

Caracterización de POPs y PAHs en fragmentos plásticos: Estudio de Caso en el Callao

Characterization of POPs and PAHs in Plastic Fragments: A Case Study in Callao

Oscar Herrera Amezcuita^{1,a}, Olivio Nino Castro Mandujano^{2,b}, Hernán Isaac Zapata Gamarra^{3,c}, Karla Andrea Pozo Gallardo^{4,d}, Jakub Martiník^{5,e}, Ondřej Audy^{5,f}, Petr Kukučka^{5,g}, Petra Příbylová^{5,h}

Recibido: 29/08/2024 - Aprobado: 05/11/2024 – Publicado: 13/12/2024

RESUMEN

Este estudio evalúa la contaminación por microplásticos, contaminantes orgánicos persistentes (POPs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en la bahía del Callao, Perú. Se realizaron muestreos en seis estaciones, desde la playa Pachacútec hasta La Punta, a 500 metros de la costa. Los microplásticos recolectados fueron cuantificados y se identificaron los siguientes grupos de contaminantes adsorbidos: PAHs, bifenilos policlorados (PCBs), metabolitos del DDT (DDX), pentaclorobenceno (PeCB), hexaclorobenceno (HeCB) y hexaclorociclohexano (HCHs).

Los resultados mostraron una densidad de 97.1204 ítems/m³ de microplásticos, equivalente a 5,170,073.7321 ítems/km². Las concentraciones halladas fueron: 1749 ng/g para PAHs, 151.7 ng/g para PCBs, 311 ng/g para DDX, 13.0 ng/g para PeCB y HeCB, y 3.72 ng/g para HCHs. Comparado con otros estudios, la bahía del Callao presenta niveles de contaminación similares o superiores, especialmente en PAHs y DDX. Estos hallazgos subrayan la necesidad de implementar medidas de mitigación para reducir la contaminación marina y proteger la salud humana.

Palabras claves: microplásticos, contaminantes orgánicos persistentes (POPs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), Callao, contaminación marina.

ABSTRACT

This study evaluates contamination by microplastics, persistent organic pollutants (POPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Callao Bay, Peru. Sampling was carried out at six stations, from Pachacútec beach to La Punta, 500 meters from the coast. The collected microplastics were quantified and the following groups of adsorbed contaminants were identified: PAHs, polychlorinated biphenyls (PCBs), DDT metabolites (DDX), pentachlorobenzene (PeCB), hexachlorobenzene (HeCB) and hexachlorocyclohexane (HCHs).

The results showed a density of 97.1204 items/m³ of microplastics, equivalent to 5,170,073.7321 items/km². The concentrations found were: 1749 ng/g for PAHs, 151.7 ng/g for PCBs, 311 ng/g for DDX, 13.0 ng/g for PeCB and HeCB, and 3.72 ng/g for HCHs. Compared to other studies, Callao Bay presents similar or higher levels of contamination, especially in PAHs and DDX. These findings underscore the need to implement mitigation measures to reduce marine pollution and protect human health.

Keywords: microplastics, persistent organic pollutants (POPs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), callao, marine pollution.

1 Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica. Lima, Perú.

2 Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Química e Ingeniería Química. Lima, Perú.

3 Universidad Peruana Cayetano Heredia, Facultad de Ciencias e Ingeniería. Lima, Perú.

4 Universidad de San Sebastián, Facultad de Ingeniería, Arquitectura y Diseño. Concepción, Chile.

5 Masaryk University. Faculty of Science, Masaryk University, RECETOX, Brno, Czechia.

a Autor para correspondencia: oscar.herreraamezcuita@unmsm.edu.pe, oscarherreraamezcuita@gmail.com - ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0899-8242>

b E-mail: ocastrom@unmsm.edu.pe - ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6592-6934>

c E-mail: hernan.zapata@upch.pe - ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7912-3980>

d E-mail: karla.pozo@uss.cl - ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7747-7518>

e E-mail: jakub.martinik@recetox.muni.cz - ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5029-6776>

f E-mail: ondrej.audy@recetox.muni.cz - ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0420-6420>

g E-mail: kukucka@recetox.muni.cz - ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1733-8334>

h E-mail: petra.pribylova@recetox.muni.cz - ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8546-3546>

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación por microplásticos se ha consolidado como una de las principales amenazas ambientales actuales, afectando de manera significativa a los ecosistemas marinos debido a su persistente acumulación en el medio ambiente. Los plásticos, apreciados por su ligereza y sus efectivas propiedades como barreras mecánicas y contra fluidos, han sido esenciales para el avance tecnológico global (Jiang et al., 2024). En 2017, la producción mundial de plásticos superó los 348 millones de toneladas (Ajith et al., 2020). No obstante, la limitada capacidad de reciclaje y la gestión inadecuada de los residuos han resultado en una acumulación considerable de plásticos en el entorno, agravando el problema de la contaminación global (OECD, 2022). Los microplásticos, definidos como partículas plásticas menores de 5 mm, pueden ser transportados por el aire y el agua a prácticamente todas las partes del mundo, incluyendo las profundidades marinas y las regiones polares (Obbard, 2018).

El impacto de los microplásticos en los ecosistemas marinos es extenso, afectando a una amplia gama de organismos, desde zooplancton hasta mamíferos marinos. Estos microplásticos se generan a partir de la fragmentación de residuos plásticos más grandes, la degradación de tejidos sintéticos y la liberación intencionada de pequeños productos plásticos (Kye et al., 2023; Periyasamy & Tehrani-Bagha, 2022). Una vez en el medio marino, los microplásticos pueden desplazarse a través de la cadena alimentaria, incrementando la posibilidad de ser ingeridos por animales en niveles tróficos superiores. Se ha detectado su presencia en numerosos organismos, incluidos peces, aves marinas y zooplancton (Cole et al., 2013; Lusher et al., 2013; Rodríguez et al., 2012). Los riesgos asociados con su ingestión incluyen inflamación, inhibición del sistema inmunológico, alteraciones metabólicas y disfunciones en la barrera intestinal (Wang et al., 2021). Además, los microplásticos actúan como vectores de contaminantes químicos, adsorbiendo sustancias nocivas del ambiente y liberándolas en los tejidos de los organismos marinos (Yu & Singh, 2023).

El análisis de microplásticos en ambientes acuáticos presenta retos considerables debido a la falta de métodos estandarizados para su detección y la variabilidad en los procedimientos de muestreo y análisis. Actualmente, se emplean métodos físicos, como la microscopía óptica y electrónica, y métodos químicos, como la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y la espectroscopía Raman (Huang et al., 2023). Cada técnica tiene limitaciones que dificultan la obtención de resultados consistentes entre estudios.

