

MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS FLUVIALES EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO RÍMAC, PERÚ

Raúl Huanaco Huamán

<https://orcid.org/0009-0008-9998-3241>

Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP)

raul.huanaco@pucp.edu.pe

Nadia Rosa Gamboa Fuentes

<https://orcid.org/0000-0003-0511-267X>

Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP)

ngamboa@pucp.pe

Recibido: 3 de septiembre, 2022

Aceptado: 3 de mayo, 2023

RESUMEN

Los microplásticos están presentes en el ambiente, en especial en los ecosistemas acuáticos, y son de interés prioritario por el nivel de riesgo que representan. Este problema surge por los residuos de plásticos mal gestionados que, en su mayoría, terminan en vertederos, ríos, lagos y océanos, dando como resultado la generación de microplásticos por degradación física y química. Asimismo, las descargas de efluentes domésticos e industriales incrementan la presencia de microplásticos en los ríos. Esta investigación es el primer estudio sobre microplásticos que se desarrolló en la cuenca baja del río Rímac en los años 2017 y 2018, en la región Lima, Perú. Los resultados muestran 97 partículas de microplásticos correspondientes a noviembre de 2017, y 2982 que corresponden a agosto 2018. Las formas predominantes de microplásticos comprenden fragmentos, películas, filamentos y esférulas. La presencia de dichos materiales en los sedimentos está asociada a los residuos sólidos que se encuentran en el cauce del río y la descarga de efluentes en el mismo. Estos resultados son preocupantes, debido a que las aguas del río Rímac estarían siendo contaminadas por microplásticos, aun sabiendo que el río es la principal fuente de agua para las diferentes actividades que se desarrollan en la gran ciudad de Lima Metropolitana.

Palabras clave: Microplásticos, plásticos, residuos sólidos, río Rímac, sedimentos.

Microplastics in fluvial sediments in the Rímac River low basin, Peru

ABSTRACT

Microplastics are present in the environment, especially in aquatic ecosystems, and are of priority interest due to their level of risk. This problem arises from poorly managed plastic waste which mostly ends up in dumps, rivers, lakes, and oceans, generating microplastics through physical and chemical degradation. Likewise, the discharges of domestic and industrial effluents increase the presence of microplastics in rivers. This research is the first study on microplastics developed in the lower basin of the Rímac river in the years 2017 and 2018 in the Lima region, Peru. The results show 97 microplastic particles collected in November 2017 and 2982 microplastic particles in August 2018. The predominant forms of microplastics correspond to fragments, films, filaments, and spherules. Microplastics present in sediments are associated with solid wastes found in the riverbed and the discharge of effluents into the river. These results are worrying because the Rímac river would be contaminated by microplastics, moreover knowing that this river is an important source of freshwater for the different activities in the great city of Metropolitan Lima.

Keywords: Microplastics, Plastics, Rímac river, Sediments, Solid Wastes.

1. INTRODUCCIÓN

En la última década se ha avanzado significativamente en cuanto a la presencia, el transporte, los procesos y las metodologías de muestreo y análisis de microplásticos. A partir de ello, se ha determinado que los océanos son el destino final de estos materiales desde sus fuentes originales en los continentes, y los procesos de fragmentación y disminución del tamaño de los plásticos que los originaron han llevado incluso a la aparición de nanoplásticos en distintas matrices (Allen et al. 2022). Además, la presencia de los microplásticos en las cadenas tróficas, e inclusive en sangre humana (Leslie et al. 2022), advierte sobre la necesidad urgente de monitorear las fuentes de aguas continentales en ciudades de países en desarrollo, amenazadas por la mala gestión de los residuos urbanos que contienen plásticos.

Lima, la capital del Perú, es una megaciudad (United Nations 2018) que presenta muchos problemas de gestión urbana y, en particular, de gestión de residuos sólidos. La presente investigación se propuso detectar, identificar y cuantificar la presencia de microplásticos en los sedimentos laterales del río Rímac, ante la posible amenaza de este tipo de contaminantes a la población de la cuenca que ya sobrepasa los 10 millones de habitantes. Hay muy poca información de este tipo en el país y la que existe se enfoca en las playas del litoral costero, específicamente en la costa sur (Purca & Henostroza 2017; Dávila & Montalvan 2021), y en peces marinos de importancia económica (Iannacone et al. 2021). Por ello, es necesario estudiar la presencia de microplásticos en el río Rímac, el cual atraviesa la ciudad más poblada del Perú. La comprobación

de su presencia confirmaría la necesidad de establecer mecanismos de control más eficientes y eficaces que puedan disminuir la exposición de la población humana a estos materiales no biodegradables. Dichos elementos transportan y contienen, además, otros contaminantes adsorbidos, los que, por su muy pequeño tamaño, poseen una muy alta capacidad de penetración, aumentando así su peligrosidad.

Algunos autores definen a los microplásticos como partículas pequeñas con longitudes menores a 5 mm (Dris et al. 2015), e incluyen fibras y gránulos (Cole et al. 2011). Por otra parte, existen propuestas de definición de microplásticos como partículas sintéticas o en base polimérica que pueden tener forma y tamaño irregulares. Estos últimos están comprendidos entre 1 μm y 5 mm (Frias & Nash 2019). En la presente investigación se estudiaron partículas con un tamaño comprendido entre 0,063 mm y 5 mm de longitud y con formas de filamentos, películas, fibras, esférulas y fragmentos.

Conviene presentar una breve revisión sobre microplásticos en aguas y sedimentos de cuerpos hídricos continentales. Los primeros reportes sobre microplásticos en agua dulce se realizaron en Estados Unidos, específicamente en un estudio desarrollado en los ríos Los Ángeles y San Gabriel en el año 2011, donde se estimó el aporte de microplásticos a las playas del sur de California (Moore et al. 2011). Asimismo, en Chicago, Illinois, se ha evaluado la presencia de microplásticos en el canal Norte, influenciado por la descarga de efluentes domésticos; además, se ha descubierto que la concentración aumenta después de la descarga del efluente (McCormick et al. 2014). También en los ríos del noreste de Illinois y noreste de Indiana, canal de Norte y río DuPage, se han reportado microplásticos en formas de *pellets*, fibras y fragmentos compuestos, en su mayoría, de polietileno (PE), polipropileno (PP) y poliestireno (PS). En este estudio se determinó compatibilidad entre los microplásticos y las bacterias, es decir, los microplásticos sirven de sustrato (soporte) para la supervivencia de las bacterias (McCormick et al. 2016).

En los grandes lagos Erie y St. Clair se ha reportado una alta concentración de microplásticos de poliestireno (PS), gránulos y fragmentos de plásticos. Una posible causa de la presencia de partículas en el lago Erie son los desechos urbanos y la alta densidad poblacional (Zbyszewski et al. 2014). Del mismo modo, en los grandes lagos Laurentianos, situados en la frontera entre Estados Unidos y Canadá, se han realizado estudios sobre microplásticos en aguas superficiales que ingresan a través de sistemas de desagüe (Eriksen et al. 2013). Además, en las costas del lago Huron, tuvo lugar un estudio en el cual se registraron fragmentos y piezas de espuma de poliestireno sobre una superficie de tan solo 85 m². Asimismo, en esa misma investigación, se han reportado partículas de polietileno, polipropileno y tereftalato de polipropileno (PET) (Zbyszewski & Corcoran 2011). En esa misma línea, se investigó la presencia de los microplásticos en los sedimentos del río San Lorenzo, los cuales están relacionados con la alta densidad demográfica y la presencia de industrias en el área de estudio

(Castañeda et al. 2014). Los microplásticos más comunes encontrados fueron espumas de poliestireno, seguidos por pellets de resina. Esta información es importante ya que los peces bentónicos se alimentan de los detritos y de las partículas en suspensión, por lo que tienen mayor probabilidad de ingerir microplásticos.

