

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Artículos

Microplásticos en agua y sedimentos superficiales de la subcuenca Huangáscar del río Cañete, Perú

Microplastics in surface water and surface sediments of the Huangáscar sub-basin in Cañete River, Peru

Jhairo Jacay¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8622-263X>

José Iannacone², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3699-4732>

Franklin Canchari³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2598-8583>

¹Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, jronyjacay@gmail.com

²Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú. Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, joseiannacone@gmail.com

³Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, fcanchari103@gmail.com

Autor para correspondencia: José Iannacone, joseiannacone@gmail.com

Resumen

La cuenca del río Cañete, ubicada en la región Lima en Perú, es un área de intensa actividad agrícola, principal fuente socioeconómica del valle y de alta demanda hídrica. En la subcuenca Huangáscar, esta actividad genera residuos, incluidos los plásticos, que terminan en quebradas y cuerpos de agua. Los microplásticos (MPs) son transportados por el flujo

de agua del río y se acumulan en los sedimentos a lo largo de su cauce. Este estudio tuvo como objetivo determinar la abundancia y características físicas predominantes de los MPs (tamaño, color y forma) en el agua y sedimentos superficiales del río Huangáscar. Se tomaron muestras en nueve sitios (SH-1 a SH-9) y se analizaron en el laboratorio. La abundancia de MPs en agua superficial presentó medianas entre 55 y 170 ítems/m³, mientras que en sedimentos superficiales variaron entre 133.33 y 800 ítems/kg de sedimento seco. No se hallaron diferencias significativas en agua; sin embargo, en sedimentos se observó una diferencia significativa entre SH-01 y SH-03. El análisis de correlación no mostró una relación entre concentraciones de MPs en agua y en sedimentos. Las características predominantes fueron las siguientes: tamaños < 1 mm (60.64 % en agua; 5.44 % en sedimentos); color azul (54.19 % en agua; 56.38 % en sedimentos); y forma de fibra (61.72 % en agua; 66.43 % en sedimentos). Se concluye que la presencia de MPs fue baja, con predominio de partículas pequeñas, azules y fibrosas tanto en agua superficial como en sedimentos.

Palabras clave: plásticos, microplásticos, análisis químico, contaminación del agua, sedimentación, agua superficial, desecho agrícola, río, cuenca fluvial, Perú.

Abstract

The Cañete River basin, located in the Lima region of Peru, is an area of intense agricultural activity, the primary socioeconomic source of the valley, and subject to high water demand. In the Huangáscar sub-basin, this activity generates waste, including plastics, which are discharged into creeks and water bodies. Microplastics (MPs) are transported by river flow

and accumulate in sediments along the channel. This study aimed to determine the abundance and predominant characteristics of MPs in terms of size, color, and shape in surface water and sediments of the Huangáscar River. Samples were collected from nine sites (SH-1 to SH-9) and analyzed in the laboratory. MP abundance in surface water ranged from median values of 55 to 170 items/m³, while in surface sediments it ranged from 133.33 to 800 items/kg of dry sediment. No significant differences were found in MP abundance in surface water. However, a significant difference was observed in sediments between sites SH-01 and SH-03. Correlation analysis did not show a relationship between MP concentrations in water and sediment. The predominant characteristics of MPs were sizes < 1 mm (60.64 % in water; 5.44 % in sediments); blue color (54.19 % in water; 56.38 % in sediments), and fiber shape (61.72 % in water; 66.43 % in sediments). It is concluded that MP presence in the sampling sites was low, with particles predominantly small, blue, and fibrous, both in surface water and sediments.

Keywords: plastics, microplastics, chemical analysis, water pollution, sedimentation, surface water, agricultural wastes, rivers, river basins, Peru.

Recibido: 01/08/2025

Aceptado: 22/10/2025

Publicado *ahead of print*: 21/01/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

Desde la década de 1950, la producción de plástico ha experimentado un crecimiento acelerado, pasando de 1.5 a 335 millones de toneladas en 60 años (Amelia *et al.*, 2021). Se estima que para el año 2050 habrá más de 12 mil millones de toneladas de residuos plásticos en el ambiente (Kaza *et al.*, 2018). A pesar de los beneficios del plástico —como durabilidad y su amplio uso comercial (Christoph *et al.*, 2016)— queda depositado en el ambiente debido a su mala gestión, pues puede ser transportado por flujos de aire y agua, y en donde se fragmenta debido sobre todo a factores naturales, como la degradación fotoquímica, mecánica y biológica (Durand, 2012; Khan *et al.*, 2022).

Los microplásticos (MPs), inicialmente, se definieron como desechos plásticos microscópicos de hasta 20 mm (Thompson *et al.*, 2004). En la actualidad se conocen como MPs todas aquellas partículas plásticas de un tamaño entre 1 y 5 000 μm , lo que las convierte en una preocupación internacional debido a sus impactos adversos en el medio ambiente (Foley *et al.*, 2018), como el incremento en la mortalidad de especies acuáticas y la alteración de su hábitat (Welden & Lusher, 2020). Según su origen, los MPs se clasifican en primarios y secundarios (Castro-García *et al.*, 2021). Los MPs primarios son producidos directamente en tamaño microscópico para su uso directo, por ejemplo, aplicaciones industriales o de ingeniería, productos de cuidado personal, abrasivos cosméticos, agentes de limpieza, etcétera (Amelia *et al.*, 2021; Auta *et al.*, 2017). Por otro lado, los MPs secundarios se generan por la degradación de plásticos de mayor tamaño en el ambiente (Barnes *et al.*, 2009; Ding *et al.*, 2020). La descomposición de los plásticos depende de factores como la luz solar, temperatura y propiedades del polímero (Cole *et al.*, 2011). Los MPs

pueden ser transportados a grandes distancias alrededor del mundo. Su presencia se ha observado en diferentes compartimentos ambientales, como el fondo marino, la cima del monte Everest, y zonas polares como el Ártico y la Antártida (Lino, 2022); agua embotellada (Welle & Franz, 2018), e incluso sangre y órganos humanos vitales (Jung *et al.*, 2022).

Se han detectado MPs en ecosistemas tan diversos y, por su pequeño tamaño, los organismos marinos los pueden ingerir con facilidad (Lusher *et al.*, 2015a; Lusher *et al.*, 2015b; Ferreira *et al.*, 2016).

En ecosistemas de agua dulce, los MPs muestran una distribución vertical en la columna de agua, descendiendo hasta las zonas bentónicas (Bellasi *et al.*, 2020). En los sedimentos, la distribución de los MPs es desigual por la acción de los vientos y las corrientes (Orata *et al.*, 2019). Las principales fuentes de contaminación por MPs en ríos y lagos proceden de otros cuerpos de agua, de la materia prima industrial y de los residuos de diversos productos (McCormick *et al.*, 2016). Estos MPs son fácilmente retenidos e integrados en la matriz sedimentaria, incluso en los sedimentos más gruesos, en comparación con los macroplásticos, que son plásticos mayores de cinco milímetros (mm) (Vermeiren *et al.*, 2021). La acumulación de los residuos plásticos en los sedimentos destruye hábitats de organismos bentónicos, fundamentales para la cadena alimenticia (Bellasi *et al.*, 2020). Por lo tanto, los sedimentos están más contaminados que las aguas superficiales (Thompson, 2015).

Diversos estudios han investigado la presencia de MPs en sedimentos y cuerpos de agua a nivel mundial. Así, en China, se detectaron en el río Xiangiang (Zhao *et al.*, 2024); en Corea del Sur, en el arroyo Jungnang (Pham *et al.*, 2024); y en Nigeria, en el río Osun (Idowu *et al.*, 2024). En Irán se encontraron MPs en los ríos Zayandehrud y Aras (Rami *et al.*, 2023); en el Reino Unido se identificaron en

afuentes del río Támesis (Horton *et al.*, 2017), y en Australia, en el río Brisbane (He *et al.*, 2020). En México se detectaron en el río Atoyac (Shruti *et al.*, 2019). En Perú, estudios han identificado MPs en sedimentos del río Jequetepeque (Manrique, 2019), en los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla (Lino, 2022). Recientemente, Gamboa *et al.* (2025) realizaron una revisión de MPs en ríos de Sudamérica, encontrando 49 artículos en 2023, que reveló información limitada sobre MPs con datos únicamente de Argentina, Brasil, Colombia, Ecuador, Paraguay y Perú.

En este contexto, la cuenca del río Cañete, ubicada en la región de Lima, Perú, presenta una intensa actividad agrícola que constituye la principal fuente socioeconómica del valle y, en consecuencia, la mayor demanda de agua (Inrena, 2001). Dentro de esta cuenca, la subcuenca del río Huangáscar se caracteriza por actividades agropecuarias comunales orientadas al autoconsumo y a la comercialización de excedentes (ANA, 2019). Aunque no existen estudios específicos sobre la presencia de MPs en este río, investigaciones en cuerpos de agua cercanos, como las quebradas Ishoj y Uyru Rume, próximas a Madean (Canchari & Iannacone, 2024), y en canales de riego (Canchari & Iannacone, 2023) han evidenciado la presencia de MPs.

Estos antecedentes sugieren una alta probabilidad de encontrar MPs en el río principal de la subcuenca Huangáscar, lo que justifica su investigación para determinar la abundancia y características predominantes (tamaño, color y forma) de los MPs en el agua superficial y los sedimentos. Los resultados de este estudio pueden contribuir a una mejor gestión de los residuos sólidos y a la reducción del consumo de plásticos en la región.

Materiales y métodos

Área de estudio

La subcuenca Huangáscar está en la zona sur de la provincia de Yauyos, en el departamento de Lima, Perú (Figura 1). Forma parte de la cuenca del río Cañete y abarca áreas de los distritos de Huangáscar, Madean, Azángaro, Chocos y Viñac. Se encuentra aproximadamente entre las coordenadas geográficas 13° 03' 33.0" S; 75° 56' 51.7" W y 12° 50' 34.3" S; 75° 36' 44.5" W (ANA, 2019). Su temporada de lluvias más intensas ocurre entre enero y marzo, según datos pluviométricos del SENAMHI (ACIJ, 2012). El cauce principal es el río Huangáscar, que tiene una longitud de 45.83 km y un caudal promedio anual de $2.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, afluente del río Cañete, por lo que es la fuente de suministro más importante de agua (ANA, 2019).

