

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
ESCUELA PROFESIONAL DE QUÍMICA



TESIS

**DETERMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN AGUAS DEL RÍO
HUATANAY-CUSCO**

PRESENTADO POR:

Br. DAVID SAUL PAREDES PUMA

**PARA OPTAR AL TÍTULO
PROFESIONAL DE QUÍMICO**

ASESORA:

Mg. ANA MARIA LECHUGA CHACON

CUSCO-PERÚ

2025



Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco

INFORME DE SIMILITUD

(Aprobado por Resolución Nro.CU-321-2025-UNSAAC)

El que suscribe, el Asesor Ana María Lechuga Chacón _____
..... quien aplica el software de detección de similitud al
trabajo de investigación/tesis titulada: DETERMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS
EN AGUAS DEL RÍO HUATANAY - CUSCO

Presentado por: Br. DAVID SAUL PAREDES PUMA DNI N° 30352770;

presentado por: DNI N°: _____

Para optar el título Profesional/Grado Académico de QUIMICO

Informo que el trabajo de investigación ha sido sometido a revisión por 3 veces, mediante el Software de Similitud, conforme al Art. 6° del *Reglamento para Uso del Sistema Detección de Similitud en la UNSAAC* y de la evaluación de originalidad se tiene un porcentaje de 9 %.

Evaluación y acciones del reporte de coincidencia para trabajos de investigación conducentes a grado académico o título profesional, tesis

Porcentaje	Evaluación y Acciones	Marque con una (X)
Del 1 al 10%	No sobrepasa el porcentaje aceptado de similitud.	<input checked="" type="checkbox"/>
Del 11 al 30 %	Devolver al usuario para las subsanaciones.	
Mayor a 31%	El responsable de la revisión del documento emite un informe al inmediato jerárquico, conforme al reglamento, quien a su vez eleva el informe al Vicerrectorado de Investigación para que tome las acciones correspondientes; Sin perjuicio de las sanciones administrativas que correspondan de acuerdo a Ley.	

Por tanto, en mi condición de Asesor, firmo el presente informe en señal de conformidad y adjunto las primeras páginas del reporte del Sistema de Detección de Similitud.

Cusco, 14 de enero de 2026


Firma

Post firma Ana María Lechuga Chacón

Nro. de DNI 23888708

ORCID del Asesor 0000-0003-2275-026X

Se adjunta:

1. Reporte generado por el Sistema Antiplagio.
2. Enlace del Reporte Generado por el Sistema de Detección de Similitud: oid: 27259°546147366

David Saul Paredes Puma

Tesis FINAL 13012026.docx

 Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::27259:546147366

122 páginas

Fecha de entrega

14 ene 2026, 9:44 a.m. GMT-5

22.431 palabras

Fecha de descarga

14 ene 2026, 10:00 a.m. GMT-5

131.540 caracteres

Nombre del archivo

Tesis FINAL 13012026.docx

Tamaño del archivo

7.2 MB

9% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- ▶ Bibliografía
- ▶ Coincidencias menores (menos de 8 palabras)

Exclusiones

- ▶ N.º de coincidencias excluidas

Fuentes principales

- | | |
|----|---|
| 6% |  Fuentes de Internet |
| 2% |  Publicaciones |
| 6% |  Trabajos entregados (trabajos del estudiante) |

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

-  **Caracteres reemplazados**
70 caracteres sospechosos en N.º de páginas
Las letras son intercambiadas por caracteres similares de otro alfabeto.
-  **Texto oculto**
4 caracteres sospechosos en N.º de páginas
El texto es alterado para mezclarse con el fondo blanco del documento.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

DEDICATORIA

Este trabajo se lo dedico a mis padres por su inquebrantable apoyo, amor y aliento durante todo mi camino. Su confianza en mí ha hecho posible este logro.

A mi hermano, gracias por estar siempre ahí, brindándome ánimo, risas y perspectiva cuando más lo necesitaba. Estoy verdaderamente agradecido de tenerlos a todos a mi lado.

ÍNDICE

DEDICATORIA	I
ÍNDICE	II
ÍNDICE DE TABLAS	VI
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
ÍNDICE DE ABREVIATURAS	VIII
RESUMEN	IX
ABSTRACT	X
INTRODUCCIÓN	1
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
FORMULACIÓN DEL PROBLEMA	4
Problema general	4
Problema específico	4
OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN	5
Objetivo general	5
Objetivos específicos	5
JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN	5
HIPÓTESIS	6
Hipótesis general	6
Hipótesis específicas	6
CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL	7
1.1. ANTECEDENTES	7

1.1.1. Antecedentes Internacionales	7
1.1.2. Antecedentes Nacionales	12
1.2. BASES TEÓRICAS	14
1.2.1. Plásticos	14
1.2.2. Microplásticos	14
1.2.3. Fuentes de microplásticos	15
1.2.4. Mecanismos de degradación	17
1.2.5. Recolección de muestras	19
1.2.5.1. Muestreo por red Manta	20
1.2.6. Procesamiento de muestras	22
1.2.6.1. Controles de contaminación	22
1.2.6.2. Digestión	23
1.2.6.3. Separación por densidad	27
1.2.7. Caracterización física	30
1.2.8. Caracterización química	32
1.2.8.1. Espectroscopía FTIR	32
1.2.8.2. Otras técnicas de caracterización química	34
CAPÍTULO II: METODOLOGÍA Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	37
2.1. TIPO DE INVESTIGACIÓN	37
2.2. POBLACIÓN	37
2.3. MUESTRA	37

2.3.1. Período de muestreo.....	37
2.3.2. Ubicación de los puntos de muestreo	38
2.3.3. Codificación de muestra.....	38
2.4. VARIABLES DE LA INVESTIGACIÓN	41
2.4.1. Variables dependientes.....	41
2.4.2. Variables independientes.....	41
2.4.3. Variables de control	41
2.5. MATERIALES, REACTIVO, INSTRUMENTOS Y EQUIPOS.....	44
2.6. RECOLECCIÓN DE MUESTRAS	46
2.7. PROCESAMIENTO DE MUESTRAS	47
2.7.1. Secado.....	47
2.7.2. Preparación de Reactivo de Fenton	48
2.7.3. Digestión oxidativa de Materia Orgánica	49
2.7.4. Separación por densidad y filtración	50
2.8. CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA.....	51
2.8.1. Microscopía óptica	51
2.8.2. Espectroscopía FTIR	52
CAPÍTULO III: RESULTADOS	54
3.1. Concentración de microplásticos.....	54
3.2. Caracterización visual de microplásticos	56
3.3. Espectroscopía FTIR	58

CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN	60
4.1. Concentración de Microplásticos.....	60
4.2. Morfología de Microplásticos	64
4.3. Composición Química.....	66
5. CONCLUSIONES	76
6. RECOMENDACIONES	78
7. BIBLIOGRAFÍA	79
ANEXO A	101
ANEXO B	102
ANEXO C	105
ANEXO D	105

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ventajas y limitaciones de métodos de muestreo de microplásticos (Prata et al., 2019).....	20
Tabla 2. Soluciones recomendadas para la separación por densidad (Kershaw et al., 2019).....	28
Tabla 3. Densidades y usos de materiales poliméricos más comunes (Rodríguez-Seijo & Pereira, 2017).....	29
Tabla 4. Ventajas y desventajas de diferentes técnicas de caracterización química de microplásticos (Mariano et al., 2021).....	35
Tabla 5. Puntos de muestreo usados en el estudio. (fuente propia).....	39
Tabla 6. Operacionalización de variables de la investigación. (fuente propia).....	43
Tabla 7. Concentración de microplásticos en las aguas del río Huatanay. (elaboración propia)	55
Tabla 8. Conteo de microplásticos vista en el microscopio clasificado según su morfología. (elaboración propia)	57
Tabla 9. Porcentaje de cada morfología de microplásticos en cada período de muestreo. (elaboración propia)	58
Tabla 10. Polímeros identificados por ATR-FTIR, porcentaje de coincidencia con bibliotecas de referencia y apariencia física de las muestras. (elaboración propia). 59	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de Puntos de Muestreo para el Análisis de Microplásticos en el Río Huatanay. (fuente propia)	40
Figura 2. Muestras secas de sólidos en suspensión en placas de Petri. (fuente propia)	48
Figura 3. Flujograma del Proceso de Análisis de Microplásticos (elaboración propia)	53
Figura 4. Morfologías representativas de microplásticos observados al microscopio a 40X. (fuente propia)	56
Figura 5. Concentración de microplásticos en el período seco. (elaboración propia)	60
Figura 6. Concentración de microplásticos en la transición al período de lluvias. (elaboración propia)	62
Figura 7. Comparación de la concentración de microplásticos según el período climático (seco y transición al período de lluvias). (elaboración propia)	63
Figura 8. Distribución porcentual y comparación de la morfología de microplásticos según el período climático (seco y transición al período de lluvias). (elaboración propia)	65
Figura 9. Espectros FTIR de las muestras a) 1-M2 y b) 1-M11. (elaboración propia)	67
Figura 10. Espectros FTIR de las muestras a) 1-M8 y b) 1-M10. (elaboración propia)	70
Figura 11. Espectros FTIR de las muestras 1-M4 y 1-M17. (elaboración propia) ...	72
Figura 12. Espectro FTIR de la muestra 1-M12. (elaboración propia)	73
Figura 13. Espectro FTIR de la muestra 1-M6. (elaboración propia)	74

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

ATR-FTIR: Infrarrojo con Transformada de Fourier y Reflectancia Total Atenuada

DSC: Calorimetría Diferencial de Barrido

FLOPP: FTIR Library of Plastic Particles (Librería FTIR de Partículas Plásticas)

FLOPP-e: FTIR Library of Plastic Particles Sourced from the Environment

(Librería FTIR de Partículas Plásticas conseguidas del ambiente)

FTIR: Infrarrojo con Transformada de Fourier

PE: Polietileno

PET: Tereftalato de polietileno

PP: Polipropileno

PS: Poliestireno

PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

PVC: Policloruro de vinilo

Py-GC/MS: Pirolisis acoplada a cromatografía de gases y espectrometría de masas

TGA: Análisis termogravimétrico

UNSAAC: Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco

UV: Radiación ultravioleta

μFTIR: Espectroscopía FTIR con microscopía

μRaman: Microscopía Raman

RESUMEN

Este estudio confirmó la presencia significativa de microplásticos en el río Huatanay, mediante muestreo con red Manta, digestión oxidativa con reactivo de Fenton, separación por densidad con NaCl y caracterización fisicoquímica mediante microscopía óptica y espectroscopía ATR-FTIR. Durante el período seco, las concentraciones de microplásticos variaron entre 0,16 y 41,80 mg/m³ (promedio de 6,86 mg/m³), y en la transición al período de lluvias tuvieron valores entre 0,03 y 3,01 mg/m³ (promedio de 0,56 mg/m³). Las concentraciones fueron mayores en áreas comerciales e industriales como las cercanas al aeropuerto del Cusco y el puente Molino I y menores en zonas rurales y periurbanas como Huacarpay y Oropesa; cabe aclarar que los valores informados son estimaciones aproximadas, debido a la falta de precisión del método del flotador para medir el volumen muestreado. Las morfologías predominantes durante el período seco fueron las partículas amorfas (43,81%), seguidas de fragmentos (16,19%) y fibras individuales (15,71%). En contraste, durante la transición al período de lluvias se evidenció un incremento de fibras (43,33%) y fragmentos (25,71%), lo cual sugiere una mayor fragmentación y el arrastre de materiales asociado al aumento del caudal. La caracterización polimérica mediante espectroscopía ATR-FTIR permitió identificar polímeros como PE, PP, PS, PET y celulosa semisintética. Estos hallazgos evidencian una fuerte influencia de las actividades humanas y de las condiciones estacionales en la contaminación por microplásticos, y además permiten vincular su origen a fuentes específicas como residuos domésticos y actividades industriales, marcando la necesidad de medidas de monitoreo y control en el río Huatanay.

Palabras clave: Microplásticos, Río Huatanay, Espectroscopía FTIR, Red Manta.

ABSTRACT

This study confirmed the significant presence of microplastics in the Huatanay River through Manta net sampling, oxidative digestion using Fenton's reagent, density separation with NaCl, and physicochemical characterization by optical microscopy and ATR-FTIR spectroscopy. During the dry season, microplastic concentrations ranged from 0.16 to 41.80 mg/m³ (mean: 6.86 mg/m³), while during the transition to the rainy season they ranged from 0.03 to 3.01 mg/m³ (mean: 0.56 mg/m³). Concentrations were higher in commercial and industrial areas, such as those near the Cusco airport and the Molino I bridge, and lower in rural and peri-urban areas such as Huacarpay and Oropesa. It should be noted that the reported values are approximate estimates due to the limited precision of the float method used to measure the sampled volume. The predominant morphologies during the dry season were amorphous particles (43.81%), followed by fragments (16.19%) and individual fibers (15.71%). In contrast, during the transition to the rainy season there was an increase in fibers (43.33%) and fragments (25.71%), suggesting greater fragmentation and the transport of materials associated with increased river discharge. Polymer characterization by ATR-FTIR spectroscopy identified polymers such as PE, PP, PS, PET, and semi-synthetic cellulose. These findings demonstrate a strong influence of human activities and seasonal conditions on microplastic contamination, and they also link the origin of microplastics to specific sources such as household waste and industrial activities, highlighting the need for monitoring and control measures in the Huatanay River.

Keywords: Microplastics, Huatanay River, FTIR spectroscopy, Manta net.

INTRODUCCIÓN

Los microplásticos son fragmentos diminutos de plástico, generalmente menores de 5 milímetros (Dris et al., 2024). Se originan a partir de la degradación de plásticos más grandes, como bolsas, botellas y textiles, o se liberan directamente a través de productos de cuidado personal y procesos industriales. La presencia de microplásticos en los ecosistemas acuáticos se ha convertido en una creciente preocupación ambiental debido a su persistencia, amplia distribución y el potencial impacto negativo en la biodiversidad y la salud humana (Rubio-Armendáriz et al., 2022; Ziajahromi et al., 2017).

Si bien a nivel global existe una creciente evidencia sobre la presencia de microplásticos en ríos, en el Perú los estudios aún son escasos y parciales, concentrándose en cuencas específicas o en descargas puntuales de aguas residuales. Esta brecha de conocimiento restringe la posibilidad de diseñar medidas de control adaptadas a la realidad nacional.

En este contexto, el presente estudio se desarrolló en el río Huatanay en la región de Cusco, Perú. El área de estudio abarca un total de 17 puntos de muestreo distribuidos en la provincia de Cusco y la provincia de Quispicanchis. Esta área integra zonas urbanas, y rurales, lo que permite evaluar la influencia de diferentes actividades humanas sobre la contaminación de microplásticos en el río Huatanay.

El propósito de este estudio es determinar la concentración, distribución y características de los microplásticos en aguas del río Huatanay. Para lograrlo, se plantearon los siguientes objetivos: cuantificar la concentración de microplásticos en los períodos seco y lluvioso mediante muestreos con red Manta; comparar las diferencias estacionales y espaciales entre los puntos de muestreo; caracterizar

morfológicamente, las partículas a través de microscopía óptica; determinar su composición polimérica mediante espectroscopía FTIR; y finalmente, identificar las posibles fuentes de contaminación a partir de la relación entre su morfología y composición polimérica.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El río Huatanay, situado en la región de Cusco, Perú, ha sido históricamente esencial para las comunidades circundantes y el ecosistema local. En la actualidad, sin embargo, enfrenta una grave degradación ambiental que ha generado altos niveles de contaminación (Mendivil Riveros et al., 2002).

Uno de los contaminantes emergentes más alarmantes en las aguas fluviales son los microplásticos (Stapleton & Hai, 2023). Surgen como resultado de la fragmentación de plásticos de mayor tamaño (como bolsas, botellas y textiles) o bien se introducen directamente al medio ambiente a través de ciertos productos de cuidado personal y actividades industriales (Ziajahromi et al., 2017). Su presencia en el agua puede tener serias repercusiones, como:

- Efectos en la vida acuática: Los organismos pueden tragar microplásticos, causando obstrucciones, toxicidad y transferencia de contaminantes (J. Kim et al., 2022).
- Impacto en la calidad del agua: Los microplásticos dificultan el tratamiento del agua al interferir con procesos de desinfección como la cloración y ozonización. Estas partículas pueden proteger a microorganismos dañinos al absorber agentes desinfectantes, reduciendo la eficacia del tratamiento. Como resultado, el agua tratada puede contener patógenos y representar un riesgo para la salud (Shukla et al., 2025).

Aunque ya se han realizado indagaciones sobre la presencia de microplásticos en el río Huatanay, estas se limitaron al análisis del efluente descargado por la Planta de tratamiento de aguas residuales-Cusco (PTAR-Cusco), concentrándose únicamente en un punto de muestreo (Tapia & Sequeiros, 2023). Esta restricción

impide tener una visión completa del problema a lo largo del río. Por ello, resulta necesario ampliar la investigación para comprender mejor cómo varía la contaminación en distintos tramos y tomar decisiones más informadas que ayuden a mitigar sus efectos.

FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

Problema general

- ¿Cuál es la composición polimérica de microplásticos, su morfología y la concentración en el río Huatanay-Cusco, determinadas mediante espectroscopía FTIR?

Problema específico

- ¿Cuál es la concentración de microplásticos en las aguas del río Huatanay?
- ¿Cómo varía la concentración de microplásticos entre el período seco y la fase de transición hacia la temporada de lluvias, y entre las distintas zonas del río Huatanay?
- ¿Qué morfologías presentan las partículas de microplásticos en las aguas del río Huatanay?
- ¿Qué composición polimérica presentan las partículas de microplásticos encontradas en el río Huatanay?
- ¿Cuáles son las posibles fuentes de contaminación por microplásticos en el río Huatanay?

OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

Objetivo general

Determinar la composición polimérica de microplásticos, su morfología y cuantificar su concentración en el río Huatanay-Cusco usando espectroscopía FTIR.

Objetivos específicos

- Cuantificar la concentración de microplásticos en las aguas del río Huatanay durante el período seco y la transición al período de lluvias, mediante muestreo con red Manta.
- Comparar la variación estacional y espacial de las concentraciones de microplásticos entre períodos (seco vs. lluvias) y zonas del río.
- Clasificar morfológicamente las partículas de microplásticos mediante microscopía óptica.
- Determinar la composición polimérica de las partículas de microplásticos mediante espectroscopía FTIR.
- Identificar las posibles fuentes de contaminación por microplásticos a partir de la morfología y la composición polimérica de estas partículas.

JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN

Si bien el río Huatanay no se utiliza como fuente directa de agua potable, su uso para el riego agrícola y otras actividades humanas plantea riesgos indirectos para los habitantes de la zona. Estudios recientes han demostrado que los microplásticos pueden ingresar al cuerpo humano a través de alimentos, aire o contacto con la piel, generando efectos como inflamación, estrés oxidativo y alteraciones en órganos internos (Leslie et al., 2022; Wright & Kelly, 2017).

HIPÓTESIS

Hipótesis general

La presencia de microplásticos en el río Huatanay es significativa y presenta variaciones en función de factores estacionales y geográficos.

Hipótesis específicas

- La concentración de microplásticos en el río Huatanay varía significativamente según la ubicación geográfica y el período del año, siendo más alta en zonas urbanas y durante el período seco.
- Existe más concentración en el período seco a comparación del período de transición a lluvias.
- Los microplásticos presentes en el río Huatanay son mayormente fragmentos y fibras.
- Los microplásticos presentes en el río Huatanay tienen una composición química predominante de PE y PP, debido al uso extendido de estos materiales en actividades humanas.
- Las principales fuentes de microplásticos serán las descargas domésticas.

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL

1.1. ANTECEDENTES

En los últimos años, numerosos estudios han abordado la presencia de microplásticos en aguas de ríos en diversas regiones del mundo, mostrando una amplia variabilidad en concentraciones y características.

1.1.1. Antecedentes Internacionales

Büngener et al. (2024) reportaron concentraciones de microplásticos en el río Oker en Alemania, que oscilaron entre 28 y 134 partículas/m³, con una media de 63 partículas/m³. Las mayores concentraciones se observaron en zonas urbanas comparadas con rurales. Las principales fuentes identificadas fueron las PTAR y los drenajes pluviales urbanos. Predominaron las fibras (71%) y fragmentos, siendo los polímeros más comunes PE (20%), PP (16%), PVC, PET, neopreno y nylon. La metodología incluyó muestreo con red Manta, microscopía visual y análisis mediante espectrometría FTIR. Concluyen que los microplásticos están presentes de forma generalizada en el río y que las concentraciones tienden a ser mayores en tramos urbanos que en rurales, lo que evidencia la influencia de presiones antrópicas locales. Además, señalan como aportes relevantes las PTAR y el drenaje pluvial urbano, por lo que recomiendan fortalecer el monitoreo y la gestión de fuentes puntuales en zonas urbanas.

Wicaksono et al. (2021) estudiaron el río Tallo en Indonesia y reportaron concentraciones entre 0,74 y 3,41 partículas/m³, con un promedio aproximado de 2 partículas/m³, siendo mayores en el período seco y en la parte baja del río y estuario. Las fuentes principales fueron las descargas urbanas sin tratamiento adecuado. Las

partículas predominantes fueron fragmentos rígidos (47,8–86%) y fibras (12,5–47,8%), principalmente de PE y PP, identificadas mediante red Neuston, análisis visual y FTIR. Evidencian que la contaminación por microplásticos varía espacial y estacionalmente, con mayores valores en la parte baja y estuario, y durante el período seco, lo que sugiere acumulación y menor dilución. Atribuyen el patrón principalmente a descargas urbanas insuficientemente tratadas, destacando la necesidad de mejoras en saneamiento y control de residuos.

T. Li et al. (2023) midieron concentraciones de microplásticos en el río Guangzhou en China, que fluctuaron entre 0,123 y 4,21 partículas/m³, siendo las mayores en áreas urbanas densamente pobladas. Aunque, en términos generales, la concentración aumentó durante la transición al período de lluvias, en las zonas urbanas centrales se registraron mayores concentraciones en el período seco, lo que sugiere un predominio de aportes urbanos de origen doméstico e industrial. El estudio utilizó muestreo tipo red Manta y análisis visual. Plantean que las zonas urbanas densamente pobladas concentran mayores niveles de microplásticos, confirmando que los aportes domésticos e industriales son determinantes. Asimismo, el contraste entre período seco y lluvioso sugiere que la dinámica de escorrentía y la continuidad de descargas urbanas controlan la variación temporal, por lo que proponen priorizar medidas de gestión en tramos urbanos

Mani et al. (2015) estudiaron el río Rin en Europa, y reportaron concentraciones entre 1,7 y 127,1 partículas/m³, aumentando río abajo, especialmente cerca de grandes ciudades como resultado de descargas urbanas e industriales. Las formas más comunes fueron fragmentos y pellets industriales, principalmente de PE, PP y PS. Se utilizó red Manta y análisis visual para las mediciones. Muestran que el río actúa como un corredor de transporte de microplásticos, con incremento aguas abajo

y formación de “hotspots” cercanos a grandes centros urbanos e industriales. La presencia de fragmentos y pellets industriales refuerza el rol de fuentes urbanas y del sector industrial, por lo que plantean la necesidad de control en origen y monitoreo sistemático a escala de cuenca.

Lisina et al. (2021) evaluaron el río Volga en Rusia, encontrando una concentración media de 0,21 mg/m³ (0,90 partículas/m³), con un rango total de 0,04 a 1,29 mg/m³, alcanzando picos de hasta 4,10 partículas/m³ aguas abajo de ciudades. Las formas predominantes fueron fragmentos (41%) y películas (37%), seguidas por fibras (22%). El análisis térmico (DSC) identificó PE y PP como los polímeros dominantes, procedentes principalmente de fuentes domésticas. El muestreo se realizó con red Manta (malla 300 µm), seguido de digestión con KOH/H₂O₂ y tamizado (0,3–5 mm). Advierten que, aunque los valores medios pueden ser relativamente bajos, existen picos aguas abajo de ciudades, lo que evidencia el efecto de aportes domésticos asociados a asentamientos urbanos. También resaltan que la composición polimérica dominante (principalmente PE y PP) es consistente con fuentes de consumo común, recomendando vigilancia focalizada en tramos urbanos y estandarización de procedimientos para comparabilidad.

Ta et al. (2020) registraron concentraciones de microplásticos superficiales en el río Chao Phraya en Tailandia, de hasta 805,20 mg/m³, equivalente a 104 partículas/m³. Los microplásticos eran en su mayoría fragmentos de 0,5 a 1,0 mm. La caracterización mediante FTIR reveló la presencia predominante del PP, PE y PS. El muestreo fue realizado con red Manta, y los microplásticos fueron tratados con H₂O₂ para eliminar materia orgánica antes del análisis. Sostienen que en un entorno urbano de alta densidad poblacional se registran niveles elevados de microplásticos tanto en agua superficial como en sedimentos, lo que sugiere presión directa por actividades

urbanas. Señalan además que la comparación entre ríos es difícil por diferencias metodológicas, por lo que enfatizan la necesidad de métodos estandarizados de muestreo y reporte.

Urgert (2015) reportó concentraciones promedio de microplásticos en los ríos Mosa y Rin en los Países Bajos de 0,14 mg/m³ (\approx 9,7 partículas/m³) en el Mosa y 0,56 mg/m³ (\approx 56 partículas/m³) en el Rin. Se utilizaron sistemas de bombeo continuo para muestrear agua superficial durante 72 horas, seguido de filtración, digestión química y separación por densidad. Las formas predominantes fueron películas, esferoides y fragmentos, sin considerar fibras. La caracterización espectroscópica (FTIR y Raman) indicó que los polímeros más frecuentes fueron PE, PS y PP, reflejando fuentes urbanas e industriales. Determina que los microplásticos están presentes de manera recurrente y que el Rin muestra mayores niveles que el Mosa, reflejando mayor presión urbana e industrial. También advierte limitaciones importantes por representatividad del muestreo (columna de agua y ancho del río) y posibles pérdidas durante el procesamiento.

