *Caracterización de las formaciones de scirpus americanus "Junco" y su relación con la reducción de los espejos lagunares del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, Arequipa -2017* [Tesis de pregrado, Universidad Católica de Santa María].
- Castañeda, G., Gutiérrez, A., Nacaratte, F., & Manzano, C. (2020). MICROPLÁSTICOS: UN CONTAMINANTE QUE CRECE EN TODAS LAS ESFERAS AMBIENTALES, SUS CARACTERÍSTICAS Y POSIBLES RIESGOS PARA LA SALUD PÚBLICA POR EXPOSICIÓN. *Revista Boliviana de Química*, 37(3), 160-175 . <https://www.redalyc.org/journal/4263/426365043004/html/>
- Castilla, A., & Elvira, M. (2022). *Contaminación por microplásticos en cuatro especies de peces en playas de Punta de Bombón, Islay- Arequipa*. Repositorio de la Universidad César Vallejo. Retrieved June 3, 2024, from <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/98549>
- Chae, B., Oh, S., & Lee, D. (2023). Is 5 mm still a good upper size boundary for microplastics in aquatic environments? Perspectives on size distribution and toxicological effects. *Marine Pollution Bulletin*, 196, 115591 . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115591>

- Chen, Y., Shen, Z., Li, G., Wang, K., Cai, X., Xiong, X., & Wu, C. (2022). Factors affecting microplastic accumulation by wild fish: A case study in the Nandu River, South China. *Science of the Total Environment*, 847 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157486>
- Chen, P.-W., Hsiao, M.-N., Xiao, L.-W., & Liu, Z.-S. (2024). Adsorption behavior of heavy metals onto microplastics derived from conventional and biodegradable commercial plastic products. *Science of the Total Environment*, 951, 175537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.175537>
- Cheneaux, A. (2015). *Estado ecológico en dos lagunas del santuario Nacional Lagunas de Mejía, Arequipa, mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores e la calidad de agua (febrero -abril 2014)* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa].
- Chota-Macuyama, W., & Chong-Mendoza, J. (2020). Primer registro de ingestión de microplásticos por un pez de importancia comercial en la ciudad de Iquitos, Amazonía peruana. *Revista del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana*, 29(2), 179-188 . <https://doi.org/https://doi.org/10.24841/fa.v29i2.521>
- Choudhary, A., George, L., Mandal, A., Biswas, A., Ganie, Z., & Darbha, G. (2025). Assessment of microplastics and associated ecological risk in the longest river (Godavari) of peninsular India: A comprehensive source-to-sink analysis in water, sediment and fish. *Marine Pollution Bulletin*, 212, 117560 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117560>
- Chung, C., Lee, M., & Choe, E. K. (2004). Characterization of cotton fabric scouring by FT-IR ATR spectroscopy. *Carbohydrate Polymers*, 58(4), 417-420 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2004.08.005>
- Comisión Europea. (2020). *Estrategia sobre plásticos*. Medio Ambiente. https://environment.ec.europa.eu/strategy/plastics-strategy_en
- Congreso de la República. (2017). *Ley N.º 28611, Ley General del Ambiente*. <https://www.gob.pe/institucion/congreso-de-la-republica/normas-legales/3569-28611>

- Congreso de la República. (2018). *Ley N.º 30884: Ley que regula el plástico de un solo uso y los recipientes o envases descartables*. <https://www.gob.pe/institucion/congreso-de-la-republica/normas-legales/1122664-30884>
- Convention on Wetlands. (2024). *Convención sobre los humedales - RAMSAR*. Página principal | The Convention on Wetlands, La Convención sobre los Humedales. Retrieved June 4, 2024, from <https://www.ramsar.org/es>
- Cowger, W., Markley, L., Moore, S., Gray, A., Upadhyay, K., & Koelmans, A. (2024). How many microplastics do you need to (sub)sample? *PubMed*, 15(116243) . <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116243>
- Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019). Human consumption of microplastics. *Environmental science & technology*, 53(12), 7068-7074 . <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>
- Dalu, T., Themba, N. N., Dondofema, F., & Cuthbert, R. N. (2023). Nowhere to go! Microplastic abundances in freshwater fishes living near wastewater plants. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 101 . <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104210>
- Dash, M., Chiellini, F., Ottenbrite, R. M., & Chiellini, E. (2011). Chitosan—A versatile semi-synthetic polymer in biomedical applications. *Progress in Polymer Science*, 36(8), 981–1014 . <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2011.02.001>
- De Lima Moraes, A. G., Watkins, A. H., Brecheisen, Z., Bowling, L. C., Caceres, J. P. P., Novoa, H. M., & Cherkauer, K. A. (2023). The fast-changing climate reality of Arequipa, Peru. *International Journal of Climatology*, 43(2), 979-995 . <https://doi.org/10.1002/joc.7855>.
- De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pérez-Baca, B. L., & Santillán, L. (2019). Microplastic abundance in three commercial fish from the coast of Lima, Peru. *Brazilian Journal of Natural Sciences*, 2(3), 171-171 . <https://doi.org/10.31415/bjns.v2i3.67>

- Devenish, C., Díaz Fernández, D. F., Clay, R. P., Davidson, I. & Yépez Zabala, I. (Eds.). (2009). *Important Bird Areas Americas - Priority sites for biodiversity conservation*. BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 16). Obtenido de: http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/IBAs/AmCntryPDFs/Peru_es.pdf
- Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., & Zeri, C. (2018). Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 30-40 . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.063>.
- Directiva UE. (2019). Reducción del impacto de determinados productos de plástico en el medio ambiente. *Diario Oficial de la Unión Europea*. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2019-81016>
- Dominguez, D. (2025). *Determinación espacio temporal de partículas microplásticas en los embalses Frayle, Pañe y Aguada Blanca pertenecientes al sistema de rasvase Alto Colca - Chili* [Tesis de pregrado, Universidad Católica de Santa María].
- Durand, E. (2024). *Evaluación del nivel de contaminación plástica del sector Barco Chucuito - lago Titicaca, Puno - Perú mediante la determinación de la concentración de microplásticos primarios y secundarios* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional del Altiplano].
- Fagiano, V., Compa, M., Alomar, C., Ríos-Fuster, B., Morato, M., Capó, X., & Deudero, S. (2023). Breaking the paradigm: Marine sediments hold two-fold microplastics than sea surface waters and are dominated by fibers. *Science of The Total Environment*, 858, 159722 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159722>.
- Faisal, M., Lipi, J., Rima, N., Riya, K., Hossain, M., Paray, B., . . . Hossain, M. B. (2025). Microplastic contamination and ecological risk assessment in sediments and waters of ship-dismantling yards along the Bay of Bengal. *Marine Pollution Bulletin*, 217, 118032 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118032>
- Fan, C., Huang, Y.-Z., Lin, J.-N., & Li, J. (2021). Microplastic constituent identification from admixtures by Fourier-transform infrared (FTIR) spectroscopy: The use of

- polyethylene terephthalate (PET), polyethylene (PE), polypropylene (PP), polyvinyl chloride (PVC) and nylon (NY) as the model constituents. *Environmental Technology & Innovation*, 23(101798), 101798 . <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101798>
- Feng, T., Wei, Z., Agathokleous, E., & Zhang, B. (2024). Effect of microplastics on soil greenhouse gas emissions in agroecosystems: Does it depend upon microplastic shape and soil type? *Science of the Total Environment*, 912, 169278. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169278>
- Gamarra-Toledo, V., Plaza, P. I., Peña, Y. A., Bermejo, P. A., López, J., Cano, G. L., Barreto, S., Cáceres-Medina, S., & Lambertucci, S. A. (2023). High incidence of plastic debris in Andean condors from remote areas: Evidence for marine-terrestrial trophic transfer. *Environmental Pollution*, 317 . <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120742>
- Garcia, T., Cardozo, A., Quirino, B., Yofukuji, K., Ganassin, M., dos Santos, N., & Fugi, R. (2020). Ingestion of microplastic by fish of different feeding habits in urbanized and non-urbanized streams in southern Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231, 434 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11270-020-04802-9>
- García-Guaita, F., González-García, S., Villanueva-Rey, P., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2018). Integrating Urban Metabolism, Material Flow Analysis and Life Cycle Assessment in the environmental evaluation of Santiago de Compostela. *Sustainable Cities and Society*, 40, 569–580 . <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.04.027>
- Gavilán, J., Ortiz, Y., Aranda, K., & Stive, F. (2019). Microplásticos en contenido estomacal de la “lisa” *Mugil cephalus*, Lima -Perú. *Ciencia, tecnología y desarrollo*, 5(2), 38-45 . https://doi.org/https://revistas.upeu.edu.pe/index.php/ri_ctd/index
- Gebremedhine, M., Tekle, S., Terfie, T., & Aragaw, T. (2025). Occurrence of microplastics in water and sediment of a highly urbanized lake ecosystem in Addis Ababa, Ethiopia. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 18, 100756 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100756>

- Gennip, S. J. van, Dewitte, B., Garçon, V., Thiel, M., Popova, E., Drillet, Y., Ramos, M., Yannicelli, B., Bravo, L., Ory, N., Luna-Jorquera, G., & Gaymer, C. F. (2019). In search for the sources of plastic marine litter that contaminates the Easter Island Ecoregion. *Scientific Reports*, 9(1) . <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56012-x>
- Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A., & MacLeod, M. (2017). Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine pollution bulletin*, 120(1-2), 292-302 . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.062>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made . <https://www.science.org>
- Gicquel, C., Bruzaud, S, Kedzierski, M. (2024) Generation of synthetic FTIR spectra to facilitate chemical identification of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*. 202. 116295 . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116295>.
- Gobierno Regional de Arequipa. (2019). *Acuerdo Regional N.º 016-2019-GRA/CR-AREQUIPA: Declarar de prioritario interés regional el uso responsable del plástico, la reducción de la distribución y uso de productos de plástico y tecnopor.* <https://www.gob.pe/institucion/regionarequipa/normas-legales/2370942-016-2019-gra-cr-arequipa>
- Grillo, J. F., Guerrero Rebolledo, A., Sabino, M. A., & Ramos, R. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean: On the adoption of reporting standards and quality assurance and quality control protocols. In *Environmental Advances* (Vol. 8). Elsevier Ltd . <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100236>
- Guzman, D., & Lima, E. (2024). *Identificación y caracterización de microplásticos en los componentes ambientales agua y organismo marino (Aulacomya atra) del banco natural Punta Cañones, distrito de Islay, provincia de Islay, región de Arequipa* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa].
- Hassine, I., Abidli, Lahbib, Y., & El Menif, N. (2025). First characterization and spatial distribution of microplastics in *Sardina pilchardus* fish gathered along the northern

- Tunisian coast. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 25(2), 414-421 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2024.06.004>
- Huang, L., Li, Q. P., Li, H., Lin, L., Xu, X., Yuan, X., Koongolla, J. B., & Li, H. (2023). Microplastic contamination in coral reef fishes and its potential risks in the remote Xisha areas of the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114399>
- Huanuco, R., & Gamboa, N. (2023). Microplásticos en sedimentos fluviales en la cuenca baja del río Rímac, Perú. *Espacio y desarrollo*, 1(40), 36-57 . <https://doi.org/https://doi.org/10.18800/espacioydesarrollo.2023.002>
- Iannacone, J., Principe, F., Minaya, D., Panduro, G., Carhuapoma, M., & Alvariño, L. (2021). Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 32(2), e20038 . <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.15381/rivep.v32i2.20038>
- Imfeld, N., Sedlmeier, K., Gubler, S., Correa Marrou, K., Davila, C. P., Huerta, A., Lavado-Casimiro, W., Rohrer, M., Scherrer, S.C. and Schwierz, C. (2020) A combined view on precipitation and temperature climatology and trends in the southern Andes of Peru. *International Journal of Climatology*, 41(1), 679–698 . <https://doi.org/10.1002/joc.6645>.
- INEI. (2017). *Resultados Definitivos de los Censos Nacionales 2017*. INEI. Retrieved June 3, 2024, from <https://censo2017.inei.gov.pe/resultados-definitivos-de-los-censos-nacionales-2017/>
- Jangid, H., Dutta, J., Karnwal, A., & Kumar, G. (2025). Microplastic contamination in fish: A systematic global review of trends, health risks, and implications for consumer safety. *Marine Pollution Bulletin*, 219, 118279 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118279>
- Jarvis, B., Hagy, J. D., Melendez, W., Simmons, C. W., & Wan, Y. (2023). Measuring and Modeling Diel Oxygen Dynamics in a Shallow Hypereutrophic Estuary: Implications of Low Oxygen Exposure on Aquatic Life. *Science of the Total Environment*, 882, 163474 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163474>

- Joshi, K., Rabari, V., Patel, H., Patel, K., Rakib, M. R. J., Trivedi, J., Paray, B. A., Walker, T. R., & Jakariya, M. (2024). Microplastic contamination in filter-feeding oyster *Saccostrea cucullata*: Novel insights in a marine ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 202 . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116326>
- Jung, M., Horgen, D., Orski, S., Rodriguez, V., Beers, K., Balazs, G., . . . Lynch, J. (2018). Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 704-716 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.061>
- Kabir, A. E. (2025). Microplastics in the benthic fish from the Canadian St. Lawrence River and Estuary: Occurrence, spatial distribution and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 212, 117509 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117509>
- Khan, A., Perea, O., Sparks, C., & Opeolu, B. (2025). Assessing microplastic characteristics and abundance in the sediment and surface water of the Diep River, Western Cape, South Africa. *Environmental Pollution*, 381, 126555 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126555>
- Kim, J.-H., Yu, Y.-B., & Choi, J.-H. (2021). Toxic effects on bioaccumulation, hematological parameters, oxidative stress, immune responses and neurotoxicity in fish exposed to microplastics: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125423 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125423>
- Koné, T. I., Kadjo, V., & N'da, K. (2020). FOOD AND FEEDING HABITS OF *Mugil cephalus* (LINNE, 1758) FROM GRAND-LAHOU LAGOON (COTE D'IVOIRE). *International Journal of Advanced Research*, 8(12), 939-945 . <https://doi.org/https://doi.org/10.21474/IJAR01/12238>
- Larrea, A., Reyes, J., Valenzuela, C., & Arias, A. (2025). First evidence of microplastics in the Quilca-Vítor-Chili river basin, Arequipa region, Peru. *Journal of Contaminant Hydrology*, 269(104484) . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104484>

- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8 . <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Li, A., Shi, Z., Yin, Y., Fan, Y., Zhang, Z., Tian, X., . . . Pan, L. (2023). Excessive use of chemical fertilizers in catchment areas raises the seasonal pH in natural freshwater lakes of the subtropical monsoon climate region. *Ecological Indicators*, 154, 110477 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110477>
- Li, L., Xu, R., Jiang, L., Xu, E. G., Wang, M., Wang, J., Li, B., Hu, M., Zhang, L., & Wang, Y. (2021). Effects of microplastics on immune responses of the yellow catfish *Pelteobagrus fulvidraco* under hypoxia. *Frontiers in Physiology*, 12, 753999. <https://doi.org/10.3389/fphys.2021.753999>
- Li, Q., Zhang, T., & Huang, Y. (2022). Microplastics and the One Health framework: Implications for environmental and human health. *Science of the Total Environment*, 853, 158654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158654>
- Li, Q., Han, Z., Su, G., Hou, M., Liu, X., Zhao, X., . . . Wang, M. (2023). New insights into the distribution, potential source and risk of microplastics in Qinghai-Tibet Plateau. *Environment International*, 175(107956) . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107956>
- Li, R., Yu, L., Chai, M., Wu, H., & Zhu, X. (2019). The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. *Science of the Total Environment*, 708, 135025 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135025>
- Li, X. Wang, M. Su, X. Zou, L. Duan, H. Zhang (2021). Características de la contaminación plástica en el medio ambiente. Págs. 577 - 584. DOI:10.1007/s00128-020-02820-1
- Ling, T., Yin, A., Fok, L. (2024). Human exposure to microplastics via the consumption of nonalcoholic beverages in various packaging materials: The case of Hong Kong. *Journal of Hazardous Materials*. 472, 134575 . <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134575>

- Lino, L. (2022). *Microplástico en el agua y sedimentos de los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla en la ciudad de Aucayacu* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Agraria de la Selva].
- Lithner, D., Larsson, A., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*, 409(18), 3309–3324 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- Luo, Z. Wang, L. Yang, T. Gao, Y. Zhang (2022). A review of analytical methods and models used in atmospheric microplastic research. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154487.
- Ma, G., Pan, X., Zhang, Y., Liu, T., & Wang, D. (2024). Empirical and simulated investigation of the solid waste reverse supply chain: A complex adaptive system perspective. *Journal of Environmental Management*, 358 . <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120924>
- MacArthur, D. E., Waughray, D., & Stuchtey, M. R. (2016, January). *The new plastics economy, rethinking the future of plastics*. In World Economic Forum (Vol. 17). Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company London, UK.
- Maharana, D., Saha, M., Dar, J., Rathore, C., Sreepada, R., Xu, X.-R., . . . Li, H.-J. (2020). Assessment of micro and macroplastics along the west coast of India: Abundance, distribution, polymer type and toxicity. *Chemosphere*, 246, 125708 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117560>
- Makhdoumi, P., Hossini, H. & Pirsahab, M. (2023). A review of microplastic pollution in commercial fish for human consumption. *Reviews on Environmental Health*, 38(1), 97-109 . <https://doi.org/10.1515/reveh-2021-0103>
- Melgarejo-Velásquez, G., & Reyes-Avalos, W. (2024). Abundancia de microplásticos del agua, sedimento, y en peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú). *Caldasia*, 46(3), 616-628 . <https://doi.org/https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n3.106414>

- MexPolímeros. (2021). Semi-cristalinos - Polímeros termoplásticos, elastómeros y aditivos. *MexPolímeros*. Retrieved June 5, 2024, from <https://www.mexPolímeros.com/semi-cristalinos.html>
- Ministerio del Ambiente. (2017). *Decreto Legislativo N.º 1278: Ley de gestión integral de residuos sólidos*. <https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-legislativo-n-1278/>
- Mio-Díaz, M., & Álvarez, M. (2023). Frecuencia de ocurrencia de microplásticos en contenido gastrointestinal de *orestiassp.* y *odontesthes bonariensis* de la laguna Pomacanchi-Acomayo-Cusco. *Revista Q'EUÑA*, 14(2), 7-12. <https://doi.org/https://doi.org/10.51343/rq.v14i2.1293>
- Mishra, A. K., Singh, J., & Mishra, P. P. (2021). Microplastics in polar regions: An early warning to the world's pristine ecosystem. In *Science of the Total Environment* (Vol. 784). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147149>
- Mohamed Nor, N. H., Kooi, M., Diepens, N. J., & Koelmans, A. A. (2021). Lifetime accumulation of microplastic in children and adults. *Environmental science & technology*, 55(8), 5084-5096. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07384>
- Morgado, V., Gomes, L., Bettencourt da Silva, R. J. N., & Palma, C. (2022). Microplastics contamination in sediments from Portuguese inland waters: Physical-chemical characterisation and distribution. *Science of the Total Environment*, 832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155053>
- Munno, K., Helm, P., Rochman, C., George, T., & Jackson, D. (2021). Conservation Biology. *Mugil cephalus*, 36(1). <https://doi.org/https://doi.org/10.1111%2Fcobi.13794>
- Na, S.-H., Kim, M.-J., Kim, J., Batool, R., Cho, K., Chung, J., . . . Kim, E.-J. (2025). Fate and potential risks of microplastic fibers and fragments in water and wastewater treatment processes. *Science of The Total Environment*, 997, 180211. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180211>

