

## VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS EN UNA PLAYA TURÍSTICA AL SUR DEL MAR CARIBE, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

EDGAR GARCÍA MARCANO<sup>1\*</sup>; JUAN LÓPEZ-MARCANO<sup>2</sup>; & IVIS FERMÍN<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. \*Autor de Correspondencia: tukani82@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0003-4057-5514>*

<sup>2</sup>*Departamento de Biología Pesquera, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. [juanjj5826@gmail.com](mailto:juanjj5826@gmail.com) / [juanjj5826@hotmail.com](mailto:juanjj5826@hotmail.com); <https://orcid.org/0000-0001-6368-4364>*

<sup>3</sup>*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. [ivismarina@gmail.com](mailto:ivismarina@gmail.com); <https://orcid.org/0000-0002-5255-6276>*

RESUMEN: La creciente presencia de plásticos en los ecosistemas acuáticos ha sido considerada como un problema ambiental emergente a escala global, especialmente por su posible interferencia en las redes tróficas. Por lo que existe cierta preocupación acerca del impacto que las distintas formas, tamaños o composición de los plásticos puede tener sobre la biota acuática. Dado lo antes expuesto, se planteó estudiar la variación espacial y temporal de microplásticos en una playa turística al sur del mar Caribe, mediante el protocolo sugerido por la OIEA (Organismo Internacional de Energía Atómica), en el cual se recolectaron muestras de arena en los periodos de sequía, transición y lluvia durante el 2019, los microplásticos en las muestras se separaron por inspección visual usando una lupa estereoscópica, clasificándolos según su forma y color. En total se contabilizaron 361 partículas de microplásticos en todo el periodo de estudio. En términos de densidad el promedio fue de 6,81 MP/Kg de arena. No hubo diferencias significativas espaciales ni temporales con respecto a las épocas de muestreo y fases lunares. En cuanto a la forma de los microplásticos, las fibras presentaron la mayor abundancia (305 MP), mientras que el menor valor fue reportado para las películas (4 partículas). Con respecto a la forma y color, los más abundantes fueron, las fibras rojas (19,39%). La caracterización química arrojó al PP (polipropileno) y al PVC-U (policloruro de vinilo), como los polímeros más abundantes en las muestras. Los resultados confirman que existen distintas vías complejas de acceso de microplásticos en el ambiente, lo que trae como consecuencia que concurra posiblemente una tasa de recambio constante.

Palabras Claves: Polipropileno, Policloruro de Vinilo, Arena de Playa, Espectroscopia Infrarroja.

ABSTRACT: The growing presence of plastics in aquatic ecosystems has been considered an emerging environmental problem on a global scale, especially due to its possible interference in food webs. Therefore, there is some concern about the impact that different shapes, sizes or composition of plastics may have on aquatic biota. Given the above, it was proposed to study the spatial and temporal variation of microplastics on a tourist beach in the south of the Caribbean Sea, using the protocol suggested by the IAEA (International Atomic Energy Agency), in which sand samples were collected in the periods of drought, transition and rain during 2019, the microplastics in the samples were separated by visual inspection using a stereoscopic magnifying glass, classifying them according to their shape and color. In total, 361 microplastic particles were counted throughout the study period. In terms of density, the average was 6.81 MP/Kg of sand. There were no significant spatial or temporal differences with respect to sampling

times and lunar phases. Regarding the shape of the microplastics, the fibers presented the highest abundance (305 MP), while the lowest value was reported for the films (4 particles). Regarding shape and color, the most abundant were red fibers (19.39%). The chemical characterization showed PP (polypropylene) and PVC-U (polyvinyl chloride) as the most abundant polymers in the samples. The results confirm that there are different complex access routes for microplastics in the environment, which results in possibly a constant turnover rate.

Keywords: Polypropylene, Polyvinyl Chloride, Beach Sand, Infrared Spectroscopy.

## INTRODUCCIÓN

La invención del plástico aportó grandes ventajas y conveniencia a la civilización humana debido a su durabilidad, flexibilidad y baja producción de costos. El plástico se usa en casi todos los aspectos de la vida, por lo que se dice que estamos en la era del plástico CHEN & CHEN (2020). Durante las últimas décadas, el plástico se ha convertido en un material indispensable para el ser humano debido a la versatilidad que ha mostrado para ser aplicado en diversos ámbitos, llegando incluso a reemplazar algunos materiales clásicos como el vidrio, el papel o el metal (PROKIĆ *et al.* 2019). Su uso tan extendido ha dado lugar a un notable incremento de la producción a nivel mundial durante las últimas décadas, para el 2020 la producción mundial estaba cercana a 367 millones de toneladas disminuyendo un 0,3 % con respecto al año anterior (PLASTIC EUROPE 2020), contrariamente a lo que se esperaba debido al SARS-CO-2 la mayor demanda de materiales médicos no representó un aumento significativo en la producción, ya que esta sólo representa hasta ahora el 2% de la producción mundial (PLASTIC EUROPE 2020) .

A pesar de ser un material bastante reciclable, se recupera menos del 5% (PLASTIC EUROPE 2020). Para el 2018, en la Unión Europea solo se reciclaron cinco millones de toneladas de plástico (PLASTIC EUROPE 2020). El ciclo de degradación de los residuos plásticos conduce a problemas ambientales severos ya que los plásticos se micro agrietan en la superficie por condiciones y mecanismos mediados por microbios y la intemperie, como la luz ultravioleta (UV) y la hidrólisis, por lo que son progresivamente descompuestos en pequeños fragmentos y partículas conocidas como microplásticos (ANDRADY 2011; AUTA *et al.* 2017).

Los microplásticos, son partículas plásticas asociadas al rango milimétrico, generalmente con un tamaño  $< 5$  mm (BARNES *et al.* 2009; ROCHA-SANTOS & DUARTE 2015), aunque otros estudios han considerado a los microplásticos dentro de otros rangos de tamaño, incluyendo 2 a 6 mm (DERRAIK 2002),  $< 2$  mm (RYAN *et al.* 2009),  $< 10$  mm (GRAHAM & THOMPSON 2009) y  $< 1$  mm (CLAESSENS *et al.* 2011).

Los microplásticos se pueden clasificar en primarios y secundarios dependiendo de su fuente real (COLE *et al.* 2011). Los microplásticos primarios se fabrican para tener un tamaño milimétrico, y se pueden encontrar en artículos para el hogar, productos de higiene personal, entre otros (DA COSTA *et al.* 2016), mientras que los secundarios resultan de la descomposición o fragmentación de partículas plásticas más grandes, cuando se exponen a los procesos físicos, biológicos y químicos en la intemperie (PAN *et al.* 2019). Su composición química está basada en polímeros, como PE (polietileno), PP (polipropileno), PS (poliestireno), PVC (policloruro de vinilo) y PET

(polietilentereftalato). Estos plásticos se encuentran en una amplia variedad de formas, como esferas, fibras, películas, fragmentos y espumas (HIDALGO-RUZ *et al.* 2012).

