



Influencia de las condiciones ambientales sobre la distribución y tipos de microplásticos en aguas superficiales en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano

Influence of environmental conditions on distribution and types of microplastics in surface waters of Tumaco Bay, Colombian Pacific

Ingrid Arboleda, Andrés Molina y Guillermo Duque*

0000-0002-5569-9686 0000-0003-1954-4393 0000-0002-2468-529X

Grupo de Investigación en Ecología y Contaminación Acuática, Facultad de Ingeniería y Administración. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero, vía Candelaria, Palmira, Colombia. ijarboledam@unal.edu.co, aemolinas@unal.edu.co, gduquen@unal.edu.co

* Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

Los microplásticos (MP) suponen una gran problemática ambiental para las zonas estuarinas, al estar expuestas a múltiples fuentes de desechos plásticos. En este estudio, se evaluó la influencia espacio-temporal de variables ambientales sobre la abundancia, distribución y tipos de MP en la bahía de Tumaco. Las muestras se recolectaron en épocas de lluvia y seca de 2020, en el estuario interno y externo, y se procesaron mediante separación por densidad. La abundancia de MP fue mayor en época seca (11.40 ± 2.60 ítems/m³) y en el estuario interno (8.42 ± 4.91 ítems/m³). Las fibras fueron el tipo de MP más abundante (53.89 %). Se correlacionaron significativamente la salinidad y sólidos totales disueltos (TDS) con fibras, y la precipitación con fragmentos, láminas y MP totales. Estos resultados demuestran alta contaminación (8.13 ítems/m³) y un aumento de la concentración de MP en la bahía. Esto podría estar relacionado con la exposición a los residuos transportados por los ríos. Por otra parte, la mayor abundancia de MP en la época seca podría deberse a una disminución en la dispersión por una menor entrada de agua al sistema, y al aumento de la densidad del agua, relacionado con el incremento en la salinidad, que favorece la flotabilidad de MP.

PALABRAS CLAVE: bahía de Tumaco, estuario, microplásticos, contaminación, épocas climáticas.

ABSTRACT

Microplastics (MP) pose a major environmental problem for estuaries areas, as they are exposed to multiple sources of plastic waste. In this study, the spatiotemporal influence of environmental variables on the abundance, distribution and types of MP in surface waters of Tumaco Bay were assessed. The samples were collected in the rainy and dry seasons of 2020, in the inner and outer estuary, and were processed by density separation. MP abundance was higher in dry season (11.40 ± 2.60 ítems/m³) and in the inner estuary (8.42 ± 4.91 ítems/m³). Fibers were the most abundant type of MP (53.89 %). Salinity and TDS were significantly correlated with fibers, and precipitation with fragments, films and total MP. These results demonstrate high contamination (8.13 ítems/m³) and an increase in MP concentration in Bay. This could be related to the exposure of waste carried by the rivers. On the other hand, the higher abundance of MP in the dry season could be due to a decrease in dispersion for an entrance fewer of water to system and an increase in density of water, related to the increase in salinity, which favors the buoyancy of MP.

KEY WORDS: Tumaco Bay, estuary, microplastics, contamination, climate seasons.

INTRODUCCIÓN

Los océanos proporcionan energía, alimentos, recreación y turismo (Avendaño *et al.*, 2019; Usman *et al.*, 2020); no obstante, existe una gran preocupación debido a la contaminación causada por plásticos que generan un impacto potencial en la vida marina, las redes tróficas y los servicios ecosistémicos que proveen estos ambientes (Hitchcock, 2020; Haddout *et al.*, 2021). Desde la creación del plástico por Leo Baekeland en 1907, este material se ha convertido en el tercer producto más fabricado en el mundo después del acero y el cemento (Coe y Rogers, 1997; Williams y Rangel-Buitrago, 2019; Rangel-Buitrago *et al.*, 2021), aumentando su producción de 1.7 millones de toneladas a aproximadamente 360 millones de toneladas por año, desde la década de 1950 hasta 2019 (Campos da Rocha *et al.*, 2021).

En la actualidad, el plástico representa de 60 a 80 % de la basura marina y 90 % de las partículas flotantes en la superficie de los mares (Daoud-Taha *et al.*, 2021). Este material se distribuye local y globalmente por la influencia de las dinámicas oceanográficas, la difusión y las características físicas de los polímeros, incluido el tamaño, densidad y forma, entre otros, logrando viajar miles de kilómetros. A partir de esto, se acumulan en los giros oceánicos, el lecho marino, los ecosistemas costeros y en áreas remotas, aumentando los niveles de contaminación (Anderson *et al.*, 2018; Acosta-Coley *et al.*, 2019; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020, 2021; Chen *et al.*, 2021; Haddout *et al.*, 2021; Simantiris y Avlonitis, 2022).

Se reconoce que en el ambiente marino están presentes partículas de plástico de tamaño < 5 mm de diámetro, denominadas microplásticos (MP) (Jones *et al.*, 2020; Xia *et al.*, 2020), las cuales se clasifican según su origen, en primario y secundario. Los MP primarios son fabricados directamente por la industria para ser utilizados como materia prima de otros productos. Los MP secundarios provienen de la fragmentación de artículos plásticos de mayor tamaño, debido a la acción de factores ambientales como la radiación solar, oxidación y biodegradación (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021; Rostami *et al.*, 2021). Las principales fuentes de estos MP son las escorrentías de áreas urbanas y las aguas residuales domésticas e industriales (Hitchcock, 2020).

De hecho, debido a que la gran mayoría del plástico es fabricado a partir de monómeros derivados de hidrocarburos fósiles no biodegradables (Solís, 2022),

INTRODUCTION

The oceans provide energy, food, recreation, and tourism (Avendaño *et al.*, 2019; Usman *et al.*, 2020). However, there is significant concern about the pollution caused by plastics that potentially impact marine life, trophic networks, and the ecosystem services provided by these environments (Hitchcock, 2020; Haddout *et al.*, 2021). Since the creation of plastic by Leo Baekeland in 1907, this material has become the third most manufactured product in the world after steel and cement (Coe and Rogers, 1997; Williams and Rangel-Buitrago, 2019; Rangel-Buitrago *et al.*, 2021), with an increase in production from 1.7 million tons to approximately 360 million tons per year from the 1950s to 2019 (Campos da Rocha *et al.*, 2021).

