

**CALDASIA**

ISSN En línea: 2357-3759

ISSN Impreso: 0366-5232

## Publicación anticipada

Este trabajo ha sido aceptado para publicación en Caldasia al haber completado el proceso de evaluación por pares y su respectiva corrección, pero no se ha preparado para diagramación ni corrección de estilo. Por tanto, se pueden encontrar diferencias entre esta versión y la publicación final.

Esta versión está disponible al público, pero recomendamos fuertemente que se haga referencia al pdf final para propósitos de citación.

## Early view

This paper has been accepted for publication in Caldasia after completed the peer review process but has not been through the layout and proofreading processes. Thus, differences between this version and the final file may be found.

This version is available for the public, but we strongly encourage use the final pdf for approved citation.

### Abundancia de microplásticos del agua, sedimento, y en peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú)

Microplastic abundance in water, sediment, fish, and prawns from the lower basin of the Lacramarca River (Ancash, Peru)

GLADIS MELGAREJO-VELÁSQUEZ<sup>1\*</sup>, WALTER REYES-AVALOS<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional del Santa. Laboratorio de Acuicultura Ornamental. Departamento Académico de Biología, Microbiología y Biotecnología. Facultad de Ciencias. Avenida Universitaria s/n Urbanización Bellamar, Nuevo Chimbote, 02712, Ancash, Perú. [gmgarejo@uns.edu.pe](mailto:gmgarejo@uns.edu.pe), [wreyes@uns.edu.pe](mailto:wreyes@uns.edu.pe)

\* Autor para correspondencia.

**Citación:** Melgarejo-Velásquez G, Reyes-Avalos W. 2024. Abundancia de microplásticos del agua, sedimento y en peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú). Caldasia 46(3):xx-xx. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n3.106414>

**Recibido:** 13/Mar/2023 **Aceptado:** 09/07/2024 **Publicación en línea:** 23/07/2024

## RESUMEN

La contaminación por microplásticos (MPs) comienza por la actividad antropogénica que contamina ríos, lagos y mares. El objetivo del presente estudio fue determinar la abundancia de los MPs del agua, sedimento y en peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú). Las muestras procedieron de tres estaciones que abarcó una extensión de 5300 m de cauce del río. Se evaluaron la forma, tamaño y color de los MPs del agua, sedimento, en peces (*Poecilia reticulata*, *Brycon atrocaudatus*, *Eretmobrycon peruanus* y *Mugil cephalus*) y camarones (*Cryphiops (Cryphiops) caementarius* y *Macrobrachium inca*). La abundancia de MPs del agua y sedimento fueron de 280 666 MPs/m<sup>3</sup> y de 2175 MPs/kg, de los cuales los fragmentos representan el 87,5 % y 92,9 %, respectivamente. Los fragmentos pequeños (10-20 µm) y medianos (21-200 µm) estuvieron en mayor proporción. Los fragmentos abundaron en peces (209,3 y 129,5 MPs/pez) y camarones (145,4 y 158,4 MPs/camarón). Las fibras y microesferas fueron las de menor proporción en el agua, sedimento y en los peces y camarones. El color predominante de los MPs fue el rojo, negro y azul. La abundancia de MPs en el estómago y branquias de peces y camarones se correlacionó con los MPs del sedimento y del agua. El presente estudio demuestra por primera vez la abundancia de MPs (fragmentos, fibras y microesferas) en agua, sedimento, peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca, al mismo tiempo que muestra que este ecosistema está impactado negativamente por la presencia de MPs.

**Palabras clave:** bioacumulación, contaminación, desechos plásticos, partículas antropogénicas, plásticos fluviales.

## ABSTRACT

Microplastic (MPs) pollution begins due to anthropogenic activities contaminating rivers, lakes, and seas. The present study aimed to determine the abundance of MPs in water, sediment, fish, and prawns from the lowest basin of the Lacramarca River (Ancash, Peru). The samples came from three stations spanning 5300 m of the riverbed. The shape, size, and color of MPs from water, sediment, fish (*Poecilia reticulata*, *Brycon atrocaudatus*, *Eretmobrycon peruanus*, and *Mugil cephalus*) and prawns (*Cryphiops (Cryphiops) caementarius* and *Macrobrachium inca*) were evaluated. The abundance of MPs in the water and sediment samples were 280 666 MPs/m<sup>3</sup> and 2175 MPs/kg, respectively, and mainly fragments (87.5 % and 92.9 %, respectively) were detected with main size classes corresponding to small (10-20 µm) and medium (21-200 µm) size fractions. The fragments were also abundant in fish (from 209.3 to 129.5 MPs/fish) and prawns (145.4 to 158.4 MPs/prawn). Fibers and microspheres had the lowest proportion observed in all samples analyzed (water, sediment, fish, and prawns). The predominant color of the MPs was red, followed by black and blue. The abundance of MPs in the stomach and gills of fish and prawns was positively correlated with MPs in the sediment and water. This study demonstrates for the first time the abundance of MPs (fragments, fibers, and microspheres) in water, sediment, fish, and prawns from the lowest basin of the Lacramarca River, highlighting the negative impact that MPs had in this important ecosystem.

**Keywords:** bioaccumulation, pollution, plastic waste, anthropogenic particles, fluvial plastics.

## INTRODUCCIÓN

Los plásticos fluviales que se producen en el mundo son de 134 000 millones de toneladas (mt) por año (Mai *et al.* 2020). En América y El Caribe se generan 231 mt de plásticos de los cuales el 85 % provienen del área urbana, y en Perú el promedio per cápita fue de 0,75 kg/persona/día (Kaza *et al.* c2018). La contaminación por microplásticos (MPs) comienza tierra adentro y llega al océano a través de ríos, lagunas, lagos y playas (Ivleva *et al.* 2017, Iannacone *et al.* 2019).

Los MPs primarios son pequeños (< 5 mm) de forma de fragmentos, pellets y microperlas que provienen del procesamiento industrial de plásticos (Cole *et al.* 2013, Lee *et al.* 2013), de la cosmética y limpieza (Turner *et al.* 2019), de partículas de resina y de materias primas industriales (Yang *et al.* 2021). En cambio, los MPs secundarios se originan a partir de la fragmentación de los residuos plásticos generados por procesos químicos, físicos y biológicos (Zhao *et al.* 2015) cuyas fuentes son telas, bolsas, boyas, flotadores (Bayo *et al.* 2020), productos del embalaje, de la construcción, productos eléctricos y electrónicos, desechos de la agricultura y los derivados de la actividad automotriz (Yang *et al.* 2021), entre otros. En cualquiera de los casos, los MPs son vectores de contaminantes del ecosistema donde los organismos lo bioacumulan (Amelia *et al.* 2021).

Los MPs en los sistemas de agua dulce se distribuyen en la columna de agua (Bellasi *et al.* 2020) y en los sedimentos (Drummond *et al.* 2022), cuya acumulación depende de los vientos y las corrientes de agua (Prata *et al.* 2019). Sin embargo, los sedimentos están más contaminados que las aguas superficiales (Thompson 2015), pero en ambos casos afecta los hábitats y las cadenas

alimenticias, donde la abundancia y el tamaño de los MPs ocasionan que los organismos acuáticos lo ingieran de manera accidental (Bellasi *et al.* 2020). Es por ello, que los MPs de diferentes formas, tamaños y colores están presentes en el estómago e intestino de peces (De-la-Torre *et al.* 2019, Loayza *et al.* 2022), crustáceos (Gray y Weinstein 2017, Potocka *et al.* 2019, Yin *et al.* 2022a) y moluscos bivalvos (Valencia-Velasco *et al.* 2020). En general, los MPs presentes en el interior de los organismos acuáticos afecta la condición de salud y la de sus depredadores (Santillán *et al.* 2020), debido a los efectos tóxicos de las partículas microplásticas de diferente composición química (Lei *et al.* 2018, Wang *et al.* 2020).

