

PRIMERA CARACTERIZACIÓN DE CONTAMINACIÓN PLÁSTICA EN LA PLAYA DE GÜIBIA, REPÚBLICA DOMINICANA: UN HÁBITAT URBANO DE ANIDACIÓN DE TORTUGAS

First characterization of plastic pollution on Güibia Beach, Dominican Republic: An urban sea turtle nesting habitat

Sarina SUERO¹ y Adriana Carolina GAMBOA^{2,3*}

¹ Centro de Investigaciones de Biología Marina Idelisa Bonnelly de Calventi, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Santo Domingo, calle Aristides Fiallo Cabral 303, Ciudad Universitaria, Santo Domingo 10105, Distrito Nacional, República Dominicana.

² Departamento de Procesos Químicos, Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre Clodosbaldo Russián, carretera Cumaná-Cumanacoa, Cumaná, 6101, estado Sucre, Venezuela.

³ Departamento de Ingeniería Forestal, Universidade Federal de Santa Maria, R. Sete de Setembro s/n-Frederico Westphalen, 98400-000, RS, Brasil.

*Autora para correspondencia: adrianacgam@gmail.com

(Recibido: enero de 2025; aceptado: mayo de 2025)

Palabras clave: mesoplásticos, microplásticos, contaminación plástica, playa urbana, mar Caribe.

RESUMEN

Las playas arenosas acumulan plásticos que afectan la calidad del agua, los sedimentos, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Este estudio constituye el primer reporte de contaminación plástica en los sedimentos de la playa de Güibia (República Dominicana), un entorno urbano con restricciones de uso que también funciona como área de anidación de tortugas marinas. Se realizó un muestreo superficial en cinco puntos equidistantes a lo largo de un transecto de 100 m en la línea de pleamar, y se recolectaron tanto plásticos visibles como sedimentos empleando una cuadrata de madera (50 × 50 cm) y una pala metálica. En el laboratorio las muestras se secaron, tamizaron (mallas de 4.75 y 0.5 mm) y analizaron con una lupa (50×) para extraer las partículas plásticas. Adicionalmente, se aplicó una separación por densidad (NaCl 5 mol/L). Se registró una abundancia promedio de 79.6 ítems/kg de peso seco, con 45.73 % de mesoplásticos y 54.27 % de microplásticos. La goma espumosa, asociada principalmente al consumo de alimentos y actividades pesqueras, fue el tipo predominante (369 ítems: 150 esferas y 219 láminas). La acumulación de partículas plásticas se relacionó con condiciones locales como geomorfología, hidrodinámica y presión antrópica. Estos hallazgos evidencian la vulnerabilidad de las playas urbanas frente a la contaminación plástica, que representa un riesgo potencial para el éxito reproductivo de especies marinas amenazadas, y subrayan la necesidad de fortalecer la gestión de residuos sólidos, así como de implementar estrategias de conservación orientadas a la protección de ecosistemas costeros sensibles.

Key words: mesoplastics, microplastics, plastic pollution, urban beach, Caribbean Sea.

ABSTRACT

Sandy beaches accumulate plastics that affect water quality, sediments, biodiversity, and ecosystem services. This study provides the first report of plastic pollution in the sediments of Güibia Beach (Dominican Republic), an urban area with restricted use that also serves as a nesting site for sea turtles. Surface sampling was conducted at five equidistant points along a 100 m transect on the high tide line, collecting visible plastics and sediments using a wooden quadrat (50 × 50 cm) and a metal shovel. In the laboratory, samples were dried, sieved (mesh sizes of 4.75 and 0.5 mm), and examined under a magnifying glass (50×) to extract plastic particles. Additionally, density separation was applied using NaCl (5 mol/L). An average abundance of 79.6 items/kg of dry weight was recorded, consisting of 45.73% mesoplastics and 54.27% microplastics. Foam, mainly associated with food consumption and fishing activities, was the most frequent type (369 items: 150 spheres and 219 fragments). The accumulation of plastic particles was related to local conditions, including geomorphology, hydrodynamics, and anthropogenic pressures. These findings highlight the vulnerability of urban beaches to plastic pollution, which poses a potential risk to the reproductive success of threatened marine species. The results underscore the need to strengthen solid waste management and develop conservation strategies to protect sensitive coastal ecosystems.

INTRODUCCIÓN

La contaminación plástica, considerada entre las principales amenazas ambientales actuales, es una preocupación de alcance global que afecta tanto a los ecosistemas terrestres como a los marinos (Pilapitiya y Ratnayake 2024). La alta durabilidad y la demanda de los plásticos, sumadas a la gestión inadecuada de sus desechos, los han convertido en contaminantes prevalentes, causando efectos negativos y, en muchos casos, irreversibles en la biodiversidad y la biomasa animal (Honorato-Zimmer et al. 2022).

Uno de los principales problemas es la fragmentación de los plásticos en microplásticos (partículas menores a 5 mm; GESAMP 2019) debido a la degradación por radiación UV, viento y erosión, procesos que también pueden generar nanoplásticos, partículas con alta capacidad de entrar en la cadena alimentaria, afectando desde pequeños organismos hasta depredadores mayores, incluidos potencialmente los humanos (Oberbeckmann y Labrenz 2020, Walkinshaw et al. 2020, Zhao et al. 2024). Además, los microplásticos pueden transportar especies invasoras y adsorber contaminantes como hidrocarburos policíclicos aromáticos, metales y fármacos, lo que aumenta su peligrosidad (Andrade et al. 2021, Pucowski et al. 2021, Chen et al. 2024).

Diversos ambientes marinos han sido objeto de estudio, entre ellos los sedimentos costeros superficiales, en los que las playas destacan por ofrecer servicios ecosistémicos esenciales. Estos incluyen actividades recreativas, deportivas y culturales, que

pueden verse comprometidas por la presencia de plásticos de distintos tamaños (Garcés-Ordóñez et al. 2020, Flores-Ocampo y Armstrong-Altrin 2023, Lagos et al. 2023).

Asimismo, se ha investigado la presencia de microplásticos en sedimentos profundos (Mohamed et al. 2023), aguas superficiales (Gunaalan et al. 2023, Yu et al. 2023) y en la columna de agua (Bao et al. 2022). También se han detectado microplásticos tanto en áreas urbanizadas (p.ej., Tokio, India y China) como en zonas remotas (incluidas la Antártida y el Ártico), lo que evidencia la ubicuidad y la complejidad del problema (Pakhomova et al. 2022).

En el Caribe y en América Latina, la investigación sobre la contaminación por microplásticos es aún incipiente. Grillo et al. (2022) indican que, entre 2010 y 2021, la mayoría de los estudios publicados en inglés en revistas indexadas provienen de Brasil, México, Argentina y Chile, y se enfocan principalmente a la biota y los sedimentos marinos.

Por su parte, Orona-Návar et al. (2022) en una revisión realizada hasta enero de ese mismo año, reportan que la producción regional representaba solo 4.8 % de los artículos publicados a nivel global, con Brasil liderando los estudios de microplásticos en el ambiente (52 %). Además, las investigaciones en sedimentos costeros se concentran en unos pocos países: Brasil (32 %), México (22 %), Argentina (17 %), Colombia (12 %), Uruguay (7 %) y Perú (5 %), y se enfocan mayoritariamente a los sedimentos superficiales, aunque se han detectado microplásticos a mayor profundidad en el litoral (Martinelli y Pereira 2019).

Las playas urbanas, como la de Güibía en Santo Domingo, no solo representan espacios recreativos y turísticos que contribuyen a las economías locales, sino que también son zonas clave para la biodiversidad costera. Estas proporcionan servicios ecosistémicos esenciales, como la protección contra la erosión costera, la regulación del clima local y el soporte a hábitats críticos para especies marinas (Shasha et al. 2023, Gómez et al. 2024).

Por ello, es fundamental conocer el estado de estos ecosistemas respecto de la contaminación plástica, estimar sus impactos potenciales y contribuir a la formulación de estrategias de intervención informadas. Este estudio tiene como objetivo reportar y caracterizar la contaminación por plásticos en los sedimentos superficiales de una playa urbana de importancia ecológica en la República Dominicana.