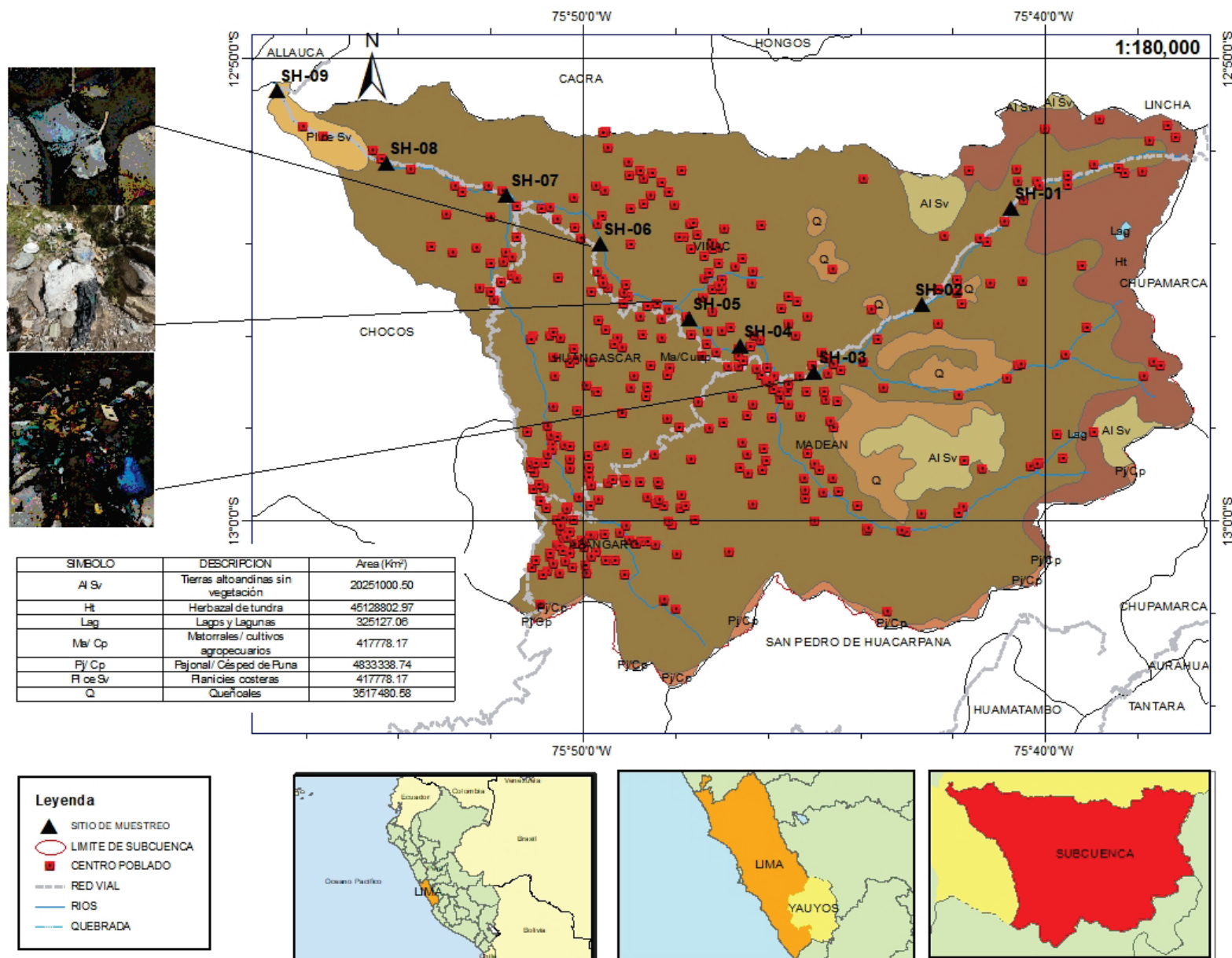


Figura 1. Sitios de muestreo de agua y sedimento superficial en la subcuenca Huangáscar del río Cañete, Perú.

Sitios

La recolección del agua superficial y del sedimento se llevó a cabo en el mismo periodo en un solo muestreo en octubre de 2023, época seca de precipitación baja, a una temperatura entre 22 y 31 °C. Es importante investigar los MPs durante la época seca, en periodos de baja precipitación, pues las partículas de MPs se concentran más en el agua y en el sedimento. Estos periodos de precipitación baja, capaces de limitar la movilidad del agua, pueden provocar la acumulación de MPs en el sedimento y en el agua, lo que aumenta los riesgos de contaminación (Kunz *et al.*, 2023).

La recolección se realizó en nueve estaciones ubicadas a lo largo del río Huangáscar (cauce principal) de la subcuenca Huangáscar (Tabla 1). Dichas estaciones de muestreo se seleccionaron considerando el número de habitantes, densidad poblacional (Kataoka *et al.*, 2018) y accesibilidad (Shruti *et al.*, 2019).

Tabla 1. Sitios de muestreo en el río de la subcuenca Huangáscar de la cuenca del río Cañete, Perú.

Estación	Localización	Coordenadas Geográficas	Descripción
SH-01	Madean	12° 53' 14.6" S 75° 40' 43.7" W	A 60 m de la carretera LM-29
SH-02	Madean	12° 55' 18.7" S 75° 42' 39.0" W	A 35 m de la carretera LM-29. Clima soleado, sin ninguna observación
SH-03	Viñac	12° 56' 46.4" S 75° 44' 58.7" W	Presencia de sitio de disposición cerca a la orilla en C.P. La Florida
SH-04	Viñac	12° 56' 13.2" S 75° 46' 35.5" W	Presencia de residuos
SH-05	Huangáscar	12° 55' 38.1" S 75° 47' 40.9" W	A 5 m del puente. Se observó la presencia de residuos sólidos debajo de la estructura
SH-06	Huangáscar	12° 53' 59.9" S 75° 49' 37.5" W	A 300 m del pueblo de Huangáscar. Residuos plásticos y restos de costal en puntos de sedimentos
SH-07	Huangáscar	12° 53' 04.7" S 75° 51' 29.3" W	A 14 m del C.P. Palca Cruz. Agua verdosa. Residuos plásticos visibles (botellas, bolsas, costales)
SH-08	Chocos	12° 52' 15.9" S 75° 54' 15.0" W	Punto medio entre una bodega y el C.P. Quichica
SH-09	Chocos	12° 50' 41.8" S 75° 56' 36.7" W	A 90 m del C.P. Llangastambo, cerca de la trocha a Llangaspalma. Desembocadura del río Huangáscar al río Cañete

Nota

CP = centro poblado

LM-29 tramo Emp

PE-24 (Llangastambo - Umachuranga - Dv. Chocos - Huangáscar - Madean - Totorá - Hinacancha - Punco - L.D. Huancavelica)

Madean (570 hab.; 3.7 hab./km²)

Viñac (1 791 hab.; 9.83 hab./km²)

Huangáscar (637 hab.; 12.62 hab./km²)

Chocos (1 376 hab.; 3.5 hab./km²)

Agua superficial

En este estudio adoptamos procedimientos específicos para obtener muestras representativas de agua en nueve sitios de muestreo a lo largo del río Huangáscar (Figura 1). En cada estación, a una profundidad entre 0 y 12 cm, y a unos 5 m de la orilla del río, se tomaron tres muestras de agua superficial (triplicado), obteniendo 0.2 m³ de agua por muestra con un balde de acero inoxidable de 50 l (Suresh *et al.*, 2020). Cada muestra se filtró con un tamiz de acero de 63 µm y se enjuagó con agua destilada para recuperar los sólidos retenidos, que se almacenaron en un frasco de vidrio de 1 l con tapa metálica (Osorio *et al.*, 2021).

Sedimento

Para el muestreo de sedimento, se implementó el método descrito por Wang *et al.* (2017). Dicho método consiste en recolectar sedimento en la zona ribereña del río con la ayuda de un cuadrante metálico de 0.2 x 0.2 x 0.02 m y con un cucharón metálico de punta redonda de 38 oz (1 kg aprox.), a una distancia promedio de 1 m de la orilla. En cada punto de muestreo se obtuvieron tres submuestras y luego se mezclaron de manera uniforme para formar una muestra compuesta (Kieu-Le *et al.*, 2023). Cerca de 1 kg de sedimento se colectó y guardó en una bolsa de papel de aluminio y en bolsas Ziploc.

Finalmente, tanto las muestras de agua como de sedimento superficial se trasladaron en una nevera portátil sin preservante químico a una temperatura de 4 °C hacia el Laboratorio de Investigación en Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA) de la Facultad de Ciencias

Naturales y Matemática de la Universidad Nacional Federico Villarreal para su posterior análisis.

Preparación de muestras

Las muestras de agua recolectadas en los frascos de vidrio se dejaron sedimentar en el laboratorio durante una semana, aunque es posible que las partículas de MPs de agua se sedimenten y aglomeren con material orgánico y/o sedimentario de una muestra de agua (Lara-Díaz, Mostajo, & Ochoa, 2024). Posteriormente, el sobrenadante se filtró utilizando una bomba al vacío conectada a un Kitasato con un embudo rígido, donde se colocó un papel filtro de celulosa Whatman N°42 (porosidad de 2.5 μm). La materia orgánica depositada en el fondo de la botella se transfirió a un vaso de precipitado y se trató para su oxidación con peróxido de hidrógeno al 30 %, previamente filtrado con un tamiz de 25 μm por 24 h a 37 °C con agitación, y cubierta con papel de aluminio. Luego se añadió agua destilada previamente filtrada con un tamiz de 25 μm ; para garantizar la calidad y seguridad del producto final se realizó una nueva filtración. Los filtros se manipularon con pinzas de precisión y se colocaron en placas Petri de vidrio, que inmediatamente se introdujeron en la cámara de secado a 60 °C por 48 h, siendo 50-75 °C la temperatura utilizada y recomendada en la mayoría de los casos (Lee *et al.*, 2023).

Para las muestras de sedimento que se encontraban húmedas, se realizó un secado a 50 °C durante al menos 48 h. Después se pesaron 30 g de sedimento seco de cada sitio en triplicado (Wang *et al.*, 2017) y se colocaron en vasos precipitados de 250 ml, añadiendo 30 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 % para la digestión de materia orgánica por 24 h a 37 °C, con agitación y cubierta con papel de aluminio. La mezcla

se dejó reposar hasta completar el proceso. La extracción de MPs se realizó mediante el método de separación por densidad (Thompson *et al.*, 2004), utilizando 32 ml de cloruro de zinc (ZnCl_2) (1.50 g/cm^3), el cual permite separar polímeros con una densidad que oscila entre 1.50 y 1.70 g/cm^3 (Cai *et al.*, 2025). Tras 12 h de reposo, el sobrenadante se filtró cuidadosamente con un sistema de filtración al vacío. Por último, los filtros se recuperaron con pinzas metálicas, se colocaron en placas Petri y se introdujeron en una cámara de secado a 60°C durante menos de 48 h, dejándolos listos para su análisis.