- Naciones Unidas. (2015). *Acuerdo de París*. United Nations. <https://www.un.org/es/climatechange/paris-agreement>
- Najafi, S., Khosravani, F., Yousefi, M., Jandaghi, J., Valizadeh, B., & Torkashvand, J. (2024). Development of municipal solid waste management guidelines in biological crisis based on international experiences and considering local techno-economic characteristics. *Results in Engineering*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102052>
- Nguyen, M.-K., Walker, T. R., Lin, C., Nguyen, D., Kim, S. S., Chung, W., & Nguyen, D. D. (2026). Emerging challenges of microplastic impacts to ecological health and climate change. *Marine Pollution Bulletin*, 222, 118778. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118778>
- Nozaki, K., Tanoue, R., Kunisue, T., Tue, N. M., Fujii, S., Sudo, N., ... & Nomiyama, K. (2023). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface water and fish from three Asian countries: Species-specific bioaccumulation and potential ecological risks. *Science of The Total Environment*, 866, 161258. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161258>.
- Núñez, C. C. R., Solana Arellano, M. E., & LOPEZ, R. C. (2024). *Detección y cuantificación de microplásticos en la tortuga prieta (Chelonia mydas) en dos sitios de forrajeo de la península de Baja California*. <https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/4220>
- Ory, N., Gallardo, C., Lenz, M., & Thiel, M. (2018). Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish. *Environmental Pollution*, 240, 566-573. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.093>
- Pan, Z., Liu, Q., Jiang, R., Li, W., Sun, X., Lin, H., Jiang, S., & Huang, H. (2021). Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: The Dongshan Bay of China. *Chemosphere*, 262. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127876>

- Paredes, J., Moreno Del Castillo, A., Ordoñez, K., Palo, M. (2018). *Caracterización de Microplásticos en los Recursos Hidrobiológicos del Lago Titicaca* . <https://core.ac.uk/download/pdf/233005269.pdf>
- Park Y. & Lek S. (2015). Chapter 1 - Introduction: Global changes and sustainable ecosystem management. *Developments in Environmental Modelling*. Elsevier. 27. Pages 1-9 . <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63536-5.00001-6>.
- Peng, G., Xu, P., Zhu, B., Bai, M., & Li, D. (2018). Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: A case study of risk assessment in megacities. *Environmental Pollution*, 234, 448–456 . <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.034>.
- Periyasamy, A., & Tehrani, A. (2022). A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. *Polymer Degradation and Stability*, 199(109901) . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.109901>
- Perrilla, F., & Quiroz, J. (2023). Microplásticos, una amenaza invisible para la salud humana y ambiente. *Revista Cubana de Salud Pública*, 49(4) . http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-34662023000400010
- Piskuta, P., Astel, A., & Pawlik, M. (2025). Microplastics in seawater and fish acquired from the corresponding fishing zones of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 211, 117485 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117485>
- PlasticsEurope, E. P. R. O. (2019). *Plastics—the facts 2019. An analysis of European plastics production, demand and waste data*. PlasticEurope . <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/1804-plastics-facts-2019>.
- Purca, S. (2019). *Presencia de microplásticos en el mar peruano*. Pontificia Universidad Católica del Perú.

- QUIMISOR GROUP. (2023, July 10). Cristalinidad en los polímeros - QUIMISOR. *quimisor*. Retrieved June 5, 2024, from <https://quimisor.com.mx/cristalinidad-en-los-Polímeros/>
- Rahmani, A., Nasrollah Boroojerdi, M., Seid-mohammadi, A., Shabanloo, A., Zabihollahi, S., & Zafari, D. (2023). Abundance and characteristics of microplastics in different zones of waste landfill site: A case study of Hamadan, Iran. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8 . <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100494>
- Rakib, M. R. J., Al Nahian, S., Alfonso, M. B., Khandaker, M. U., Enyoh, C. E., Hamid, F. S., Alsubaie, A., Almalki, A. S. A., Bradley, D. A., Mohafez, H., & Islam, M. A. (2021). Microplastics pollution in salt pans from the Maheshkhali Channel, Bangladesh. *Scientific Reports*, 11(1) . <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02457-y>
- Ramos, C. A. (2019). *Valoración económica del servicio de secuestro y almacenamiento de carbono del monte ribereño del Santuario Nacional Lagunas de Mejía Arequipa 2019*. Repositorio UCSM. Retrieved June 4, 2024, from <https://repositorio.ucsm.edu.pe/items/d636b2b5-f4e5-4494-ba4f-a623e1064b1a>
- Rana, M., Paul, S., Sultana, S., Hossain, M., Albeshr, M., Yu, J., . . . Hossain, M. (2025). Quantification, characterization and risk assessment of microplastics and mesoplastics in aquafarms of a leading fish-producing nation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(5), 117423 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.117423>
- Ranjani, M., Veerasingam, S., Venkatachalapathy, R., Mugilarasan, M., Bagaev, A., Mukhanov, V., & Vethamony, P. (2021). Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: a meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111969 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111969>
- Renzi, M., Specchiulli, A., Blašković, A., Manzo, C., Mancinelli, G., & Cilenti, L. (2019). Marine litter in stomach content of small pelagic fishes from the Adriatic Sea: sardines (*Sardina pilchardus*) and anchovies (*Engraulis*

- encrasicolus*). *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 2771–2781 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-018-3762-8>
- Ritchie, H., Samborska, V., & Roser, M. (2018). *Plastic Pollution*. Our World in Data. Retrieved June 5, 2024, from <https://ourworldindata.org/plastic-pollution?module=inline&pgtype=article>
- Rochman, C. M., Browne, M. A., Halpern, B. S., Hentschel, B. T., Hoh, E., Karapanagioti, H. K., Rios, L., Swee, H. & ThomPon, R. C. (2013). Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, 494(7436), 169-171 . <https://doi.org/10.1038/494169a>
- Roman, M., Martinez, I., Ahumada, R., Portillo, R., Apun, J., Zavala, A., & SantaMaría, A. (2024). Contaminación por microplásticos en peces marinos de importancia comercial del Norte de Sinaloa, México. *Abanico Agroforestal*, 6(1), 1-22 . <http://dx.doi.org/10.37114/abaagrof/2024.3>
- Samal, K., Nayak, J., Samal, S., & Miishra, S. (2024). Sources, Transport, and Accumulation of Synthetic Microfiber Wastes in Aquatic and Terrestrial Environments. *Innovative Approaches in Wastewater Treatment: Bioremediation and Nutrient Recovery for Emerging Contaminants*, 16(16), 2238 . <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/w16162238>
- Sanchez, M., Gonzales, D., Sendra, M., Ramos, F., Pilar, M., & Gonzáles, E. (2023). Contamination from microplastics and other anthropogenic particles in the digestive tracts of the commercial species *Engraulis encrasicolus* and *Sardina pilchardus*. *Science of The Total Environment*, 860(160451) . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160451>
- Sathish, M., Jeyasanta, I., & Patterson, J. (2020). Occurrence of microplastics in epipelagic and mesopelagic fishes from Tuticorin, Southeast coast of India. *Science of The Total Environment*, 720, 137614 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137614>
- SERNANP. (2019). *Santuario Nacional Lagunas de Mejía*. Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Retrieved June 3, 2024,

from <https://www.gob.pe/institucion/sernanp/informes-publicaciones/1928696-santuario-nacional-lagunas-de-Mejía>

SERNANP. (2020). *Resolución de Presidencia N.º 144-2020-SERNANP: Aprobar el Plan Maestro del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, periodo 2020-2024*. Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. <https://www.gob.pe/institucion/sernanp/normas-legales/1199716-144-2020-sernanp>

Shahriar, S., Chowdhury, O., Nahid, M., Islam, M., Islam, S., Khan, S., & Shahjahan, M. (2025). Microplastics occurrence in water, sediment and edible small indigenous fish species in seasonal freshwater wetland ecosystems of Bangladesh. *Science of The Total Environment*, 997, 180211 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180211>

Sheriff, I., Azimatolakma, N., Binti, H., Sunday, O., & Fadly, A. (2024). Extraction and analytical methods of microplastics in wastewater treatment plants: Isolation patterns, quantification, and size characterization techniques. *Desalination and Water Treatment*, 318(100399) . <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100399>

Siddiqui, S. M., Kamble, R. B., & Kharat, P. S. (2025). A comprehensive review of physicochemical properties and their impact on freshwater ecosystem. *International Journal of Research Studies on Environment, Earth, and Allied Sciences*, 2(2), 105–111. <https://doi.org/10.5281/zenodo.15332262>

Silva, M., Gonzales, M., Islas, M., & Díaz, M. (2025). Highway runoff and recreational activities as primary sources of microplastics in the watershed of the SW Atlantic Mar Chiquita coastal lagoon (MAB-UNESCO). *Marine Pollution Bulletin*, 221(118478) . <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118478>

Silva, A. L. P., Prata, J. C., Duarte, A. C., Soares, A. M. V. M., Barceló, D., & Rocha-Santos, T. (2021). Microplastics in Landfill Leachates: The Need for Reconnaissance Studies and Remediation Technologies. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 3 . <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100072>

- Silvera, M. (2023). *Microplásticos en agua y sedimentos en la orilla de la laguna el Oconal en el distrito de Villa Rica, departamento de Pasco - 2022* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Agraria de la Selva] . <https://repositorio.unas.edu.pe/items/ae5b6d29-0c01-4868-a0b7-7d8bee9ddf6a>
- So, M. W. K., Vorsatz, L. D., Cannicci, S., & Not, C. (2022). Fate of plastic in the environment: From macro to nano by macrofauna. In *Environmental Pollution* (Vol. 300). Elsevier Ltd . <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118920>
- Sperling, L. H. (2005). *Introduction to Physical Polymer Science* . <https://doi.org/10.1002/0471757128>
- Stanton T., Johnson M, Nathanail P, MacNaughtan W. & Gomes R. (2019). Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by ‘natural’, not microplastic, fibres. *Science of The Total Environment*, 666, 377-389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.278>.
- Stanton, T., James, A., Predergast, M., Perison, A., KeChi, C., Galllidabino, M., & Sheridan, K. (2024). Natural Fibers: Why Are They Still the Missing Thread in the Textile Fiber Pollution Story?. *Environmental Science & Technology*, 58(29).
- Suter G. & Norton S. (2019). Ecological Risk Assessment. *Encyclopedia of Ecology* (Second Edition). Elsevier. Pages 402-406. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11137-6>.
- ThoMPon, R. C., Courtene-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., & Koelmans, A. A. (2024). Twenty years of microplastic pollution research—what have we learned?. *Science*, 386(6720), eadl2746 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.adl2746>
- Tran-Nguyen, Q. A., Le, T. M., Nguyen, H. N. Y., Nguyen, Q. T., & Trinh-Dang, M. (2024). Microplastics in the surface water of urban lakes in central Vietnam: Pollution level, characteristics, and ecological risk assessment. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9 . <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100622>

- United Nations. (2024). Objetivo 15: Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras, detener la pérdida de biodiversidad. *Bosques, desertificación y diversidad biológica - Desarrollo Sostenible*. Retrieved June 5, 2024, from <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/biodiversity/>
- Valdivia, L., A. E., Larico, J. R., Huillca, C. V., & Arias, A. H. (2025). First evidence of microplastics in the Quilca-Vítor-Chili river basin, Arequipa region, Peru. *Journal of Contaminant Hydrology*, 269, 104484 . <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104484>
- Van Melkebeke, M., Janssen, C., & De Meester, S. (2020). Characteristics and sinking behavior of typical microplastics including the potential effect of biofouling: implications for remediation. *Environmental Science & Technology*, 54(14), 8668-8680 . <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07378>
- Vasudeva, M., Warriar, A. K., Kartha, V. B., & Unnikrishnan, V. K. (2025). Advances in microplastic characterization: Spectroscopic techniques and heavy metal adsorption insights. *Trends in Analytical Chemistry*, 183, 118111. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.118111>
- Vaux, P., Wurtsbaugh, W., Treviño, H., Mariño, L., Bustamante, E., Torres, J., . . . Alfaro, R. (1998). Ecology of the Pelagic Fishes of Lake Titicaca, Peru-Bolivia. *Biotropica*, 20(3), 220-229 . <https://doi.org/10.2307/2388237>
- Velandia, J. (2017). Identificación de polímeros por espectroscopía infrarroja. *Revista Ontare*, 5, 115-140 . <https://doi.org/10.21158/23823399.v5.n0.2017.2005>
- Vethaak, A. D., & Legler, J. (2021). Microplastics and human health. *Science*, 371(6530), 672-674 . <https://doi.org/10.1126/science.abe5041>
- Villacorta, M., Sagastegui, V., Urquiaga, J., & Barba, R. (2024). Presencia de mircoplasticos en *Lorna (Scieaena dliciosa)* y *pejerrey (Odontesthes regia)*, del muelle artesanal de

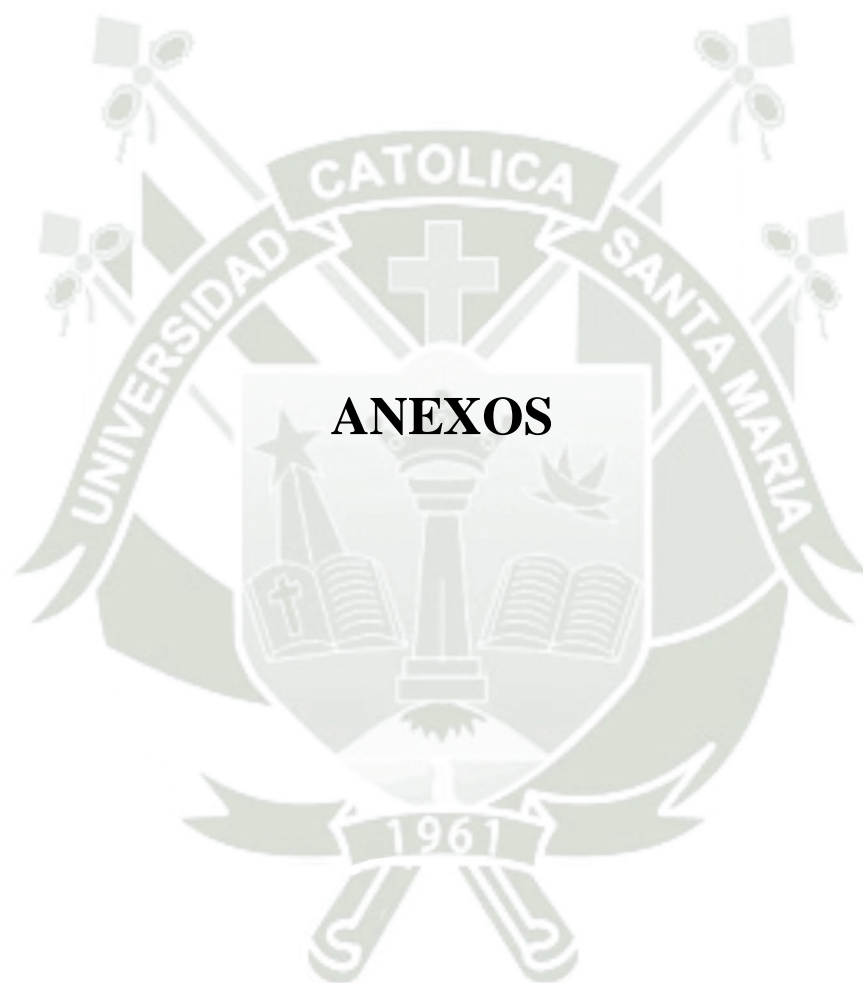
- Chorillos, Lima-Perú. *Bol Inst Mar Perú.*, 39(2), 90-100 . [https://doi.org/ https://doi.org/10.53554/boletin.v39i2.427](https://doi.org/https://doi.org/10.53554/boletin.v39i2.427)
- Wagaw, S., Mengistou, S., & Getahun, A. (2021). Food and feeding habits of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757) in a tropical soda lake, lake Shaalaa, Ethiopia. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 9(1), 420-427 . <https://doi.org/https://doi.org/10.22271/FISH.2021.V9.I1E.2429>
- Winiarska, E., Jutel, M., & Zemelka-Wiacek, M. (2024). The potential impact of nano- and microplastics on human health: Understanding human health risks. In *Environmental Research* (Vol. 251). Academic Press Inc . <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118535>
- Wu, J., Jiang, Z., Liu, Y., Zhao, X., Liang, Y., Lu, W., & Song, J. (2021). Microplastic contamination assessment in water and economic fishes in different trophic guilds from an urban water supply reservoir after flooding. *Journal of Environmental Management*, 299 . <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113667>
- Yang, K., Peng, M., Liu, Y., Zhang, S., Weng, S., Zhong, C., . . . Chen, H. (2025). Identifying key drivers of short-term abnormally low dissolved oxygen concentrations at a trans-provincial reservoir in the Dongjiang Headwater Watershed, China. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 58, 102202 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102202>
- Yang, L., Qiao, F., Lei, K., Li, H., Kang, Y., Cui, S., & An, L. (2019). Microfiber release from different fabrics during washing. *Environ pollut*, 249, 136-143 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.011>
- Young, R. J., Haque, S., & Lyo, J. (2011). Metabolic disorders. In *Elsevier eBooks* (pp. 383–411) . <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-05929-9.10010-3>.
- Yuan, Z., Nag, R., & Cummins, E. (2022). Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment—from marine to food systems. *Science of The Total Environment*, 823, 153730 . <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153730>

Zhang, F., Guo, X., Zhang, J., & Zhang, Z. (2024). Microplastics in Qinghai-Tibet Plateau and Yunnan-Guizhou Plateau lakes, China. *Science of the Total Environment*, 915 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.1699>