Stratmann et al. (2024) analizaron el río Sena en Francia, reportando una concentración mediana de aproximadamente 100 mg/m³ en la superficie, equivalente a unas 600 partículas/m³. El 96 % de las partículas analizadas correspondía al PP, PE y PS. El estudio se desarrolló mediante campañas anuales, filtrado de agua superficial, y análisis por microscopía y FTIR. Las fuentes principales identificadas fueron las plantas de tratamiento y los sistemas de drenaje urbano. Evidencian que el Sena constituye una vía relevante de transporte de microplásticos asociada a presiones urbanas, con aporte importante de sistemas de tratamiento y drenaje urbano.

Rico et al. (2023) reportaron que las concentraciones de microplásticos en el río Amazonas en Brasil, oscilaron entre 5 y 152 partículas/m³ en el cauce principal, alcanzando hasta 74,500 partículas/m³ en arroyos urbanos. Fragmentos y fibras fueron predominantes, con PE, PP, PET y PVC como polímeros principales. La metodología empleada fue muestreo de agua superficial por bomba de succión, microscopía y FTIR. Resaltan que, aunque el cauce principal presenta niveles detectables, los arroyos urbanos pueden alcanzar concentraciones extremadamente altas, evidenciando que la urbanización y las descargas de aguas residuales insuficientemente tratadas son determinantes. El estudio remarca la prioridad de intervenir en tributarios urbanos (saneamiento y residuos) para reducir la carga total hacia el sistema fluvial.

Bhowmik y Saha (2025) junto con Gao et al. (2024) realizaron meta-análisis globales en los que identificaron concentraciones típicas de entre decenas y cientos de partículas/m³ en ríos, con miles en sitios críticos. Se identificó que la contaminación es mayor en áreas urbanas e industriales y que generalmente la concentración es más alta durante el período seco. Las fibras (70–90%) y los fragmentos fueron las formas dominantes, con PE, PP y PET como polímeros predominantes. Las metodologías más comunes fueron el muestreo con red Manta, análisis visual y confirmaciones mediante FTIR o Raman. La revisión concluye que las concentraciones reportadas en ríos europeos son altamente variables y que gran parte de esa variación depende de los métodos y unidades empleadas, por lo que se requiere armonización/estandarización para comparaciones robustas.

1.1.2. Antecedentes Nacionales

Larrea Valdivia et al. (2025) estudiaron la cuenca Quilca-Chili en Perú, reportando concentraciones medias de 35,34 partículas/m³, con un rango de 3,59 a 172,70 partículas/m³. Predominaron las fibras (71,4 %), seguidas de fragmentos (17,2 %) y películas (6,7 %). La composición polimérica incluyó principalmente PE (40,8 %), PP (23,8 %) y fibras sintéticas (15,8 %). Las fuentes principales identificadas fueron los vertederos ilegales y el uso de plásticos agrícolas. Se utilizó muestreo superficial, filtración y caracterización mediante FTIR. Los autores concluyen que la cuenca Quilca-Chili presenta presencia generalizada de microplásticos en el agua y plantean como fuentes probables el vertido abierto de residuos municipales en botaderos clandestinos y el uso indiscriminado de sacos Big Bag de PE en la zona agrícola (incluyendo prácticas vinculadas a “mulching”), por lo que enfatizan la urgencia de acciones de gestión y control.

Tapia y Sequeiros (2023) estudiaron la descarga del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) San Jerónimo en Cusco, reportando una concentración de 6,208 partículas/m³ de microplásticos. Las fuentes principales se asociaron a descargas urbanas e industriales, identificándose predominancia de fragmentos (37%) y partículas translúcidas (54,36%). La composición polimérica estuvo conformada por PE (35%), PP (32%), PA (19%), LDPE (11%) y PVC (6%). El muestreo consistió en la recolección de agua del efluente y su posterior filtración en laboratorio, seguida de caracterización morfológica y espectroscópica. Señala que el efluente de la PTAR San Jerónimo contiene microplásticos de diversas morfologías y polímeros, y que sus resultados constituyen una línea base local útil para comprender el contexto actual y sustentar monitoreos posteriores.

En general, la mayoría de los estudios sobre microplásticos en ríos emplean el muestreo con red Manta o Neuston, seguido de observación visual o microscópica y posterior confirmación mediante FTIR o Raman. En algunos casos también se aplican técnicas térmicas como DSC. Las concentraciones reportadas muestran una gran variabilidad. Se usan principalmente dos unidades para medir la concentración de microplásticos: número de partículas por volumen (partículas/m³) y masa por volumen (mg/m³). En cuanto a la caracterización de las partículas, los estudios coinciden en el predominio de fibras y fragmentos, con PE y PP como polímeros más frecuentes, además de PET, PVC y PS en menor proporción. Estos materiales están directamente vinculados a actividades humanas como descargas urbanas, aguas residuales, uso de plásticos agrícolas y vertederos.

1.2. BASES TEÓRICAS

1.2.1. Plásticos

Los plásticos son materiales poliméricos sintéticos formados por largas cadenas de monómeros unidos por enlaces covalentes, comúnmente derivados de compuestos petroquímicos como el PE y PP (Hassan et al., 2022). A partir de estos monómeros básicos, se producen diferentes tipos de plásticos mediante procesos de polimerización (como la adición y la condensación), dando lugar a materiales con propiedades mecánicas, térmicas y químicas adaptables a múltiples aplicaciones. Dentro de los polímeros más comunes se encuentran el PE, PP, PS, PVC y PET, cada uno con características particulares de rigidez, densidad, transparencia o resistencia térmica (Desidery & Lanotte, 2022).

Esta diversidad y bajo costo de producción han fomentado un uso masivo de plásticos a nivel mundial, con cifras que superan los 400 millones de toneladas producidas anualmente (Pilapitiya & Ratnayake, 2024). Sin embargo, su alta estabilidad química, que los hace resistentes al agua, a la oxidación y a la degradación natural, se traduce también en una persistencia prolongada en los ecosistemas.

Además de su estructura polimérica básica, los plásticos comerciales suelen contener aditivos como plastificantes, colorantes o estabilizantes, los cuales pueden lixiviarse al ambiente y aportar a la toxicidad asociada a la contaminación plástica (Maddela et al., 2023).

1.2.2. Microplásticos

El uso extendido de plásticos y su inadecuada gestión como desperdicio han convertido a estos materiales en una fuente importante de contaminación ambiental (Castañeta et al., 2020). Una vez que los productos plásticos son desechados y

entran en contacto con el ambiente comienzan a fragmentarse de forma progresiva. Esta fragmentación, en muchos casos, no implica una degradación química completa, sino simplemente una reducción en el tamaño de las partículas (Cole et al., 2011).

Es en este contexto donde aparece el concepto de microplásticos, definidos como partículas plásticas menores a 5 milímetros (Barnes et al., 2009). Aún no se conoce el ciclo completo y el movimiento de microplásticos en el medio ambiente, pero actualmente se están realizando investigaciones sobre este problema (Bank & Hansson, 2022). Estudios estiman que hay entre 15 y 51 billones de piezas individuales de microplásticos en los océanos del mundo, con un peso total de entre 93,000 y 236,000 toneladas métricas (Eriksen et al., 2014). Debido a la lenta degradación de los plásticos, que puede prolongarse por cientos o incluso miles de años, se incrementa considerablemente la posibilidad de que los microplásticos sean ingeridos por organismos vivos (Malafeev et al., 2023).

Además de los microplásticos, los estudios recientes han puesto atención en los nanoplásticos, partículas plásticas que van de 1000 a 1 nm, cuya detección es aún más compleja y cuyas posibles implicancias toxicológicas son motivo de investigación creciente (Mariano et al., 2021).

1.2.3. Fuentes de microplásticos

Los microplásticos pueden clasificarse en primarios y secundarios, según su origen, siendo estos últimos los más abundantes en el ambiente acuático (Duis & Coors, 2016).

Los microplásticos primarios son partículas plásticas manufacturadas con dimensiones microscópicas desde su origen. Una fuente directa, aunque de menor contribución relativa, son ciertos productos cosméticos y de cuidado personal que

contienen microperlas exfoliantes o limpiadoras (Bashir et al., 2021). Aunque tanto la Unión Europea como Estados Unidos han implementado regulaciones para restringir ciertos microplásticos primarios, la mayoría de ellos aún no están regulados, lo que permite que ingresen al sistema de alcantarillado y, eventualmente, a cuerpos de agua, debido a la limitada capacidad de retención de los sistemas de tratamiento convencionales. (European Commission, 2023; Office of the Commissioner, 2024).

Por otro lado, los microplásticos secundarios, más prevalentes en ecosistemas fluviales, se generan por la fragmentación de residuos plásticos más grandes (Osman et al., 2023). Estos incluyen bolsas, botellas, empaques y textiles abandonados en el ambiente, que se degradan por acción de procesos físicos, químicos y biológicos. Una de las principales vías de entrada de estos fragmentos al ambiente acuático son las aguas servidas, cargadas con microfibers sintéticas provenientes del lavado de ropa (como poliéster y acrílicos) (Acharya et al., 2021). Aunque las plantas de tratamiento están diseñadas para reducir la carga contaminante, los sistemas convencionales de filtración no logran retener completamente estas partículas finas, permitiendo que escapen hacia ríos y lagos a través de efluentes tratados (U. Iyare et al., 2020). Estas fibras constituyen una fracción dominante en muchas muestras recolectadas en ambientes de agua dulce (Acharya et al., 2021).

El desgaste de neumáticos, frenos y superficies asfálticas genera partículas plásticas y elastoméricas que se acumulan en las vías y son arrastradas por la escorrentía pluvial hacia los sistemas de drenaje (Tamis et al., 2021). Estudios han identificado que estas partículas, especialmente las derivadas de caucho sintético, pueden representar una fracción considerable de los microplásticos presentes en cuerpos de agua dulce cercanos a zonas urbanizadas (Mayer et al., 2024).

También se identifican aportes desde zonas agrícolas, especialmente por la aplicación de compost o fertilizantes orgánicos que contienen fragmentos plásticos residuales, los cuales pueden ser arrastrados por escorrentía hacia canales o quebradas adyacentes (Zhang et al., 2024). En conjunto, estas fuentes primarias y secundarias explican la presencia generalizada de microplásticos en sistemas fluviales, lagos y embalses, incluso en regiones alejadas de centros urbanos.

1.2.4. Mecanismos de degradación

Una vez en el ambiente acuático, los microplásticos no se quedan estáticos; mientras estos se desplazan, pasan por procesos físicos, químicos y biológicos que causan su fragmentación, envejecimiento o degradación parcial. Estos procesos afectan su tamaño, estructura y (bajo ciertas condiciones) su composición química.

En primer lugar, la degradación física incluye procesos mecánicos que fragmentan los plásticos sin alterar su estructura química. Uno de los principales mecanismos físicos es la abrasión mecánica, causada por el roce continuo de las partículas plásticas con sedimentos, piedras o superficies duras dentro del cauce de los ríos. Este desgaste es impulsado por el flujo de agua, que transporta tanto los plásticos como otros elementos abrasivos, favoreciendo la fragmentación progresiva de los materiales. Asimismo, los impactos mecánicos provocados por turbulencias o colisiones con obstáculos en cuerpos de agua de alta energía también contribuyen a la fragmentación del plástico (Pal et al., 2025). Otro proceso físico importante es la fatiga térmica, que ocurre por los cambios bruscos de temperatura entre el día y la noche. Estas fluctuaciones térmicas provocan dilatación y contracción repetida en la estructura del polímero, lo que genera tensiones internas y microgrietas que debilitan el material con el tiempo (Hernandez et al., 2023).

Por otro lado, la degradación química involucra transformaciones moleculares del polímero inducidas por agentes como la radiación solar, el oxígeno o el agua. El mecanismo químico más relevante en ambientes de agua dulce es la fotooxidación por UV. Este proceso se produce cuando los fotones UV provenientes del sol rompen los enlaces de la cadena polimérica, generando radicales libres y grupos funcionales oxigenados como carbonilos y peróxidos. Como resultado, la estructura del plástico se vuelve más frágil y susceptible a la fragmentación (Andrade et al., 2022). La oxidación térmica, aunque menos intensa en ambientes naturales, también actúa sobre los plásticos, especialmente cuando las temperaturas son relativamente altas. En este proceso, el oxígeno atmosférico reacciona con las cadenas del polímero, promoviendo su ruptura, particularmente en materiales que ya han sido fotooxidados (S. Kim et al., 2022). Otro proceso químico relevante es la hidrólisis, en el cual el agua actúa como reactivo, rompiendo enlaces químicos dentro del polímero, especialmente en plásticos con grupos funcionales como los ésteres (por ejemplo, el PET) (Sang et al., 2020). Sin embargo, este mecanismo requiere condiciones extremas de pH o temperatura para ser significativo, en condiciones naturales, la hidrólisis tiene un papel menor en la degradación de plásticos comunes, pero puede ser importante en polímeros más hidrolizables (Pal et al., 2025).

Finalmente, la degradación biológica se refiere a la acción de microorganismos sobre los plásticos mediante procesos enzimáticos que pueden llevar, en condiciones ideales, a su descomposición parcial o total. El primer paso en este tipo de degradación es el biodeterioro, que implica la colonización de la superficie del plástico por bacterias, hongos o algas. Estos organismos forman biopelículas que modifican la estructura superficial del polímero, generando porosidad, rugosidad y microgrietas (Sun et al., 2023). A continuación, ocurre la biofragmentación, donde las enzimas

extracelulares secretadas por los microorganismos rompen los enlaces de las cadenas poliméricas, transformando las macromoléculas en fragmentos más cortos como oligómeros o monómeros (Mohanan et al., 2020). Un ejemplo destacado es la enzima PETasa, producida por la bacteria *Ideonella sakaiensis*, capaz de degradar plásticos como el PET (Khairul Anuar et al., 2022). Sin embargo, este proceso rara vez alcanza la etapa final de mineralización, en la cual los productos de la biofragmentación son completamente metabolizados y convertidos en CO₂, agua y biomasa microbiana (Cao et al., 2024). En la mayoría de los ambientes naturales, la mineralización es incompleta, lo que favorece la acumulación de fragmentos intermedios; es decir, microplásticos; que persisten en el entorno y se convierten en una forma estable de contaminación (Da Silva et al., 2024).

1.2.5. Recolección de muestras

Existen diversos métodos para recolectar microplásticos en cuerpos de agua, cuya elección depende de factores como la profundidad, el tipo de partículas objetivo, el volumen de agua requerido y la disponibilidad de recursos. Entre los métodos más utilizados se encuentran la red Manta, la red Neuston, el tamizado manual, el uso de bombas de succión y la filtración en laboratorio. Las ventajas y limitaciones de cada método se encuentran en la Tabla 1.

En el presente estudio se seleccionó la red Manta como herramienta de muestreo, debido a su eficiencia para recolectar microplásticos flotantes en la superficie del agua, su facilidad de implementación en campo y su amplia aceptación en investigaciones científicas internacionales (Pasquier et al., 2022). Esta elección permite la comparación de resultados con otros estudios y asegura una cobertura adecuada del volumen de agua requerido para análisis representativos.

Tabla 1.

Ventajas y limitaciones de métodos de muestreo de microplásticos (Prata et al., 2019).

Método	Aplicación principal	Ventajas	Limitaciones
Red Manta	Superficie de ríos, lagos o embalses.	Alta capacidad de arrastre; uso estandarizado; reproducibilidad de resultados.	No capta partículas $<300 \mu\text{m}$; requiere estructura o embarcación.
Red Neuston	Superficie y columna de agua en zonas tranquilas.	Mayor sensibilidad (hasta 100 μm); fácil de desplegar.	Obstrucción frecuente; menor volumen muestreado.
Tamizado manual	Orillas, zonas poco profundas.	Bajo costo; sin necesidad de embarcación.	Poco representativo; alto riesgo de pérdida de partículas.
Bomba de succión	Accesos difíciles; muestreo puntual.	Precisión en volumen; adaptable a filtros de distinto tamaño.	Requiere energía y limpieza entre muestras; costo elevado.
Filtración en laboratorio (ex situ)	Transporte de agua en frascos hacia laboratorio.	Controlado y seguro; flexible en filtros y condiciones.	Menor volumen de agua; posible pérdida o contaminación en traslado.

1.2.5.1. Muestreo por red Manta

La red Manta fue diseñada originalmente en la década de 1980 para la recolección de plancton y desechos marinos. Recibió este nombre debido a la similitud entre su método de recolección y la forma en que se alimenta una mantarraya (Brown, 1981). El equipo consta de un marco y una red que culmina en un colector;

su estructura está fabricada de aluminio o acero inoxidable, ya que es esencial que la apertura de la red permanezca constante durante su uso (Pasquier et al., 2022).

En ambos costados del marco se encuentran aletas en las que se colocan flotadores, lo que permite que la red Manta se mantenga estable en la superficie del agua. La red, fabricada con malla de nylon o PP, tiene una longitud que generalmente varía entre 2 y 3 metros, ajustándose a las dimensiones de la apertura del marco que la sostiene. El tamaño de malla más utilizado para este tipo de red es de 300 a 350 μm (Pasquier et al., 2022).

El principio de operación consiste en permitir que el flujo de agua atraviese la red durante un tiempo determinado o a lo largo de una distancia definida. De esta manera, las partículas sólidas mayores que el tamaño de malla quedan atrapadas, mientras que el agua sigue su curso. La red puede ser arrastrada mediante una embarcación a baja velocidad (1,5 a 3 nudos), o posicionada de forma fija sobre estructuras como puentes, permitiendo que la corriente fluya a través de ella (Campanale et al., 2020).

Este método ofrece ventajas como la facilidad de uso, que permite su aplicación tanto desde embarcaciones como desde puentes, y su capacidad para cubrir grandes volúmenes de agua en poco tiempo, lo que facilita la recolección de muestras representativas (Nayebi et al., 2023). Sin embargo, presenta una desventaja significativa: las partículas más pequeñas que el tamaño de la malla de la red no son capturadas, lo que limita el análisis a microplásticos de mayor tamaño y puede subestimar la cantidad total de partículas presentes. (Pasquier et al., 2022). Además, este método solo permite una estimación aproximada del volumen exacto de agua en el que estaban suspendidos los microplásticos (Tamminga et al., 2019). Este es el

método más usado para análisis de microplásticos en cuerpos de agua dulce, además de tener una buena reproducibilidad de resultados (Pasquier et al., 2022).

1.2.6. Procesamiento de muestras

Las muestras ambientales suelen contener una combinación significativa de materia orgánica (como restos biológicos y proteínas) e inorgánica (como sedimentos y minerales) (Pfeiffer & Fischer, 2020). Esto puede dificultar la separación de partículas plásticas sintéticas de la muestra y complicar el análisis químico posterior. Mientras que los materiales inorgánicos pueden separarse mediante métodos físicos, la materia orgánica debe reducirse o eliminarse utilizando tratamientos químicos o biológicos (Y. Li et al., 2024). Este proceso no solo facilita la separación de los plásticos sintéticos, sino que también reduce el riesgo de confundir materiales naturales, como proteínas u otros polímeros biológicos, con materiales plásticos (Pfeiffer & Fischer, 2020).

1.2.6.1. Controles de contaminación

Para prevenir y reducir la contaminación potencial por fuentes externas, como fibras transportadas por el aire o residuos del entorno, es fundamental mantener una rutina estricta de limpieza en el laboratorio. Todo el material de vidrio debe lavarse cuidadosamente con detergente, enjuagarse con agua filtrada y almacenarse cubierto o boca abajo cuando no esté en uso. Asimismo, se recomienda que el personal utilice ropa de algodón u otras fibras naturales, evitando materiales sintéticos que puedan desprender partículas, y emplee guantes de nitrilo o látex durante las tareas de manipulación (Brander et al., 2020).

Adicionalmente, para minimizar la influencia de posibles contaminantes provenientes del trabajo de campo, la deposición atmosférica, los reactivos químicos

o incluso el propio entorno de análisis, es esencial el uso de controles o muestras blanco. Estas muestras, preparadas con agua desionizada filtrada y sometidas exactamente al mismo tratamiento que las muestras reales, permiten detectar y cuantificar cualquier contaminación introducida durante el procesamiento (Noonan et al., 2023).

Las muestras pueden contaminarse con partículas en suspensión, sobre todo fibras sintéticas del aire. Por eso, se recomienda manipularlas dentro de una campana de extracción siempre que sea posible. Aunque las cabinas de flujo laminar ofrecen una mayor eficiencia, con reducciones de hasta el 97% en la cantidad de partículas contaminantes detectadas en muestras blanco, el uso de campanas extractoras representa una mejora significativa frente a operar en espacios abiertos, ya que puede reducir la contaminación en aproximadamente un 50% (Wesch et al., 2017).

1.2.6.2. Digestión

La digestión se refiere al proceso de eliminación controlada de materia orgánica natural presente en la muestra, con el fin de facilitar la identificación de polímeros sintéticos. Aunque el contenido orgánico en agua suele ser menor que en matrices como sedimentos o tejidos biológicos, este puede seguir representando un obstáculo significativo, especialmente en el caso de aguas residuales, donde se acumulan restos vegetales, biofilm, microorganismos, excretas o compuestos orgánicos disueltos (Pfeiffer & Fischer, 2020). Estos componentes interfieren con los procesos analíticos posteriores, como la separación por densidad o la espectroscopía FTIR, y pueden inducir falsos positivos o enmascarar partículas plásticas pequeñas (Pfeiffer & Fischer, 2020). Existen diversos métodos de digestión, cada uno con sus propias ventajas y desventajas, que se mencionan a continuación:

La digestión ácida, basada en el uso de ácidos fuertes como el ácido nítrico (HNO_3) o mezclas con ácido clorhídrico (HCl), es altamente efectiva en la degradación de materia orgánica. Sin embargo, su principal limitación radica en su agresividad hacia diversos polímeros sintéticos. Estudios han reportado la degradación parcial o total de poliamidas, PET y PVC tras la exposición a soluciones ácidas concentradas, incluso bajo condiciones moderadas de temperatura (Larrea et al., 2025; Claessens et al., 2013). Debido a estos efectos destructivos, el uso de digestión ácida en muestras de agua con microplásticos ha sido mayormente descartado en los protocolos actuales (Kershaw et al., 2019).

La digestión alcalina, utilizando hidróxidos como KOH o NaOH, representa una alternativa menos corrosiva y más segura para los polímeros. Este método es eficaz para disolver materia orgánica rica en proteínas y lípidos; sin embargo, su eficacia disminuye considerablemente frente a componentes más resistentes como celulosa o lignina, frecuentes en aguas con alta carga vegetal (Duan et al., 2020). Además, se ha reportado que ciertos polímeros como policarbonatos y poliésteres pueden sufrir degradación bajo digestión alcalina, especialmente cuando se emplean altas temperaturas o tiempos prolongados (Lusher et al., 2017).

La digestión enzimática se basa en la acción específica de enzimas como proteasas, celulasas y lipasas para descomponer componentes orgánicos particulares. Este método presenta la gran ventaja de ser altamente selectivo y no afectar la estructura ni la composición química de los microplásticos, lo que lo convierte en la opción más segura para la preservación de las partículas. No obstante, presenta limitaciones importantes: requiere largos tiempos de incubación, condiciones cuidadosamente controladas de pH y temperatura, y una combinación adecuada de enzimas para abordar la complejidad de la materia orgánica presente

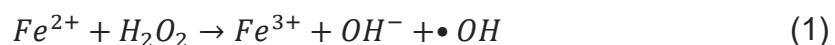
(Catarino et al., 2017). Por esta razón, su aplicación suele limitarse a matrices de baja carga o como complemento de otros métodos más agresivos. (Löder et al., 2017).

La digestión oxidativa, que emplea peróxido de Hidrógeno (H_2O_2), ha demostrado ser uno de los enfoques más efectivos para la eliminación de materiales orgánicos en aguas, sin degradación apreciable a los plásticos. Sin embargo, a pesar de su eficiencia, presenta limitaciones notables: es un proceso que consume mucho tiempo y no es adecuado para manejar muestras con alto contenido orgánico (Rani et al., 2023).

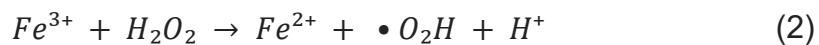
Para superar estas limitaciones, el método de digestión oxidativa con H_2O_2 se combina frecuentemente con un catalizador oxidante, el sulfato de hierro (II) ($FeSO_4$), formando lo que se conoce como reactivo de Fenton. Esta combinación mejora el proceso de oxidación, ya que la adición del hierro ferroso (Fe^{2+}) cataliza la descomposición del H_2O_2 , acelerando la degradación de la materia orgánica (Rani et al., 2023). El reactivo de Fenton se ha aplicado ampliamente gracias a sus ventajas, que incluyen menores requerimientos de temperatura, así como tiempos de reacción más cortos, que van de minutos a horas, en comparación con otros métodos que pueden tardar días. Además, generalmente no afecta la cantidad de los microplásticos en las muestras (Masura et al., 2015).

La reacción de Fenton ocurre en dos pasos principales:

Generación de Radicales Hidroxilo: El Fe^{2+} reacciona con el H_2O_2 para producir radicales hidroxilos ($\bullet OH$) y hierro férrico (Fe^{3+}), según la ecuación (1):



Regeneración del Catalizador: El Fe^{3+} puede ser reducido nuevamente a Fe^{2+} por acción de más peróxido de hidrógeno o por otros reductores presentes en la solución, completando así un ciclo catalítico.



Los radicales hidroxilos e hidroperoxilos pueden degradar materia orgánica rápidamente. En teoría, un exceso de Fe^{2+} y H_2O_2 debería permitir que la mayoría de los compuestos orgánicos se degraden completamente en CO_2 y H_2O (Pereira et al., 2012). Sin embargo, este proceso se ve obstaculizado por reacciones competitivas. Además, diversas reacciones secundarias, incluidas las interacciones con materiales orgánicos, pueden influir tanto en los productos finales como en la velocidad de la reacción (Walling et al., 2021).