Currently, plastic accounts for 60 to 80 % of marine debris and 90 % of floating particles on the surface of the seas (Daoud-Taha *et al.*, 2021). This material is distributed locally and globally due to the influence of oceanographic dynamics, diffusion, and the physical characteristics of the polymers, including size, density, and shape, among others, enabling it to travel thousands of kilometers. Therefore, they accumulate in ocean gyres, on the seabed, in coastal ecosystems, and in remote areas, increasing pollution levels (Anderson *et al.*, 2018; Acosta-Coley *et al.*, 2019; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020, 2021; Chen *et al.*, 2021; Haddout *et al.*, 2021; Simantiris and Avlonitis, 2022).

It has been recognized that, in marine environments, there are plastic particles <5 mm in diameter, known as *microplastics* (MPs) (Jones *et al.*, 2020; Xia *et al.*, 2020), classified according to their origin into primary and secondary categories. Primary MPs are manufactured directly by the industry to be used as raw material for other products. Secondary MPs originate from the fragmentation of larger plastic items, due to the action of environmental factors such as solar radiation, oxidation, and biodegradation (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021; Rostami *et al.*, 2021). The main sources of these MPs are urban runoff and domestic and industrial wastewater (Hitchcock, 2020).

Indeed, since most plastics are manufactured from non-biodegradable monomers derived from fossil hydrocarbons (Solís, 2022), they can remain for thousands of years (Xia *et al.*, 2020; Issac and Kandasubramanian, 2021), increasing pollution levels. These MPs can also adsorb and transport heavy metals and other persistent organic pollutants (Chen *et al.*, 2021; Galgani and Loisele, 2021; Senathirajah *et al.*, 2021), in addition to providing a

pueden permanecer durante miles de años (Xia *et al.*, 2020; Issac y Kandasubramanian, 2021) aumentando los niveles de contaminación. Estos MP también pueden adsorber y transportar metales pesados y otros contaminantes orgánicos persistentes (Chen *et al.*, 2021; Galgani y Loiselle, 2021; Senathirajah *et al.*, 2021), así como proporcionar un nuevo sustrato para que prosperen las comunidades microbianas (Galgani y Loiselle, 2021; Lobelle *et al.*, 2021).

En los organismos marinos cuando los MP son ingeridos puede provocar obstrucciones en el tracto digestivo, desnutrición o bioacumulación (Wright *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2021). Este riesgo también puede afectar negativamente a los humanos (Issac y Kandasubramanian, 2021), ya que son los consumidores finales de alimentos de origen marino (Saha *et al.*, 2021). En efecto, se sugiere que los humanos pueden estar ingiriendo hasta 5 g de MP por semana (Chen *et al.*, 2021; Senathirajah *et al.*, 2021) y diversos estudios han evidenciado la presencia de MP en el agua potable, agua embotellada y la sal del mar (Issac y Kandasubramanian, 2021; Ragusa *et al.*, 2021; Rostami *et al.*, 2021; Shen *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021). De este modo, los MP juegan un papel importante como vectores de contaminantes biológicos y químicos dentro de las redes tróficas, incluyendo al hombre (Carbery *et al.*, 2018; Caruso, 2019; Vidal *et al.*, 2021).

Teniendo en cuenta lo anterior, la bahía de Tumaco es un estuario susceptible a este tipo de contaminación, presentando abundancias considerables de MP en las aguas superficiales costeras (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021), de manera similar a la bahía de Buenaventura (Vásquez-Molano *et al.*, 2021; Vidal *et al.*, 2021). En ambas regiones se ubican las mayores poblaciones humanas del Pacífico, con una importante producción de aguas residuales y residuos sólidos que podrían afectar las comunidades de bentos, macroinvertebrados y peces debido a la ingestión de MP (Gallego, 2018; Tafurt *et al.*, 2020; Vásquez-Molano *et al.*, 2021). En virtud a lo expuesto, los estuarios son de interés para el estudio de MP dado a que funcionan como un medio de ingreso de este material contaminante a los ambientes marinos desde las aguas continentales (Vidal *et al.*, 2021). Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue determinar la influencia espaciotemporal de variables ambientales y la distancia a fuentes de contaminación sobre la distribución, acumulación y tipo de MP en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. Estos resultados son relevantes para la evaluación de los impactos y los efectos ambientales en el ecosistema y para diseñar estrategias de mitigación.

new substrate for microbial communities to thrive (Galgani and Loiselle, 2021; Lobelle *et al.*, 2021).

In marine organisms, when MPs are ingested, they can cause obstructions in the digestive tract, malnutrition, or bioaccumulation (Wright *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2021). This risk can also negatively affect humans (Issac and Kandasubramanian, 2021), as they are the end consumers of marine-derived foods (Saha *et al.*, 2021). Indeed, it is suggested that humans may be ingesting up to 5 g of MPs per week (Chen *et al.*, 2021; Senathirajah *et al.*, 2021), and various studies have evidenced the presence of MPs in drinking water, bottled water, and sea salt (Issac and Kandasubramanian, 2021; Ragusa *et al.*, 2021; Rostami *et al.*, 2021; Shen *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021). Thus, MPs play a significant role as vectors of biological and chemical pollutants within trophic networks, including humans (Carbery *et al.*, 2018; Caruso, 2019; Vidal *et al.*, 2021).