La cantidad de MPs antropogénicos que se vierten al agua depende de la densidad poblacional de los centros urbanos ubicados cerca de los ríos (Bellasi *et al.* 2020). El Perú posee 53 ríos que desembocan en el Océano Pacífico (Tovar *et al.* 2006), de estos solo se ha evaluado la presencia de MPs en los ríos Jequetepeque (Manrique 2019), Rímac (Huanaco 2019), Lurín y Chillón (Martínez *et al.* 2023) y en un tributario del río Cañete (Canchari y Iannacone 2023), lo cual refleja el escaso conocimiento de la presencia y abundancia de MPs fluviales. Sin embargo, no se ha estudiado la presencia de MPs en el ecosistema del río Lacramarca. La cuenca del río Lacramarca tiene un área de drenaje total de 841,48 km<sup>2</sup> y una longitud de recorrido de 50,16 km, además, la subcuenca Bajo Lacramarca desde la desembocadura representa el 23 % del total de la cuenca (ANA c2009). La hipótesis es que en el ecosistema del río Lacramarca están presentes los MPs, toda vez que hay áreas de cultivo y algunos asentamientos humanos adyacentes, y por tener un caudal irregular es abastecida con agua del río Santa (ANA c2009) que contribuye con peces (Ortega *et al.* 2007) y camarones (Dávila *et al.* 2013, Díaz *et al.* 2020) y probablemente con contaminantes orgánicos e inorgánicos. En consecuencia, el objetivo de la investigación fue

determinar la abundancia de los MPs del agua, sedimento y en peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú).

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Zona de estudio**

La cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú) fue la zona de estudio. Las estaciones de muestreo (Fig. 1) fueron: Estación E1 - Hito 26 ( $9^{\circ}05'13.83''$  Sur y  $78^{\circ}33'07.54''$  Oeste) corresponde al Sector Tangay Bajo donde hay vertimiento de aguas de la actividad agrícola y solo en el margen derecho hay escasos asentamientos humanos. Estación E2, entre el Puente Pardo (Hito 13) y el puente Meiggs (Hito 12) ( $9^{\circ}06'37.75''$  Sur y  $78^{\circ}32'55.04''$  Oeste), donde se encuentra los humedales de Villa María y hay asentamientos humanos en el margen izquierdo del río. Estación E3 - Hito 26 ( $9^{\circ}07'46.25''$  Sur y  $78^{\circ}33'33.15''$  Oeste) comprende la zona cerca a la desembocadura del río, donde se encuentra acumulación de basura doméstica y hay presencia de aguas residuales industriales. La distancia desde la E1 a la E2 es de  $\approx 2800$  m y de la E2 a la E3 de  $\approx 2500$  m. El ancho del río de cada estación de muestreo fue de 10, 20 y 12 m, respectivamente, y la profundidad varió entre 30 a 50 cm.

### **Protocolos**

Los protocolos que se emplearon para la colección y procesamiento de las muestras fueron descritos previamente (Cole *et al.* 2013, Masura *et al.* c2015, Dehaut *et al.* 2016, Barrows *et al.* 2017, Lusher *et al.* 2017), pero se realizaron modificaciones que se indican más adelante. Para evitar la contaminación cruzada, las derivadas del propio lugar y las del investigador en el

laboratorio, se siguieron las recomendaciones de Lusher *et al.* (2017). Las muestras de agua, sedimento, peces y camarones, fueron colectadas entre octubre y noviembre de 2021 y se hizo todo lo posible para minimizar el sufrimiento de los animales.

### **Colección y procesamiento de agua**

El agua del río ( $n = 3$ , por estación) fue colectada a 10 cm de profundidad, mediante frascos de vidrio (1 L). El agua fue filtrada (malla ASTM N° 4 y papel Whatman N° 40), las partículas retenidas se trataron con NaCl 5M durante 1 h y el sobrenadante fue filtrado y tratado con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30 % en baño María (60 °C por 4 h) para la degradación completa de la materia orgánica, luego fue secado a temperatura ambiente lo que permitió obtener las partículas de MPs del agua. El conteo de las partículas de MPs fue realizado bajo microscopio óptico a 40X. La abundancia de MPs del agua fue estimada como MPs/m<sup>3</sup>. La temperatura del agua fue medida con termómetro digital ( $23,7 \pm 0,2$  °C), el pH con pH metro digital Pocket ( $7,0 \pm 0,1$  unidades) y la salinidad con Salinómetro digital Atago ( $1,1 \pm 0,1$  ‰).

### **Colección y procesamiento de sedimento**

El sedimento ( $n = 3$ , por estación) fue colectado ( $\approx 1$  kg por muestra) de la capa superficial ( $\sim 5$  cm) de las orillas del río (donde el agua alcanza a subir en época de creciente) mediante el método del cuadrante (50 x 50 cm) y fueron almacenados en bolsas herméticas. El sedimento fue secado en estufa (60 °C por 24 h), luego pesado y las partículas que pasaron el tamiz (malla ASTM N° 4) fueron tratadas con NaCl 5M durante 2 h, cuyo sobrenadante fue filtrado (papel Whatman N° 40) y tratado con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30 % en baño maría (60 °C por 4 h) o hasta verificar la degradación de la materia orgánica. Luego, se adicionó NaCl 5M y se mantuvo por 12 h, se filtró (papel Whatman

Nº 40) y se secó a temperatura ambiente para obtener las partículas de MPs del sedimento. La textura del sedimento fue determinada sobre la base de las proporciones de arena/limo/arcilla (Flemming 2020). La abundancia de MPs del sedimento fue expresada como MPs/kg de sedimento seco.

### **Colección y procesamiento de peces y camarones**

Los peces y camarones fueron capturados con red tipo cerco (1 cm de abertura de malla) e inmediatamente sumergidos en agua helada ( $\approx 2$  °C) para evitar la evacuación gástrica. La frecuencia de las capturas de los animales por estación de muestreo fue de cuatro veces. En laboratorio, los peces fueron reconocidos con las claves taxonómicas de Chirichigno y Vélez (c1998), Román-Valencia *et al.* (2008) y Jiménez *et al.* (c2015); en cambio, para las especies de camarones se empleó la clave taxonómica de Méndez (1981). El peso total (PT) de los peces y camarones fue determinado en balanza digital ADAM ( $\pm 0,10$  g). La longitud total (LT) de los peces fue medida con ictiómetro ( $\pm 0,10$  cm) y de los camarones con vernier digital ( $\pm 0,01$  mm) con los animales posicionados ventralmente. Las especies de peces fueron *Poecilia reticulata* (Peters, 1859) ( $32,16 \pm 5,27$  mm de LT;  $0,50 \pm 0,21$  g de PT; n = 5 capturados en la E1 y E2), *Brycon atrocaudatus* (Kner, 1863) (45,90 mm de LT; 1,30 de PT; n = 1 capturado en la E1), *Eretmobycon peruanus* (Müller y Troschel, 1845) (39,58 mm de LT; 0,69 g de PT; n = 1 capturado en la E2) y *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758) ( $238,75 \pm 95,82$  de LT;  $269,09 \pm 170,88$  de PT; n = 5 capturados en la E1 y E3). Las especies de camarones fueron *Cryphiops (Cryphiops) caementarius* (Molina, 1782) ( $63,14 \pm 20,74$  mm de LT;  $6,43 \pm 6,20$  g de PT; n = 13 capturado en la E1, E2 y E3) y *M. inca* (Holthuis, 1950) ( $62,28 \pm 24,83$  mm de LT;  $5,30 \pm 6,30$  g de PT; n = 2 capturado en la E1 y E2).