El proceso de digestión oxidativa por reactivo de Fenton suele estar limitado por la cantidad de iones Fe^{2+} disponibles en la solución. La regeneración de Fe^{3+} a Fe^{2+} mediante la reacción con $\bullet\text{OH}$, según la ecuación (2), es más lenta que la descrita en la (ecuación 1), lo que reduce la eficiencia general (Salgado et al., 2013). Además, el H_2O_2 puede descomponerse de forma espontánea, especialmente a temperaturas superiores a los 70 °C, desperdi ciéndose en el proceso, por ello se debe de controlar la temperatura de la reacción debido a que esta es exotérmica (Masura et al., 2015).

Otro desafío es la formación de precipitados insolubles de hidróxido férreo (Fe(OH)_3) cuando los iones Fe^{3+} reaccionan en un pH cercano a la neutralidad, lo que provoca la pérdida de hierro activo. Por ello, es importante mantener un control del pH durante la reacción de Fenton. El rango óptimo de pH es entre 2,8 y 3,0, donde Fe^{2+} y Fe^{3+} coexisten en solución, maximizando la eficiencia del proceso (Babuponnusami & Muthukumar, 2014).

1.2.6.3. Separación por densidad

La separación por densidad es una técnica ampliamente utilizada para la recuperación de microplásticos en matrices ambientales, tanto acuáticas como sedimentarias. Su fundamento se basa en las diferencias de densidad entre los microplásticos y los componentes inorgánicos u orgánicos de la muestra (Quinn et al., 2017). En términos físicos, cuando una muestra se introduce en una solución de densidad conocida, los materiales con menor densidad tienden a flotar, mientras que los más densos se hunden (Lenz et al., 2015). Dado que la mayoría de los microplásticos presentan densidades entre 0,90 y 1,40 g/cm³, y los sedimentos o partículas minerales suelen superar los 2,00 g/cm³, este principio permite aislar eficazmente las partículas plásticas mediante flotación (Rodríguez-Seijo & Pereira, 2017). Estas propiedades físicas se resumen en la Tabla 3, que presenta las densidades de los polímeros más comunes.

El método consiste en emplear soluciones salinas hiperdensas que permiten generar el gradiente necesario para la separación. Entre las soluciones comúnmente utilizadas se encuentran el cloruro de sodio (NaCl), el cloruro de zinc (ZnCl₂) y el yoduro de sodio (NaI), según Mattsson et al. (2022). Las densidades típicas de estas soluciones pueden observarse en la Tabla 2. La solución de NaCl saturado, con una densidad aproximada de 1,2 g/cm³, es la más empleada en investigaciones debido a su bajo costo, fácil preparación, disponibilidad y escaso impacto ambiental. Su uso permite recuperar eficazmente polímeros de baja densidad como el PE y el PP, que son además los más abundantes en los ambientes acuáticos (Duong et al., 2022).

A pesar de su utilidad, el NaCl presenta limitaciones importantes: su densidad no es suficiente para recuperar microplásticos más pesados como el policloruro de

vinilo (PVC) o el tereftalato de polietileno (PET), cuya densidad supera los 1,3 g/cm³ (Duong et al., 2022). Para estos casos, se utilizan soluciones más densas como ZnCl₂ o NaI, que permiten flotar polímeros más pesados (Crutchett & Bornt, 2024; Rodrigues et al., 2020). Sin embargo, estos compuestos son más costosos, presentan riesgos tóxicos y requieren un manejo cuidadoso, lo que limita su aplicación en contextos de monitoreo a gran escala o con recursos limitados (Kershaw et al., 2019).

En estudios recientes sobre agua dulce, se ha demostrado que la separación por densidad con NaCl proporciona resultados satisfactorios en la mayoría de los casos, especialmente cuando los polímeros predominantes son de baja densidad (Duong et al., 2022). No obstante, cuando se requiere una estimación más completa de la diversidad polimérica, algunos autores recomiendan el uso complementario de soluciones más densas o la aplicación de protocolos secuenciales (Way et al., 2022).

Tabla 2.

Soluciones recomendadas para la separación por densidad (Kershaw et al., 2019).

Sal	Densidad (g/cm ³)
Cloruro de sodio (NaCl)	1,2
Politungstato de sodio (Na₆[H₂W₁₂O₄₀])	1,4
Ioduro de sodio (NaI)	1,6
Cloruro de Zinc (ZnCl₂)	1,7

Tabla 3. *Densidades y usos de materiales poliméricos más comunes*

(Rodríguez-Seijo & Pereira, 2017).

Clase de Plástico	Acrónimo	Densidad (g/cm ³)	Uso Principal
Poliestireno expandido	XPS	0,028 – 0,045	Construcción de viviendas, flotadores, cajas de carnada, vasos de espuma.
Polipropileno	PP	0,905	Carpetas, empaques de alimentos, tapas articuladas, parachoques de autos, etc.
Polietileno de baja densidad	LDPE	0,92	Películas para empaques de alimentos, bolsas reutilizables, etc.
Polietileno de alta densidad	HDPE	0,96	Juguetes, botellas de leche, tuberías.
Policloruro de vinilo	PVC	1,35 – 1,39	Marcos de ventanas, pisos, tuberías, ropa, etc.
Poliuretano	PUR	1,2	Colchones y paneles de aislamiento.
Poliestireno	PS	1,05 – 1,07	Armazones de gafas, vasos plásticos, empaques, etc.
Tereftalato de polietileno	PET	0,96 – 1,45 (prom. 1,38 – 1,41)	Botellas plásticas para bebidas y empaques.
Acrilonitrilo butadieno estireno	ABS	1,01 – 1,08	Sistemas de tuberías, componentes automotrices, dispositivos médicos, etc.
Poliamida (nylon)	PA	1,02 – 1,06	Textiles, aplicaciones automotrices, alfombras, ropa deportiva, etc.
Policarbonato	PC	1,20 – 1,22	Componentes electrónicos, materiales de construcción, almacenamiento de datos.
Polimetilmetacrilato (acrílico)	PMMA	1,09 – 1,20	Sustituto transparente del vidrio, tecnologías médicas e implantes, etc.
Politetrafluoroetileno (teflón)	PTFE	2,1 – 2,3	Aplicaciones industriales, recubrimiento de ollas y sartenes de cocina.

Una ventaja importante de esta técnica es que no requiere equipamiento especializado y puede implementarse de forma relativamente sencilla en laboratorio (Hurley et al., 2018). Además, al no alterar la morfología ni la composición química de los microplásticos, los fragmentos separados pueden ser posteriormente analizados (Tirkey & Upadhyay, 2021).

Un aspecto importante durante esta etapa es la elección adecuada del material de filtrado al separar los microplásticos de la solución. El uso de filtros de papel no es recomendable, ya que las partículas retenidas son difíciles de recuperar sin dañarlas, y existe el riesgo de contaminación por desprendimiento de fibras de celulosa, lo que podría generar distorsiones durante el análisis. Por ello, se recomienda utilizar filtros de nylon o de fibra de vidrio, los cuales ofrecen mayor resistencia, menor riesgo de contaminación y una retención más eficiente de las partículas plásticas (Cai et al., 2020).

1.2.7. Caracterización física

La caracterización física es una estrategia comúnmente aplicada en el estudio de microplásticos, basada en la observación directa de partículas recuperadas de muestras ambientales. Esta etapa se fundamenta en el análisis visual mediante microscopía óptica, con el fin de clasificar las partículas según atributos como forma, color y tamaño (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Shim et al., 2017).

Dentro de los criterios aplicados, la forma de las partículas está estrechamente relacionada con su origen y grado de fragmentación (Rodríguez-Seijo & Pereira, 2017). Las principales morfologías reportadas en la literatura incluyen fibras alargadas que suelen estar asociadas a fuentes textiles, fragmentos de bordes irregulares provenientes de plásticos rígidos, películas delgadas vinculadas a envoltorios

plásticos, así como conjuntos de fibras y microperlas. Estas categorías han sido estandarizadas en múltiples protocolos de monitoreo y permiten comparar la composición morfológica de muestras entre distintos estudios (Markley et al., 2024; Amirhosseini et al., 2023; Campanale et al., 2019).

El color de las partículas también constituye un criterio ampliamente aceptado. Por ejemplo, colores brillantes como azul, rojo o verde suelen indicar materiales sintéticos recientes, mientras que tonalidades opacas o apagadas reflejan desgaste ambiental o procesos de fotooxidación (Stolte et al., 2015). El color, además, ayuda a distinguir microplásticos de otras partículas naturales presentes en la muestra (Woo et al., 2021).

La técnica más utilizada para esta caracterización es la microscopía óptica estereoscópica, generalmente con aumentos entre 10x y 40x, lo cual permite identificar detalles morfológicos y clasificar partículas mayores a 300 micrómetros (Yu et al., 2023). Sin embargo, diversos estudios han señalado que la identificación visual, si bien útil como método preliminar de selección, presenta limitaciones significativas. Las partículas pequeñas, incoloras o altamente erosionadas son difíciles de clasificar con certeza, por lo que existe riesgo de errores de tipo falso positivo o falso negativo (Lenz et al., 2015; Song et al., 2015). Estas limitaciones evidencian que la caracterización física, por sí sola, no es suficiente para confirmar la naturaleza de los materiales observados.

Por ello, la caracterización física debe entenderse como un primer paso dentro del análisis de microplásticos. Aunque no permite confirmar si las partículas son plásticas, ayuda a seleccionar las que probablemente lo sean. Para comprobar su composición y evitar errores, es necesario complementar este análisis con técnicas

de caracterización química que confirmen si realmente se trata de polímeros sintéticos.

1.2.8. Caracterización química

La caracterización química es fundamental para confirmar si las partículas identificadas visualmente corresponden a microplásticos, y para determinar su composición polimérica. Esto permite validar su origen sintético y, en muchos casos, inferir su procedencia. Entre las técnicas más utilizadas para este fin se encuentran las espectroscópicas, con especial énfasis en la espectroscopía FTIR, por su accesibilidad, eficacia y validación en estudios ambientales (Campanale et al., 2023).

1.2.8.1. Espectroscopía FTIR

La espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) es una técnica analítica que permite identificar materiales mediante la interacción de la radiación infrarroja con las moléculas de la muestra, provocando vibraciones específicas en sus enlaces químicos (Gong et al., 2024). Cada tipo de enlace molecular absorbe radiación infrarroja a frecuencias particulares, generando así espectros únicos o "huellas digitales" que posibilitan la identificación inequívoca de la composición química del material analizado (Löder & Gerdts, 2015).

El equipo FTIR se basa en el uso de un interferómetro de Michelson, el cual captura simultáneamente todas las frecuencias del infrarrojo en forma de un interferograma. Mediante un procesamiento matemático conocido como transformada de Fourier, este interferograma se convierte en un espectro convencional (Khan et al., 2018). Este método mejora significativamente la sensibilidad y resolución espectral respecto a los espectrómetros infrarrojos dispersivos tradicionales, disminuyendo

además los tiempos necesarios para obtener los resultados (Giechaskiel & Clairotte, 2021).

La espectroscopía FTIR presenta tres modalidades principales: transmisión, reflectancia y reflectancia total atenuada (ATR). La modalidad de transmisión implica que la radiación infrarroja atraviese directamente la muestra, siendo adecuada para muestras delgadas o depositadas sobre soportes transparentes al infrarrojo, como pastillas de bromuro de potasio (KBr), según Veerasingam et al. (2021). La reflectancia, en sus variantes especular y difusa, analiza la radiación reflejada por la muestra; sin embargo, esta modalidad es menos empleada en estudios de microplásticos debido a posibles interferencias por dispersión o refracción generadas por muestras irregulares (Willans et al., 2023).

La modalidad ATR es la más utilizada en investigaciones ambientales de microplásticos (Tarhan & Kestek, 2024). En esta técnica, la muestra se coloca en estrecho contacto con un cristal de alto índice de refracción (comúnmente diamante o germanio). Al incidir la radiación infrarroja sobre el cristal, parte de la energía se transmite hacia la superficie de la muestra mediante una onda evanescente que penetra solo unos pocos micrómetros (Prata et al., 2019). Esto facilita analizar directamente partículas irregulares, opacas o de difícil preparación previa, con buena calidad espectral y en tiempos relativamente cortos. No obstante, esta técnica requiere un contacto adecuado entre la muestra y el cristal ATR y es más efectiva con partículas mayores a 100 μm (Shim et al., 2017).

En estudios de microplásticos, la espectroscopía FTIR valida la identificación visual de polímeros sintéticos y precisa su composición química. Esto permite corroborar la presencia y el posible origen de los microplásticos al comparar los

espectros obtenidos con bibliotecas especializadas que contienen referencias espectrales de diversos polímeros comerciales (De Frond et al., 2021).

Es muy importante interpretar cuidadosamente los espectros para evitar errores de identificación. Materiales naturales como fibras celulósicas pueden generar patrones espectrales semejantes a ciertos polímeros sintéticos, lo que aumenta el riesgo de errores si no se utilizan bibliotecas espectrales validadas o software especializado para la comparación (Maw et al., 2022; Comnea-Stancu et al., 2017). Además, factores externos como humedad, presencia de biopelículas, sedimentos adheridos o pigmentación oscura en las partículas pueden afectar negativamente la calidad espectral, haciendo necesario aplicar procedimientos adicionales de limpieza y preparación previa al análisis (Rummel et al., 2017).

1.2.8.2. Otras técnicas de caracterización química

Además del uso de FTIR, existen otras técnicas utilizadas para identificar microplásticos, cada una con distintas aplicaciones según el tamaño de las partículas, el tipo de muestra o el equipo disponible (Randhawa, 2023). La Tabla 4 resume algunas de estas técnicas, junto con sus principales ventajas y limitaciones, lo que permite comprender mejor en qué contextos resulta apropiado aplicar cada una.

Una de las más conocidas es la espectroscopía Raman, que identifica polímeros midiendo las vibraciones moleculares que ocurren cuando la luz láser interactúa con la muestra. Es útil para analizar partículas pequeñas o transparentes sin necesidad de preparación previa. Sin embargo, sufre interferencias cuando las muestras generan fluorescencia, algo común en plásticos muy pigmentados o degradados (Huang et al., 2023).

Tabla 4.

Ventajas y desventajas de diferentes técnicas de caracterización química de microplásticos (Mariano et al., 2021).

Técnica	Ventajas	Desventajas
FTIR (ATR / Transmisión)	Identifica grupos funcionales específicos; ATR no requiere preparación extensa; transmisión ofrece alta resolución; técnica validada en estudios ambientales.	ATR requiere contacto físico con cristal; transmisión requiere muestras delgadas y translúcidas; interpretación puede requerir bibliotecas especializadas.
Espectroscopía Raman	Alta resolución espacial; útil para partículas $<20 \mu\text{m}$; no requiere contacto con la muestra.	Puede presentar interferencias por fluorescencia; equipos costosos; menor disponibilidad en laboratorios estándar.
μFTIR (Micro-FTIR)	Permite análisis químico de partículas muy pequeñas (hasta $10 \mu\text{m}$); acoplado a microscopía óptica para análisis preciso.	Requiere equipos avanzados y preparación precisa; análisis más lento; limitado por el tamaño del campo visual.
μRaman (Micro-Raman)	Alta resolución para microplásticos $<5 \mu\text{m}$; útil en partículas embebidas o mezcladas; acoplable a imagen óptica.	Alta sensibilidad a fluorescencia; menor disponibilidad; requiere condiciones controladas.
Py-GC/MS	Identificación precisa del polímero; cuantitativa; adecuada para mezclas complejas.	Método destructivo; requiere preparación compleja y equipamiento avanzado; limitado a laboratorios especializados.
TGA (Análisis Termogravimétrico)	Evalúa estabilidad térmica y pérdida de masa por descomposición; útil para materiales multicomponentes.	No identifica polímeros directamente; método destructivo; interpretación puede ser ambigua sin datos complementarios.
DSC (Calorimetría Diferencial de Barrido)	Determina temperaturas de fusión y transiciones térmicas; útil para diferenciar polímeros por comportamiento térmico.	No identifica polímero directamente; requiere cantidades mayores de muestra; menos aplicable en campo.

También existen versiones más detalladas como la μ Raman o la μ FTIR. Estas técnicas permiten el análisis automatizado de partículas microscópicas directamente sobre filtros o portaobjetos, lo que facilita el escaneo simultáneo de un gran número de partículas plásticas en una sola pasada. Estas variantes dan información precisa sobre la forma y composición de las partículas, pero requieren más tiempo de análisis y equipos más avanzados (Araujo et al., 2018; Primpke et al., 2016).

Otra técnica importante es la Py-GC/MS, que analiza cómo se descomponen los plásticos al calentarse y qué compuestos se liberan. Esto permite identificar con precisión el tipo de polímero, incluso en mezclas complejas. La desventaja es que destruye la muestra y necesita condiciones de laboratorio especializadas (Pipkin et al., 2021).

Técnicas térmicas como TGA o DSC también se usan para estudiar cómo se comportan los plásticos cuando se calientan. TGA mide la pérdida de masa por degradación térmica, mientras que DSC analiza los cambios de calor que ocurren durante transiciones de estado como la fusión. Aunque estas técnicas ayudan a caracterizar al tipo de plástico no lo hacen directamente, además ambos análisis destruyen o modifican la muestra (Mansa & Zou, 2021; Schirrmeister et al., 2024).

En este estudio no se utilizaron estas técnicas, pero se reconocen por su utilidad en trabajos más complejos donde se busca una caracterización más completa.

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

2.1. TIPO DE INVESTIGACIÓN

La investigación es de tipo cuantitativo, no experimental y descriptivo.

2.2. POBLACIÓN

Aguas del río Huatanay, que fluye desde la confluencia de los ríos Chocco y Huancaro hasta su desembocadura en el río Vilcanota.

2.3. MUESTRA

La investigación consideró un total de 34 muestras recolectadas en dos campañas, distribuidas en 17 puntos de muestreo previamente seleccionados a lo largo del río Huatanay. En cada campaña se obtuvieron 17 muestras, lo que suma las 34 analizadas en el presente estudio.

2.3.1. Período de muestreo

Las campañas de muestreo se realizaron en dos períodos climáticos distintos: el período seco (septiembre de 2024) y la transición al período de lluvias (octubre de 2024). Aunque ambos meses se sitúan dentro de la transición estacional entre el período seco y el de lluvias, la clasificación se estableció en función de las condiciones meteorológicas observadas durante el trabajo de campo. En septiembre no hubo precipitaciones y el caudal del río era bajo, características típicas del período seco en Cusco. En cambio, durante la campaña de octubre se registró un incremento en la frecuencia de lluvias y en el caudal del río, lo cual corresponde a un escenario representativo del inicio del período de lluvias (SENAMHI, 2025).

Cabe señalar que esta clasificación no ignora la naturaleza transicional del clima los Andes del sur del Perú, reconocida por estudios como Sedlmeier et al. (2023) y Imfeld et al. (2021), los cuales indican que los límites entre períodos no son fijos, sino graduales. Sin embargo, en el presente trabajo se adoptó esta segmentación estacional para facilitar el análisis comparativo de los datos, tomando como referencia tanto las fechas de muestreo como las condiciones ambientales.

2.3.2. Ubicación de los puntos de muestreo

La recolección de muestras se realizó en 17 puntos del río Huatanay mediante un muestreo no probabilístico por conveniencia, seleccionados por su facilidad de acceso, ya que se ubican principalmente en zonas cercanas a puentes, lo que permitió un ingreso más directo y seguro al cauce durante las campañas. Estos puntos se distribuyen en seis distritos de la provincia de Cusco (Santiago, Cusco, Wánchaq, San Sebastián, San Jerónimo y Saylla) y en dos distritos de la provincia de Quispicanchis (Oropesa y Lucre). Estos sitios también fueron considerados en estudios previos sobre calidad del agua en la misma cuenca, lo que refuerza su pertinencia para el monitoreo ambiental (Calvo Mamani & Polo Dolmos, 2017). La ubicación y codificación de los puntos de muestreo se presenta en la Tabla 5, mientras que su distribución geográfica puede observarse en la Figura 1.

2.3.3. Codificación de muestra

Para la organización y seguimiento de las muestras recolectadas, se utilizó un sistema de codificación alfanumérico con el formato X-MY, donde:

- X representa el período climático en la que se realizó el muestreo (1: período seco; 2: transición al período de lluvias).

- MY indica el número correlativo del punto de muestreo, precedido por la letra M, que hace referencia a “muestra”.

Por ejemplo, el código 1-M7 corresponde a una muestra tomada durante el período seco en el punto de muestreo número 7. Este sistema permite identificar de forma rápida tanto el momento como el lugar de recolección de cada muestra.

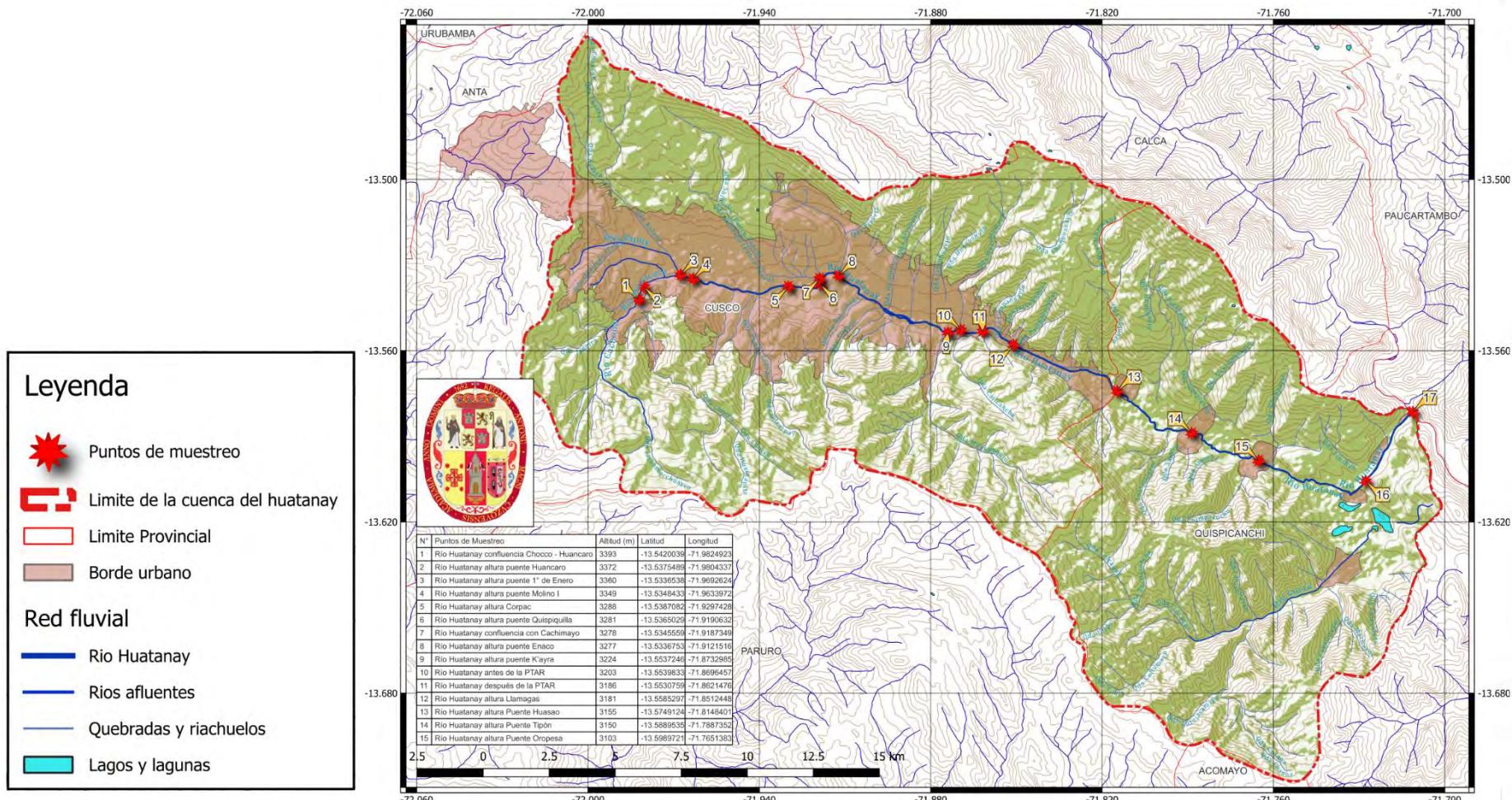
Tabla 5.

Puntos de muestreo usados en el estudio. (fuente propia)

Nº	Puntos de Muestreo	Altitud (m.s.n.m.)	Latitud	Longitud
1	Río Huatanay confluencia Chocco - Huancaro	3393	-13,542004	-71,9824924
2	Río Huatanay altura puente Huancaro	3372	-13,537549	-71,9804338
3	Río Huatanay altura puente 1° de Enero	3360	-13,533654	-71,9692624
4	Río Huatanay altura puente Molino I	3349	-13,5348435	-71,9633973
5	Río Huatanay altura CORPAC (Aeropuerto)	3288	-13,5387083	-71,9297429
6	Río Huatanay altura puente Quispiquilla	3281	-13,5365031	-71,9190633
7	Río Huatanay confluencia con Cachimayo	3278	-13,5345561	-71,9187349
8	Río Huatanay altura puente Enaco	3277	-13,5336754	-71,9121517
9	Río Huatanay altura puente K'ayra	3224	-13,5537247	-71,8732986
10	Río Huatanay antes de la PTAR	3203	-13,5539835	-71,8696458
11	Río Huatanay después de la PTAR	3186	-13,553076	-71,8621476
12	Río Huatanay altura Llamagas	3181	-13,5585298	-71,8512449
13	Río Huatanay altura Puente Huasao	3155	-13,5749126	-71,8148402
14	Río Huatanay altura Puente Tipón	3150	-13,5889537	-71,7887353
15	Río Huatanay altura Puente Oropesa	3103	-13,5989723	-71,7651383
16	Río Huatanay altura Huacarpay	3096	-13,605655	-71,7276387
17	Río Huatanay altura Huambutío	3079	-13,5814074	-71,7113213

Figura 1.