Además de los desafíos analíticos, los microplásticos facilitan la entrada de contaminantes orgánicos y metales pesados en los ecosistemas acuáticos mediante procesos de adsorción y degradación (Liu et al., 2021). Esta interacción aumenta su toxicidad y complejidad dentro de los ecosistemas marinos, representando un riesgo significativo tanto para la biodiversidad como para la salud humana al integrarse en la cadena alimentaria global.

Diversos estudios han investigado la presencia y el impacto de los microplásticos en diferentes ambientes acuáticos, revelando la variedad de fuentes y efectos que estos contaminantes tienen en los ecosistemas. Investigaciones en los océanos han demostrado que las fibras plásticas, originadas de la escorrentía y la deposición atmosférica, se acumulan en la superficie del agua, afectando a las aves marinas a través de la ingestión y enredos en estas fibras (Amelia et al., 2021). Un estudio realizado en las aguas profundas mostró que los fragmentos de microplásticos se depositan en los fondos oceánicos, impactando negativamente en esponjas marinas y peces de profundidad, alterando los equilibrios ecológicos de estos hábitats (Vazquez & Rahman, 2021). Además, otra investigación en los sedimentos del océano Ártico encontró que las películas plásticas que se infiltran en estas áreas remotas interfieren con las comunidades microbianas, poniendo en riesgo la estabilidad de los ecosistemas polares (Barrett et al., 2020).

En los sistemas fluviales, estudios han evidenciado que las fibras y fragmentos de microplásticos, provenientes del efluente de plantas de tratamiento de aguas residuales y de la escorrentía agrícola, se acumulan en insectos acuáticos y huevos de peces (Raju et al., 2018; Ji et al., 2021). Estos hallazgos sugieren que los microplásticos no solo afectan a los grandes ecosistemas marinos, sino también a los ríos, donde se integran en las cadenas alimentarias locales, incrementando el riesgo de bioacumulación en organismos de distintos niveles tróficos. Esta contaminación podría tener implicaciones significativas para la biodiversidad fluvial y para los humanos que dependen de estos recursos.

Los métodos para muestrear microplásticos en la superficie del agua son fundamentales debido a que estos contaminantes tienden a flotar, con densidades que suelen oscilar entre 0.9 y 1.5 g/m³. Existen tres tipos principales de dispositivos para este propósito: no discretos, discretos y de microlámina superficial. Los dispositivos no discretos incluyen principalmente redes (como las de plancton, manta y manuales) y sistemas de bombeo. Las redes, que pueden tener una gran capacidad, son efectivas para minimizar las variaciones espaciales y temporales en el muestreo, aunque el tamaño de la malla puede influir en la capacidad de capturar microfibras y evitar obstrucciones. Un estudio realizado en ríos de París mostró que el uso de una malla de 80 µm en lugar de 330 µm aumenta significativamente la captura de fibras, en hasta 250 veces (Dris et al., 2018). Sin embargo, las mallas más finas pueden presentar dificultades operativas debido a obstrucciones. El muestreo mediante bombas permite ajustar el tamaño del microplástico objetivo al seleccionar el tamaño del filtro (Cutroneo et al., 2020). Los dispositivos discretos, como las botellas Niskin y otros muestreadores de agua, permiten la recolección a distintas profundidades y son efectivos para evitar la pérdida de fibras, aunque no permiten preseleccionar el tamaño de las partículas recolectadas (Prata et al., 2019). Por su parte, los equipos de muestreo de microlámina superficial, como los tamices de acero inoxidable, permiten seleccionar el tamaño de la malla y realizar la separación de partículas en el sitio de muestreo (Campanale et al., 2020).

La contaminación por microplásticos en cuerpos de agua varía significativamente en todo el mundo, tanto en concentración como en tipos predominantes. Por ejemplo, en el lago Taihu, China, la concentración de microplásticos en la superficie del agua varía entre 3.4 y 25.8 partículas/L, destacándose el polietileno tereftalato (PET), polipropileno (PP), poliestireno (PS), y polietileno (PE) como los tipos más comunes (Su et al., 2016). De manera similar, en el lago Qinghai, China, se observaron concentraciones de microplásticos en la superficie del agua entre 0.2 y 5 mm, con un rango de 0.005 a 0.758 partículas/m², siendo el polietileno (PE), el polipropileno (PP), y el poliestireno (PS) los polímeros dominantes (Xiong et al., 2018). En el río de las Tres Gargantas, China, la concentración de microplásticos en la superficie del agua varía entre 1597 y 12611 partículas/m³, predominando polietileno (PE), polipropileno (PP) y poliestireno (PS) (Di y Wang, 2018).

En Europa, la situación es igualmente preocupante. Por ejemplo, en el lago Maggiore, Italia, se ha registrado una concentración de 3.52 a 32.05 partículas/m³ en la superficie del agua, con predominancia de polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), y polietileno de alta densidad (PES) (Bordós et al., 2019). En el lago Bolsena, Italia, la concentración en el agua superficial oscila entre 0.82 y 4.42 partículas/m³, destacando nuevamente el polipropileno (PP) y el polietileno (PE) como los polímeros más presentes (Fischer et al., 2016). Además, en el río Rhine-Main, Alemania, la concentración de microplásticos en los sedimentos alcanza de 228 a 3763 partículas/kg, siendo el polietileno (PE), el polipropileno (PP) y el poliestireno (PS) los polímeros predominantes (Klein et al., 2015).

En América del Norte y del Sur, también se observan niveles significativos de contaminación por microplásticos. En el lago Superior, Estados Unidos, la concentración de microplásticos en la superficie del agua se reporta en 0.037 partículas/m², con predominancia de polietileno (PE), polipropileno (PP), y poliestireno (PS) (Eriksen et al., 2013). En el lago Ontario, Canadá, se encontraron concentraciones que varían entre 20 y 27830 partículas/m³ en el agua superficial, destacándose los polímeros PE, PP, poliestireno expandido (EPS), y polietileno tereftalato (PET) (Ballen et al., 2017). Finalmente, en la cuenca del río Atoyac, México, se identificó una concentración de 704 partículas/m² en la superficie del agua, siendo los polímeros más comunes el polietileno (PE) y el poliestireno (PS) (Shruti et al., 2017).