La exploración de los microplásticos en los lagos se extendió a Europa y Asia. En el lago Ginebra, Suiza, se realizó un estudio sobre macrolásticos y microplásticos en peces (Faure et al. 2012). Otra investigación se llevó a cabo en la costa sur del lago Garda, Italia, la que reportó una alta concentración de microplásticos y consideró que esta presencia podría haber sido transportada por el viento. A partir de ello, se hallaron microplásticos de poliestireno, polietileno y polipropileno (Imhof et al. 2013). Además, en el río Danubio, entre Viena y Bratislava, se han identificado microplásticos en el año 2010 y 2012. Las formas en mayor proporción en se encontraron son esférulas con 73,9% de abundancia (Keckeis et al. 2014; Lechner et al. 2014). Del mismo modo, en el estuario de Tamar (Inglaterra), se realizó un estudio sobre microplásticos en agua superficial, el que reportó la siguiente proporción: 40% polietileno, 25% poliestireno y 19% polipropileno, materiales que estaban constituidos por fibras, pellets y fragmentos (Sadri & Thompson 2014). Por otro lado, en Asia, específicamente en el lago Hovsgol, en Mongolia, se encontraron microplásticos compuestos por fragmentos, películas (láminas) y fibras. La abundancia de microplásticos en este lago está asociada a la falta de un adecuado sistema de gestión de residuos sólidos (Free et al. 2014).

Sin embargo, en Perú solo se ha realizado un estudio sobre la presencia de microplásticos en aguas fluviales costeras. En esta investigación, Manrique (2019) reportó microplásticos de un tamaño entre 500 μm y 1 mm en la desembocadura del río Jequetepeque, La Libertad, e informó acerca de la distribución del material plástico por colores: 22,2 % como blanco, 16,7 % como rojo y 11,1 % como azul. Asimismo, se ha desarrollado una investigación en el mercado Belén, en la ciudad de Iquitos, en la cual se han encontrado microplásticos en el contenido estomacal de los peces comercializados. Se registraron 17 microplásticos en seis individuos de un total de 13 de la especie *Prochilodus nigricans* (pez boquichico), pertenecientes al orden Characiformes y a la familia Prochilodontidae. Se trata de una especie de importancia económica, debido a que es consumida por los habitantes de la ciudad antes mencionada. Las vías de ingreso de microplásticos podrían asociarse a la forma de alimentación de estos peces, pues se alimentan de detritos presentes en el agua y en el sedimento, por lo que podrían confundir a los microplásticos con sus alimentos (Chota-Macuyama & Chong 2020). Además, la presencia de microplásticos en los boquichicos representa un nivel de riesgo para la salud de la población que los consume.

Existen diversas ideas en torno a las fuentes de los microplásticos. Algunos defienden que estas se encuentran asociadas a las actividades en las playas y riberas, y a la descarga de efluentes en ellas (Faure et al. 2012). Otros postulan que algunos de los orígenes

principales de los plásticos y microplásticos son los vertederos, el vertimiento de efluentes domésticos y las actividades de turismo (Sadri & Thompson 2014). Mientras que otros señalan que la presencia de dichos materiales está asociada a plásticos de mayor tamaño que son desechados a los cuerpos de agua y se relacionan con regiones con alta población y zonas industriales (Zbyszewski et al. 2014).

A partir de lo anterior, las fuentes de los microplásticos se pueden establecer en primarias y secundarias. Las primarias están referidas a partículas nuevas usadas en diferentes industrias, es decir, partículas de polietileno, polipropileno y poliestireno contenidas en los productos de limpieza y cosméticos que ingresan al sistema acuático por las descargas de efluentes domésticos (Eerkes-Medrano et al. 2015). Las materias primas (pastillas, escamas y pellets) utilizadas para fabricar productos plásticos también son consideradas fuentes primarias (Lechner et al. 2014). Las fuentes secundarias están relacionadas con la descomposición y fragmentación de macroplásticos por acciones físicas y químicas (Cole et al. 2011), es decir, por la exposición a la intemperie. Las fibras eliminadas por el lavado de ropa fabricada con poliéster, poliacrilato y poliamida también son fuentes secundarias, y pueden llegar a generar hasta 100 fibras por litro de efluente (Eerkes-Medrano et al. 2015). Estos materiales pueden ser un problema en las plantas de tratamiento de aguas residuales tradicionales (Rout et al. 2022).

Los principales efectos de los microplásticos en algunas especies biológicas estarían asociados a daños fisiológicos, como obstrucción digestiva, heridas internas, sensación de falsa saciedad y muerte por inanición. Por ejemplo, las aves marinas y de agua dulce consumen microplásticos en forma directa (los confunden con los alimentos) e indirecta (a través de peces) (Eerkes-Medrano et al. 2015). Estos últimos ingieren microplásticos al creer que son con alimento y se encuentran en sus agallas y en sus tractos gastrointestinales de manera no intencional (Li et al. 2021).

Además, esta ingesta de microplásticos puede liberar los componentes propios y ocurrir la desorción de contaminantes peligrosos presentes en la superficie de los microplásticos al agua (Faure et al. 2012); es decir, los contaminantes orgánicos persistentes se adhieren a la superficie de microplásticos (Eriksen et al. 2013). Asimismo, los microplásticos contienen y absorben los microcontaminantes y agentes patógenos (Wagner et al. 2014). Entre los contaminantes persistentes que están relacionados con los microplásticos se encuentran los bifenilos policlorados y los productos utilizados en la producción de plásticos que pueden ser transferidos a los organismos acuáticos (Eerkes-Medrano et al. 2015). La presencia de microplásticos en ecosistemas marinos y de agua dulce podría afectar el ingreso de los rayos de luz en ellos, que son los que permiten el intercambio de nutrientes en dichos ecosistemas (Eerkes-Medrano et al. 2015).

En cuanto a los efectos de los microplásticos en la salud de las personas, estos son aún poco conocidos, pero es altamente probable que estén presentes en el agua potable y embotellada, e incluso se han identificado en la sal de mesa (Eerkes-Medrano et al.

2015; Yang et al. 2015). Como resultado, las personas se encuentran expuestas a microplásticos a través de la alimentación o la inhalación, lo cual ocasiona la acumulación de estos en los pulmones y en el sistema circulatorio (Wright & Kelly 2017). En esta misma línea se realizó en Países Bajos el año 2022 un estudio sobre la presencia de microplásticos en la sangre humana. En esta investigación se encontraron microplásticos en 17 muestras de sangre, de un total de 22. Los resultados muestran la presencia de microplásticos de tereftalato de polipropileno, poliestireno, polietileno y polimetilmetacrilato (Leslie et al. 2022).

2. METODOLOGÍA

El presente estudio se llevó a cabo en la cuenca del río Rímac, Lima, Perú, específicamente en la subcuenca del río Rímac bajo. Esta área geográfica posee su inicio en la latitud sur $11^{\circ}55'23''$ y su final en la longitud oeste $76^{\circ}40'8''$. El área del río Rímac bajo es de $441,03 \text{ km}^2$, que representa 12,59% del área. Además, posee una longitud de 22,92 km desde la unión entre el río Santa Eulalia y el río Rímac, hasta la desembocadura en el océano Pacífico (Ministerio de Agricultura 2010).