Tumaco Bay is an estuary susceptible to this type of pollution, showing considerable abundances of MPs in its coastal surface waters (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021), similarly to Buenaventura Bay (Vásquez-Molano *et al.*, 2021; Vidal *et al.*, 2021). Both regions host the largest human populations on the Pacific coast, and there is a significant production of wastewater and solid waste that could affect benthic communities, macroinvertebrates, and fish due to the ingestion of MPs (Gallego, 2018; Tafurt *et al.*, 2020; Vásquez-Molano *et al.*, 2021). In light of this, estuaries are of interest for the study of MPs as they act as a means for this contaminant material to enter marine environments from continental waters (Vidal *et al.*, 2021). Therefore, the aim of this study was to determine the spatial-temporal influence of environmental variables and the distance from pollution sources on the distribution, accumulation, and type of MPs in Tumaco Bay (Colombian Pacific). These results are relevant for assessing the impacts and environmental effects on the ecosystem and for designing mitigation strategies.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La presente investigación se realizó en la bahía de Tumaco, ubicada en el extremo sur del litoral Pacífico colombiano ($1^{\circ}45' N - 2^{\circ}00' N$, $78^{\circ} - 78^{\circ}45' W$), comprendiendo un área aproximada de 350 km^2 y profundidades de entre 0 y 50 m. Esta bahía (Figura 1), presenta un régimen mareal semidiurno con una amplitud máxima de 4 m y está conformada por una red hidrográfica de importantes tributarios de la cuenca del Pacífico, entre los que se destacan los ríos Rosario, Mira y Patía. Este hecho hace intrincada la hidrografía de la bahía e importantes los aportes sedimentarios que recibe (Morales, 2003; Tejada, 2003; Salgado y Peña, 2016).

La bahía de Tumaco se caracteriza por tener un clima húmedo tropical con abundantes lluvias, determinado principalmente por la influencia de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT). Las precipitaciones comienzan a principios de año, continuando hasta mayo. Entre junio y julio el área se somete a una época de transición de húmeda a seca, en la que las lluvias disminuyen paulatinamente con rangos que oscilan entre 150 y 200 mm/mes. La época seca se ubica entre agosto y noviembre, con promedios entre 50 y 100 mm/mes. Diciembre-enero es una época de transición de seco a húmedo, en esta, las lluvias aumentan considerablemente (Morales, 2003; Tejada-Vélez *et al.*, 2003; García, 2009).

Fase de campo

Los muestreos de agua superficial en la bahía de Tumaco se realizaron en febrero 2020 (época de lluvia), con un caudal promedio de $950 \text{ m}^3/\text{s}$ y precipitación media de 270.64 mm, y en octubre de 2020 (época seca), con un caudal promedio de $630 \text{ m}^3/\text{s}$ y precipitación media de 132.42 mm (IDEAM, 2020). Los sitios de muestro fueron escogidos de acuerdo con el gradiente ambiental, generado por la desembocadura de los ríos y por la cercanía a posibles fuentes de contaminación, como los centros poblados. Se definieron dos sitios dentro de la bahía: el Estuario Interno (EI) ($1^{\circ}50'34'' N - 78^{\circ}33'24.2'' W$), el cual posee la mayor presión antrópica, ya que se encuentra cerca a la desembocadura de ríos y esteros, al igual que de corregimientos municipales y el Estuario Externo (EE) ($1^{\circ}57'53.9'' N - 78^{\circ}39'27.9'' W$), el cual presenta una mayor influencia marina (Figura 1).

METHODOLOGY

Study area

This research was conducted in Tumaco Bay, located at the southern end of the Colombian Pacific coast ($1^{\circ}45' N - 2^{\circ}00' N$, $78^{\circ} - 78^{\circ}45' W$), covering an approximate area of 350 km^2 and depths ranging from 0 to 50 m. This bay (Figure 1) exhibits a semidiurnal tidal regime with a maximum amplitude of 4 m and is made up by a hydrographic network of important tributaries from the Pacific basin, among which the Rosario, Mira, and Patía rivers stand out. This fact makes the bay's hydrography intricate and the sedimentary contributions it receives significant (Morales, 2003; Tejada, 2003; Salgado and Peña, 2016).

Tumaco Bay is characterized by a humid tropical climate with abundant rainfall, primarily influenced by the Intertropical Convergence Zone (ITCZ). Precipitation begins at the start of the year, continuing until May. Between June and July, the area undergoes a transition from a wet to a dry season, during which rainfall gradually decreases, which ranges oscillating between 150 and 200 mm/month. The dry season is from August to November, with averages between 50 and 100 mm/month. December-January is a transition period (from dry to wet), during which rainfall significantly increases (Morales, 2003; Tejada-Vélez *et al.*, 2003; García, 2009).

Field phase

Surface water sampling in Tumaco Bay was carried out in February 2020 (rainy season), with an average flow of $950 \text{ m}^3/\text{s}$ and an average precipitation of 270.64 mm, and in October 2020 (dry season), with an average flow of $630 \text{ m}^3/\text{s}$ and an average precipitation of 132.42 mm (IDEAM, 2020). The sampling sites were selected according to the environmental gradient generated by the river mouths and their proximity to potential pollution sources, such as populated centers. Two sites within the bay were defined: the Internal Estuary (IE) ($1^{\circ}50'34'' N - 78^{\circ}33'24.2'' W$), which experiences the highest anthropogenic pressure, as it is located near the mouth of rivers and estuaries as well as municipal districts, and the External Estuary (EE) ($1^{\circ}57'53.9'' N - 78^{\circ}39'27.9'' W$), which has a greater marine influence (Figure 1).

Al mismo tiempo, las variables ambientales salinidad, TDS y transparencia se midieron en el agua a una profundidad de 50 cm usando una sonda multiparamétrica YSI 556 MPS (Duque *et al.*, 2020; Molina, 2020). El registro diario de precipitación y el registro mensual de caudal fueron proporcionados y tomados de las estaciones meteorológicas “Granja El Mira” y “San Juan Mira”, respectivamente, cercanas al sitio de muestreo (IDEAM, 2020). Durante los muestreos se presentaron condiciones climáticas favorables (parcialmente soleado), sin condiciones de oleaje atípicas siendo uniformes durante todo el proceso.

Fase de laboratorio

Para el tratamiento de las muestras de MP, se tuvieron en cuenta las metodologías propuestas por Masura *et al.* (2015), Invemar (2017) y Vidal *et al.* (2021). Primero, se realizó un tamizado en dos filtros de acero inoxidable de 5 mm y 0.125 mm de diámetro para la separación de las partículas, conservando únicamente aquellas retenidas en el filtro de 0.125 mm. Luego, se transfirió el material de cada muestra en vasos precipitados con agua destilada y se secaron a 60 °C durante 24 h o hasta completar su secado.