Los microplásticos (MPs) tienen una fuerte relación con los contaminantes orgánicos, interactuando con ellos antes (adición de aditivos químicos), durante (principalmente de manera no intencional, como a través de aguas residuales, escorrentía urbana o lixiviados de vertederos) y después de ser liberados en los entornos naturales (Hartmann et al., 2017). Según la Convención de Estocolmo (UNEP, 2018) y el International Pellet Watch (Ogata et al., 2009), ciertos compuestos orgánicos, como los contaminantes orgánicos persistentes (POPs), pueden ser fácilmente adsorbidos por los MPs. La sorción de un compuesto puede referirse a dos procesos separados: absorción y adsorción. La absorción implica la retención de moléculas dentro del sorbente a través de fuerzas relativamente débiles de Van

der Waals, mientras que la adsorción puede involucrar una gama más amplia de fuerzas, desde Van der Waals hasta enlaces iónicos o covalentes en la superficie del sorbente (Mayer et al., 2000). En condiciones ambientales con bajas concentraciones de contaminantes orgánicos, la adsorción es el proceso predominante debido a la fuerte interacción entre las fuerzas en la superficie del sorbente; sin embargo, en altas concentraciones, la absorción predomina debido al mayor volumen disponible para retener las moléculas (Luthy et al., 1997).

Las propiedades físicas y estructurales inherentes de los polímeros, como el tamaño, la forma, la densidad y la composición química, influyen significativamente en los procesos de sorción y en la capacidad de los MPs para concentrar contaminantes (Ziccardi et al., 2016). Los polímeros comerciales son generalmente hidrofóbicos, al igual que muchos contaminantes orgánicos, lo que facilita su capacidad para concentrar compuestos en entornos marinos (Rochman et al., 2013). La alta capacidad de los MPs para adsorber contaminantes también está relacionada con su alta relación superficie-volumen (Syberg et al., 2015), lo que permite que los POPs sean sorbidos por fases no polares como materia orgánica suspendida, partículas de sedimento y MPs (Teuten et al., 2009). Además, estudios han demostrado que la sorción de contaminantes orgánicos es hasta dos órdenes de magnitud mayor en plásticos que en sedimentos naturales y hasta seis órdenes de magnitud mayor que en niveles de agua de mar, lo que representa un riesgo potencial tanto para la vida acuática como para la salud humana (Mato et al., 2001).

La cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS) es una de las técnicas analíticas más utilizadas para cuantificar contaminantes orgánicos persistentes (OCPs), incluyendo DDT, hexaclorobenceno, bifenilos policlorados (PCBs), éteres difenílicos polibromados (PBDEs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), hexaclorociclohexano (HCHs), y sustancias perfluoroalquiladas (PFAS) asociados a microplásticos (MPs). Además, la detección de PBDEs de mayor brominación suele realizarse mediante cromatografía de gases con detector de captura de electrones (GC-ECD). Frias et al. (2010), Pozo et al. (2020), y Yeo et al. (2020) han reportado concentraciones de PCBs adsorbidos en MPs en sistemas fluviales de Japón (126.13 ng/g), Portugal (14.52 ng/g), Chile (39.90 ng/g), y Hong Kong (159.67 ng/g). Asimismo, Lo et al. (2019) documentaron concentraciones de PAHs en Hong Kong que oscilan entre 0.13 y 121.13 ng/g, siendo el DDT uno de los contaminantes más altamente adsorbidos, con una concentración de 156.01 ng/g. Además, los PFAS, conocidos por su persistencia en el ambiente, también han sido identificados en MPs, lo que resalta la capacidad de estos materiales para actuar como vectores de contaminantes tóxicos en los ecosistemas acuáticos.

Los modelos de simulación de tasas de desorción también han sido empleados para explicar el fenómeno de vectorización de contaminantes entre MPs y organismos. Bakir et al. (2016) y Hartmann et al. (2017) señalaron que la ingestión de plásticos contaminados resulta en incrementos mínimos en la concentración interna de DDT y bis(2-etilhexil) ftalato (DEHP) en estudios de caso

utilizando plásticos de PVC y PE. Sin embargo, Bakir et al. (2014) identificaron que las condiciones del tracto digestivo, como el pH y la temperatura, juegan un papel significativo en la desorción de contaminantes adsorbidos, aumentando la biodisponibilidad de estos contaminantes para los organismos acuáticos. Rochman et al. (2013) observaron concentraciones más altas de PBDEs y PCBs en peces alimentados con plásticos contaminados que en aquellos alimentados con plásticos vírgenes, lo que sugiere que la ingestión de MPs contaminados puede facilitar la transferencia de contaminantes químicos a los tejidos biológicos. Tanaka et al. (2013) también midieron PBDEs en el tejido adiposo de aves y peces después de la ingestión de partículas plásticas contaminadas, confirmando la transferencia de contaminantes a través de la cadena alimentaria.

El mar del Callao, ubicado en la costa central del Perú, es un ecosistema marino crucial tanto ecológica como económicamente, rodeado por las ciudades del Callao y Lima (Alvariño et al. 2024). Esta bahía presenta características geomorfológicas, sedimentarias y fisicoquímicas que facilitan el desarrollo y la habitabilidad de especies marinas de importancia ecológica y económica, proporcionando recursos vitales a los pescadores locales (Argüelles et al., 2012). Sin embargo, el ecosistema se ve gravemente afectado por diversas fuentes de contaminación antropogénica.

Las principales fuentes de contaminación en la bahía incluyen descargas domésticas, industriales, agrícolas y mineras, intensificadas por las actividades portuarias en el Callao, donde se realizan operaciones de carga y descarga de concentrados minerales. Además, los ríos Chillón y Rímac, que desembocan en la bahía, arrastran una amplia gama de contaminantes, como pesticidas, minerales y productos derivados de actividades humanas, incluyendo la urbanización y el transporte marítimo (Alvariño et al., 2023; Rosas et al., 2023). Estos ríos atraviesan la ciudad de Lima, una metrópoli densamente poblada, recogiendo aguas residuales y desechos sólidos que agravan la carga contaminante que finalmente llega al mar del Callao. Aguas arriba, las descargas industriales, agrícolas y urbanas contribuyen significativamente a la contaminación de los cuerpos de agua que alimentan la bahía, llevando consigo contaminantes persistentes como los compuestos orgánicos persistentes (POPs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y sustancias perfluoroalquiladas (PFAS). Estos últimos son especialmente preocupantes debido a su persistencia en el ambiente y su capacidad de bioacumularse, afectando tanto a la vida marina como a los seres humanos (Alvariño et al., 2023).

En este contexto de creciente preocupación por la contaminación en la bahía del Callao, el presente estudio se propone realizar una evaluación macro de la presencia de POPs y PAHs en microplásticos encontrados en este ecosistema marino. Dado que la bahía del Callao recibe las descargas de los ríos Chillón y Rímac, los cuales transportan una mezcla compleja de contaminantes originados a lo largo de su curso, incluyendo actividades industriales y urbanas, es fundamental entender cómo estos contaminantes se asocian con los microplásticos

presentes en la bahía. Los microplásticos, debido a su alta relación superficie-volumen y su capacidad de adsorción de sustancias químicas, actúan como vectores eficientes para el transporte de POPs y PAHs a través de la columna de agua y hacia los organismos marinos que los ingieren.