Los peces y camarones fueron enjuagados con agua desionizada antes de realizar la disección y luego se extrajeron las branquias, estómago e intestino de los peces, y las branquias, estómago y hepatopáncreas de los camarones. Cada órgano fue pesado (balanza OHAUS,  $\pm 0,10$  mg), sumergido en KOH al 30 % y mantenido en baño maría a 60 °C hasta la degradación del tejido (Duflos *et al.* 2017). Luego, se agregó NaCl 5M (2 NaCl:1 muestra) y se mantuvo durante 24 h. El sobrenadante fue filtrado (papel Whatman N° 40) y secado al ambiente para obtener las partículas de MPs de cada órgano de los animales. La abundancia de MPs en los peces y camarones fue expresada como MPs/organismo (MPs/pez o MPs/camarón).

### **Clasificación de MPs**

Los MPs fueron agrupados por tamaños pequeños  $< 0,01$  mm, medianos 0,02 mm, grandes 0,20 mm y muy grandes 1,0-2,5 mm. No se encontraron MPs  $> 2,5$  mm. Las formas consideradas de MPs fueron fragmentos, fibras y microesferas (Lusher *et al.* 2017) y los colores fueron rojo, azul, amarillo, negro y el transparente. Para clasificar a los MPs se utilizó un microscopio óptico (40x) y un ocular micrométrico (EM-15X Lomo).

### **Análisis estadístico**

Los datos fueron sometidos a las pruebas de homogeneidad de varianza y de normalidad mediante Levene y de Shapiro-Wilk, respectivamente. Las diferencias entre las medias de los MPs fueron determinadas por análisis de varianza simple (ANOVA) y con la prueba de Duncan a un nivel de significancia fue  $P < 0,05$ . Los datos se presentaron como media  $\pm$  desviación estándar. Además, se realizó correlación de Pearson entre la abundancia de los MPs del agua con el sedimento y con

la acumulación en estómago y branquias de los grupos de peces y camarones. Los datos fueron procesados con el software SPSS v. 25 para Windows.

## RESULTADOS

### Abundancia de MPs en agua

Los MPs del agua del río Lacramarca fue de  $280\,666 \pm 40\,335$  MPs/m<sup>3</sup>, de los cuales los fragmentos representan el 87,5 %, las fibras el 10,3 % y las microesferas el 2,1 % (Fig. 2a), pero en todas las estaciones de muestreo estos fueron pequeños y medianos (Fig. 2b) con predominancia del negro, rojo, azul y el transparente (Fig. 2c). Los fragmentos en el agua fueron abundantes ( $P < 0,05$ ) en la E2, seguido de la E3 y la E1, en relación con las fibras y microesferas que estuvieron en menor proporción y fueron similares entre ellas ( $P > 0,05$ ) (Fig. 3). Los fragmentos con bordes irregulares fueron más frecuentes que el de las fibras.

### Abundancia de MPs en sedimento

Los MPs del sedimento del río Lacramarca fue de  $2175 \pm 653$  MPs/kg, de los cuales los fragmentos representan el 92,9 %, las fibras el 5,7 % y las microesferas el 1,4 % (Fig. 2a), pero en todas las estaciones de muestreo estos fueron pequeños y medianos (Fig. 2b) con predominancia del azul, rojo y negro (Fig. 2c). Los fragmentos del sedimento fueron los que abundaron ( $P < 0,05$ ) en la E1, seguido por los de la E2 y la E3, en relación con las fibras y microesferas que estuvieron en menor proporción y fueron similares entre ellas ( $P > 0,05$ ) (Fig. 3). El sedimento de la E1 fue franco arcillosa, el de la E2 franco arcillo arenosa y de la E3 arenosa media. Los fragmentos y las fibras tuvieron bordes irregulares.

### **Abundancia de MPs en peces**

En el estómago y branquias de los peces abundaron los fragmentos (209,3 y 129,5 MPs/pez, respectivamente) y fueron superiores ( $P < 0.05$ ) a las fibras (24,7 y 19,3 MPs/pez, respectivamente) y microesferas (15,7 y 9,3 MPs/pez, respectivamente), aunque estos dos últimos MPs fueron similares ( $P > 0.05$ ) (Fig. 4). Además, los fragmentos y las microesferas de mayor proporción fueron pequeños y medianos. Los colores de MPs predominantes fueron el negro, rojo y azul (Fig. 2c).

### **Abundancia de MPs en camarones**

En el estómago y branquias de los camarones abundaron los fragmentos (145,4 y 158,4 MPs/camarón, respectivamente) y fueron superiores ( $P < 0.05$ ) sobre las fibras (14,0 y 6,7 MPs/camarón, respectivamente) y las microesferas (7,8 y 7,8 MPs/camarón, respectivamente), aunque estos dos últimos MPs fueron similares ( $P > 0.05$ ) (Fig. 4). Los fragmentos y las microesferas pequeñas y medianas estuvieron en mayor proporción; en cambio, las fibras grandes y muy grandes estuvieron presentes en todos camarones. Los MPs rojos, transparente y negro estuvieron en mayor proporción (Fig. 2c). En el hepatopáncreas de los camarones no hubo MPs.

### **Relación de MPs del agua y sedimento vs peces y camarones**

En el estómago de los peces la abundancia de MPs tuvo correlación negativa ( $r = -0,7441$ ;  $P > 0,05$ ) con los MPs del agua (Fig. 5a) y fue positiva ( $r = 0,9949$ ;  $P < 0,05$ ) con los MPs del sedimento (Fig. 5b). En el caso del estómago de los camarones, la abundancia de MPs tuvo correlación

negativa ( $r = -0,9412$ ;  $P < 0,05$ ) con los MPs del agua (Fig. 5c) pero fue positiva ( $r = 0,9381$ ;  $P > 0,05$ ) con los MPs del sedimento (Fig. 5d).

En las branquias de los peces la abundancia de MPs tuvo correlación positiva ( $r = 0,1389$ ;  $P > 0,05$ ) con los MPs del agua (Fig. 6a) y con los MPs del sedimento ( $r = 0,5302$ ;  $P > 0,05$ ) (Fig. 6b). En las branquias de los camarones, la abundancia de MPs tuvo correlación negativa ( $r = -0,5789$ ;  $P > 0,05$ ) con los MPs del agua (Fig. 6c) y con los MPs del sedimento ( $r = 0,0806$ ;  $P > 0,05$ ) (Fig. 6d).

## DISCUSIÓN

En la investigación se demuestra por primera vez la presencia de MPs como fragmentos, fibras y microesferas en el agua, sedimento y en el estómago y branquias de peces (*P. reticulata*, *B. atrocaudatus*, *E. peruanus* y *M. cephalus*) y de camarones (*C. (C.) caementarius* y *M. inca*), que habitan el río Lacramarca. En el agua los fragmentos fueron los más abundantes al constituir el 87,5 % del total de MPs colectados (280.666 MPs/m<sup>3</sup>), siendo los de tamaño pequeños y medianos los de mayor proporción. Estos resultados sugieren que la fuente de contaminación proviene de las zonas adyacentes o de otra cuenca hidrográfica, como ha sido reportado para este tipo de MPs (Bayo *et al.* 2020). Además, por el nivel de erosión de los bordes de los fragmentos estos no son recientes, lo que es evidencia de que provinieron de otro lugar, pues la exposición de plásticos a la interperie por largo tiempo ocasiona desgaste (Yang *et al.* 2021).

En el agua cercanas a las áreas urbanas densamente pobladas hay mayor abundancia de MPs (Buwono *et al.* 2019), además, la presencia de MPs en el sistema agrícola se transfiere a los lagos y ríos a través de la escorrentía superficial (Raju *et al.* 2023). En la cuenca baja del río Lacramarca

hay escasos asentamiento humanos y menor extensión de terrenos agrícolas, por lo que es más probable que los MPs detectados en el agua y sedimento provengan del agua del río Santa que ingresa para irrigar los campos de cultivo en la subcuenca Bajo Lacramarca (ANA c2009). Sin embargo, no se conoce si el agua de dicho río contiene MPs. Los fragmentos, fibras, pellets y espumas que proceden de los centros urbanos cercanos a los ríos son los causantes de la presencia de MPs en el agua (McCormick *et al.* 2016), de igual manera sucede cuando los contaminantes que discurren por el suelo del territorio de una cuenca hidrográfica afecta la concentración de MPs en los ríos (Bellasi *et al.* 2020). Es necesario evaluar la presencia de MPs del agua y del sedimento de la subcuenca Alto Lacramarca y también de la cuenca del río Santa para complementar esta investigación.