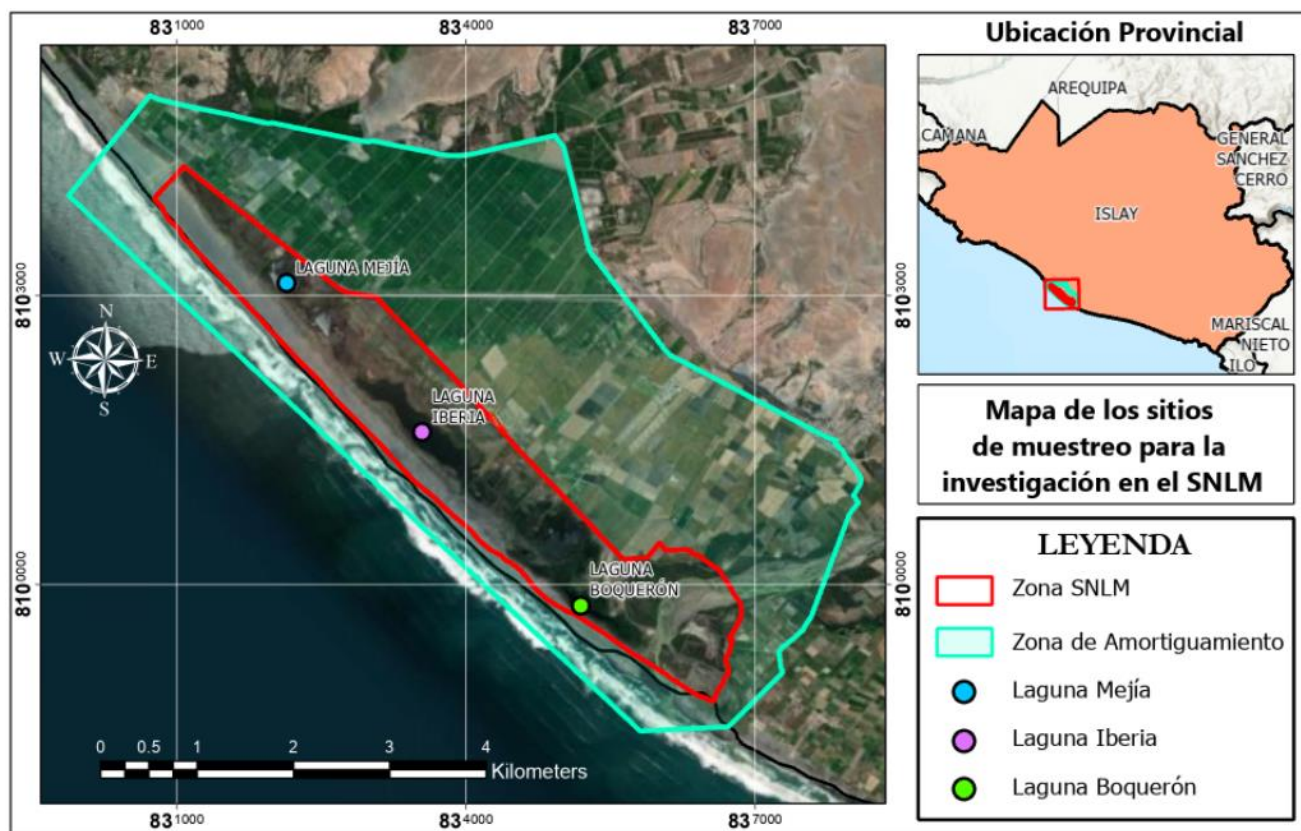
Zhang, T., Liu, X., & Chen, M. (2023). Linking water quality deterioration, microplastic contamination and One Health risk in aquatic systems. *Environmental Pollution*, 316, 120578. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120578>

Zheng, Y., Hernando, M. D., Barceló, D., Wang, C., & Li, H. (2025). Climate change exacerbates microplastic pollution: Environmental behavior and human health risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 45, 100608. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2025.100608>



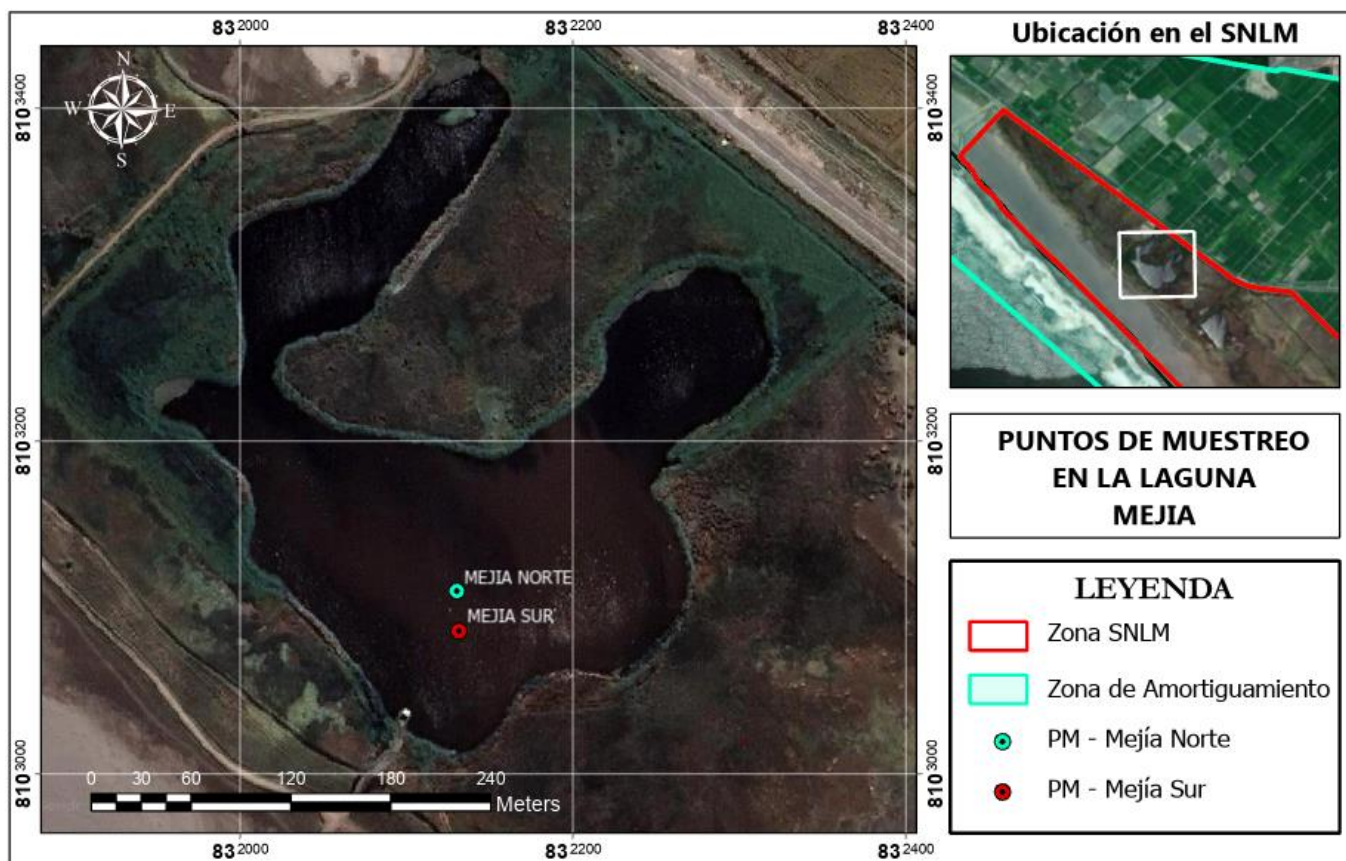


Anexo 1. Mapa de las zonas de Muestreo de la Investigación en el SNLM



Nota. Elaboración Propia

Anexo 2. Mapa de los sitios de muestreo para agua superficial y peces - Mejía.

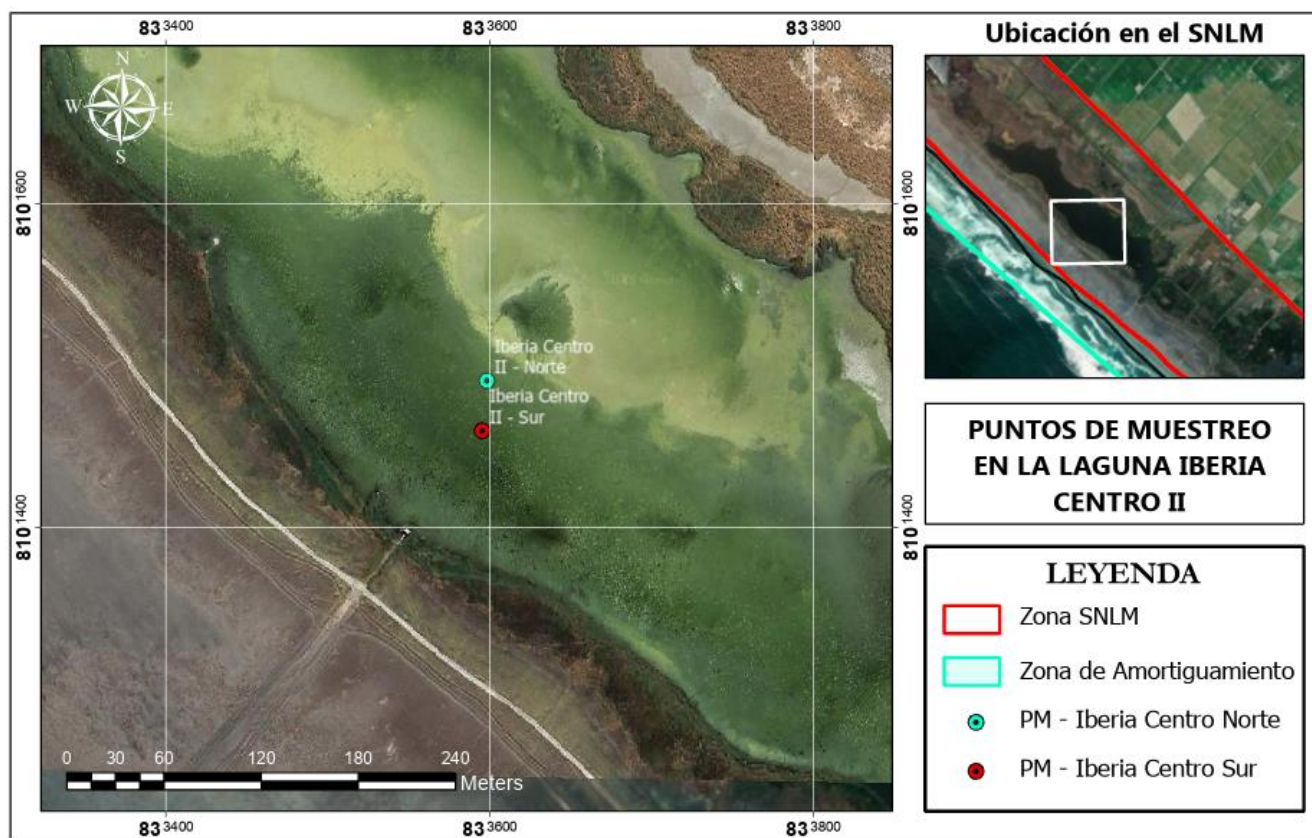


Nota. Elaboración Propia

Puntos de muestreo de Laguna Mejía

- **1° Mejía Norte**
Zona: 19 K
Coordenadas Este: 1936264.50 m E
Coordenadas Norte: 8001513.76 m S
- **2° Mejía Sur**
Zona: 19 K
Coordenadas Este: 1936289.77 m E
Coordenadas Norte: 8001512.04 m S

Anexo 3. Mapa de los sitios de muestreo para agua superficial y peces - Iberia

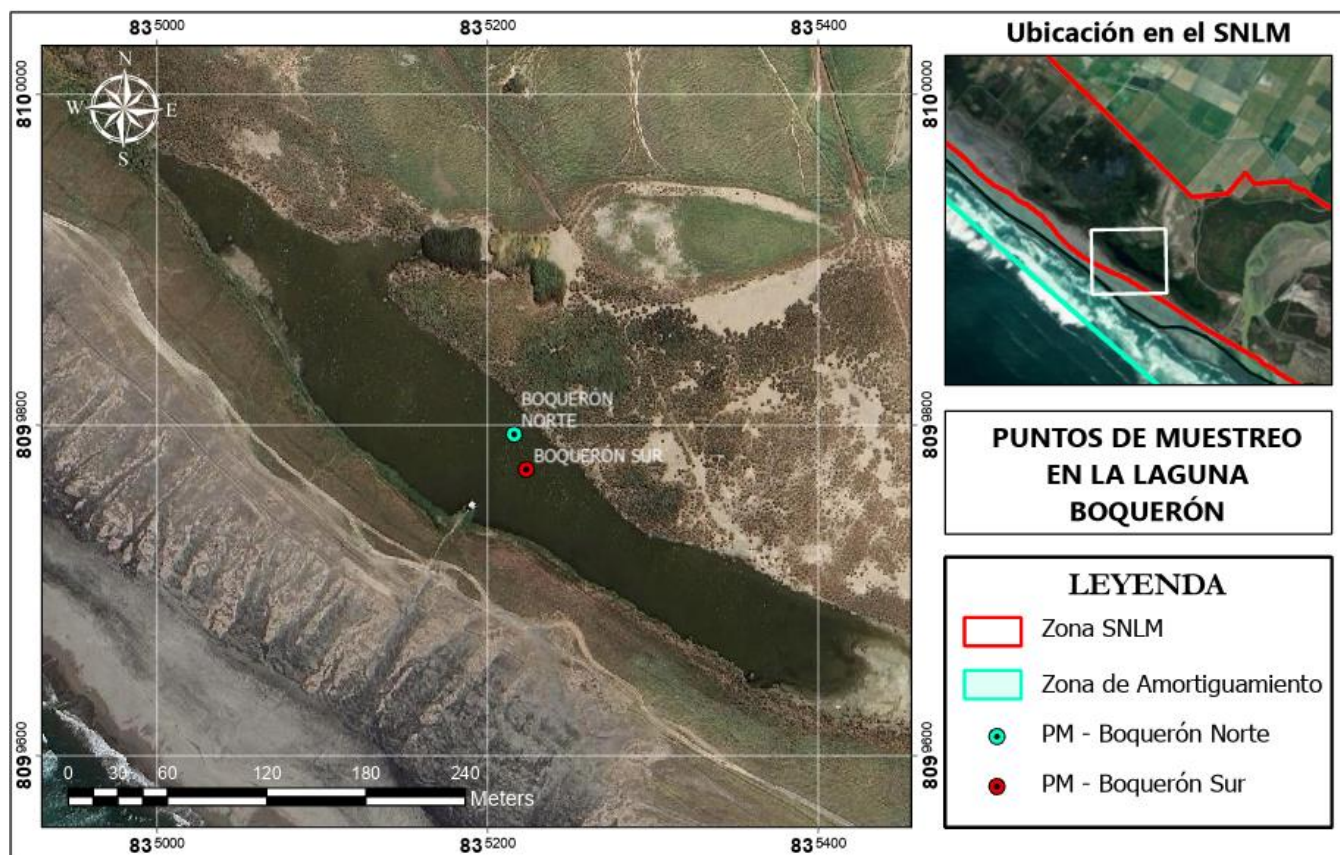


Nota. Elaboración Propia

Puntos de muestreo de Laguna Iberia Centro II

- **1° Iberia Centro II Norte**
Zona: 19 K
Coordenadas Este: 1937942.41m E
Coordenadas Norte: 7999952.40 m S
- **2° Iberia Centro II Sur**
Zona: 19 K
Coordenadas Este: 1937974.99m E
Coordenadas Norte: 7999954.97 m S

Anexo 4. Mapa de los sitios de muestreo para agua superficial y peces - Boquerón



Nota. Elaboración Propia

Puntos de muestreo de Laguna Boquerón

- **1° Boquerón Norte**
Zona: 19 K
Coordenadas Este: 1939698.46 m E
Coordenadas Norte: 7998233.00 m S
- **2° Boquerón Sur**
Zona: 19 K
Coordenadas Este: 1939720.67 m E
Coordenadas Norte: 7998224.95 m S

Anexo 5. Clasificación de los tipos de polímeros plásticos.

Clasificación de los tipos de polímeros plásticos según la clasificación de peligrosidad de los monómeros					
Rank	Hazard score (highest level)	Polymer	Monomer 1 (wt.%)	Monomer 2 (wt.%)	Monomer 3 (wt.%)
			Hazard class and category (Hazard level)	Hazard class and category (Hazard level)	Hazard class and category (Hazard level)
1	13,844 (V)	Polyurethane (PUR) ^a , polyether based flexible foam, example	Propylene oxide (58 wt.%) (monomer for polypropylene/ethylene glycol) Carc. 1B (V), Muta. 1B (V), Acute Tox. 4 ^{o,d,i} (II), Eye Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Flam. Liq. 1 (I)	Ethylene oxide (7 wt.%) (monomer for polypropylene/ethylene glycol) Carc. 1B (V), Muta. 1B (V), Acute Tox. 3 ⁱ (III), Eye Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Flam. Gas 1 (I)	Toluene-diisocyanate (29 wt.%) Acute Tox. 2 ⁱ (IV), Resp. Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III), Eye Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II) Blowing agent: HCF-134a (6) Not classified
2	12,379 (V)	Polyacrylonitrile (PAN) with comonomer, example acrylamide	Acrylonitrile (92 wt.%) Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Eye Dam. 1 (III), Aq. Chronic 2 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II),	Acrylamide (8 wt.%) Carc. 1B (V), Muta. 1B (V), STOT RE 1 (IV), Repr. 2 ^f (III), Acute Tox. 3 ^o (III), Acute Tox. 4 ^{d,i} (II), Eye Irrit. 2 (II), Skin Irrit. 2 (II)	
3	11,521 (V)	Polyacrylonitrile (PAN)	Acrylonitrile (100 wt.%) Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Eye Dam. 1 (III), Aq. Chronic 2 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II), Eye Dam. 1 (III), Aq. Chronic 2 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Flam. Liq. 2 (I) Eye Dam. 1 (III), Aq. Chronic 2 (III),		
4	10,599 (V)	Polyacrylonitrile (PAN) with comonomer, example vinyl acetate	Acrylonitrile (92 wt.%) Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Eye Dam. 1 (III), Aq. Chronic 2 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Flam. Liq. 2 (I)	Vinyl acetate (8 wt.%) Flam. Liq. 2	
5	10,551 (V)	Polyvinyl chloride (PVC), plasticised, example with most toxic plasticiser	Vinyl chloride (50 wt.%)Carc. 1A (V), Flam. Gas 1 (I)	Plasticiser: Benzyl butyl phthalate (BBP) (50 wt.%) Repr. 1B [^] FD(V), Aq. Chronic 1 (IV), Aq. Acute 1 (III)	