El diseño y la selección de zonas de muestreo se llevaron a cabo tras un análisis de la información existente, un reconocimiento del entorno del área de estudio y la verificación de accesos seguros existentes a las zonas de muestreo. Estas muestras fueron recolectadas en los sedimentos laterales o sedimentos de borde del río (fig. 2) en épocas de avenida (noviembre del 2017) y estiaje (agosto del 2018), considerando el ciclo hidrológico de la cuenca de dicho río. A partir de un análisis de las actividades en las riberas y las características del río, se definieron un total de siete estaciones de muestreo, cuyas ubicaciones se muestran en la figura 1.

Los sedimentos laterales fueron recogidos con espátula de metal, de modo que cubren una superficie de 30 cm por 30 cm a 2,0 cm de profundidad y a 2 m de distancia en promedio desde la orilla del río. En la figura 2 se muestra el perfil de la zona de muestreo adaptada de la geología plana de Lima Metropolitana (Coll 2017). Además, en cada estación de muestreo se tomaron dos submuestras con una separación de 8 m aproximadamente (fig. 3).

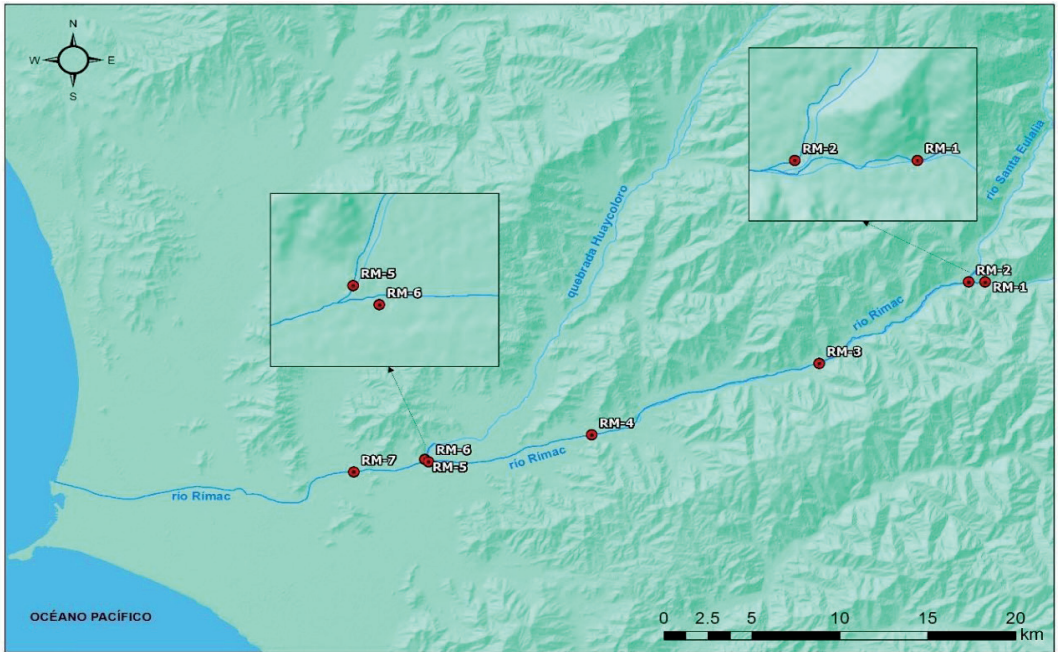


Figura 1. Ubicación de las estaciones de monitoreo.

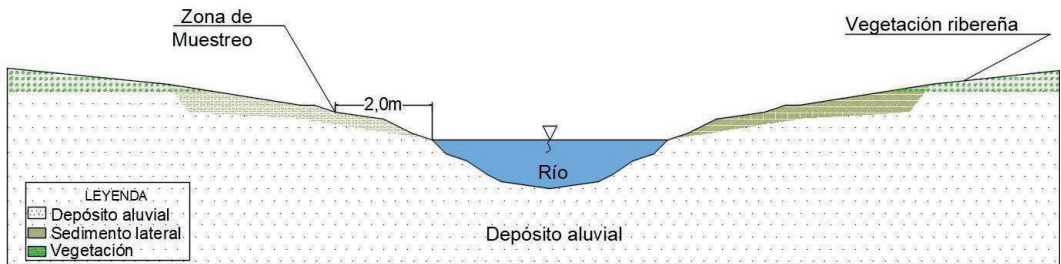


Figura 2. Sección de zona de muestreo (dibujo de los autores, basado en Coll 2017).

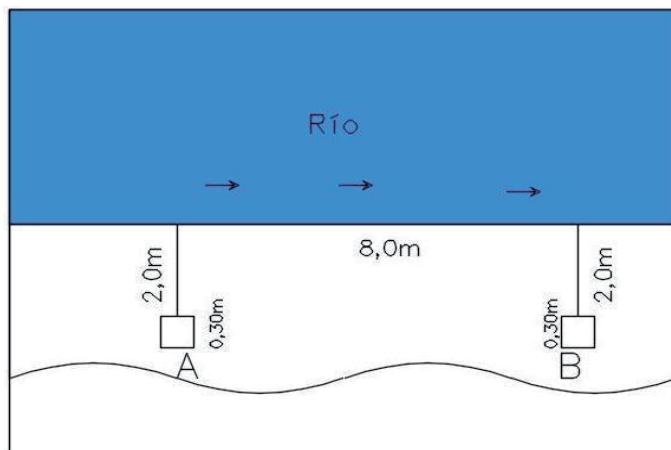


Figura 3. Distribución en zona de muestreo (dibujo de los autores).

2.2. Análisis de muestras

En primer lugar, se tomaron 400 g de cada muestra húmeda de sedimentos (Masura et al. 2015) y se secaron en estufa a 90 °C por 24 horas. Esta temperatura no altera la forma original de microplásticos a analizar (Masura et al. 2015; Horton et al. 2016).

Posteriormente, se tomaron 300 g de la muestra seca y se colocaron en un vaso de precipitado de 600 ml. Luego, se añadieron 300 ml de solución saturada de cloruro de sodio con densidad 1,2 g/cm³, posteriormente, se agitó la mezcla en forma manual con una espátula de madera. Después, se esperaron 30 minutos hasta observar la flotación de partículas. Por un lado, las muestras flotantes se pasaron por tamices de 0,5 mm y 0,63 mm. Más tarde, las fracciones recuperadas se secaron en la estufa a 90 °C por 24 horas. Por otro lado, las muestras superiores a 0,5 mm fueron guardadas para su análisis.

Seguidamente, se pesó la muestra seca con una balanza analítica de precisión de 0,1 g y se restó la masa del vaso de precipitado tarado. El resultado de lo anterior es la masa de microplásticos y muestras naturales. Posteriormente, las impurezas de las muestras se oxidarán con el peróxido de hidrógeno. Además, las muestras pesadas se cubrieron con papel aluminio para evitar la contaminación con otras partículas en el laboratorio (Masura et al. 2015).

Más tarde, se añadieron 20 ml de solución de hierro (II) y, a continuación, se colocaron 20 ml de peróxido de hidrógeno (H₂O₂) al 30%. Después, se calentó la muestra con el peróxido y se agitó de manera constante. Durante este proceso, la temperatura de la muestra no debería de superar los 75 °C como se recomienda en el estudio de Masura et al. (2015). La adición de peróxido se prolongó hasta que se observó la ausencia de materia orgánica, lo cual se identifica por la ausencia de burbujeo en la muestra.