Detección e identificación de MPs

Los filtros se analizaron y fotografiaron con un microscopio óptico (Nikol, modelo ECLIPSE Ei), con aumentos de 4x, 10x y 20x; se registraron características físicas como forma, color, tamaño y abundancia. Las formas se clasificaron en fibra, fragmento, film, pellet y espuma (Crawford & Quinn, 2016); los colores se separaron en siete categorías: transparente, amarillo, blanco, verde, rojo, azul, negro (Su *et al.*, 2016), rosado y anaranjado. El tamaño de los MPs se clasificó en seis rangos <0.5 , $0.5-1$, $1-2$, $2-3$, $3-4$ y $4-5 \text{ mm}$ (Jiang *et al.*, 2019). El tamaño de los MPs para las partículas redondas o semi-redondas tipo fragmento y film se midieron con base en la longitud máxima utilizando el programa *ToupView*. La abundancia de las posibles partículas de microplásticos (PPMPs) en agua superficial se expresó mediante el número de PPMPs por metro cúbico (ítems/m^3) y para PPMPs en sedimento en número de PPMPs por kilogramo ($\text{ítems}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Lin *et al.*, 2018).

Control de contaminación

Se adaptaron diversas medidas de control para evitar la posible contaminación cruzada durante el estudio. En el campo, un papel filtro nuevo Whatman N° 42 (125 mm) humedecido con agua destilada filtrada se colocó en una placa Petri de vidrio, dejándolo expuesto al ambiente para monitorear la posible contaminación de PPMPs provenientes del aire. Luego, el filtro se examinó bajo el microscopio óptico a 40X, sin evidenciar la presencia de PPMPs (Napper *et al.*, 2021).

Se identificaron y cuantificaron las fuentes potenciales de contaminación de las muestras durante el proceso de muestreo y análisis. En el laboratorio, los investigadores utilizaron guantes de nitrilo, ropa de algodón y bata de laboratorio durante el desarrollo del estudio para evitar una posible contaminación cruzada (Akdogan *et al.*, 2023). Todo el material empleado, fabricado de vidrio o de acero inoxidable, se enjuagó de forma minuciosa con agua destilada filtrada a 25 μm antes de su uso. Se descontaminó todo el material de vidrio en el horno a 200 °C por 12 h, para prevenir cualquier contaminación por partículas de PPMPs. Asimismo, las bocas de los vasos y matraces se cubrieron con papel de aluminio para evitar la contaminación externa (Manrique, 2019). Después de realizar la filtración al vacío de las muestras de agua y sedimentos, las paredes internas del sistema de filtración se enjuagaron varias veces con agua destilada filtrada a 25 μm , con el fin de recuperar posibles PPMPs adheridos a las superficies del equipo. Se emplearon blancos durante el proceso de digestión; después se usaron placas de Petri de vidrio abiertas para evaluar la posible contaminación cruzada en la estufa; y, al final, al momento de realizar la inspección visual de los PPMPs para valorar la contaminación ambiental. Se limpió con meticulosidad el área de trabajo

con alcohol etílico al 70 %, para que estuviera libre de polvo o partículas. Se realizó el procesamiento de la muestra bajo campana de flujo laminar. Se encontraron en todos los casos de 1 a 2 PPMPs por contaminación, que fueron restados de las cuantificaciones finales realizadas (MSFD TSML, 2013; Thompson *et al.*, 2004).

Análisis estadístico

Para evaluar si las concentraciones de PPMPs en agua y sedimento superficial seguían una distribución normal, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene. Los resultados indicaron que los datos no cumplían con el supuesto de normalidad ($p > 0.05$) y de homogeneidad de varianzas ($p > 0.05$), por lo que se recurrió al uso de pruebas no paramétricas. Para comparar las concentraciones de PPMPs entre los distintos sitios de muestreo, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis, conforme a lo propuesto por Lin *et al.* (2018). Asimismo, para analizar la relación entre la abundancia de MPs en agua y en sedimentos superficiales, se aplicó el coeficiente de correlación rho de Spearman (r_s). Se hizo el procesamiento estadístico descriptivo e inferencial mediante *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS) versión 25.0 IBM.

Resultados y discusión

Abundancia de PPMPs en agua superficial

Se detectaron PPMPs en todas las muestras de agua recolectadas en la subcuenca del río Huangáscar. La abundancia de PPMPs varió entre los valores estadísticos de las medianas de 55 y 170 ítems/m³, con una mediana general de 105 ítems/m³. El análisis estadístico no mostró diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($H = 14.38$, $p = 0.07$), lo que sugiere una distribución relativamente homogénea a lo largo del río (Figura 2a). Esta homogeneidad podría deberse a la dinámica hidrobiológica del cauce, donde los PPMPs son transportados y dispersados por turbulencias y corrientes que contribuyen a diluir las fuentes puntuales de contaminación (Scopetani *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2021a).

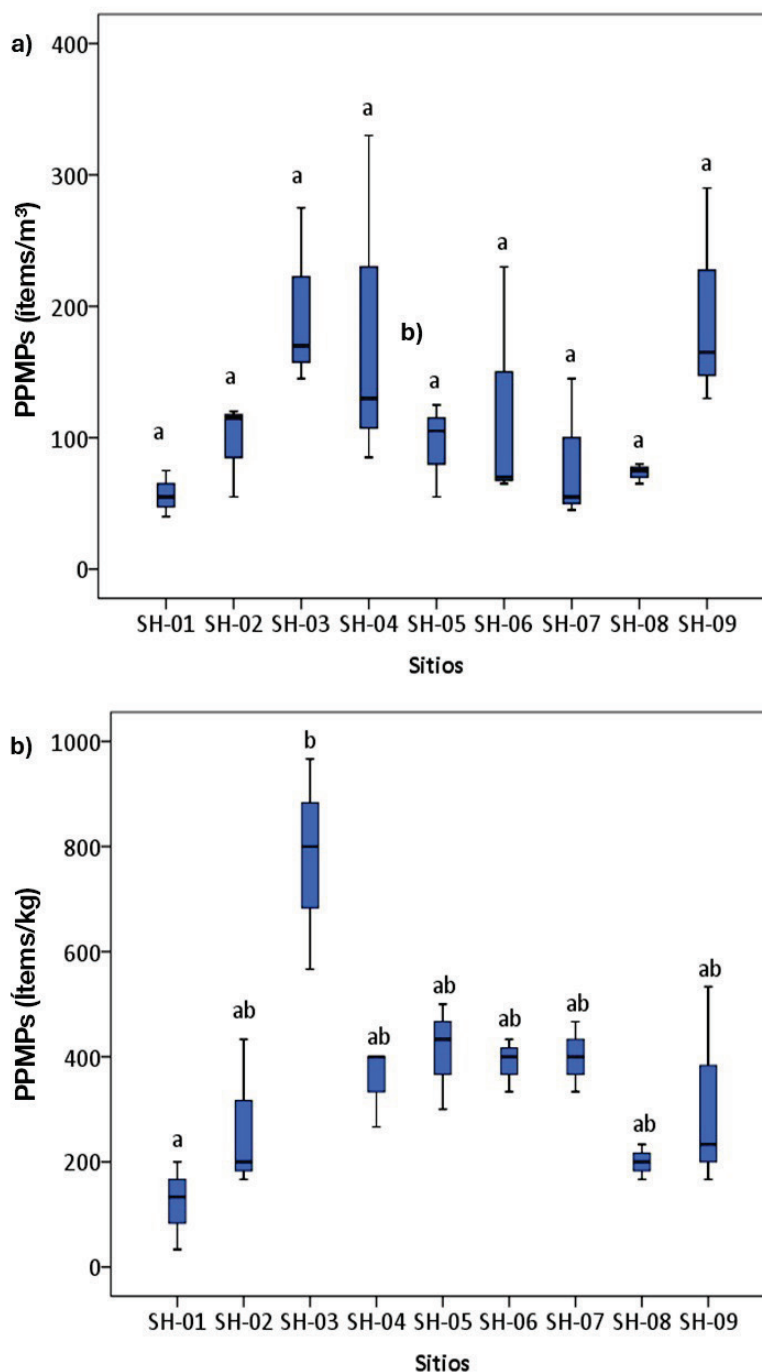


Figura 2. Abundancia de PPMs en el agua (a) y en los sedimentos (b) de la subcuenca Huangáscar del río Cañete, Perú. Letras minúsculas iguales indican que los valores de las abundancias fueron iguales a un valor de $p < 0.05$.

En comparación con otros estudios (Tabla 2), la abundancia de PPMPs en agua superficial en este estudio fue mayor que la encontrada por Park et al. (2020) en el río Han en Corea del Sur, así como la observada por Rami et al. (2023) en aguas superficiales en el río Zayandeh-rud y el río Aras en Irán (Vayghan *et al.*, 2022). No obstante, es similar al río Koshi en China-Nepal (Yang *et al.*, 2021a).

Tabla 2. Investigaciones sobre la abundancia de MPs en aguas y sedimentos superficiales en comparación con el presente estudio.

Río o quebrada	Ubicación	Abundancia de MPs		Referencia
		Agua superficial (ítems/m ³)	Sedimento superficial (ítems/kg)	
Río Huangáscar	Perú	55-170	133.33-800	Presente estudio**
Río Han	Corea	0-42.9	_____	Park <i>et al.</i> (2020)
Río Beijiang	China	_____	178-544	Wang <i>et al.</i> (2017)
Ríos del Tíbet Plateau	China	483-967	50-195	Jiang <i>et al.</i> (2019)
Río Xiangjiang (PI)	China	720-18 600	26-301*	Zhao <i>et al.</i> (2024)
Río Xiangjiang (PS)	China	2 880-17 700	27-652*	
Río Koshi	China-Nepal	50-325	15-120	Yang <i>et al.</i> (2021a)
Río Zayandeh-rud	Irán	0-51	0-67.3	Rami <i>et al.</i> (2023)
Río Aras	Irán	1-43	32-528	Vayghan <i>et al.</i> (2022)
Río Buriganga	Bangladesh	4 330-43 670	17.33-133.67	Islam <i>et al.</i> (2022)
Río Osun	Nigeria	3 791 000-22 079 000	392-1 590*	Idowu <i>et al.</i> (2024)
Río Molino	Colombia	79 000-3 728 000	5 270-39 120	Cháves-Velasco <i>et al.</i> (2023)
Arroyo Jungnang	Corea del Sur	1 100-36 400	820-8 060	Pham <i>et al.</i> (2024)
Quebrada Ishoj	Perú	_____	0-2 216.67	Canchari e Iannacone (2024)
Quebrada Uyru Rume	Perú	_____	0-6 383.33	
Río Lacramarca (CB)	Perú	93 556	725	Melgarejo-Velásquez y Reyes-Avalos (2024)

Nota:

PI = periodo de inundación

PS = periodo seco

* = concentración de MPs de sedimento de lecho

CB = cuenca baja

** = en PPMPs

Por otro lado, la abundancia de PPMPs en agua superficial en este estudio fue considerablemente menor en comparación con los valores registrados en el río Lacramarca en Perú (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024), el río Molino en Colombia (Cháves-Velasco *et al.*, 2023) y el río Osun, entre otros estudios (Tabla 2). En general, estos estudios evidencian concentraciones de PPMPs significativamente superiores a las registradas en el río Huangáscar.