La investigación se centra en la cuantificación y clasificación de las partículas plásticas según su tamaño, forma y color, tomando como caso de estudio la playa de Güibía, reconocida como sitio de anidación de *Eretmochelys imbricata* (tortuga Carey) y utilizada también como área de liberación de neonatos de esta especie (AN 2024).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La playa de Güibía se localiza en el litoral sur de Santo Domingo, República Dominicana ($18^{\circ}27' N$, $69^{\circ}54' W$; **Fig. 1**). Tiene una extensión de 230 m y un ancho promedio de 21.09 m y está delimitada por el acantilado de la calle José María Heredia y la avenida

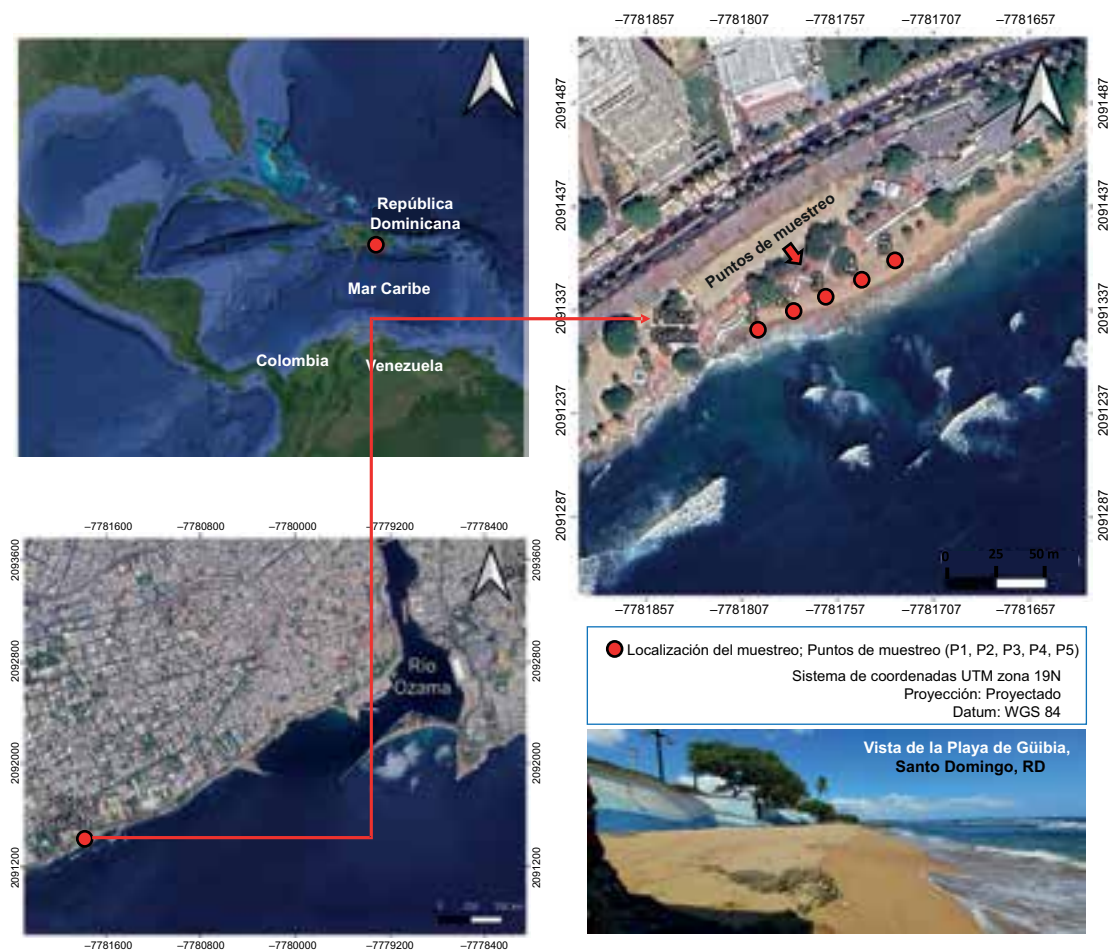


Fig. 1. Ubicación geográfica y puntos de muestreo en la playa de Güibía, Santo Domingo, República Dominicana. La imagen muestra la ubicación regional en el mar Caribe, el contexto urbano cercano al río Ozama y la distribución de cinco puntos de muestreo a lo largo de la línea de costa. La fotografía adicional ilustra las características de la playa en el sitio de estudio.

Máximo Gómez (Rivas y Ruiz 1981). Morfológicamente, está constituida por terrazas arrecifales pleistocénicas (Suazo 2003). Presenta un clima húmedo subtropical, con precipitaciones anuales de 1000 a 1400 mm y una temperatura media de 26-27 °C (MMARN 2015).

El sustrato es arenoso de grano medio. El fondo marino combina áreas de arena, rocas y piedras sueltas. La playa presenta oleaje moderado, protegida por una barrera natural de un antiguo arrecife coralino y profundidades que fluctúan entre 1.10 y 2.10 m (Rivas y Ruiz 1981).

Esta playa se ubica en una zona altamente urbanizada de la ciudad de Santo Domingo y, aunque su uso como balneario está restringido debido a los altos niveles de contaminación del agua, es un espacio de fácil acceso y mantiene un uso recreativo intenso. Es un área pública muy concurrida, especialmente los fines de semana, los días feriados y en eventos organizados por las autoridades municipales. Este uso, sumado al manejo inadecuado de residuos sólidos (principalmente plásticos) tanto en la playa como en su entorno inmediato, ejerce una presión sostenida sobre el ecosistema costero, comprometiendo su funcionalidad ambiental.

A pesar de tratarse de un entorno urbano con alta intervención, se ha documentado actividad de anidación y liberación de neonatos de al menos dos especies de tortugas marinas: *Eretmochelys imbricata* y *Chelonia mydas* (León 2012, Vanguardia 2016). Entre 2016 y 2021, según lo indicado por el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, se registraron aproximadamente 2480 huevos y 1652 neonatos liberados, siendo *Eretmochelys imbricata* la especie más frecuente, con múltiples eventos de anidación distribuidos entre 2016 y 2019. En cambio, *Chelonia mydas* estuvo representada principalmente mediante actividades de reintroducción (de la Rosa 2023).

Más recientemente, en septiembre de 2024, se introdujeron en esta playa 92 neonatos de tortuga Carey (especie en peligro crítico de extinción) como parte de un programa del Acuario Nacional de la isla (AN 2024).

Procedimiento de campo

Las muestras de sedimentos superficiales se recolectaron en mayo de 2022, durante la temporada lluviosa, siguiendo el método de Besley et al. (2017) con algunas modificaciones. Se estableció un transecto de 100 m paralelo a la costa (línea de pleamar), donde suelen acumularse plásticos, gránulos y restos orgánicos (Hidalgo-Ruz et al. 2012). Este transecto se ubicó en el extremo oeste de la playa, área de acceso

público y, por tanto, de mayor afluencia de visitantes. Luego, utilizando un hilo de cáñamo marcado, se identificaron cinco puntos de muestreo equidistantes (cada 25 m) en dirección Oeste-Este (**Fig. 1**).

En cada punto se delimitó un área de 0.25 m² con un marco de madera. Se registraron las coordenadas geográficas y se recolectaron los plásticos visibles. Para la recolección de los sedimentos superficiales, se utilizaron bolsas Ziploc nuevas, previamente identificadas, y una pala de metal. Posteriormente, los sedimentos se trasladaron al laboratorio del Centro de Investigaciones de Biología Marina Idelisa Bannelly de Calventi de la Universidad Autónoma de Santo Domingo en República Dominicana para su pretratamiento y análisis.

Las muestras fueron dispuestas en posición horizontal dentro de contenedores rígidos con tapa, para evitar la compactación y los movimientos bruscos durante el transporte, previniendo la fragmentación secundaria de las partículas plásticas por compresión.

Procedimiento de laboratorio

Al llegar al laboratorio, los sedimentos recolectados se colocaron de forma inmediata en bandejas de aluminio y se secaron durante 24 h a 60 °C, temperatura recomendada para evitar la degradación térmica o la alteración de la estructura superficial de los polímeros tras la recolección (Besley et al. 2017).

Posteriormente, se pesó 1 kg de la muestra y se tamizó durante 2 min en un equipo Gilson modelo SS-15F. Se utilizaron tamices de acero inoxidable, conforme a la norma D6913/D6913M-17 de la American Society for Testing and Materials (ASTM 2017), disponibles en el laboratorio: uno de 4 mallas (abertura de 4.75 mm) y otro de 35 mallas (abertura de 0.5 mm), para facilitar la separación de las partículas plásticas. De este procedimiento, se obtuvieron tres fracciones granulométricas:

- Fracción > 4.75 mm: partículas plásticas categorizadas como mesoplásticos (4.75 a 25 mm; GESAMP 2019).
- Fracción de 0.5 a 4.75 mm: partículas plásticas clasificadas como microplásticos (GESAMP 2019).
- Fracción < 0.5 mm: descartada para efectos de este estudio.