A continuación, se agregaron 6 g de cloruro de sodio por cada 20 ml de muestra oxidada y esta solución fue agitada hasta la disolución del cloruro de sodio. Este procedimiento tuvo como objetivo aumentar la densidad de la solución con el fin de recuperar la mayor cantidad de microplásticos. Luego, se transfirió la muestra al separador de densidad (instrumento usado para separar sólido y partículas flotantes), y se dejó reposar por 12 horas para que los sólidos pudieran sedimentar. Después de ese tiempo, la muestra que estaba en el separador de densidad se filtró con bomba de vacío para recuperar los microplásticos.

Finalmente, se fotografiaron las muestras con un estereoscopio marca Leica, modelo M80, con el fin de registrar las formas de los microplásticos. Posteriormente, se llevó a cabo el conteo de las unidades de microplásticos presentes y la medición de su tamaño, empleando el software libre ImageJ. Para terminar, se identificó el tipo de polímeros presente en cada microplástico aislado a través de Espectrofotómetro infrarrojo marca Perkin Elmer, modelo Frontier FT-IR.

3. RESULTADOS

En la figura 4 se muestra la distribución de los microplásticos por estación de monitoreo. El máximo registro fue de 42 microplásticos en la estación RM-7, cercana al puente la Libertad, en el distrito El Agustino, y no se detectaron microplásticos en la estación RM-3, cercana al puente Los Ángeles, en el distrito Chaclacayo, correspondiente al año 2017. Mientras que, en la época de estiaje correspondiente al mes de agosto de 2018, el máximo registro fue de 1727 microplásticos en la estación RM-5, en la quebrada Huaycoloro, distrito San Juan de Lurigancho, y el mínimo fue de 13 en la estación RM-1, cercana al puente Ricardo Palma.

3.1. Formas de microplásticos

Los microplásticos registrados exhiben una variedad de colores, formas y tamaños. Por un lado, se han identificado 38 microplásticos de tipo fragmento que representan 39,2%; 32 de tipo película (33%), 20 de tipo filamento (20,6%) y 7 de tipo esférulas (7,2%) correspondientes al año 2017. Las diferentes formas de los microplásticos están asociadas a las fuentes secundarias, es decir, a la degradación fisicoquímica de plásticos mayores. Por otro lado, en la época de estiaje se han identificado 2657 microplásticos de tipo fragmento que representan un 89,1%, 167 de tipo película (5,6%), 101 de tipo filamento (3,39%) y 57 de tipo esférulas (1,9%). En la figura 5, se muestra la frecuencia de aparición de las formas de los microplásticos.

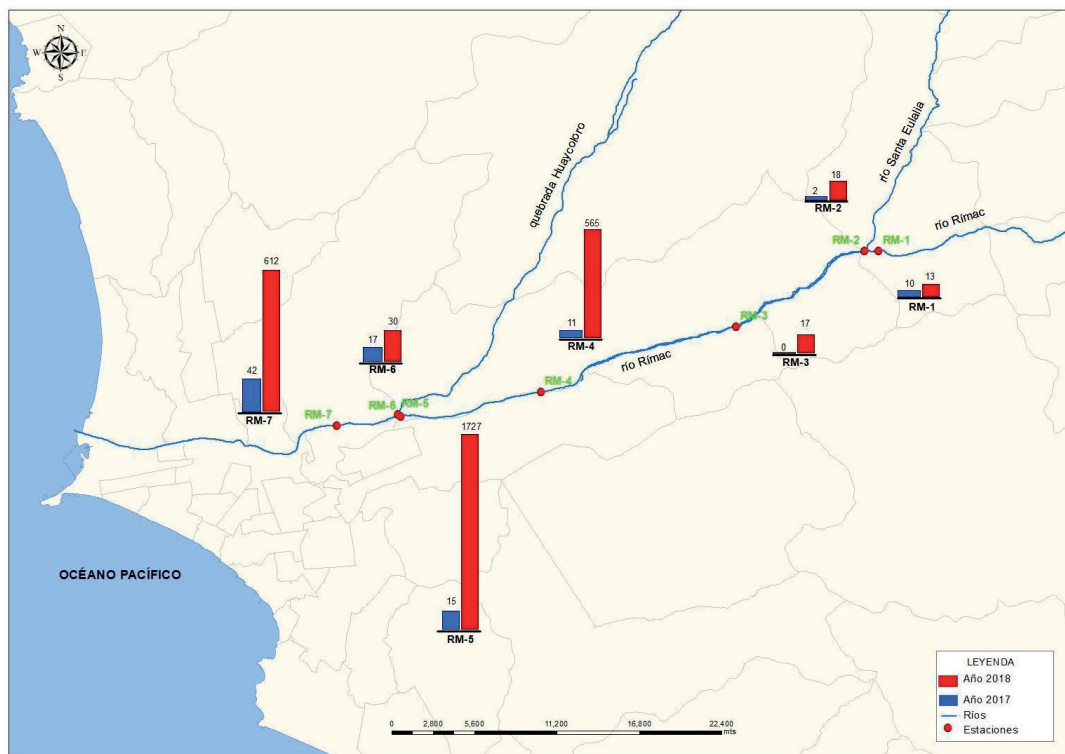


Figura 4. Microplásticos en el área de estudio. Registros durante noviembre 2017 y agosto de 2018.

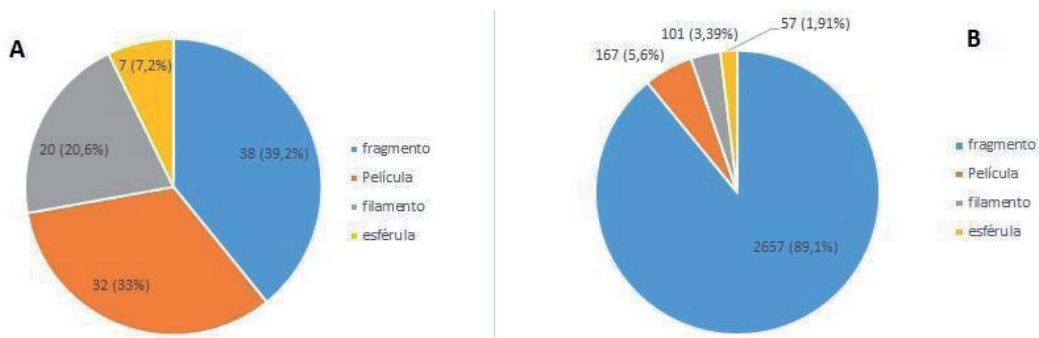


Figura 5. Forma de microplásticos: a) resultados de la época de avenida (noviembre 2017); b) resultados de la época de estiaje (agosto 2018).

3.2. Tamaño de microplásticos

Con la ayuda del software libre ImageJ se midió el tamaño de los microplásticos clasificados en cuatro grupos: el primero de tamaño 0,063-0,1 mm; el segundo 0,1-1,0 mm; el tercero 1,0-2,5 mm; y, finalmente, el cuarto con un tamaño de 2,5-5,0 mm (tabla 1) (fig. 6).

Tabla 1. Tamaño de microplásticos.

Grupos	Microplásticos	
	Noviembre de 2017	Agosto de 2018
0,063-0,1 mm	0	364
0,1-1,0 mm	35	1366
1,0-2,5 mm	42	966
2,5-5,0	20	286



Figura 6. Tamaño de microplásticos: a) cantidad de microplásticos de acuerdo con el tamaño en noviembre de 2017; b) cantidad de microplásticos de acuerdo con el tamaño en agosto 2018.

En la época de avenida, el tamaño promedio de microplásticos es 1,64 mm, el máximo 4,86 mm, y el mínimo 0,15 mm; mientras que, en la época de estiaje, el máximo tamaño es 4,70 mm, el mínimo 0,063 mm, y el tamaño promedio 1,03 mm (tabla 2). Además, la mayor cantidad de microplásticos se encuentran en el segundo grupo 0,1 a 1,0 mm, con 1366 partículas que representan el 45,8%, y corresponden a la época de estiaje (agosto de 2018).