El estudio se centrará en la cuantificación de los grupos de contaminantes adsorbidos en los microplásticos recolectados en la bahía del Callao, analizando cómo las propiedades de los microplásticos, como el tipo de polímero y su estado de degradación, influyen en su capacidad para retener y transportar POPs y PAHs. La metodología incluirá la recolección sistemática de microplásticos y el uso de técnicas analíticas avanzadas, como la cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS), para una cuantificación precisa de los contaminantes presentes en las muestras. Este enfoque permitirá cuantificar la magnitud de la contaminación por microplásticos en la bahía del Callao, proporcionando datos críticos para entender las dinámicas de transporte y acumulación de contaminantes en este ecosistema marino. Los resultados serán cruciales para desarrollar estrategias de mitigación y políticas públicas orientadas a reducir la contaminación marina, mejorando la sostenibilidad ambiental y la protección de la biodiversidad en esta región clave del Perú.

II. MÉTODO

2.1 Diseño del estudio

2.1.1. Tipo de estudio

El presente estudio, de naturaleza cuantitativa y descriptiva, tiene como objetivo evaluar la presencia y concentración de compuestos orgánicos persistentes (POPs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en microplásticos presentes en la bahía del Callao. La investigación se centra en la cuantificación de microplásticos y sus contaminantes asociados mediante un muestreo sistemático y representativo de diversos puntos dentro del área de estudio. Este enfoque permite obtener una visión detallada y precisa de la magnitud de la contaminación por microplásticos en el entorno marino, aportando datos relevantes para comprender las dinámicas de adsorción y transporte de contaminantes en estos materiales.

2.1.2 Áreas de muestreo

Se establecieron seis estaciones de muestreo distribuidas equidistantemente a lo largo de la bahía del Callao, con recorridos de aproximadamente 2 km paralelos a la costa. Las muestras se recolectaron a 500 metros de la línea de costa, en dirección perpendicular, para cada estación. El punto de partida fue la playa de Pachacútec, y el recorrido concluyó en La Punta. Las estaciones intermedias incluyeron ubicaciones estratégicas como la playa Costa Azul, la desembocadura del río Chillón, un punto frente a la planta de tratamiento de aguas residuales La Taboada, y la desembocadura del río Rímac. Estas áreas fueron seleccionadas para abarcar un gradiente de influencias, incluyendo descargas fluviales, actividades industriales y urbanas, lo que permitió una evaluación detallada de la distribución de microplásticos y contaminantes a lo largo de la bahía.

2.1.3. Duración y periodo del estudio

El estudio se realizó en febrero de 2023, iniciando en el puerto para embarcaciones artesanales de Chucuito y dirigiéndose hacia la estación de muestreo más al norte de la bahía del Callao. El muestreo comenzó alrededor del mediodía y concluyó aproximadamente a las 7:00 p. m. Las muestras recolectadas fueron procesadas en la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM) el mismo día y en los días siguientes. A finales de abril, se enviaron al centro RECETOX para su análisis, y los resultados finales se obtuvieron a mediados de julio del mismo año.

2.2. Procedimiento de recolección de datos e instrumentos empleados

2.2.1. Recolección de muestras

Para la recolección de microplásticos en la bahía del Callao, se empleó una manta recolectora con una abertura de poro de 300 micras, equivalente a la malla #50 según el estándar ASTM E11-17. Este dispositivo fue diseñado específicamente para capturar microplásticos presentes en la superficie del agua. Durante su operación, la manta fue arrastrada a una velocidad constante en cada una de las estaciones de muestreo. Este método, similar al utilizado en equipos como los bongo nets, permitió una captura eficiente de microplásticos superficiales a lo largo de las estaciones seleccionadas, garantizando una recolección representativa en cada punto de estudio.

2.2.2. Procesamiento de muestras

Las mallas que contenían las muestras de microplásticos se almacenaron cuidadosamente en bolsas de aluminio y posteriormente se sellaron dentro de bolsas ziploc para brindar protección adicional. Durante el transporte al laboratorio, las muestras se mantuvieron en un cooler a una temperatura controlada de 4 °C. Una vez en el laboratorio, se almacenaron en un refrigerador que mantenía la misma temperatura, asegurando condiciones óptimas de preservación hasta su procesamiento.

Para evitar la contaminación cruzada, cada muestra se procesó de manera individual. Las mallas que contenían las muestras se cortaron cuidadosamente, y su contenido fue transferido a una bandeja de vidrio previamente limpiada con hexano, al igual que todos los instrumentos utilizados en el procedimiento. Se empleó agua desionizada para asegurar la extracción completa del contenido adherido a las mallas.

Durante el procesamiento, se realizó una separación visual de los microplásticos, descartando aquellos de tamaño superior a 1 cm, junto con otros elementos de las muestras, como plumas y restos biológicos. Los microplásticos seleccionados, de tamaño inferior a 1 cm, se filtraron utilizando papel filtro Whatman No. 42. Posteriormente, las muestras filtradas se secaron en un horno a una temperatura constante de 36 °C durante un período de 48 a 72 horas, garantizando la eliminación completa de la humedad antes de proceder con los análisis posteriores.

2.2.3. Cuantificación de los microplásticos

Después del secado, se realizó una separación visual meticulosa de los microplásticos, eliminando cualquier componente adicional presente en la muestra, como

semillas, restos biológicos u otros materiales orgánicos o inorgánicos que pudieran interferir con el análisis. Este procedimiento se llevó a cabo bajo condiciones controladas, minimizando el riesgo de contaminación cruzada y garantizando la precisión en la identificación de los microplásticos.

Una vez separados, se seleccionó un grupo representativo de microplásticos para su cuantificación. Este grupo se pesó utilizando una balanza analítica de alta precisión y, simultáneamente, se contabilizó el número total de ítems presentes. A partir de estos datos, se calculó la relación peso/número de ítems, la cual se empleó como un factor de conversión para estimar el número total de microplásticos en el conjunto completo de muestras recolectadas.

2.2.4. Identificación de contaminantes (POPs y PAHs)

Este estudio se enfocó en la identificación y cuantificación de contaminantes orgánicos persistentes (POPs) y los 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) prioritarios definidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) en microplásticos recolectados en la bahía del Callao. Los PAHs analizados incluyeron naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-cd) pireno, dibenzo(a,h)antraceno y benzo(ghi)perileno. Estos compuestos fueron seleccionados por su relevancia como indicadores de contaminación, su persistencia ambiental y su potencial carcinogénico, especialmente los derivados de procesos de combustión.