Los sedimentos fluviales poseen MPs cuya abundancia es hasta varias decenas de miles de elementos por kilogramo (Yang *et al.* 2021). En el sedimento del río Lacramarca, los fragmentos representan el 92,9 % del total de MPs colectados (2175 MPs/kg), principalmente de tamaños pequeños y medianos, cuya alta abundancia podría explicarse por la naturaleza franco arcillosa en las Estaciones E1 y E2, así como arenosa media en la Estación E3, que retiene los fragmentos en mayor proporción; pero, por los diferentes fenómenos de mezcla que ocurre en un río modifican la concentración de MPs en diferentes zonas (Bellasi *et al.* 2020), aun cuando la columna de agua del río fue mínima (30 a 50 cm) en la época de muestreo. En el sedimento de naturaleza canto rodado de la desembocadura del río Jequetepeque se ha reportado 160 MPs/kg de los cuales alta proporción (78 %) son fragmentos (Manrique 2019). En cambio, en la cuenca baja del río Rímac cuyo sedimento es de naturaleza arena pedregosa fueron identificados MPs tipo fragmento en cantidad

variable (0 a 1305 MPs/estación de muestreo), pero que en total representan el 89,1% de lo colectado en época de estiaje (Huanaco 2019).

Las fibras y microesferas fueron las de menor abundancia en el agua y sedimento del río Lacramarca. Una explicación sería de que estos tipos de MPs son fácilmente arrastrados por el agua y levantados del sedimento dado la escasa profundidad de la columna de agua (30 a 50 cm) en la época de muestreo. En los ríos hay mezclas en diferentes zonas que modifican la concentración de MPs (Bellasi *et al.* 2020). Otra explicación podría ser que no hay fuerte contaminación antrópica en la zona de muestreo, pues las fibras provienen del rayon, algodón, poliéster (Zambrano *et al.* 2019), comunes en los sedimentos de agua dulce (Yang *et al.* 2021) y una cierta cantidad de fibras proviene de las aguas residuales domésticas (Yin *et al.* 2022b). En cambio, las microesferas proceden de los productos de cuidado personal, de productos de limpieza, revestimientos, pinturas y resinas diversas (Hale *et al.* 2020). En *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758), las microesferas en muestras de tejido del estómago, hepatopáncreas, ovario y branquias, tienen implicaciones para la salud de los organismos, la red alimentaria e incluso para los seres humanos (Farrell y Nelson 2013). Los protozoarios, las larvas y juveniles de peces ingieren microesferas que afecta el estado fisiológico de los animales (Stienbarger *et al.* 2021).

Los organismos acuáticos ingieren accidentalmente MPs del agua o del sedimento, lo que depende de la abundancia y del tamaño de las partículas, así como del comportamiento de las especies (Bellasi *et al.* 2020). La abundancia de fragmentos en el agua y sedimento del río Lacramarca, se reflejó en similar proporción en el estómago y branquias de los peces y camarones. Similar resultado es observado en *Gambusia affinis* (Baird y Girard, 1853) (Buwono *et al.* 2019). Los

resultados de la investigación sugieren que no hubo discriminación de una partícula de alimento natural con los MPs, por lo que al ser ingeridos por los peces y camarones podría afectar las paredes del tracto digestivo y de las branquias, como sucede en peces marinos (Yin *et al.* 2018) y en peces de agua dulce que habitan lagos (Yin *et al.* 2022b). Los MPs acumulados en el tracto gastrointestinal pueden translocarse a otros órganos y afectar la salud de los peces (Wang *et al.* 2020), como en *Dicentrarchus labrax* (Linneo, 1758) donde los MPs producen alteraciones en la pared intestinal (Pedà *et al.* 2016). En los crustáceos, como *Cangron cangron* (Linneo, 1758) ingiere fibras por accidente pero no tolera microesferas (Devriese *et al.* 2015). En *Palaemon pugio* (Holthuis, 1949), los diferentes tamaños y formas de MPs provocan mortalidad (Gray y Weinstein 2017). En *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853, los MPs de poliestireno de 5 µm se acumulan en branquias, intestino y hepatopaneas (Yu *et al.* 2018). En la investigación no se encontraron MPs en el hepatopáncreas de los camarones probablemente por el mayor tamaño de los MPs detectados con la metodología empleada.

Las especies de peces con un sentido del gusto bien desarrollado apenas pueden detectar las fibras al tragarlas, por lo que las ingieren de manera involuntaria (Yin *et al.* 2022b). Esto podría explicar la menor proporción de las fibras e incluso de las microesferas en el estómago de los peces y camarones, sin embargo, su presencia pueden tener efectos negativos, como sucede en otras especies acuáticas. Por ejemplo, En *P. pugio*, la ingestión de fibras (< 50 µm) son difíciles de egestar; en cambio, las microesferas ocasionan una falsa saciedad que afecta la aptitud física del animal (Gray y Weinstein 2017). De manera similar sucede en *C. maenas* (Watts *et al.* 2015). En necesario estudiar el efecto que pueden causar las fibras y las microesferas sobre la salud de los peces y camarones que habitan el río Lacramarca.

Los colores de los MPs del agua y sedimento de la zona de estudio fueron diversos, pero el rojo, negro y azul fueron los más frecuentes; en cambio, los peces y camarones del río Lacramarca ingieren MPs de colores en similar proporción de los que existen en el agua y sedimento. Estos resultados demuestran que la ingestión de MPs podría ser accidental o por confusión por el color de las presas. Sin embargo, la ingesta de MPs por los animales acuáticos por los colores y por el parecido al alimento, está aun en discusión (Devriese *et al.* 2015). Los MPs que se asemejan al color de la presa natural pueden contribuir a una mayor probabilidad de que los peces los ingieran y en la caso de peces de lagos, los MPs negros y azules pueden ser más atractivos (Buwono *et al.* 2019, Yin *et al.* 2022b). En *Gambusi holbrooki* Girard, 1859 no fue posible afirmar si la especie tiene preferencias por algún color o simplemente se debe a la abundancia de MPs en su hábitat (Rodríguez-Sierra *et al.* 2020). En *M. cephalus*, hay baja ocurrencia de MPs en el estómago (Fernández-Ojeda *et al.* 2021). En cambio, en *Sciaena deliciosa* (Tschudi, 1846) y *M. cephalus* los MPs azules y negros abundaron en el estómago y en las branquias (Iannacone *et al.* 2021). En *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 y en *Anisotremus scapularis* (Tschudi, 1846) abundaron los MPs azul y rojo en el estómago e intestino (De-la-Torre *et al.* 2019).