Abundancia de PPMPs en sedimento superficial

Las PPMPs también estuvieron presentes en todas las muestras de sedimento superficial. La concentración de PPMPs en sedimentos presentó una mediana general de 333.33 ítems/kg de sedimento seco, con variaciones entre los sitios de muestreo que oscilaron entre una mediana de 133.33 ítems/kg y una mediana de 800 ítems/kg (Figura 2b).

Se observa, según la Tabla 2, que la abundancia de MPs en sedimento superficial en este estudio fue mayor que la reportada en el río Koshi en China y Nepal (Yang *et al.*, 2021a), y en el río Zayandeh-rud en Irán (Rami *et al.*, 2023). No obstante, la abundancia de PPMPs en el sedimento superficial fue menor que la encontrada en el río Molino en Colombia (Cháves-Velasco *et al.*, 2023), en el río Jungnang en Corea (Pham *et al.*, 2024) y en las quebradas Ishoj y Uyru Rume en Perú (Canchari & Iannacone, 2024).

El análisis estadístico reveló diferencias significativas en la abundancia de PPMPs en sedimentos superficiales entre algunos sitios de muestreo ($H = 17.38$; $p = 0.026$). El sitio de muestreo SH-03 presentó la mayor concentración de PPMPs en sedimentos (mediana = 800 ítems/kg de sedimento seco), mientras que el sitio SH-01 registró la menor

concentración (mediana = 133.33 ítems/kg de sedimento seco). Esta diferencia podría atribuirse a la ubicación de SH-03 en las proximidades de los sitios de disposición de residuos sólidos del centro poblado La Florida, donde se observa una alta acumulación de plásticos en el sedimento superficial. Con el tiempo, estos residuos pueden degradarse y generar PPMPs adicionales (Figura 1). Por el contrario, SH-01 se encuentra en la cabecera de la subcuenca Huangáscar, una zona con menor intervención humana, lo que explicaría la menor concentración de PPMPs en sus sedimentos (Figura 1). Otros trabajos han mostrado que la concentración de MPs se ha correlacionado de forma positiva con la densidad de población humana de una ciudad y el volumen de aguas residuales descargadas en el río (Chen *et al.*, 2020; Rajan *et al.*, 2023).

Relación entre abundancia de PPMPs en agua y sedimento superficial

De la prueba de correlación rho de Spearman se obtuvo un valor de $r_s = 0.53$ con un valor $p = 0.14$, lo que indica ausencia de correlación entre abundancia de PPMPs en agua y en sedimentos superficiales. En el agua, las PPMPs son movilizadas principalmente por mecanismos hidrodinámicos, como flujo laminar, turbulencias y corrientes (Fazey & Ryan, 2016; Scopetani *et al.*, 2021). En cambio, su acumulación en sedimentos depende de la sedimentación, textura del sustrato, condiciones fisicoquímicas e interacción con organismos bentónicos, que pueden favorecer tanto su retención como su redistribución (Liu *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2021). A ello se suman los antrópicos, como la urbanización, la densidad de población y los vertidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), que generan distribuciones

heterogéneas de MPs al concentrar las fuentes en ciertas zonas. Otras actividades humanas, como la acuicultura y el turismo, también contribuyen a la formación de focos de contaminación localizados. Los patrones de uso del suelo, como los terrenos agrícolas o industriales cerca de cuerpos de agua, y actividades como el uso de plásticos en la agricultura, influyen aún más en los patrones espaciales; toda esta distribución espacial heterogénea influye en la abundancia tanto en el agua como en el sedimento (Soltani *et al.*, 2022; Talbot & Chang, 2025).

Características morfológicas de PPMPs (tamaño, color y forma)

Tamaño

Los resultados muestran que el porcentaje de PPMPs en agua según rango de tamaño fue de < 0.5 mm (31.31 %), de 0.5 a 1 mm (29.33 %), de 1 a 2 mm (28.72 %), de 2 a 3 mm (6.08 %), de 3 a 4 mm (3.19 %) y de 4 a 5 mm (1.37 %). Siendo predominantes aquellos MPs de tamaños menores a 1 mm con 60.64 % (Figura 3a). De manera similar fueron predominantes tamaños de MPs < 1 mm en otros estudios, como en los ríos del Tíbet (China), con más de 70 % (Jiang *et al.*, 2019); en el río Han en Corea, con más de 90 % (Park *et al.*, 2020); en agua del río Zayandehrud, con 72.3 % (Rami *et al.*, 2023); en agua del río Koshi (China-Nepal), con aproximadamente 60 % (Yang *et al.*, 2021a). Sin embargo, este estudio fue diferente a lo encontrado en el agua del río Buriganga; con rango de tamaño de 1 a 5 mm, fue el 83 % del total de MPs (Islam *et al.*, 2022).

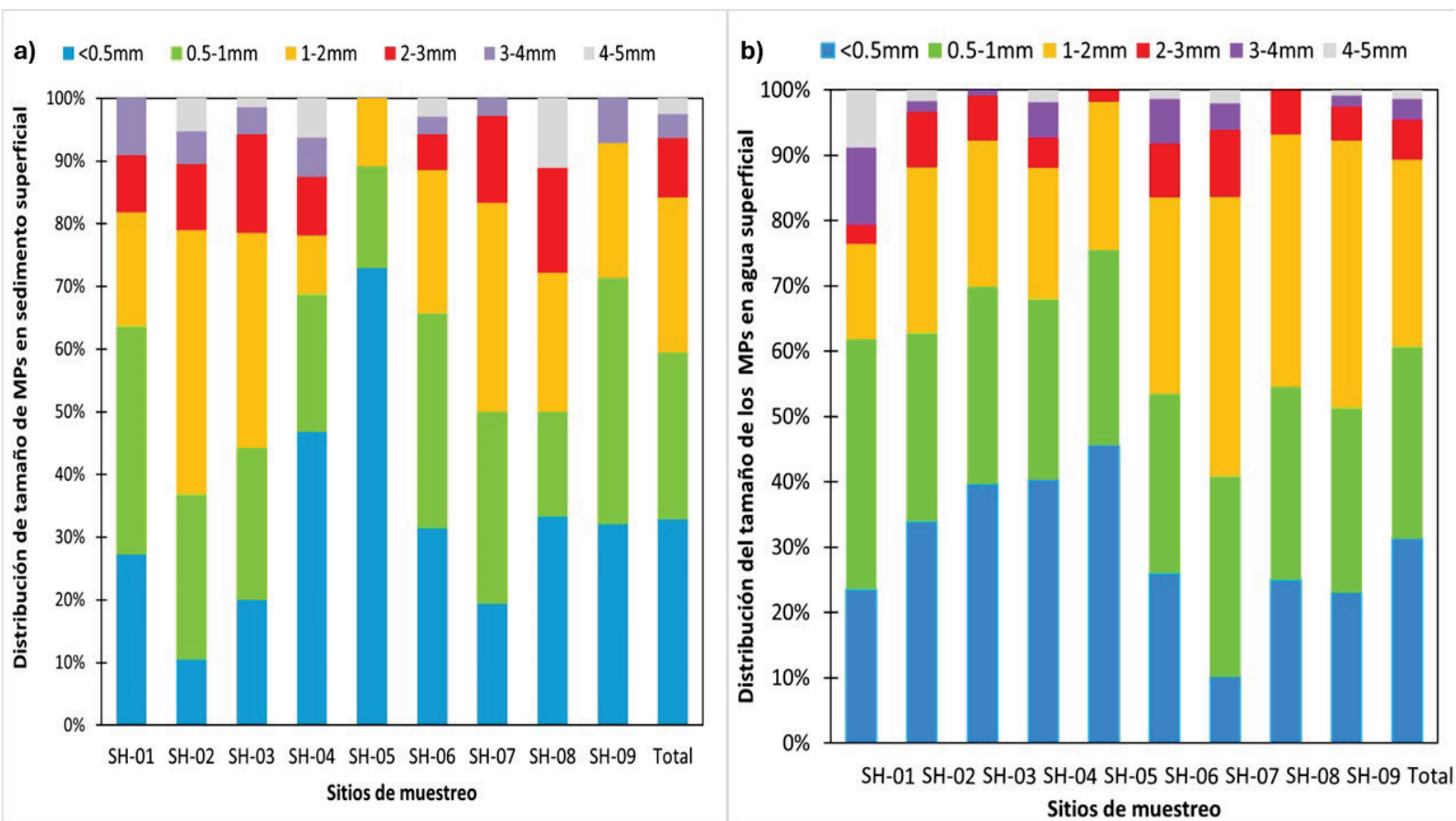


Figura 3. Porcentaje de tamaños de PPMPs en los sitios de muestreo en el río de la subcuenca Huangáscar de la cuenca del río Cañete, Perú: agua (a) y sedimento (b).

Además, los resultados muestran que el porcentaje de PPMPs en sedimento según rango de tamaño fue de < 0.5 mm (32.87 %), de 0.5 a 1 mm (26.57 %), de 1 a 2 mm (24.83 %), de 2 a 3 mm (9.44 %), de 3 a 4 mm (3.85 %) y de 4 a 5 mm (2.45 %). El sitio de muestreo SH-05 en el distrito de Huangáscar en agua presentó un mayor porcentaje de PPMPs < 0.5 mm en comparación con los otros sitios evaluados, lo cual pudiera deberse a la descomposición de plásticos más grandes que fueron consumidos por los pobladores y observados en el sitio de muestreo, la

contaminación directa de aguas residuales del distrito de Huangáscar, y la dispersión por la escorrentía urbana y el viento (Talbot & Chang, 2025). Fueron predominantes aquellos MPs de tamaños menores a 1 mm con 59.44 % (Figura 3b). De manera similar, predominaron tamaños de MPs < 1 mm en otros estudios, como en el sedimento superficial del río Koshi (China-Nepal) con un 60 % (Yang *et al.*, 2021a); en los ríos del Tíbet fue superior al 70 % (Jiang *et al.*, 2019); en las quebradas Ishoj y Uyru Rume, con 58.67 % en ambas (Canchari & Iannacone, 2024). Sin embargo, este estudio fue diferente a lo encontrado en el sedimento superficial del río Buriganga, donde el rango de tamaño de 1 a 5 mm fue el 89 % del total de MPs (Islam *et al.*, 2022).