Además, se incluyó un análisis de pesticidas organoclorados (OCPs), como el DDT y sus principales metabolitos (o,p'-DDT, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDE), pentaclorobenceno y hexaclorobenceno. También se evaluaron los isómeros de hexaclorociclohexano (HCH), que incluyeron α -HCH, β -HCH, γ -HCH (lindano), δ -HCH y ϵ -HCH, reconocidos por su persistencia ambiental y toxicidad. En cuanto a los bifenilos policlorados (PCBs), se analizaron los nueve congéneres más relevantes (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 y PCB 180), seleccionados según sus patrones de cloración, los cuales influyen en su longevidad ambiental y bioacumulación en organismos.

El procesamiento químico de las muestras se llevó a cabo en el laboratorio RECETOX, en la República Checa, empleando técnicas avanzadas de extracción y limpieza. Los fragmentos de microplásticos recolectados fueron pesados con una balanza de alta precisión Kern PCB 100-3 y sometidos a extracción con hexano mediante un sistema de ultrasonido (*UTZ Sonorex*) durante 20 minutos. El extracto obtenido fue concentrado con un concentrador de nitrógeno *LabEva*, reduciendo el volumen a aproximadamente 10 mL.

Para los POPs, la fracción correspondiente fue tratada con ácido sulfúrico para eliminar interferentes y posteriormente purificada con una columna de silicagel. En el caso de los PAHs, se utilizó un proceso de limpieza no destructivo mediante una columna de silicagel activado.

La identificación y cuantificación de los contaminantes se realizó con un cromatógrafo de gases modelo 8890A (Agilent), acoplado a un espectrómetro de masas de triple cuadrupolo modelo 7000D (Agilent, USA). Para los PAHs, se utilizó una columna *Rxi-5Sil-MS* de 60 m x 0.25 mm x 0.25 µm (Restek, FR), operando en modo de monitoreo de iones seleccionados (SIM) para maximizar la sensibilidad y especificidad del análisis. El programa de temperatura del horno fue optimizado, comenzando a 80 °C y alcanzando los 310 °C en varias etapas para asegurar una separación eficiente. En el caso de los POPs, el sistema operó en modo de monitoreo de reacciones múltiples (MRM), con nitrógeno como gas de colisión para fragmentar los analitos. Las condiciones del espectrómetro, incluidas la temperatura de la fuente (250 °C) y de la línea de transferencia (310 °C), fueron ajustadas para maximizar la ionización y detección.

Se emplearon estándares isotópicamente marcados para garantizar la precisión y exactitud en la cuantificación. Para los POPs, se utilizaron estándares internos como *13C6: γ-HCH*, *pentaclorobenceno (PeCB)*, *hexaclorobenceno (HeCB)* (10 ng/muestra) y *13C12: p,p'-DDT*, *p,p'-DDD*, *p,p'-DDE*, *PCB28*, *PCB52*, *PCB101*, *PCB138*, *PCB153*, *PCB180*. Para los PAHs, los estándares incluyeron D8-naftaleno, D10-fenantreno y D12-perileno (333 ng/muestra).

La calibración se realizó con curvas de ocho puntos, cubriendo concentraciones de 1 ng/mL a 1000 ng/mL, garantizando la linealidad y reproducibilidad. Además, se implementaron controles de calidad rigurosos, que incluyeron blancos, muestras de recuperación y duplicados, para validar la integridad y confiabilidad de los datos obtenidos.

III. RESULTADOS

3.1 Cantidad total de microplásticos

En esta investigación, se cuantificaron los microplásticos recolectados en la bahía del Callao, obteniendo un total de 24.7814 gramos distribuidos en varias estaciones de muestreo. La concentración promedio de microplásticos en el agua superficial fue de 97.1204 ítems/m³, lo que corresponde a 5,170,073.7321 ítems/km².

Para interpretar adecuadamente la magnitud de la contaminación por microplásticos, se emplearon dos unidades comunes: ítems/m³ e ítems/km². No obstante, dado que el muestreo de este estudio se realizó a nivel superficial, el valor expresado en ítems/km² es el más adecuado para representar la extensión geográfica de la contaminación:

- **Ítems por metro cúbico (ítems/m³):** mide la concentración de microplásticos en un volumen específico de agua. Si bien esta unidad es útil para

evaluar la densidad de partículas en una columna de agua, su aplicación en este estudio es complementaria, ya que el enfoque superficial del muestreo otorga mayor relevancia a la medición en ítems/km².

- **Ítems por kilómetro cuadrado (ítems/km²):** refleja la cantidad de microplásticos distribuidos en la superficie marina. Dado que el muestreo se limitó a la capa superficial del agua, esta unidad proporciona una representación más precisa de la dispersión de microplásticos en la bahía del Callao. Asimismo, permite estimar el impacto ambiental a una escala geográfica más amplia y facilita la comparación con estudios similares realizados en otras regiones costeras.

El uso de la unidad ítems/km² en este caso facilita una comprensión más clara de la magnitud del problema de contaminación en la superficie marina, donde los microplásticos tienden a concentrarse debido a su baja densidad y flotabilidad. Este valor ofrece una imagen detallada de la dispersión de los microplásticos en la bahía, permitiendo identificar áreas de alta concentración que podrían estar vinculadas a fuentes específicas de contaminación. (Ver Tabla1)

Aunque no se realizó una clasificación específica de los tipos de polímeros, se observaron variaciones en las características físicas de los microplásticos recolectados. Los fragmentos recuperados variaban en tamaño, desde partículas muy pequeñas, menores a 1 mm, hasta fragmentos más grandes, visibles a simple vista. Este rango de tamaños sugiere que los microplásticos provienen de diversas fuentes, tanto de plásticos grandes que se han fragmentado en el ambiente, como de productos de consumo directo, como las microesferas presentes en productos cosméticos.

Asimismo, los microplásticos presentaban una variedad de colores, predominando los blancos, transparentes y azules, lo que podría indicar su origen. Los fragmentos blancos y transparentes suelen asociarse con productos de un solo uso, como envases y bolsas, mientras que los fragmentos azules podrían provenir de redes o equipos de pesca. Aunque estas observaciones son generales, proporcionan pistas valiosas sobre las actividades humanas que podrían estar contribuyendo a la contaminación por microplásticos en la bahía del Callao.

En cuanto a la forma, se encontraron tanto fragmentos angulosos como redondeados, lo que sugiere diferentes procesos de degradación. Los fragmentos angulosos podrían haber ingresado recientemente al ambiente, mientras que los fragmentos redondeados y suavizados por el desgaste indican una mayor exposición a las condiciones del entorno marino, como las corrientes y la abrasión por partículas en suspensión.