En los peces y camarones del río Lacramarca, la abundancia de MPs en el estómago tuvo correlación negativa muy alta con los MPs del agua y correlación positiva muy alta con los MPs del sedimento. En cambio, en las branquias de los peces existió escasa correlación positiva con los MPs del agua y correlación positiva alta con los MPs del sedimento. Estos resultados podrían ser consecuencia de los hábitos alimentarios de las especies de peces y de camarones, que consumen alimentos preferentemente del sustrato, y dada la profundidad (30 a 50 cm) de la columna de agua

del río Lacramarca en el momento del muestreo explicaría la alta correlación indicada, principalmente con los MPs del estómago. Los peces *P. reticulata*, *B. atrocaudatus* y *E. peruanus* son omnívoros (Jiménez *et al.* 2015), *M. cephalus* es omnívora y se alimenta de fitoplancton, zooplancton y de detritus (Veneros *et al.* 2020, Fernández-Ojeda *et al.* 2021). El camarón *C. (C.) caementarius* es omnívoro y se alimenta de restos de vegetales, larvas, insectos y de restos de camarón (Viacava *et al.* 1978) y consume sus presas en el sustrato. Sin embargo, la acumulación de MPs en las branquias de los peces y camarones del río Lacramarca siguió un patrón diferente al observado en el estómago, lo que sugiere que ello está relacionado con la función que tienen las branquias en la captación de oxígeno y la filtración de partículas, y que la presencia de MPs en las branquias sería accidental, de manera pasiva y transitoria. En las branquias de los peces se produce acumulación aleatoria de MPs, en cambio, en los intestinos hay acumulación selectiva de MPs (Yin *et al.* 2022b). Ding *et al.* (2019) registraron una relación positiva entre la abundancia de MP en el agua y las branquias de los peces, según la forma, el color, el tamaño y el tipo de polímero de los microplásticos.

En el río Jequetepeque hay alta proporción de fragmentos (Manrique 2019) y de igual manera se observó en el río Rímac (Huanaco 2019). En el río Brantas, los fragmentos son la forma más abundante de MPs en muestras de agua, branquias y tracto digestivo de *G. affinis* (Buwono *et al.* 2019). En la presente investigación, la abundancia de fragmentos como principales MPs del agua y del sedimento del río Lacramarca, y la relación de MPs del sedimento con su acumulación en peces y camarones, sugieren que el estómago de estos animales serían los órganos indicadores de contaminación, como ha sido sugerido para monitorear la toxicidad y el riesgo ecológico de los MPs de un cuerpo de agua (Yin *et al.* 2022b). Además, la abundancia de partículas de fragmentos

indicarían que se está generando impactos negativos en este ecosistema fluvial y es probable que se acumulen en la bahía El Ferrol, por ser un ambiente semicerrado (Tresierra *et al.* 2007). Hay que tener en cuenta que la acumulación de fragmentos de plástico son difíciles de eliminar del medio ambiente y tienen el potencial de ser ingeridos por una gama mucho más amplia de organismos (Barnes *et al.* 2009). Los sedimentos de ambientes de agua dulce retienen MPs que con el tiempo alteran su composición química y liberan sustancias tóxicas que afectan a los organismos (Bellasi *et al.* 2020), a través de la ingestión por parte del zooplancton quienes son los que transfieren MPs a niveles nutricionales más altos (Yang *et al.* 2021). Es necesario continuar con los estudios para determinar la variación espacial, temporal y el nivel de toxicidad de los MPs del ecosistema del río Lacramarca.

#### **PARTICIPACIÓN DE AUTORES**

GMV: Conceptualización, Investigación, Metodología, Análisis formal, Escritura-Preparación del borrador original, Redacción-revisión y edición. WR-A: Conceptualización, Recursos, Escritura-Preparación del borrador original, Redacción-revisión y edición.

#### **AGRADECIMIENTOS**

A los Técnicos de Laboratorio Maribel Astete Reyna y Oscar Chauca Quintana por el apoyo en el procesamiento de las muestras.

#### **CONFLICTO DE INTERESES**

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

#### **LITERATURA CITADA**

Amelia TSM, Khalik WMAWM, Ong MC, Shao YT, Pan H-J, Bhubalan K. 2021. Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Prog. Earth Planet. Sci.* 8(1):1–26. doi: <https://doi.org/10.1186/s40645-020-00405-4>

[ANA] Autoridad Nacional del Agua. c2009. Inventario de fuentes de agua superficial de la cuenca del río Lacramarca. Proyecto: Evaluación de los recursos hídricos en las cuencas de los ríos Santa, Lacramarca y Nepeña. Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego. Autoridad Nacional del Agua. [Revisada en: 10 oct 2022]. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/3944>

Barnes DKA, Galgani F, Thompson RC, Barlaz M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 364(1526):1985–1998. doi: <https://doi.org/10.1098/RSTB.2008.0205>

Barrows APW, Neumann CA, Berger ML, Shaw SD. 2017. Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Anal. Methods.* 9(9):1446–1453. doi: <https://doi.org/10.1039/C6AY02387H>

Bayo J, Rojo D, Olmos S, López M. 2020. Microplastic pollution on the strandline of urban and natural city beaches: The role of local activities. *Int. J. Environ. Impacts.* 3(2):155–167. doi: <https://doi.org/10.2495/ei-v3-n2-155-167>

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. doi: <https://doi.org/10.3390/environments7040030>

Buwono NR, Risjani Y, Soegianto A. 2019. Contamination of microplastics in Brantas River, East Java, Indonesia and its distribution in gills and digestive tracts of fish *Gambusia affinis*. *Emerg. Contam.* 7:172-178. doi: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2021.08.002>

Canchari F, Iannacone J. 2023. Microplastics in sediments deposited by rainwater runoff in a populated center in the Peruvian Andes. *Rev. Bras. Recursos Hídricos.* 28:e7. doi: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.282320220108>

Chirichigno N, Vélez J. c1998. Clave para identificar los peces marinos del Perú. Lima, Perú: Inst. Mar Perú. [Revisada en: 12 set 2022]. <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/3327>

Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C, Goodhead R, Moger J, Galloway TS. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47(12):6646–6655. doi: <https://doi.org/10.1021/es400663f>

Dávila E, Medina J, Reyes W. 2013. Crecimiento y supervivencia de postlarvas de *Macrobrachium inca* (Holthuis, 1950) (Crustacea, Palaemonidae) alimentadas con ensilado biológico. *Intropica.* 8(1):79–86.

Dehaut A, Cassone AL, Frère L, Hermabessiere L, Himber C, Rinnert E, Rivière G, Lambert C, Soudant P, Huvet A, Duflos G, Paul-Pont I. 2016. Microplastics in seafood: Benchmark

protocol for their extraction and characterization. *Environ. Pollut.* 215:223–233. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>

De-la-Torre GE, Dioses-Salinas DC, Pérez-Baca BL, Santillan L. 2019. Microplastic abundance in three commercial fish from the coast of Lima, Peru. *Braz. J. Nat. Sci.* 2(3):171–177. <https://n2t.net/ark:/13683/podQ/mt6>

Devriese LI, van der Meulen MD, Maes T, Bekaert K, Paul-Pont I, Frère L, Robbens J, Vethaak AD. 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar. Pollut. Bull.* 98(1–2):179–187. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>

Díaz R, Díaz L, Reyes-Avalos W. 2020. Crecimiento y supervivencia de postlarvas del camarón de río *Cryphiops caementarius* alimentadas con dietas suplementadas con paprika. *Rebiol.* 40(2):149–159. doi: <https://doi.org/10.17268/rebiol.2020.40.02.03>

Ding J, Jiang F, Li J, Wang Z, Sun C, Wang Z, Fu L, Ding NX, He C. 2019. Microplastics in the Coral Reef systems from Xisha Islands of South China Sea. *Environ, Sci. Technol.* 53(14):8036–8046. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01452>

Drummond JD, Schneidewind U, Li A, Hoellein TJ, Krause S, Packman AI. 2022. Microplastic accumulation in riverbed sediment via hyporheic exchange from headwaters to mainstems. *Science Advance.* 8(2):eabi9305. doi: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abi9305>

Duflos G, Dehaut A, Cassone A-L, Frère L, Hermabessiere L, Himber C, Rinnert E, Rivière G, Lambert C, Soudant P, Huvet A, Paul-Pont I. 2017. Microplastics in seafood: Identifying a protocol for their extraction and characterization. In: *Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems*. Vol. 215. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812271-6.00072-7>

Fernández-Ojeda C, Muniz MC, Cardoso RP, dos Anjos RM, Huaranga E, Nakazaki C, Henostroza A, Garcés-Ordóñez O. 2021. Plastic debris and natural food in two commercially important fish species from the coast of Peru. *Mar. Pollut. Bull.* 173:113039. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113039>

Farrell P, Nelson K. 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ. Pollut.* 177:1-3. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>

Flemming BW. 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Cont. Shelf Res.* 20(10-11):1125–1137. doi: [https://doi.org/10.1016/s0278-4343\(00\)00015-7](https://doi.org/10.1016/s0278-4343(00)00015-7)

Gray AD, Weinstein JE. 2017. Size-and shape-dependent effects of microplastic particles on adult dagger blade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Environ. Toxicol. Chem.* 36(11):3074–3080. doi: <https://doi.org/10.1002/etc.3881>

Hale RC, Seeley ME, La Guardia MJ, Mai L, Zeng EY. 2020. A global perspective on microplastics. *J. Geophys. Res. Oceans.* 125(1):e2018JC014719. doi: <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>

Huanaco R. 2019. Diagnóstico de la presencia de microplásticos en sedimentos laterales en la cuenca baja del río Rímac. [Tesis de Magister]. [Lima]: Pontificia Universidad Católica del Perú.