Posteriormente, se añadieron de 30 a 50 ml de hipoclorito de sodio al 10 %, con el fin de oxidar la materia orgánica, dejando reposar de 24 a 48 h. En cuanto terminó el tiempo de oxidación y la materia orgánica ya no era visible, se procedió a retirar el hipoclorito con agua destilada.

Una vez preparada la solución con sal marina al 5M (6 g de sal por cada 20 ml de muestra), se transfirió el material junto con la solución salina a un separador de densidad, reposando durante una hora. Separados los sólidos, se drenaron aquellos que sedimentaron verificando que no existiera presencia de MP. En cuanto a los sólidos flotantes y suspendidos, se dejaron en agua destilada durante 30 minutos con el fin de disminuir la concentración de sal en las muestras. Finalmente, se transfirió el material limpio en cajas de Petri utilizando agua destilada y se introdujo en el horno a 60 °C durante 24 h o hasta completar su secado.

Para la identificación de los MP se tuvo en cuenta la metodología propuesta por Lusher *et al.* (2017). Se inspeccionó el material previamente secado mediante un estereoscopio Motic SMZ – 168 Series 5X y se evaluó la resistencia al calor, acercando una aguja caliente hacia el material y observando las deformaciones, marcas o perforaciones provocadas, ya que las piezas plásticas en efecto se derriten o se deforman. De acuerdo con la clasificación propuesta por Viršek *et al.* (2016), los tipos de MP se catalogaron como fibras, láminas,

At the same time, environmental variables such as salinity, TDS, and transparency were measured in the water at a depth of 50 cm using a YSI 556 MPS multiparameter probe (Duque *et al.*, 2020; Molina, 2020). Daily precipitation records and monthly flow data were provided and obtained from the Granja El Mira and San Juan Mira meteorological stations, respectively, which are located near the sampling site (IDEAM, 2020). There were favorable weather conditions (partially sunny) during sampling, with no atypical wave conditions, which remained uniform throughout the process.

Laboratory phase

To treat the MP samples, the methodologies proposed by Masura *et al.* (2015), Invemar (2017), and Vidal *et al.* (2021) were considered. First, sieving was conducted using two stainless steel filters with diameters of 5 mm and 0.125 mm in order to separate the particles, retaining only those caught in the 0.125 mm filter. Then, the material from each sample was transferred into beakers with distilled water and dried at 60 °C for 24 h or until complete drying.

Subsequently, 30 to 50 ml of 10 % sodium hypochlorite were added to oxidize the organic matter, allowing it to sit for 24 to 48 h. Once the oxidation time was complete and the organic matter was no longer visible, the sodium hypochlorite was removed with distilled water.

Once the 5M sea salt solution had been prepared (6 g of salt for every 20 ml of sample), the material and the saline solution were transferred to a density separator and left to rest for an hour. With the solids separated, those that settled were drained, ensuring that no MPs were present. As for the floating and suspended solids, they were left in distilled water for 30 minutes to reduce the salt concentration in the samples. Finally, the clean material was transferred to Petri dishes using distilled water and placed in an oven at 60 °C for 24 h or until complete drying.

As for the identification of MPs, the methodology proposed by Lusher *et al.* (2017) was followed. The previously dried material was inspected using a Motic SMZ – 168 Series 5X stereoscope, and heat resistance was evaluated by bringing a hot needle close to the material and observing any deformations, marks, or perforations, as plastic pieces melt or deform. According to the classification proposed by Viršek *et al.* (2016), the types of MPs were categorized as fibers, films, fragments, and foams. Their sizes were classified between 250 and 5000 µm, as measured with a ZEISS AxioCam microscope, and the color characteristics

fragmentos y espumas; los tamaños se clasificaron entre 250 y 5000 μm medidos con un microscopio ZEISS AxioCam, y las características del color se clasificaron según lo observado.

Control de calidad

Para evitar la contaminación de las muestras se implementaron medidas preventivas durante el análisis. El área de la superficie de trabajo se limpió a fondo con etanol al 70 % antes de comenzar los procesamientos de las muestras, se usaron instrumentos de vidrio y acero inoxidable durante todo el trabajo, se cubrió cada vaso precipitado con aluminio, se utilizaron batas de algodón y guantes de nitrilo. De igual manera, los equipos de muestreo, dispositivos de filtración y herramientas se lavaron con agua destilada. Finalmente, se instalaron tres blancos (cajas de Petri con agua destilada) en el área de trabajo, en los cuales no se evidenció la presencia de MP (Prata *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021).

Análisis estadístico

Se evaluaron diferencias en los grupos de datos mediante un Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (Permanova) y pruebas *post hoc*, Permanova pair-wise test, con distancias euclidianas y datos transformados con $(\ln [x + 1])$. Se calcularon los valores de significancia $p(\text{PERM})$, (MC) a partir de 9 999 permutaciones, tomando $\alpha < 0.05$ como diferencias estadísticamente significativas. Además, se utilizó el porcentaje de similitud (Simpser) a dos vías con distancias euclidianas y datos transformados con $(\ln [x + 1])$, con el fin de evaluar la similitud en la abundancia de los tipos de MP, entre las épocas climáticas y los sitios de estudio, para identificar la dinámica espacio-temporal de los MP, usando Primer 7 (Anderson, 2017). Finalmente, el análisis GAM univariado (Modelos Aditivos Generalizados) se realizó como método para explorar la influencia de algunas variables ambientales sobre la abundancia de MP, utilizando RStudio (R Core Team, 2013).

RESULTADOS

Abundancia y distribución de microplásticos

Los tipos de MP encontrados en la bahía de Tumaco correspondieron a fibras, fragmentos, espumas y láminas (Figura 2). La abundancia promedio de MP en la bahía fue de 8.13 ± 4.01 ítems/ m^3 (promedio \pm desviación estándar) (rango: 3.37-11.66 ítems/ m^3), siendo las fibras las de mayor abundancia 4.20 ± 2.14 ítems/ m^3 (53.8 %), seguidas de espumas con 1.70 ± 1.18 ítems/ m^3 (19.2 %), fragmentos con 1.19 ± 0.75 ítems/ m^3 (14.4 %) y láminas con 1.04 ± 1.02 ítems/ m^3 (12.3 %).

were classified via observation.