Tabla 1
Sumatoria para todos los microplásticos recolectados

	Peso (g)	ítems/m3	ítems/km2
Sumatoria para todas las estaciones de muestreo	24.7814	97.1204	5170073.7321

3.2 Concentración total de contaminantes orgánicos en microplásticos

Los microplásticos recolectados fueron analizados para determinar la presencia de POPs (contaminantes orgánicos persistentes) y PAHs (hidrocarburos aromáticos policíclicos). La Tabla 2 muestra la concentración total por grupos de moléculas que se encontraron adsorbidas en los microplásticos y en las mallas de muestreo. Los grupos de moléculas analizados incluyen:

- **DDX:** Este grupo incluye los metabolitos del DDT, un pesticida organoclorado que fue utilizado masivamente en décadas pasadas y que ha demostrado ser altamente persistente en el ambiente. El grupo DDX representa los metabolitos de descomposición del DDT (dicloro difenil tricloroetano), un pesticida ampliamente utilizado en el pasado y conocido por su persistencia ambiental. Los principales metabolitos de descomposición del DDT incluyen DDE (dicloro difenil dicloroetileno) y DDD (dicloro difenil dicloroetano). Estos metabolitos tienen una alta capacidad de resistir la degradación, lo que les permite permanecer en los ecosistemas durante décadas. Los resultados muestran una concentración de 311 ng/g en los microplásticos recolectados, lo que sugiere una retención significativa de estos compuestos en las partículas plásticas. En contraste, en las mallas de muestreo la concentración fue mucho menor (0.449 ng/g), lo que indica que los microplásticos podrían actuar como superficies preferenciales para la adsorción de estos compuestos.
- **PeCB y HeCB:** El pentaclorobenceno (PeCB) y el hexaclorobenceno (HeCB) son subproductos de procesos industriales, conocidos por su alta toxicidad. Las concentraciones observadas de 13.0 ng/g en los microplásticos y 0.245 ng/g en las mallas sugieren que, aunque se encuentran en menores cantidades en comparación con otros compuestos, su presencia es significativa debido a su capacidad para persistir en el ambiente.
- **16 PAHs:** Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) son compuestos que pueden tener origen tanto natural como antropogénico. Los PAHs se generan de manera natural a través de procesos como incendios forestales y la descomposición de materia orgánica, pero también son liberados por actividades humanas, como la combustión incompleta de combustibles fósiles y la quema de biomasa. En este estudio, se detectó una concentración elevada de 1,749 ng/g de

PAHs en los microplásticos, mientras que en las mallas de muestreo se registró una menor concentración de 48.9 ng/g. Los PAHs son conocidos por su toxicidad y carcinogenicidad, y su presencia en los microplásticos es preocupante debido a la capacidad de estos fragmentos para transportarlos a través del medio marino. Este hallazgo refleja la fuerte capacidad de los microplásticos para adsorber estos contaminantes, lo que podría implicar un riesgo mayor para los ecosistemas marinos.

- **6 PCBs:** Los bifenilos policlorados (PCBs) son compuestos industriales utilizados principalmente como fluidos aislantes en equipos eléctricos y como aditivos. Se observó una concentración de 151.7 ng/g en los microplásticos, mientras que no se detectaron niveles significativos en las mallas de muestreo. Este hallazgo subraya la tendencia de los PCBs a adsorberse preferentemente en los microplásticos, que actúan como vectores para la bioacumulación de estos compuestos en los ecosistemas marinos.
- **HCH:** Los isómeros del hexaclorociclohexano (HCH) son pesticidas organoclorados. En los microplásticos recolectados se detectó una concentración de 3.72 ng/g, mientras que en las mallas no se registró ninguna concentración. Este hallazgo indica la adsorción selectiva del HCH en los microplásticos.

IV. DISCUSIÓN

Los resultados de la sumatoria para todos los microplásticos recolectados en la bahía del Callao muestran una concentración de 97.1204 items/m³ y una estimación de 5,170,073.7321 items/km², lo que refleja una alta presencia de microplásticos en este ecosistema marino. Estos valores son comparables con los reportados en estudios realizados en otras regiones del mundo. Por ejemplo, Chen et al. (2017) reportaron concentraciones de microplásticos que oscilan entre 14.4 y 847.7 items/m³ en el Gyre del Pacífico Norte, mientras que Antunes et al. (2013) encontraron concentraciones variables en playas de Portugal, especialmente en zonas con alta actividad humana, como Sines, donde se observaron las mayores cantidades de microplásticos. La alta densidad de microplásticos en la bahía del Callao puede estar directamente relacionada con las descargas urbanas e industriales a lo largo de los ríos Chillón y Rímac, que desembocan en esta bahía. Estas fuentes de contaminación contribuyen significativamente al aporte de plásticos en el mar, los cuales posteriormente se fragmentan y distribuyen en la columna de agua.

Tabla 2

Concentración de contaminantes orgánicos en microplásticos recolectados

Sumatoria de concentraciones por grupo de moléculas	Unidades	Resultado en microplásticos	Resultado en malla de muestreo
Σ DDX	ng/g	311	0.449
Σ PeCB y HeCB	ng/g	13.0	0.245
Σ 16PAHs	ng/g	1749	48.9
Σ 6PCBs	ng/g	151.7	0.000
Σ HCH	ng/g	3.72	0.000

Los PAHs identificados en los microplásticos recolectados en la bahía del Callao presentan una concentración total de 1,749 ng/g, lo que indica un notable nivel de contaminación en comparación con estudios anteriores. Chen et al. (2017) reportaron concentraciones de PAHs en el rango de 14.4 a 847.7 ng/g en el Gyre del Pacífico Norte, dependiendo del tipo de plástico y su tamaño, mientras que Antunes et al. (2013) registraron hasta 44,800 ng/g en la playa de Sines, Portugal. Frias et al. (2010) también documentaron concentraciones considerables de PAHs, con valores máximos de 5,418 ng/g en la playa de Fonte da Telha. La elevada presencia de PAHs en la bahía del Callao puede estar asociada a las fuentes locales de contaminación, como las actividades industriales, las emisiones de vehículos y las descargas de aguas residuales. Estas actividades generan una gran cantidad de compuestos derivados de la combustión, que se adsorben a los microplásticos y son transportados a través de la columna de agua.

En relación con los PCBs, la bahía del Callao presentó una concentración total de 151.7 ng/g, un valor que se encuentra dentro del rango reportado por Chen et al. (2017), con concentraciones de hasta 135 ng/g en plásticos duros en el Gyre del Pacífico Norte. Antunes et al. (2013) documentaron valores superiores en la playa de Matosinhos, con concentraciones de hasta 310 ng/g en pellets envejecidos, mientras que Frias et al. (2010) encontraron un máximo de 46.57 ng/g en la playa de Fonte da Telha. Los PCBs son compuestos industriales que fueron ampliamente utilizados en el pasado y cuya persistencia en el ambiente es alta debido a su resistencia a la degradación. En la bahía del Callao, la presencia de PCBs puede ser atribuida tanto a fuentes históricas como actuales de contaminación industrial, particularmente en las cercanías de la desembocadura del río Rímac, donde las descargas industriales son frecuentes.