Iannacone J, Huyhua A, Alvariño L, Valencia F, Principe F, Minaya D, Ortega J, Argota G, Castañeda L. 2019. Microplásticos en la zona de marea alta y supralitoral de una playa arenosa del del litoral costero del Perú. *The Biologist.* 17(2):335–346. doi: <https://doi.org/10.24039/rtb2019172369>

Iannacone J, Principe F, Minaya D, Panduro G, Carhuapoma M, Alvariño L. 2021. Microplastics in marine fishes of economic importance in Lima, Perú. *Rev. Inv. Vet. Perú.* 32(2):e20038. doi: <https://doi.org/10.15381/rivep.v32i2.20038>

Ivleva NP, Wiesheu AC, Niessner R. 2017. Microplastic in aquatic ecosystems. *Angew. Chem. Int. Edit.* 56(7):1720–1739. doi: <https://doi.org/10.1002/anie.201606957>

Jiménez P, Aguirre W, Laaz E, Navarrete R, Nugra F, Rebolledo E, Zárate E, Torres A, Valdiviezo J. c2015. Guía de peces para aguas continentales en la vertiente occidental del Ecuador. Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeralda. Universidad del Azuay y Museo

Ecuatoriano de Ciencias Naturales del Instituto Nacional de Biodiversidad. Esmeraldas, Ecuador. [Revisada en: 15 oct 2022]. <http://inabio.biodiversidad.gob.ec/wp-content/uploads/2019/02/GUIA%20PECES%20DEL%20OCCIDENTE.pdf>

Kaza S, Yao LC, Bhada-Tata P, Van Woerden F, Martin MR, Serrona, KR, Thakur R, Pop F, Hayashi S, Solorzano G, Alencastro Larios, Nadya S, Poveda RA, Ismail A. c2018. A global snapshot of solid waste management to 2050. *Urban Development*; Washington, DC: World Bank. © World Bank. [Revisada en: 20 oct 2022]. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>

Lee J, Hong S, Song YK, Hong SH, Jang YC, Jang M, Heo NW, Han GM, Lee MJ, Kang D, Shim WJ. 2013. Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Mar. Pollut. Bull.* 77(1–2):349–354. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.013>

Lei L, Wu S, Lu S, Liu M, Song Y, Fu Z, Shi H, Raley-Susman K, He D. 2018. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Sci. Total Environ.* 619-620:1-8. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>

Loayza E, Trigoso AC, Janssens GPJ. 2022. Evidence of microplastics in water and commercial fish from a high-altitude mountain lake (Lake Titicaca). *PeerJ.* 10:e14112. doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.14112>

Lusher AL, Welden NA, Sobral P, Cole M. 2017. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Anal. Methods.* 9(9):1346–1360. doi: <https://doi.org/10.1039/c6ay02415g>

Mai L, Sun X-F, Xia L-L, Bao L-J, Liu L-Y, Zeng EY. 2020. Global riverine plastic outflows. *Environ. Sci. Technol.* 54:10049–10056. doi: <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02273>

Manrique RE. 2019. Microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja y desembocadura del río Jequetepeque, Perú. [Tesis]. [Perú]: Pontificia Universidad Católica del Perú.

Martínez JL, Quispe MJ, Pretell V, Jáuregui-Nongrados J, Castañeda C, Benites-Alfaro E. 2023. Microplastics in fluvial sediments: Identification and localization in the lower basin and mouths of the Lurín and Chillón rivers, Perú. *Chem. Eng. Trans.* 100:61-66. doi: <https://doi.org/10.3303/CET23100011>

Masura J, Baker J, Foster G, Arthur C. c2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment. NOAA Marine Debris Program National. p. 39. [Revisada en: 22 ago 2022]. <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/1076>

McCormick AR, Hoellein TJ, London MG, Hittie J, Scott JW, Kelly JJ. 2016. Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere.* 7(11):e01556. doi: <https://doi.org/10.1002/ecs2.1556>

Méndez M. 1981. Claves de identificación y distribución de los langostinos y camarones (Crustacea: Decapoda) del mar y ríos de la costa del Perú. *Bol. Inst. Mar. Perú.* 5:1–170. <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/1028>

Ortega H, Guerra H, Ramírez R. 2007. The introduction of nonnative fishes into freshwater systems of Peru. In: Bert TM, editor. *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. p. 247–278. doi: [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6148-6\\_14](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6148-6_14)

Pedà C, Caccamo L, Fossi MC, Gai F, Andaloro F, Genovese L, Perdichizzi A, Romeo T, Maricchiolo G. 2016. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: Preliminary results. *Environ. Pollut.* 212:251–256. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.083>

Potocka M, Bayer RC, Potocki M. 2019. Plastic pollution affects American lobsters, *Homarus americanus*. *Mar. Pollut. Bull.* 138:545–548. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.017>

Prata JC, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T. 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends Anal. Chem.* 110:150–159. doi: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>

Raju M, Ganghimanthi R, Nidheesh PV, 2023. The cause, fate and effect of microplastics in freshwater ecosystem: Ways to overcome the challenge. *J. Water Proc. Engineering.* 55:104199. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104199>

Rodríguez-Sierra CM, Antón-Pardo M, Quintana X. D, Armengol X. 2020. Ingesta de microplásticos por el pez exótico *Gambusia holbrooki* en dos lagunas costeras mediterráneas. *Ecosistemas.* 29(3):2097. doi: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2097>

Román-Valencia C, Vanegas-Ríos JA, Ruiz-C RI. 2008. Una nueva especie de pez del género *Bryconamericus* (Ostariophysi: Characidae) del río Magdalena, con una clave para las especies de Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 56(4):1749–1763. doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i4.5757>

Santillán L, Saldaña-Serrano M, De-la-Torre GE. 2020. First record of microplastics in the endangered marine otter (*Lontra felina*). *Mastozool. Neotrop.* 27(1):211–215. doi: <https://doi.org/10.31687/saremMN.20.27.1.0.12>

Stienbarger CD, Joseph J, Athey SN, Monteleone B, Andrady AL, Watanabe WO, Seaton P, Taylor AR, Brander SM. 2021. Direct ingestion, trophic transfer, and physiological effects of microplastics in the early life stages of *Centropristis striata*, a commercially and recreationally valuable fishery specie. *Environ. Pollut.* 285:117653. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117653>

Thompson RC. 2015. Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. In: Bergmann M, Gutow L, Klages M, editors. Marine Anthropogenic Litter. Plimouth: Springer International Publishing. p. 185–200. doi: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7)

Tovar JA, Sayán JL, Pérez G, Guzmán A. 2006. Estado del conocimiento de la hidrogeología en Perú. Bol. Geol. Min. 117(1):147–161.