Mapa de Puntos de Muestreo para el Análisis de Microplásticos en el Río Huatanay. (fuente propia)



2.4. VARIABLES DE LA INVESTIGACIÓN

2.4.1. Variables dependientes

- **Concentración de microplásticos en el río Huatanay**
 - Descripción: Refleja la cantidad de microplásticos presentes en una muestra de agua tomada del río Huatanay.
 - Unidad de Medida: miligramos de microplásticos por metro cúbico (mg/m³).
- **Tipo de microplásticos**
 - Descripción: Refiere a la morfología y procedencia de los microplásticos identificados en las muestras.
 - Categorización: Fragmentos, fibras, microperlas, entre otros.

2.4.2. Variables independientes

- **Composición Química**
 - Descripción: Refiere a la composición química de los microplásticos en las muestras.
 - Categorización: PE, PS, PP, entre otros.
- **Período climático de muestreo**
 - Descripción: Se refiere al período climático del año en que se lleva el muestreo.
 - Categorización: período seco, transición al período de lluvias.
- **Puntos de muestreo en el río Huatanay**
 - Descripción: Refiere a los puntos seleccionados para la toma de muestras desde el origen hasta la desembocadura del río Huatanay.
 - Categorización: Numeración

2.4.3. Variables de control

- **Volumen aproximado de agua muestreado**
 - Descripción: Volumen aproximado de agua tomado en cada punto de muestreo.
 - Unidad de Medida: Metros cúbicos.
- **Hora del día del muestreo**
 - Descripción: Hora del día en que se toman las muestras.
 - Categorización: Hora exacta hh:mm (por ejemplo, 08:00 AM, 02:00 PM).

La operacionalización de las variables se puede observar en la Tabla 6.

Tabla 6.*Operacionalización de variables de la investigación. (fuente propia)*

Tipo de Variable	Variable	Definición operacional	Indicador	Unidad de Medida o Categorización	Instrumento/Técnica
Dependiente	Concentración de microplásticos.	Número de microplásticos presentes en una muestra de agua tomada del río Huatanay.	Valor promedio de microplásticos por volumen de agua.	Miligramos de microplásticos por Metro cúbico (mg/m ³).	Muestreo con red Manta, digestión con Fenton, separación densimétrica, microscopía óptica.
Dependiente	Formas de microplásticos.	Forma y origen de los microplásticos en las muestras.	Porcentaje relativo de fibras, fragmentos, partículas amorphas, etc.	Fragmentos, fibras, microperlas, entre otros.	Microscopía estereoscópica.
Independiente	Período climático de muestreo.	Período en que se lleva a cabo la recolección de muestras.	Temporada registrada en cada campaña.	Período seco, transición al período de lluvias.	Registro meteorológico, planificación de campaña.
Independiente	Puntos de muestreo.	Localizaciones de los puntos de muestreo a lo largo del río Huatanay.	Identificación numérica de cada punto.	Numeración.	GPS, registro de campo.
Independiente	Composición química.	Composición química de microplásticos en las muestras.	Tipo de polímero detectado.	PE, PP, PS.	Espectroscopía ATR-FTIR.
Control	Volumen de agua muestreado.	Volumen de agua tomado en cada punto de muestreo.	Metros cúbicos recolectados por arrastre.	Metros cúbicos (m ³).	Red Manta, cálculo de volumen filtrado, método del flotador.
Control	Hora del día de muestreo.	Momento del día en que se muestrea.	Intervalo horario de muestreo.	Hora exacta (hh:mm).	Registro de campo.

2.5. MATERIALES, REACTIVO, INSTRUMENTOS Y EQUIPOS

Materiales

- Filtros de fibra de vidrio FILTER-LAB® ref. MFV6.
- Frascos de vidrio.
- Embudos de vidrio.
- Embudo Büchner.
- Pinza Mohr.
- Pipetas de 1 y 10 mL.
- Matraces Erlenmeyer.
- Vasos de precipitados.
- Soporte universal.
- Anillas de metal.
- Matraz aforado.
- Placas de Petri.
- Manguera de látex.
- pinzas de punta fina.

Reactivos

- Cloruro de sodio (NaCl): 99.4%. Sal industrial Nacional.
- Peróxido de hidrógeno al 30% v/v (H_2O_2) P.A J.T. Baker.
- Sulfato de hierro heptahidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) Q.P.
- Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) 96%: densidad 1.84 g/cm³.J.T. Baker.
- Metanol (CH_3OH) Q.P. 98.9% J. T. Baker.
- Agua destilada.

Instrumentos

- Balanza analítica RADWAG® modelo AS 220.R2 PLUS.
- pH-metro Crison PH 25+
- Microscopio estereoscópico Olympus modelo CH-2.
- Espectrómetro Nicolet™ 380 FT-IR con accesorio Smart iTX™.

Equipos

- Equipo Red Manta.
- Equipo de filtración al vacío.
- Placa calefactora con agitador magnético.
- Estufa.
- Baño de hielo.
- Campana de extracción.

2.6. RECOLECCIÓN DE MUESTRAS

Todos los procesos de muestreo y procesamiento de muestras siguieron el protocolo expuesto por Masura et al. (2015) con adaptaciones basadas en los métodos comúnmente utilizados para el análisis de microplásticos en aguas de río, descritas en la revisión de Dris et al. (2024). Estas modificaciones permitieron ajustar el procedimiento al entorno y los recursos disponibles.

Se recolectaron muestras de agua utilizando el método por red Manta con una red de 300 µm. Los muestreos se distribuyeron en diferentes horas del día según la llegada al punto de muestreo. En cada punto de muestreo, la recolección de muestra tuvo una duración de 15 minutos por punto, asegurando consistencia en la metodología usada. La red Manta fue desplegada desde un puente en un punto fijo del río, lo que permitió aprovechar la corriente natural para el arrastre (Dris et al., 2024). El equipo se sujetó firmemente mediante sogas para mantener la boca de la red alineada con la dirección de la corriente.

Durante el proceso, se registraron datos relevantes como el día, la hora, la profundidad y el ancho del río, así como una estimación de la velocidad de la corriente en cada punto de muestreo (Anexo A). Además, se realizaron observaciones cualitativas sobre las características de la zona aledaña al río, describiendo aspectos como posibles fuentes de contaminación visibles. Para estimar la velocidad de la corriente superficial, se aplicó el método del flotador, el cual consistió en colocar una botella plástica vacía y sellada sobre la superficie del agua y cronometrar el tiempo que tardaba en recorrer una distancia previamente medida. La velocidad se obtuvo dividiendo dicha distancia entre el tiempo registrado. Esta estimación fue utilizada

posteriormente para calcular el volumen de agua filtrado por la red Manta durante cada arrastre.

Tras finalizar la recolección de muestra, la red Manta ha sido enjuagada cuidadosamente con agua destilada, asegurando que todas las partículas retenidas fueran dirigidas hacia el recipiente colector. Los residuos de mayor tamaño, como ramas y hojas, fueron cuidadosamente retirados de manera manual. Posteriormente, el contenido recolectado ha sido transferido a frascos de vidrio de 100 mL, previamente etiquetados con información relevante para su identificación y análisis. La cantidad de muestra conseguida ha sido muy variable (0,1 - 24 g). Se tuvo especial cuidado de evitar el contacto con materiales plásticos durante todo el procedimiento, para prevenir cualquier contaminación. Una vez completado el muestreo, se trasladaron las muestras al laboratorio de Química General de la Facultad de Ciencias Químicas, Físicas y Matemáticas de la UNSAAC para realizar los análisis necesarios.

2.7. PROCESAMIENTO DE MUESTRAS

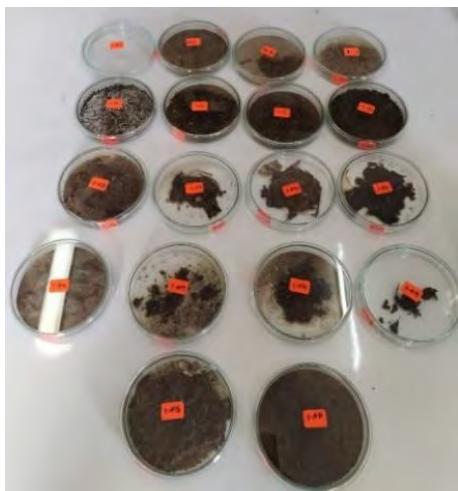
2.7.1. Secado

Una vez llegado al laboratorio, las muestras se transfirieron cuidadosamente a placas de Petri, con el objetivo de facilitar el proceso de secado. Las placas de Petri con las muestras fueron colocadas en una estufa a 70°C durante la noche (Bujaczek et al., 2021). Este proceso permitió la eliminación completa de la humedad presente en las muestras, facilitando su posterior análisis, la temperatura y el tiempo de secado se redujeron frente a lo indicado por Masura et al. (2015) con el fin de prevenir la degradación térmica de los microplásticos (Mahmud et al., 2025). Una vez secas, las muestras fueron pesadas y posteriormente almacenadas en una campana de

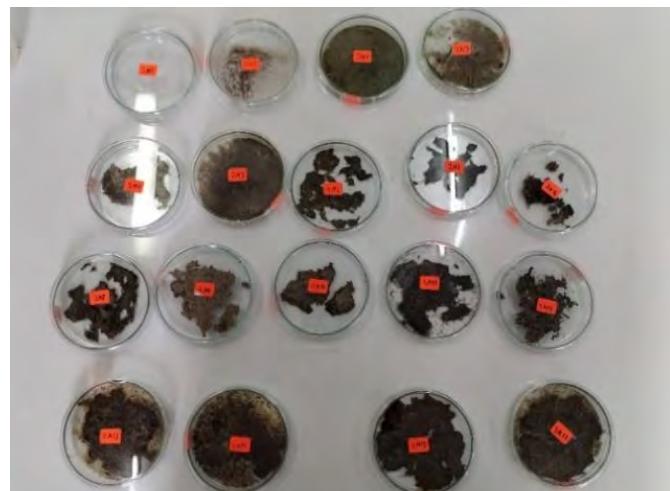
extracción. Las muestras secas de ambos períodos de muestreo se pueden observar en la Figura 2.

Figura 2.

Muestras secas de sólidos en suspensión en placas de Petri. (fuente propia)



(a)



(b)

Nota: (a) Muestras recolectadas durante el período seco. (b) Muestras recolectadas durante la transición al período de lluvias.

2.7.2. Preparación de Reactivo de Fenton

El reactivo de Fenton utilizado en la digestión química se preparó mezclando los siguientes componentes:

- Solución ácida de sulfato ferroso (FeSO_4) 0,054 M: Se pesaron 7,5 g de sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) utilizando una balanza analítica de precisión y se disolvieron en aproximadamente 400 mL de agua destilada dentro de un matraz aforado de 500 mL. Luego, se añadió cuidadosamente 3 mL de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4)

para estabilizar la solución (Masura et al., 2015). A continuación, se completó el volumen a 500 mL con agua destilada, asegurando una mezcla homogénea. Finalmente, se verificó el pH de la solución utilizando un pH-metro, el cual fue calibrado previamente con soluciones tampón estándar de pH 7,00 y pH 4,00, confirmando que el valor era 3.

- Peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30%v/v: Se utilizó como agente oxidante, manteniéndolo a temperatura ambiente hasta su uso. El peróxido se mantuvo almacenado en un lugar fresco y oscuro hasta el momento de su uso, para evitar su descomposición.

2.7.3. Digestión oxidativa de Materia Orgánica

Las muestras secas se transfirieron de las placas de Petri a matraces Erlenmeyer, donde se añadieron 20 mL de solución ácida de $FeSO_4$ 0.05 M y 20 mL de H_2O_2 al 30%v/v. La mezcla se calentó gradualmente usando una placa calefactora con agitador magnético hasta alcanzar los 40 °C, momento en el cual la reacción se volvió autosostenida debido al calor generado por la oxidación. Durante todo el proceso, se monitoreó cuidadosamente la temperatura para que no excediera los 70 °C; si se alcanzaba este umbral, se aplicaban medidas de control como la inmersión del matraz en un baño de hielo, la adición de agua destilada fría, o en algunos casos ambos métodos simultáneamente, dependiendo de cuán violenta se hubiera vuelto la reacción. Cada 30 minutos se incorporaron 20 mL adicionales de H_2O_2 para mantener la oxidación activa, repitiendo este paso hasta que toda la materia orgánica visible fue eliminada (Masura et al., 2015). Cabe señalar que el tiempo total de procesamiento fue variable entre muestras: algunas requerían apenas 30 minutos, mientras que otras, con mayor contenido orgánico, necesitaron hasta 2 horas para completar la digestión.

Una vez finalizada la digestión y, tras permitir que la mezcla se enfriara ligeramente, se reinició el calentamiento hasta alcanzar los 65 °C. A esta temperatura, se añadieron aproximadamente 6 g de cloruro de sodio (NaCl) por cada 20 mL de muestra contenida en el matraz (Masura et al., 2015). Este paso tuvo como propósito asegurar la completa disolución del NaCl. Una vez disuelto el NaCl, la mezcla se dejó enfriar a temperatura ambiente para continuar con las siguientes etapas del análisis.

2.7.4. Separación por densidad y filtración

Para construir el equipo de separación por densidad se utilizó un embudo de vidrio, al cual se le conectó una manguera de látex de 5 cm de longitud en la parte inferior de su cuello. Este tubo de látex fue asegurado con una pinza Mohr que permitía controlar el flujo del líquido (Masura et al., 2015). Cada embudo fue montado sobre un soporte universal para asegurar su estabilidad. En total, se construyeron seis de estos equipos, lo que permitió procesar múltiples muestras de manera simultánea.

El equipo de filtración ha sido ensamblado utilizando los siguientes componentes: un embudo Büchner conectado a un matraz Kitasato, un filtro de fibra de vidrio colocado en la base del embudo, una bomba de vacío para generar succión y una manguera de látex para conectar el matraz Kitasato a la bomba.

Inicialmente, se vertió la mezcla de digestión en el embudo del equipo, asegurándose de que toda la solución y los sólidos fueran transferidos. Para maximizar la recuperación de los microplásticos, se enjuagaron los recipientes con pequeñas cantidades de agua destilada, que también fueron añadidas al equipo. El equipo se dejó reposar durante un período de 12 a 24 horas, lo que permitió que los materiales más densos sedimentaran en el fondo del embudo, mientras que los

microplásticos flotaron en la solución salina debido a su menor densidad (Masura et al., 2015). El embudo se mantuvo cubierto con papel aluminio durante este tiempo. Una vez completada la separación, se abrió cuidadosamente la abrazadera para drenar los materiales sedimentados, siendo estos descartados.

El líquido sobrenadante, junto con los sólidos flotantes, fueron vertidos en el embudo Büchner, permitiendo que los microplásticos fueran retenidos en el filtro de fibra de vidrio mientras la solución salina se drenaba al matraz Kitasato. Se aplicó vacío moderado para acelerar la filtración sin romper el filtro. Tras completar la filtración, los filtros con los microplásticos retenidos fueron retirados cuidadosamente del embudo Büchner y se dejaron secar en placas de Petri dentro de la campana de extracción durante 24 horas a temperatura ambiente (Wesch et al., 2017). Una vez secos, los filtros se almacenaron en recipientes limpios y secos para su posterior análisis bajo el microscopio.

2.8. CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA

2.8.1. Microscopía óptica

Las muestras retenidas en los filtros de fibra de vidrio se transfirieron cuidadosamente a portaobjetos y se cubrieron con cubreobjetos para su observación bajo el microscopio Olympus Modelo CH-2, en el laboratorio de Química General de la Facultad de Ciencias Químicas, Físicas y Matemáticas de la UNSAAC. Utilizando un aumento de 40X se realizó una inspección sistemática de todo el campo visual, desplazando gradualmente el portaobjetos en recorridos horizontales y verticales para asegurar que no quedaran áreas sin revisar. En cada campo se identificaron y contabilizaron las partículas con base en su forma (fragmentos, fibras, esferas, películas, etc.), registrando los datos en una hoja de conteo (Markley et al., 2024).

Tras la observación, las partículas se trasladaron a placas de Petri limpias, en las que se efectuó el correspondiente pesado para determinar la cantidad de microplásticos en cada muestra.

2.8.2. Espectroscopía FTIR

Se ha utilizado el análisis ATR-FTIR para confirmar la presencia de microplásticos en las muestras y facilitar comparaciones con investigaciones previas. El análisis se realizó empleando un espectrómetro Nicolet™ 380 FT-IR, que cuenta con un accesorio Smart iTX™ y cristal de diamante, en el laboratorio de Química Orgánica de la Facultad de Ciencias Químicas, Físicas y Matemáticas.

Antes de cada medición, el cristal de diamante y las partículas seleccionadas fueron limpiados con metanol para evitar interferencias. Posteriormente, pequeñas fracciones de las partículas aisladas se colocaron directamente sobre el cristal del accesorio ATR, asegurando un buen contacto mediante ligera presión. Para cada muestra se registraron espectros con una resolución de 4 cm^{-1} y un total de 32 escaneos.

Los espectros fueron representados en formato de porcentaje de Transmision vs. número de onda (cm^{-1}). Estos espectros se compararon posteriormente con las bibliotecas “Hummel Polymer Sample Library”, “FLOPP”, y “FLOPP-e”, para identificar los tipos específicos de microplásticos en las muestras (De Frond et al., 2021).

En la Figura 3 se muestra un Flujograma del proceso completo para el análisis de microplásticos.

Figura 3.

Flujograma del Proceso de Análisis de Microplásticos (elaboración propia)



CAPÍTULO III

RESULTADOS

3.1. Concentración de microplásticos

La concentración de microplásticos en cada muestra se calculó utilizando la fórmula:

$$Cm = \frac{m}{V_f} \times 1000 \quad (3)$$

Donde:

- Cm : Concentración de microplásticos en miligramos por metro cúbico (mg/m^3).
- m : Masa de microplásticos en gramos (g) corresponde al peso obtenido tras el análisis de las partículas retenidas.
- V_f : Volumen filtrado que se calculó usando la siguiente formula:

$$V_f = A \times v \times t \quad (4)$$

Donde:

- A : Área efectiva del marco de la red Manta en metros cuadrados (m^2), con un valor de:

$$\text{Área efectiva } (m^2) = A = 0,3m \times 0,15m = 0,045m^2 \quad (5)$$

- v : Velocidad del flujo del agua en metros por segundo (m/s).
- t : Tiempo de muestreo en segundos (s) las muestras han sido recogidas en un tiempo de 15 minutos = 900 s.

En la Tabla 7, se detallan los resultados obtenidos, incluyendo, las masas de microplásticos, las velocidades de flujo, los volúmenes filtrados y las concentraciones de microplásticos calculadas para cada muestra.

Tabla 7.

Concentración de microplásticos en las aguas del río Huatanay. (elaboración propia)

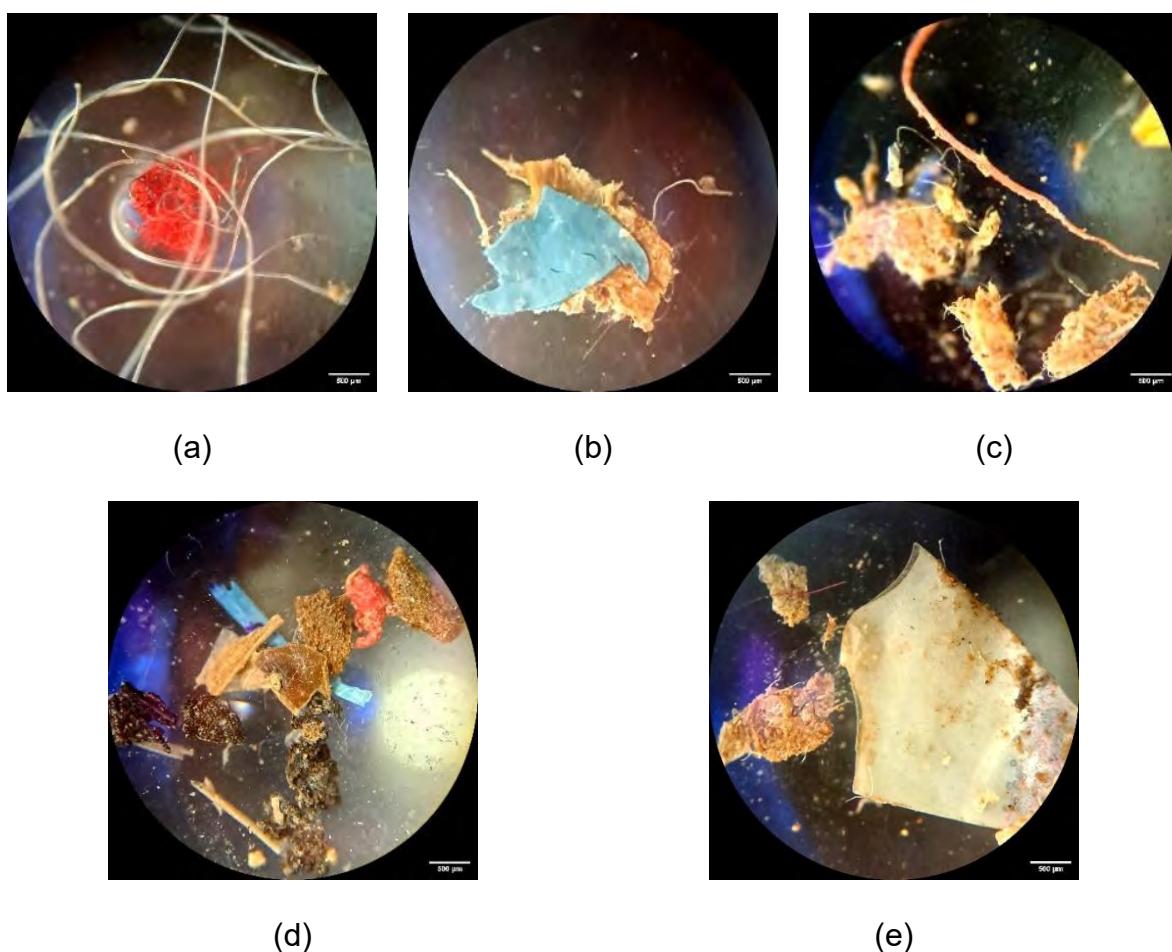
	Período Seco				Transición a lluvias					
	Muestra	m (g)	v (m/s)	V_f (m ³)	Cm (mg/m ³)	Muestra	m (g)	v (m/s)	V_f (m ³)	Cm (mg/m ³)
1-M1		0,0638	1,50	60,75	1,05	2-M1	0,0022	1,6	64,8	0,03
1-M2		0,0303	1,00	40,50	0,75	2-M2	0,0048	1,1	44,55	0,11
1-M3		0,0846	1,50	60,75	1,39	2-M3	0,0053	1,2	48,6	0,11
1-M4		1,2180	1,20	48,60	25,06	2-M4	0,1218	1	40,5	3,01
1-M5		2,6337	1,56	63,00	41,80	2-M5	0,0148	1,33	54	0,27
1-M6		0,5670	1,11	45,00	12,60	2-M6	0,0138	1,63	65,81	0,21
1-M7		0,5488	2,00	81,00	6,78	2-M7	0,0070	1,6	64,8	0,11
1-M8		0,3237	1,25	50,63	6,39	2-M8	0,0161	2	81	0,2
1-M9		0,0791	1,60	64,80	1,22	2-M9	0,0244	1,5	60,75	0,4
1-M10		0,1847	1,60	64,80	2,85	2-M10	0,0515	1,7	68,85	0,75
1-M11		0,1309	2,50	101,25	1,29	2-M11	0,0626	2	81	0,77
1-M12		0,1800	1,63	65,81	2,74	2-M12	0,0223	1,33	54	0,41
1-M13		0,3850	1,50	60,75	6,34	2-M13	0,0306	2,43	98,36	0,31
1-M14		0,0659	1,18	47,65	1,38	2-M14	0,0615	2,13	86,06	0,71
1-M15		0,0100	1,58	63,95	0,16	2-M15	0,0218	1,38	55,69	0,39
1-M16		0,2802	1,88	75,94	3,69	2-M16	0,0737	2,13	86,06	0,86
1-M17		0,0812	1,70	68,85	1,18	2-M17	0,0499	1,5	60,75	0,82
Promedio		0,4039	1,55	62,59	6,86	Promedio	0,0344	1,62	65,62	0,56

3.2. Caracterización visual de microplásticos

Las imágenes al microscopio permitieron clasificar los microplásticos en diferentes categorías siguiendo lo expuesto en Markley et al. (2024), como fibras, conjunto de fibras, microesferas, fragmentos, amorfos y películas. En la Figura 4, se muestran ejemplos representativos de microplásticos identificados en las muestras.

Figura 4.

*Morfologías representativas de microplásticos observados al microscopio a 40X.
(fuente propia)*



Notas: a) 1-M12 (conjunto de fibras), b) 1-M10 (fragmento), c) 2-M10 (fibra), d) 1-M15 (amorfo), e) 2-M15 (película).

Tabla 8.*Conteo de microplásticos vista en el microscopio clasificado según su morfología.**(elaboración propia)*

Período	Muestra	Fibras	Conjunto de fibras	Micro - esferas	Fragmentos	Amorfos	Películas
Seco	1-M1	-	-	-	1	2	-
	1-M2	1	-	-	1	-	-
	1-M3	-	-	-	-	3	-
	1-M4	-	4	-	1	32	-
	1-M5	-	5	-	-	1	1
	1-M6	-	2	-	3	6	1
	1-M7	2	-	1	1	8	2
	1-M8	13	-	-	3	13	1
	1-M9	3	2	-	-	-	1
	1-M10	3	-	-	3	1	1
	1-M11	1	1	-	2	3	-
	1-M12	-	3	-	1	-	1
	1-M13	-	1	-	1	5	1
	1-M14	2	-	1	5	-	3
	1-M15	3	-	-	2	8	5
	1-M16	2	2	-	3	4	4
	1-M17	3	3	-	7	6	5
Total		33	23	2	34	92	26
Transición a Lluvias	2-M1	1	-	-	2	3	1
	2-M2	-	-	-	-	-	2
	2-M3	-	1	-	2	2	5
	2-M4	2	4	-	-	-	-
	2-M5	3	1	-	1	2	2
	2-M6	3	1	-	4	2	1
	2-M7	14	1	-	3	5	1
	2-M8	1	2	-	3	1	1
	2-M9	11	3	-	4	4	3
	2-M10	7	-	-	3	6	2
	2-M11	-	1	-	1	1	2
	2-M12	9	1	-	2	5	2
	2-M13	12	1	-	8	6	1
	2-M14	6	1	-	12	11	3
	2-M15	11	1	-	-	2	3
	2-M16	11	1	-	5	7	1
	2-M17	-	-	-	4	3	1
Total		91	19	0	54	60	31

En la Tabla 8 se detalla el conteo absoluto de microplásticos observados al microscopio, clasificados según su morfología y distribuidos por muestra, diferenciando entre el período seco y la transición al período de lluvias. A partir de estos datos, la Tabla 9 presenta la frecuencia total y el porcentaje correspondiente de cada tipo morfológico para ambos períodos de muestreo.