El análisis de DDX reveló una concentración de 311 ng/g en la Bahía del Callao, lo que supera significativamente los valores reportados por Frias et al. (2010) en Portugal, donde las concentraciones más altas fueron de 4.54 ng/g. En comparación, Antunes et al. (2013) reportaron hasta 41 ng/g en la playa de Matosinhos. Esta elevada concentración de DDX en la bahía del Callao puede estar relacionada con el uso histórico de DDT en actividades agrícolas, así como con posibles fuentes continuas de contaminación, incluyendo prácticas agrícolas en zonas cercanas a los ríos que desembocan en la bahía. El DDT y sus metabolitos son conocidos por su persistencia en el ambiente y su capacidad para bioacumularse, lo que los convierte en una preocupación importante en términos de salud ambiental.

Los HCHs, con una concentración total de 3.72 ng/g en la bahía del Callao, muestran valores bajos en comparación con otros contaminantes analizados. Frias et al. (2010) y Antunes et al. (2013) no reportaron concentraciones significativas de HCHs en sus estudios en la costa portuguesa, lo que podría indicar que estos compuestos tienen una menor persistencia o que sus fuentes han sido controladas más efectivamente en esas regiones. En la bahía del Callao, la baja presencia de HCHs puede estar asociada con la disminución en el uso de estos pesticidas, aunque es

importante considerar que podrían existir fuentes puntuales que aún contribuyen a su presencia en el ambiente marino.

V. CONCLUSIONES

Junto con la adsorción de contaminantes orgánicos persistentes (POPs) y PAHs, estos constituyen una amenaza significativa para el ecosistema marino local. Comparada con estudios similares a nivel mundial, la bahía muestra niveles de contaminación que, en algunos casos, son superiores, especialmente en lo referente a PAHs y DDX, lo que destaca la influencia de fuentes locales de contaminación, como las descargas industriales, agrícolas y las emisiones de combustión.

Los resultados subrayan la necesidad urgente de implementar medidas de mitigación para reducir la contaminación en la bahía, proteger la biodiversidad y minimizar los riesgos para la salud humana debido a la bioacumulación de estos contaminantes en la cadena alimentaria. Además, se resalta la importancia de continuar con un monitoreo constante para evaluar los impactos a largo plazo y desarrollar políticas públicas efectivas que protejan el ecosistema marino de la región.

VI. AGRADECIMIENTOS

Esta parte del trabajo se realizó con el apoyo de las instalaciones centrales de infraestructura de investigación de RECETOX, bajo el proyecto LM2023069, financiado por el Ministerio de Educación, Juventud y Deportes de la República Checa. Además, este trabajo recibió apoyo del programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea, en el marco del acuerdo de subvención No. 857560 (Excelencia CETOCOEN).

VII. REFERENCIAS

- Ajith, N., Arumugam, S., Parthasarathy, S., Manupoori, S., & Janakiraman, S. (2020). Global distribution of microplastics and its impact on marine environment—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(21), 25970–25986. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09015-5>
- Alvarino, L., Guabloche, A., Da Silva Acioly, T. M., Viana, D. C., & Iannacone, J. (2024). Assessment of potentially toxic metals, metalloids, and non-metals in muscle and liver tissue of Two Fish Species (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 and *Odontesthes regia* (Humboldt, 1821) from the Coastal Area of Callao, Peru. *Regional Studies in Marine Science*, 71, 103423. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103423>
- Alvarino, L., Saez, G., Da Silva Acioly, T. M., Viana, D. C., & Iannacone, J. (2023). Biochemical indicators of contamination in the coastal area of Callao, Peru. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 51(3), 351–362. <https://doi.org/10.3856/vol51-issue3-fulltext-2946>
- Amelia, T. S. M., Khalik, W. M. a. W. M., Ong, M. C., Shao, Y. T., Pan, H., & Bhubalan, K. (2021). Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Progress in Earth and Planetary Science*, 8(1). <https://doi.org/10.1186/s40645-020-00405-4>

- Antunes, J., Frias, J., Micaelo, A., & Sobral, P. (2013). Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 130, 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.06.016>
- Argüelles, J., Quispe, J., Ledesma, J., Leon, V., Sarmiento, M., & Robles, C. (2012). *Estudio Línea base - ELBA Callao, primavera 2011*. Informe Interno IMARPE, 39, 3–4. Available from <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/2223> (accessed August 28, 2024).
- Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2014). Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 140, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.004>
- Bakir, A., O'Connor, I. A., Rowland, S. J., Hendriks, A. J., & Thompson, R. C. (2016). Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environmental Pollution*, 219, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.046>
- Barrett, J., Chase, Z., Zhang, J., Holl, M. M. B., Willis, K., Williams, A., Hardesty, B. D., & Wilcox, C. (2020). Microplastic pollution in Deep-Sea sediments from the Great Australian Bight. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.576170>
- Bordós, G., Urbányi, B., Micsinai, A., Kriszt, B., Palotai, Z., Szabó, I., Hantosi, Z., & Szoboszlai, S. (2019b). Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere*, 216, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110>
- Campanale, N., Massarelli, N., Savino, N., Locaputo, N., & Uricchio, N. (2020). A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of Concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>
- Chen, Q., Reisser, J., Cunsolo, S., Kwadijk, C., Kotterman, M., Proietti, M., Slat, B., Ferrari, F. F., Schwarz, A., Levivier, A., Yin, D., Hollert, H., & Koelmans, A. A. (2017b). Pollutants in Plastics within the North Pacific Subtropical Gyre. *Environmental Science & Technology*, 52(2), 446–456. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04682>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- Cutroneo, L., Reboa, A., Besio, G., Borgogno, F., Canesi, L., Canuto, S., Dara, M., Enrile, F., Forioso, I., Greco, G., Lenoble, V., Malatesta, A., Mounier, S., Petrillo, M., Rovetta, R., Stocchino, A., Tesan, J., Vagge, G., & Capello, M. (2020). Microplastics in seawater: sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), 8938–8952. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-020-07783-8>
- Di, M., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *The Science of the Total Environment*, 616–617, 1620–1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>
- Dris, R., Gasperi, J., & Tassin, B. (2017). Sources and Fate of microplastics in urban areas: A focus on Paris Megacity. In *The handbook of environmental chemistry* (pp. 69–83). https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-61615-5_4
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (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>
- Fischer, E. K., Paglialonga, L., Czech, E., & Tamminga, M. (2016). Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments – A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environmental Pollution*, 213, 648–657. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.012>
- Frias, J. P. G. L., Sobral, P., & Ferreira, A. M. (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 1988–1992. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>
- Frias, J. P. G. L., Sobral, P., & Ferreira, A. M. (2010b). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 1988–1992. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>
- Hartmann, N. B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L. H., Schmidt, S. N., Mayer, P., Meibom, A., & Baun, A. (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 488–493. <https://doi.org/10.1002/ieam.1904>
- Huang, Z., Hu, B., & Wang, H. (2022). Analytical methods for microplastics in the environment: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(1), 383–401. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01525-7>
- Ji, X., Ma, Y., Zeng, G., Xu, X., Mei, K., Wang, Z., Chen, Z., Dahlgren, R., Zhang, M., & Shang, X. (2021). Transport and fate of microplastics from riverine sediment dredge piles: Implications for disposal. *Journal of Hazardous Materials*, 404, 124132. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124132>
- Jiang, W., Yan, X., & Lv, Y. (2024). A critical review on the migration, transformation, sampling, analysis and environmental effects of microplastics in the environment. *Journal of Environmental Sciences*. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.05.018>
- Klein, M., & Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *The Science of the Total Environment*, 685, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
- Kye, H., Kim, J., Ju, S., Lee, J., Lim, C., & Yoon, Y. (2023). Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards. *Heliyon*, 9(3), e14359. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14359>
- Liu, S., Shi, J., Wang, J., Dai, Y., Li, H., Li, J., Liu, X., Chen, X., Wang, Z., & Zhang, P. (2021). Interactions between microplastics and heavy metals in aquatic environments: a review. *Frontiers in Microbiology*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.652520>
- Lo, H., Wong, C., Tam, N. F., & Cheung, S. (2019). Spatial distribution and source identification of hydrophobic