Tresierra Á, García V, Huerto M, Berrú P, Reyes D, Cervantes C. 2007. Bahía El Ferrol, Chimbote, Perú: Una visión integral de sus recursos vivos y su ambiente. 2001-2005-2005. Inf. Inst. Mar Perú. 34(1):25–68. <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/2322>

Turner A, Wallerstein C, Arnold R. 2019. Identification, origin and characteristics of bio-bead microplastics from beaches in western Europe. Sci. Total. Environ. 664:938–947. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.281>

Valencia-Velasco F, Guabloche-Zuñiga A, Alvariño L, Iannacone J. 2020. Estandarización de un protocolo para evaluar microplásticos en bivalvos marinos en el departamento de Lima, Perú. The Biologist. 18(1). doi: <https://doi.org/10.24039/rtb2020181478>

Veneros B, Icochea E, Bopp G, Flores LJ. 2020. Dinámica trófica de *Mugil cephalus*, *Paralonchurus peruanus*, *Cynoscion analis* y *Sciaena deliciosa* desembarcados en Puerto

Marín, La Libertad, 2015. *Bol. Inst. Mar. Perú.* 35(1):116–126.  
<https://revistas.imarpe.gob.pe/index.php/boletin/article/view/295>

Viacava M, Aitken R, Llanos J. 1978. Estudio del camarón en el Perú 1975-1976. *Bol. Inst. Mar. Perú.* 3(5):162–232. <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/977>

Wang W, Ge J, Yu X. 2020. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 189:109913. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109913>

Watts AJR, Urbina MA, Corr S, Lewis C, Galloway TS. 2015. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environ. Sci. Technol.* 49(24):14597–14604. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04026>

Yang L, Zhang Y, Kang S, Wang Z, Wu C. 2021. Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Sci. Total. Environ.* 754:141948. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>

Yin L, Chen B, Xia B, Shi X, Qu K. 2018. Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacobever (*Sebastes schlegelii*). *J. Hazard Mater.* 360:97–105. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.110>

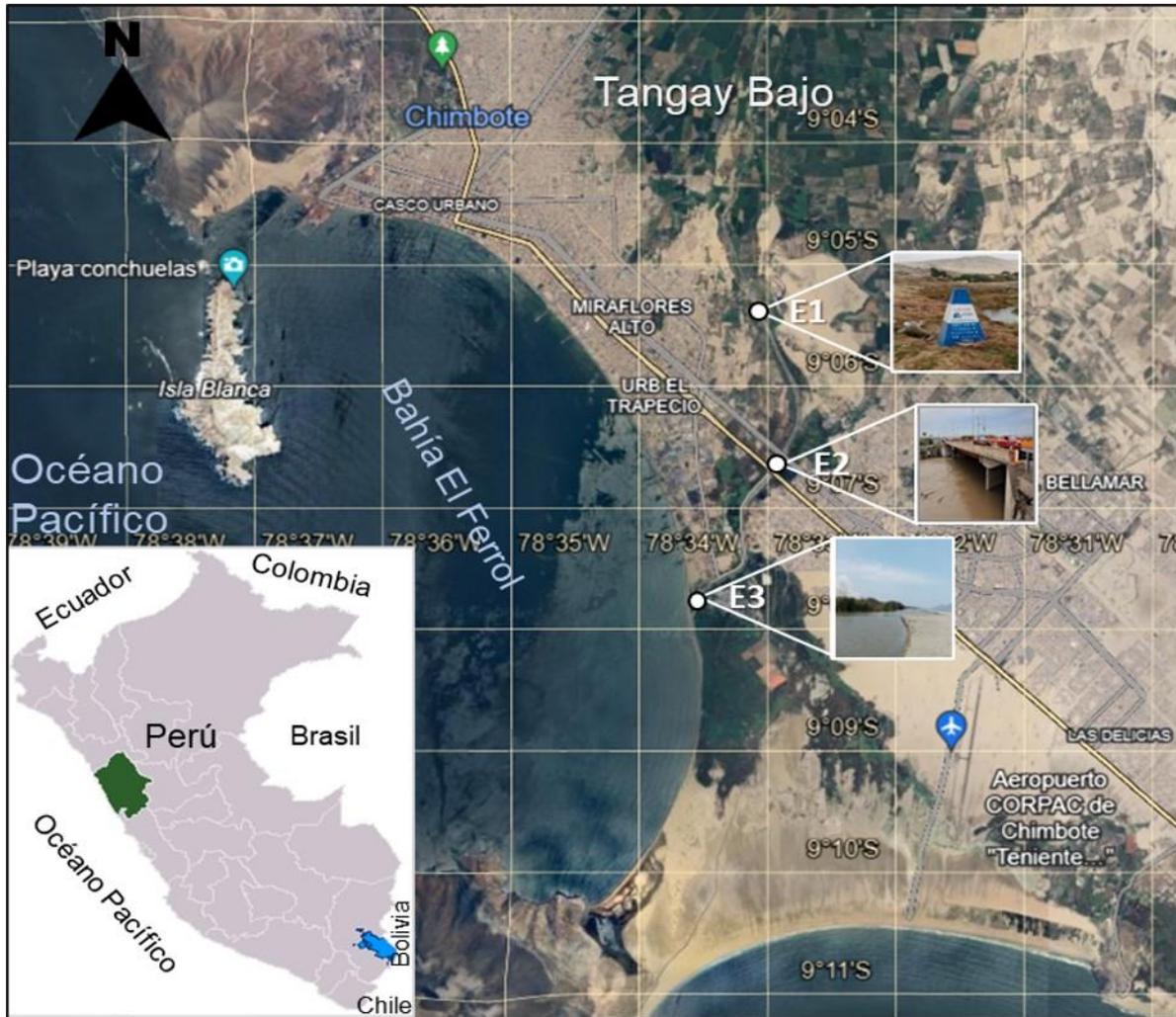
Yin J, Li JY, Craig NJ, Su L. 2022a. Microplastic pollution in wild populations of decapod crustaceans: A review. *Chemosphere*. 291:132985. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132985>

Yin X, Wu J, Liu Y, Chen X, Xie C, Liang Y, Li J, Jiang Z. 2022b. Accumulation of microplastics in fish guts and gills from a large natural lake: Selective or non-selective? *Environ. Pollut.* 309:119785. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119785>

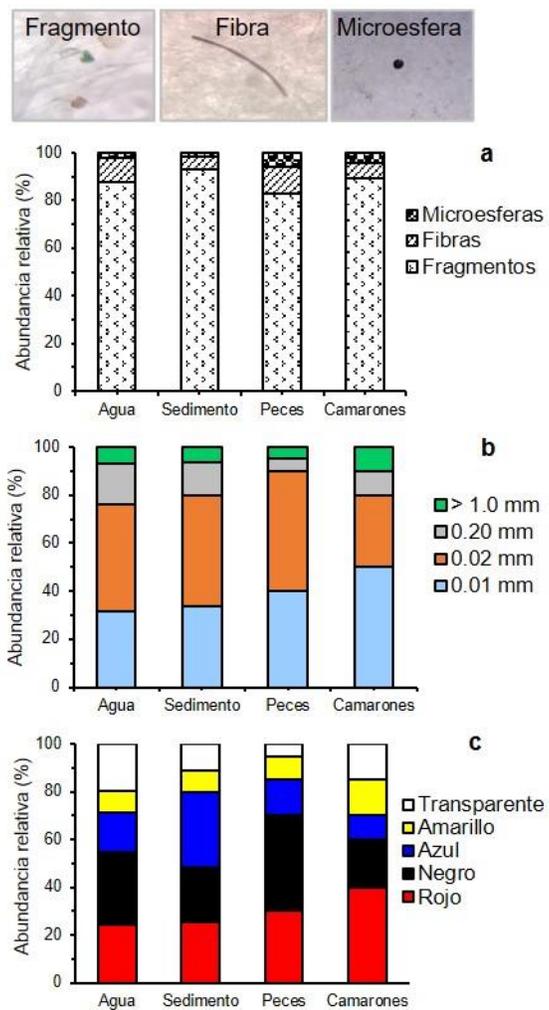
Yu P, Liu Z, Wu D, Chen M, Lv W, Zhao Y. 2018. Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver. *Aquat. Toxicol.* 200:28–36. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.04.015>