La fracción retenida en el tamiz de 0.5 mm, correspondiente a los microplásticos, fue observada con una lupa Leica de 50×. Las partículas plásticas se identificaron y se separaron utilizando una pinza

metálica. Para optimizar la recuperación, cada muestra fue sometida a separación por densidad con una solución saturada de NaCl (5 M, $\rho = 1.15$ g/ml) en proporción 1:3, según el protocolo de Masura et al. (2015). La mezcla se agitó durante 3 min, se dejó en reposo durante 24 h y luego se filtró para obtener las partículas plásticas.

Las partículas recuperadas fueron clasificadas según su forma en: fibras, fragmentos, gránulos, microesferas, esponjas (que presentan textura con poros abiertos y alta capacidad de absorción) y gomas espumosas (que tienen mayor rigidez, poros más cerrados, menor capacidad de absorción de agua y estructura compacta). Además, se categorizaron según su color en: blanco, amarillo, gris, transparente, azul, negro, rojo y verde (Frías et al. 2018). Posteriormente, los plásticos recuperados se pesaron para determinar su contenido en función del peso seco (g/kg).

Las partículas de goma espumosa, compuestas de poliestireno expandido y fácilmente identificables por su color, ligereza y textura, se subclasificaron en esferas y láminas para obtener información sobre su origen. Las esferas suelen provenir de agregados usados en construcción, manualidades o cavas térmicas vinculadas con la pesca o el almacenamiento de alimentos. Por su parte, las láminas están asociadas principalmente con el empaque de alimentos y bebidas.

Para minimizar la contaminación durante el proceso, se utilizaron materiales de madera, acero inoxidable y vidrio, tanto en campo como en laboratorio. En el caso de la recuperación de microplásticos, la solución de trabajo fue filtrada y los materiales se limpiaron y almacenaron en contenedores adecuados. Las muestras y los papeles de filtro se cubrieron con papel de aluminio según las recomendaciones de Prata et al. (2021).

Si bien en este estudio se reportan únicamente partículas en el intervalo visible de 0.5 a 4.75 mm, estas medidas se adoptaron como parte de los protocolos de

control de calidad para evitar contaminación cruzada, asegurar la integridad de las muestras y fortalecer la confiabilidad del análisis.

Análisis de datos

Los datos de la cantidad de plásticos se registraron en una matriz de Microsoft Excel y se normalizaron en función de la masa de la muestra (Dekiff et al. 2014, Acosta-Coley et al. 2019) y del área (Fatema et al. 2023), reportándose la abundancia en ítems/kg de peso seco e ítems/m².

Con los resultados de abundancia se generaron cuadros y gráficas en función del tamaño, la forma y el color de las partículas plásticas. Asimismo, se calculó la correlación entre la abundancia de los mesoplásticos y los microplásticos mediante el coeficiente de determinación (R²).

Finalmente, los resultados de la abundancia de microplásticos obtenidos se compararon con estudios previos realizados en los océanos Atlántico y Pacífico.

RESULTADOS

Se detectó la presencia de partículas plásticas en todos los puntos de muestreo. En total, se recuperaron 398 ítems (peso: 15.2493 g) en el transecto analizado (**Cuadro I**), lo que equivale a 318.4 ítems/m², 79.6 ítems/kg o 3.05 g/kg. La abundancia de las partículas varió entre los puntos. El menor número de partículas se registró en el punto 4 (35 ítems), mientras que la mayor cantidad se obtuvo en el punto 1 (138 ítems).

Respecto a la clasificación por tamaño, los microplásticos (0.5-4.75 mm) fueron ligeramente más abundantes que los mesoplásticos (4.75-25 mm), que representaron el 54.27 y el 45.73 % del total, respectivamente. En términos de abundancia, los microplásticos alcanzaron 172.8 ítems/m² y los mesoplásticos 145.6 ítems/m² (**Fig. 2a**).

CUADRO I. DISTRIBUCIÓN DE PARTÍCULAS PLÁSTICAS ASOCIADAS A LOS SEDI-MENTOS COSTEROS SUPERFICIALES DE LA PLAYA DE GÜIBIA, REPÚBLICA DOMINICANA (N = 5; 1 kg DE MUESTRA POR PUNTO).

Punto	Número de ítems	Peso de los ítems (g) ± 0.0001	Ítems/m ²	Ítems/kg	g/kg
1	138	4.2042	552	138	4.20
2	99	4.1119	400	99	4.11
3	51	3.4620	212	51	3.46
4	35 ^b	1.1543	140	35	1.15
5	75	2.3169	300	75	2.32
Total del transecto	398	15.2493	318.4	79.6	3.05

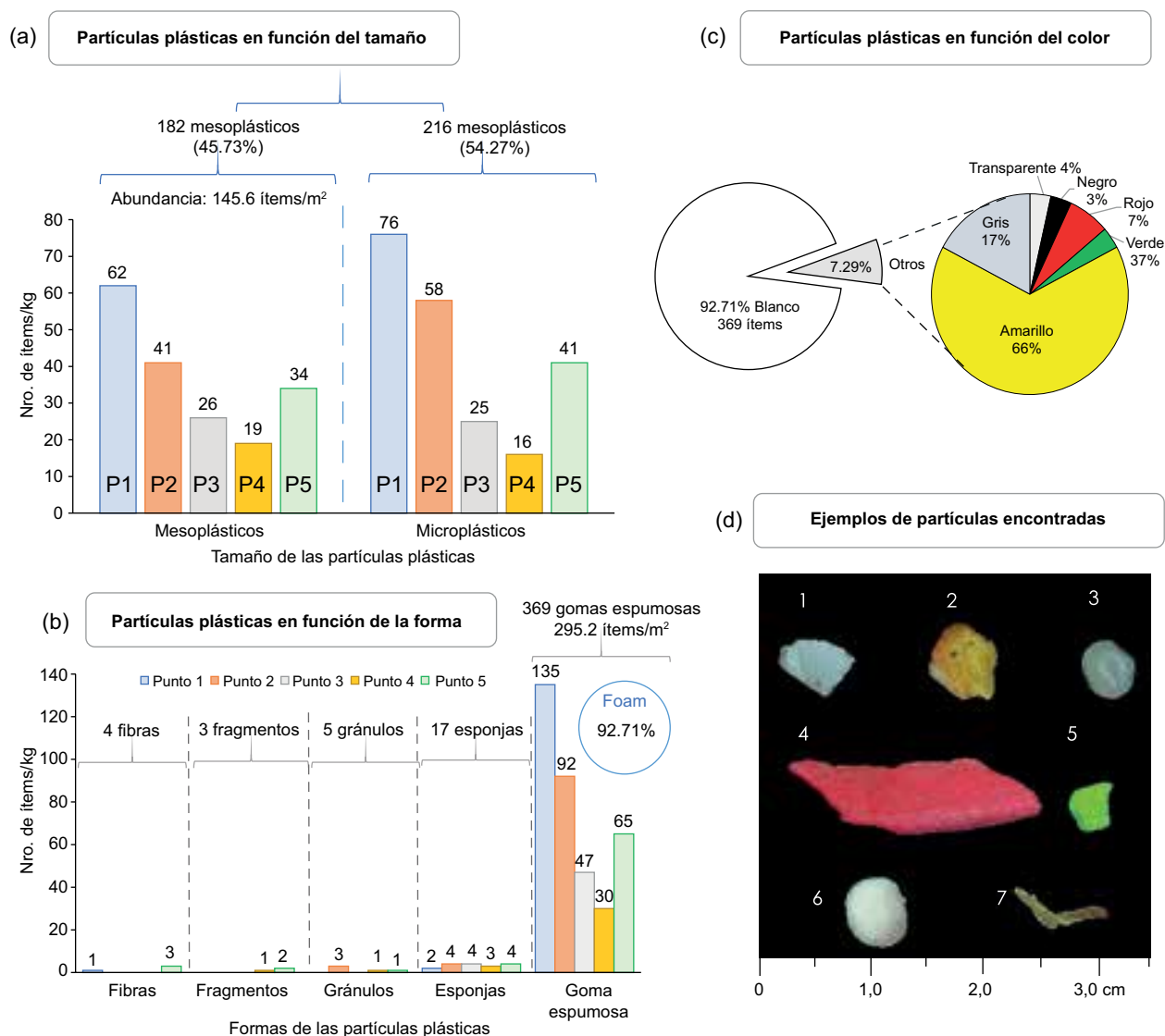


Fig. 2. Distribución y características de los microplásticos y mesoplásticos en la playa de Güibia, Santo Domingo, República Dominicana. (a) Abundancia de partículas plásticas (ítems/kg) por punto de muestreo (P1-P5) y tamaño de las partículas (microplásticos y mesoplásticos); (b) distribución de formas de las partículas plásticas; (c) distribución de colores observados en los sedimentos; (d) ejemplos representativos (1-7) de las partículas plásticas encontradas: [1] lámina de goma espumosa blanca (*foam*, poliestireno, P1); [2] esponja amarilla (P2); [3] gránulo gris (P2); [4] fragmento rojo (P5); [5] fragmento verde (P4); [6] esfera de goma espumosa blanca (P4); [7] fibra amarilla (P5).