Tabla 2. Tamaños máximos, mínimos y promedios de los microplásticos.

Grupos	Microplásticos noviembre de 2017		Microplásticos agosto de 2018	
	Tamaño	Estación	Tamaño	Estación
Máximo	4,86 mm	RM-6	4,70 mm	RM-5
Mínimo	0,15 mm	RM-7	0,063 mm	RM-7
Promedio	1,64 mm	-	1,03 mm	-

En la figura 7 se muestran los registros fotográficos de algunas formas de los microplásticos encontrados.

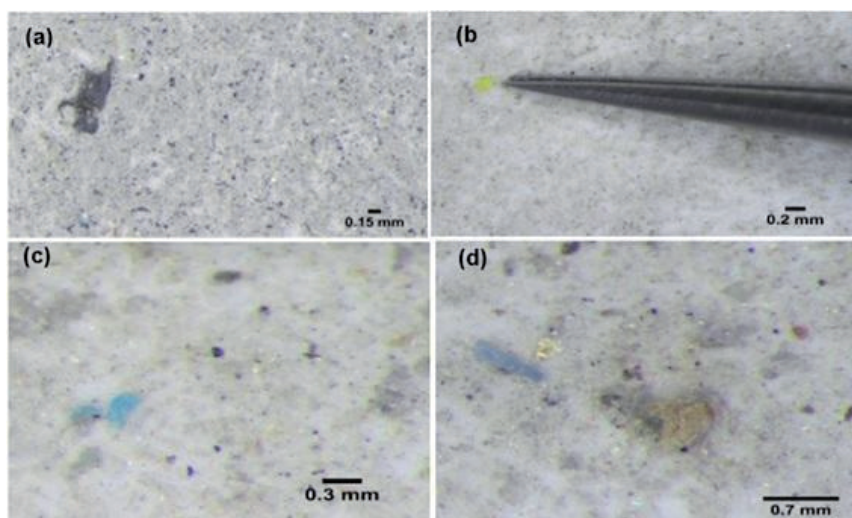


Figura 7. Registros fotográficos de microplásticos de 0,15 a 0,7 mm: **a)**, **b)**, y **c)** películas; **d)** fragmento.

3.3. Color de microplásticos

Los microplásticos registrados poseen diversos colores. En el muestreo de noviembre de 2017 predomina el color blanco con un 56%, seguido del negro con 26%. El color amarillo representa el 5%, el azul el 3%, y el celeste el 2%. En el muestreo de agosto de 2018 el color blanco representa el 75%, el negro el 12%, el amarillo el 4%, el azul el 3%, el celeste el 3%, y un 3% corresponde a otros colores. En la figura 8 se muestra la distribución porcentual del color de microplásticos.

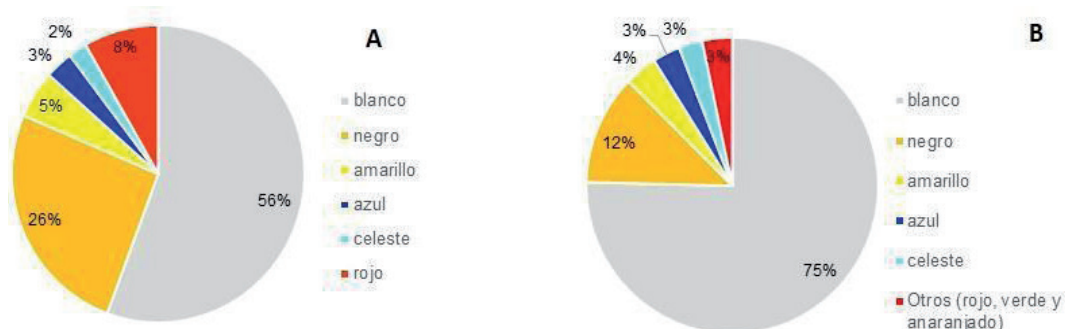


Figura 8. Color de los microplásticos: a) porcentaje de los colores en noviembre 2017; b) porcentaje de los colores en agosto 2018.

Se han identificado 54 microplásticos de color blanco, 25 de color negro, 8 de color rojo, 5 de color amarillo, 3 de color azul y 2 de color celeste, correspondientes a noviembre 2017. Mientras que, en el muestreo de agosto 2018, se han identificado 2248 microplásticos de color blanco, 359 de color negro, 107 de color amarillo, 91 de color azul, 78 de color celeste y 99 conformados por color rojo, verde, anaranjado (tabla 3).

Tabla 3. Colores de los microplásticos.

Noviembre 2017			Agosto 2018		
Color de microplásticos	Cantidad	%	Color de microplásticos	Cantidad	%
Blanco	54	56	Blanco	2248	75
Negro	25	26	Negro	359	12
Amarillo	5	5	Amarillo	107	4
Azul	3	3	Azul	91	3
Celeste	2	2	Celeste	78	3
Rojo	8	8	Otros (rojo, verde y anaranjado)	99	3
Total	97	100	Total	2982	100

Para la identificación de los microplásticos aislados se seleccionaron las partículas al azar y, luego, fueron analizadas mediante el espectrómetro Frontier (FTIR). Los microplásticos identificados en la época de avenida corresponden 1 PET en la estación RM-1, 1 PP en la estación RM-2, 2 PP y 1 PET en la estación RM-4, 3 PP y 9 PS en la estación RM-5, 7 PP en la estación RM-6, y 10 PS en la estación RM-7. Por su parte, en la época de estiaje se ha identificado 3 PP en la estación RM-1, 1 PP

en la estación RM-2, 2 PP en las estaciones RM-3, RM-4 y RM-7, 5 PP y 19 PS en la estación RM-5, y 2 PP y 1 PET en la estación RM-6. Las partículas inferiores a 0,5 mm han dificultado la caracterización por FTIR debido a su difícil manipulación. En la tabla 4, se resumen los polímeros identificados en cada estación.

Tabla 4. Polímeros identificados en la época de avenida (noviembre 2017) y estiaje (agosto 2018).

Estaciones	Polímeros identificados - noviembre 2017							Polímeros identificados - agosto 2018						
	Número de microplásticos	Microplásticos seleccionados al azar	PP	PS	PET	PVC	No identificados	Número de microplásticos	Microplásticos seleccionados al azar	PP	PS	PET	PVC	No Identificados
RM-1	10	5	0	0	1	0	4	13	4	3	0	0	0	1
RM-2	2	1	1	0	0	0	0	18	4	1	0	0	0	3
RM-3	--	--	--	--	--	--	--	17	7	2	0	0	0	5
RM-4	11	5	2	0	1	0	2	565	4	2	0	0	0	2
RM-5	15	15	3	9	0	0	3	1727	42	5	19	0	0	18
RM-6	17	17	7	0	0	0	10	30	5	2	0	1	0	2
RM-7	42	28	0	10	0	0	18	612	20	2	0	0	0	18
Total	97	71	13	19	2	0	37	2982	86	17	19	1	0	49

También se han identificado 71 polímeros en la época de avenida, de los cuales 19 son partículas de PS (26,8%), 13 de PP, 2 de PET, y 37 de otros polímeros (PMMA y LDPE). En la época de estiaje se han identificados 86 polímeros de los cuales 19 corresponden a partículas de PS (22,1%), 17 de PP, 1 de PET, y 49 de otros polímeros (PMMA y LDPE) (fig. 9).