6	10,001 (V)	Polyvinyl chloride (PVC), rigid	Vinyl chloride (100 wt.%) Carc. 1A (V), Flam. Gas 1 (I)		
7	7384* (V)	Polyurethane (PUR) ^a , polyether based rigid foam, example	Monomers for polypropylene glycol:	4,4'-methylenediphenyl diisocyanate (MDI) (52 wt.%) Resp. Sens. 1 (IV), Skin Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III), STOT RE 2 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Acute Tox. 4 ⁱ (II) Eye Irrit. 2 (II),	Cyclopentane (4 wt.%) Aq. Chronic 3 (II), Flam. Liq. 2 (I)
			Propylene oxide (31 wt.%)		
			Carc. 1B (V), Muta. 1B (V), Acute Tox. 4 ^{o,di} (II), Eye Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Flam. Liq. 1 (I)		
			Sorbitol (13)		
		Not classified			
8	7139 (V)	Epoxy resin DGEBA ^a , low mw (450), example with most toxic curing agent	Bisphenol A (45 wt.%) Skin Sens. 1 (IV), Repr. 2 ^f (III), Eye Dam. 1 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II)	Epichlorohydrin (37 wt.%) Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Skin Corr. 1B (III), Acute Tox. 3 ^{o,di} (III)	4,4'-methylenedianiline (MDA) (18 wt.%) Carc. 1B (V), Muta. 2 (IV), Skin Sens. 1 (IV), STOT SE 1 (IV), STOT RE 2 (III), Aq. Chronic 2 (III)
9	6957 (V)	Modacrylic, example with vinylidene chloride	Acrylonitrile (60 wt.%)	Vinylidene chloride (40 wt.%)	
			Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Acute Tox. 3 ^{o,di} (III), Eye Dam. 1 (III), Aq. Chronic 2 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Flam. Liq. 2 (I)	Carc. 2 (III), Acute Tox. 4 ⁱ (II), Flam. Liq. 1 (I)	
10	6552 (V)	Acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) terpolymer	Styrene (58 wt.%)	Acrylonitrile (22 wt.%)	1,3-butadiene (20 wt.%)
			Acute Tox. 4 ⁱ (II), Eye Irrit. 2 (II), Skin Irrit. 2 (II)	Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Acute Tox. 3 ^{o,di} (III), Eye Dam. 1 (III), Aq. Chronic 2 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II),	Carc. 1A (V), Muta. 1B (V), Flam. Gas 1 (I)
11	5001* (V)	Polyvinyl chloride (PVC), 50% non-classified plasticiser classified plasticiser	Vinyl chloride (50 wt.%)	Flam. Liq. 2 (I) Plasticiser: Diisodecyl phthalate DIDP (50 wt.%)	
			Carc. 1A (V), Flam. Gas 1 (I)	Not classified	
12	4515 (V)	Epoxy resin DGEBA ^a , low mw (450), example with least toxic curing agent	Bisphenol A (43 wt.%) Skin Sens. 1 (IV), Repr. 2 ^f (III), Eye Dam. 1 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II)	Epichlorohydrin (35 wt.%) Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Skin Corr. 1B (III), Acute Tox. 3 ^{o,di} (III)	4,4'-diamino diphenyl sulfone (DDS) (22 wt.%) Acute Tox. 4 ^o (II)
13	4226 (V)	Epoxy resin DGEBA ^a , high mw (3750), example	Bisphenol A (67 wt.%) Skin Sens. 1 (IV), Repr. 2 ^f (III), Eye Dam. 1 (III),	Epichlorohydrin (30 wt.%)	Dicyandiamide (3 wt.%) Not classified

		with non-classified curing agent	STOT SE 3 ^{ri} (II)	Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Skin Corr. 1B (III), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III)	
14	2788 (V)	Styrene-acrylonitrile (SAN) copolymer	Styrene (76 wt.%)	Acrylonitrile (24 wt.%)	
			Acute Tox. 4 ⁱ (II), Eye Irrit. 2 (II), Skin Irrit. 2 (II)	Carc. 1B (V), Skin Sens. 1 (IV), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Eye Dam. 1 (III), Aq. Chronic 2 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Flam. Liq. 2 (I)	
15	1628 (V)	High-impact polystyrene (HIPS)	Styrene (92 wt.%)	1,3-butadiene (8 wt.%)	
			Acute Tox. 4 ⁱ (II), Eye Irrit. 2 (II), Skin Irrit. 2 (II)	Carc. 1A (V), Muta. 1B (V), Flam. Gas 1 (I)	
16	1500 (IV)	Polyoxymethylene (POM), homopolymer	Formaldehyde (100 wt.%)		
			Skin Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Skin Corr. 1B (III)		
16	1500 (IV)	Phenol formaldehyde resins (PF) ^a , example resol	Phenol (61 wt.%) Muta. 2 (IV), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), STOT RE 2 (III), Skin Corr. 1B (III)	Formaldehyde (39 wt.%) Skin Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Skin Corr. 1B (III)	
17	1450 (IV)	Phenol formaldehyde resins (PF) ^a , example novolacs	Phenol (72 wt.%)	Formaldehyde (18 wt.%)	Crosslinking agent: Hexamethylenetetramine (10 wt.%)
			Muta. 2 (IV), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), STOT RE 2 (III), Skin Corr. 1B (III)	Skin Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Skin Corr. 1B (III)	Skin Sens. 1 (IV)
18*	1414* (IV)	Unsaturated polyester ^a (UP), example with methyl methacrylate	Propylene glycol (18 wt.%) Not classified	Maleic anhydride (21 wt.%) Resp. Sens. 1 (IV), Skin Sens. 1 (IV), Skin Corr. 1B (III), Acute Tox. 4 ^o (II)	Crosslinking agent: Methyl methacrylate (30? wt.%) Skin Sens. 1 (IV), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Flam. Liq. 2 (I)
				and Phthalic anhydride (31 wt.%)	
				Resp. Sens. 1 (IV), Skin Sens. 1 (IV), Acute Tox. 4 ^o	
19**	1187** (IV)		Isophthaloyl chloride (65 wt.%)	(II)	

		Poly(m-phenyleneisophthalamide) (MPD-I) (Nomex®)		Eye Dam. 1 (III), Skin Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II) m-phenylenediamine (35 wt.%)	
			Not classified	Muta. 2 (IV), Skin Sens. 1 (IV), Aq. Chronic 1 (IV), Aq. Acute 1 (III), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Eye Irrit. 2 (II)	
19	1177 (IV)	Polycarbonate (PC), example with phosgene	Bisphenol A (70? wt.%)	Phosgene (30? wt.%)	
			Skin Sens. 1 (IV), Repr. 2 ^f (III), Eye Dam. 1 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II)	Acute Tox. 2 ⁱ (IV), Skin Corr. 1B (III)	
20*	1117* (IV)	Unsaturated polyester ^a (UP), example with styrene	Propylene glycol (18 wt.%) Not classified	Maleic anhydride (21 wt.%) Resp. Sens. 1 (IV), Skin Sens. 1 (IV), Skin Corr. 1B (III), Acute Tox. 4 ^o (II)	Cross linking agent: Styrene (30 wt.%) Acute Tox. 4 ⁱ (II), Eye Irrit. 2 (II), Skin Irrit. 2 (II)
				& Phthalic anhydride (31 wt.%)	
				Resp. Sens. 1 (IV), Skin Sens. 1 (IV), Acute Tox. 4 ^o (II)	
21**	1094** (IV)	Thermoplastic polyurethanes (TPU) polyester based rigid example	Monomers for Poly(ethylene butylene adipate)glycol (35 wt.%)	Eye Dam. 1 (III), Skin Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II) 4,4'-methylenediphenyl diisocyanate (MDI)(49 wt.%)	Chain extender: 1,4-Butanediol (16 wt.%)
			Adipic acid — Eye Irrit. 2 (II); and Ethylene glycol — Acute Tox. 4 ^o (II), and 1,4-Butanediol — Not classified	Resp. Sens. 1, (IV) Skin Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III),	Not classified
				STOT RE 2 (III), Acute Tox. 3 ⁱ (III), Skin Irrit. 2 (II), Eye Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II)	
22	1021 (IV)	Polymethyl methacrylate (PMMA)	Methyl methacrylate (100 wt.%) Skin Sens. 1 (IV), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II), Flam. Liq. 2 (I)		
23	897 (IV)	Polyphenylene sulphide (PPS)	1,4-dichlorobenzene (65 wt.%)	Sodium sulphide (35 wt.%)	
			Aq. Chronic 1 (IV), Carc. 2 (III), Aq. Acute 1 (III), Eye Irrit. 2 (II)	Aq. Acute 1 (III), Skin Corr. 1B (III), Acute Tox. 3 ^d (III), Acute Tox. 4 ^o (II)	
24*	882* (IV)	Melamine-formaldehyde resin (MF) ^a	Formaldehyde (59 wt.%)	Melamine (41 wt.%)	
			Skin Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Skin Corr. 1B (III)	Not classified	
25	871 (V)		Trioxymethylene (96 wt.%)	Ethylene oxide (4 wt.%)	

		Polyoxymethylene (POM) copolymer, example with ethylene oxide	Repr. 2 ^d (III), STOT SE 3 ^{ri} (II)	Carc. 1B (V), Muta. 1B (V), Acute Tox. 3 ⁱ (III), Flam. Gas 1 (I) Eye Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II), Skin Irrit. 2 (II),	
26**	829** (IV)	Poly(p-phenyleneterephthalamide) (PPD-T) (Kevlar®)	Terephthaloyl chloride (66 wt.%)	p-phenylenediamine (34 wt.%)	
			Not classified	Aq. Chronic 1 (IV), Skin Sens. 1 (IV), Aq. Acute 1 (III), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Eye Irrit. 2 (II) Urea (50 wt.%)	
27*	750* (IV)	Urea-formaldehyde resin (UF) ^a	Formaldehyde (50 wt.%)	Urea (50 wt.%)	
			Skin Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III), Acute Tox. 3 ^{o,d,i} (III), Skin Corr. 1B (III)	Not classified	
28**	610** (IV)	Polycarbonate (PC), example with diphenyl carbonate	Bisphenol A (50 wt.%) Skin Sens. 1 (IV), Repr. 2 ^f (III), Eye Dam. 1 (III), STOT SE 3 ^{ri} (II)	Diphenyl carbonate (50 wt.%) Not classified	
29**	556** (IV)	Thermoplastic polyurethanes (TPU) polyester based soft example	Monomers for poly(ethylene butylene adipate) glycol (70 wt.%)	4,4'-methylenediphenyl diisocyanate (MDI)(24 wt.%)	Chain extender: 1,4-Butanediol (6 wt.%)
			Adipic acid — Eye Irrit. 2 (II); and Ethylene glycol — Acute Tox. 4 ^o (II), and 1,4-Butanediol —	Resp. Sens. 1, (IV), Skin Sens. 1 (IV), Carc. 2 (III), STOT RE 2 (III), Acute Tox. 4 ⁱ (II), Skin Irrit. 2 (II), Eye Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II)	Not classified
			Not classified		
30	400 (III)	Polyphenylene oxide (PPO), also called	2,6-xylenol (100 wt.%)		
		Polyphenylene ether (PPE)	Acute Tox. 3 ^{o,d} (III), Skin Corr. 1B (III), Aq. Chronic 2 (III)		
31	230 (III)	Polyacrylic acid (PAA) (superbasorbent polymer)	Acrylic acid (100 wt.%)		
			Aq. Acute 1 (III), Skin Corr. 1A (III), Acute Tox. 4 ^{o,d,i} (III)		
32	103 (III)	Polyoxymethylene (POM) copolymer, example with dioxolane	Trioxymethylene (94 wt.%)	1,3-dioxolane (6 wt.%)	
			Repr. 2 ^d (III), STOT SE 3 ^{ri} (II)	Flam. Liq. 2 (I)	
33	63 (III)	Polyamide 6.6–Nylon 6.6	Adipic acid (56 wt.%)	Hexamethylenediamine (44 wt.%)	
			Eye Irrit. 2 (II)	Skin Corr. 1B (III), Acute Tox. 4 ^{o,d} (II), STOT SE 3 ^{ri} (II)	

34	50 (II)	Polyamide 6-Nylon 6	ϵ -caprolactam (100 wt.%) Acute Tox. 4 ^{o.i} (II), Eye Irrit. 2 (II), STOT SE 3 ^{ri} (II),		
34**	47** (III)	Polyamide 6.10-Nylon 6.10	Skin Irrit. 2 (II) Sebacic acid (63 wt.%)	Hexamethylenediamine (37 wt.%)	
			Not classified	Skin Corr. 1B (III), Acute Tox. 4 ^{o.d} (II), STOT SE 3 ^{ri} (II)	
34	44 (III)	Expanded polystyrene (EPS)	Styrene (93 wt.%)	Blowing agent: Pentane (7 wt.%)	
			Acute Tox. 4 ⁱ (II), Eye Irrit. 2 (II), Skin Irrit. 2 (II)	Aq. Chronic 2 (III), Asp. Tox. 1 (III), STOT SE 3 ^{dd} (II), Flam. Liq. 2 (I)	
35	30 (II)	Polystyrene (PS)	Styrene (100 wt.%)		
			Acute Tox. 4 ⁱ (II), Eye Irrit. 2 (II), Skin Irrit. 2 (II)		
36	11 (II)	Low-density polyethylene (LDPE)	Ethylene (100 wt.%) STOT SE 3 ^{dd} (II), Flam. Gas 1 (I)		
		High-density polyethylene (HDPE)	Ethylene (100 wt.%) STOT SE 3 ^{dd} (II), Flam. Gas 1 (I)		
	10 (II)	Linear-low-density polyethylene (LLDPE), with butene	Ethylene (90 wt.%) STOT SE 3 ^{dd} (II), Flam. Gas 1 (I)	1-butene (10 wt.%)	
				Flam. Gas1 (I)	
36**	10** (II)	Linear-low-density polyethylene (LLDPE), with hexene	Ethylene (90 wt.%) STOT SE 3 ^{dd} (II), Flam. Gas 1 (I)	1-hexene (10 wt.%) Not classified	
		Linear-low-density polyethylene (LLDPE), with octene	Ethylene (90 wt.%) STOT SE 3 ^{dd} (II), Flam. Gas 1 (I)	1-octene (10 wt.%) Not classified	
36	9 (II)	Ethylene vinyl acetate (EVA)	Ethylene (80 wt.%)	Vinyl acetate (20 wt.%)	
			STOT SE 3 ^{dd} (II), Flam. Gas. 1 (I)	Flam. Liq. 2	
36*	4* (II)	Polyethylene terephthalate (PET), example with terephthalic acid	Ethylene glycol (37 wt.%)	Terephthalic acid (63 wt.%)	
			Acute Tox. 4 ^o (II)	Not classified	
36*	4* (II)	Polyethylene terephthalate (PET), example with dimethyl terephthalate	Ethylene glycol (39 wt.%) Acute Tox. 4 ^o (II)	Dimethyl terephthalate (61 wt.%) Not classified	
37	1 (I)	Polyvinyl acetate (PVAc)	Vinyl acetate (100 wt.%)		

			Flam. Liq. 2 (I)		
37	1 (I)	Polypropylene (PP)	Propylene (100 wt.%) Flam. Gas 1 (I)		
	Nc*	Polyamide 11–Nylon 11	11-aminoundecanoic acid (100 wt.%) Not classified		
	Nc**	Polyamide 12–Nylon 12	Lauryl lactam (100 wt.%) Not classified		
	Nc*	Polylactic acid (PLA)	Lactide (100 wt.%) Not classified		
	Nc*	Polybutylene terephthalate (PBT)	Dimethyl terephthalate (62 wt.%) Not classified	1,4-Butanediol (38 wt.%) Not classified	
	Nc**	Polytetrafluorethylene (PTFE)	Tetrafluoroethylene (100 wt.%) Not classified		
	Nc*	Polyvinylidene fluoride (PVDF)	Vinylidene fluoride (100 wt.%) Not classified		

o,d,i Toxic by oral, dermal and inhalation route, applies to Acute Tox. categories.

dd May cause drowsiness or dizziness; *ri* may cause respiratory irritation, applies to STOT SE 3 classifications.

FD May damage fertility and the unborn child (development); *fd* suspected of damaging fertility and the unborn child, applies to Repr. classes. wt. %: percentage by weight.

Nc: not classified.

Level V and level IV classifications are in bold.

^a Thermosetting plastic (non-labelled are thermoplastics).

* Contains ≥ 10 wt.% non-classified substance, but with indication of low level of hazard according to SIDS initial assessment reports.

** Contains ≥ 10 wt.% non-classified substance, for which ranking may be underestimated, due to elevated concern according to SIDS initial assessment reports, or lack of data.

Nota. Extraído de Lithner et al. (2011)

Anexo 6. Terminología utilizada para describir los criterios de nivel de peligro.

Terminología utilizada para criterios de nivel de peligro para la contaminación por MPs.					
Polymer Hazard Index (PHI)	Hazard Category	Pollution load index (PLI)	Hazard Category	Potential ecological risk index (PERI)	Risk Category
0 - 1	I	<10	I	>150	Minor
1 - 10	II	-	-	150 - 300	Medium
10 - 100	III	10 - 20	II	300 - 600	High
100 - 1000	IV	20 - 30	III	600 - 1200	Danger
>1000	V	>30	IV	>1200	Extreme danger

Nota. Adaptado de Ranjani et al. (2021)

Anexo 7. Pesos y longitudes estándar y total de los individuos recolectados por cada especie marina en las 3 estaciones de monitoreo

LAGUNA BOQUERÓN							
TILAPIAS				LISAS			
Nro	Ls (cm)	Lt (cm)	Peso (kg)	Nro	Ls (cm)	Lt (cm)	Peso (kg)
1	31,0	38,5	0,845	1	24,0	28,0	0,250
2	13,5	16,5	0,065	2	23,0	27,5	0,235
3	14,5	17,5	0,085	3	23,0	28,0	0,225
4	23,5	29,0	0,260	4	23,0	27,5	0,245
5	25,0	29,0	0,255	5	23,0	28,0	0,225
6	23,5	29,0	0,215	6	25,0	30,0	0,295
7	24,0	29,0	0,240	7	24,0	30,0	0,250
8	23,0	29,0	0,240	8	25,5	31,0	0,335
9	25,0	30,0	0,245	9	24,0	29,0	0,265
10	17,0	21,0	0,140	10	23,0	28,5	0,230

LAGUNA IBERIA CENTRO II							
TILAPIAS				LISAS			
Nro	Ls (mm)	Lt (mm)	Peso (kg)	Nro	Ls (mm)	Lt (mm)	Peso (kg)
1	16,0	19,5	0,100	1	24,5	29,5	0,250
2	14,5	17,5	0,100	2	25,0	29,5	0,265
3	13,5	16,0	0,090	3	22,5	27,0	0,210
4	13,5	16,0	0,065	4	24,0	29,0	0,285
5	15,0	19,0	0,100	5	25,0	30,0	0,295
6	16,0	19,0	0,105	6	24,0	28,0	0,215
7	14,0	17,0	0,070	7	24,0	29,5	0,240
8	16,5	20,0	0,115	8	24,5	28,5	0,265
9	15,0	18,0	0,090	9	23,8	28,0	0,257
10	15,2	18,0	0,107	10	24,0	29,0	0,270

LAGUNA MEJÍA							
TILAPIAS				LISAS			
Nro	Ls (mm)	Lt (mm)	Peso (kg)	Nro	Ls (mm)	Lt (mm)	Peso (kg)
1	17,7	19,5	0,105	1	23,6	27,5	0,272
2	16,5	20,0	0,100	2	22,5	25,5	0,265
3	15,8	19,2	0,095	3	21,8	24,6	0,263
4	20,2	23,7	0,180	4	24,5	27,8	0,276
5	19,5	22,5	0,160	5	24,0	29,0	0,279
6	18,5	22,2	0,157	6	23,0	25,8	0,270
7	19,7	21,5	0,175	7	22,7	25,5	0,265
8	19,5	21,7	0,170	8	23,5	26,0	0,267
9	16,3	19,5	0,105	9	22,5	25,8	0,260
10	20,3	23,7	0,207	10	21,6	24,0	0,271



Anexo 8. Pruebas estadísticas de Tukey

A. Prueba post hoc de Tukey (HSD) del análisis de varianza de MP en las tres diferentes estaciones para las muestras de agua.