Tabla 9.

*Porcentaje de cada morfología de microplásticos en cada período de muestreo.
(elaboración propia)*

Morfología	Período Seco	Porcentaje	Transición a lluvias	Porcentaje
Fibras	33	15,71%	91	43,33%
Conjunto de fibras	23	10,95%	19	9,05%
Microesferas	2	0,95%	0	0,00%
Fragmentos	34	16,19%	54	25,71%
Amorfos	92	43,81%	60	28,57%
Films	26	12,38%	31	14,76%
Total	210	100,00%	255	100,00%

3.3. Espectroscopía FTIR

El análisis ATR-FTIR confirmó la composición química de los microplásticos, predominando polímeros como PE y PP. Los espectros obtenidos se compararon con bibliotecas de referencia, identificando polímeros comunes presentes en las partículas de microplásticos. En la Tabla 10, se presenta un resumen de los resultados.

Cabe señalar que el análisis ATR-FTIR se realizó únicamente en diez muestras seleccionadas del período seco. Esta selección respondió tanto a restricciones

logísticas del laboratorio como a la necesidad de contar con partículas que, por su tamaño y volumen, fueran capaces de cubrir adecuadamente el cristal del equipo. Se priorizaron partículas representativas de distintas morfologías (fragmentos, películas y fibras), con apariencia homogénea y suficiente integridad física para garantizar una lectura espectroscópica confiable. Por estas razones, se excluyeron partículas de menor tamaño o visiblemente degradadas.

Tabla 10.

Polímeros identificados por ATR-FTIR, porcentaje de coincidencia con bibliotecas de referencia y apariencia física de las muestras. (elaboración propia)

Muestra	Polímero Principal	Coincidencia (%)	Apariencia Física de muestra
1-M2	Polietileno (PE)	91,69	Fragmento azul oscuro.
1-M4	Poliestireno (PS)	96,33	Película blanca.
1-M6	Algodón (Celulosa)	68,00	Película amarilla.
1-M8	Polipropileno (PP)	97,03	Fragmento azul.
1-M10	Polipropileno (PP)	95,44	Películas transparentes.
1-M11	Polietileno (PE)	96,01	Película transparente.
1-M12	Polietileno Tereftalato (PET)	90,02	Conjunto de fibras blancas.
1-M14	Polietileno (PE)	96,18	Fragmento verde.
1-M16	Polietileno (PE)	92,84	Fragmento negro.
1-M17	Poliestireno (PS)	91,06	Fragmento negro.

CAPÍTULO IV

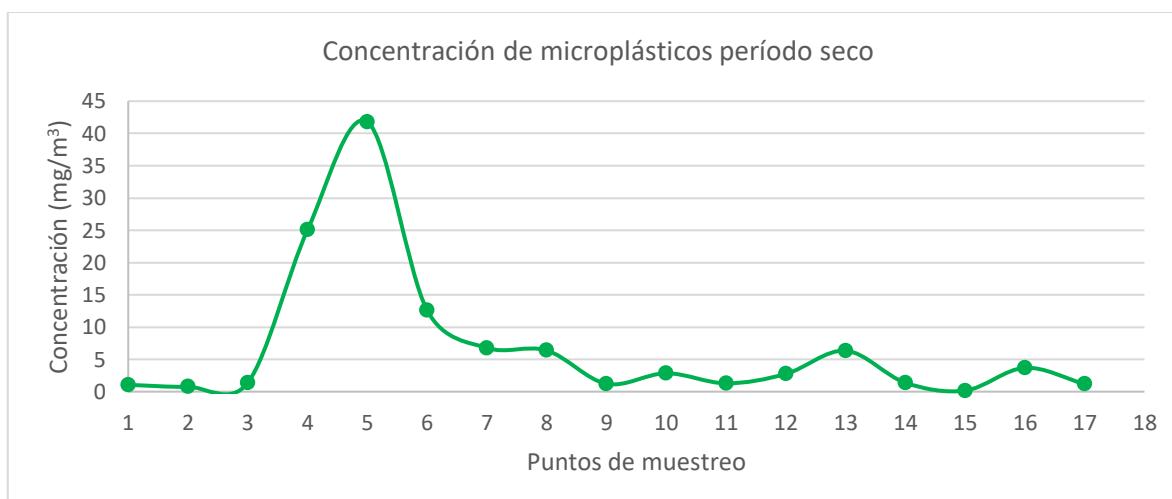
DISCUSIÓN

4.1. Concentración de Microplásticos

Los resultados confirman que los microplásticos son un contaminante significativo de las aguas del río Huatanay. Durante el período seco, las concentraciones promedio fueron de $6,86 \text{ mg/m}^3$, aunque se observaron niveles mucho más altos en ciertos puntos específicos. Destaca la muestra 1-M5, ubicada a la altura de CORPAC, en las inmediaciones del Aeropuerto Internacional Alejandro Velasco Astete, con una concentración de microplásticos de $41,80 \text{ mg/m}^3$; así como la muestra 1-M4, recolectada cerca del puente Molino I, con $25,06 \text{ mg/m}^3$ (véase Figura 5). Estos resultados podrían estar relacionados con la cercanía a zonas industriales y comerciales densamente pobladas o descargas locales de contaminantes al río Huatanay (Liu et al., 2024).

Figura 5.

Concentración de microplásticos en el período seco. (elaboración propia)



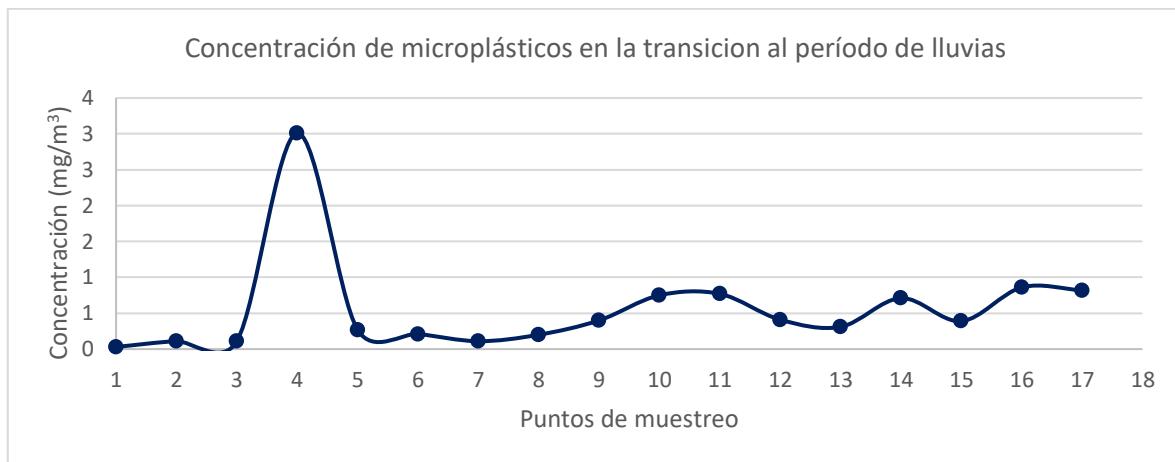
También se registró una concentración considerable en la muestra 1-M6, correspondiente al sector del puente Quispiquilla, con $12,60 \text{ mg/m}^3$, lo que sugiere la presencia de otra posible fuente puntual de contaminación. En contraste, se observaron concentraciones mucho más bajas en la muestra 1-M15, ubicada en el sector del puente Oropesa ($0,16 \text{ mg/m}^3$), una zona de carácter periurbano con menor densidad poblacional, y en la muestra 1-M2, a la altura del puente Huancaro ($0,75 \text{ mg/m}^3$), un área residencial con limitada actividad comercial e industrial (Gobierno Municipal Cusco et al., 2016). Estas diferencias reflejan cómo el grado de urbanización y el tipo de uso del suelo influyen directamente en la concentración de microplásticos en el cauce del río (Kunz et al., 2023).

Durante la transición al período de lluvias, las concentraciones promedio de microplásticos disminuyeron notablemente a $0,56 \text{ mg/m}^3$, con valores que oscilaron entre $0,03 \text{ mg/m}^3$ en la muestra 2-M1, ubicada en la confluencia entre los ríos Chocco y Huancaro, y $3,01 \text{ mg/m}^3$ en la muestra 2-M4, tomada en las inmediaciones del puente Molino I, como se muestra en la Figura 6. Esta reducción puede atribuirse al efecto de dispersión y arrastre causado por el aumento del volumen del agua del río durante la transición al período de lluvias. (Hitchcock, 2020; Wei et al., 2022).

Figura 6.

Concentración de microplásticos en la transición al período de lluvias.

(elaboración propia)



Sin embargo, algunas zonas continuaron mostrando concentraciones moderadamente altas, como el punto 2-M10, ubicado justo antes de la entrada a la PTAR, con $0,75 \text{ mg/m}^3$, y la muestra 2-M16, correspondiente al sector de la laguna de Huacarpay, con $0,86 \text{ mg/m}^3$. Estos resultados podrían estar relacionados con fuentes continuas de aporte contaminante, tales como descargas urbanas próximas a la planta o escorrentía proveniente de áreas agrícolas adyacentes (Obermaier & Pistocchi, 2022; Zhang et al., 2024).

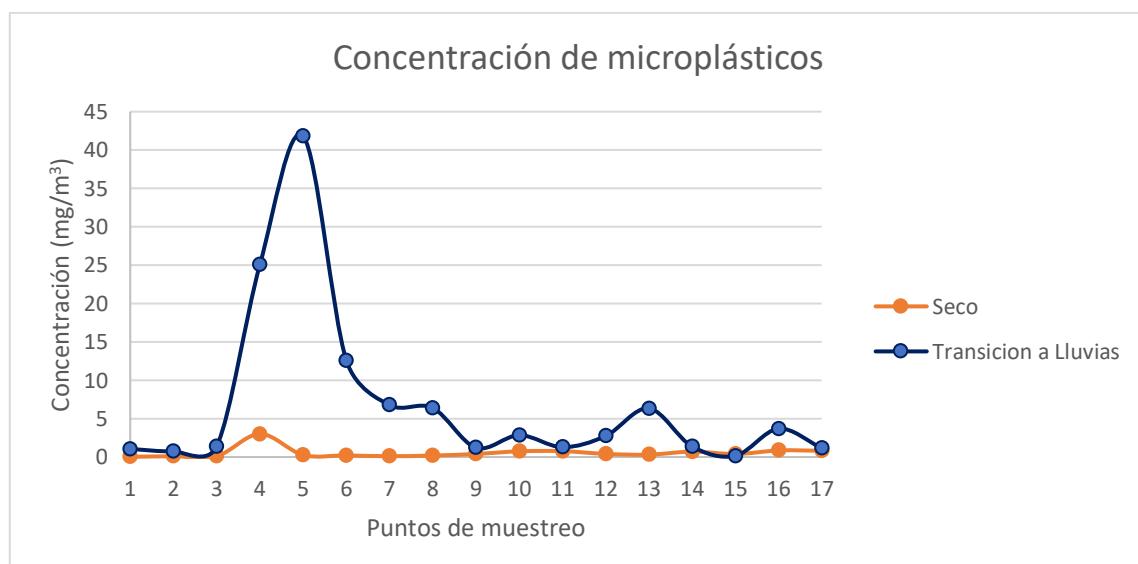
Al comparar los períodos, se observa que los puntos ubicados en el tramo superior del río, como la confluencia de los ríos Chocco y Huancaro y el puente Huancaro, presentan concentraciones más bajas en ambos períodos, lo que indica un menor impacto por fuentes locales de contaminación en estas zonas. Por otro lado, los tramos más cercanos a zonas industriales y comerciales, como el puente Molino I y la zona próxima al aeropuerto, registraron las concentraciones más altas durante el período seco. Esto se atribuye a la acumulación de residuos plásticos y a la menor dispersión de las partículas debido al reducido caudal del río en ese período. En

cambio, durante la transición al período de lluvias, el aumento del volumen del río favorece la dispersión y redistribución de los microplásticos, lo que contribuye a una mayor homogeneidad en las concentraciones a lo largo del río. Sin embargo, zonas como las cercanas a la PTAR y la laguna de Huacarpay mantienen una presencia significativa de microplásticos, lo que sugiere que existen fuentes continuas de aporte.

El análisis confirma que la distribución de microplásticos varía según la ubicación y el momento del muestreo. La identificación de zonas críticas como las inmediaciones del Molino I, Aeropuerto y Huacarpay permite orientar de forma más efectiva las acciones de mitigación para reducir la contaminación en el río Huatanay. En la Figura 7 se puede observar la comparación de las concentraciones de microplásticos en ambos períodos.

Figura 7.

Comparación de la concentración de microplásticos según el período climático (seco y transición al período de lluvias). (elaboración propia)



Al comparar los resultados obtenidos en el río Huatanay con estudios previos, se observa que las concentraciones de microplásticos en el período seco,

especialmente en puntos como 1-M5 (41,80 mg/m³) y 1-M4 (25,06 mg/m³), son significativamente mayores que las reportadas en otros cuerpos de agua. Por ejemplo, Urgert (2015) encontró concentraciones promedio de 0,14 mg/m³ en el río Mosa y 0,56 mg/m³ en el río Rin, mientras que Lisina et. al. (2021) reportó una concentración promedio de 0,21 mg/m³. Incluso durante la transición al período de lluvias, cuando las concentraciones en el Huatanay disminuyen notablemente, los valores en puntos como M4 (3,01 mg/m³) y M16 (0,86 mg/m³) siguen siendo considerablemente más altos que los registrados en estos ríos. Esto destaca la magnitud del impacto antropogénico en el río Huatanay y resalta la necesidad de implementar medidas urgentes de monitoreo y mitigación para reducir la carga de microplásticos en este ecosistema.

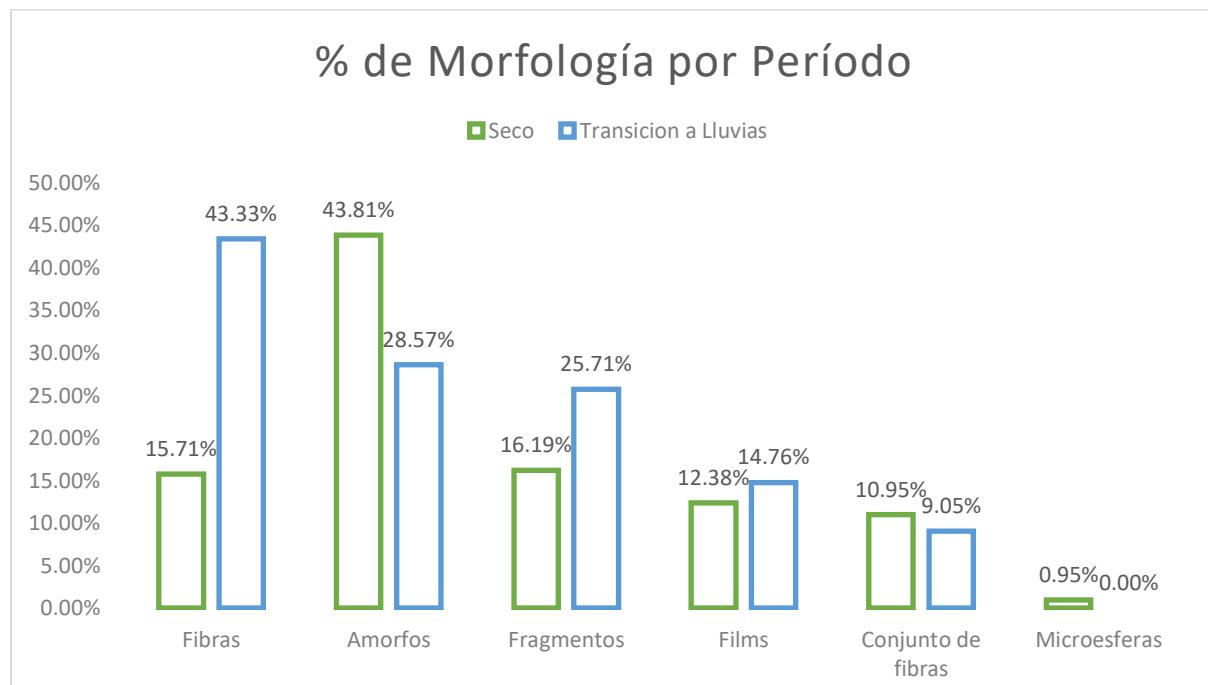
4.2. Morfología de Microplásticos

El análisis de las formas morfológicas reveló que los tipos predominantes de microplásticos en ambos períodos fueron las partículas amorfas, fibras y fragmentos, aunque su distribución varió según las condiciones climáticas. Durante el período seco, se observó una mayor proporción de partículas amorfas (43,81%), probablemente relacionadas con residuos plásticos degradados acumulados en zonas de bajo flujo, como bolsas, empaques deteriorados o restos de espuma plástica. Le siguieron en frecuencia los fragmentos (16,19%), que pueden proceder de materiales rígidos fracturados por acción mecánica previa, y las fibras individuales (15,71%), comúnmente asociadas a textiles y fuentes domésticas (David et al., 2023; Ross et al., 2023). La Figura 8 muestra gráficamente la distribución porcentual de las diferentes morfologías en cada período.

En la transición al período de lluvias, se produjo un cambio notable en la distribución: las fibras individuales pasaron a ser la morfología más abundante (43,33%), superando a las partículas amorfas. Este incremento podría estar relacionado con el arrastre de fibras textiles, provenientes de descargas domésticas o escorrentía urbana, movilizadas con mayor facilidad debido al aumento del caudal (Ross et al., 2023). También se observó un incremento en la proporción de fragmentos (25,71%), lo que sugiere la remoción de partículas acumuladas en los márgenes del río o en el lecho, arrastradas por la fuerza del flujo. Por su parte, los films mantuvieron una proporción similar en ambos períodos, con una ligera alza durante la transición al período de lluvias, lo que puede atribuirse al transporte de plásticos delgados y flexibles, como bolsas o envolturas. (Bao et al., 2024).

Figura 8.

Distribución porcentual y comparación de la morfología de microplásticos según el período climático (seco y transición al período de lluvias). (elaboración propia)



Estas diferencias en la morfología también reflejan cambios en el tamaño visual de las partículas. Durante la transición al período de lluvias, se observó que las partículas tienden a ser más pequeñas en comparación con las del período seco. Esta variación podría explicarse por la acción combinada del flujo más intenso, la fricción con sedimentos y la agitación del cauce, condiciones que favorecen la fragmentación de plásticos ya degradados (Pal et al., 2025). El hallazgo sugiere que las lluvias no solo movilizan microplásticos, sino que también contribuyen activamente a su transformación física, generando partículas más pequeñas con mayor capacidad de transporte y potencial impacto ecológico (Shamskhany et al., 2021).

En general, las fibras, los fragmentos y los fragmentos amorfos predominaron en ambos períodos, lo que coincide con estudios previos en cuerpos de agua impactados por actividades humanas. Akdogan et al. (2023) identificaron que las fibras representan la morfología más común de microplásticos en ecosistemas acuáticos. Sin embargo, la mayor cantidad de partículas observadas en la transición al período de lluvias y la tendencia hacia tamaños más pequeños resaltan la influencia de las dinámicas estacionales en la redistribución y fragmentación de microplásticos en el río Huatanay (Wei et al., 2022).

4.3. Composición Química

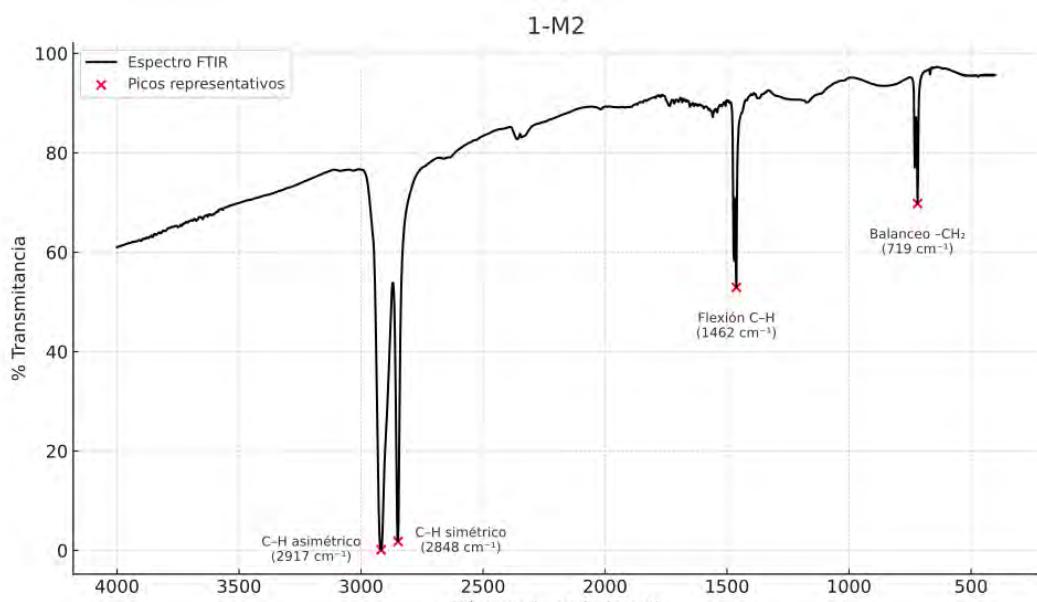
El análisis mediante espectroscopía ATR-FTIR permitió identificar la presencia de PE en cuatro muestras: 1-M2, 1-M11, 1-M14 y 1-M16, todas con altos niveles de coincidencia respecto a la biblioteca de referencia (por encima del 91%). Los espectros obtenidos presentaron los picos característicos del PE, incluyendo los estiramientos asimétrico y simétrico de CH_2 en 2917 cm^{-1} y 2848 cm^{-1} , así como la

vibración de deformación en 720 cm^{-1} , atribuida a la estructura del polímero (D'Amelia et al., 2016).

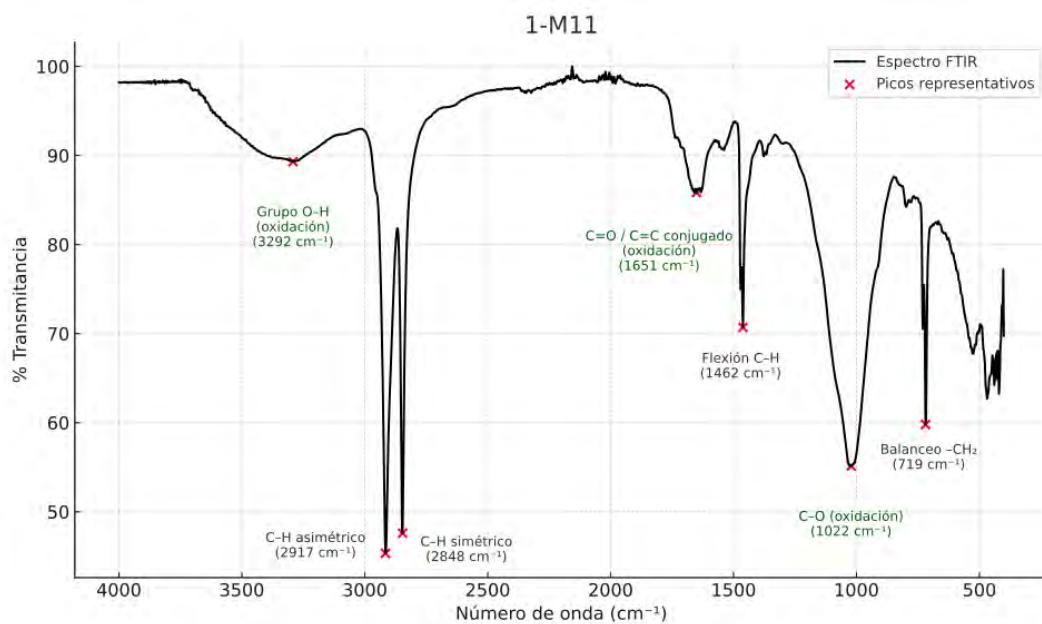
No obstante, se observaron diferencias relevantes en el estado químico de las muestras. La muestra 1-M2, que presentó una coincidencia del 91,69%, no mostró oxidación, indicando una posible exposición reciente o una menor degradación ambiental. En cambio, las muestras 1-M11 (96,01%), 1-M14 (96,18%) y 1-M16 (92,84%) presentaron bandas adicionales en 3292 cm^{-1} , 1651 cm^{-1} y 1022 cm^{-1} , asociadas a grupos hidroxilo ($-\text{OH}$), carbonilo (C=O) y éster (C-O), respectivamente. Estas señales indican procesos de fotooxidación o degradación química, típicos de materiales plásticos que han estado más expuestos al ambiente (Campanale et al., 2023). En la Figura 9 se presentan los espectros de las muestras 1-M2 y 1-M11.

Figura 9.