Los tamaños de PPMPs en agua y sedimentos del río detectados en este estudio (Figura 3a y Figura 3b) son relevantes, ya que pueden ser ingeridos por peces como *Salmo trutta* y tener implicaciones en los consumidores, incluido el ser humano, a través de la cadena alimentaria (O'Connor *et al.*, 2020). Por lo general, los MPs más pequeños (< 1 mm) presentan mayor biodisponibilidad en el ambiente acuático (Lin *et al.*, 2021) y pueden ser fácilmente ingeridos por zooplancton (Botterell *et al.*, 2019), camarones (Zhou *et al.*, 2023), peces (Zhang *et al.*, 2021), e incluso incorporarse en células y tejidos de mamíferos (Zhang *et al.*, 2024).

Color

En el agua superficial del río Huangáscar se identificaron ocho colores diferentes de PPMPs: azul (54.19 %), rojo (10.96 %), verde (0.76 %), negro (31.96 %), transparente (0.61 %), blanco (1.22 %), rosado (0.15 %) y anaranjado (0.15 %). El color azul fue predominante en todos los

sitios de muestreo (Figura 4a). Este hallazgo es similar a lo observado en el río Koshi, donde los MPs de color azul representan entre el 20 y el 100 % (Yang *et al.*, 2021a). No obstante, en otros ríos se ha encontrado una predominancia de diferentes colores, como el rojo (31 %) en el río Buriganga (Islam *et al.*, 2022); negro y blanco en el río Aras (Vayghan *et al.*, 2022); transparente (28.7 %) en el río Xiangjiang (Zhao *et al.*, 2024); y transparente en los ríos del Tíbet (Jiang *et al.*, 2019).

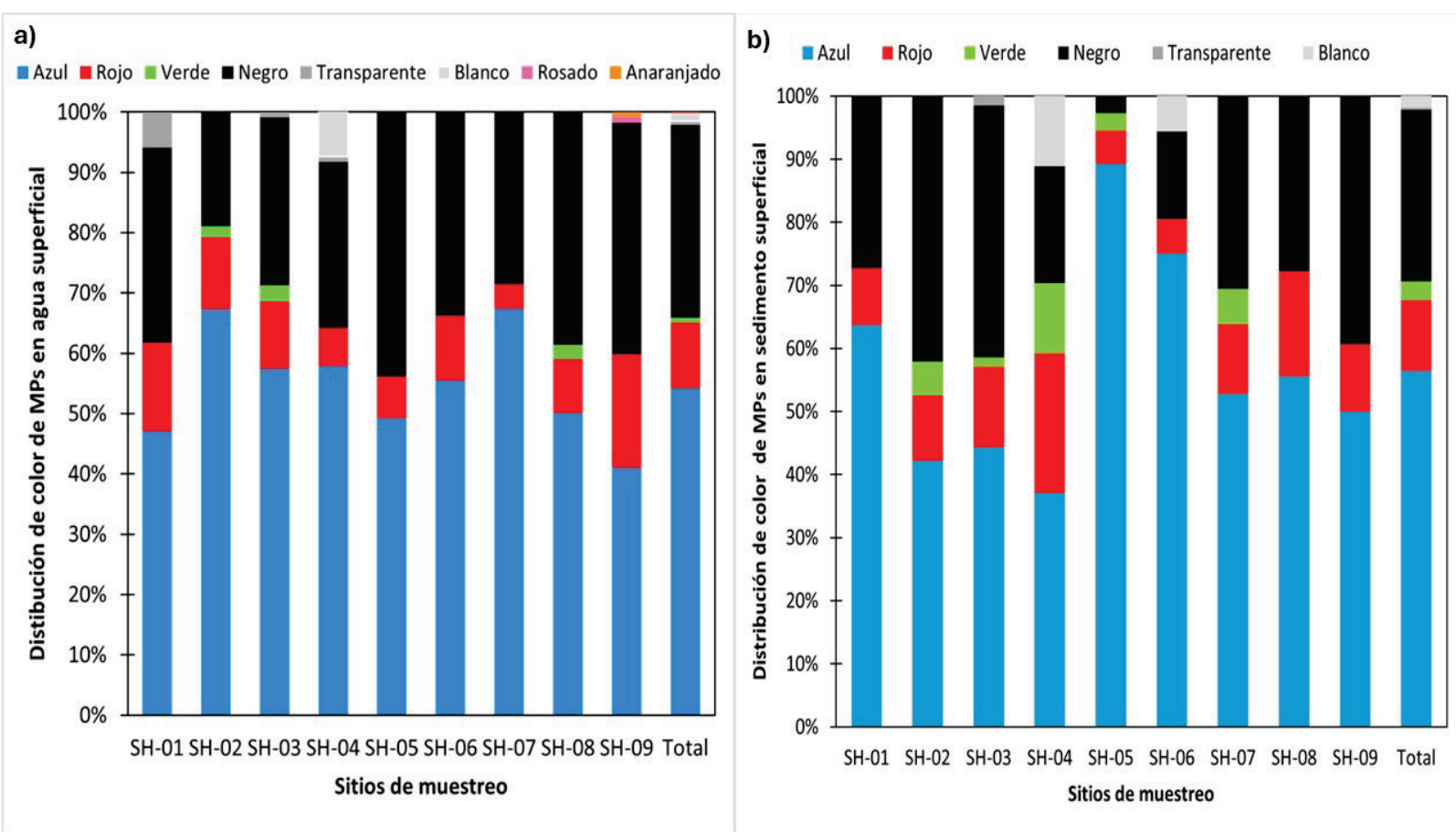


Figura 4. Porcentaje de color de PPMPs en los sitios de muestreo en el río de la subcuenca Huangáscar de la cuenca del río Cañete, Perú: agua (a) y sedimento (b).

Asimismo, en el sedimento superficial del río Huangáscar se identificaron seis colores distintos: azul (56.38 %), rojo (11.35 %), verde (2.84 %), negro (27.30 %), transparente (0.35 %) y blanco (1.77 %), con una clara predominancia del color azul en todos los sitios de muestreo (Figura 4b). La predominancia del color azul en nuestro estudio es similar a la observada en el río Koshi, donde los MPs en sedimento superficial presentan una alta proporción de azul (25-60 %) y negro (5-100 %) (Yang *et al.*, 2021a). Sin embargo, en otras investigaciones se han registrado diferentes colores predominantes en el sedimento superficial, como el transparente (no tiene pigmentos visibles) en los ríos del Tíbet (Jiang *et al.*, 2019); negro y blanco en el río Aras (Vayghan *et al.*, 2022); transparente en el río Buriganga (Islam *et al.*, 2022); y transparente (37.46 %) en las quebradas Ishoj y Uyru Rume (Canchari & Iannacone, 2024).

Los colores de los MPs podrían reflejar su origen y posibles fuentes de contaminación. Por ejemplo, los MPs de color azul, rojo, verde y amarillo normalmente provienen de textiles sintéticos, fibras de ropa, productos de limpieza, embalajes y materiales de construcción (Singh *et al.*, 2024). Los MPs de color negro, por lo general, provienen de pellets industriales, residuos urbanos e industriales y desgaste de neumáticos (Ahmed *et al.*, 2025).

Los MPs transparentes y blancos, además de estar asociados con envases plásticos, bolsas y productos de consumo cotidiano, también pueden ser el resultado de procesos de degradación y exposición ambiental, como el intemperismo y la radiación solar, que con el tiempo tienden a volverlos más transparentes o blanquecinos (Wang *et al.*, 2024).

En relación con la ingestión de MPs según su color, un estudio menciona que la presencia de colores específicos en la biota (p. ej., MPs negros y rojos en organismos acuáticos) sugiere una posible preferencia biológica o una mayor disponibilidad de ciertos colores en el ambiente. Además, algunos organismos acuáticos pueden confundirlos con su alimento natural, por su tamaño, forma y color (Hossain *et al.*, 2022).

Forma

Las formas de PPMPs encontradas en el agua fueron fibras (61.72 %), fragmentos (15.77 %), films (22.36 %) y espumas (0.15 %), con predominio de fibras en todos los sitios de muestreo (Figura 5a). De manera similar, en otros estudios se ha reportado un predominio de fibras en agua superficial, como en los ríos del Tíbet con 69-92.7 % (Jiang *et al.*, 2019); en el río Koshi con 98 % (Yang *et al.*, 2021a); y en el río Aras con 52.6 % (Vayghan *et al.*, 2022).