Diferencia de niveles	Diferencia de medias	SE de las diferencias	Intervalo de confianza 95%	T-valor	P-valor Ajustado
Iberia- Boquerón	3.87	1.72	(-0.92, 8.66)	2.26	0.114
Mejía- Boquerón	1.81	1.72	(-2.98, 6.60)	1.06	0.563
Mejía- Iberia	-2.06	1.72	(-6.85, 2.73)	-1.20	0.482

B. Prueba post hoc de Tukey (HSD) del análisis de varianza de MP en las tres diferentes estaciones para la especie *Mugil cephalus*.

Diferencia de niveles en lagunas:	Diferencia de medias	SE de las diferencias	Intervalo de confianza 95%	T-valor	P-valor Ajustado
Iberia - Boquerón	-3.20	4.23	(-13.69, 7.29)	-0.76	0.732
Mejía - Boquerón	3.90	4.23	(-6.59, 14.39)	0.92	0.631
Mejía - Iberia	7.10	4.23	(-3.39, 17.59)	1.68	0.231

C. Prueba post hoc de Tukey (HSD) del análisis de varianza de MP en las tres diferentes estaciones para la especie *Oreochromis spp.*

Diferencia de niveles	Diferencia de medias	SE de las diferencias	Intervalo de confianza 95%	T-valor	P-valor Ajustado
Iberia - Boquerón	3.10	4.47	(-7.99, 14.19)	0.69	0.769
Mejía - Boquerón	10.90	4.47	(-0.19, 21.99)	2.44	0.054
Mejía - Iberia	7.80	4.47	(-3.29, 18.89)	1.75	0.207

Anexo 9. Abundancia y cantidades según el tipo de color

A) Cantidad y porcentaje de MP según el color para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Boquerón

LAGUNA BOQUERÓN						
Color	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
Azul	131	59.3%	82	47.1%	38	12.9%
Rojo	21	9.5%	17	9.8%	11	3.7%
Claro	1	0.5%	0	0.0%	0	0.0%
Amarillo	33	14.9%	22	12.6%	181	61.6%
Turquesa	0	0.0%	0	0.0%	2	0.7%
Metálico	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
Naranja	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
Violeta	0	0.0%	0	0.0%	1	0.3%
Marrón	0	0.0%	0	0.0%	1	0.3%
Rosado	0	0.0%	1	0.6%	0	0.0%
Transparente	14	6.3%	41	23.6%	60	20.4%
Negro	21	9.5%	7	4.0%	0	0.0%
Gris	0	0.0%	4	2.3%	0	0.0%

B) Cantidad y porcentaje de MP según el color para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Iberia

LAGUNA IBERIA						
Color	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
Azul	118	62.4%	112	54.6%	90	13.2%
Rojo	17	9.0%	10	4.9%	24	3.5%
Claro		0.0%	0	0.0%	0	0.0%
Amarillo	24	12.7%	36	17.6%	369	54.2%
Turquesa	1	0.5%	2	1.0%	6	0.9%
Metálico	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
Naranja	0	0.0%	1	0.5%	0	0.0%
Violeta	1	0.5%	0	0.0%	4	0.6%
Marrón	0	0.0%	0	0.0%	4	0.6%
Rosado	0	0.0%	2	1.0%	1	0.1%
Transparente	17	9.0%	27	13.2%	176	25.8%
Negro	6	3.2%	10	4.9%	2	0.3%
Gris	5	2.6%	5	2.4%	5	0.7%

C) Cantidad y porcentaje de MP según el color para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Mejía

LAGUNA MEJÍA						
Color	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
Azul	55	21.2%	57	20.1%	78	16.4%
Rojo	5	1.9%	9	3.2%	16	3.4%
Claro	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
Amarillo	128	49.2%	178	62.9%	240	50.5%
Turquesa	2	0.8%	0	0.0%	2	0.4%
Metálico	1	0.4%	0	0.0%	0	0.0%
Naranja	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
Violeta	0	0.0%	0	0.0%	1	0.2%
Marrón	1	0.4%	1	0.4%	0	0.0%
Rosado	2	0.8%	1	0.4%	6	1.3%
Transparente	53	20.4%	30	10.6%	123	25.9%
Negro	2	0.8%	3	1.1%	1	0.2%
Gris	11	4.2%	4	1.4%	8	1.7%

Anexo 10. Abundancia y cantidades según el tipo de forma

A) Cantidad y porcentaje de MP según la forma para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Boquerón

LAGUNA BOQUERÓN						
Forma	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
Fibra	202	91.4%	149	85.6%	293	99.7%
Fragmento	16	7.2%	23	3.2%	1	0.3%
Película	1	0.5%	2	0.0%	0	0.0%
Espuma	2	0.9%	0	62.9%	0	0.0%

B) Cantidad y porcentaje de MP según la forma para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Iberia

LAGUNA IBERIA						
Forma	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
Fibra	165	87.3%	182	88.8%	678	99.6%
Fragmento	23	12.2%	23	11.2%	3	0.4%
Película	0	0.5%	0	0.0%	0	0.0%
Espuma	128	0.0%	178	0.0%	240	0.0%

C) Cantidad y porcentaje de MP según la forma para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Mejía

LAGUNA MEJÍA						
Forma	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
Fibra	251	96.5%	278	98.2%	469	98.7%
Fragmento	9	3.5%	5	1.8%	6	1.3%
Película	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
Espuma	0	0.0%	0	62.9%	0	0.0%

Anexo II. Abundancia y cantidades según el tamaño

A) Cantidad y porcentaje de MP según el tamaño para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Boquerón

LAGUNA BOQUERÓN						
Tamaño	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
<0.05 mm	5	2.3%	7	4.0%	0	0.0%
0.05-0.50 mm	128	57.9%	120	69.0%	125	42.5%
0.50-1.00 mm	50	22.6%	26	14.9%	107	36.4%
1.00-5.00 mm	37	16.7%	21	12.1%	62	21.1%
>5.00 mm	1	0.5%	0	0.0%	0	0.0%

B) Cantidad y porcentaje de MP según el tamaño para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Iberia

LAGUNA IBERIA						
Tamaño	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
<0.05 mm	3	1.6%	1	0.5%	1	0.1%
0.05-0.50 mm	138	73.0%	138	67.3%	234	34.4%
0.50-1.00 mm	20	10.6%	30	14.6%	229	33.6%
1.00-5.00 mm	28	14.8%	36	17.6%	213	31.3%
>5.00 mm	0	0.0%	0	0.0%	4	0.6%

C) Cantidad y porcentaje de MP según el tamaño para *Mugil cephalus*, *Oreochromis spp.* y agua superficial en la laguna Mejía

LAGUNA MEJÍA						
Tamaño	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Oreochromis spp.</i>		Agua superficial	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
<0.05 mm	0	0.0%	1	0.4%	1	0.2%
0.05-0.50 mm	134	51.5%	128	45.2%	215	45.3%
0.50-1.00 mm	62	23.8%	79	27.9%	144	30.3%
1.00-5.00 mm	64	24.6%	75	26.5%	115	24.2%
>5.00 mm	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%

Anexo 12. Panel fotográfico

1. Jornada de pesca

Fotografía 1. Basura presente en las playas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía



Fotografía 2. Parámetros del agua muestreada empleando el multiparámetro



Fotografía 3. Pesca en el SNLM



Fotografía 4. Preparación del bote inflable para la pesca en el SNLM



Fotografía 5. Ejecución de la pesca empleando redes

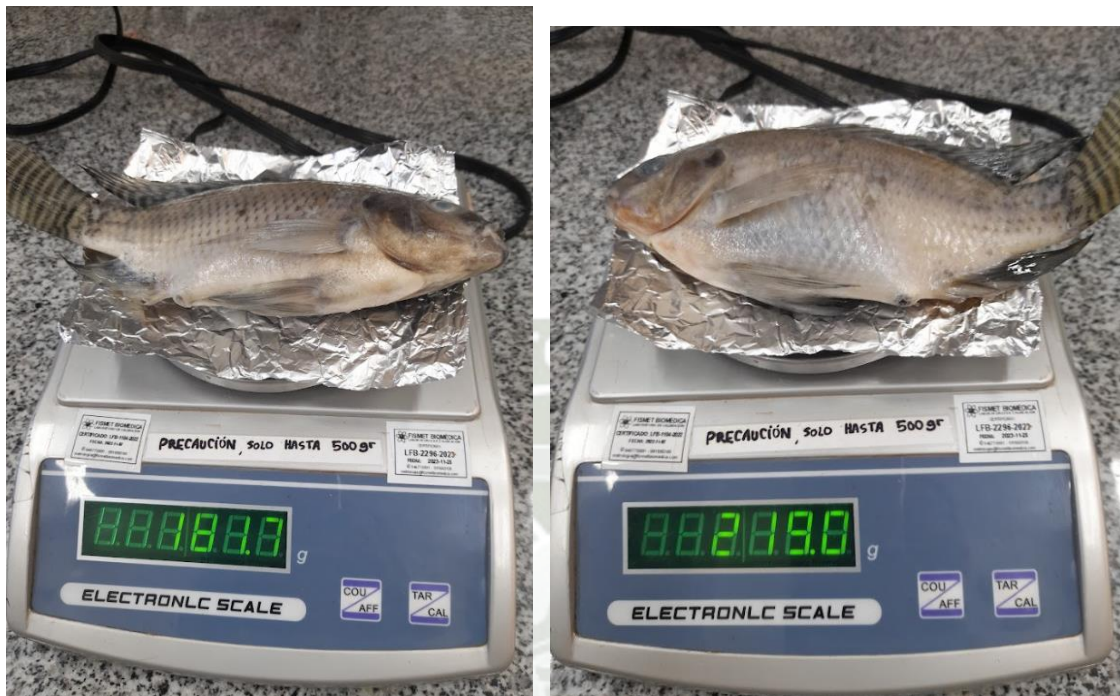


Fotografía 6. Conservación de los pescados en papel aluminio



2. Mediciones en laboratorio

Fotografía 7. Pesaje de los especímenes capturados

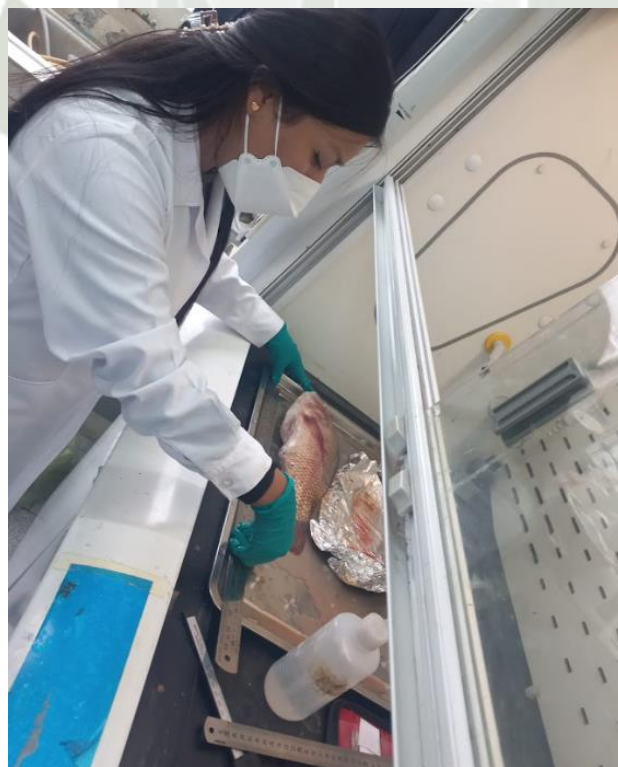


Fotografía 8. Medición de la longitud de los individuos



1. Extracción de tractos gastrointestinales

Fotografía 9. Preparación de los individuos para la extracción de los TGI



Fotografía 10. Cortes aplicados para la extracción de los TGIs



Fotografía 11. Extracción de los tractos gastrointestinales de los individuos



2. Digestión de muestras

Fotografía 12. Adición de KOH a las muestras extraídas



Fotografía 13. Equipo baño maríaa para el proceso de digestión



Fotografía 14. Muestras preparadas para la digestión en medio básico



Fotografía 15. Muestras con su rotulado respectivo en el baño maría.

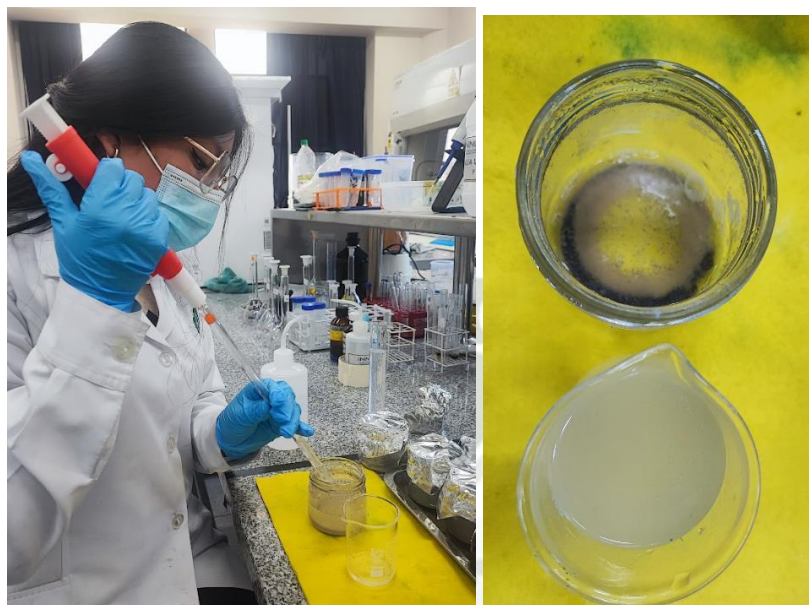


Fotografía 16. Muestras tras el proceso de digestión de la materia orgánica



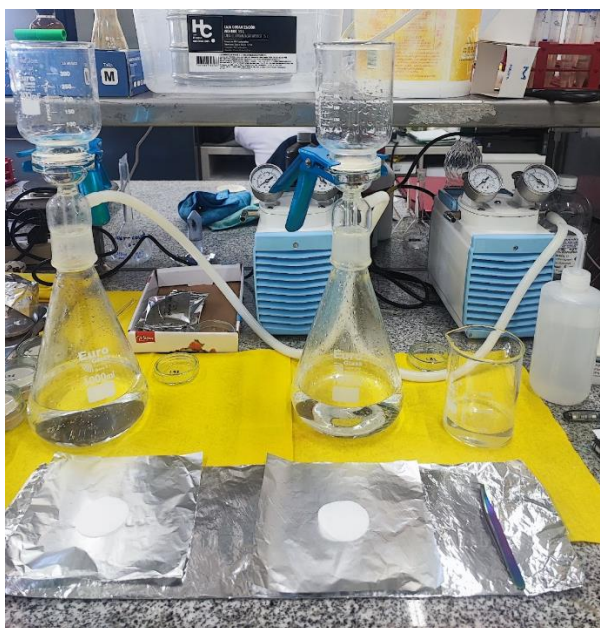
3. Filtración de muestras

Fotografía 17. Pipeteo de la muestra digestada para su posterior filtración y sobrenadante de la muestra