Muchos estudios han demostrado que los microplásticos se han propagado en todo el medio ambiente (RUMMEL *et al.* 2016; WANG *et al.* 2016; PAN *et al.* 2019; ZHANG *et al.* 2019). Esto ha generado una creciente preocupación por los niveles de contaminación por plásticos en nuestros océanos, La presencia de microplásticos en la arena de playa puede ser utilizado como un indicador bastante importante y accesible en términos de costos de la contaminación (STOLTE *et al.* 2015; KUNZ *et al.* 2016; BESLEY *et al.* 2017; EO *et al.* 2018; LO *et al.* 2018; ÁLVAREZ-HERNÁNDEZ *et al.* 2019). La distribución espacial y temporal de los microplásticos en las playas puede verse afectada por muchos factores, como el viento, las corrientes oceánicas, la descarga de ríos, el paisaje costero, y nivel de población local (LOTS *et al.* 2017; PIÑON-COLIN *et al.* 2018).

La creciente presencia de plásticos en los ecosistemas acuáticos ha sido considerada como un problema ambiental emergente a escala global (STOCK *et al.* 2020), especialmente por su posible interferencia en las redes tróficas (AUTA *et al.* 2017; LÓPEZ-MONROY & FERMÍN, 2019). Por lo que existe cierta preocupación acerca del impacto que las distintas formas, tamaños o composición de los plásticos puede tener sobre la biota acuática (WANG *et al.* 2020), incluso se ha reportado que los plásticos pueden absorber y transportar contaminantes, o pueden ser tóxicos por sí mismos (ROCHMAN *et al.* 2013). Se estima que más de 690 especies marinas han tenido alguna interacción con la presencia de basuras marinas (ROJO & MONTOTO 2017), el color, la densidad, la forma, el tamaño, la carga, las agregaciones y la abundancia de los microplásticos en el medio afecta el potencial biodisponible para los organismos marinos, la ingestión de los plásticos por parte de estos organismos, es en muchos casos accidental, debido a que las partículas se confunden con su comida (AUTA *et al.* 2017).

La contaminación por microplásticos se ha convertido en un potencial problema ambiental, económico y sanitario, principalmente por los efectos que puedan tener sobre especies de interés pesquero, como también, por las repercusiones sobre las cadenas tróficas marinas y en última instancia, el hombre (AUTA *et al.* 2017). De igual forma, en el océano estos pueden absorber una gran variedad de contaminantes hidrofóbicos altamente tóxicos, persistentes y bioacumulables (TEUTEN *et al.* 2007). Siendo las consecuencias de las ingestiones de microplásticos por los organismos fatales, ya que una vez ingeridos, se acumulan en tejidos, son vehículos de transporte de patógenos, absorben y acumulan contaminantes tóxicos, siendo los responsables de: inflamaciones, disminución de la ingesta de alimentos, desnutrición, cáncer, disminuir la actividad reproductiva, fallos y alteraciones del sistema inmunitario y malformaciones, tanto en animales como humanos (AUTA *et al.* 2017).

En Venezuela, en la literatura se encontraron solamente dos publicaciones sobre el contenido y caracterización de microplásticos en arena de playa, GAMBOA *et al.* 2022, quienes compararon el contenido de plásticos en los sedimentos de la playa San Luis (estado Sucre) reportando la presencia de macro, meso y microplásticos en todas las muestras analizadas, BALLADARES *et al.* 2023, determinaron la presencia de 14 formas de microplásticos en la arena de playa Las Garzas del estado Sucre un lugar de anidación de tortugas (*Eretmochelys imbricata*) con un promedio de 1

504 MP. Kg<sup>-1</sup>. Por otra parte, a nivel de experimentos en laboratorio GRILLO *et al.* (2021), analizaron el comportamiento del coral *Porites porites* en presencia de microesferas de poliestireno, hallando que esta especie es capaz de consumir este plástico en períodos de exposición de 96 horas. No obstante, establecieron que es necesario llevar a cabo más estudios para conocer los posibles efectos tóxicos de la ingesta de este tipo de contaminantes en esta y otras especies.

Por lo antes mencionado, se planteó en tres grandes objetivos, el siguiente estudio; cuantificar y caracterizar los microplásticos, determinar su distribución espacial y temporal y evaluar la asociación entre las fases lunares y la abundancia de microplásticos en la arena de la playa turística Cachamaure, municipio Mejía, estado Sucre.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de Estudio

El balneario Cachamaure se encuentra en la costa sur del Golfo de Cariaco, aproximadamente a 2,23 Km al oeste de San Antonio del Golfo, municipio Mejía, y a 43 Km al este de la ciudad de Cumaná, estado Sucre (10°26'33.79»N y 63°48'38.63»O). Posee unos 500 m de costa formada por una playa abierta de arenas finas a medias y aguas someras, en el margen occidental desemboca un río que lleva su mismo nombre. Es visitado anualmente por miles de temporadistas, con opción a pernoctar en carpas al aire libre, se realizan actividades educativas, religiosas y deportivas, así como la pesca artesanal, esta se encuentra bajo el régimen de administración de una cooperativa encargada de servicios turísticos los cuales realizan limpieza a la zona costera semanalmente (Fig. 1).

### Trabajo de campo

Se realizó una adaptación del protocolo para el muestreo de microplásticos en arena de playa sugerido por la Organización Internacional de Energía Atómica (OIEA), a través del proyecto: Establecer y posicionar una red de vigilancia y respuesta para ayudar a las autoridades nacionales competentes en la sostenibilidad de los entornos marinos y costeros del Gran Caribe. (RLA: 7022). La muestra de arena se recolectó en una superficie de 0,25 m<sup>2</sup> delimitada por una cuadrata de 50x50 cm<sup>2</sup> sobre la línea de más alta marea (pleamar), este proceso se replicó cada 25 m hasta alcanzar una línea de playa de 100 m. Los muestreos se realizaron tomando en cuenta las cuatro diferentes fases lunares durante los periodos de sequía, transición y lluvia durante el 2019, periodos que fueron establecidos siguiendo el criterio expuesto por LÓPEZ-MONROY & TROCCOLI-GHINAGLIA 2014 (TABLA 1). Las muestras se depositaban en envases de vidrio ya rotulados, para luego ser trasladados hasta el laboratorio de análisis de microplásticos del Instituto Oceanográfico de Venezuela para su posterior análisis.

### Trabajo de laboratorio

La arena colectada fue secada a 60 °C en una estufa durante 24 h en bandejas de aluminio y luego tamizadas con una batería compuesta de dos tamices metálicos, el superior de 5 mm y el inferior de 1 mm, colectando el material retenido en este último y conservado en botellas de vidrio selladas hasta su extracción. Para esto se utilizó una solución salina totalmente saturada para extraer los microplásticos por diferencia de densidad (MASURA *et al.* 2015; BESLEY *et al.* 2017).

Para cada muestra de arena, se utilizó el total del material retenido en el tamiz de 1 mm para extraer los microplásticos. El material retenido se colocó en un beaker agregándosele 200 ml de solución salina saturada, y se agitó a 600 rpm durante 2 min. La arena se dejó reposar durante al menos 2 h. El sobrenadante se filtró a través de un papel de filtro de 0,45  $\mu\text{m}$  de porosidad, utilizando una bomba de vacío. A continuación, el papel de filtro se almacenó en una placa de Petri limpia para su futura evaluación. Se repitió el proceso de extracción descrito anteriormente tres veces. Para evitar la contaminación, todo el equipo utilizado durante el proceso de extracción se enjuagó con agua desmineralizada y filtrada con papel de filtro de 0,45  $\mu\text{m}$  de porosidad para eliminar cualquier contaminación exógena a la muestra.