Espectros FTIR de las muestras a) 1-M2 y b) 1-M11. (elaboración propia)



a)



b)

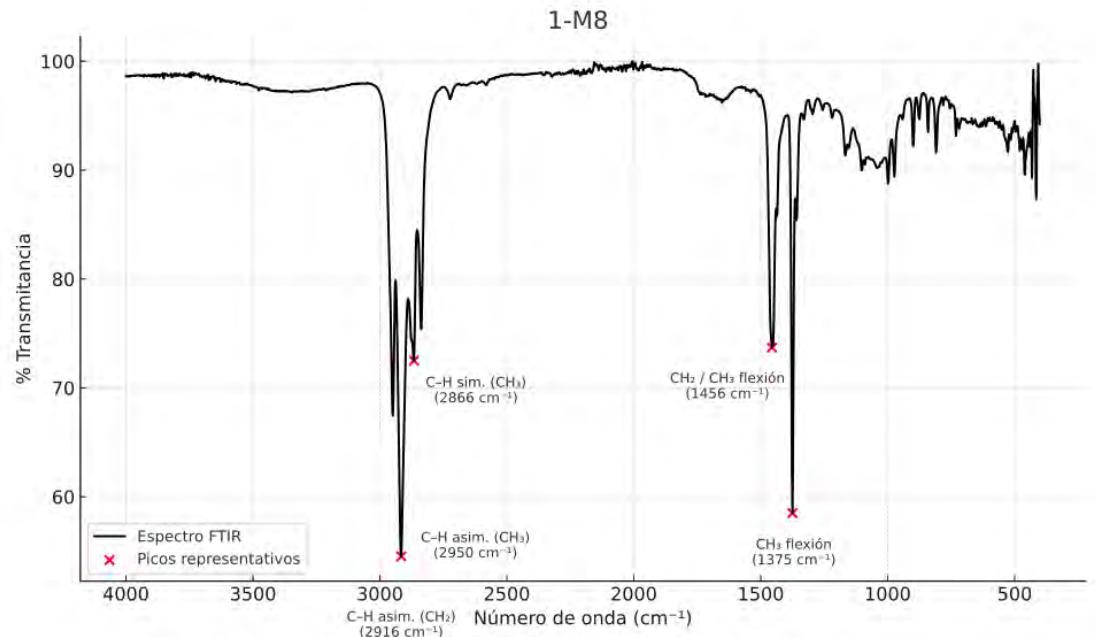
Dos de las muestras analizadas correspondieron al PP, un polímero comúnmente utilizado en empaques flexibles y productos descartables. Los espectros obtenidos presentaron las bandas características del material, con picos en 2917 cm^{-1} y 1462 cm^{-1} , correspondientes a las vibraciones de estiramiento y flexión del grupo metilo (CH_3) según Fang et al. (2012). Las coincidencias con la biblioteca de referencia fueron elevadas: 97,03% para la muestra 1-M8 y 95,44% para la muestra 1-M10.

A pesar de compartir composición, las dos muestras mostraron diferencias notables en su estado de degradación. La muestra 1-M8, un fragmento azul, no presentó señales adicionales en el espectro, lo que sugiere una degradación mínima. En cambio, la muestra 1-M10, correspondiente a una película transparente, mostró bandas en 3369 , 1738 y 1036 cm^{-1} , asociadas a grupos hidroxilo ($-\text{OH}$), carbonilo (C=O) y éster (C-O), respectivamente, indicadores de procesos de oxidación superficial (Pires et al., 2020).

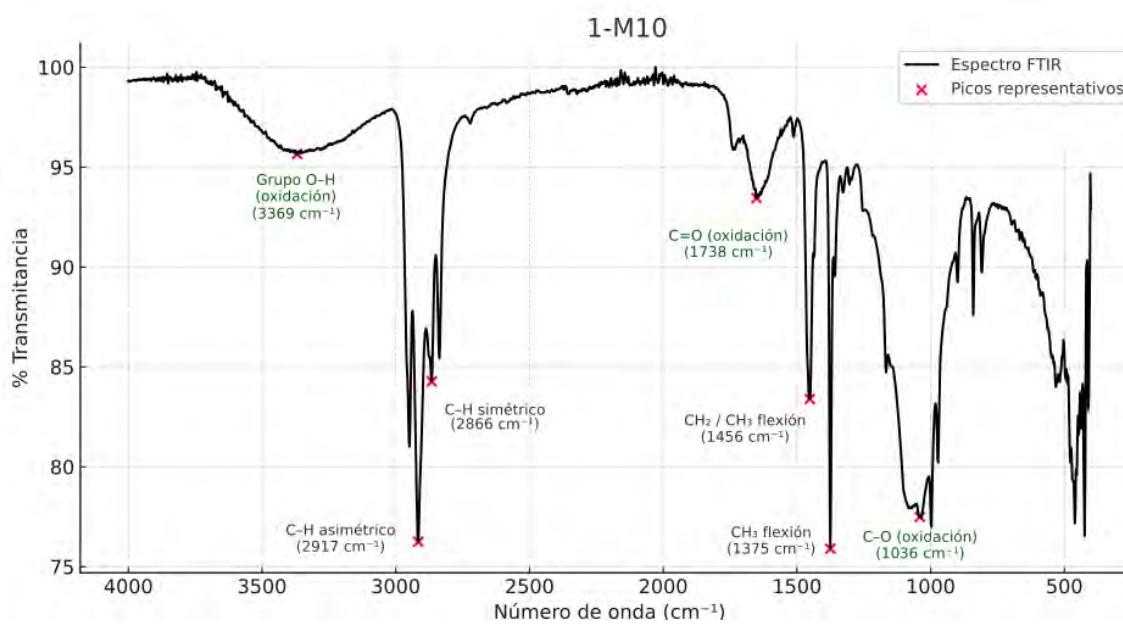
La Figura 10 muestra los espectros de ambas muestras, permitiendo comparar un PP sin alteraciones químicas evidentes frente a otro con signos de envejecimiento ambiental. Si bien el número de partículas identificadas como PP fue limitado, su presencia señala el posible aporte de residuos plásticos ligeros, como envoltorios o bolsas, al río.

Figura 10.

Espectros FTIR de las muestras a) 1-M8 y b) 1-M10. (elaboración propia)



a)



b)

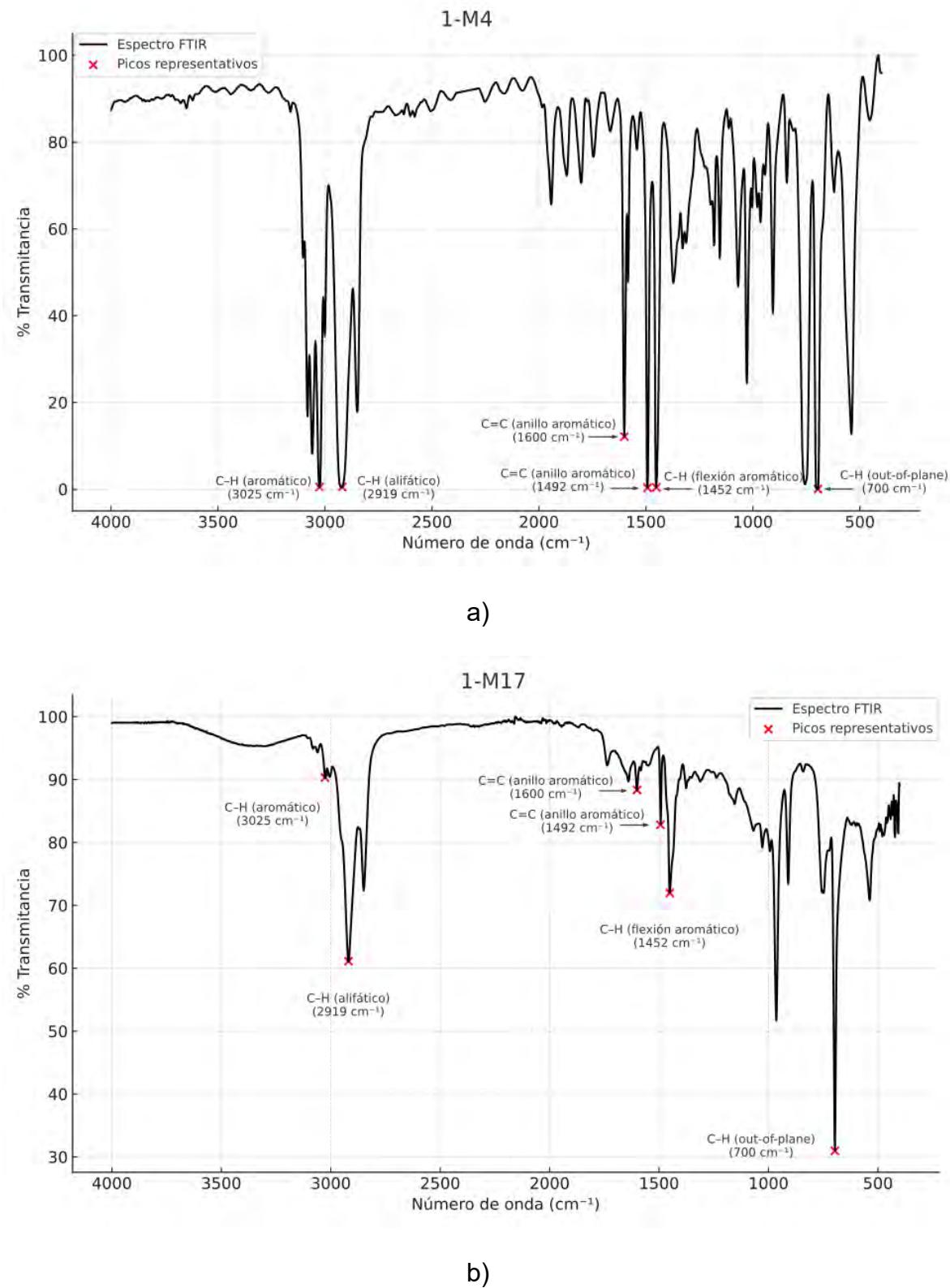
Se identificó PS en dos muestras con altos niveles de confiabilidad espectral: 1-M4 (96,33 %) y 1-M17 (91,06 %). Los espectros FTIR (Figura 14) mostraron picos típicos del anillo aromático en 1600 cm^{-1} y 1492 cm^{-1} , así como oscilaciones a $\sim 700\text{ cm}^{-1}$, correspondientes a los modos de deformación del anillo aromático. Estas señales, junto con los rangos de estiramiento C-H aromático de $3100\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$ son propios del PS (Muhemmed & Aziz, 2025).

Sin embargo, la muestra 1-M17 exhibió una señal notablemente reducida entre los $3050\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$, lo que sugiere una pérdida parcial de los estiramientos C-H aromáticos. Esta disminución es consistente con lo documentado en estudios de fotoenvejecimiento o degradación ambiental del PS, donde después de exposición prolongada a radiación UV o condiciones similares, estos picos pueden debilitarse significativamente, reflejando cambios en la estructura del anillo aromático (Yousif & Haddad, 2013).

Este contraste en intensidad indica diferentes grados de degradación química entre muestras que comparten composición. La Figura 11 presenta ambos espectros, ilustrando cómo un PS puede conservar su señal aromática intensamente (como 1-M4), mientras otro (1-M17) muestra alteraciones por envejecimiento ambiental.

Figura 11.

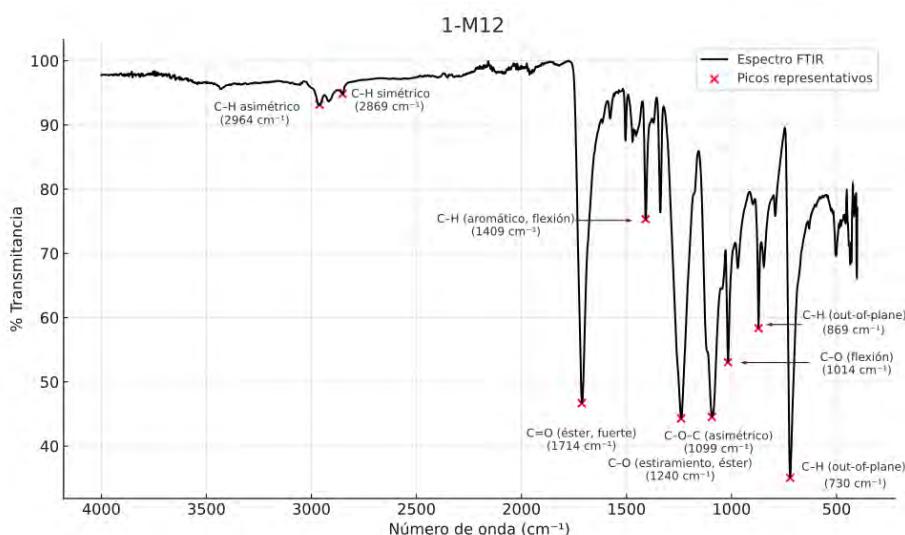
Espectros FTIR de las muestras 1-M4 y 1-M17. (elaboración propia)



El PET, un poliéster ampliamente utilizado en textiles y envases, fue identificado en la muestra 1-M12, con una coincidencia del 90,02 % respecto a la biblioteca espectral. El espectro FTIR (Figura 12) mostró picos característicos en 1714 cm^{-1} , correspondientes a las vibraciones del grupo carbonilo (C=O) del enlace éster, y en 1240 cm^{-1} , asociados a los estiramientos C–O. También se observaron bandas en 1408 cm^{-1} y 870 cm^{-1} , propias del anillo aromático del PET. La muestra ha sido identificada morfológicamente como fibras, lo que sugiere que prendas sintéticas o materiales textiles podrían estar actuando como una fuente significativa de microplásticos en el río (Periyasamy & Tehrani-Bagha, 2022).

Figura 12.

Espectro FTIR de la muestra 1-M12. (elaboración propia)



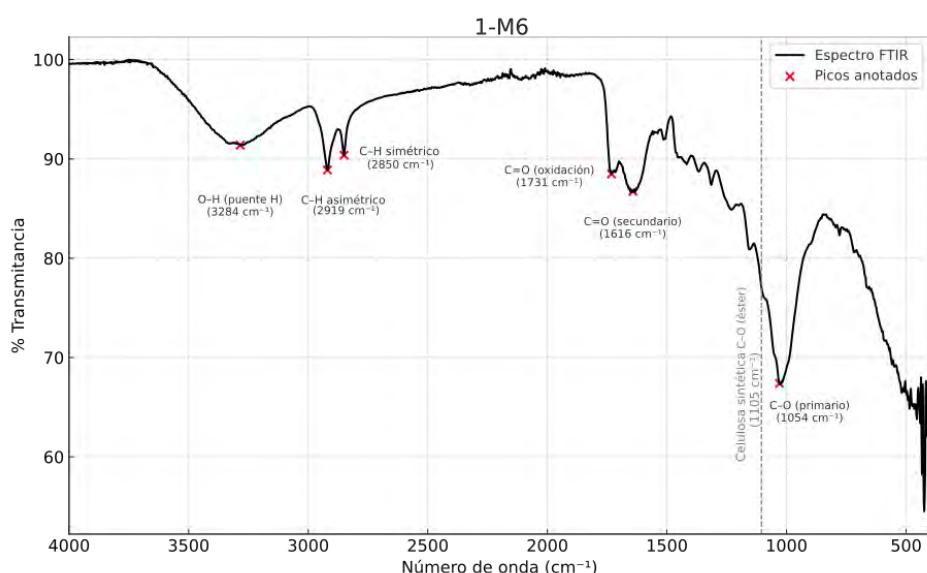
La muestra 1-M6 presentó una coincidencia del 68 % con celulosa en la biblioteca FTIR (Figura 13), lo que inicialmente apuntaba a la presencia de celulosa natural. Aunque este nivel de coincidencia es relativamente bajo, podría explicarse porque, si bien el espectro es similar a la celulosa, las señales observadas indican que se trata de una variante estructuralmente modificada. El espectro mostró bandas características de materiales celulósicos, como el estiramiento O–H en 3284 cm^{-1} ,

señales de C–H alifático en 2912 cm^{-1} , una banda a 1616 cm^{-1} atribuida a grupos carbonilo, y otra en 1054 cm^{-1} correspondiente a enlaces C–O. No obstante, se observó la ausencia del pico en 1105 cm^{-1} , un rasgo que ha sido reportado en estudios como indicativo de celulosa semisintética (como el celofán) frente a la celulosa natural (Cai et al., 2019).

Además, la partícula ha sido clasificada como una película semitransparente, una morfología compatible con productos elaborados a partir de celulosa regenerada, como envoltorios biodegradables. Este tipo de material presenta mayor resistencia química al tratamiento de digestión oxidativa aplicado, lo que explicaría su conservación parcial (Maw et al., 2022). En conjunto, los resultados sugieren que la muestra corresponde a un compuesto celulósico modificado, cuya inclusión en el análisis amplía la perspectiva sobre la variedad de materiales presentes en la contaminación del río, más allá de los polímeros sintéticos tradicionales.

Figura 13.

Espectro FTIR de la muestra 1-M6. (elaboración propia)



4.4. Limitaciones de estudio

El análisis mediante Una limitación del estudio es que la segunda campaña no se realizó en el período de máximas precipitaciones, sino durante la transición hacia lluvias (finales de octubre e inicios de noviembre). Por ello, las comparaciones con el período seco deben interpretarse como un contraste “seco vs transición a lluvias”, y no necesariamente como una representación del comportamiento en el pico de la temporada lluviosa.

Otra limitación del estudio es la estimación del caudal mediante el método del flotador, el cual introduce mayor incertidumbre que instrumentos hidrométricos especializados. No obstante, este enfoque ha sido aplicado en estudios fluviales de microplásticos bajo condiciones de campo y recursos limitados (Paliulis et al., 2025; Raab et al., 2025). Por ello, los resultados deben interpretarse considerando un margen de variabilidad asociado a la medición del caudal.

CONCLUSIONES

La presente investigación evidencia que los microplásticos constituyen un contaminante significativo en las aguas del río Huatanay.

Se determina que la concentración promedio fue de 6,86 mg/m³ en el período seco y 0,56 mg/m³ en la transición al período de lluvias, lo que demuestra la influencia de las condiciones hidrológicas sobre la cantidad de microplásticos presentes. El uso de la red Manta resulta adecuado para detectar estas diferencias, permitiendo una evaluación comparativa entre los períodos climáticos.

Sin embargo, estos promedios ocultan una marcada variabilidad espacial, ya que se registra concentraciones considerablemente más altas, durante el período seco, en puntos cercanos a zonas industriales y comerciales, como las inmediaciones del Aeropuerto (41,80 mg/m³) y Molino I (25,06 mg/m³), y niveles mucho más bajos en zonas rurales o residenciales como Oropesa (0,16 mg/m³) y Huancaro (0,75 mg/m³). De manera similar, en la transición al período de lluvias se evidenció también una heterogeneidad en la distribución de microplásticos, se alcanzaron valores elevados en puntos como Molino I (3,01 mg/m³), después de la PTAR (0,77 mg/m³) y Puente Oropesa (0,86 mg/m³), mientras que se registraron concentraciones mínimas en zonas altas como la confluencia Chocco-Huancaro (0,03 mg/m³) y Huancaro (0,11 mg/m³); cabe aclarar que los valores informados son estimaciones aproximadas, porque la falta de precisión del método del flotador para medir volumen muestreado.

La caracterización morfológica muestra que los tipos de microplásticos más frecuentes fueron las partículas amorfas, fibras y fragmentos, aunque su proporción varió entre los dos períodos. En el período seco predomina la forma amorfá (43,81 %),

mientras que en la transición al período de lluvias se registró un incremento de fibras individuales (43,33 %) y fragmentos (25,71 %), lo cual puede estar relacionado con una mayor fuerza de arrastre del caudal y procesos de fragmentación mecánica.

El análisis mediante espectroscopía ATR-FTIR identificó polímeros como PE, PP, PS y PET. En algunos casos, se detectaron signos de degradación oxidativa, evidenciando la exposición prolongada de las partículas al ambiente. Asimismo, se identificaron películas de celulosa semisintética, probablemente celofán, lo que amplía el espectro de materiales presentes en la contaminación del río más allá de los plásticos sintéticos tradicionales.

Los resultados apuntan a que los microplásticos en el río Huatanay provienen de fuentes múltiples: residuos domiciliarios, envolturas y fibras textiles. La combinación de formas, tipos de polímero y distribución espacial respalda esta interpretación.

RECOMENDACIONES

- A la Autoridad Nacional del Agua, se debe implementar un programa de monitoreo regular en el río Huatanay para evaluar las concentraciones de microplásticos en diferentes períodos y puntos geográficos. Estos resultados permitirían identificar tendencias a largo plazo y evaluar la efectividad de las medidas de mitigación.
- A la municipalidad provincial del Cusco que se debe priorizar intervenciones en las áreas más afectadas, como los alrededores del Aeropuerto del Cusco y el Molino I. Esto incluye campañas de limpieza, control de descargas y gestión de residuos sólidos.
- A la comunidad académica y a las entidades que ejecuten monitoreo ambiental, se debe promover la estandarización de las unidades de concentración de microplásticos con el fin de fortalecer la comparabilidad entre estudios y campañas futuras.
- Para quien desee realizar futuras investigaciones en esta área se recomienda complementar la estimación de caudal con mediciones de velocidad mediante un flujómetro de paleta, para reducir la incertidumbre del método del flotador y mejorar el análisis asociado a las condiciones del río.

BIBLIOGRAFÍA

- Acharya, S., Rumi, S. S., Hu, Y., & Abidi, N. (2021). Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Textile Research Journal*, 91(17–18), 2136–2156. <https://doi.org/10.1177/0040517521991244>
- Akdogan, Z., Guven, B., & Kideys, A. E. (2023). Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. *Environmental Research*, 234, 116500. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116500>
- Amirhosseini, K., Haghani, Z., & Alikhani, H. A. (2023). Microplastics pollution in rice fields: A case study of Pir Bazar rural district of Gilan, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(12), 1473. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-12111-x>
- Andrade, A. L., Barnes, P. W., Bornman, J. F., Gouin, T., Madronich, S., White, C., Zepp, R. G., & Jansen, M. A. (2022). Oxidation and fragmentation of plastics in a changing environment; from UV-radiation to biological degradation. *Science of The Total Environment*, 851, 158022.
- Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M. P., & Ribeiro-Claro, P. J. A. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, 142, 426–440. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>
- Babuponnusami, A., & Muthukumar, K. (2014). A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 557–572. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.10.011>

- Bank, M. S., & Hansson, S. V. (2022). The Microplastic Cycle: An Introduction to a Complex Issue. En M. S. Bank (Ed.), *Microplastic in the Environment: Pattern and Process* (pp. 1–16). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-78627-4_1
- Bao, X., Gu, Y., Chen, L., Wang, Z., Pan, H., Huang, S., Meng, Z., & Chen, X. (2024). Microplastics derived from plastic mulch films and their carrier function effect on the environmental risk of pesticides. *Science of the Total Environment*, 171472.
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Bashir, S. M., Kimiko, S., Mak, C.-W., Fang, J. K.-H., & Gonçalves, D. (2021). Personal Care and Cosmetic Products as a Potential Source of Environmental Contamination by Microplastics in a Densely Populated Asian City. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.683482>
- Bhowmik, A., & Saha, G. (2025). Microplastics in Our Waters: Insights from a Configurative Systematic Review of Water Bodies and Drinking Water Sources. *Microplastics*, 4(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/microplastics4020024>
- Brander, S. M., Renick, V. C., Foley, M. M., Steele, C., Woo, M., Lusher, A., Carr, S., Helm, P., Box, C., Cherniak, S., Andrews, R. C., & Rochman, C. M. (2020). Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1099–1125. <https://doi.org/10.1177/0003702820945713>

- Brown, D. (1981). New net for sampling the ocean surface. *Marine Ecology Progress Series, 5*, 225–227.
- Bujaczek, T., Kolter, S., Locky, D., & Ross, M. S. (2021). Characterization of microplastics and anthropogenic fibers in surface waters of the North Saskatchewan River, Alberta, Canada. *FACETS, 6*, 26–43.
<https://doi.org/10.1139/facets-2020-0057>
- Büngener, L., Schäffer, S.-M., Schwarz, A., & Schwalb, A. (2024). *Microplastics in a small river: Occurrence and influencing factors along the river Oker, Northern Germany.*
- Cai, H., Chen, M., Chen, Q., Du, F., Liu, J., & Shi, H. (2020). Microplastic quantification affected by structure and pore size of filters. *Chemosphere, 257*, 127198.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127198>
- Cai, H., Du, F., Li, L., Li, B., Li, J., & Shi, H. (2019). A practical approach based on FT-IR spectroscopy for identification of semi-synthetic and natural celluloses in microplastic investigation. *Science of the Total Environment, 669*, 692–701.
- Calvo Mamani, J., & Polo Dolmos, Z. (2017). *Evaluación de la contaminación del río Huatanay-provincia de Cusco y Quispicanchi.*
- Campanale, C., Massarelli, C., Bagnuolo, G., Savino, I., & Uricchio, V. F. (2019). The problem of microplastics and regulatory strategies in Italy. En *Plastics in the aquatic environment-part ii: Stakeholders' role against pollution* (pp. 255–276). Springer.
- Campanale, C., Savino, I., Massarelli, C., & Uricchio, V. F. (2023). Fourier Transform Infrared Spectroscopy to Assess the Degree of Alteration of Artificially Aged and Environmentally Weathered Microplastics. *Polymers, 15*(4), Article 4.
<https://doi.org/10.3390/polym15040911>

- Campanale, C., Savino, I., Pojar, I., Massarelli, C., & Uricchio, V. F. (2020). A Practical Overview of Methodologies for Sampling and Analysis of Microplastics in Riverine Environments. *Sustainability*, 12(17), Article 17. <https://doi.org/10.3390/su12176755>
- Cao, Y., Bian, J., Han, Y., Liu, J., Ma, Y., Feng, W., Deng, Y., & Yu, Y. (2024). Progress and Prospects of Microplastic Biodegradation Processes and Mechanisms: A Bibliometric Analysis. *Toxics*, 12(7), 463. <https://doi.org/10.3390/toxics12070463>
- Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F., & Manzano, C. A. (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.
- Catarino, A. I., Thompson, R., Sanderson, W., & Henry, T. B. (2017). Development and optimization of a standard method for extraction of microplastics in mussels by enzyme digestion of soft tissues. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(4), 947–951. <https://doi.org/10.1002/etc.3608>
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1), 227–233. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.009>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Comnea-Stancu, I. R., Wieland, K., Ramer, G., Schwaighofer, A., & Lendl, B. (2017). On the Identification of Rayon/Viscose as a Major Fraction of Microplastics in

- the Marine Environment: Discrimination between Natural and Manmade Cellulosic Fibers Using Fourier Transform Infrared Spectroscopy. *Applied Spectroscopy*, 71(5), 939–950. <https://doi.org/10.1177/0003702816660725>
- Crutchett, T. W., & Bornt, K. R. (2024). A simple overflow density separation method that recovers >95% of dense microplastics from sediment. *MethodsX*, 12, 102638. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2024.102638>
- Da Silva, M. R., Souza, K. S., Motteran, F., de Araújo, L. C. A., Singh, R., Bhadouria, R., & de Oliveira, M. B. M. (2024). Exploring biodegradative efficiency: A systematic review on the main microplastic-degrading bacteria. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1360844. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1360844>
- D'Amelia, R. P., Gentile, S., Nirode, W. F., & Huang, L. (2016). Quantitative Analysis of Copolymers and Blends of Polyvinyl Acetate (PVAc) Using Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) and Elemental Analysis (EA). *World Journal of Chemical Education*, 4(2), 25–31. <https://doi.org/10.12691/wjce-4-2-1>
- David, T. I., Sheela, M., Krishnakumar, S., Siyad, A. M., Abimanyu, A., Vikasini, V., Monisha, T., & Dineshbabu, S. (2023). Distribution and characterization of microplastics and ecological risks in Vellayani Lake, Kerala, India. *Total Environment Research Themes*, 7, 100065.
- De Frond, H., Rubinovitz, R., & Rochman, C. M. (2021). μ ATR-FTIR Spectral Libraries of Plastic Particles (FLOPP and FLOPP-e) for the Analysis of Microplastics. *Analytical Chemistry*, 93(48), 15878–15885. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.1c02549>
- Desidery, L., & Lanotte, M. (2022). Polymers and plastics: Types, properties, and manufacturing. En *Plastic Waste for Sustainable Asphalt Roads* (pp. 3–28). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85789-5.00001-0>

Dris, R., Beaurepaire, M., Bouzid, N., Stratmann, C., Nguyen, M. T., Bordignon, F., Gasperi, J., & Tassin, B. (2024). Chapter 3 - Sampling and analyzing microplastics in rivers: What methods are being used after a decade of research? En E. Y. Zeng (Ed.), *Microplastic Contamination in Aquatic Environments* (Second Edition) (pp. 65–91). Elsevier.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15332-7.00013-2>

Duan, J., Han, J., Zhou, H., Lau, Y. L., An, W., Wei, P., Cheung, S. G., Yang, Y., & Tam, N. F. (2020). Development of a digestion method for determining microplastic pollution in vegetal-rich clayey mangrove sediments. *Science of The Total Environment*, 707, 136030.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136030>

Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: Sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 2. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>

Duong, T. T., Le, P. T., Nguyen, T. N. H., Hoang, T. Q., Ngo, H. M., Doan, T. O., Le, T. P. Q., Bui, H. T., Bui, M. H., Trinh, van T., Nguyen, T. L., da Le, N., Vu, T. M., Tran, T. K. C., Ho, T. C., Phuong, N. N., & Strady, E. (2022). Selection of a density separation solution to study microplastics in tropical riverine sediment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(2), 65.