Fotografía 18. Proceso de filtración al vacío



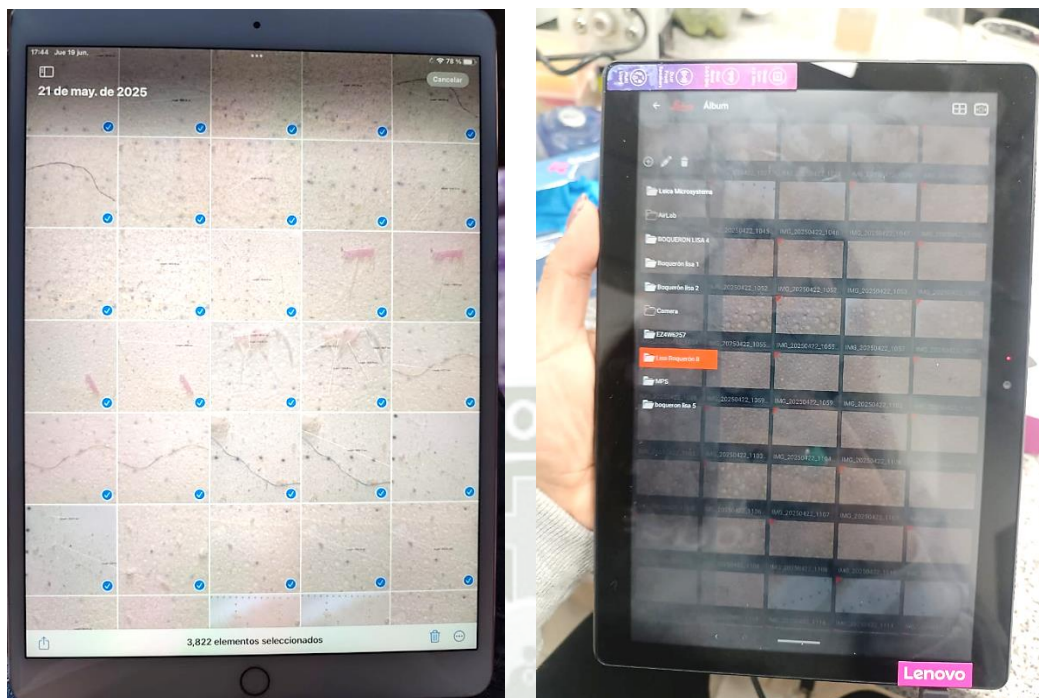


4. Proceso de visualización de los MP en el estereomicroscopio

Fotografía 19. Observación de los MP mediante el estereomicroscopio

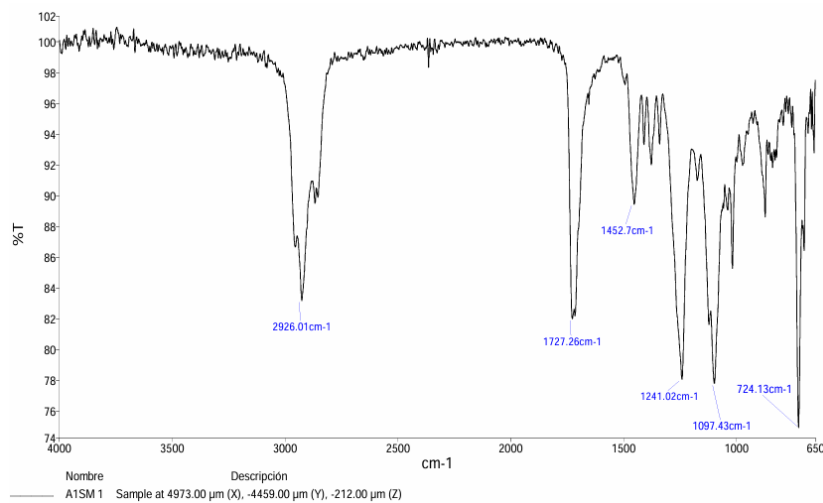


Fotografía 20. Fotos de los MP tomadas y almacenadas en la Tablets

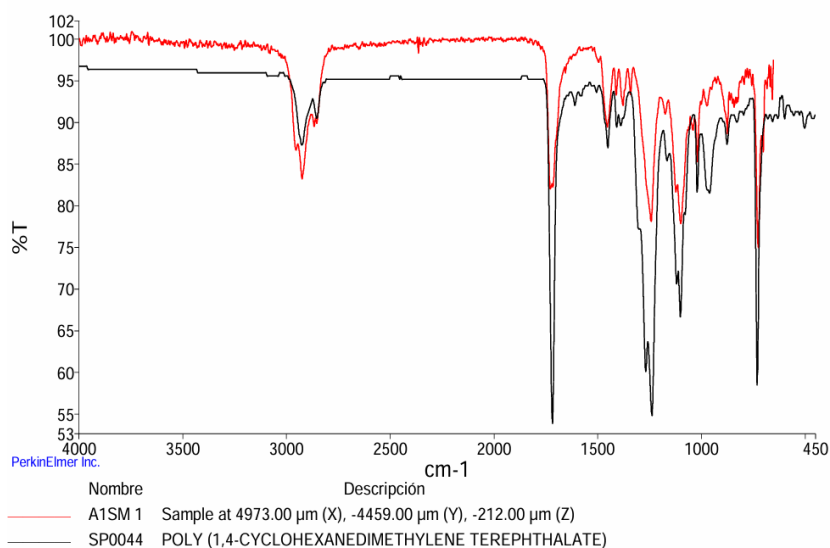


Anexo 13. Gráficas FTIR

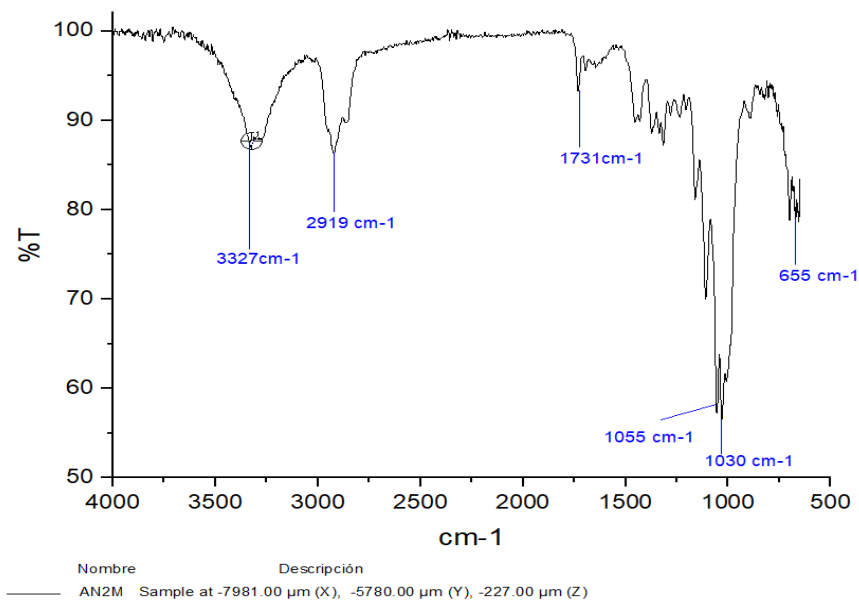
- a)** *Espectro del MP correspondiente a AISM obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



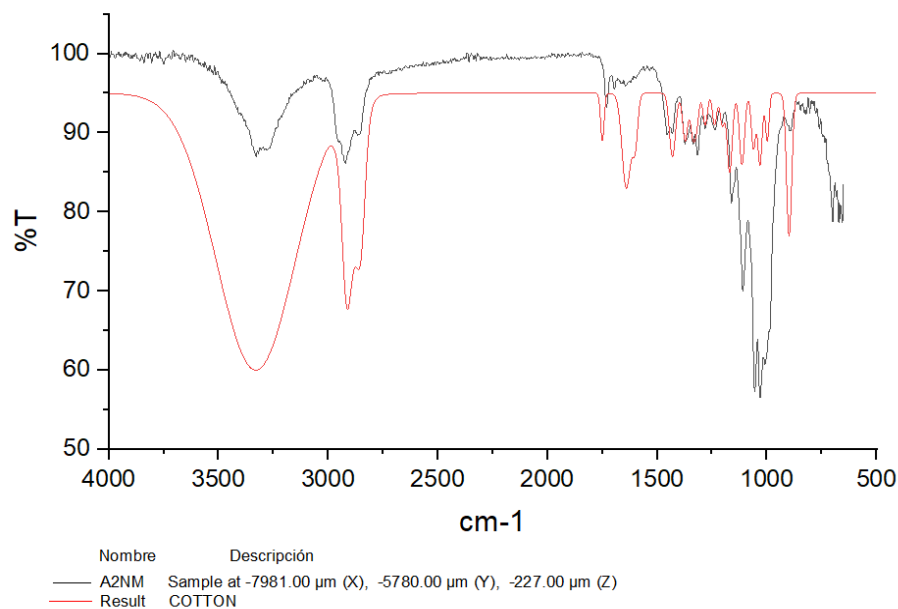
- b)** *Análisis del Espectro del MP correspondiente a AISM obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



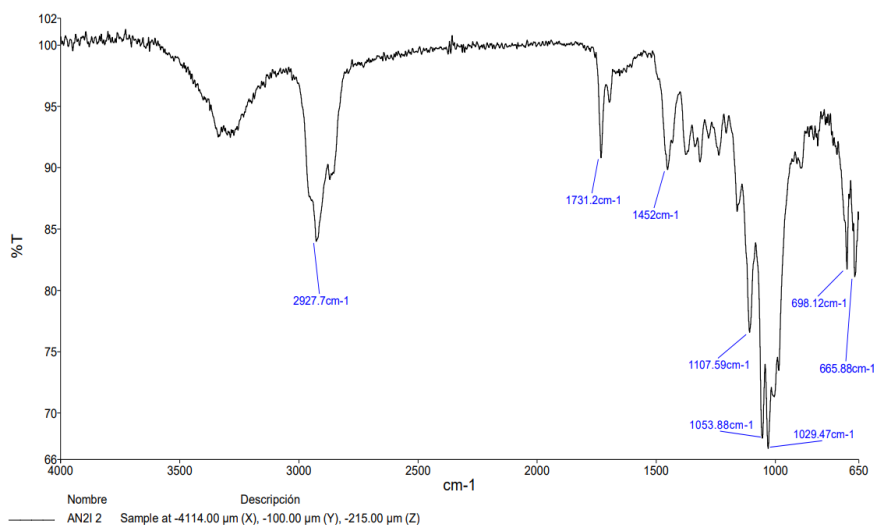
- c) *Espectro del MP correspondiente a ANM2 obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



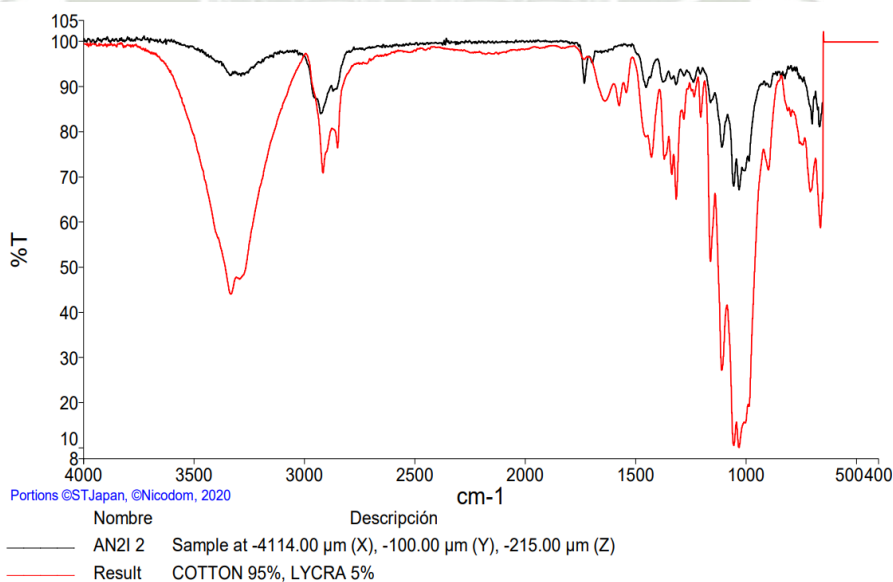
- d) *Análisis del espectro del MP correspondiente a A1SM obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

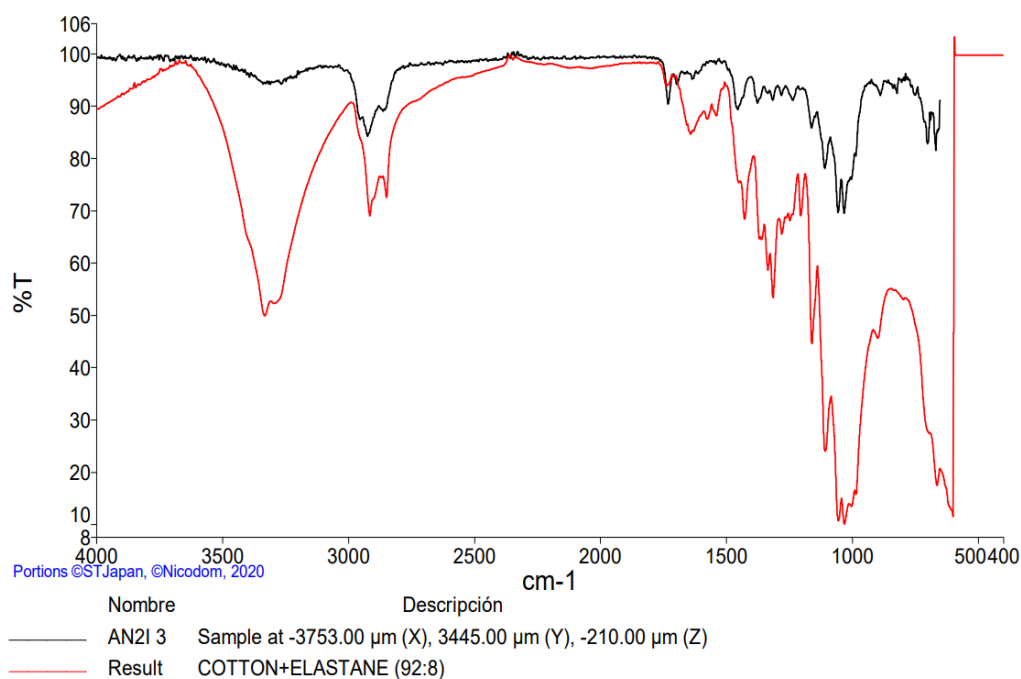


e) *Espectro del MP correspondiente a AN2I obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

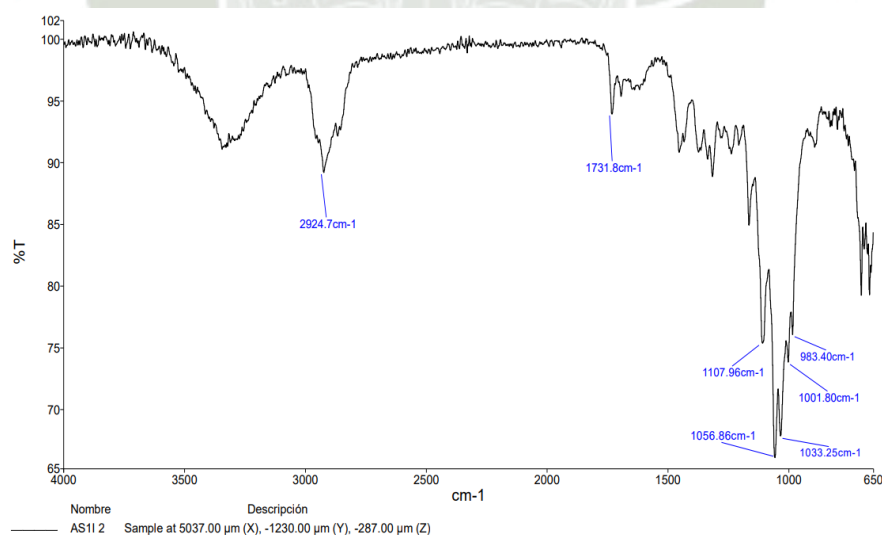


f) *Análisis del Espectro del MP correspondiente a AN2I obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

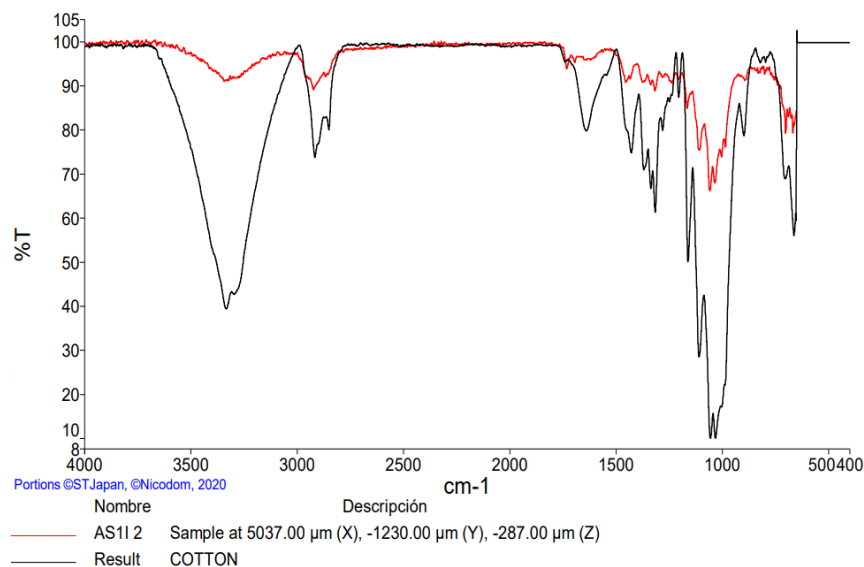




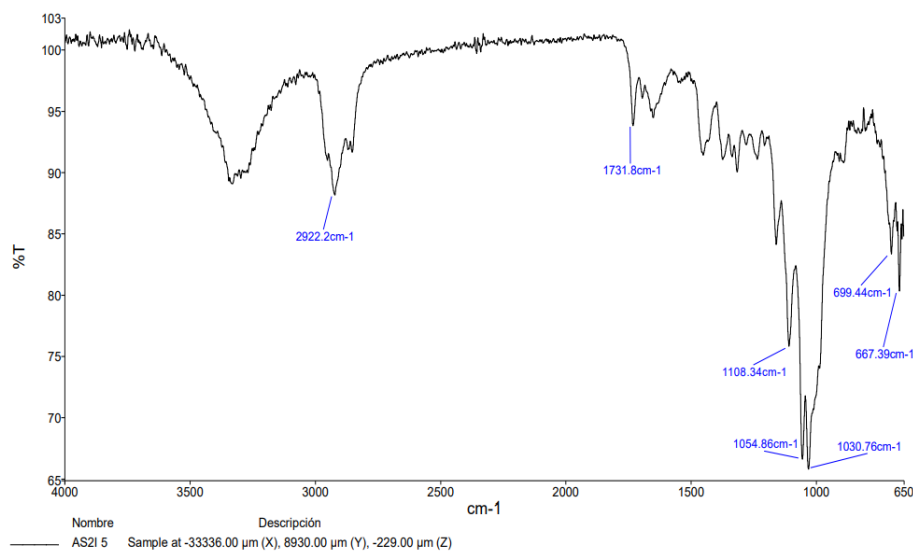
g) *Espectro del MP correspondiente a ASLI obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

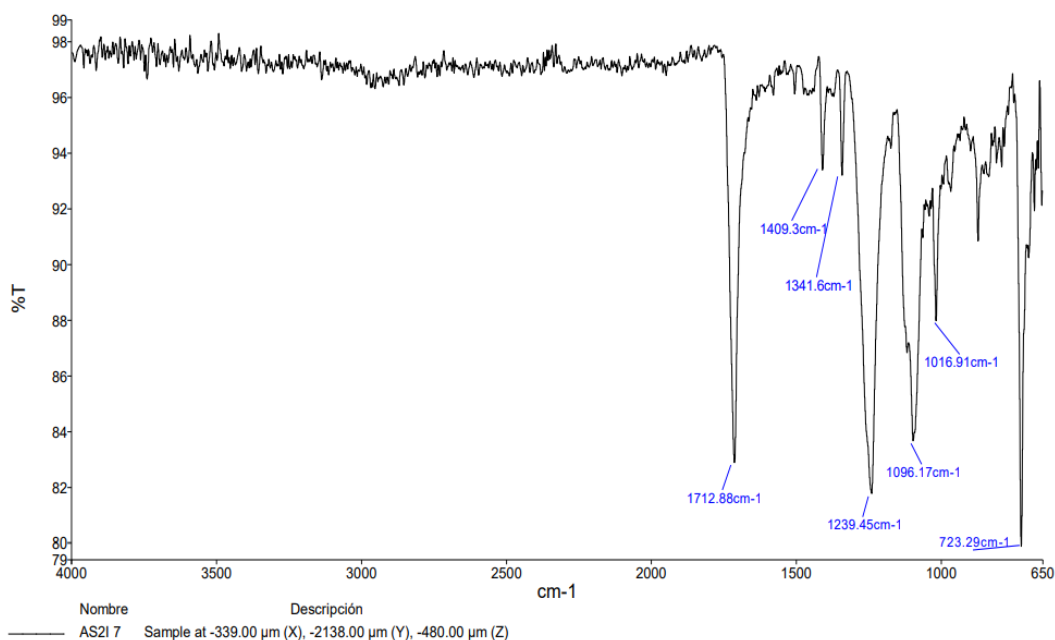


h) *Análisis del espectro del MP correspondiente a ASLI obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