Los papeles de filtro se examinaron bajo un microscopio estereoscópico, los microplásticos fueron contados sistemáticamente, lo que permitió su cuantificación en el rango de 1 a 5 mm (MASURA *et al.* 2015). Morfológicamente se caracterizaron tomando registros numéricos de abundancia de la forma (fibra “plástico delgado o fibroso, y recto”, fragmento “partícula de plástico duro e irregular”, película “plástico endeble plano y delgado” o pellet “partícula de plástico duro y redondeado” (SRUTHY & RAMASAMY 2017) y color (azul, fucsia, verde, negro y blanco). Para evitar una identificación errónea de los microplásticos, siguiendo criterios publicados anteriormente para distinguir los microplásticos de otros materiales, como conchas, partes de animales, algas, vidrio, entre otros; los criterios incluyen: (1) sin estructura celular u orgánica adherida, (2) color homogéneo, y (3) homogeneidad en toda su longitud en el caso de las fibras (HIDALGO-RUZ *et al.* 2012; BOSKER *et al.* 2018).

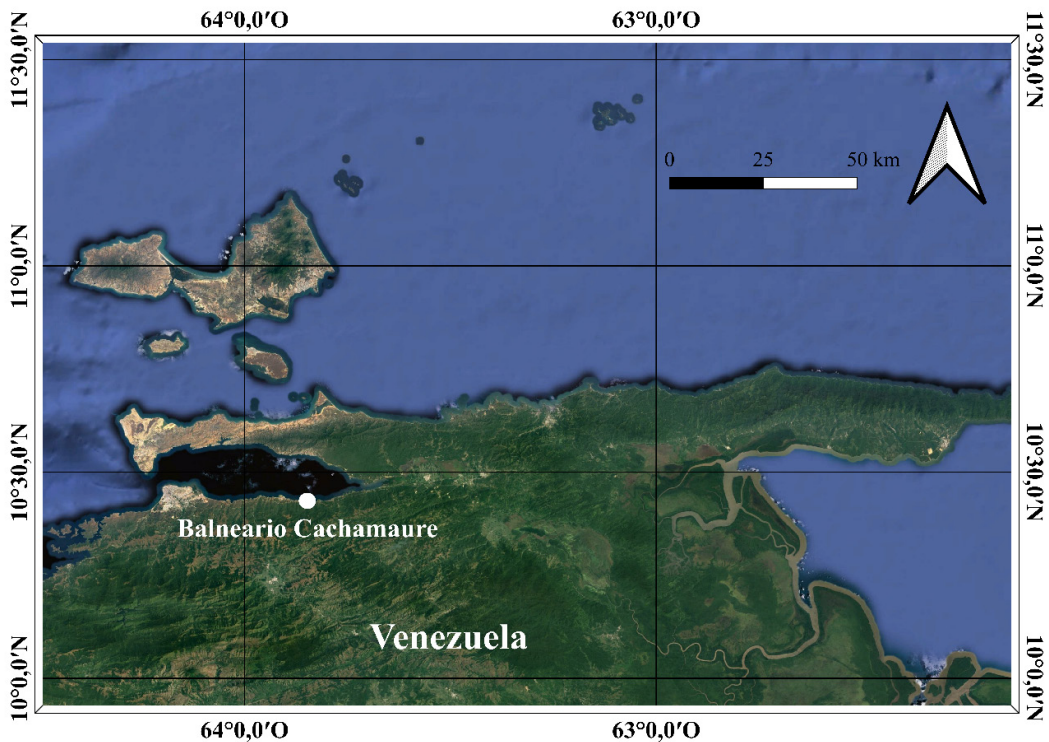


Fig. 1. Ubicación geográfica del balneario Cachamaure en el estado Sucre, Venezuela.

Tabla 1. Diseño experimental ortogonal con tres factores; épocas con tres niveles, fases lunares con cuatro niveles y replicas con cinco niveles. (LL= Luna Llena, CM= Cuarto Menguante, LN= Luna Nueva, CC= Cuarto Creciente, R= Replica).

Sequía				Transición				LLuvia			
LL	CM	LN	CC	LL	CM	LN	CC	LL	CM	LN	CC
R1	R1	R1	R1	R1	R1	R1	R1	R1	R1	R1	R1
R2	R2	R2	R2	R2	R2	R2	R2	R2	R2	R2	R2
R3	R3	R3	R3	R3	R3	R3	R3	R3	R3	R3	R3
R4	R4	R4	R4	R4	R4	R4	R4	R4	R4	R4	R4
R5	R5	R5	R5	R5	R5	R5	R5	R5	R5	R5	R5

Se tomaron muestras de las formas y color más abundantes, mayores a 3,5 mm por limitación del equipo, para caracterizarlas mediante espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FTIR). Las medidas se tomaron en modo Reflexión Total Atenuada ATR con un rango desde 700 hasta 4000  $\text{cm}^{-1}$  con 35 barridos a una resolución de 10  $\text{cm}^{-1}$ . Se comparó el espectro resultante con la base de datos para identificar el o los polímeros que conforman la pieza estudiada (HIDALGO-RUZ *et al.* 2012; PIÑON-COLIN *et al.* 2018).

### Análisis estadístico

Se empleó el análisis Kruskal-Wallis, para detectar posibles diferencias entre las réplicas, las épocas y fases lunares, con respecto a la cantidad de microplásticos encontrados. Se aplicaron pruebas no paramétricas, ya que la mayoría de las variables no cumplían las condiciones subyacentes de normalidad (prueba Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Para saber en qué pares específicos de subgrupos hay diferencias significativas ( $p < 0,05$ ), se aplicó el *test de Dunn* con ajustes en el nivel  $\alpha$ , asumido por la corrección de la prueba de *Bonferroni*, lo que permite contrastar el aumento en la tasa de error tipo I, debido a estar realizados sobre unos mismos datos de una serie de contrastes de hipótesis (SOKAL & ROHLF 1995).

La construcción y manejo de las bases de datos, se hicieron mediante la utilización del programa Excel del paquete Office de Microsoft para Windows. Las pruebas estadísticas, modelos, gráficos exploratorios y demás rutinas se desarrollaron utilizando el Software Libre R v4.2.2, bajo la interfaz gráfica R Studio (R CORE TEAM 2016).

## RESULTADOS

En total se contabilizaron 361 partículas de microplásticos en todo el periodo de estudio. En términos de densidad el promedio fue de 6,81 MP/Kg de arena. En la época de sequía se contabilizaron 130 MP y se obtuvo una densidad promedio de 6,941 MP/Kg de arena, en la

época de transición se contabilizaron 94 MP y se obtuvo una densidad promedio de 5,342 MP/Kg de arena y en la época de lluvia 137 MP y una densidad promedio de 7,800 MP/Kg de arena. Con respecto a las fases lunares, en cuarto creciente se obtuvo la mayor densidad promedio de microplásticos 7,435 MP/Kg de arena, la mínima promedio se obtuvo en luna nueva 5,692 MP/Kg de arena. Al estudiar las réplicas la mayor concentración promedio se obtuvo en R3 8,118 MP/Kg de arena y la mínima en R4 5,691 MP/Kg de arena. El análisis de Kruskal-Wallis demostró que no existen diferencias significativas de las cantidades de microplásticos encontrados con respecto a los factores estudiados (K-W= 4,626  $p= 0,098$ ; K-W= 2,999  $p= 0,391$ ; K-W= 0,972  $p= 0,914$ ; Figs. 1 A, B, C).