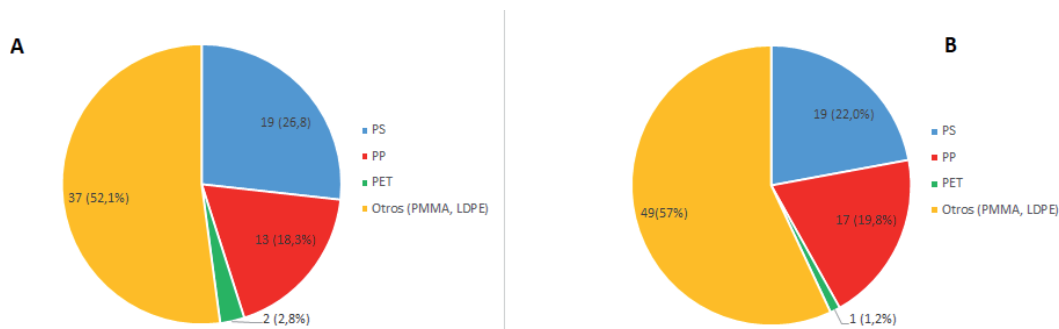


Figura 9. Polímeros identificados en ambas campañas: a) en la avenida; b) en la época de estiaje.

Por otra parte, en la figura 10 se muestran los espectros FTIR de PP, PS y PET comparados con el espectro obtenido de plásticos comercialmente disponibles.

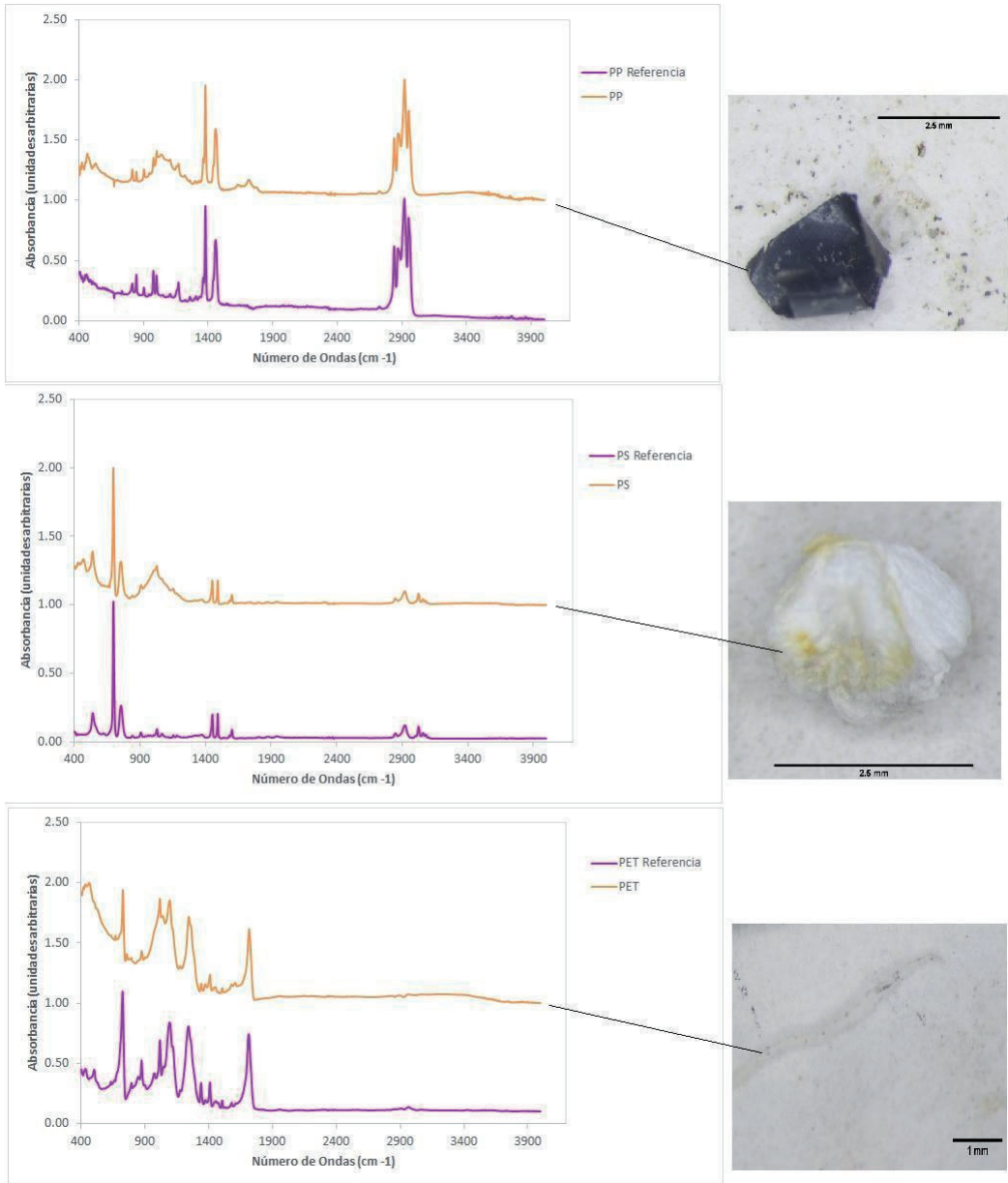


Figura 10. El área espectral del polipropileno (PP) se encuentra entre 1400 cm^{-1} y 2900 cm^{-1} , el poliestireno (PS) entre 400 cm^{-1} y 900 cm^{-1} , y el tereftalato de polipropileno (PET) entre 400 cm^{-1} y 1900 cm^{-1} .

3. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Los resultados obtenidos en la investigación confirman la presencia de microplásticos (MP) en sedimentos del cauce del río Rímac. Estos hallazgos poseen una gran relevancia y suscitan preocupación, tanto para la salud de las personas como la del ecosistema acuático, debido a que los ríos son medios conductores hacia los ecosistemas del mar peruano.

Uno de los resultados obtenidos es la cantidad de MP en la época de estiaje, la cual fue de 97 partículas, con registro máximo de 42 partículas en la estación RM-7 y con registro 0 en la estación en la estación RM-3. Por otro lado, en la época de avenida, la cantidad de microplásticos fue de 2982 partículas, con registro máximo de 1727 en la estación en la estación RM-5 y con registro mínimo de 13 en la estación RM-1 (tabla 5).

Tabla 5. Cantidad de Microplásticos en las siete estaciones.

Estación	Noviembre 2017	Agosto 2018
RM-1	10	13
RM-2	2	18
RM-3	0	17
RM-4	11	565
RM-5	15	1727
RM-6	17	30
RM-7	42	612
Total	97	2982

A partir de lo anterior, se puede determinar que los registros de MP en época de avenida son menores en relación con la época de estiaje. Esto podría estar asociado con la variabilidad climática y las altas precipitaciones, tal como señala Crawford y Quinn (2017a) en su estudio *Microplastic collection techniques*.

Además, los microplásticos están presentes en diversas formas, tamaños y colores en ecosistemas marinos, lagos, ríos (Klein 2015; Crawford & Quinn 2017b). Esto se confirma mediante esta investigación, ya que se obtuvo un registro de 3709 partículas de MP, de las cuales el mayor número corresponde a fragmentos, con 2695 partículas, representando un 87,6%, 199 partículas de película (6,5%), 121 partículas de filamento (3,9 %), y 64 partículas de esférulas (2,1%).