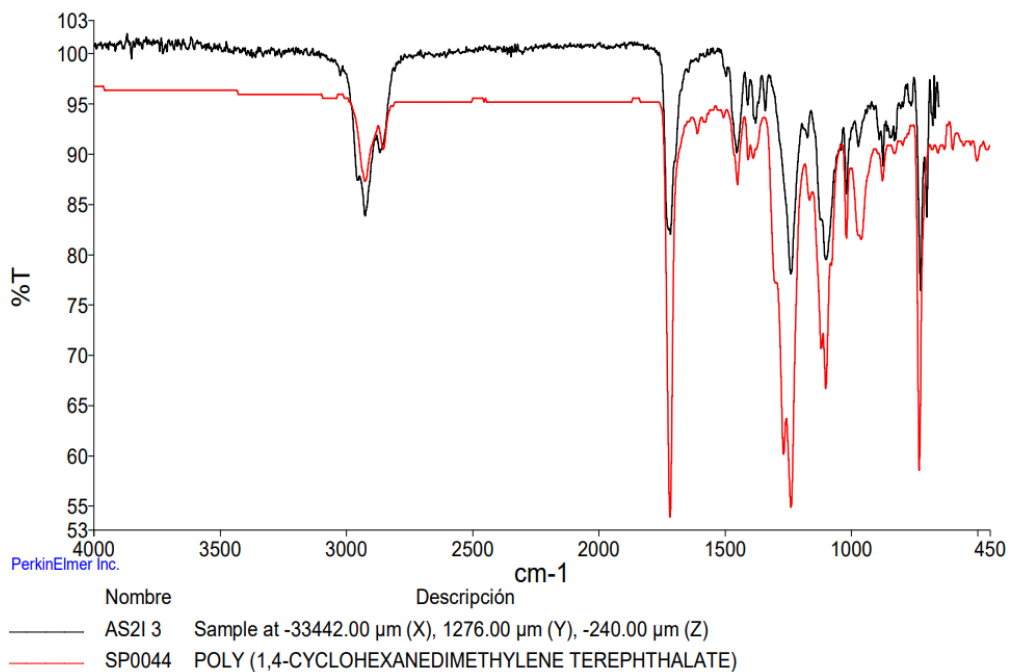


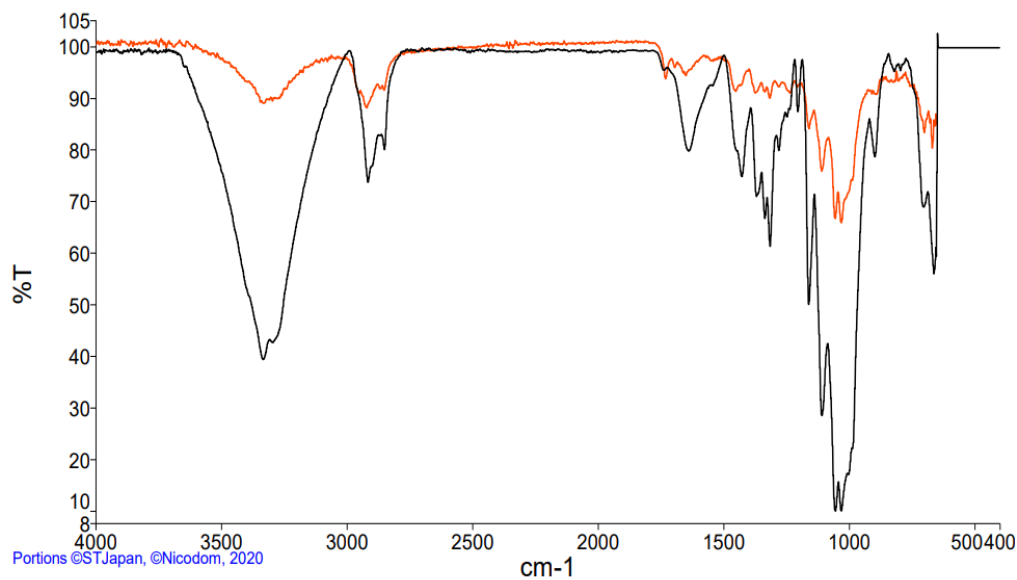
i) *Espectro del MP correspondiente a ABIN obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*





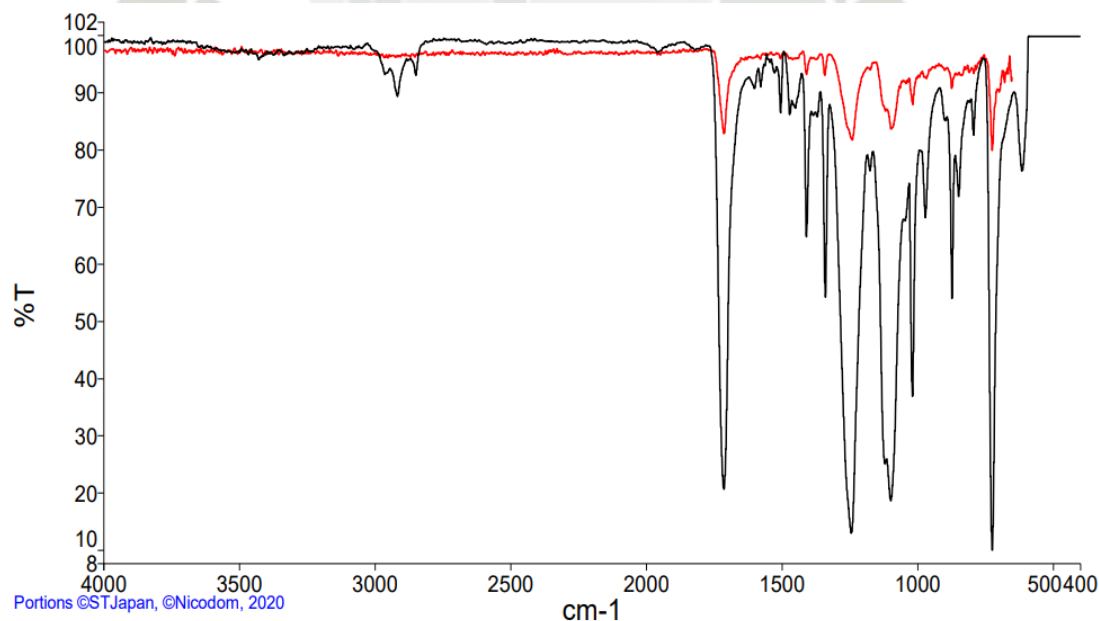
j) *Espectro del MP correspondiente a AS2I obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*





Portions ©STJapan, ©Nicodom, 2020

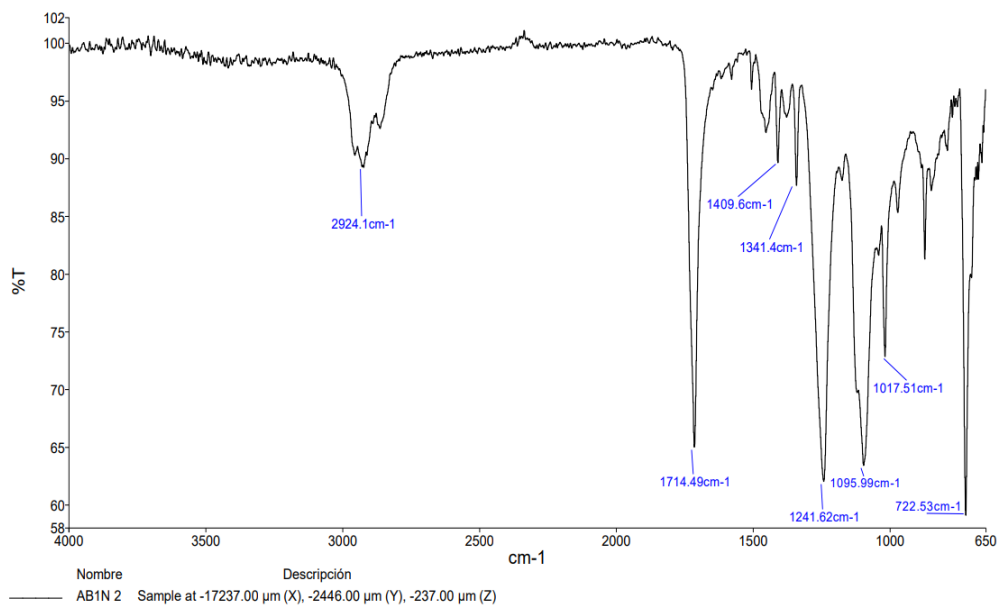
Nombre	Descripción
AS21 5	Sample at -33336.00 μm (X), 8930.00 μm (Y), -229.00 μm (Z)
Result	COTTON



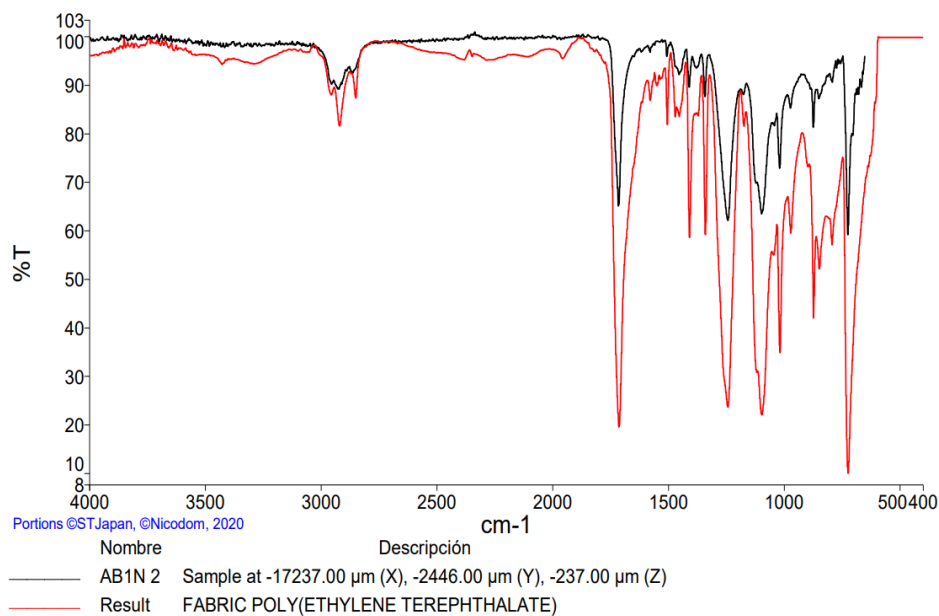
Portions ©STJapan, ©Nicodom, 2020

Nombre	Descripción
AS21 7	Sample at -339.00 μm (X), -2138.00 μm (Y), -480.00 μm (Z)
Result	STERIPUR

k) *Espectro del MP correspondiente a AB1N obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

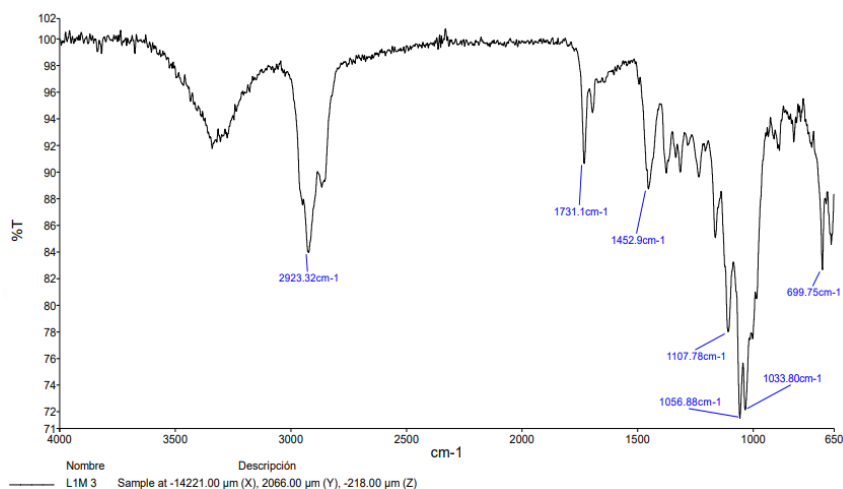


l) *Análisis del espectro del MP correspondiente a AB1N obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

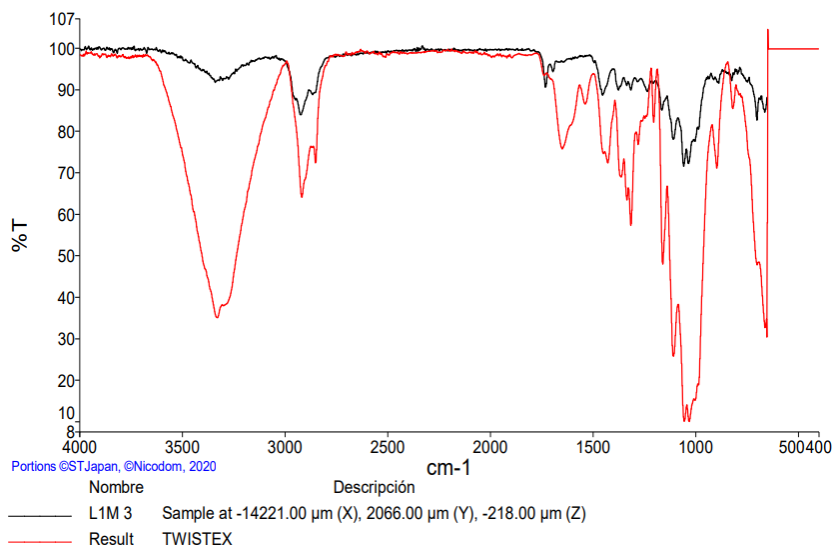


LISA

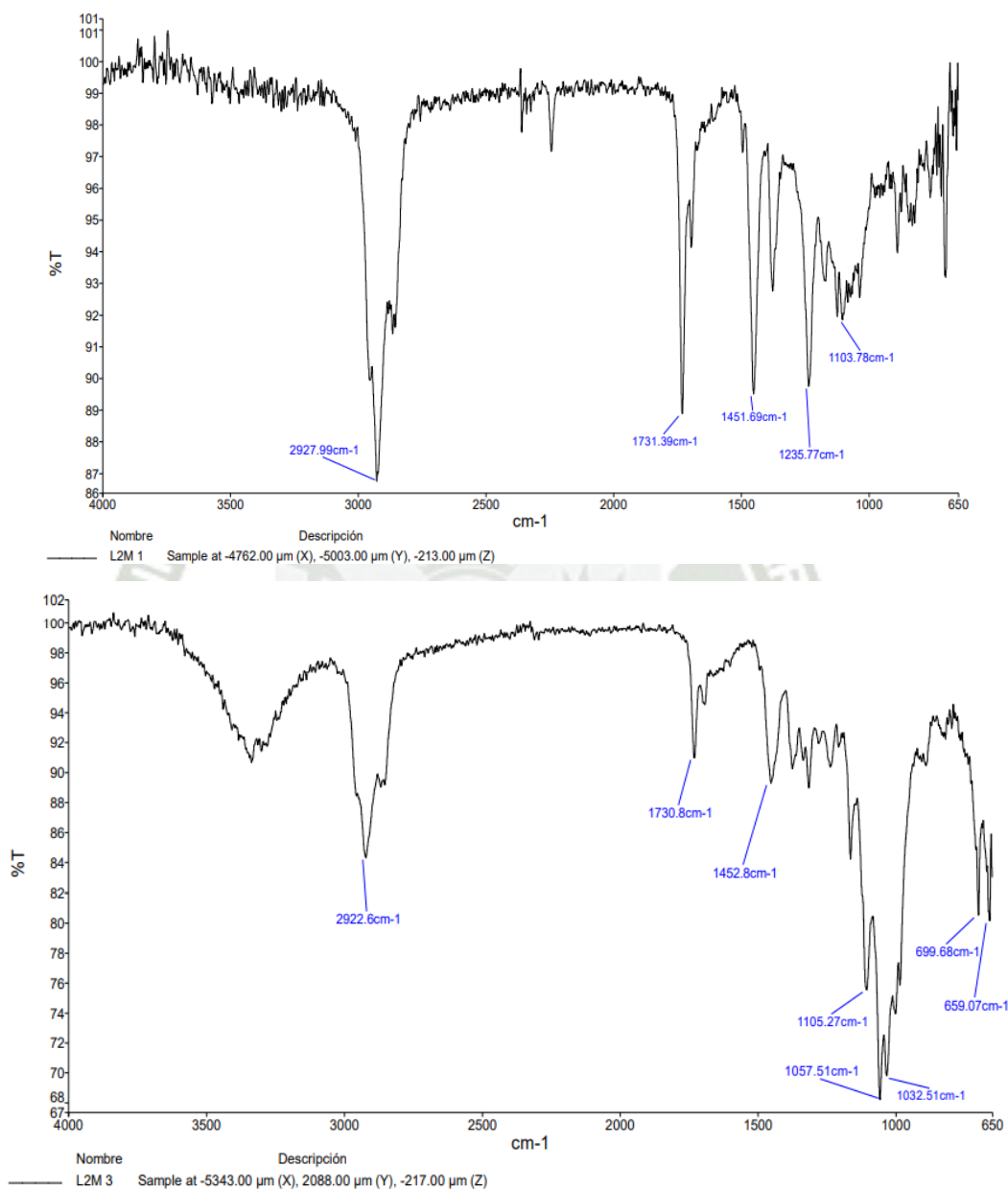
a) *Espectro del MP correspondiente a LIM3 obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



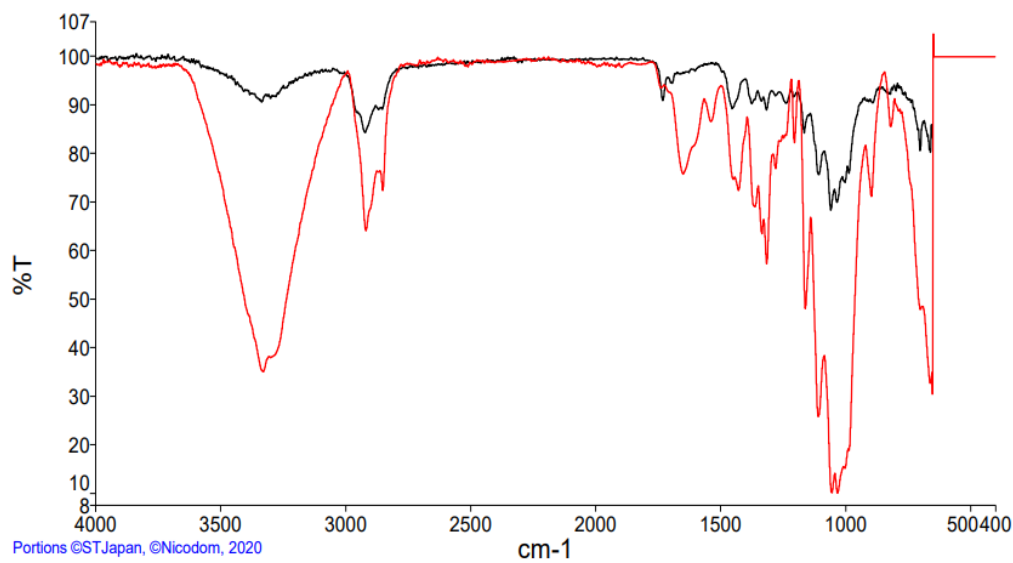
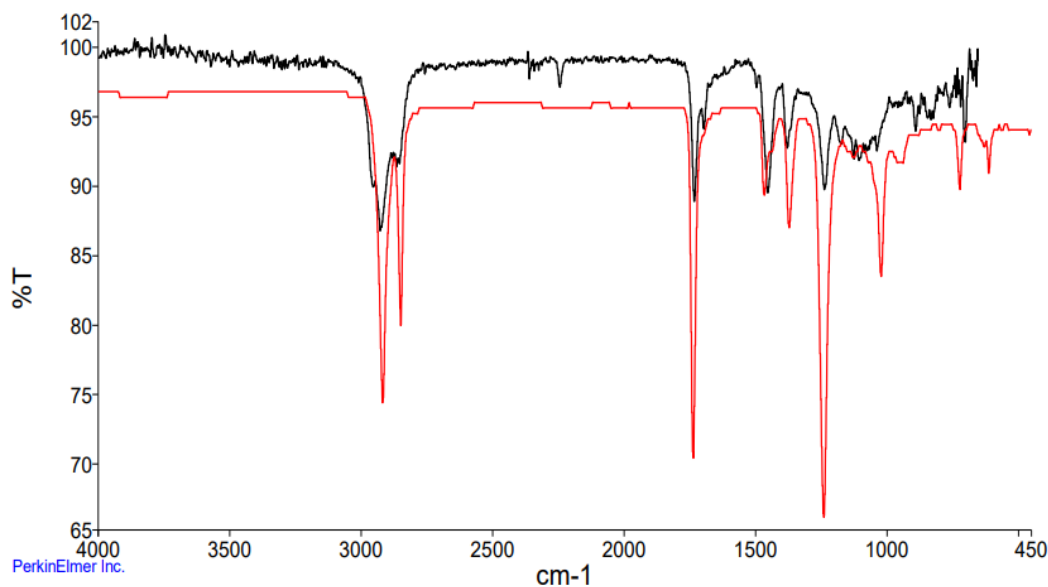
b) *Análisis del espectro del MP correspondiente a LIM3 obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