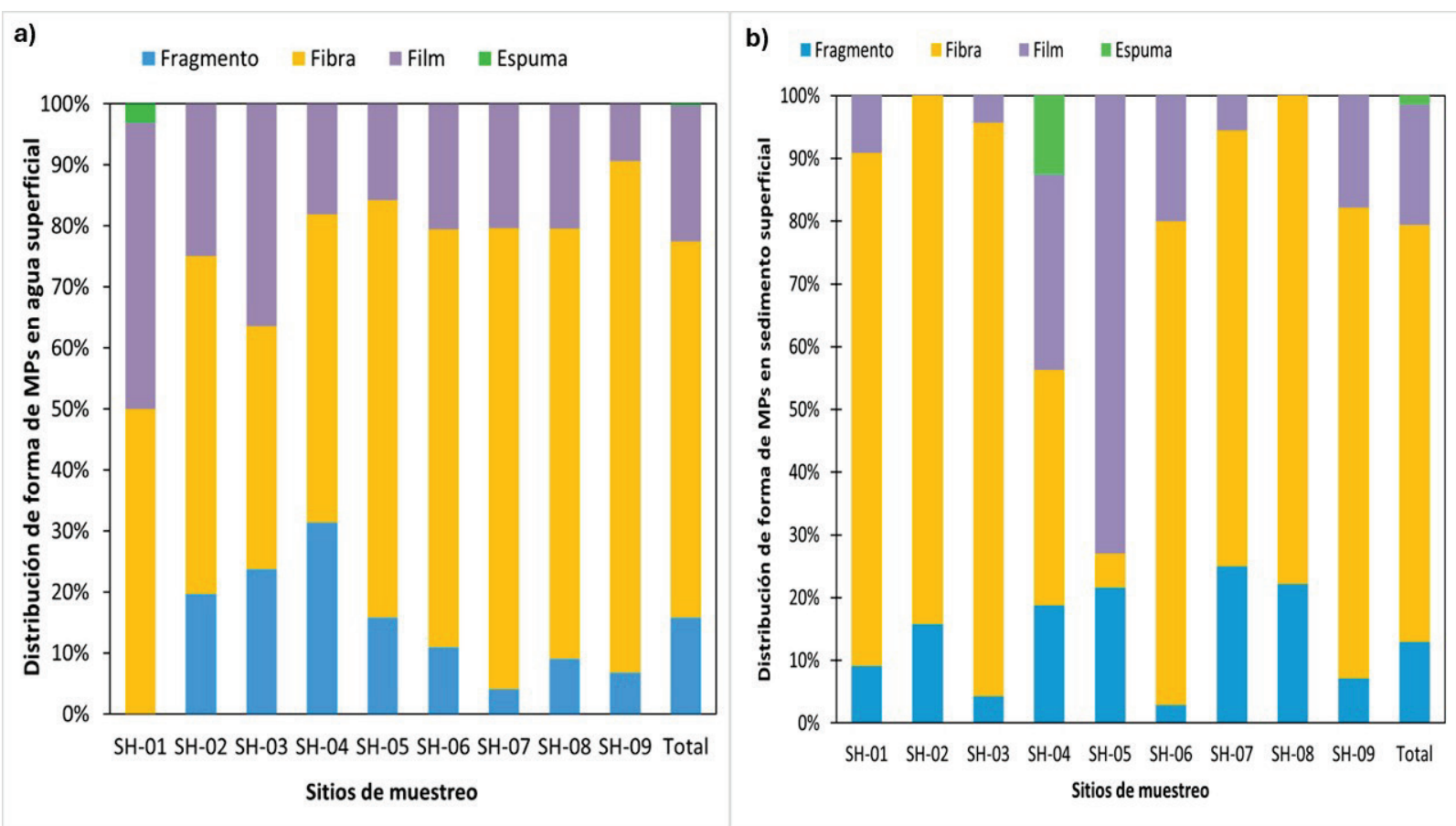


Figura 5. Porcentaje de formas de PPMPs en los sitios de muestreo en el río de la subcuenca Huangáscar de la cuenca del río Cañete, Perú: agua (a) y sedimento (b).

Por otro lado, en algunos ecosistemas acuáticos han predominado los fragmentos, como en el río Lacramarca, con 87.5 % (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024); en el río Zayandeh-rud, con 51.3 % (Rami *et al.*, 2023); en el río Buriganga, con 72.7 % (Islam *et al.*, 2022); y en el río Molino, con 54-70 %, según el sitio de muestreo (Chávez-Velasco *et al.*, 2023). En los sedimentos, los PPMPs identificados fueron fibras (66.43 %), fragmentos (12.94 %), films (19.23 %) y espumas (1.40 %), con una clara predominancia de fibras en todos los sitios de

muestreo (Figura 5b). Asimismo, en otros estudios sobre sedimentos superficiales de ríos, se registró una mayor proporción de fibras, como en los ríos del Tíbet con 53.8-80.6 % (Jiang *et al.*, 2019); en el río Aras con 54.4 % (Vayghan *et al.*, 2022); y en el río Koshi con 95 % (Yang *et al.*, 2021a).

Sin embargo, en algunos estudios los fragmentos fueron predominantes en sedimentos, como en el río Zayandeh-rud, con 43.9 % (Rami *et al.*, 2023); en el río Buriganga, con 85.5 % (Islam *et al.*, 2022); en el río Lacramarca, con 87.5 % (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024); en el río Molino, con 58-74 % (Cháves-Velasco *et al.*, 2023); y en las quebradas Ishoj y Uyru Rume, con 54.18 % (Canchari & Iannacone, 2024).

El predominio de fibras en agua y sedimentos en este estudio (Figura 5ab) sugiere que su origen principal es la producción, lavado y degradación de productos textiles (Yang *et al.*, 2021b). La presencia de estos MPs en los ecosistemas acuáticos puede representar un riesgo ecológico y para la salud humana, ya que se ha reportado su ingestión en el tracto gastrointestinal y en el contenido estomacal de la trucha *S. trutta* (O'Connor *et al.*, 2020). En los sedimentos en SH-04 en Viñac y SH-05 en Huangáscar, se observó una mayor presencia porcentual de PPMPs tipo films en comparación con los otros sitios de muestreo. Ambos sitios de muestreo evidenciaron presencia de residuos plásticos, sobre todo bolsas plásticas, de donde se pueden derivar los films recolectados en los sedimentos. Ambos distritos, Viñac con 9.83 hab./km² y Huangáscar con 12.62 hab./km², presentaron las mayores densidades poblacionales entre los cuatro distritos donde se localizaron los nueve sitios de muestreo.

Las demás formas de PPMPs encontradas en agua y sedimentos tienen distintos orígenes: los fragmentos provienen de la degradación de

plásticos de mayor tamaño (Jiang *et al.*, 2019), los films de bolsas plásticas y materiales de embalaje (Zhang *et al.*, 2015), y las espumas de flotadores u otros productos de poliestireno expandido (Kuroda *et al.*, 2024). De igual forma, se ha identificado la presencia de fragmentos y films en el tracto digestivo de *S. trutta* en los ríos (O'Connor *et al.*, 2020), lo que resalta su impacto potencial en la cadena alimentaria.

En la Figura 6 (A-L) se muestran imágenes de diferentes formas de PPMPs del presente estudio encontradas en agua y sedimento del río Huangáscar, con evidencias de que presentan fisuras (Figura 6D). De manera similar, Canchari e Iannacone (2024) muestran MPs que tienen pruebas de fisuras, las cuales darán origen a nuevos MPs más pequeños.

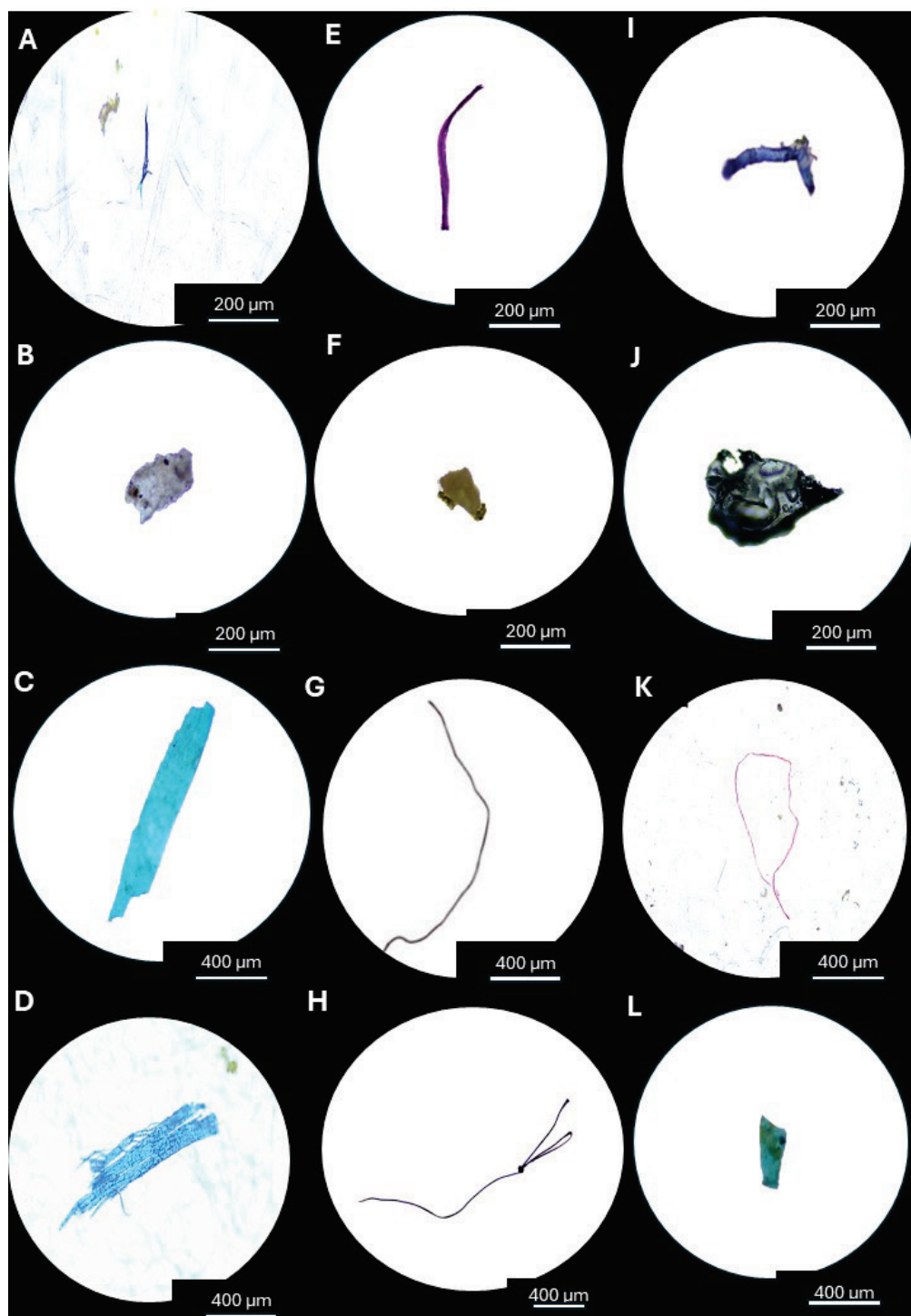


Figura 6. Imágenes microscópicas de los PPMPs del río de la subcuenca del río Huangáscar: film (A, B y I), fragmento (C, D, J y L), fibra (E, G, H y K) y espuma (F).

De forma similar a los estudios que se muestran en la Tabla 2, es importante saber la abundancia y características de PPMPs (tamaño, color y forma) en agua y sedimentos del río Huangáscar, pues este estudio es el primer paso para que las autoridades se informen sobre la presencia de MPs en el río y a partir de la evidencia científica tomen acciones para que mejore la gestión de residuos sólidos en todos los distritos que abarca la subcuenca Huangáscar.

A fin de evitar errores en las inspecciones visuales de los PPMPs, lo cual es una limitante en el presente estudio, es altamente recomendable la validación de los PPMPs con análisis espectroscópicos, pues las técnicas como la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y la espectroscopía Raman son muy precisas y confiables para identificar y cuantificar polímeros plásticos. Dichas herramientas permiten caracterizar la composición química de las partículas y son cada vez más esenciales para el estudio de la contaminación por MPs en agua y sedimentos (Vasudeva *et al.*, 2025).