Con respecto a los colores de los MP en el muestreo de noviembre 2017 en el Rímac el 56% correspondió al color blanco, 8% al rojo, 3% al azul. En esa misma línea, Manrique (2019) reporta en el río Jequetepeque 22,2% como blanco, 16,7% como

rojo, 11,1% como azul. Evidentemente, la coloración de los MP varía en los sedimentos fluviales. Además, existen algunas especies de peces de importancia económica que son depredadores visuales y que podrían confundir las presas con MP de color amarillo, beige y blanco (Martínez 2014).

Para el análisis de MP con el FTIR se seleccionaron al azar las partículas de MP y se obtuvo como resultado 71 polímeros en la época de estiaje y 86 polímeros en época de avenida. Se han identificado los polímeros PP, PS y PET en ambas épocas de monitoreo: 3 MP de PET que representan un 1,9%, 30 MP de PP (19,1%), y 36 MP de PS (24,2%).

En el presente estudio se han identificado en total 0 MP de PP en comparación con otros estudios realizados en los sedimentos de lago Huron (12), lago Garda (2) y lago Erie (11). Este dato indica que el PP es de mayor abundancia en los ecosistemas de agua dulce (Zbyszewski & Corcoran 2011; Imhof et al. 2013; Zbyszewski et al. 2014). En los tres estudios, no se ha reportado el PS, mientras que en el río Rímac se han identificado 38 PS. El PVC no se ha encontrado en este estudio, lo que podría estar asociado a que este material tiene mayor densidad que el agua, por lo que se encontraría a mayor profundidad en los sedimentos lacustres y fluviales (Zbyszewski et al. 2014). Se precisa que en los tres estudios se reportaron PP y PE. En la tabla 6, se muestra la comparación de polímeros identificados con estudios similares.

Tabla 6. Comparación de reporte de polímeros analizados en diferentes estudios en sedimentos.

Autores	PS	PP	PE	PET	PVC	Zona de estudio
Zbyszewski et al. 2011	sd	12	32	1	na	Lago Huron-Canadá
Imhof et al. 2013	sd	2	6	na	sd	Lago Garda-Italia
Zbyszewski et al. 2014	sd	11	17	na	na	Lago Erie-Estados Unidos
Presente estudio	38	30	na	3	0	Río Rímac-Perú

Símbología: **na**: no forma parte del estudio; **sd**: sí forma parte del estudio, pero sin dato.

La abundancia de los PS identificados en esta investigación podría asociarse con los patrones de consumo de la población de utensilios como platos, vasos, bandejas de tecnopor. Este polímero no se recicla, por lo que, generalmente, termina en los botaderos o rellenos sanitarios. De modo que urge fortalecer las normativas existentes para la regulación de plásticos de un solo uso.

En las aguas que se encuentran por debajo de las descargas de efluentes se reporta generalmente mayor cantidad de microplásticos (McCormick et al. 2014), lo cual es concordante con los registros obtenidos en el presente estudio en las estaciones RM-5 (1727 partículas de microplásticos) y RM-7 (612 partículas). Durante las visitas a

campo se ha evidenciado en las dos épocas la descarga de efluentes aguas arriba de las dos estaciones de monitoreo. Los efluentes industriales también podrían ser fuente de microplásticos (Zbyszewski et al. 2014). En la zona de estudio, la quebrada Huaycoloro (M-5) podría ser el mayor aportante de microplásticos según los registros obtenidos (tabla 5). En esta quebrada, Korea Water Resources Corporation (K-WATER), Pyunghwa Engineering Consultants y Yooshin Engineering Corporation (2015) han identificado fábricas industriales informales que descargan los efluentes sin control.

Otra de las fuentes de microplásticos son los residuos urbanos por falta de un sistema de gestión adecuado (Free et al. 2014; Purca & Henostroza 2017). En Perú, los residuos sólidos son arrojados a los botaderos informales y a los cauces de los ríos (Ruíz et al. 2009; Durand 2012).

4. CONCLUSIONES

En conclusión, se confirma la presencia de microplásticos en los sedimentos laterales del río Rímac. Esta situación podría estar afectando al ecosistema de la cuenca baja de dicho río. Sin embargo, es necesario realizar estudios más detallados, tanto en los sedimentos como en el agua superficial, para confirmar los efectos negativos. Por lo tanto, no se puede determinar la afectación a la salud de las personas por los microplásticos.

Por otro lado, se han obtenido 97 partículas de microplásticos correspondientes a la época de avenida (noviembre 2017) y 2982 partículas correspondientes a la época de estiaje (agosto 2018). Los microplásticos identificados corresponden a 38 partículas de poliestireno, 30 de polipropileno y 3 de polietileno tereftalato. Estos resultados son producto del diseño de una red de monitoreo de microplásticos, la que fue establecida previa visita a la zona de estudio y de la ejecución de los monitoreos. Estas redes se han asociado a las fuentes de microplásticos, como la presencia de residuos de plásticos en el cauce, y la descarga de efluentes industriales y domésticos. Asimismo, se han identificado 2695 microplásticos de tipo fragmento, 199 de tipo película, 121 de tipo filamento y 64 de tipo esférulas, correspondientes a las dos temporadas de evaluación.

Por otra parte, el tamaño de microplásticos es variable según la clasificación por grupos. En el primer grupo, cuyo tamaño es 0,063-0,1 mm, posee 364 microplásticos; el segundo grupo (0,1-1,0 mm), 1401 microplásticos; el tercero (1,0-2,5 mm), 1008 microplásticos; y, finalmente, el cuarto (2,5-5,0 mm), 306 microplásticos. Además, los microplásticos registrados comprenden diversos colores, siendo el blanco el color predominante, en segundo lugar el negro, luego el amarillo, y, en menor proporción, los colores azul, celeste, rojo, verde y anaranjado.

Finalmente, los residuos de plásticos son una de las fuentes de microplásticos detectados en los sedimentos muestreados. Dichos residuos están asociados a la mala gestión de residuos sólidos en alguna etapa de la cadena de las actividades productivas,

falta de cobertura de recojo y los malos hábitos de las poblaciones asentadas cerca al cauce del río Rímac. Otras de las fuentes son las descargas de efluentes industriales, provenientes de la industria informal.

REFERENCIAS

- Allen, S., D. Allen, S. Karbalaei, V. Maselli & T. Walker 2022. Micro(nano)Plastics Sources, Fate, and Effects: What We know after Ten Years of Research. *Journal of Hazardous Materials Advances* 6. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100057>
- Castañeda, R., S. Avlijas, M. Simard & A. Ricciardi 2014. Microplastic Pollution in St. Lawrence River Sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71 (12): 1767-1771. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0281>
- Chota-Macuyama, W. & J. Chong 2020. Primer registro de ingestión de microplásticos por un pez de importancia comercial en la ciudad de Iquitos, amazonía Peruana. *Folia Amazónica, Revista del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana* 29 (2): 179-188. <https://doi.org/10.24841/fa.v29i2.521>
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband & T. S. Galloway 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>
- Coll, J. 2017. Investigación geotécnica para la red del metro de Lima. *Perfiles de Ingeniería* 13: 25-33.
- Crawford, C. B. & B. Quinn 2017a. Microplastic Collection Techniques. *Elsevier* 179-202. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00008-6>
- Crawford, C. B. & B. Quinn 2017b. Microplastics, Standardisation and Spatial Distribution. *Microplastic Pollutants*: 101-130. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00005-0>
- Dávila, Y. & R. Montalvan 2021. Análisis de la presencia de microplásticos en la arena de las playas de la costa sur del Perú. *Sincretismo, Revista de Divulgación Científica* 1: 5-9.
- Dris, R., H. Imhof, W. Sanchez, J. Gasperi, F. Galani, B. Tassin & C. Laforsch 2015. Beyond the Ocean: Contamination of Freshwater Ecosystems with (Micro-) Plastic Particles. *Environmental Chemistry* 12 (5): 539-550. <https://doi.org/10.1071/EN14172>
- 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.
- Eerkes-Medrano, D., R. C. Thompson & D. C. Aldridge 2015. Microplastics in Freshwater Systems: a Review of the Emerging Threats, Identification of Knowledge Gaps and Prioritisation of Research Needs. *Water Research* 75: 63-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Eriksen, M., S. Mason, S. Wilson, A. Zellers, W. Edwards, H. Farley & S. Amato 2013. Microplastic Pollution in the Surface Waters of the Laurentian Great

- Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 77 (1/2): 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Faure, F., M. Corbaz, H. Baecher & L. F. De Alencastro 2012. Pollution due to Plastics and Microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. *Archives Des Sciences* 65 (1/2): 157-164. <https://doi.org/10.1071/EN14218>
- Free, C. M., O. P. Jensen, S. A. Mason, M. Eriksen, N. J. Williamson & B. Boldgiv 2014. High-levels of Microplastic Pollution in a large, remote, Mountain Lake. *Marine Pollution Bulletin* 85 (1): 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
- Frias, J. P. & R. Nash 2019. Microplastics: Finding a Consensus on the Definition. *Marine Pollution Bulletin* 138: 145-147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Horton, A. A., C. Svendsen, R. J. Williams, D. J. Spurgeon & E. Lahive 2016. Large Microplastic Particles in Sediments of Tributaries of the River Thames, UK - Abundance, Sources and Methods for Effective Quantification. *Marine Pollution Bulletin* 114 (1): 218-226. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>
- Iannacone, J., F. Principe, D. Minaya, G. Panduro, M. Carhuapoma & L. Alvariano 2021. Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú* 32 (2): 1-15. <https://doi.org/10.15381/rirep.v32i2.20038>
- Imhof, H., N. Ivleva, J. Schmid, R. Niessner & C. Laforsch 2013. Contamination of Beach Sediments of a Subalpine Lake with Microplastic Particles. *Current Biology* 23 (19): 867-868. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.09.001>
- Klein, S. 2015. *Microplastics in Freshwater Systems: Analysis, Occurrence, and Sorption of Organic Contaminants*. Tesis para optar al grado de Doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.) Technische Universität Dresden Supervisors/Examiners. <https://d-nb.info/1100355952/34> [consultado: 28-11-2023].
- Korea Water Resources Corporation (K-WATER), Pyunghwa Engineering Consultants & Yooshin Engineering Corporation 2015. *Plan Maestro del Proyecto Restauración del Río Rímac*. Informe Final. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/637> [consultado: 19-11-2023].
- Lechner, A., H. Keckeis, F. Lumesberger-Loisl, B. Zens, R. Krusch, M. Tritthart, M. Glas & E. Schludermann 2014. The Danube so Colourful: a Potpourri of Plastic Litter Outnumbers Fish Larvae in Europe's Second largest River. *Environmental Pollution* 188: 177-181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>
- Leslie, H. A., M. J. van Velzen, S. H. Brandsma, A. D. Vethaak, J. J. Garcia & M. H. Lamoree 2022. Discovery and Quantification of Plastic Particle Pollution in Human Blood. *Environment International* 163: 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>
- Li, B., W. Liang, Q. X. Liu, S. Fu, C. Ma, Q. Chen, L. Su, N. J. Craig & H. Shi 2021. Fish Ingest Microplastics Unintentionally. *Environmental Science and Technology* 55 (15): 10471-10479. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01753>

- Manrique, R. 2019. *Microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja y desembocadura del río Jequetupeque, Perú*. Tesis de magíster en Química. Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima.
- Martínez, A. 2014. *Análisis y caracterización de microplásticos presentes en limpiadores faciales y su impacto sobre el medio ambiente*. Tesis de magíster en Ingeniería Ambiental y Procesos Sostenibles. Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena.
- Masura, J., J. Baker, G. Foster & C. Arthur 2015. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for Quantifying Synthetic Particles in Waters and Sediments. *NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48*. https://repository.oceanbestpractices.org/bitstream/handle/11329/1076/noaa_microplastics_methods_manual.pdf?sequence=1&isAllowed=y [consultado: 28-11-2023].
- McCormick, A., T. J. Hoellein, S. A. Mason, J. Schluep & J. J. Kelly 2014. Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science and Technology* 48 (20): 11863-11871. <https://doi.org/10.1021/es503610r>
- McCormick, A. R., T. J. Hoellein, M. G. London, J. Hittie, J. W. Scott & J. J. Kelly 2016. Microplastic in Surface Waters of Urban Rivers: Concentration, Sources, and Associated Bacterial Assemblages. *Ecosphere* 7 (11): 1-22.
- Ministerio de Agricultura. 2010. Evaluación de los Recursos Hídricos en la Cuenca del Río Rímac. *Autoridad Nacional del Agua* 1: 1-225. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/5> [consultado: 19-11-2023].
- Moore, C. J., G. L. Lattin & A. F. Zellers 2011. Quantity and Type of Plastic Debris flowing from Two Urban Rivers to Coastal Waters and Beaches of Southern California. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 11 (1): 6573. <https://doi.org/10.5894/rgci194>
- Purca, S. & A. Henostroza 2017. Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Revista Peruana de Biología* 24 (1): 101-106. <https://doi.org/10.15381/rpb.v24i1.12724>
- Rout, P. R., A. Monhanty, Aastha, A. Sharma, M. Miglani, D. Liu & S. Varjani 2022. Micro- and Nanoplastics Removal Mechanisms in Wastewater Treatment Plants: a Review. *Journal of Hazardous Materials Advances* 6. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100070>
- Ruíz, A., C. Zela, M. Pajuelo, P. Roldán & J. C. Rodríguez 2009. *Desde la basura, cambiando mentes y corazones*. Lima: Ciudad Saludable.
- Sadri, S. S. & R. C. Thompson 2014. On the Quantity and Composition of Floating Plastic Debris Entering and Leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin* 81 (1): 55-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>
- United Nations 2018. *The World's Cities in 2018*. New York: Economic and Social Affairs https://www.un.org/en/development/desa/population/publications/pdf/urbanization/the_worlds_cities_in_2018_data_booklet.pdf [consultado: 19-11-2023].

- Wagner, M. C. Scherer, D. Alvarez, N. Bernnholt, X. Bourrain, S. Buchinger, E. Fries, C. Grosbois, J. Klasmeier, T. Marti, S. Rodriguez, R. Urbatzka, A. D. Vethaak, M. Winther & G. Reifferscheid 2014. Microplastics in Freshwater Ecosystems: What We Know and What We Need to Know. *Environmental Sciences Europe* 26 (1): 1-9. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>
- Wright, S. L. & F. J. Kelly 2017. Plastic and Human Health: a Micro Issue? *Environmental Science & Technology* 51: 6634-6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Yang, D., H. Shi, L. Li, J. Li, K. Jabeen & P. Kolandhasamy 2015. Microplastic Pollution in Table Salts from China. *Environmental Science and Technology* 49 (22): 13622-13627. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163>
- Zbyszewski, M. & P. L. Corcoran 2011. Distribution and Degradation of fresh Water Plastic Particles along the Beaches of Lake Huron, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 220 (1/4): 365-372. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0760-6>
- Zbyszewski, M., P. L. Corcoran & A. Hockin 2014. Comparison of the Distribution and Degradation of Plastic Debris along Shorelines of the Great Lakes, North America. *Journal of Great Lakes Research* 40 (2): 288-299. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.02.012>