Quality control

To avoid contaminating the samples, preventive measures were implemented during the analysis. The work surface area was thoroughly cleaned with 70 % ethanol before starting sample processing, glass and stainless-steel instruments were used throughout the work, each beaker was covered with aluminum, and cotton lab coats and nitrile gloves were worn. Similarly, the sampling equipment, filtration devices, and tools used were washed with distilled water. Finally, three blanks (Petri dishes with distilled water) were placed in the work area, in which the presence of MPs was not observed (Prata *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021).

Statistical analysis

The differences between data groups were evaluated using Permutational Multivariate Analysis of Variance and *post hoc* tests, the Permanova pair-wise test, with Euclidean distances and data transformed with $(\ln [x + 1])$. The $p(\text{PERM})$ and (MC) significance values were calculated from 9,999 permutations, taking $\alpha < 0.05$ as a statistically significant difference. Additionally, a two-way similarity percentages (Simpser) analysis with Euclidean distances and data transformed with $(\ln [x + 1])$ was used to assess the similarity in the abundance of MP types between climatic seasons and study sites, in order to identify the spatial-temporal dynamics of MPs. This was done using Primer 7 (Anderson, 2017). Finally, a univariate GAM (Generalized Additive Models) analysis was performed using RStudio (R Core Team, 2013), as a method to explore the influence of some environmental variables on the abundance of MPs.

RESULTS

Abundance and distribution of microplastics

The types of MPs found in Tumaco Bay corresponded to fibers, fragments, foams, and films (Figure 2). The average abundance of MPs in the bay was 8.13 ± 4.01 items/ m^3 (average \pm standard deviation) (range: 3.37 - 11.66 items/ m^3), with fibers being the most abundant at 4.20 ± 2.14 items/ m^3 (53.8 %), followed by foams with 1.70 ± 1.18 items/ m^3 (19.2 %), fragments with 1.19 ± 0.75 items/ m^3 (14.4 %), and films with 1.04 ± 1.02 items/ m^3 (12.3 %).

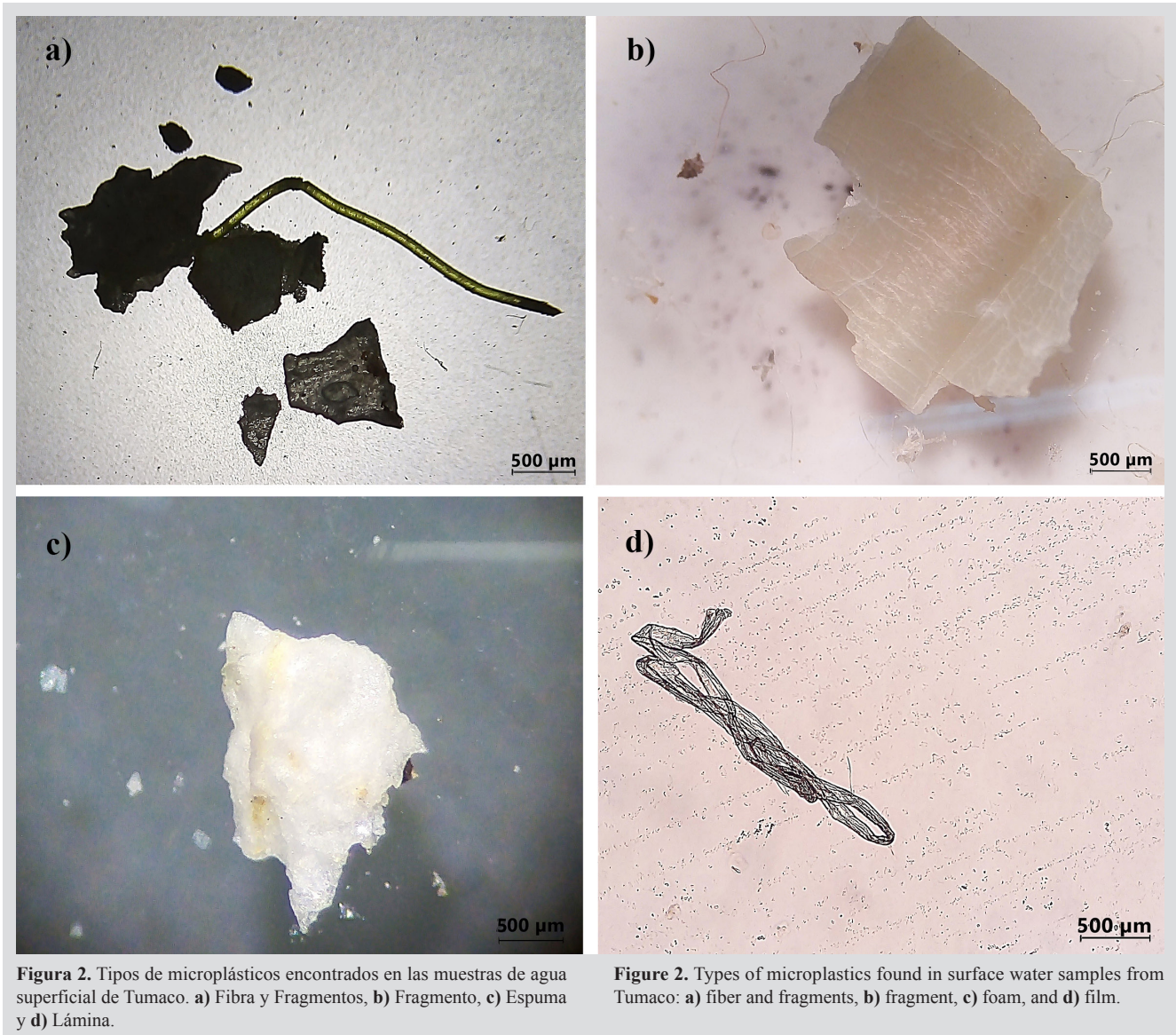


Figura 2. Tipos de microplásticos encontrados en las muestras de agua superficial de Tumaco. **a)** Fibra y Fragmentos, **b)** Fragmento, **c)** Espuma y **d)** Lámina.

Figure 2. Types of microplastics found in surface water samples from Tumaco: **a)** fiber and fragments, **b)** fragment, **c)** foam, and **d)** film.