En cuanto a la forma de los microplásticos las fibras presentaron la mayor abundancia con un total 305 MP, mientras que el menor valor reportado fue 4 partículas para la forma de película (Fig. 2).

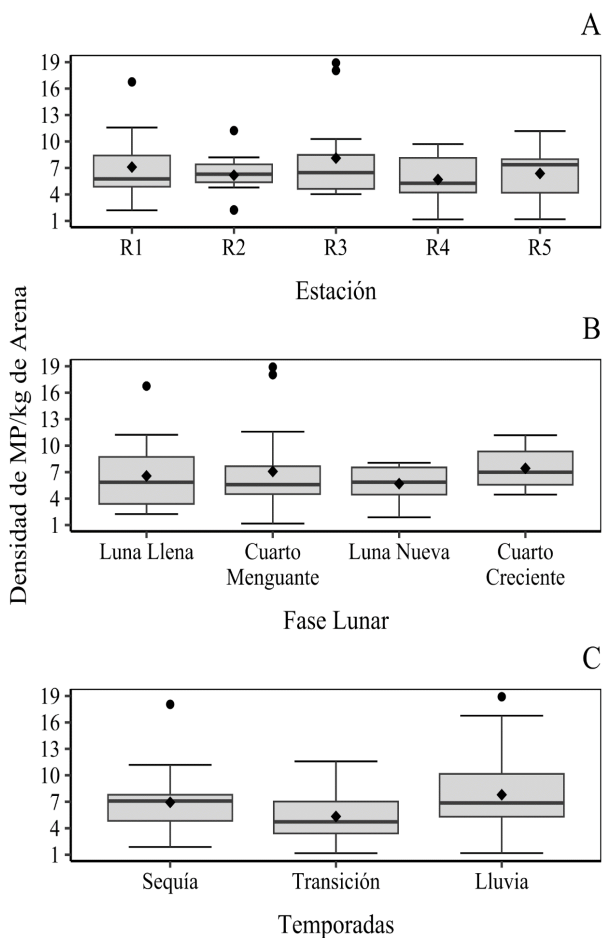


Fig. 1. Variación temporal (A), con respecto a las fases lunares (B) y espacial (C), de la densidad de microplásticos encontrados en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

Con respecto a la forma y color de los microplásticos los más abundantes fueron, durante el periodo de sequía las fibras negras con un 24,61% (32 MP), en el periodo de transición las fibras rojas con 18,08% (17 MP) y las transparentes durante el periodo de lluvia con un 24,08% (33 MP). Sin embargo, la sumatoria de los tres periodos permite reconocer que las fibras rojas 19,39% (70 MP) fueron en total la forma y color más abundante en todo el muestreo quedando en segundo lugar las fibras transparentes 17,45% (63 MP) y en tercero las negras 13,01% (47 MP) (Fig. 3).

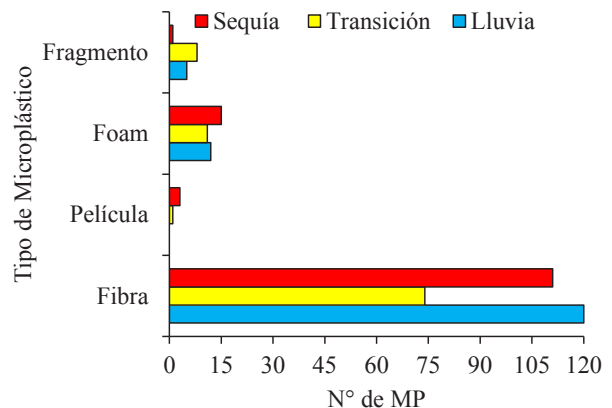


Fig. 2. Cantidad de Microplásticos según su forma por temporadas encontradas en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

En las muestras caracterizadas químicamente se determinó la presencia de polipropileno (Figs. 4 y 5) y policloruro de vinilo (PVC) (Figs. 6 y 7). Con respecto al primer espectro el cual corresponde al polipropileno se observaron picos alrededor de longitudes de onda  $2850\text{--}2960\text{ cm}^{-1}$   $1450\text{--}1470\text{ cm}^{-1}$  y  $1360\text{--}1380\text{ cm}^{-1}$  correspondientes a la vibración de los enlaces  $\text{CH}$ ,  $\text{CH}_2$  y  $\text{CH}_3$  además picos entre  $700\text{--}770\text{ cm}^{-1}$  producto del balanceo de los grupos  $\text{CH}_2$  (Fig. 4).

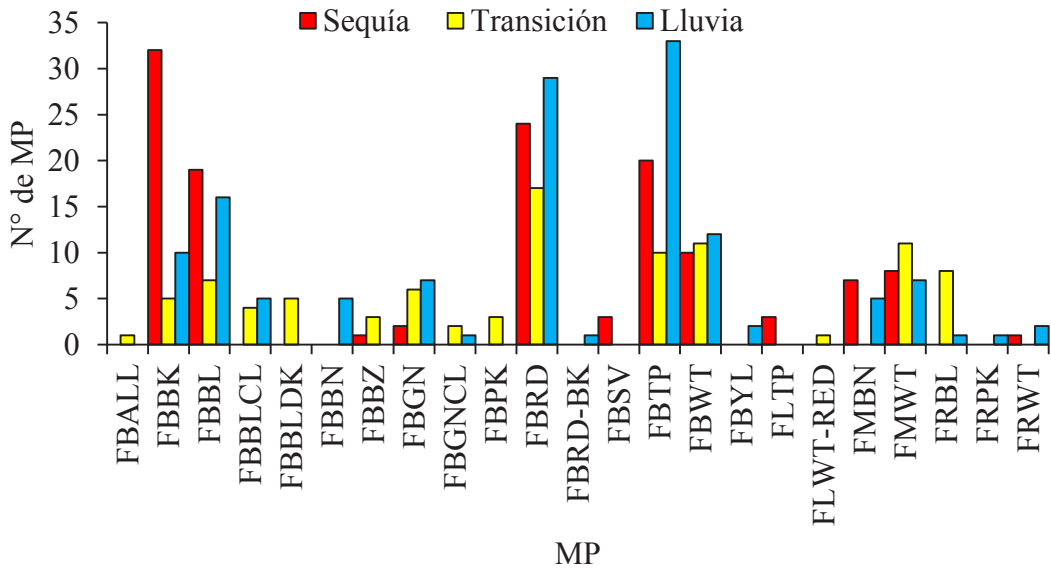


Fig. 3. Cantidad de microplásticos según su forma y color encontrados en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019. (FB=Fibra, FL= Película, FR=Fragmento, FM= Foam, ALL= Multicolor, BK= Negro, BL=Azul, CL=Claro, BN=Marrón, BZ= Bronce, GN=Verde, PK =Rosado, RD= Rojo, SV=Plata, TP= Transparente, WT= Blanco).