La distribución espacial de las partículas plásticas mostró un patrón heterogéneo. El punto 1 presentó la mayor abundancia tanto de mesoplásticos (62 ítems/kg) como de microplásticos (76 ítems/kg). Le siguió el punto 2, con 41 y 58 ítems/kg, respectivamente. El punto 5 presentó valores intermedios (34 ítems/kg de mesoplásticos y 41 ítems/kg de microplásticos), mientras que los puntos 3 y 4 registraron las menores abundancias (26 y 19 ítems/kg de mesoplásticos; 25 y 16 ítems/kg de microplásticos, respectivamente).

La tendencia de acumulación en el transecto fue la siguiente: P1 > P2 > P5 > P3 > P4, independientemente del tamaño de las partículas. Además, se observó una fuerte correlación positiva (Fig. 3; $R^2 = 0.9578$) entre la abundancia de microplásticos y mesoplásticos, lo que indica que los sitios con mayor abundancia de microplásticos también presentaron mayor abundancia de mesoplásticos.

En cuanto a la clasificación por forma, la goma espumosa (*foam*) fue la más abundante, con

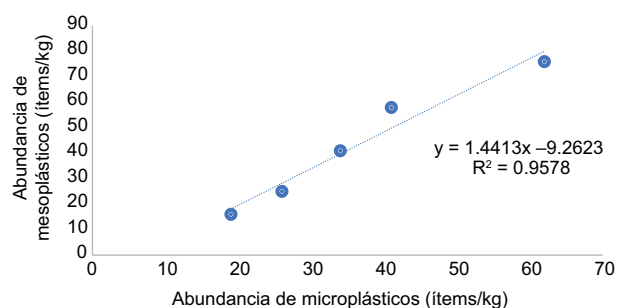


Fig. 3. Relación entre la abundancia de microplásticos y mesoplásticos en la playa de Güibia, Santo Domingo, República Dominicana.

369 ítems (92.71 % de las partículas recuperadas; 295.2 ítems/m²), seguida por las esponjas, con 17 ítems (4.27 %; **Fig. 2b**). Ambas formas estuvieron presentes en todos los puntos de muestreo. Las formas menos comunes incluyeron: (a) gránulos en los puntos P2, P4 y P5; (b) fragmentos en los puntos P4 y P5; y (c) fibras en los puntos P1 y P5.

En la clasificación por color, se identificaron ocho categorías (**Fig. 2c**). El color blanco fue el predominante (92.71 %), seguido por el amarillo (4.7 %) y el gris (1.2 %). Los colores menos frecuentes fueron azul, rojo, verde, transparente y negro, con proporciones entre 3 y 7 %.

La **Fig. 2d** muestra ejemplos representativos de las partículas plásticas recuperadas en este estudio, incluyendo gránulos (microplásticos primarios), fragmentos, fibras, esponjas y restos de goma espumosa, en los que se aprecian las diferencias entre estas categorías.

Adicionalmente, la subclasificación de la goma espumosa en esferas y láminas (**Fig. 2d**) reveló que los microplásticos de este material correspondieron mayormente a esferas (74 %), mientras que los mesoplásticos fueron en su mayoría láminas (98 %; **Fig. 4**).

DISCUSIÓN

Comparación regional de la abundancia de microplásticos

Los resultados de esta primera caracterización de la contaminación plástica en los sedimentos superficiales de la playa de Güibia evidencian una afectación significativa de este entorno costero. Se registró la presencia de plásticos de diferentes tamaños distribuidos a lo largo de la línea de pleamar, con una abundancia total de 318.4 ítems/m² o 79.6 ítems/kg (mesoplásticos + microplásticos) y, específicamente, de microplásticos con 172.8 ítems/m² o 216.0 ítems/kg (**Fig. 2a**; **Cuadro II**).

Al comparar estos valores de abundancia de microplásticos con playas del mar Caribe, se observa que la abundancia en Güibia es aproximadamente 12 veces superior a la reportada por Pérez-Alvelo et al. (2021) para seis playas de la Península La Esperanza, Puerto Rico (17 ítems/kg). También supera lo obtenido en dos sectores de la playa San Luis en Venezuela (16.82 y 33.66 ítems/kg; Gamboa et al. 2022) y en la playa Blanca, Colombia (36 ítems/m²; Garcés-Ordóñez 2022). No obstante, se reportaron abundancias mayores en las Antillas Menores (261 ítems/kg; Bosker et al. 2018) y en el Caribe panameño (353 ítems/m²; Delvalle et al. 2020).

En el océano Pacífico, destacan playas con niveles aún más elevados de microplásticos, como Costa Azul (463.3 ítems/m²; Purca y Henostroza 2017) y Sombrillas (489.7 ítems/m²; de la Torre et al. 2020) en Perú, y Puntarenas en Costa Rica (1400 ítems/m²; Sagot-Valverde 2022). Por otro lado, la playa de Güibia presenta niveles considerablemente superiores a los reportados en otras playas peruanas, como Punta de Bombón (0.5 ítems/m²) y Motomba (4 ítems/m²; Luque-Fernández et al. 2023).

En cuanto al Atlántico europeo, los valores obtenidos en Güibia también son más elevados que los registrados en playas como El Socorro, Leocadio Machado y la Bahía de Vizcaya, donde se reportaron abundancias de 13.1, 115.5 y 7.62 ítems/kg, respectivamente (CEDEX 2017, Álvarez-Hernández et al. 2019).

La variabilidad observada entre playas y regiones puede explicarse por múltiples factores, como las diferencias en las fuentes de contaminación, la proximidad a centros urbanos, la hidrodinámica local, las características geomorfológicas (extensión, grado de confinamiento, continuidad con otros sistemas litorales o presencia de estructuras costeras), así como por las variaciones estacionales y la intensidad de las presiones antrópicas (Dekiff et al. 2014, Zhang 2017, Leads et al. 2023).

En este contexto, aunque en América Latina existen playas con niveles de contaminación plástica

CUADRO II. COMPARACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS REPORTADA EN ESTE ESTUDIO CON OTROS ESTUDIOS SIMILARES REALIZADOS EN LATINOAMÉRICA Y ESPAÑA.

Localidad	Microplásticos		Referencia
	(ítems/m ²)	(ítems/kg)	
Playa de Güibia (República Dominicana)	172.8	216.0	Este estudio
Algunas de playas del mar Caribe (Océano Atlántico)			
Península La Esperanza (Puerto Rico)	NR	17.0	Pérez-Alvelo et al. (2022)
Sector Colegio de Médicos, Playa San Luis (Venezuela)	NR	33.7	Gamboa et al. (2022)
Sector Los Bordones, Playa San Luis (Venezuela)	NR	16.8	
Playa Blanca en Cispata (Colombia)	36.0	NR	Garcés-Ordóñez et al. (2022)
Costa Caribe (Panamá)	353.0	NR	Delvalle et al. (2020)
Antillas menores	NR	261.0	Bosker et al. (2018)
Algunas playas del Océano Pacífico			
Puntarenas (Costa Rica)	1400	NR	Sagot-Valverde (2022)
Playa Costa Azul (Perú)	463.3	NR	Purca y Henostroza (2017)
Playa Albúfera de Medio Mundo (Perú)	4.7	NR	
Playa Motomba	4.0	NR	Luque-Fernández et al. (2023)
Playa Punta de Bombón	0.5	NR	
Playa Sombrillas	489.7	NR	De la Torre et al. (2020)
Playa Yuyos	16.7	NR	
Algunas playas de España			
Bahía de Viscaya (Islas Canarias)	NR	7.6	CEDEX (2017)
El Socorro (Islas Canarias)	13.1	NR	Álvarez-Hernández et al. (2019)
Leocadio Machado (Islas Canarias)	115.5	NR	

NR: no reportado.

más altos, los resultados obtenidos para Güibia reflejan un escenario ambiental que merece especial atención en el Caribe. Esta condición se explica por la combinación de una elevada abundancia de microplásticos, el uso público intensivo de la playa y su función ecológica como hábitat de especies marinas vulnerables.