La abundancia de MP fue significativamente diferente entre épocas climáticas [$p(\text{PERM}) = 0.002$], en general para toda la bahía, evidenciándose una mayor abundancia en época seca (11.40 ± 2.59 ítems/ m^3) en comparación con la de lluvias (4.86 ± 1.49 ítems/ m^3). Cabe resaltar que las fibras fueron el grupo de MP predominante en ambas épocas, con 54.1 % en época seca (5.95 ± 1.03 ítems/ m^3) y 53.5 % en lluvias (2.44 ± 1.17 ítems/ m^3). Por otro lado, el análisis Simper sugirió que el tipo de MP que aportó la mayor contribución para que se presentaran diferencias en la distribución entre las épocas climáticas fueron las láminas (56.77 %).

Adicionalmente, se observó una mayor abundancia de MP en el EI (8.42 ± 4.91 ítems/ m^3) en comparación

In general, the abundance of MPs was significantly different between climatic seasons [$p(\text{PERM}) = 0.002$] across the bay, evidencing a higher abundance during the dry season (11.40 ± 2.59 ítems/ m^3) compared to the rainy season (4.86 ± 1.49 ítems/ m^3). It is worth noting that fibers were the predominant MP group in both seasons, accounting for 54.1 % in the dry season (5.95 ± 1.03 ítems/ m^3) and 53.5 % in the rainy season (2.44 ± 1.17 ítems/ m^3). On the other hand, the Simper analysis suggested that films were the MP type that contributed the most to the differences in the distribution between climatic seasons (56.77 %).

Additionally, a higher abundance of MPs was observed in the IE (8.42 ± 4.91 ítems/ m^3) compared to the EE (7.85 ± 3.63 ítems/ m^3), with no significant differences

al EE (7.85 ± 3.63 ítems/m³) sin presentar diferencias significativas [$p(\text{PERM}) = 0.34$] (Tabla 1). Al igual que en las épocas climáticas, las fibras fueron el grupo de MP predominante en los dos sitios del estuario con 47.9 % en EI (3.86 ± 2.59 ítems/m³) y 59.8 % en EE (4.53 ± 1.90 ítems/m³). La mayor contribución para que se presentaran diferencias en la distribución entre los sitios del estuario según el análisis Simper fue representada por las láminas (41.51 %).

La interacción entre las épocas climáticas y los sitios del estuario fue significativa [$p(\text{PERM}) = 0.02$]; de hecho, se observó una variación en la cantidad de MP de acuerdo con esta interacción (Tabla 1), en temporada de lluvia la abundancia de MP fue mayor en la porción externa (56.8 %), mientras que en la época seca la abundancia fue mayor en la interna (52.7 %). Finalmente, las fibras presentaron diferencias significativas entre épocas y la interacción época-sitio; las láminas, entre épocas, sitios y la interacción época-sitio; los fragmentos por su parte, entre épocas.

Tabla 1. Abundancia promedio de microplásticos por sitios, estuario externo (EE) y estuario interno (EI), y épocas climáticas para 2020 en ítems/m³ (promedios \pm error estándar). Los resultados de las pruebas *post hoc*, permanova pair-wise test, se representan con letras [$p(\text{MC}) < 0.05$].

[$p(\text{PERM}) = 0.34$] (Tabla 1). As with the climatic seasons, fibers were the predominant MP group in both estuary sites, with 47.9 % in IE (3.86 ± 2.59 items/m³) and 59.8 % in EE (4.53 ± 1.90 items/m³). Films reported the greatest contribution (41.51 %) to the differences in distribution between the estuary sites according to the Simper analysis.

The interaction between climatic seasons and estuary sites was significant [$p(\text{PERM}) = 0.02$]. In fact, a variation in the quantity of MPs was observed according to this interaction (Table 1). In the rainy season, the abundance of MPs was higher in the outer portion (56.8 %), whereas, during the dry season, the abundance was higher in the inner portion (52.7 %). Finally, fibers showed significant differences between seasons and regarding the season-site interaction; films did so between seasons, sites, and the season-site interaction; and fragments showed differences between seasons.

Table 1. Average abundance of microplastics by sites, External Estuary (EE) and Internal Estuary (IE), and climatic seasons for 2020 in items/m³ (averages \pm standard error). The results of the *post hoc* tests, *i.e.*, the Permanova pair-wise test, are represented with letters [$p(\text{MC}) < 0.05$].

Épocas climáticas - Sitios del estuario / Climatic seasons - Estuary sites		Total	Fibra / Fiber	Lámina / Film	Fragmento / Fragment	Espuma / Foam
Época / Season	Lluvia / Rainy	4.86 \pm 1.49 b	2.44 \pm 1.17 b	0.28 \pm 0.22 b	0.59 \pm 0.46 b	1.55 \pm 1.24
	Seca / Dry	11.40 \pm 2.60 a	5.95 \pm 1.03 a	1.81 \pm 0.91 a	1.80 \pm 0.36 a	1.84 \pm 1.27
Sitios / Sites	EE	7.85 \pm 3.63	4.53 \pm 1.90	0.82 \pm 0.54 b	1.23 \pm 0.99	1.27 \pm 0.52
	EI	8.42 \pm 4.91	3.86 \pm 2.60	1.27 \pm 1.42 a	1.16 \pm 0.56	2.12 \pm 1.57
EE	Lluvia / Rainy	4.85 \pm 1.48 b	3.49 \pm 1.48 b	0.55 \pm 0.38 b	0.91 \pm 0.45	1.41 \pm 0.20
	Seca / Dry	10.85 \pm 1.16 a	5.24 \pm 1.00 b	1.31 \pm 0.70 b	1.51 \pm 0.40	1.56 \pm 0.41
EI	Lluvia / Rainy	4.87 \pm 2.11 b	3.15 \pm 1.00 a	0.77 \pm 0.70	0.88 \pm 0.40	1.83 \pm 0.41
	Seca / Dry	11.96 \pm 4.21 a	4.91 \pm 1.48 b	1.54 \pm 0.38 a	1.48 \pm 0.45	1.98 \pm 0.20
Total	General	8.13 \pm 4.01	4.2 \pm 2.14	1.04 \pm 1.02	1.19 \pm 0.75	1.70 \pm 1.18

Variabes Ambientales

Los datos promedios obtenidos para la variable de precipitación (Figura 3a) no mostraron diferencias estadísticas. La salinidad (Figura 3b) y los TDS (Figura 3c) presentaron relaciones lineales y diferencias significativas entre los sitios (EE y EI).