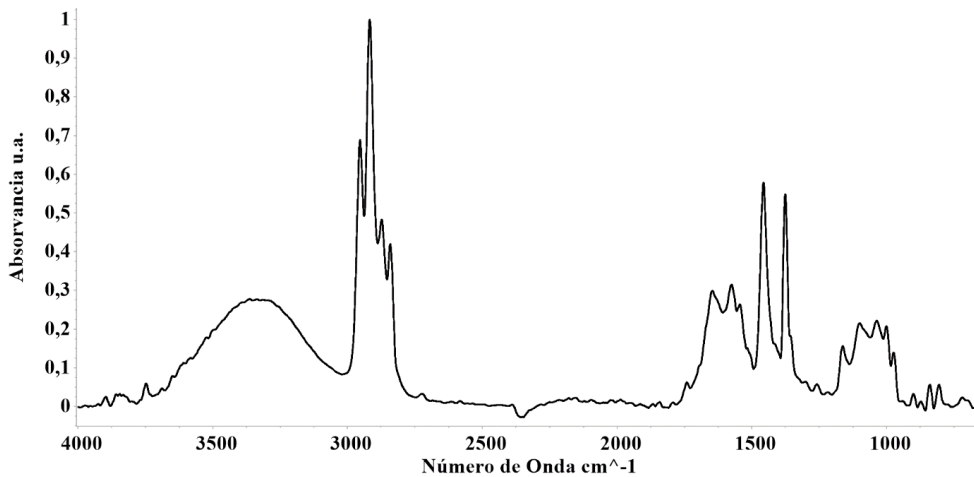


Fig. 4. Espectro Infrarrojo correspondiente a la fibra roja (polipropileno), encontrada en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

En lo que respecta a la Fig. 6 la cual corresponde al PVC, en este se identifican regiones características que se extienden entre 1415 a 1435  $\text{cm}^{-1}$  que corresponde a la vibración de los enlaces de los sustituyentes C-Cl. También se identificaron los picos asignados al metileno con estiramiento asimétrico a 2912  $\text{cm}^{-1}$ .

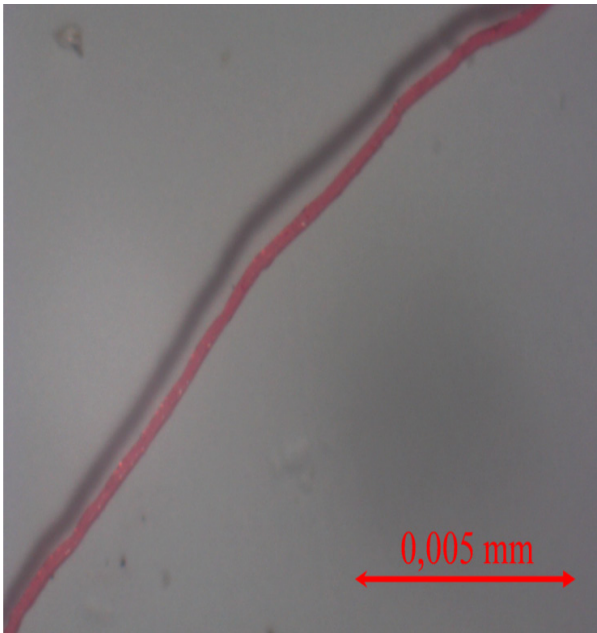


Fig. 5. Fotografía del microplástico identificado físicamente como una fibra de color rojo y químicamente como polipropileno, encontrados en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

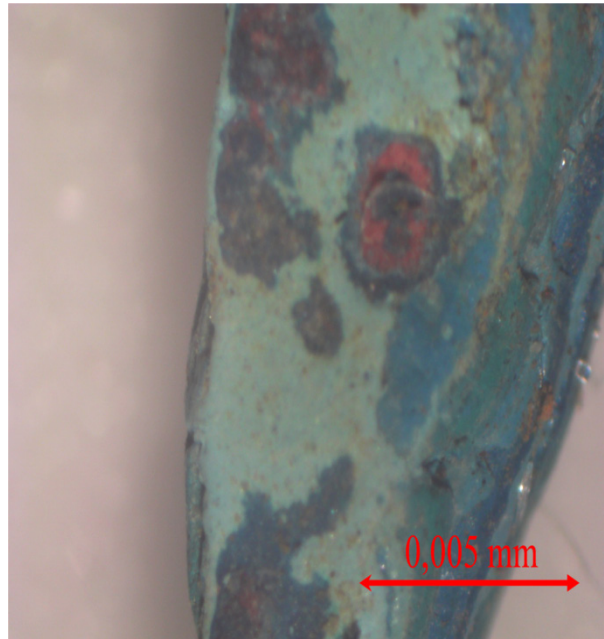


Fig. 7. Fotografía del microplástico identificado físicamente como un fragmento de color azul y químicamente como policloruro de vinilo, encontrados en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

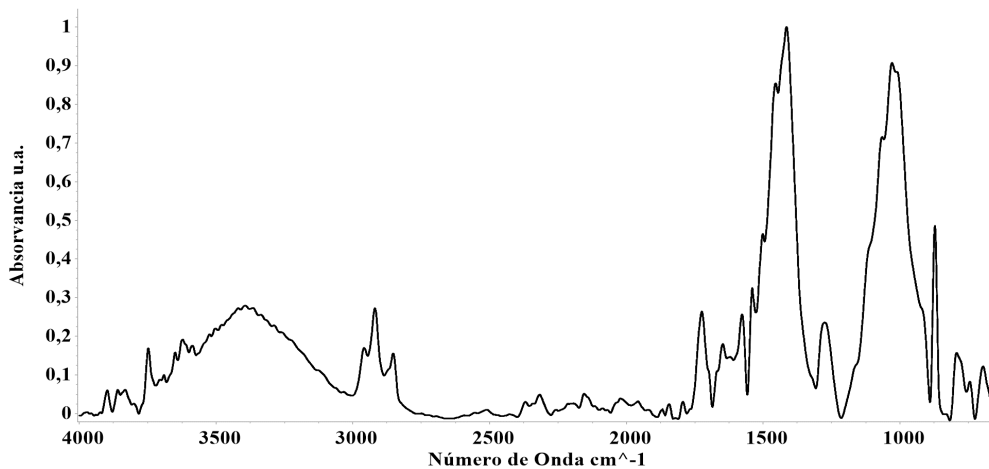


Fig. 6. Espectro Infrarrojo correspondiente a un fragmento azul (PVC), encontrada en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

## DISCUSIÓN

A pesar de no existir una metodología unificada para la determinación de microplásticos, los esfuerzos por determinar la presencia y distribución de los mismos continúa. Los resultados expresados por muchos investigadores resultan comparables ya que se encuentran en MP por kilogramo de arena seca e MP por metro cuadrado. Estos estudios han demostrado la presencia de microplásticos en arena de playa alrededor del mundo CHEN & CHEN (2020); BOSKER *et al.* (2018). En este trabajo se ha considerado más apropiado sustituir la denominación ítem (palabra en inglés) por microplástico (MP), quedando expresado en MP/Kg de arena.

En términos de densidad, se puede decir que la playa de estudio se encontró muy por debajo de lo esperado en comparación con los presentados por otros autores, por ejemplo, BOSKER *et al.* 2018, reportaron un promedio de 261 MP/Kg de arena seca para algunas playas del Caribe específicamente las Antillas menores. También un trabajo a gran escala de sobre la contaminación por microplásticos en playas de Europa, encontró que la abundancia promedio varió de 72 a 1512 MP/Kg de arena seca (LOTS *et al.* 2017). En España, BAYO *et al.* 2019, encontraron 53,1 MP/Kg de arena seca. Por su parte, LO *et al.* 2018, en Hong Kong reportaron 16,8 MP/Kg de arena seca. Específicamente en esta investigación, se reportó un promedio de 6,81 MP por kilogramo de arena, esta baja incidencia de microplásticos se pudiera explicar por las jornadas de limpieza constante que tiene la playa, ya que, al ser un balneario altamente turístico y atractivo en la zona, cuenta con personal encargado de su mantenimiento.