Distribución espacial de partículas plásticas en la playa de Güibia

Los resultados muestran una distribución heterogénea de las partículas plásticas a lo largo del transecto muestreado, con un gradiente decreciente en sentido oeste-este. El punto 1 registró la mayor abundancia con 61 y 76 ítems/kg para mesoplásticos y microplásticos, respectivamente, mientras que el punto 4 presentó los valores más bajos (19 y 16 ítems/kg; **Fig. 2**).

El punto 1, ubicado en el extremo occidental de la playa (**Fig. 1**), se caracteriza por su fuerte oleaje, signos de erosión activa y su proximidad al muro

costero urbano. Este sector coincide con la dirección predominante de las corrientes marinas de este a oeste, lo que sugiere que los residuos plásticos pueden ser arrastrados y retenidos en esa zona. Aunque los procesos erosivos suelen movilizar materiales hacia sectores más tranquilos (Ramírez-Cruz et al. 2014), en este caso, la combinación de la morfoestructura urbana y la falta de continuidad lateral parece favorecer una retención localizada.

En contraste, el punto 4, ubicado en una zona más amplia, mostró la menor acumulación de partículas plásticas. La relativa ausencia de estructuras rígidas y la configuración más abierta en esta parte probablemente favorecen una mayor dispersión del material flotante. Factores como la exposición al oleaje, la forma del frente costero, la presencia de estructuras artificiales y la orientación del viento determinan zonas diferenciadas de acumulación de microplásticos en las playas (Zhang 2017). Así, la distribución observada en la playa de Güibia responde a una combinación de condiciones hidrodinámicas,

configuración geomorfológica local y presión antrópica.

La fuerte correlación positiva observada entre la abundancia de microplásticos y mesoplásticos ($R^2 = 0.9578$) sugiere que ambos tamaños de partículas comparten fuentes comunes de entrada o mecanismos de transporte similares en el ambiente costero. Esta relación también puede indicar que los procesos de fragmentación de residuos de mayor tamaño, como el poliestireno expandido, contribuyen simultáneamente a la generación de meso y microplásticos en los sedimentos superficiales de la playa de Güibia.

Morfología y color de los plásticos

La forma y el color de las partículas plásticas recuperadas del ambiente pueden ayudar a inferir su composición polimérica y su posible origen (Torrez-Pérez et al. 2022). En el caso de la playa de Güibia predominó la goma espumosa o *foam* de color blanco (369 ítems). Las características visuales observadas,

tales como color, textura espumosa o lisa (según el grado de compactación), estructura y deformabilidad al ser comprimida manualmente, son consistentes con las propiedades físicas típicas del poliestireno expandido (Fig. 2d; Fig. 4).

No obstante, cabe señalar que esta identificación se realizó de manera inferencial, basada en la morfología, color y comportamiento mecánico observados, sin haberse efectuado un análisis químico confirmatorio del polímero. El poliestireno (PS) es un derivado del petróleo que, al calentarse y expandirse, adquiere una textura espumosa; se emplea en la fabricación de bandejas, platos, vasos desechables, así como en boyas y cavas térmicas utilizadas en la pesca y otras actividades (Arango 2017). Su presencia en los sedimentos costeros se relaciona con la fragmentación de dichos productos (Wang et al., 2016).

Aunque la playa de Güibia está restringida como balneario, es frecuentada con fines turísticos y recreacionales, y cuenta con servicios de comida que

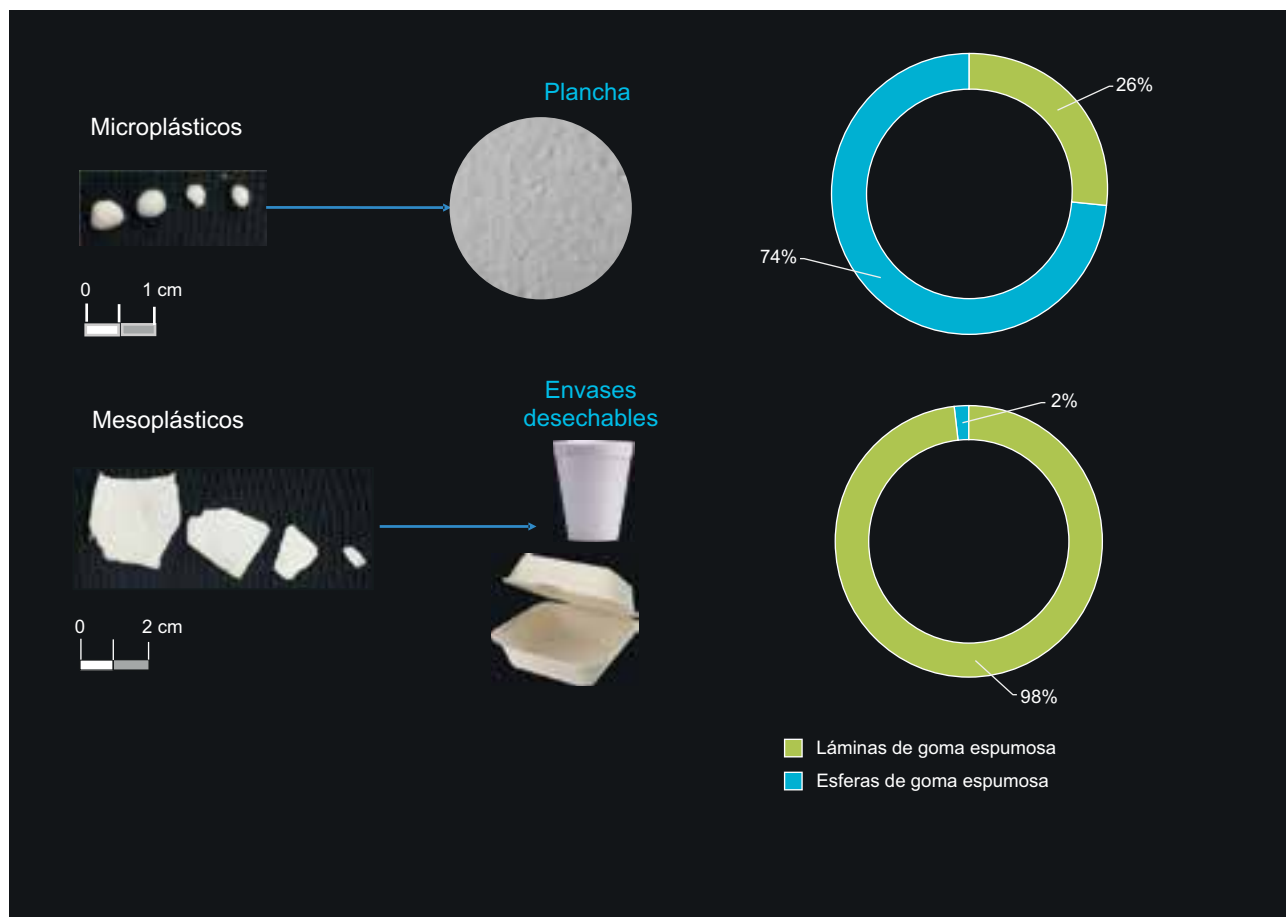


Fig. 4. Distribución por tamaño de los diferentes tipos de goma espumosa o de poliestireno expandido recuperados de los sedimentos de la playa.

emplean empaques de PS por su bajo costo y facilidad de uso. Sin embargo, el PS representa un problema ambiental debido a que: (1) persiste en el ambiente durante largos periodos; (2) su reciclaje es complejo por su bajo peso, facilidad para ensuciarse y fragmentarse; y (3) su ingesta accidental puede causar daños a la salud (López y Canepa 2014).