No se registraron relaciones significativas entre abundancia de MP y la transparencia para el estuario. Los análisis GAM revelaron que las concentraciones de MP tipo

Environmental variables

The average data obtained for the precipitation variable (Figure 3a) showed no statistical differences. Salinity (Figure 3b) and TDS (Figure 3c) showed linear relationships and significant differences between sites (EE and IE).

No significant relationships between MP abundance and transparency were recorded in the estuary. GAM analyses revealed that the concentrations of films and fragments were directly and significantly correlated with precipitation, as

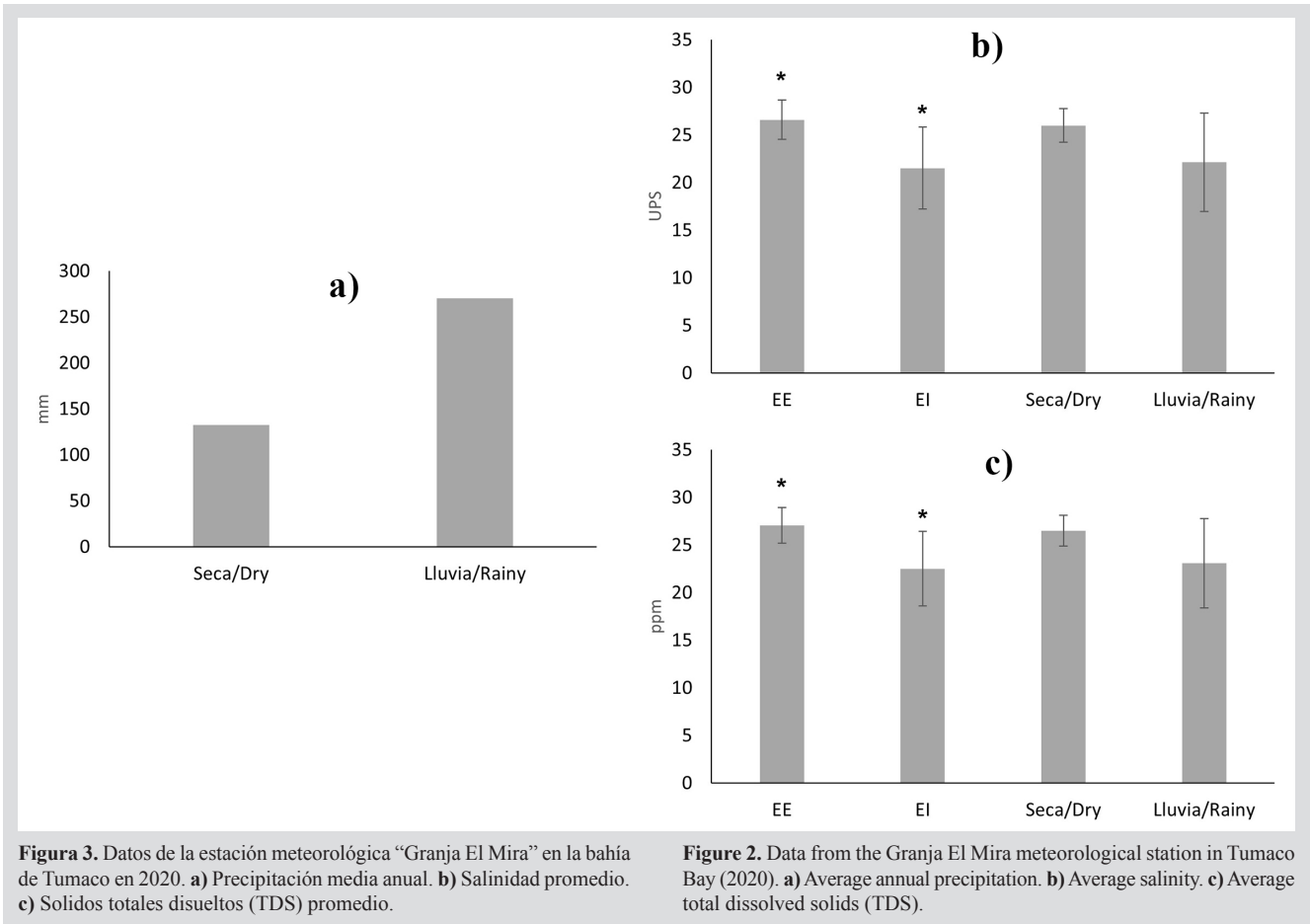


lámina y fragmento se correlacionaron de manera directa y significativamente con la precipitación, al igual que con los MP totales (Tabla 2). Asimismo, las concentraciones de MP tipo fibra se correlacionaron directamente tanto con la salinidad, como con los sólidos totales disueltos TDS (Tabla 2). Vale la pena señalar que algunas de las concentraciones más altas de MP se registraron asociadas a salinidades altas.

Tabla 2. Correlaciones univariadas de las variables ambientales con los tipos y la abundancia de microplásticos encontrados en las muestras de agua superficial, usando análisis GAM univariados.

		edf	R ² ajustado / Adjusted R ²	Variación explicada / Explained variance	P valor / P-value
Fibra / Fiber	Salinidad /Salinity	1	0.41	49.5 %	0.051
	TDS	1	0.40	48.3 %	0.055
Lámina / Film	Precipitación / Precipitation	1	0.63	68.0 %	0.012
Fragmento / Fragment	Precipitación / Precipitation	1	0.54	60.8 %	0.023
Total MP	Precipitación / Precipitation	1	0.53	59.9 %	0.024

well as with the total MPs (Table 2). Additionally, the concentrations of fibers were directly correlated with both salinity and total dissolved solids (TDS) (Table 2). It is worth noting that some of the highest MP concentrations were recorded in association with high salinities.