<https://doi.org/10.1007/s10661-021-09664-0>

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat

at Sea. *PLOS ONE*, 9(12), e111913.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

European Commission. (2023). *Commission Regulation (EU) 2023/2055—Restriction of microplastics intentionally added to products—European Commission*. https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/chemicals/reach/restrictions/commission-regulation-eu-2023/2055-restriction-microplastics-intentionally-added-products_en

Fang, J., Zhang, L., Sutton, D., Wang, X., & Lin, T. (2012). Needleless Melt-Electrospinning of Polypropylene Nanofibres. *Journal of Nanomaterials*, 2012(1), 382639. <https://doi.org/10.1155/2012/382639>

Gao, S., Orlowski, N., Bopf, F. K., & Breuer, L. (2024). A review on microplastics in major European rivers. *WIREs Water*, 11(3), e1713. <https://doi.org/10.1002/wat2.1713>

Giechaskiel, B., & Clairotte, M. (2021). Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopy for Measurements of Vehicle Exhaust Emissions: A Review. *Applied Sciences*, 11(16), Article 16. <https://doi.org/10.3390/app11167416>

Gobierno Municipal Cusco, Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Centro Guaman Poma de Ayala, & Instituciones del Cusco (Eds.). (2016). *Plan de Desarrollo Metropolitano Cusco, 2017—2037*. Gobierno Municipal Cusco.

Gong, Y., Chen, X., & Wu, W. (2024). Application of fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy in sample preparation: Material characterization and mechanism investigation. *Advances in Sample Preparation*, 11, 100122. <https://doi.org/10.1016/j.sampr.2024.100122>

- Hassan, T., Srivastwa, A., Sarkar, S., & Majumdar, G. (2022). *Characterization of plastics and polymers: A comprehensive study*. 1225(1), 012033.
- Hernandez, L. M., Grant, J., Fard, P. S., Farner, J. M., & Tufenkji, N. (2023). Analysis of ultraviolet and thermal degradations of four common microplastics and evidence of nanoparticle release. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 4, 100078.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075.
<https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Hitchcock, J. N. (2020). Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 734, 139436.
- Huang, Z., Hu, B., & Wang, H. (2023). Analytical methods for microplastics in the environment: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(1), 383–401.
<https://doi.org/10.1007/s10311-022-01525-7>
- Hurley, R. R., Lusher, A. L., Olsen, M., & Nizzetto, L. (2018). Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environmental Science & Technology*, 52(13), 7409–7417.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>
- Imfeld, N., Sedlmeier, K., Gubler, S., Correa Marrou, K., Davila, C. P., Huerta, A., Lavado-Casimiro, W., Rohrer, M., Scherrer, S. C., & Schwierz, C. (2021). 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>

- Kershaw, P., Turra, A., & Galgani, F. (2019). Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean-GESAMP Reports and Studies No. 99. *GESAMP Reports and Studies*.
- Khairul Anuar, N. F. S., Huyop, F., Ur-Rehman, G., Abdullah, F., Normi, Y. M., Sabullah, M. K., & Abdul Wahab, R. (2022). An Overview into Polyethylene Terephthalate (PET) Hydrolases and Efforts in Tailoring Enzymes for Improved Plastic Degradation. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(20), Article 20. <https://doi.org/10.3390/ijms232012644>
- Khan, S. A., Khan, S. B., Khan, L. U., Farooq, A., Akhtar, K., & Asiri, A. M. (2018). Fourier Transform Infrared Spectroscopy: Fundamentals and Application in Functional Groups and Nanomaterials Characterization. En S. K. Sharma (Ed.), *Handbook of Materials Characterization* (pp. 317–344). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92955-2_9
- Kim, J., Haque, M. N., Lee, S., Lee, D.-H., & Rhee, J.-S. (2022). Exposure to Environmentally Relevant Concentrations of Polystyrene Microplastics Increases Hexavalent Chromium Toxicity in Aquatic Animals. *Toxics*, 10(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/toxics10100563>
- Kim, S., Sin, A., Nam, H., Park, Y., Lee, H., & Han, C. (2022). Advanced oxidation processes for microplastics degradation: A recent trend. *Chemical Engineering Journal Advances*, 9, 100213.
- Kunz, A., Schneider, F., Anthony, N., & Lin, H.-T. (2023). Microplastics in rivers along an urban-rural gradient in an urban agglomeration: Correlation with land use, potential sources and pathways. *Environmental Pollution*, 321, 121096.

- Larrea, G., Elustondo, D., & Durán, A. (2025). Extraction Methods of Microplastics in Environmental Matrices: A Comparative Review. *Molecules*, 30(15), Article 15. <https://doi.org/10.3390/molecules30153178>
- Larrea Valdivia, A. E., Larico, J. R., Valenzuela Huillca, C., & 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>
- Lenz, R., Enders, K., Stedmon, C. A., Mackenzie, D. M. A., & Nielsen, T. G. (2015). A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 82–91. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.026>
- Leslie, H. A., Van Velzen, M. J., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment international*, 163, 107199.
- Li, T., Liu, K., Tang, R., Liang, J.-R., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2023). Environmental fate of microplastics in an urban river: Spatial distribution and seasonal variation. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 322, 121227. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121227>
- Li, Y., Chen, P., Tang, Y., Yang, Y., Zhou, C., Bu, J., & Zhong, S. (2024). Microplastics in Water: A Review of Characterization and Removal Methods. *Sustainability*, 16(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/su16104033>
- Lisina, A., Platonov, M., Lomakov, O., Sazonov, A., Shishova, T., Berkovich, A., & Frolova, N. (2021). Microplastic Abundance In Volga River: Results Of A Pilot Study In Summer 2020. *GEOGRAPHY, ENVIRONMENT, SUSTAINABILITY*, 14, 82–93. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2021-041>

- Liu, S., Li, Y., Wang, F., Gu, X., Li, Y., Liu, Q., Li, L., & Bai, F. (2024). Temporal and spatial variation of microplastics in the urban rivers of Harbin. *The Science of the Total Environment*, 910, 168373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168373>
- Löder, M., & Gerdts, G. (2015). *Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal*. 201–227. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8
- Löder, M., Imhof, H., Ladehoff, M., Löschel, L., Lorenz, C., Mintenig, S., Piehl, S., Primpke, S., Schrank, I., Laforsch, C., & Gerdts, G. (2017). Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. *Environmental Science & Technology*, 51. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03055>
- Lusher, A. L., Welden, N. A., Sobral, P., & Cole, M. (2017). Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods*, 9(9), 1346–1360. <https://doi.org/10.1039/C6AY02415G>
- Maddela, N. R., Kakarla, D., Venkateswarlu, K., & Megharaj, M. (2023). Additives of plastics: Entry into the environment and potential risks to human and ecological health. *Journal of Environmental Management*, 348, 119364.
- Mahmud, F., Roy, H., Wasif, M. M., Mahmud, A., Saikat, Md. N., Haque, A., Lopez-Maldonado, E. A., Baki, A. B., & Islam, Md. S. (2025). Recent perspectives of microplastic analysis from sampling to characterization. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 100290. <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2025.100290>
- Malafeev, K. V., Apicella, A., Incarnato, L., & Scarfato, P. (2023). Understanding the impact of biodegradable microplastics on living organisms entering the food Chain: A Review. *Polymers*, 15(18), 3680.

- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., & Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports*, 5(1), 17988. <https://doi.org/10.1038/srep17988>
- Mansa, R., & Zou, S. (2021). Thermogravimetric analysis of microplastics: A mini review. *Environmental Advances*, 5, 100117.
- Mariano, S., Tacconi, S., Fidaleo, M., Rossi, M., & Dini, L. (2021). Micro and Nanoplastics Identification: Classic Methods and Innovative Detection Techniques. *Frontiers in Toxicology*, 3. <https://doi.org/10.3389/ftox.2021.636640>
- Markley, L., Driscoll, C., Hartnett, B., Mark, N., Cárdenas, A., & Hapich, H. (2024). *Guía para la Identificación y Clasificación Visual de Partículas de Plástico*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22628.76166>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C. (2015). *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. [Report]. NOAA Marine Debris Division. <https://doi.org/10.25607/OPB-604>
- Mattsson, K., Ekstrand, E., Granberg, M., Hassellöv, M., & Magnusson, K. (2022). Comparison of pre-treatment methods and heavy density liquids to optimize microplastic extraction from natural marine sediments. *Scientific Reports*, 12(1), 15459. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-19623-5>
- Maw, M. M., Boontanon, S. K., Jindal, R., Boontanon, N., & Fujii, S. (2022). Occurrence and removal of microplastics in activated sludge treatment systems: A case study of a wastewater treatment plant in Thailand. *Engineering Access*, 8(1), 106–111.

- Mayer, P. M., Moran, K. D., Miller, E. L., Brander, S. M., Harper, S., Garcia-Jaramillo, M., Carrasco-Navarro, V., Ho, K. T., Burgess, R. M., & Hampton, L. M. T. (2024). Where the rubber meets the road: Emerging environmental impacts of tire wear particles and their chemical cocktails. *Science of The Total Environment*, 171153.
- Mendivil Riveros, R., Arriaga Velasco, B., & Castañeda Prada, J. (2002). *Gestión del agua en la cuenca del río Huatanay y la concertación para el tratamiento de problemas ambientales* (p. 64). Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente.
- Mohanan, N., Montazer, Z., Sharma, P. K., & Levin, D. B. (2020). Microbial and Enzymatic Degradation of Synthetic Plastics. *Frontiers in Microbiology*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.580709>
- Muhemmed, A. S., & Aziz, S. B. (2025). Structural, spectroscopic, morphological and optical studies of new polymer composite based on polystyrene inserted with natural bitumen. *Scientific Reports*, 15(1), 25978. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-10486-0>
- Nayebi, B., Khurana, P., Pulicharla, R., Karimpour, S., & Kaur Brar, S. (2023). Preservation, storage, and sample preparation methods for freshwater microplastics – a comprehensive review. *Environmental Science: Advances*, 2(8), 1060–1081. <https://doi.org/10.1039/D3VA00043E>
- Noonan, M. J., Grechi, N., Mills, C. L., & de A. M. M. Ferraz, M. (2023). Microplastics analytics: Why we should not underestimate the importance of blank controls. *Microplastics and Nanoplastics*, 3(1), 17. <https://doi.org/10.1186/s43591-023-00065-3>

Obermaier, N., & Pistocchi, A. (2022). A Preliminary European-Scale Assessment of Microplastics in Urban Wastewater. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 912323.

Office of the Commissioner. (2024). The Microbead-Free Waters Act: FAQs. *FDA*. <https://www.fda.gov/cosmetics/cosmetics-laws-regulations/microbead-free-waters-act-faqs>

Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., Yap, P.-S., Wu, Y.-S., Nagandran, S., Batumalaie, K., Gopinath, S. C. B., John, O. D., Sekar, M., Saikia, T., Karunanithi, P., Hatta, M. H. M., & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 1–41. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3>

Pal, D., Prabhakar, R., Barua, V. B., Zekker, I., Burlakovs, J., Krauklis, A., Hogland, W., & Vincevica-Gaile, Z. (2025). Microplastics in aquatic systems: A comprehensive review of its distribution, environmental interactions, and health risks. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(1), 56–88. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35741-1>

Paliulis, D., Pranskevicius, M., & Taraseviciute, D. (2025). Evaluation of microplastic pollution in the Vilnelė River. *Archives of Environmental Protection*, 51(3), 120–137. <https://doi.org/10.24425/aep.2025.156014>

Pasquier, G., Doyen, P., Kazour, M., Dehaut, A., Diop, M., Duflos, G., & Amara, R. (2022). Manta Net: The Golden Method for Sampling Surface Water Microplastics in Aquatic Environments. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.811112>

- Peña, G., & Yabarrena, L. A. (2019). Estudio del efecto de contaminación de los productos agrícolas irrigados con aguas de la subcuenca del río Huatanay, Cusco – Perú. *Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco*. <http://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/6550376>
- Pereira, M. C., Oliveira, L. C. A., & Murad, E. (2012). Iron oxide catalysts: Fenton and Fentonlike reactions – a review. *Clay Minerals*, 47(3), 285–302. <https://doi.org/10.1180/claymin.2012.047.3.01>
- Periyasamy, A. P., & Tehrani-Bagha, A. (2022). A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. *Polymer Degradation and Stability*, 199, 109901.
- Pfeiffer, F., & Fischer, E. K. (2020). Various Digestion Protocols Within Microplastic Sample Processing—Evaluating the Resistance of Different Synthetic Polymers and the Efficiency of Biogenic Organic Matter Destruction. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.572424>
- Pilapitiya, P. N. T., & Ratnayake, A. S. (2024). The world of plastic waste: A review. *Cleaner Materials*, 11, 100220.
- Pipkin, W., Belganeh, R., Robberson, W., Allen, H., Cook, A.-M., & Watanabe, A. (2021). *Identification of Microplastics in Environmental Monitoring Using Pyrolysis–GC–MS Analysis*. 39, 179–186.
- Pires, J. P., Ramos, A. da S., Miranda, G. M., Ligabue, R. A., Lima, J. E. A. de, & Lourega, R. V. (2020). Evaluation of polypropylene degradation with commercial additives in different media of exposure. *Revista Eletrônica Em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 24, e17–e17. <https://doi.org/10.5902/2236117062690>

- Prata, J. C., Da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150–159.
- Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R., & Gerdts, G. (2016). Automated analysis of μ FTIR imaging data for microplastic samples. *MICRO 2016. Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems*, 90.
- Quinn, B., Murphy, F., & Ewins, C. (2017). Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. *Analytical Methods*, 9(9), 1491–1498.
<https://doi.org/10.1039/C6AY02542K>
- Raab, K., Wagner, R., Sales, M. T., Uy, C. J., & Salazar, B. (2025). Modeling spatiotemporal patterns of microplastic pollution in the Iupit river using multilinear regression. *Scientific Reports*, 15(1), 38109.
<https://doi.org/10.1038/s41598-025-23619-2>
- Randhawa, J. S. (2023). Advanced analytical techniques for microplastics in the environment: A review. *Bulletin of the National Research Centre*, 47(1), 174.
<https://doi.org/10.1186/s42269-023-01148-0>
- Rani, M., Ducoli, S., Depero, L. E., Prica, M., Tubić, A., Ademovic, Z., Morrison, L., & Federici, S. (2023). A Complete Guide to Extraction Methods of Microplastics from Complex Environmental Matrices. *Molecules*, 28(15), Article 15.
<https://doi.org/10.3390/molecules28155710>
- Rico, A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Vighi, M., Waichman, A. V., Nunes, G. S. de S., de Oliveira, R., Singdahl-Larsen, C., Hurley, R., Nizzetto, L., & Schell, T. (2023). Large-scale monitoring and risk assessment of microplastics in the Amazon River. *Water Research*, 232, 119707.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119707>

- Rodrigues, M. O., Gonçalves, A. M. M., Gonçalves, F. J. M., & Abrantes, N. (2020). Improving cost-efficiency for MPs density separation by zinc chloride reuse. *MethodsX*, 7, 100785. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100785>
- Rodríguez-Seijo, A., & Pereira, R. (2017). Morphological and physical characterization of microplastics. En *Comprehensive analytical chemistry* (Vol. 75, pp. 49–66). Elsevier.
- Ross, M. S., Loutan, A., Groeneveld, T., Molenaar, D., Kroetch, K., Bujaczek, T., Kolter, S., Moon, S., Huynh, A., Khayam, R., Franczak, B. C., Camm, E., Arnold, V. I., & Ruecker, N. J. (2023). Estimated discharge of microplastics via urban stormwater during individual rain events. *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1090267>
- Rubio-Armendáriz, C., Alejandro-Vega, S., Paz-Montelongo, S., Gutiérrez-Fernández, Á. J., Carrascosa-Iruzubieta, C. J., & Hardisson-de la Torre, A. (2022). Microplastics as Emerging Food Contaminants: A Challenge for Food Safety. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031174>
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., & Schmitt-Jansen, M. (2017). Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(7), 258–267. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00164>
- Salgado, P., Melin, V., Contreras, D., Moreno, Y., & Mansilla, H. D. (2013). FENTON REACTION DRIVEN BY IRON LIGANDS. *Journal of the Chilean Chemical Society*, 58(4), 2096–2101. <https://doi.org/10.4067/S0717-97072013000400043>

- Sang, T., Wallis, C. J., Hill, G., & Britovsek, G. J. (2020). Polyethylene terephthalate degradation under natural and accelerated weathering conditions. *European polymer journal*, 136, 109873.
- Schirrmeister, S., Kurzweg, L., Gjashta, X., Socher, M., Fery, A., & Harre, K. (2024). Regression analysis for the determination of microplastics in sediments using differential scanning calorimetry. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(21), 31001–31014. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33100-8>
- Sedlmeier, K., Imfeld, N., Gubler, S., Spirig, C., Caiña, K. Q., Escajadillo, Y., Rohrer, M., & Schwierz, C. (2023). The rainy season in the Southern Peruvian Andes: A climatological analysis based on the new Climandes index. *International Journal of Climatology*, 43(6), 3005–3022. <https://doi.org/10.1002/joc.8013>
- SENAMHI. (2025). *Análisis de la precipitación y perspectivas climáticas y meteorológicas a nivel Nacional* (Tecnico No. 01). SENAMHI. <https://www.gob.pe/institucion/senamhi/informes-publicaciones/6550640-analisis-de-la-precipitacion-y-perspectivas-climaticas-y-meteorologicas-a-nivel-nacional-al-04-de-marzo-de-2025>
- Shamskhany, A., Li, Z., Patel, P., & Karimpour, S. (2021). Evidence of microplastic size impact on mobility and transport in the marine environment: A review and synthesis of recent research. *Frontiers in Marine Science*, 8, 760649.
- Shim, W. J., Hong, S. H., & Eo, S. E. (2017). Identification methods in microplastic analysis: A review. *Analytical methods*, 9(9), 1384–1391.
- Shukla, S., Khan, R., Vagliasindi, F. G. A., Korshin, G. V., & Roccaro, P. (2025). Effects of microplastics on water disinfection and formation of disinfection by-products. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 46, 100632. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2025.100632>

- Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Rani, M., Lee, J., & Shim, W. J. (2015). A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin*, 93(1), 202–209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015>
- Stapleton, M. J., & Hai, F. I. (2023). Microplastics as an emerging contaminant of concern to our environment: A brief overview of the sources and implications. *Bioengineered*, 14(1), 2244754. <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2244754>
- Stolte, A., Forster, S., Gerdts, G., & Schubert, H. (2015). Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2), 216–229.
- Stratmann, C. N., Dris, R., Gasperi, J., Buschman, F. A., Markus, A. A., Guerin, S., Vethaak, A. D., & Tassin, B. (2024). Monitoring microplastics in the Seine River in the Greater Paris area. *Frontiers in Earth Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/feart.2024.1386547>
- Sun, X.-L., Xiang, H., Xiong, H.-Q., Fang, Y.-C., & Wang, Y. (2023). Bioremediation of microplastics in freshwater environments: A systematic review of biofilm culture, degradation mechanisms, and analytical methods. *The Science of the Total Environment*, 863, 160953. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160953>
- Ta, A. T., Babel, S., & Haarstrick, A. (2020). Microplastics Contamination in a High Population Density Area of the Chao Phraya River, Bangkok. *Journal of Engineering & Technological Sciences*, 52(4).
- Tamis, J. E., Koelmans, A. A., Dröge, R., Kaag, N. H. B. M., Keur, M. C., Tromp, P. C., & Jongbloed, R. H. (2021). Environmental risks of car tire microplastic

- particles and other road runoff pollutants. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s43591-021-00008-w>
- Tamminga, M., Stoewer, S.-C., & Fischer, E. K. (2019). On the representativeness of pump water samples versus manta sampling in microplastic analysis. *Environmental pollution*, 254, 112970.
- Tapia, E. L., & Sequeiros, I. (2023). *Evaluación de la descarga del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales–San Jerónimo para identificar la presencia de microplásticos*, Cusco 2023.
- Tarhan, İ., & Kestek, H. M. (2024). Investigation of new analysis methods for simultaneous and rapid identification of five different microplastics using ATR-FTIR spectroscopy and chemometrics. *Environmental Pollution*, 362, 125043. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125043>
- Tirkey, A., & Upadhyay, L. S. B. (2021). Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112604. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112604>
- U. Iyare, P., K. Ouki, S., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(10), 2664–2675. <https://doi.org/10.1039/D0EW00397B>
- Urgert, W. (2015). Microplastics in the rivers Meuse and Rhine. *Open University of the Netherlands, Heerlen*.
- Veerasingam, S., Ranjani, M., Venkatachalapathy, R., Bagaev, A., Mukhanov, V., Litvinyuk, D., Mugilarasan, M., Gurumoorthi, K., Guganathan, L., Aboobacker, V. M., & Vethamony, P. (2021). Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review. *Critical Reviews in*

Environmental Science and Technology, 51(22), 2681–2743.

<https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1807450>

Walling, S. A., Um, W., Corkhill, C. L., & Hyatt, N. C. (2021). Fenton and Fenton-like wet oxidation for degradation and destruction of organic radioactive wastes. *Npj Materials Degradation*, 5(1), 1–20. <https://doi.org/10.1038/s41529-021-00192-3>

Way, C., D. Hudson, M., D. Williams, I., John Langley, G., & Marsh, R. (2022). Assessing the effectiveness of microplastic extraction methods on fishmeal with different properties. *Analytical Methods*, 14(6), 606–619. <https://doi.org/10.1039/D1AY02154K>

Wei, Y., Dou, P., Xu, D., Zhang, Y., & Gao, B. (2022). Microplastic reorganization in urban river before and after rainfall. *Environmental Pollution*, 314, 120326.

Wesch, C., Elert, A. M., Wörner, M., Braun, U., Klein, R., & Paulus, M. (2017). Assuring quality in microplastic monitoring: About the value of clean-air devices as essentials for verified data. *Scientific Reports*, 7(1), 5424. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05838-4>

Wicaksono, E. A., Werorilangi, S., Galloway, T. S., & Tahir, A. (2021). Distribution and Seasonal Variation of Microplastics in Tallo River, Makassar, Eastern Indonesia. *Toxics*, 9(6), Article 6. <https://doi.org/10.3390/toxics9060129>

Willans, M., Szczechinski, E., Roocke, C., Williams, S., Timalsina, S., Vongsvivut, J., McIlwain, J., Naderi, G., L. Linge, K., & J. Hackett, M. (2023). Development of a rapid detection protocol for microplastics using reflectance-FTIR spectroscopic imaging and multivariate classification. *Environmental Science: Advances*, 2(4), 663–674. <https://doi.org/10.1039/D2VA00313A>

- Woo, H., Seo, K., Choi, Y., Kim, J., Tanaka, M., Lee, K., & Choi, J. (2021). Methods of Analyzing Microsized Plastics in the Environment. *Applied Sciences*, 11(22), Article 22. <https://doi.org/10.3390/app112210640>
- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Yousif, E., & Haddad, R. (2013). Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: Review. *SpringerPlus*, 2, 398. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-398>
- Yu, J. T., Diamond, M. L., & Helm, P. A. (2023). A fit-for-purpose categorization scheme for microplastic morphologies. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 19(2), 422–435. <https://doi.org/10.1002/ieam.4648>
- Zhang, S., Li, Y., Jiang, L., Chen, X., Zhao, Y., Shi, W., & Xing, Z. (2024). From organic fertilizer to the soils: What happens to the microplastics? A critical review. *The Science of the Total Environment*, 919, 170217. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170217>
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., & Leusch, F. D. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water research*, 112, 93–99.