La presencia prolongada de nanopartículas de PS en las paredes intestinales puede alcanzar niveles tóxicos y su consumo ha sido vinculado a enfermedades gastrointestinales, daños en el ADN y condiciones graves como el cáncer (Ruiz et al. 2019). De hecho, estas preocupaciones han impulsado regulaciones para limitar su uso en algunos países (Troya et al. 2022). No obstante, continúa siendo ampliamente utilizado en Latinoamérica como aislante y para el embalaje o empaque de bebidas, alimentos y bienes de consumo.

Adicionalmente, se identificaron esponjas amarillas (17 ítems/kg), posiblemente provenientes de desechos de muebles o actividades pesqueras, donde se utilizan como aislantes de embarcaciones (Gamboa et al. 2022, Garcés-Ordóñez 2022), y una baja presencia de gránulos (1.2 %), microplásticos primarios utilizados en la manufactura de productos plásticos más grandes, que pueden ingresar al ambiente por derrames durante la producción, transporte o almacenamiento (Acosta-Coley et al. 2019, Karlsson et al. 2021).

Esto sugiere poca influencia industrial en el aporte de partículas plásticas en esta playa. En síntesis, las partículas plásticas halladas presentan variedad en tamaño, forma y color, y se asocian principalmente a: (a) actividades comerciales, recreativas y urbanas, especialmente aquellas en las que se utilizan empaques o envases de alimentos (de goma espumosa, PS); (b) actividad industrial (gránulos); y (c) actividades pesqueras (esponjas y fibras de cuerdas y redes de pesca) (Garcés-Ordóñez 2022).

Posibles fuentes de contaminación plástica y dinámica costera en playa de Güibía

La proximidad del puerto de Santo Domingo, ubicado al este de la playa de Güibía, junto con las corrientes marinas que ocurren de este a oeste, podría contribuir al transporte de plásticos de diferentes tamaños hacia esta playa (Rivas y Ruiz 1981). De hecho, el río Ozama, al este de Güibía, descarga grandes cantidades de desechos a través de sus afluentes y aguas residuales sin tratamiento, afectando el ecosistema de la playa. Asimismo, comunidades cercanas, como La Barquita, 27 de Febrero y Guachupita, que carecen de servicios de saneamiento adecuados, contribuyen a la carga de desechos sólidos.

Además, este efecto se potencia por la escorrentía urbana durante la temporada de lluvias y por posibles descartes intencionales, que influyen en la calidad del ecosistema y en su valor paisajístico. Durante el periodo de muestreo, la playa de Güibía se vio afectada por una tormenta tropical, con vaguada, lluvias intensas, tormentas eléctricas y ráfagas de viento y, aunque este estudio no contempló comparaciones estacionales, se ha documentado que estos eventos favorecen la movilización de plásticos desde zonas urbanas hacia los ambientes marinos, a través de escorrentía y desembocaduras de ríos (Sadri y Thompson 2014, Veerasingam et al. 2016, Hadiuzzaman et al. 2022).

Si bien no puede establecerse una relación causal directa, no se descarta que las condiciones meteorológicas excepcionales podrían haber intensificado el ingreso de residuos plásticos, contribuyendo así al impacto negativo sobre el ecosistema costero. Cabe destacar que, aunque empleados del Ministerio de Trabajo y voluntarios realizan jornadas frecuentes de limpieza en la playa, el ingreso de residuos plásticos es sostenido.

Riesgos ecológicos potenciales para las tortugas marinas

En términos de biodiversidad, la playa de Güibía constituye un importante sitio de anidación y liberación de tortugas marinas, a pesar de que corresponde a un entorno urbano altamente intervenido. El Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales ha documentado entre 2016 y 2021 múltiples eventos de anidación, registrando un total de 1229 huevos y 1086 neonatos de *Eretmochelys imbricata* (tortuga Carey), así como 1251 huevos y 566 neonatos de *Chelonia mydas* (tortuga verde) en esta playa (de la Rosa 2023).

Estos datos confirman la función de esta playa como hábitat activo para especies en peligro de extinción y se enmarcan en el registro de la diversidad de tortugas marinas en República Dominicana, donde, además, se han reportado las especies *Dermochelys coriacea*, *Lepidochelys olivacea* y *Caretta caretta* (León 2011). Por ello, se resalta la importancia ecológica del litoral dominicano y, en particular, de la playa de Güibía para la conservación de estas especies vulnerables.

Entre las principales amenazas para la conservación de tortugas marinas destaca la contaminación por acumulación de basura plástica y microplásticos en las playas, que afecta directamente los sitios de anidación, degradando la calidad del hábitat y obstaculizando los procesos de incubación y emergencia de neonatos (León 2011).

En estudios realizados en otras playas de anidación, como las de China, se ha reportado un alto contenido de PS y de polietileno en los sedimentos costeros. Además, este polímero se ha identificado en el contenido digestivo de tortugas marinas, lo que destaca la necesidad de reducir este tipo de contaminantes (Duncan et al. 2018, Zhang et al. 2021).

Adicionalmente, los plásticos representan un riesgo para la biodiversidad marina, al actuar como vectores de compuestos orgánicos persistentes y metales pesados (Karlsson et al. 2021, Cedeño et al. 2022), así como portadores de patógenos (Kaur et al. 2022). La ingestión de microplásticos puede provocar obstrucciones intestinales, malnutrición e incluso mortalidad en la fauna marina. Un estudio de Tortosa (2022) identificó que el 11.9 % de las tortugas bobas juveniles (*Caretta caretta*) varadas en Tenerife presentaban restos plásticos en su tracto digestivo.

Estos hallazgos subrayan que la ingestión de plásticos constituye un factor de presión ambiental que debe considerarse seriamente al evaluar la funcionalidad ecológica de playas urbanas como Güübia. Además, los impactos derivados de la contaminación plástica no se limitan a la fauna marina, porque también constituyen un riesgo emergente para la salud humana, dado que los microplásticos y sus compuestos asociados (aditivos y colorantes) han sido detectados en polvo doméstico, orina y leche materna (Blackburn y Green 2021, Briones 2022), e incluso en algunos órganos humanos (Roslan et al. 2024).

CONCLUSIONES

La caracterización de los sedimentos superficiales de la playa de Güübia evidenció la presencia significativa de partículas plásticas de origen secundario, en particular goma espumosa de color blanco. Con base en la morfología, la textura y la coloración observadas, se infiere que estos residuos corresponden a poliestireno expandido, aunque no se realizó confirmación química mediante análisis instrumental. La baja proporción de microplásticos primarios sugiere una limitada influencia industrial directa en la contaminación detectada.

La distribución espacial de los plásticos estuvo influida por factores geomorfológicos, condiciones hidrodinámicas locales y la alta presión antrópica asociada al uso recreativo. Los resultados muestran una alta densidad de microplásticos y mesoplásticos en un entorno urbano costero de alta sensibilidad ecológica, lo que evidencia riesgos potenciales para

procesos ecológicos clave, como la anidación de tortugas marinas.

Este estudio establece una línea base para la caracterización de la contaminación plástica en la playa de Güübia, contribuyendo al conocimiento sobre las dinámicas de acumulación de residuos plásticos y microplásticos en ambientes urbanos de vulnerabilidad ecológica del Caribe.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación fue posible gracias al apoyo de varias personas e instituciones que facilitaron la obtención de los primeros resultados sobre la contaminación plástica en la isla. Los autores agradecen especialmente a Saulo y Saul Suero por su valiosa colaboración en los procedimientos de campo, que incluyeron la delimitación del área de estudio, la toma de muestras y su traslado al laboratorio. También agradecemos al Centro de Investigaciones de Biología Marina Idelisa Bonnelly de Calventi (CIBIMA-IBC) por el uso de sus instalaciones para los ensayos de laboratorio, así como al Lic. Valentín Brito y a la M.Sc. Tatiana Gómez Orguloso por sus sugerencias y orientación en la redacción de este trabajo.