Con base en los resultados obtenidos de PPMPs en agua y sedimento, se recomienda para una adecuada gestión de los residuos sólidos, macroplásticos y microplásticos en la subcuenca Huangáscar del río Cañete implementar las "3 R" (reducir, reutilizar y reciclar), con un adecuado enfoque en la segregación de los residuos sólidos. Esto incluiría evitar plásticos de un solo uso, fomentar el uso de alternativas reutilizables, y clasificar los residuos para que puedan ser recolectados por asociaciones de recicladores formalizadas y por la municipalidad. Es muy importante alinear la educación ambiental sostenible y la infraestructura de gestión, y que las municipalidades distritales de Madean, Viñac, Huangáscar y Chocos en la provincia de Cañete, en

coordinación con el Ministerio del Ambiente del Perú, prioricen la ejecución de un plan integral de gestión ambiental de residuos sólidos.

Conclusiones

- El presente estudio evidenció la presencia de PPMPs en agua y en los sedimentos superficiales del río de la subcuenca Huangáscar en concentraciones bajas, en comparación con otros cuerpos de agua altamente contaminados a nivel mundial. La abundancia de PPMPs en el agua superficial osciló entre 55 y 170 ítems/m³, mientras que en el sedimento superficial varió entre 133.33 y 800 ítems/kg de sedimento seco.
- Aunque los PPMPs estuvieron presentes en todas las muestras analizadas, su abundancia en el agua fue relativamente homogénea entre los sitios de muestreo, posiblemente debido a la dinámica hidrológica del río que favorece su dispersión. En cambio, en sedimentos se observaron variaciones en la abundancia de PPMPs, con concentraciones más altas tanto en áreas cercanas a la fuente de contaminación como en sitios de disposición de residuos sólidos.
- No se encontró correlación significativa entre las concentraciones de PPMPs en agua y en los sedimentos superficiales, lo cual sugiere que los procesos de transporte y acumulación pueden diferir en ambos compartimientos.
- Por último, las características predominantes de PPMPs en el río de la subcuenca Huangáscar en cuanto a tamaño fueron menores de 1 mm, color azul y forma de fibra.

Agradecimientos

Se agradece a la Universidad Científica del Sur y a la Universidad Nacional Federico Villarreal por las facilidades brindadas. La presente investigación fue aprobada por la CONSTANCIA N° 100-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2023 emitida por el Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA).

Financiamiento

La investigación no contó con financiamiento económico formal, pero recibió el apoyo logístico con equipos, reactivos y materiales del Laboratorio de Investigación en Ecología y Biodiversidad Animal de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática de la Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú.

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran no presentar ningún conflicto de interés.

Declaración de uso de IA

Los autores declaran que se empleó la herramienta *Grammarly* en español gratis para mejorar la calidad y expresión científica, y disminuir los errores gramaticales del manuscrito; el responsable de verificar su uso fue José Alberto Iannacone Oliver.

Referencias

- ACIJ, Agencia de Cooperación Internacional del Japón. (2012). *Hidrología de máximas avenidas del río Cañete*.
https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/12125233_02.pdf
- Ahmed, A., Billah, M., Ali, M., Guo, L., Akhtar, S., Bhuiyan, M., & Islam, M. (2025). Microplastic characterization and factors influencing its abundance in coastal wetlands: Insights from the world's largest mangrove ecosystem, Sundarbans. *Environmental Science and Pollution Research*, 32, 5435-5456.
<https://doi.org/10.1007/s11356-025-36044-9>
- Amelia, T. S. M., Khalik, W. M. A. W. M., Ong, M. C., Shao, Y. T., Pan, H.-J., & Bhubalan, K. (2021). Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Progress in Earth and Planetary Sciences*, 8, Article 12.
<https://doi.org/10.1186/s40645-020-00405-4>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2019). *Estudio hidrológico de la unidad hidrográfica Cañete*.
<https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/4713>
- 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>
- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165-176.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>

- Barnes, D., Galgani, F., Thompson, R., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 364, 1985-1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Galafassi, S., Volta, P., & Bettinetti, R. (2020). Microplastic contamination in freshwater environments: A review, focusing on interactions with sediments and benthic organisms. *Environments*, 7(4), 30. <https://doi.org/10.3390/environments7040030>
- Botterell, Z., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R., & Lindeque, P. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98-110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Cai, M., Liu, M., Hossain, K. B., Wang, J., Zhou, Y., Yan, M., & Leung, K. M. (2025). Current status and emerging techniques for sampling, separating, and identifying microplastics in freshwater environments. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 184, 118151. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2025.118151>
- Canchari, F. I., & Iannacone, J. (2023). Microplastics in sediments deposited by rainwater runoff in a populated center in the Peruvian Andes. *Brazilian Journal of Water Resources*, 28, e7. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.282320220108>
- Canchari, F. I., & Iannacone, J. (2024). Microplastics in river sediments in two streams in an Andean region of Peru. *Brazilian Journal of Water Resources*, 29, e31. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.292420240016>

- Castro-García, S., Barrera-Leiva, A. M., González-Evaristo, A. M., Pinot-Gómez, A. L., Vargas-Chan, J. R., Sierra-Lemus, I., & Huchin-Mian, J. P. (2021). Contaminación y microplásticos en ecosistemas acuáticos. *Jóvenes en la Ciencia*, 10. <https://www.jovenesenlaciencia.ugto.mx/index.php/jovenesenlaciencia/article/view/3311>
- Cháves-Velasco, J. J., Arias-Hoyos, A., Muñoz-Solarte, D. M., & Romero-Puentes, R. B. (2023). Estudio de microplásticos en muestras de agua y sedimentos de un río urbano del suroccidente de Colombia. *Investigación e Innovación en Ingenierías*, 11, 120-130. <https://doi.org/10.17081/invinno.11.2.6637>
- Chen, H., Qin, Y., Huang, H., & Xu, W. (2020). A regional difference analysis of microplastic pollution in global freshwater bodies based on a regression model. *Water*, 12(7), 1889. <https://doi.org/10.3390/w12071889>
- Christoph, R., Muñoz, R., Hernández, Á., & Ventura, J. (2016). Aspectos nano de los desechos de plástico. *Momento-Revista de Física*, 51E, 65-76. <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/momento/article/view/55990>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2588-2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Crawford, C. B., & Quinn, B. (2016). *Microplastic pollutants*. Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04315-5>

- Ding, L., Zhang, S., Wang, X., Yang, X., Zhang, C., Qi, Y., & Guo, X. (2020). The occurrence and distribution characteristics of microplastics in the agricultural soils of Shaanxi Province, in North-Western China. *Science of the Total Environment*, 720, 137525. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137525>
- Durand, M. (2012). La gestión de los residuos sólidos en los países en desarrollo: ¿cómo obtener beneficios de las dificultades actuales? *Espacio y Desarrollo*, 23, 115-130. <http://revistas.pucp.edu.pe/index.php/espacioydesarrollo/article/view/3502>
- Fazey, F. M. C., & Ryan, P. G. (2016). Biofouling on buoyant marine plastics: An experimental study into the effect of size on microplastic buoyancy. *Environmental Pollution*, 210, 354-360. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.026>
- Ferreira, P., Fonte, E., Soares, M. E., Carvalho, F., & Guilhermino, L. (2016). Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: Gold nanoparticles, microplastics and temperature. *Aquatic Toxicology*, 170, 89-103. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.11.011>
- Foley, C. J., Feiner, Z. S., Malinich, T. D., & Höök, T. O. (2018). A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of the Total Environment*, 631, 550-559. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.046>

- Gamboa, A. C., Gaida, W., Volpi, G. B., Deitos, T., Machado, A. M., Breunig, F. M., Da Rosa, G. M., & Flach, K. A. (2025). Microplastics in rivers of South America: An emerging area of research. *Sociedade & Natureza*, 37, e74055. <https://doi.org/10.14393/SN-v37-2025-74055>
- He, B., Goonetilleke, A., Ayoko, G., & Rintoul, L. (2020). Abundance, distribution patterns, and identification of microplastics in Brisbane River sediments, Australia. *The Science of the Total Environment*, 700, 1-32. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134467>
- Horton, A., Svendsen, C., Williams, R., Spurgeon, D., & Lahive, E. (2017). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114, 218-226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>
- Hossain, M., AftabUddin, S., Akhter, F., Nusrat, N., Rahaman, A., Sikder, M., Monwar, M., Chowdhury, M., Jiang, S., Shi, H., & Zhang, J. (2022). Surface water, sediment, and biota: The first multi-compartment analysis of microplastics in the Karnafully river, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, 180, 113820. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113820>
- Islam, M. S., Islam, Z., & Hasan, M. R. (2022). Pervasiveness and characteristics of microplastics in surface water and sediment of the Buriganga River, Bangladesh. *Chemosphere*, 307, 135945. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135945>

- Idowu, G. A., Oriji, A. Y., Olorunfemi, K. O., Sunday, M. O., Sogbanmu, T. O., Bodunwa, O. K., & Aiyesanmi, A. F. (2024). Why Nigeria should ban single-use plastics: Excessive microplastic pollution of the water, sediments and fish species in Osun River, Nigeria. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 13, 100409. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100409>
- Inrena, Instituto Nacional de Recursos Naturales. (2001). *Evaluación y ordenamiento de los recursos hídricos en la cuenca del río Cañete*. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/3897>
- Jiang, C., Yin, L., Li, Z., Wen, X., Luo, X., Hu, S., Yang, H., Long, Y., Deng, B., Huang, L., & Liu, Y. (2019). Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, 249, 91-98. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022>
- Jung, Y. S., Sampath, V., Prunicki, M., Aguilera, J., Allen, H., LaBeaud, D., Veidis, E., Barry, M., Erny, B., Patel, L., Akdis, C., Akdis, M., & Nadeau, K. (2022). Characterization and regulation of microplastic pollution for protecting planetary and human health. *Environmental Pollution*, 315, 120442. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120442>
- Kataoka, T., Nihei, Y., Kudou, K., & Hinata, H. (2018). Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environmental Pollution*, 244, 958-965. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.111>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>