No es extraño el hecho de no encontrar diferencias significativas con respecto a la densidad de microplásticos en las distintas épocas, diversos autores han coincidido con este resultado, por ejemplo, CHEN & CHEN (2020), en playas de Taiwán, atribuyen este comportamiento a complejas interacciones de diversos factores como el nivel de actividad turística, las corrientes oceánicas, el viento y las precipitaciones. De igual forma ACOSTA (2014), también reportó la ausencia de diferencias entre sequía y lluvia para una playa en Cartagena Colombia, señalando que el viento, las mareas, la topografía del lugar y la vegetación eran los responsables de este comportamiento, y finalmente PIÑÓN-COLIN *et al.* (2018), también atribuyeron este fenómeno observado en playas del Caribe a una mezcla de factores como el viento y las precipitaciones las cuales arrastran con una gran cantidad de material arrojado sobre la litosfera, esto permite concluir que existen diferentes vías de acceso de los microplásticos a las playas, y que la densidad de estos en la arena no solo es influenciada por las épocas. Contrario a los resultados de esta investigación, VÁSQUEZ-MOLANO *et al.* 2021, señalan que en la Bahía de Buenaventura pacífico colombiano, la mayor densidad de microplásticos se reportó durante el periodo de lluvia. Esto demuestra la importancia de considerar las temporadas turísticas, al momento de realizar el diseño metodológico para futuras investigaciones.

En el caso de esta investigación, en el Golfo de Cariaco, los vientos predominantes sobre el área de estudio son lo alisios, cuya velocidad tiene dos períodos (QUINTERO & LODEIROS 1996). En el primero, de enero a junio, predominan los vientos del este con velocidades de 4,7 m/s, mientras que el segundo periodo, es de agosto a noviembre, donde los vientos prevalecientes tienen un componente sur (sureste), esto trae como consecuencia que las fuente de microplásticos provengan

en parte de dos lugares diferentes, es decir, en el primer periodo son arrastrados hasta la costa por los vientos alisios que son muy fuertes en especial durante marzo y en segundo periodo por un arrastre de la basura terrestre sobre la costa, que es facilitado por la orientación este-oeste de los vientos sobre la playa. Además, en la zona de estudio se encuentra cercano el río Cachamaure, uno de los efluentes longitudinales de la costa sur del Golfo de Cariaco (CARABALLO 1982), cuyo caudal aumenta de manera considerable durante el periodo de lluvia trayendo consigo posiblemente gran cantidad de agua de desecho de la población circunvecina, que pueden traer microplásticos que terminan en las playas arrastrados por la corriente superficial o los vientos. Con respecto a las corrientes, existe una relación con los vientos en el área estudiada, ya que está sometida al proceso de surgencia durante marzo, donde se forma un modelo de doble capa con aguas superficiales, estas son sacadas por la intensidad de los vientos alisios y en compensación las aguas más densas penetran desde la cuenca de Cariaco a unos 20-30 m (CARABALLO 1982), situación que cambia el resto del año cuando ocurre una salida de aguas subsuperficiales y entrada de agua superficiales al interior del golfo por lo que la interacción del viento con corrientes que fluyen fuera y dentro del Golfo pueden resultar en un aprovisionamiento de material plástico en sus costas durante todo el año sumando esto al nivel de actividad turística y las aguas de escorrentía, concluyendo que existen diferentes fuentes de microplásticos durante todo el año, lo que trae como consecuencia una tasa de recambio del plásticos en la arena de playa que es constante temporalmente hablando, pero que a su vez, los resultados demuestran, al no encontrar diferencias significativas en las réplicas, que son distribuidos uniformemente en toda la línea de costa.

La misma combinación de factores antes expuesta, explica la razón por la cual, las fases lunares y su relación con las mareas no fueron un elemento decisivo en la distribución temporal de la densidad de microplásticos, demostrando que la dinámica de este contaminante emergente depende de múltiples variables bióticas y abióticas, inclusive de la influencia antropogénica en la playa estudiada, estas relaciones complejas abren las puertas a numerosos trabajos futuros con el objetivo de poder simular el comportamiento espacial y temporal de estas partículas en las costas y mares.

Con respecto a la caracterización de los microplásticos encontrados en el presente estudio, PURCA & HENOSTROZA (2017), con una metodología bastante similar a la empleada en esta investigación, encontraron mayor número de fragmentos en cuatro playas arenosas analizadas del Perú, sin embargo, GAMBOA *et al.* 2022, encontraron en playas de la ciudad de Cumaná, Venezuela, que la mayoría de las formas identificadas estuvieron dominadas por fragmentos y fibras, siendo las menos reportadas en ambos trabajos las películas y pellets.

En playas cuya actividad turística es comparable a la playa Cachamaure, CHEN & CHEN (2020), en Taiwán, encontraron resultados similares a los reportados por nosotros con respecto a la clasificación de los microplásticos, estos autores a su vez, compararon playas de alta y baja actividad turística, demostrando que el turismo es una fuente importante de microplásticos, y que el total de las fibras encontradas en las playas turísticas corresponde hasta un 99 % del total, esto posiblemente se deba al desprendimientos que ocurre por la acción mecánica de la ropa. Cabe destacar, que las fibras están correlacionadas con la escorrentía de aguas pluviales, así como

con la alta descarga de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas (ALVES *et al.* 2019). Adicionalmente, las fibras, son el mayor aporte de los efluentes de lavadoras domésticas, ya que una sola prenda de ropa puede producir más de 1 900 fibras por lavado (DODSON *et al.* 2020), o de plantas industriales como las de *blue jeans* (GRILLO *et al.* 2023). Ambas explicaciones pueden dar respuesta a los resultados presentadas en este trabajo de investigación.

La composición química de los microplásticos juega un papel fundamental en la determinación de su origen y naturaleza del polímero, también en su capacidad para formar biopelículas, acumular contaminantes orgánicos persistentes, entre otras propiedades características. Los siguientes autores, RÍOS *et al.* (2017); PURCA & HENOSTROZA (2017); IANNAcone *et al.* (2019), utilizando FTIR, pudieron identificar en sus respectivas investigaciones, dos tipos de microplásticos (polipropileno y polietileno) en cada uno de sus estudios, demostrando que estos dos polímeros son los más abundantes y frecuente encontrados en la arena de las playas. Los resultaron arrojaron la presencia de uno de estos polímeros altamente distribuido, el polipropileno, que es un tipo de polímero mayormente utilizado para la elaboración de recipientes para yogurt, jugos, tapas de botella (ACOSTA 2014). Además, en Venezuela es común su uso para la elaboración de sacos que son utilizados en la agricultura, esta última usanza, posiblemente sea la fuente del microplástico caracterizado en esta investigación.