Zambrano MC, Pawlak JJ, Daystar J, Ankeny M, Cheng JJ, Venditti RA. 2019. Microfibers generated from the laundering of cotton, rayon and polyester based fabrics and their aquatic biodegradation. *Mar. Pollut. Bull.* 142:394–407. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.062>

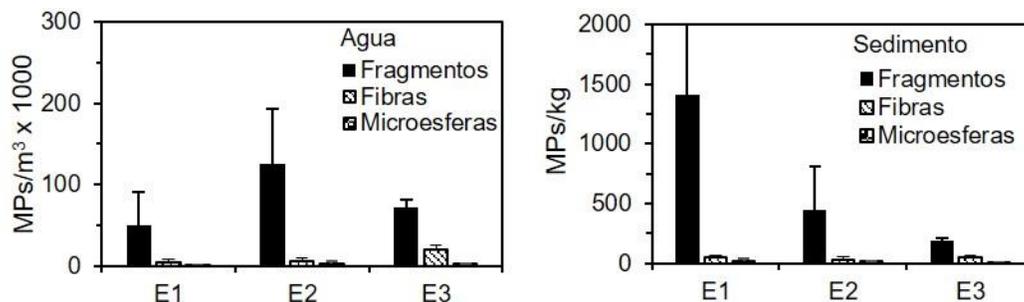
Zhao S, Zhu L, Li D. 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environ. Pollut.* 206:597–604. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.027>



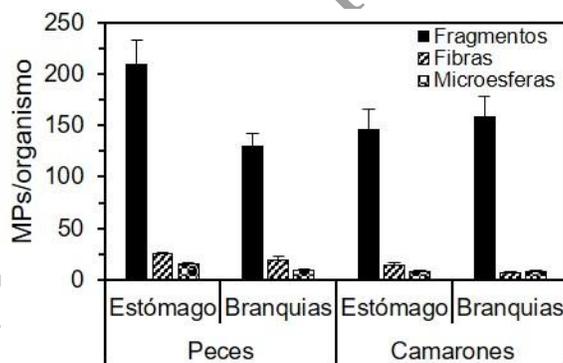
**Figura 1.** Cuenca baja del río Lacramarca en Ancash, Perú (Imagen obtenida de Google Earth Pro), donde se indican las estaciones de muestreo. (E1) sector Tangay Bajo, Hito 26. (E2) entre los Puentes Pardo y Meiggs. (E3) desembocadura del río.



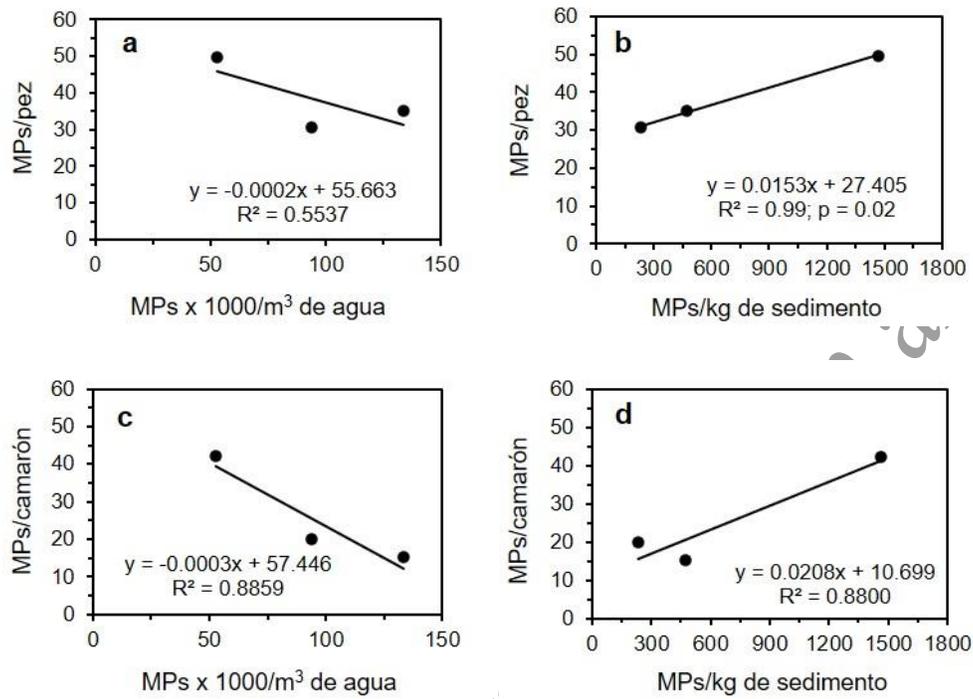
**Figura 2.** a) Forma, b) tamaño y c) color de microplásticos de agua, sedimento, peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú).



**Figura 3.** Abundancia de microplásticos (MPs) en agua y sedimento en cada estación (E) de muestreo de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú).

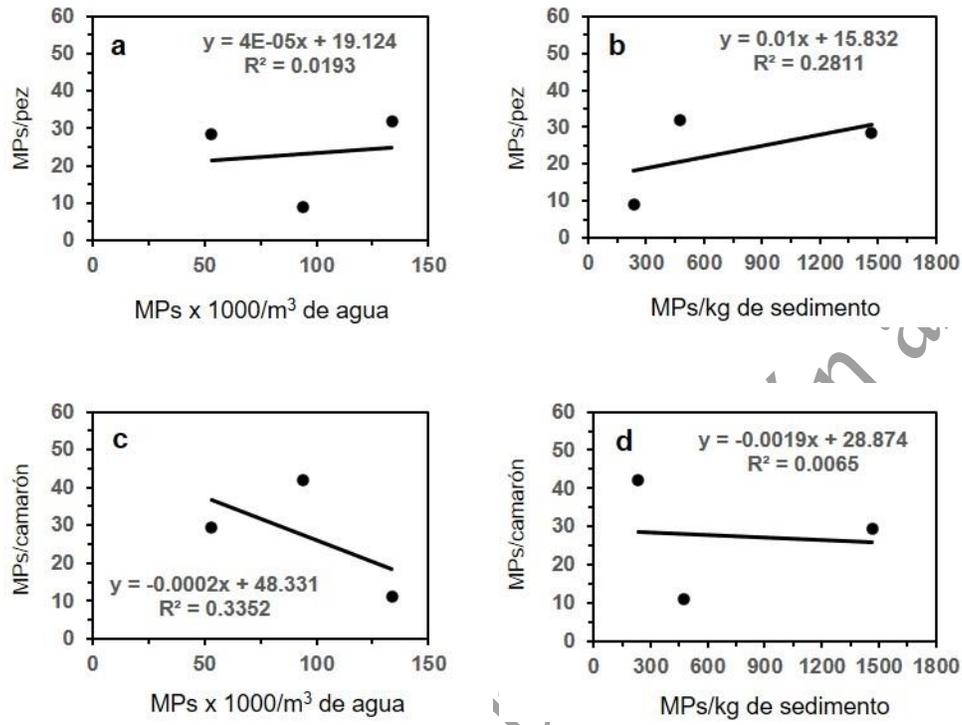


**Figura 4.** Abundancia de microplásticos (MPs) en estómagos y branquias de peces y camarones del río Lacramarca (Ancash, Perú).



**Figura 5.** Relación de la abundancia promedio de microplásticos (MPs) del agua y sedimento vs MPs en estómago de peces a) y b), y de camarones c) y d), del río Lacramarca (Ancash, Perú).

Manuscrito Aceptado



**Figura 6.** Relación de la abundancia promedio de microplásticos (MPs) del agua y sedimento vs MPs en branquias de peces a) y b), y de camarones c) y d), del río Lacramarca (Ancash, Perú).