REFERENCIAS

- Acosta-Coley I., Durán-Izquierdo M., Rodríguez-Cavallo E., Mercado-Camargo J., Méndez-Cuadro D. y Olivero-Verbel J. (2019). Quantification of microplastics along the Caribbean coastline of Colombia: Pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans*. *Marine Pollution Bulletin* 146, 574-583. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.084>
- AN (2024). Acuario Nacional libera 175 neonatos de tortugas marinas en las playas de Güübia y Manresa [en línea]. <https://acuaronacional.gob.do/acuarionacional-libera-175-neonatos-de-tortugas-marin-as-en-las-playas-de-guibia-y-manresa/27/04/2025>
- Álvarez-Hernández C., Cairós C., López-Darias J., Mazzetti E., Hernández-Sánchez C., González-Sálamo J. y Hernández-Borges J. (2019). Microplastic debris in beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain). *Marine Pollution Bulletin* 146, 26-32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.064>
- Andrade H., Glüge J., Herzke D., Ashta N.M., Nayagar S.M. y Scheringer M. (2021). Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: An overview. *Environmental Sciences Europe* 33, 1-14. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00522-x>

- Arango S.S. (2017). ¿Qué es el poliestireno expandido y cómo tratarlo? Ecosiglos [en línea] <https://ecosiglos.com/que-es-el-poliestireno-expandido-y-como-tratarlo/> 27/04/2025
- ASTM (2017). Norma D6913/D6913M-17. Standard test methods for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis. ASTM International, West Conshohocken, PA, EUA, 13 pp.
- Bao M., Huang Q., Lu Z., Collard F., Cai M., Huang P., Yu Y., Cheng S., An L., Wold A. y Gabrielsen G.W. (2022). Investigation of microplastic pollution in Arctic fjord water: A case study of Rijpfjorden, Northern Svalbard. *Environmental Science and Pollution Research* 29 (37), 56525-56534. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19826-3>
- Besley A., Vijver M.G., Behrens P. y Bosker T. (2017). A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin* 114, 77-83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>
- Blackburn K. y Green D. (2021). The potential effects of microplastics on human health: What is known and what is unknown. *Ambio* 51, 518-530. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01589-9>
- Bosker T., Guaita L. y Behrens P. (2018). Microplastic pollution on Caribbean beaches in the Lesser Antilles. *Marine Pollution Bulletin* 133, 442-447. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.060>
- Briones Román J. (2022). Efectos en la salud de los microplásticos. Trabajo de grado en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias, Universidad de Alcalá, Madrid, España, 37 pp.
- Cedeño G., Crooks K., Soto M., Terán N. y Walters A. (2022). Conciencia ambiental frente al inadecuado manejo del plástico por el ser humano. *Las Enfermeras de Hoy* 1 (2), 44-58.
- CEDEX (2017). Programa de seguimiento de micropartículas en playas (BM-6), 2016. Informe final. Tomo único. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas/Ministerio de Fomento/Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España, 128 pp.
- Chen X., Yu X., Zhang L., Zhao W. y Sui Q. (2024). Organic pollutants adsorbed on microplastics: Potential indicators for source appointment of microplastics. *Journal of Hazardous Materials* 465, 133225. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133225>
- Dekiff J.H., Remy D., Klasmeier J. y Fries E. (2014). Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environmental Pollution* 186, 248-256. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.019>
- De la Rosa C. (2023). Comunicación personal, 21 de noviembre.
- De la Torre G.E., Dioses-Salinas D.C., Castro J.M., Antay R., Yupanqui Fernández N., Espinoza-Morriberón D. y Saldaña-Serrano M. (2020). Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin* 151, 110877. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110877>
- Delvalle de Borrero D., Fábrega Duque J., Olmos J., Garcés-Ordóñez O., Do Amaral S.S.G., Vezzoni M., De Sá Felizardo J.P. y Dos Anjos R.M. (2020). Distribution of plastic debris in the Pacific and Caribbean Beaches of Panama. *Air, Soil and Water Research* 13, 1-8. <https://doi.org/10.1177/1178622120920268>
- Duncan E.M., Broderick A.C., Fuller W.J., Galloway T.S., Godfrey M.H., Hamann M., Limpus C.J., Lindeque P.K., Mayes A.G. y Godley B.J. (2018). Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. *Global Change Biology* 25 (2), 744-752. <https://doi.org/10.1111/gcb.14519>
- Fatema K., Sumon K.A., Moon S.M., Alam M.J., Hasan S.J., Uddin M.H., Arakawa H. y Rashid H. (2023). Microplastics and mesoplastics in surface water, beach sediment, and crude salt from the northern Bay of Bengal, Bangladesh coast. *Journal of Sedimentary Environments* 8 (2), 231-246. <https://doi.org/10.1007/s43217-023-00131-z>
- Flores-Ocampo I.Z. y Armstrong-Altrin J.S. (2023). Abundance and composition of microplastics in Tampico beach sediments, Tamaulipas State, Southern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 191, 114891. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114891>
- Frias J., Pagter E., Nash R., O'Connor I., Carretero O., Filgueiras A., Viñas L., Gago J., Antunes J., Bessa F., Sobral P., Goruppi A., Tirelli V., Pedrotti M. L., Suaria G., Aliani S., Lopes C., Raimundo J., Caetano M. y Gerds G. (2018). Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. Deliverable 4.2. JPI-Oceans BASEMAN Project, 24 pp. <https://doi.org/10.25607/OBP-723>
- Gamboa A.C., Pinto C., Gutiérrez G. y Ramírez J.J. (2022). Basura plástica y microplásticos: contaminantes emergentes presentes en sedimentos de una playa urbana del oriente venezolano. *Ciencia e Ingeniería* 9 (1), 1-12. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6706296>
- Garcés-Ordóñez O., Espinosa L.F., Cardoso R.P., Cardozo B.B.I. y Dos Anjos R.M. (2020). Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution* 267, 115495. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Garcés-Ordóñez O. (2022). Contaminación por microplásticos en manglares y playas del área marina protegida de Cispata, Caribe colombiano. *Revista Ciencias Marinas y Costeras* 14 (2), 9-25. <https://doi.org/10.15359/revmar.14-2.1>

- GESAMP (2019). Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (Kershaw P.J., Turra A., Galgani F., Eds.). Reports and Studies No. 99. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection/United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenia, 130 pp.
- Gómez Campos N.E., Amador-Rodríguez M., Rodríguez-Fernández M. y Cutié-Báez F. (2023). Integración de servicios ecosistémicos en la planificación territorial: Procedimiento y aplicación. *Revista Ingeniería Industrial* 44 (3), 59-76.
- Grillo J.F., Guerrero Rebolledo A., Sabino M.A. y Ramos R. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean: On the adoption of reporting standards and quality assurance and quality control protocols. *Environmental Advances* 8, 100236. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100236>
- Gunaalan K., Almeida R., Lorenz C., Vianello A., Iordachescu L., Papacharalampous K., Rohde C.M., Vollersten J. y Nielsen T.G. (2023). Abundance and distribution of microplastics in surface waters of the Kattegat/Skagerrak (Denmark). *Environmental Pollution* 318, 120853. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120853>
- Hadiuzzaman M.D., Salehi M. y Fujiwara T. (2022). Plastic litter fate and contaminant transport within the urban environment, photodegradation, fragmentation, and heavy metal uptake from storm runoff. *Environmental Research* 212, 113183. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113183>
- Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C. y Thiel M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology* 46 (6), 3060-3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Honorato-Zimmer D., Weideman E.A., Ryan P.G. y Thiel M. (2022). Amounts, sources, fates and ecological impacts of marine litter and microplastics in the Western Indian Ocean region: A review and recommendations for actions. *Oceanography and Marine Biology* 60, 533-589. <https://doi.org/10.1201/9781003288602-11>
- Karlsson T., Brosché S., Alidoust M. y Takada H. (2021). Plastic pellets found on beaches all over the world contain toxic chemicals [en línea]. https://ipen-china.org/sites/default/files/documents/ipen-beach-plastic-pellets-v1_4aw.pdf 24/04/2025
- Kaur K., Reddy S., Barathe P., Oak U., Shriram V., Kharat S.S., Govarthanam M. y Kumar V. (2022). Microplastic-associated pathogens and antimicrobial resistance in environment. *Chemosphere* 291, 133005. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133005>
- Lagos A.M., León M.V., Colorado A., Giraldo D., Fragozo L., Quiroga S.Y. y Martínez A. (2023). Effects of microplastics pollution on the abundance and composition of interstitial meiofauna. *Revista de Biología Tropical* 71 (1), e50031. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.50031>
- Leads R.R., Weinstein J.E., Kell S.E., Overcash J.M., Ertel B.M. y Gray A.D. (2023). Spatial and temporal variability of microplastic abundance in estuarine intertidal sediments: Implications for sampling frequency. *Science of The Total Environment* 859, 160308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160308>
- León Y.M. (2011). Plan de acción para la recuperación de las tortugas marinas de la República Dominicana. Reporte Técnico del Programa Ambiental del Caribe. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [en línea]. <https://chm.cbd.int/api/v2013/documents/4CAD6958-68E8-A0AB-E856-852720AD7CF8/attachments/205541/PLan%20de%20accion%20tortugas%20marinas%20borrador.pdf> 20/04/2025
- León Y.M. (2012). ¡Volvió Güiby, la Carey de Güibial! Rescatan sus huevos para incubarlos en el acuario. La Colmena, Instituto Tecnológico de Santo Domingo [en línea]. <https://colmena.intec.edu.do/2012/09/volvio-guiby-la-carey-de-guibial-rescatan-sus-huevos-para-incubarlos-en-el-acuario/> 24/04/2025
- López C.M. y Canepa J.R. (2014). Poliestireno expandido (EPS) y su problemática ambiental. *Kuxulkab* 19 (36), 63-65.
- Luque-Fernández C.R., Alcelay I., Villegas Paredes L. y Bocardo-Delgado E. (2023). First approach to microplastics occurrence in sandy beaches in the province of Islay (Arequipa), southern Peru. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 39 (2), 285-293. <https://doi.org/10.20937/RICA.54664>
- Martinelli Filho J.E. y Pereira Monteiro R.C. (2019). Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollution Bulletin* 145, 219-223. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>
- Masura J., Baker J., Foster G. y Arthur C. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48. National Oceanic and Atmospheric Administration, Marine Debris Division. Silver Spring, Maryland, EUA, 31 pp.
- MMARN (2015). Unidades de recursos para la planificación de los suelos (URP). Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, República Dominicana [en línea] https://ambiente.gob.do/app/uploads/2019/02/URP_STO_DGO.pdf 17/04/2025