- organic compounds (HOCs) on sedimentary microplastic in Hong Kong. *Chemosphere*, 219, 418–426. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.032>
- Lusher, A., McHugh, M., & Thompson, R. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1–2), 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- Luthy, R. G., Aiken, G. R., Brusseu, M. L., Cunningham, S. D., Gschwend, P. M., Pignatello, J. J., Reinhard, M., Traina, S. J., Weber, W. J., & Westall, J. C. (1997). Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents. *Environmental Science & Technology*, 31(12), 3341–3347. <https://doi.org/10.1021/es970512m>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2000). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318–324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>
- Obbard, R. W. (2018). Microplastics in Polar Regions: The role of long range transport. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.004>
- OECD (2022). *Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/de747aef-en>
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M. P., Dung, L. Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., . . . Thompson, R. C. (2009). International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1437–1446. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>
- Periyasamy, A. P., & Tehrani-Bagha, A. (2022). A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. *Polymer Degradation and Stability*, 199, 109901. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.109901>
- Pozo, K., Urbina, W., Gómez, V., Torres, M., Nuñez, D., Příbylová, P., Audy, O., Clarke, B., Arias, A., Tombesi, N., Guida, Y., & Klánová, J. (2020). Persistent organic pollutants sorbed in plastic resin pellet — “Nurdles” from coastal areas of Central Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110786. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110786>
- Prata, J. C., Da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Effects of microplastics on microalgae populations: A critical review. *The Science of the Total Environment*, 665, 400–405. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.132>
- Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senathirajah, K., Subashchandrabose, S. R., Evans, G., & Thavamani, P. (2018). Transport and fate of microplastics in wastewater treatment plants: implications to environmental health. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17(4), 637–653. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-018-9480-3>
- Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-Term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: Implications for plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 130109073312009. <https://doi.org/10.1021/es303700s>
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., & Carrasco, M. N. (2012). High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory’s shearwaters (*Calonectris diomedea*). *Marine Pollution Bulletin*, 64(10), 2219–2223. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.06.011>
- Rosas, J., Alvarino, L., Guabloche, A., Romero, S., Castañeda, L., & Iannacone, J. (2023). Contaminación por elementos trazas en sedimentos superficiales marinos de la bahía del Callao, Perú. *Boletín De Investigaciones Marinas Y Costeras*, 52(1), 27–44. <http://boletin.invemar.org.co/ojs/index.php/boletin/article/view/1149>
- Shruti, V., Jonathan, M., Rodriguez-Espinosa, P., & Rodríguez-González, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *The Science of the Total Environment*, 654, 154–163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.054>
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- Syberg, K., Khan, F. R., Selck, H., Palmqvist, A., Banta, G. T., Daley, J., Sano, L., & Duhaime, M. B. (2015). Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(5), 945–953. <https://doi.org/10.1002/etc.2914>
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., & Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), 219–222. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.010>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., . . . Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- UNEP. (2018). *Marine plastic litter and microplastics: Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. United Nations Environment Programme. <https://www.unep.org/resources/report/marine-plastic-litter-and-microplastics>
- Vázquez, O. A., & Rahman, M. S. (2021). An ecotoxicological approach to microplastics on terrestrial and aquatic organisms: A systematic review in assessment, monitoring and biological impact. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 84, 103615. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2021.103615>
- Wang, J., Peng, C., Li, H., Zhang, P., & Liu, X. (2021). The impact of microplastic-microbe interactions on animal health and biogeochemical cycles: A mini-review. *The Science of the Total Environment*, 773, 145697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145697>

- Xiong, X., Zhang, K., Chen, X., Shi, H., Luo, Z., & Wu, C. (2018). Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake – Qinghai Lake. *Environmental Pollution*, 235, 899–906. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.081>
- Yeo, B. G., Takada, H., Yamashita, R., Okazaki, Y., Uchida, K., Tokai, T., Tanaka, K., & Trenholm, N. (2020). PCBs and PBDEs in microplastic particles and zooplankton in open water in the Pacific Ocean and around the coast of Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110806. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110806>
- Yu, R., & Singh, S. (2023). Microplastic pollution: Threats and impacts on global marine ecosystems. *Sustainability*, 15(17), 13252. <https://doi.org/10.3390/su151713252>
- Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K. J., & Kane Driscoll, S. (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1667–1676. <https://doi.org/10.1002/etc.3461>

Contribución de autoría

En el presente estudio, Oscar Herrera Amézquita se encargó de la conceptualización, recolección de datos y redacción inicial del documento. Olivio Nino Castro Mandujano supervisó y revisó el manuscrito. Hernán Isaac Zapata Gamarra colaboró en la recolección de datos. Karla Andrea Pozo Gallardo, junto con Jakub Martiník, Ondřej Audy, Petr Kukučka y Petra Příbylová del equipo de RECETOX, realizaron el análisis y la curación de datos, enfocados en garantizar la precisión de los ensayos químicos instrumentales. Estas actividades se alinearon con las etapas clave del proyecto, desde la planificación hasta la preparación final del artículo.

Conflictos de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.