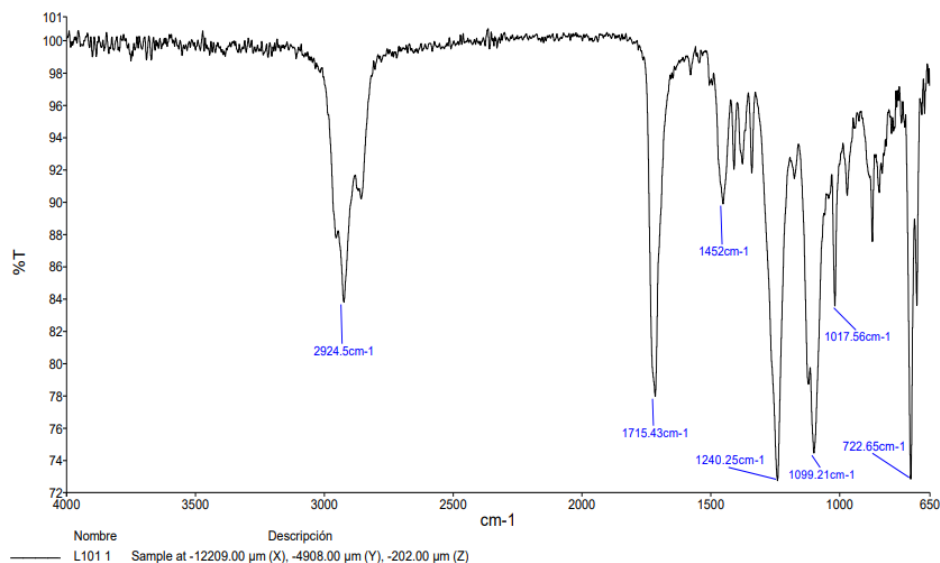
c) *Espectro del MP correspondiente a L2M1 obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



d) *Análisis del espectro del MP correspondiente a L2M obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

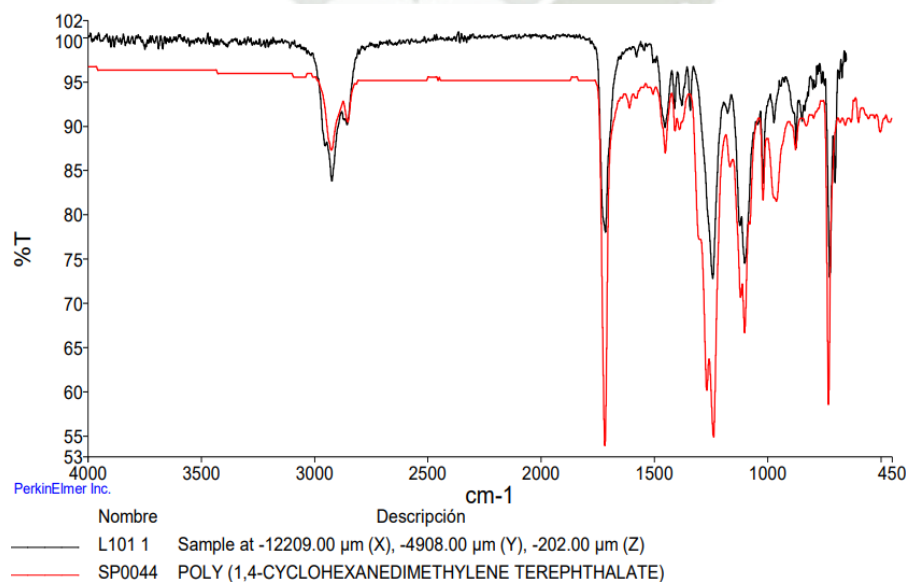


m) Espectro del MP correspondiente a L10I obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).

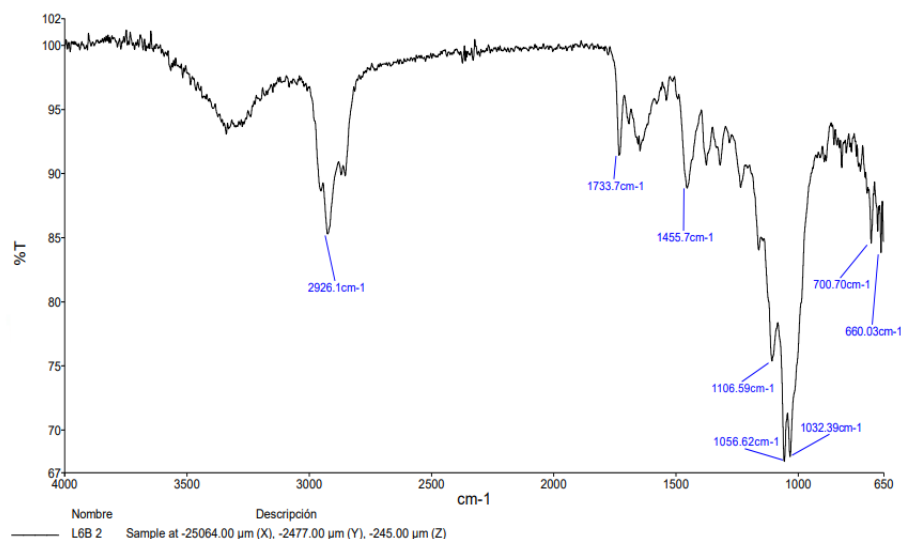


Nota. obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).

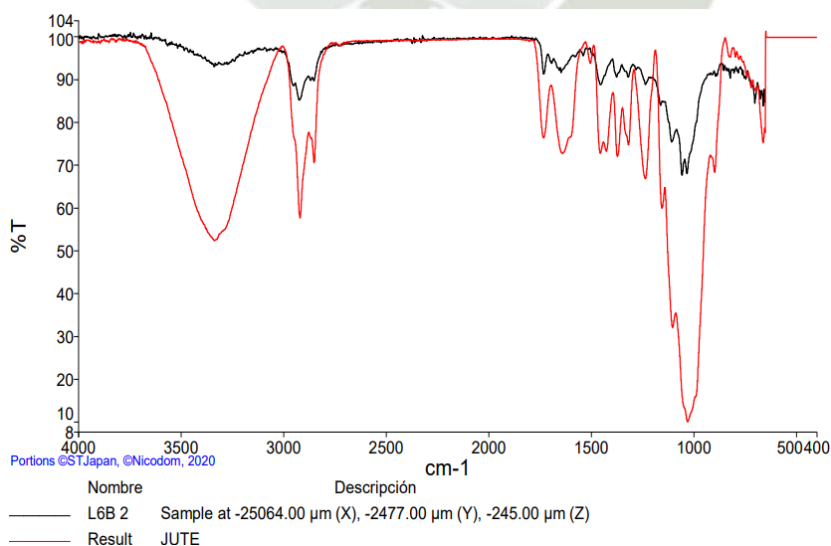
n) Análisis del espectro del MP correspondiente a L10I obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).



- o) *Espectro del MP correspondiente a L6B obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

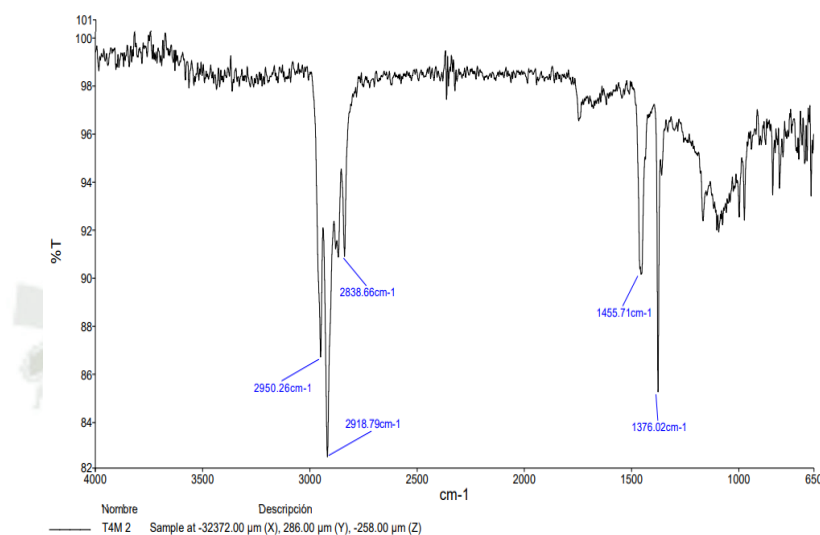


- p) *Análisis del espectro del MP correspondiente a L6B obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

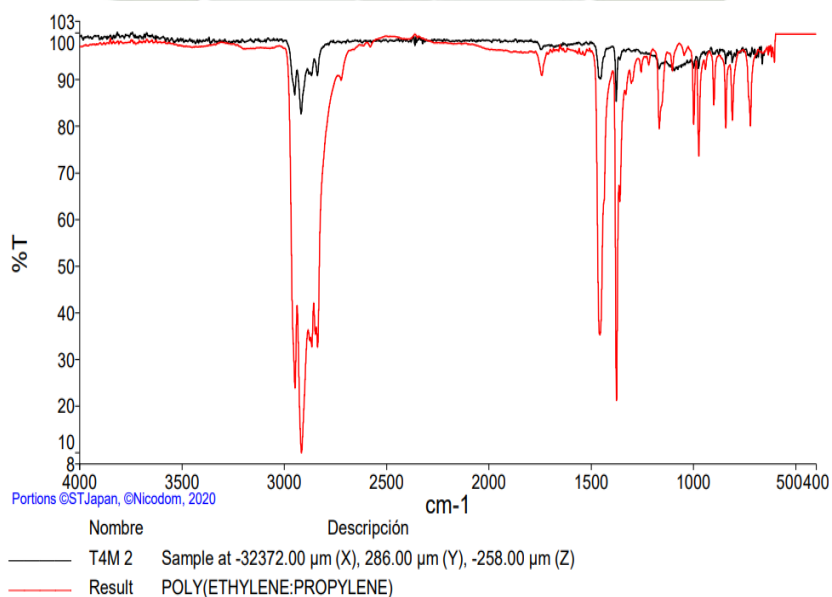


TILAPIA

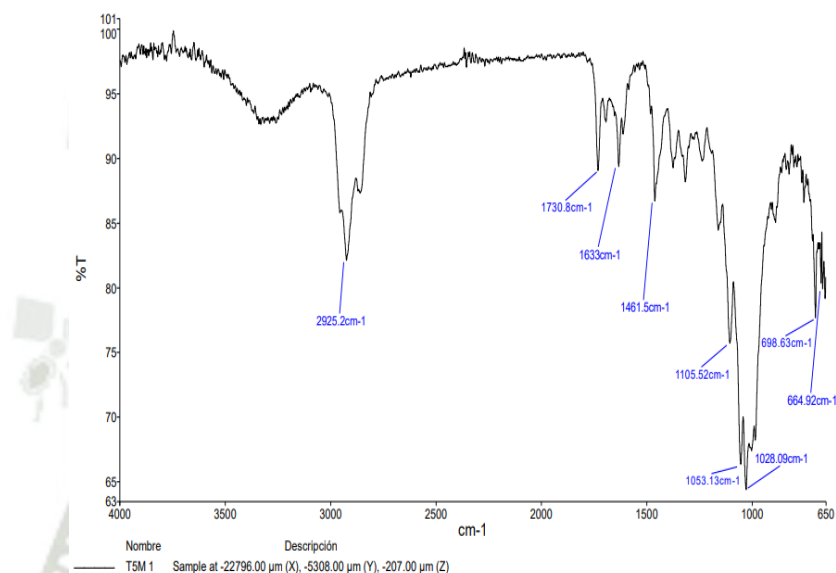
- a) *Análisis del espectro del MP correspondiente a TM4 obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



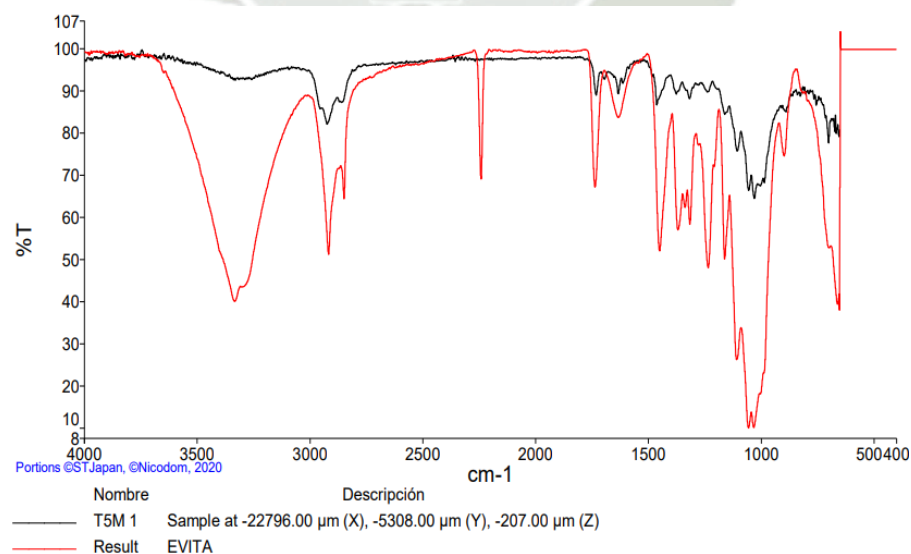
- b) *Análisis del espectro del MP correspondiente a TM4 obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



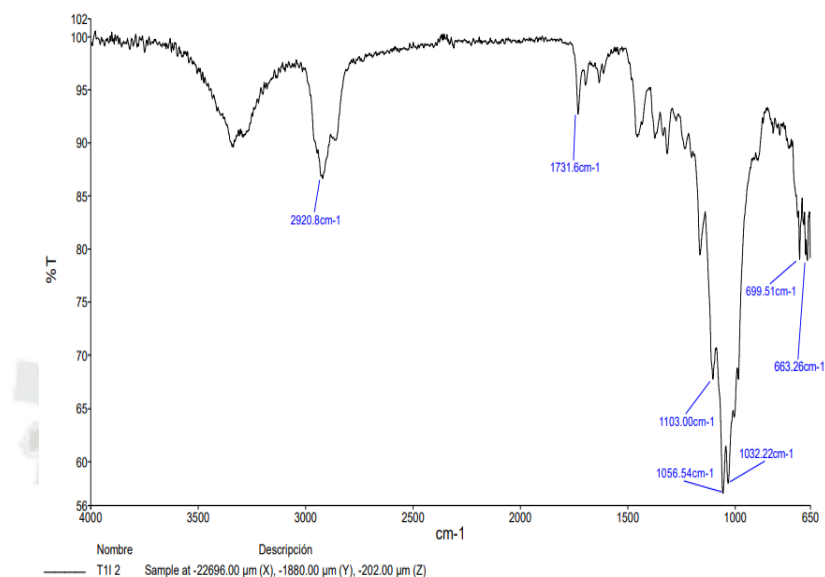
- c) *Espectro del MP correspondiente a TM5 obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



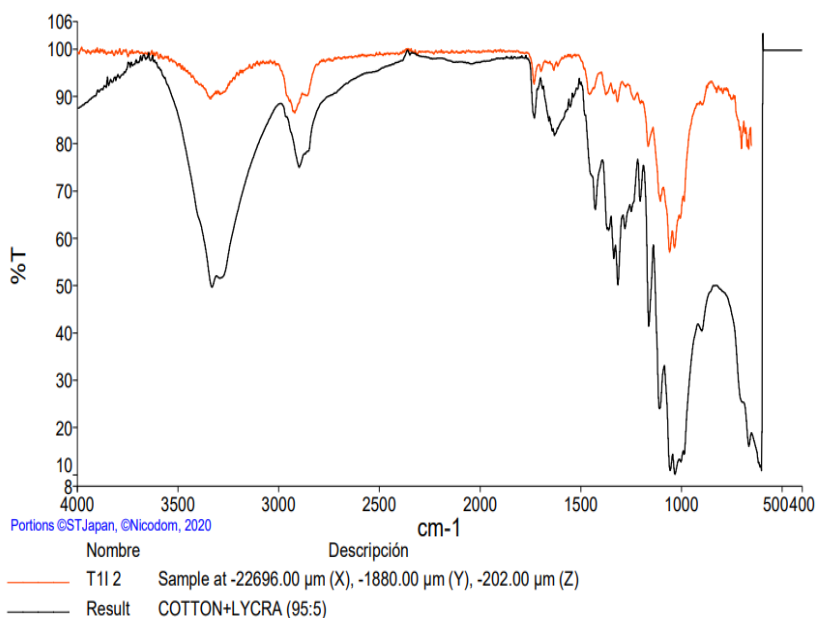
- d) *Análisis del espectro del MP correspondiente a TM5 obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



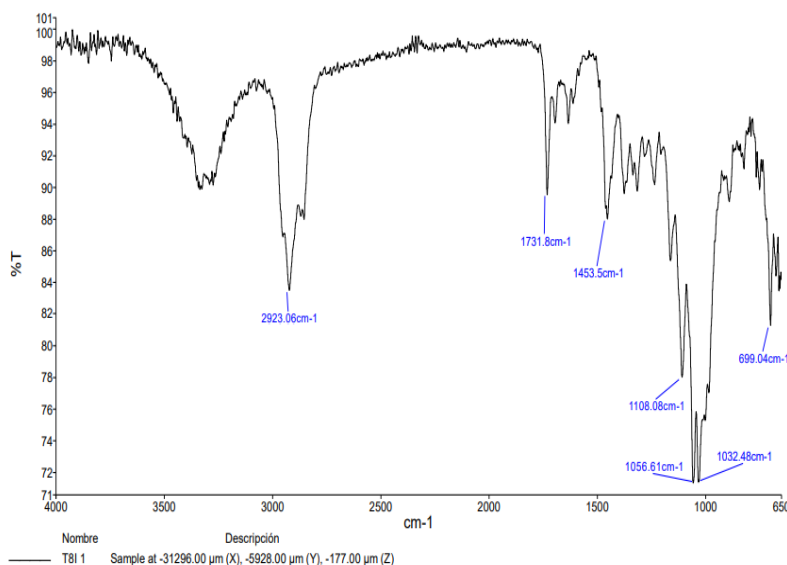
q) *Espectro del MP correspondiente a TLI obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



r) *Análisis del espectro del MP correspondiente a TLI obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



e) *Espectro del MP correspondiente a T8I obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*



f) *Análisis del espectro del MP correspondiente a T8I obtenido del informe de ensayo no. 328-25: análisis por microscopía infrarroja, elaborado por el laboratorio de medio ambiente, investigación y servicios (2025).*