- Mohamed C.A.R., Shahrudin A.N., Pradit S., Loh P.S., Nitiratsuwan T., Kobkeathhawin T., Noppradit P., Le T.P. Q., Oeurng C., Sok T., Lee C.W., Bong C.W., Lu X., Anshari G.Z., Kandasamy S. y Wang J. (2023). Depth profiles of microplastic in sediment cores in the mangrove area of Kuala Gula Mangrove, Malaysia. *Journal of Marine Science and Engineering* 11 (6), 1223. <https://doi.org/10.3390/jmse11061223>
- Oberbeckmann S. y Labrenz M. (2020). Marine microbial assemblages on 76 microplastics: Diversity, adaptation, and role in degradation. *Annual Review of Marine Science* 12, 209-232. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010633>
- Orona-Návar C., García-Morales R., Loge F.J., Mahlknecht J., Aguilar-Hernández I. y Ornelas-Soto J.N. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives. *Environmental Management* 309, 114698. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698>
- Pakhomova S., Berezina A., Lusher A.L., Zhdanov I., Silvestrova K., Zavialov P., Bavel B.V. y Yakushev E. (2022). Microplastic variability in subsurface water from the Arctic to Antarctica. *Environmental Pollution* 298, 118808. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118808>
- Pérez-Alvelo K.M., Llegus E.M., Forestier-Babilonia J.M., Elías-Arroy C.V., Pagán-Malavé K.N., Bird-Rivera G.J. y Rodríguez-Sierra C.J. (2021). Microplastic pollution on sandy beaches of Puerto Rico. *Marine Pollution Bulletin* 164, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112010>
- Pilapitiya P.N.T. y Ratnayake A.S. (2024). The world of plastic waste: A review. *Cleaner Materials* 11, 100220. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100220>
- Prata J.C., Reis V., da Costa J.P., Mouneyrac C., Duarte A.C. y Rocha-Santos T. (2021). Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials* 403, 123660. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>
- Puckowski A., Cwięk W., Mioduszevska K., Stepnowski P. y Białk-Bielińska A. (2021). Sorption of pharmaceuticals on the surface of microplastics. *Chemosphere* 263, 127976. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127976>
- Purca S. y Henostroza A. (2017). Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Revista Peruana de Biología* 24 (1), 101-106. <https://doi.org/10.15381/rpb.v24i1.12724>
- Ramírez-Cruz E., García C.H. y Martell R.D. (2014). Geomorfología costera y regeneración de playas en República Dominicana. Instituto Panamericano de Geografía e Historia, Sección Nacional de República Dominicana, 415 pp.
- Rivas V. y Ruiz N. (1981). Güibia: una playa urbana. Sus aguas, flora y fauna. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Santo Domingo, República Dominicana, 69 pp.
- Roslan N.S., Lee Y.Y., Ibrahim Y.S., Anuar S.T., Yusof K.M.K.K., Lai L.A. y Brentnall T. (2024). Detection of microplastics in human tissues and organs: A scoping review. *Journal of Global Health* 14, 04179. <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC11342020/18/04/2025>
- Ruiz J.L., Narro R.I., Avalos F. y Galindo S. (2019). Poli-estireno, innovaciones emergentes y daños a la salud: dos caras de la misma moneda. *Revista Iberoamericana de Polímeros y Materiales* 20 (1), 13-20.
- Shasha L., Feng C., Hongshuai Q., Jianhui L., Wei Y. y Gen L. (2023). Economic contribution of beach resources and their sustainable development in China. *Ocean and Coastal Management* 239, 106598. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106598>
- Sadri S.S. y Thompson R.C. (2014). On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin* 81, 55-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>
- Sagot-Valverde J.G.S. (2022). Monitoreo y caracterización de microplásticos en arenas de playas y aguas costeras de Costa Rica. *Revista Internacional de Comunicación y Desarrollo* 4 (17), 1-12. <https://doi.org/10.15304/ricd.4.17.8807>
- Suazo R.F. (2003). Estudio del impacto de la disposición de residuos sólidos en el litoral sur de Santo Domingo, en el área comprendida entre los ríos Haina y Ozama. Universidad Autónoma de Santo Domingo, República Dominicana, 20 pp.
- Torrez-Pérez K.A., Cervantes O., Reyes G. y Olivos A. (2022). Clasificación de microplásticos en playas urbanas, suburbanas, rurales y naturales de Colima y Jalisco, México. *Costas* 3, 207-230. <https://doi.org/10.25267/Costas.2021.v2.i3.0903>
- Tortosa García de Ceca M. (2022). Análisis de la ingestión de plásticos en juveniles de tortuga boba (*Caretta caretta*) varadas en Tenerife, Islas Canarias. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, Universidad de La Laguna, San Cristóbal de La Laguna, España, 38 pp. <https://riull.ull.es/xmlui/handle/915/27676/25/04/2025>
- Troya M.D.C., Power O.P. y Kopke K. (2022). Is it all about the data? How extruded polystyrene escaped single-use plastic directive market restrictions. *Frontiers in Marine Science* 8, 2067. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.817707>
- Vanguardia (2016). Medio Ambiente: Tortuga Carey rompe ciclo tradicional de desove de huevos en la playa de Güibia, en el Distrito Nacional. Vanguardia del Pueblo,

- 14 de julio [en línea]. <https://vanguardiadelpueblo.do/2016/07/14/medio-ambiente-tortuga-carey-rompe-ciclo-tradicional-de-desove-de-huevos-en-la-playa-de-guibia-en-el-distrito-nacional/> 20/04/2025
- Veerasingam S., Mugilarasan M., Venkatachalapathy R. y Vethamony P. (2016). Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. *Marine Pollution Bulletin* 109, 196-204. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.082>
- Walkinshaw C., Lindeque P.K., Thompson R., Tolhurst T. y Cole M. (2020). Microplastics and seafood: Lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 190, 110066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>
- Wang J., Tan Z., Peng J., Qiu Q. y Li M. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research* 113, 7-17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>
- Yu F., Pei Y., Zhang X., Wu X., Zhang G. y Ma J. (2023). Occurrence and distribution characteristics of aged microplastics in the surface water, sediment, and crabs of the aquaculture pond in the Yangtze River Delta of China. *Science of The Total Environment* 871, 162039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162039>
- Zhang H. (2017). Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 199, 74-86. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.032>
- Zhang T., Lin L., Li D., Wu S., Kong L., Wang J. y Shi H. (2021). The microplastic pollution in beaches that served as historical nesting grounds for green turtles on Hainan Island, China. *Marine Pollution Bulletin Part B* 173, 113069. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113069>
- Zhao B., Rehati P., Yang Z., Cai Z., Guo C. y Li Y. (2024). The potential toxicity of microplastics on human health. *Science of The Total Environment* 912, 168946. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168946>