ANEXO A

Tabla 1A.

Datos recolectados en el momento del muestreo período seco

MUESTRA	DIA	HORA DE MUESTRA		DATOS DEL RÍO MUESTRA		
		HORA DE INICIO	HORA DE FIN	PROFUNDIDAD	ANCHO	VELOCIDAD
1M0	15/09/2024	7:00 AM	7:00 AM	cm	metros	m/s
1M1	15/09/2024	7:36 AM	7:51 AM	15	0.2	1.6
1M2	15/09/2024	8:02 AM	8:17 AM	20	1.2	1.3
1M3	15/09/2024	8:43 AM	8:58 AM	20	1.8	1.4
1M4	15/09/2024	9:22 AM	9:37 AM	20	5	1.5
1M5	15/09/2024	10:33 AM	10:48 AM	20	7	1.3
1M6	15/09/2024	11:32 AM	11:47 AM	20	8.4	1.6
1M7	15/09/2024	12:00 PM	12:15 PM	20	2.8	1.5
1M8	20/09/2024	16:55 PM	17:10 PM	20	6.5	2.0
1M9	20/09/2024	16:26 PM	16:41 PM	15	7	1.6
1M10	20/09/2024	16:46 PM	17:01 PM	15	6	1.4
1M11	20/09/2024	15:07 PM	15:22 PM	50	12	2.7
1M12	20/09/2024	14:17 PM	14:32 PM	60	6	1.3
1M13	20/09/2024	12:39 PM	12:54 PM	50	4	1.3
1M14	20/09/2024	11:59 PM	12:14 AM	50	12	1.8
1M15	20/09/2024	11:10 AM	11:25 AM	50	16	1.6
1M16	20/09/2024	10:16 AM	10:31 AM	60	7	1.3
1M17	20/09/2024	9:29 AM	9:44 AM	100	10	1.0

Tabla 2A.

Datos recolectados en el momento del muestreo durante la transición al período de lluvias.

MUESTRA	DIA	HORA DE MUESTRA		DATOS DEL RÍO MUESTRA		
		HORA DE INICIO	HORA DE FIN	PROFUNDIDAD	ANCHO	VELOCIDAD
2M0	24/10/2024	6:00 AM	6:00 AM	cm	metros	m/s
2M1	24/10/2024	6:18 AM	6:33 AM	15	0.2	1.6
2M2	24/10/2024	7:49 AM	8:04 AM	20	1.2	1.3
2M3	24/10/2024	8:45 AM	9:00 AM	20	1.8	1.4
2M4	28/10/2024	12:42 PM	12:57 PM	20	5	1.5
2M5	24/10/2024	12:17 PM	12:32 PM	20	7	1.3
2M6	28/10/2024	11:35 AM	11:50 AM	20	8.4	1.6
2M7	28/10/2024	11:08 AM	11:23 AM	20	2.8	1.5
2M8	28/10/2024	10:34 AM	10:49 AM	20	6.5	2.0
2M9	28/10/2024	9:35 AM	9:50 AM	15	7	1.6
2M10	28/10/2024	9:05 AM	9:20 AM	15	6	1.4
2M11	28/10/2024	8:30 AM	8:45 AM	50	12	2.7
2M12	28/10/2024	8:03 AM	8:18 AM	60	6	1.3
2M13	25/10/2024	20:07 PM	20:22 PM	50	4	1.3
2M14	25/10/2024	19:23 PM	19:38 PM	50	12	1.8
2M15	25/10/2024	16:23 PM	16:38 PM	50	16	1.6
2M16	25/10/2024	16:56 PM	17:11 PM	60	7	1.3
2M17	25/10/2024	17:23 PM	17:38 PM	100	10	1.0

Figura 1A. M1**Figura 2A. M2****Figura 3A. M3****Figura 4A. M4****Figura 5A. M5****Figura 6A. M6****Figura 7A. M7****Figura 8A. M8****Figura 9A. M9**

Figura 10A. M10**Figura 11A. M11****Figura 12A. M12****Figura 13A. M13****Figura 14A. M14****Figura 15A. M15****Figura 16A. M16****Figura 17A. M17**

ANEXO B**Tabla 1B.** *Peso completo de muestras y microplásticos y cálculo de porcentaje de microplásticos.*

	Peso(g)					
	Placa de Petri	Placa de Petri + muestra seca	Peso muestra	Placa de Petri + microplásticos	Peso microplásticos	%peso microplásticos
1M0	47.5642	47.5918	0.0076			
2M0	47.719	47.7207	0.0017			
1M1	47.157	50.4107	3.2537	47.2208	0.0638	1.96%
1M2	47.788	54.179	6.3904	47.8189	0.0303	0.47%
1M3	47.2923	48.1393	0.8469	47.377	0.0846	9.99%
1M4	47.767	50.8624	3.095	48.9854	1.218	39.35%
1M5	47.7843	51.2922	3.5079	50.418	2.6337	75.08%
1M6	47.825	49.9108	2.0858	48.392	0.567	27.18%
1M7	46.826	49.5363	2.7103	47.3748	0.5488	20.25%
1M8	47.1685	49.5494	2.3809	47.4922	0.3237	13.60%
1M9	47.8789	48.8791	1.0002	47.958	0.0791	7.91%
1M10	47.6054	52.9323	5.3269	47.7901	0.1847	3.47%
1M11	47.6501	49.6776	2.0275	47.781	0.1309	6.46%
1M12	47.5638	71.4016	23.8378	47.7438	0.18	0.76%
1M13	47.668	48.3113	0.6433	48.053	0.385	59.85%
1M14	47.0139	52.6956	5.6817	47.0798	0.0659	1.16%
1M15	47.2994	49.1412	1.8418	47.3094	0.01	0.54%
1M16	47.3418	55.916	8.5742	47.622	0.2802	3.27%
1M17	47.2223	55.2055	7.9832	47.3035	0.0812	1.02%
2M1	47.4468	47.6161	0.1693	47.449	0.0022	1.30%
2M2	47.6192	49.8317	2.2125	47.624	0.0048	0.22%
2M3	47.7537	47.976	0.2223	47.759	0.0053	2.38%
2M4	47.6522	50.0874	2.4352	47.774	0.1218	5.00%
2M5	47.7221	48.2946	0.5725	47.7369	0.0148	2.59%
2M6	47.7508	49.2386	1.4878	47.7646	0.0138	0.93%
2M7	47.3763	49.5906	2.2143	47.3833	0.007	0.32%
2M8	47.3794	52.317	4.9376	47.3955	0.0161	0.33%
2M9	47.2958	51.1861	3.8903	47.3202	0.0244	0.63%
2M10	47.6727	50.895	3.2223	47.7242	0.0515	1.60%
2M11	47.1914	50.4733	3.2819	47.254	0.0626	1.91%
2M12	47.5583	50.1016	2.5433	47.5806	0.0223	0.88%
2M13	47.04	51.055	4.015	47.0706	0.0306	0.76%
2M14	46.7525	48.8887	2.1362	46.814	0.0615	2.88%
2M15	47.7188	58.9161	11.1973	47.7406	0.0218	0.19%
2M16	46.835	50.2425	3.4075	46.9087	0.0737	2.16%
2M17	47.9786	53.8929	5.9143	48.0285	0.0499	0.84%

ANEXO C**Figura 1C.**

Equipo Red Manta posicionado en el Río Huatanay. (fuente propia)

**Figura 2C.**

Digestión oxidativa de la materia orgánica en un matraz Erlenmeyer utilizando el reactivo de Fenton. (fuente propia)



Figura 3C.

Equipos de (a) separación por densidad y (b) Filtración. (fuente propia)



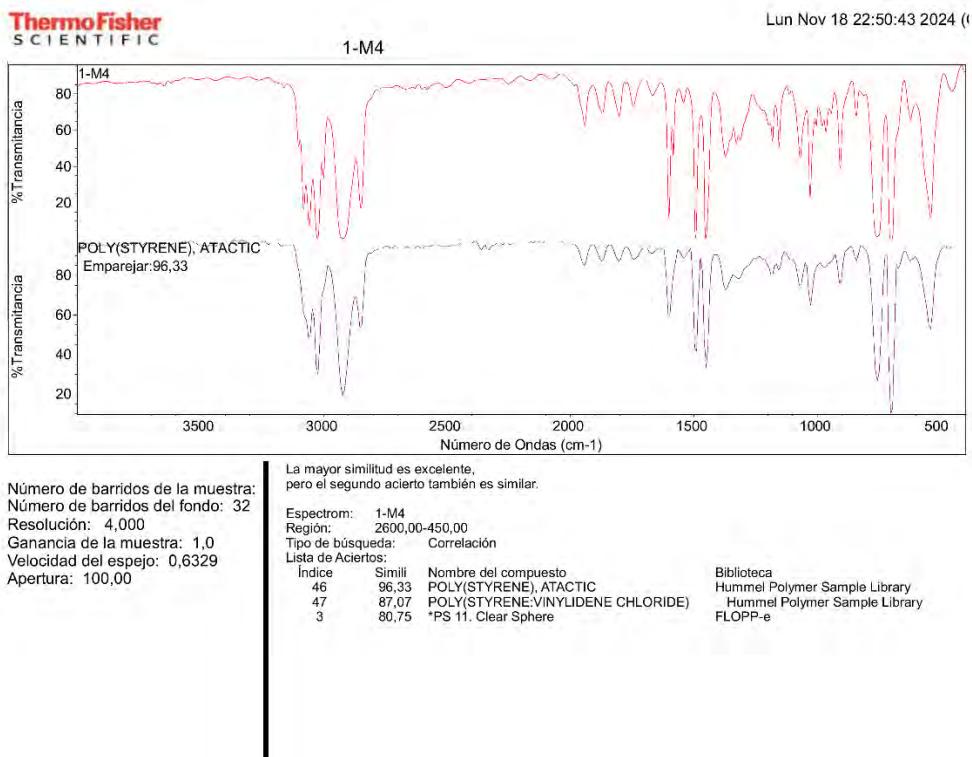
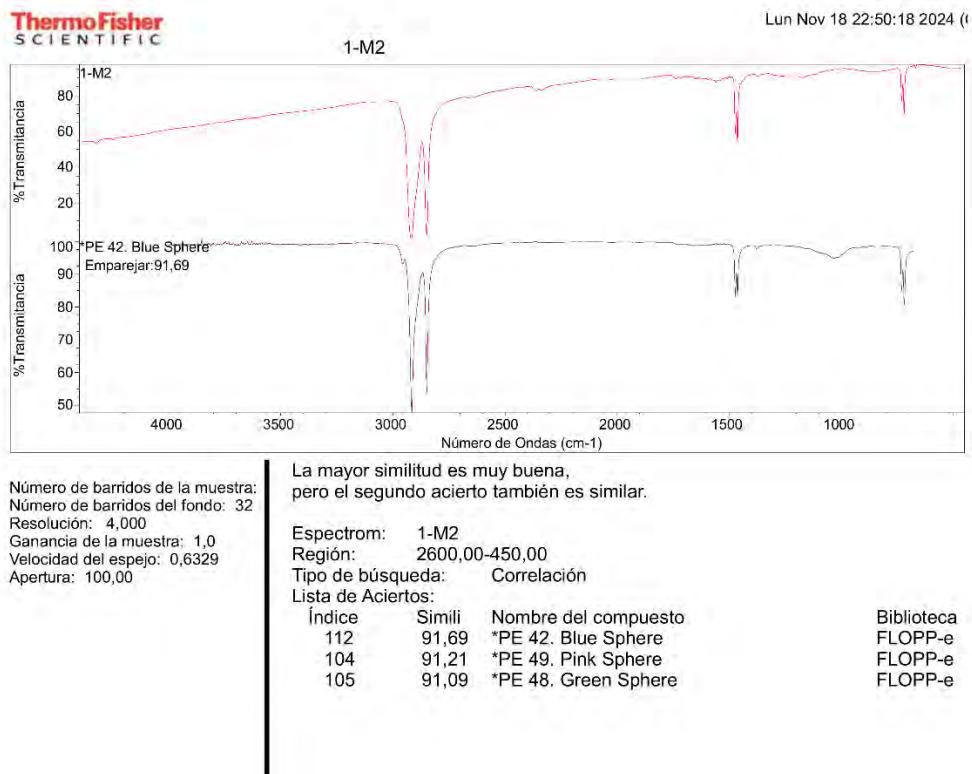
(a)



(b)

ANEXO D

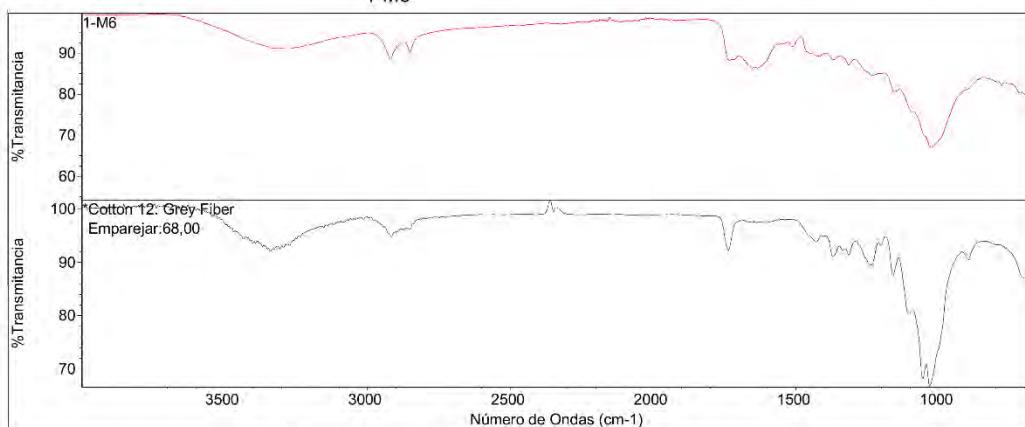
Resultados del Análisis FTIR



ThermoFisher
SCIENTIFIC

1-M6

Lun Nov 18 22:49:19 2024 (C)



Número de barridos de la muestra: 32
 Número de barridos del fondo: 32
 Resolución: 4,000
 Ganancia de la muestra: 1,0
 Velocidad del espejo: 0,6329
 Apertura: 100,00

No se encontraron aciertos razonables

Espectrom: 1-M6
 Región: 2600,00-450,00
 Tipo de búsqueda: Correlación
 Lista de Aciertos:

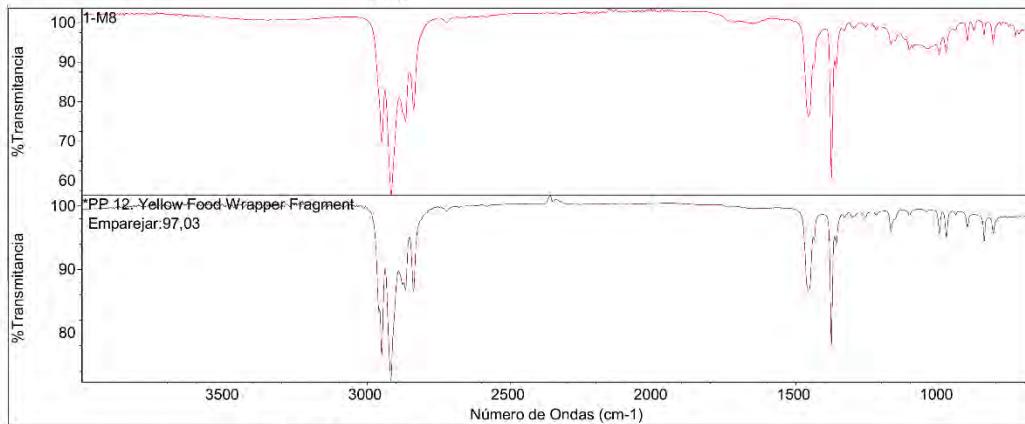
Índice	Simili	Nombre del compuesto
162	68,00	*Cotton 12. Grey Fiber

Biblioteca
FLOPP

ThermoFisher
SCIENTIFIC

1-M8

Lun Nov 18 22:51:04 2024 (C)



Número de barridos de la muestra: 32
 Número de barridos del fondo: 32
 Resolución: 4,000
 Ganancia de la muestra: 1,0
 Velocidad del espejo: 0,6329
 Apertura: 100,00

La mayor similitud es excelente,
 pero el segundo acierto también es similar.

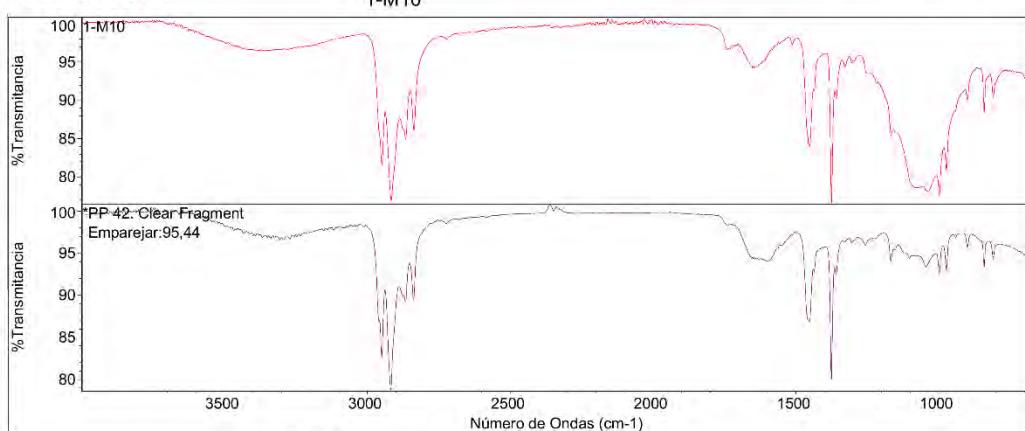
Espectrom: 1-M8
 Región: 2600,00-450,00
 Tipo de búsqueda: Correlación
 Lista de Aciertos:

Índice	Simili	Nombre del compuesto
66	97,03	*PP 12. Yellow Food Wrapper Fragment
45	97,02	*PP 34. Brown Film
15	96,63	*PP 56. Yellow Film

Biblioteca
FLOPP
FLOPP-e
FLOPP-e

ThermoFisher
SCIENTIFIC

Lun Nov 18 22:52:55 2024 (C)



Número de barridos de la muestra: 32
 Número de barridos del fondo: 32
 Resolución: 4,000
 Ganancia de la muestra: 1,0
 Velocidad del espejo: 0,6329
 Apertura: 100,00

La mayor similitud es excelente,
 pero el segundo acierto también es similar.

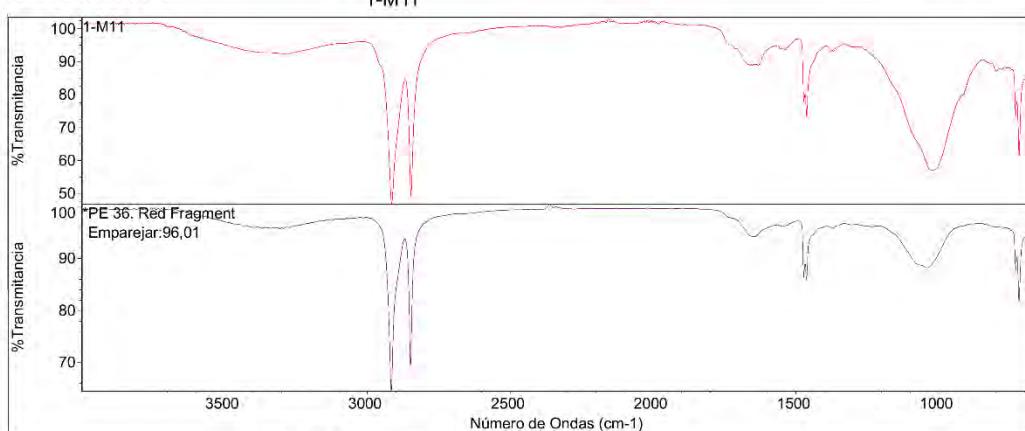
Espectrom: 1-M10
 Región: 2600,00-450,00
 Tipo de búsqueda: Correlación
 Lista de Aciertos:

Índice	Simili	Nombre del compuesto
39	95,44	*PP 42. Clear Fragment
35	95,32	*PP 47. Clear Fragment
49	94,99	*PP 32. Blue Film

Biblioteca
 FLOPP-e
 FLOPP-e
 FLOPP-e

ThermoFisher
SCIENTIFIC

Lun Nov 18 22:53:28 2024 (C)



Número de barridos de la muestra: 32
 Número de barridos del fondo: 32
 Resolución: 4,000
 Ganancia de la muestra: 1,0
 Velocidad del espejo: 0,6329
 Apertura: 100,00

La mayor similitud es excelente,
 pero el segundo acierto también es similar.

Espectrom: 1-M11
 Región: 2600,00-450,00
 Tipo de búsqueda: Correlación
 Lista de Aciertos:

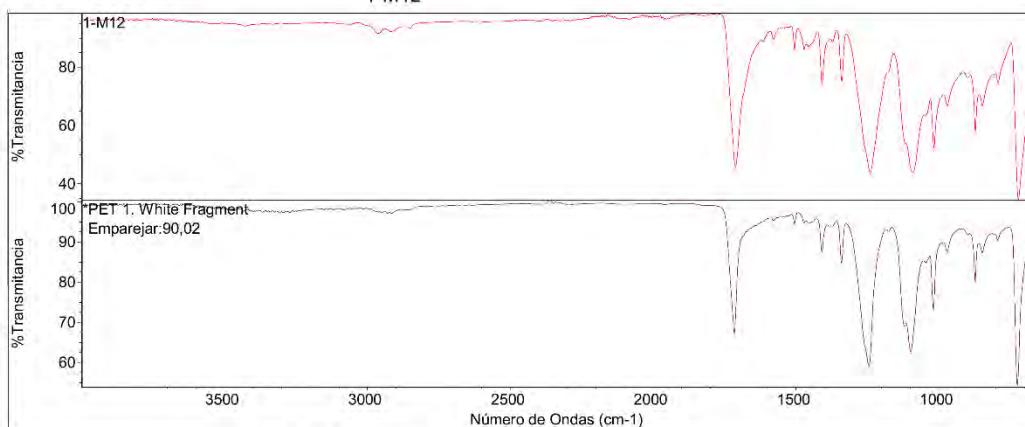
Índice	Simili	Nombre del compuesto
117	96,01	*PE 36. Red Fragment
111	95,27	*PE 40. Clear Fragment
121	94,59	*PE 34. Black Fragment

Biblioteca
 FLOPP-e
 FLOPP-e
 FLOPP-e

ThermoFisher
SCIENTIFIC

1-M12

Lun Nov 18 22:54:19 2024 (C)



Número de barridos de la muestra: 32
 Número de barridos del fondo: 32
 Resolución: 4,000
 Ganancia de la muestra: 1,0
 Velocidad del espejo: 0,6329
 Apertura: 100,00

La mayor similitud es muy buena,
 pero el segundo acierto también es similar.

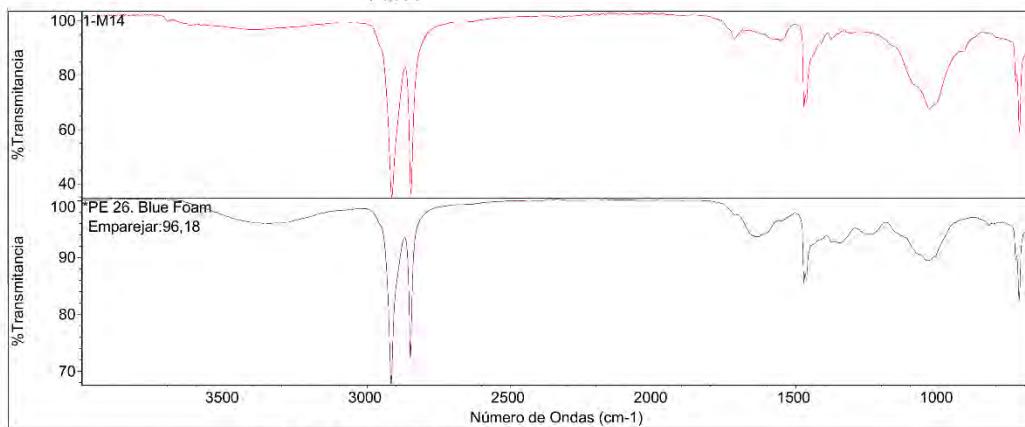
Espectrom: 1-M12
 Región: 2600,00-450,00
 Tipo de búsqueda: Correlación
 Lista de Aciertos:

Índice	Simili	Nombre del compuesto	Biblioteca
103	90,02	*PET 1. White Fragment	FLOPP-e
93	87,01	*PET 11. Blue Fiber Bundle	FLOPP-e
80	86,45	*Polyester 19. White Label Fiber	FLOPP

ThermoFisher
SCIENTIFIC

1-M14

Lun Nov 18 22:55:07 2024 (C)



Número de barridos de la muestra: 32
 Número de barridos del fondo: 32
 Resolución: 4,000
 Ganancia de la muestra: 1,0
 Velocidad del espejo: 0,6329
 Apertura: 100,00

La mayor similitud es excelente,
 pero el segundo acierto también es similar.

Espectrom: 1-M14
 Región: 2600,00-450,00
 Tipo de búsqueda: Correlación
 Lista de Aciertos:

Índice	Simili	Nombre del compuesto	Biblioteca
126	96,18	*PE 26. Blue Foam	FLOPP-e
118	96,12	*PE 35. Black Fragment	FLOPP-e
132	95,15	*PE 12. Black Pen Lid Fragment	FLOPP