- Khan, N. A., Khan, A. H., López-Maldonado, E. A. L., Alam, S. S., López-López, J. R. L., Méndez-Herrera, P. F. M., Mohamed, B. A., Mahmoud, A. D., Abutaleb, A., & Singh, L. (2022). Microplastics: Occurrences, treatment methods, regulations and foreseen environmental impacts. *Environmental Research*, 215(1), 114224. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114224>
- Kieu-Le, T. C., Thuong, Q. T., Tran, Q. V., & Strady, E. (2023). Baseline concentration of microplastics in surface water and sediment of the northern branches of the Mekong River Delta, Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114605>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121096>
- Kuroda, M., Isobe, A., Uchida, K., Tokai, T., Kitakado, T., Yoshitake, M., Miyamoto, Y., Mukai, T., Imai, K., Shimizu, K., Yagi, M., Mituhasi, T., & Habano, A. (2024). Abundance and potential sources of floating polystyrene foam macro-and microplastics around Japan. *Science of the Total Environment*, 925, 171421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171421>
- Lara-Díaz, Z., Mostajo, M., & Ochoa, M. (2024). Detección y cuantificación de Microplásticos en el sistema de agua potable de la ciudad del Cusco. *Cantua*, 19, 1-6. <https://doi.org/10.51343/cantu.v19i0.1354>

- Lee, H., Kim, S., Sin, A., Kim, G., Khan, S., Nadagouda, M. N., Sahle-Demessie, E., & Han, C. (2023). Pretreatment methods for monitoring microplastics in soil and freshwater sediment samples: A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, 871, 161718. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161718>
- Li, Y., Zhang, Y., Chen, G., Xu, K., Gong, H., Huang, K., Yan, M., & Wang, J. (2021). Microplastics in surface waters and sediments from Guangdong coastal areas, South China. *Sustainability*, 13, 2691. <https://doi.org/10.3390/su13052691>
- Lin, L., Zuo, L.-Z., Peng, J.-P., Cai, L.-Q., Fok, L., Yan, Y., Li, H. X., & Xu, X. R. (2018). Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *The Science of the Total Environment*, 644, 375-381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.327>
- Lin, H., Yuan, Y., Jiang, X., Zou, J., Xia, X., & Luo, S. (2021). Bioavailability quantification and uptake mechanisms of pyrene associated with different-sized microplastics to *Daphnia magna*. *The Science of the Total Environment*, 797, 149201. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149201>
- Lino, L. (2022). *Microplástico en el agua y sedimentos de los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla en la ciudad de Aucayacu* [tesis de pregrado, Universidad Nacional Agraria de la Selva]. Repositorio institucional de la Universidad Nacional Agraria de la Selva. <https://repositorio.unas.edu.pe/items/07d2c49b-e812-4bf1-8e20-300369ef5ca8>

- Liu, F., Olesen, K. B., Borregaard, A. R., & Vollertsen, J. (2019). Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *The Science of the Total Environment*, 671, 992-1000. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.416>
- Lusher, A. L., Tirelli, V., O'Connor, I., & Officer, R. (2015a). Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific Reports*, 5, 14947. <https://doi.org/10.1038/srep14947>
- Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., & Officer, R. (2015b). Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*, 199, 185-191. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.023>
- McCormick, A. R., Hoellein, T. J., London, M. G., Hittie, J., Scott, J. W., & Kelly, J. J. (2016). Microplastic in surface waters of urban rivers: Concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, 7, e01556. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1556>
- Manrique, R. (2019). *Microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja y desembocadura del río Jequetepeque, Perú* [tesis de maestría, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Repositorio Digital de Tesis y Trabajos de Investigación PUCP. <http://hdl.handle.net/20.500.12404/15030>
- Melgarejo-Velásquez, G., & Reyes-Avalos, W. (2024). Abundancia de microplásticos del agua, sedimento, y en peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú). *Caldasia*, 46, 616-624. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n3.106414>

- MSFD TSML, MSFD Technical Subgroup on Marine Litter. (2013). *Guidance on monitoring of marine litter in European seas*. Comisión Europea. <https://doi.org/10.2788/99475>
- Napper, I. E., Baroth, A., Barrett, A. C., Bhola, S., Chowdhury, G. W., Davies, B. F., Duncan, E. M., Kumar, S., Nelms, S. E., Niloy, M. N. H., Nishat, B., Maddalene, T., Thompson, R. C., & Koldewey, H. (2021). The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River. *Environmental Pollution*, 274, 116348. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116348>
- O'Connor, J. D., Murphy, S., Lally, H. T., O'Connor, I., Nash, R., O'Sullivan, J., Bruen, M., Heerey, L., Koelmans, A. A., Cullag, A., Cullag, D., & Mahon, A. M. (2020). Microplastics in brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) from an Irish riverine system. *Environmental Pollution*, 267, 115572. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115572>
- Orata, J. C., Costa da, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Osorio, E. D., Tanchuling, M. A. N., & Diola, M. B. L. D. (2021). Microplastics occurrence in surface waters and sediments in five River Mouths of Manila Bay. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 719274. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.719274>

- Park, T. J., Lee, S. H., Lee, M. S., Lee, J. K., Lee, S. H., & Zoh, K. D. (2020). Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. *The Science of the Total Environment*, 708, 134535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134535>
- Pham, D. T., Choi, S. H., & Kwon, J. H. (2024). Year-round spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of an urban freshwater system (Jungnang Stream, Korea). *Environmental Pollution*, 334, 124362. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124362>
- Rajan, K., Khudsar, F. A., & Kumar, R. (2023). Urbanization and population resources affect microplastic concentration in surface water of the River Ganga. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 11, 100342. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100342>
- Rami, Y., Shoshtari-Yeganeh, B., Ebrahimi, A., & Ebrahimpour, K. (2023). Occurrence and characteristics of microplastics in surface water and sediment of Zayandeh-rud River, Iran. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, 10, 207-216. <https://doi.org/10.34172/EHEM.2023.23>
- Scopetani, C., Chelazzi, D., Martellini, T., Pellinen, J., Ugolini, A., Sarti, C., & Cincinelli, A. (2021). Occurrence and characterization of microplastic and mesoplastic pollution in the Migliarino San Rossore, Massaciuccoli Nature Park (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112712. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112712>
- Shruti, V., Jonathan, M., Rodríguez, P., & Rodríguez, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *The Science of the Total Environment*, 654, 154-163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.402>

- Singh, P., Singh, A., Tripathi, K., Basniwal, R., Chauhan, R., & Chauhan, A. (2024). Insights into the seasonal variation, distribution, composition and dynamics of microplastics in the Ganga River ecosystem of Varanasi City, Uttar Pradesh, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196, 1134. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13307-5>
- Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Busquets, R., Nematollahi, M. J., Javid, R., & Gobert, S. (2022). Effect of land use on microplastic pollution in a major boundary waterway: The Arvand River. *The Science of the Total Environment*, 830, 154728. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154728>
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711-719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- Suresh, A., Vijayaraghavan, G., Saranya, K. S., Neethu, K. V., & Aneesh, B. (2020). Microplastics distribution and contamination from the Cochin coastal zone, India. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101533. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101533>
- Talbot, R., & Chang, H. (2025). Microplastics in freshwater: A global review of factors affecting spatial and temporal variations. *Environmental Pollution*, 292, 118393. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118393>
- Thompson, R., Olsen, Y., Mitchell, R., Davis, A., Rowland, S., John, A., McGonigle, D., & Rushell, A. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic. *Science*, 304(5672), 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>

- Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. In: Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (eds.). *Marine anthropogenic litter* (pp. 185-200). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Vasudeva, M., Warriar, A. M., Kartha, V. B., & Unnikrishnan, V. K. (2025). Advances in microplastic characterization: Spectroscopic techniques and heavy metal adsorption insights. *Trends in Analytical Chemistry*, 183, 2025, 118111. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.118111>
- Vayghan, A. H., Rasta, M., Zakeri, M., & Kelly, F. J. (2022). Spatial distribution of microplastics pollution in sediments and surface waters of the Aras River and reservoir: An international river in Northwestern Iran. *The Science of the Total Environment*, 843, 156894. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156894>
- Vermeiren, P., Lercari, D., Muñoz, C. C., Ikejima, K., Celentano, E., Jorge-Romero, G., & Defeo, O. (2021). Sediment grain size determines microplastic exposure landscapes for sandy beach macroinfauna. *Environmental Pollution*, 286, 117308. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117308>
- Wang, C., Liu, X., Ma, Q., Xing, S., Yuan, L. & Ma, Y. (2024). Distribution and effects of microplastics as carriers of heavy metals in river surface sediments. *Journal of Contaminant Hydrology*, 266, 104396. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104396>

- Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., & Cai, L. (2017). Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, 171, 248-258. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.074>
- Welden, N., & Lusher, A. (2020). Microplastics: From origin to impacts. In *Plastic Waste and Recycling* (pp. 223-249). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00009-8>
- Welle, F., & Franz, R. (2018). Microplastic in Bottled Natural Mineral Water – Literature Review and Considerations on Exposure and Risk Assessment. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 35(12), 2482-2492. <https://doi.org/10.1080/19440049.2018.1543957>
- Yang, L., Luo, W., Zhao, P., Zhang, Y., Kang, S., Giesy, J. P., & Zhang, F. (2021a). Microplastics in the Koshi River, a remote alpine river crossing the Himalayas from China to Nepal. *Environmental Pollution*, 290, 118121. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118121>
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021b). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *The Science of the Total Environment*, 754, 141948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>
- Zhang, K., Gong, W., Lv, J., Xiong, X., & Wu, C. (2015). Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution*, 204, 117-123. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.023>

- Zhang, X., Wen, K., Ding, D., Liu, J., Lei, Z., Chen, X., Ye, G., Zhang, J., Shen, H., Yan, C., Dong, S., Huang, Q., & Lin, Y. (2021). Size-dependent adverse effects of microplastics on intestinal microbiota and metabolic homeostasis in the marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environment International*, 151, 106452. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106452>
- Zhang, Z., Chen, W., Chan, H., Peng, J., Zhu, P., Li, J., Jiang, X., Zhang, Z., Wang, Y., Tan, Z., Peng, Y., Zhang, S., Lin, K., & Yung, K. K. L. (2024). Polystyrene microplastics induce size-dependent multi-organ damage in mice: Insights into gut microbiota and fecal metabolites. *Journal of Hazardous Materials*, 461, 132503. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132503>
- Zhao, W., Li, J., Liu, M., Wang, R., Zhang, B., Meng, X. Z., & Zhang, S. (2024). Seasonal variations of microplastics in surface water and sediment in an inland river drinking water source in southern China. *The Science of the Total Environment*, 908, 168241. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168241>
- Zhou, N., Wang, Z., Yang, L., Zhou, W., Qin, Z., & Zhang, H. (2023). Size-dependent toxicological effects of polystyrene microplastics in the shrimp *Litopenaeus vannamei* using a histomorphology, microbiome, and metabolic approach authorship. *Environmental Pollution*, 316, 120635. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120635>