Aunque no común en otros estudios, pero con características alarmantes, el segundo polímero el cual se encontró en grandes tamaños y frecuencia, fue el PVC (policloruro de vinilo). El PVC es usado en botellas de champú, envases de aceite de cocina, artículos de servicio para comida rápida, tuberías y papel plástico para envolver alimentos (ACOSTA 2014). Otro uso muy común de este polímero, son las pinturas impermeables que se usan en las piscinas, esta utilidad explica la fuente de estos microplásticos en la playa estudiada, ya que en las cercanías se encuentra una alberca de aguas termales cuyo color del recubrimiento, coincide con las partículas encontradas en la costa, esto se debe al proceso de abrasión en la limpieza de la piscina, que desprende los fragmentos y son arrastrados por los desagües hacia la playa.

El policloruro de vinilo, como otros plásticos, no es inerte y se sabe que libera aditivos y otros productos de degradación en el medio ambiente durante su vida útil. Por ejemplo, el aditivo plastificante DOP, que se utiliza en la fabricación de muchos productos plásticos (HUANG *et al.* 2012), se lixivia a medida que los plásticos envejecen y se producen gases durante la descomposición a alta temperatura  $> 202\text{ }^{\circ}\text{C}$  (BEYLER & HIRSCHLER 2001). Estos productos químicos varían entre los diferentes tipos de plástico y, una vez que se liberan, algunos pueden ser tóxicos y tener efectos adversos en el medio ambiente y la salud humana (TEUTEN *et al.* 2009). Los procesos de degradación no solo afectan la integridad química del plástico, sino que, en última instancia, dan como resultado la fragmentación del polímero en unidades más pequeñas, lo que aumenta el área de superficie expuesta a los elementos. Todos estos plásticos se componen de diversos monómeros y típicamente se encuentran mezcladas con varios aditivos para mejorar sus propiedades, siendo muchos de estos últimos potencialmente tóxicos, como por ejemplo el fenil y el tributil estaño, usados ampliamente como estabilizadores durante el proceso de manufactura del PVC, así como los ftalatos, que pueden llegar a constituir hasta el 50 % del PVC flexible (OEHLMANN *et al.* 2009).

En la manufactura de polímeros como PVC, se emplean productos reconocidos y etiquetados como altamente tóxicos monómeros como el cloruro de vinilo en el caso del PVC que es considerado carcinógeno y mutagénico (LITHNER *et al.* 2011).

Estos resultados, comprueban la presencia de los microplásticos en la zona de estudio y la interacción de una serie de factores que logran mantener un recambio de estas partículas en las costas, pudiendo generar posibles consecuencias físicas y químicas (toxicidad) en el ambiente y la biota. Esto genera una gran inquietud ya que no existen planes de manejo y control de estos desechos que puedan disminuir tales implicaciones, lo que nos motiva a seguir elevando la alarmante preocupación por el estado actual de este contaminante emergente a corto, mediano y largo plazo.

### AGRADECIMIENTO

Agradecemos al Dr. Luis Ernesto Medina Faull, por permitirnos realizar esta investigación dentro del proyecto coordinado por el titulado: “Sources and Dynamics of Microplastics in the South Caribbean Sea”, financiado por la Fundación National Geographics. Agradecemos al Laboratorio de Polímeros del IIBCAUDO, coordinado por la Dra. Blanca Rojas de Gascue y al Lcdo. Valentín Brito, por permitirnos utilizar sus equipos e instalaciones y brindarnos asesoría en la identificación de los polímeros.

### REFERENCIAS

- ACOSTA, I. 2014. Caracterización de microplásticos primarios en el ambiente marino de una playa urbana en Cartagena de Indias. Traba. Gra. M. Sc. en Ciencias Ambientales, Universidad de Cartagena, Cartagena, Colombia, 115 pp.
- ÁLVAREZ-HERNÁNDEZ, C., C. CAIRÓS, J. LÓPEZ-DARIAS, E. MAZZETTI, C. HERNÁNDEZ SÁNCHEZ, J. GONZÁLEZ-SÁLAMO & J. HERNÁNDEZ-BORGES. 2019. Microplastic debris in beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 146: 26-32.
- ALVES, V., G. FIGUEIREDO & G. BAY. 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 146: 326-335.
- ANDRADY, A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Poll. Bull.* 62,1596-1605.
- AUTA, H.S., C.U. EMENIKE & S.H. FAUZIAH. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Int.* 102, 165e176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>.
- BALLADARES, C., I. FERMÍN, E. GARCÍA, J. C. AMIBILIA & D. RODRÍGUEZ. 2023. Preliminary analysis of microplastics from the main continental nesting beach of the hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Venezuela. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 51 (1): 79-87.
- BARNES, D., F. GALGANI, R.C. THOMPSON & M. BARLAZ. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364: 1985-1998.

- BAYO, J., D. ROJO & S. OLMOS. 2019. Abundance, morphology and chemical composition of microplastics in sand and sediments from a protected coastal area: the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Environ. Pollut.* 252: 1357-1366.
- BESLEY, A., M.G. VIJVER, P. BEHRENS & T. BOSKER, 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Mar. Pollut. Bull.* 114, 77-83.
- BEYLER, C.L. & M.M. HIRSCHLER. 2001. Thermal decomposition of polymers. En: SPE Handbook of Fire Protection Engineering. Ed. DiNenno P. National Fire Protection Association, Quincy, Massachusetts, EEUU. 111-131 pp.
- BOSKER, T., L. GUAITA, & P. BEHRENS. 2018. Microplastic pollution on Caribbean beaches in the Lesser Antilles. *Mar. Pollut. Bull.* 133: 442-447.
- CARABALLO, L.F. 1982. Golfo de Cariaco. Parte I: Morfología y batimetría submarina. Estructura y tectonismo reciente. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 21: 13-35.
- CHEN, M. C. & T. H. CHEN. 2020. Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.* 151: 110861.
- COLE, P., P. LINDEQUE, C. HALSBAND & T.S. GALLOWAY. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (12): 2588e2597.
- CLAESSENS, M., S.D. MEESTER, L.V. LANDUYT, K.D. CLERCK & C.R. JANSSEN. 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (10): 2199-2204.
- DA COSTA, J.P., P.C.M. SANTOS, A.C. DUARTE & T. ROCHA-SANTOS. 2016. (Nano)plastics in the environment e sources, fates and effects. *Sci. Total Environ.* 566e567: 15e26.
- DERRAIK, J.G. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 44 (9): 842e852.
- DODSON, G., A. SHOTORBAN, P. HATCHER, D. WAGGONER, S. GHOSAL & N. NOFFKE. 2020. Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. *Mar. Pollut. Bull.*, 151: 110869. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869>
- EO, S., S.H. HONG, Y.K. SONG, J. LEE, J. LEE & W.J. SHIM. 2018. Abundance, composition, and distribution of microplastics larger than 20  $\mu\text{m}$  in sand beaches of South Korea. *Environ. Pollut.* 238, 894-902.
- GAMBOA A.C., C. PINTO, G. GUTIÉRREZ & J.I. RAMÍREZ. 2022. Basura plástica y microplásticos: contaminantes emergentes presentes en sedimentos de una playa Urbana del oriente venezolano. *Cienc. InG.* 9 (1): 1-12.
- GRAHAM, E.R. & J.T. THOMPSON 2009. Deposit and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 368 (1): 22e29.

- GRILLO, J., M. SABINO & R. RAMOS. 2021. Short-term ingestion and tissue incorporation of Polystyrene microplastic in the scleractinian coral *Porites porites*. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 43: 101697.
- GRILLO, J., M. LÓPEZ, A. ORDAZ, A. HERNÁNDEZ, E. CATARÍ, M. SABINO & R. RAMOS. 2023. Synthetic microfiber emissions from denim industrial washing processes: An overlooked microplastic source within the manufacturing process of blue jeans. *Sci. Total. Environ.* 884: 163815.
- HIDALGO-RUZ, V., L. GUTOW, R. THOMPSON & M. THIEL. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46 (6): 3060-3075.
- HUANG, Y.Q., C.K.C. WONG, J.S. ZHENG, H. BOUWMAN, R. BARRA, B. WAHLSTRÖM, L. NERETIN & M. H. WONG. 2012. Bisphenol A (BPA) in China: A review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environ. Int.* 42: 91-99.
- IANNACONE, J., A. HUYHUA, L. ALVARIÑO, F. VALENCIA, F. PRINCIPE, D. MINAYA, J. ORTEGA, G. ARGOTA & L. CASTAÑEDA. 2019. Microplásticos en la zona de marea alta y supralitoral de una playa arenosa del litoral de una playa arenosa del litoral costero del Perú. *The Biologist*, 17 (2). <https://doi.org/10.24039/rtb2019172369>.
- KUNZ, A., B.A. WALTHER, L. LÖWEMARK & Y.C. LEE. 2016. Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.* 111: 126-135.
- LITHNER, D., A. LARSSON & G. DAVE. 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total. Environ.* 409: 3309-3324.
- LO, H.S., X. XU, C.Y. WONG & S.G. CHEUNG. 2018. Comparisons of microplastic pollution between mudflats and sandy beaches in Hong Kong. *Environ. Pollut.* 236: 208-217.
- LÓPEZ-MONROY F. & L. TROCCHI-GHINAGLIA. 2014. Aproximación sobre la climatología de la isla de Margarita y su importancia en los procesos oceánicos. *Saber* 26 (4): 465-471.
- LÓPEZ-MONROY F., & I. FERMÍN. 2019. Microplásticos en el ambiente marino. *Saber*, 31: 66-81.
- LOTS, F.A.E., P. BEHRENS, M.G. VIJVER, A.A HORTON & T. BOSKER. 2017. A large-scale investigation of microplastic contamination: abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Mar. Pollut. Bull.* 123: 219-226.
- MASURA, J., J.E. BAKER, G. FOSTER, C. ARTHUR & C. HERRING. 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, Silver Spring, Maryland, USA. 31 pp.
- OEHLMANN, J., U. SCHULTE-OEHLMANN, W. KLOAS, O. JAGNYTSCH, I. LUTZ, K.O. KUSK, L. WOLLENBERGER, E.M. SANTOS, G.C. PAULL, K.J. VAN LOOK & C.R. TYLER 2009. A critical

- analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 364 (1526): 2047-62.
- PAN, Z., H. GUO, H. CHEN, S. WANG, X. SUN, Q. ZOU, Y. ZHANG, H. LIN, S. CAI & J HUANG. 2019. Microplastics in the Northwestern Pacific: abundance, distribution, and characteristics. *Sci. Total, Environ.* 650: 1913-1922.
- PIÑON-COLIN, T., R. RODRIGUEZ-JIMENEZ, M.A. PASTRANA-CORRAL, E. ROGEL-HERNÁNDEZ & F.T WAKIDA. 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 131: 63-71.
- PLASTICS EUROPE. 2020. Plastics - the Facts 2020. Disponible en: [www.plasticseurope.org](http://www.plasticseurope.org). (revisada enero 2022).
- PROKIC, M.D., T.B. RADOVANOVIC, J.P. GAVRIC & C. FAGGIO. 2019. Ecotoxicological effects of microplastics: examination of biomarkers, current state and future perspectives. *Trac. Trends Anal. Chem.* 111: 37e 46.
- PURCA, S & A. HENOSTROZA. 2017. Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Rev. Peru. biol.* 24 (1): 101-106.
- QUINTERO A., C. LODEIROS. 1996. Variaciones térmicas del agua en Turpialito, Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 35: 27-40.
- R CORE TEAM. 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>. (revisada enero 2022).
- RÍOS L.M., C. MOORE & P.R. JONES. 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar. Pollut. Bull.* 54: 1230-1237 <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>
- ROCHA-SANTOS, T & A.C. DUARTE. 2015. Critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment, *TrAC Trends Anal. Chem.* 65: 47e53.
- ROCHMAN, C., E. HOH, K. TOMOFUMI & J. SWEE. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci. Rep.* 3: 3263.
- ROJO, E. & T. MONTOTO. 2017. Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. Ecologistas en Acción, España. Disponible en: <https://www.ecologistasenaccion.org/IMG/pdf/informe-basuras-marinas.pdf> (revisada noviembre 2021).
- RUMMEL, C .D., M. G. LÖDER, N. F. FRICKE, T. LANG, E. M. GRIEBELER, M. JANKE & G. GERDTS. 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 102: 134-141.

- RYAN, P. G., C. J. MOORE, J.A. VAN FRANEKER & C. L. MOLONEY. 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364: 1999-2012.
- SOKAL, R. & F. ROHLF. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. Editorial Freeman. New York, EEUU. 887 pp.
- SRUTHY, S. & E. RAMASAMY. 2017. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: the first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. *Environ. Pollut.* 222: 315-322.
- STOCK, F., C. KOCHLEUS, D. SPIRA, N. BRENNHOLT, B. BÄNSCH-BALTRUSCHAT, S. DEMUTH & G. REIFFERSCHIED. 2020. Plastic in aquatic environments -Results of an international survey. *Fundam. Appl. Limnol.* 194 (1): 67-76.
- STOLTE, A., S. FORSTER, G. GERDTS & H. SCHUBERT. 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Mar. Pollut. Bull.* 99: 216-229.
- TEUTEN, E., S. J. ROWLAND, T. GALLOWAY & R. THOMPSON. 2007. Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants. *Env. Sci. & Tech.* 41 (22): 7759-7764.
- TEUTEN, E. L., J. M. SAQUING, D. R. KNAPPE, M. A. BARLAZ, S. JONSSON, A. BJÖRN, S. J. ROWLAND, R. C. THOMPSON, T. S. GALLOWAY, R. YAMASHITA, D. OCHI, Y. WATANUKI, C. MOORE, P. H. VIET, T. S. TANA, M. PRUDENTE, R. BOONYATUMANOND, M. P. ZAKARIA, K. AKKHAVONG, Y. OGATA, H. HIRAI, S. IWASA, K. MIZUKAWA, Y. HAGINO, A. IMAMURA, M. SAHA & H. TAKADA. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 364: 2027-45
- VÁSQUEZ-MOLANO, D., A. MOLINA & D. GUILLERMO. 2021. Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bol. Investig. Mar. Costeras.* 50 (1): 27-42.
- WANG, J., Z. TAN, J. PENG, Q. QIU & M. LI. 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Mar. Environ. Res.* 113: 7-17.
- WANG, W., J., GE & X., YU. 2020. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 189: 109913.
- ZHANG, S., J. WANG, X. LIU, F. QU, X. WANG, Y. LI, Y & Y. SUN. 2019. Microplastics in the environment: a review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends Anal. Chem.* 111: 62-72.

Recibido: Abril 2023

Aceptado: Noviembre 2023