Table 2. Univariate correlations of environmental variables with the types and abundance of microplastics found in surface water samples (obtained using univariate GAM analyses).

Tamaño y color

En general, el tamaño promedio de los MP encontrados fue de 1 001 μm , específicamente para fibras (1 417.78 \pm 251.2 μm), espumas (625.83 \pm 257.9 μm), fragmentos (915.38 \pm 254.8 μm) y láminas (1 045.21 \pm 454.6 μm). Más de 50 % de los MP se registraron dentro de un rango de tamaño de 250 a 1 000 μm (Figura 4a). Por otra parte, se hallaron tres colores predominantes, blanco (48.6 %), transparente (27.2 %) y azul (13.1 %), seguidos de beige (4.9 %), gris (4.1 %), amarillo (0.96 %), negro (0.72 %) y rojo (0.43 %) (Figura 4b). Es importante resaltar que en la época de lluvia se presentó una mayor variedad de colores en los MP identificados, a diferencia de la época seca.

Color and size

In general, the average size of the MPs found was 1,001 μm , specifically for fibers (1,417.78 \pm 251.2 μm), foams (625.83 \pm 257.9 μm), fragments (915.38 \pm 254.8 μm), and films (1,045.21 \pm 454.6 μm). More than 50 % of the MPs were recorded within a size range of 250 to 1,000 μm (Figure 4a). On the other hand, three predominant colors were found: white (48.6 %), transparent (27.2 %), and blue (13.1 %), followed by beige (4.9 %), gray (4.1 %), yellow (0.96 %), black (0.72 %), and red (0.43 %) (Figure 4b). It is important to note that, during the rainy season, a greater variety of colors appeared in the identified MPs, unlike in the dry season.

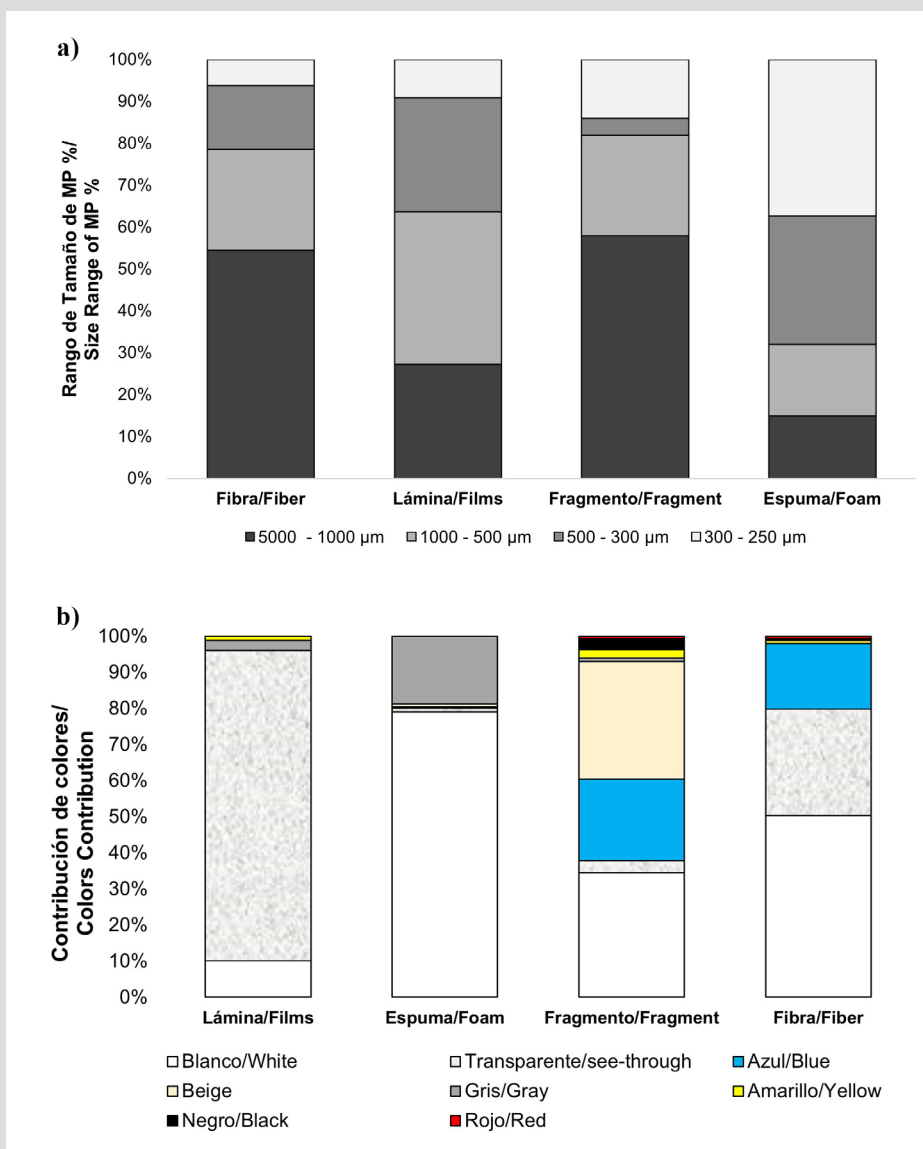


Figura 4. a) Proporción de tamaño de los microplásticos. b) Proporción de colores de los microplásticos.

Figure 4. a) Size proportion of microplastics. b) Color proportion of microplastics.

DISCUSIÓN

Los sistemas estuarinos por su dinámica acumulan una mayor cantidad MP en comparación con los océanos, por lo cual se han documentado como puntos calientes de contaminación plástica y fuente de MP para el medio marino (Alfonso *et al.*, 2021; Shi *et al.*, 2022; Wei *et al.*, 2023). En este caso, la concentración promedio de MP en la bahía de Tumaco (8.13 ítems/m^3), se encuentra dentro de un rango similar a otros ambientes caracterizados por fuertes actividades antropogénicas y entradas de plástico, como es el caso del estuario del río Chao Phraya en Tailandia, donde se registraron concentraciones medias de 5.16 ítems/m^3 de MP (Oo *et al.*, 2021) y el Golfo de México, un mar semicerrado que recibe descargas del Mississippi, donde encontraron variaciones entre $5.0\text{-}18.4 \text{ ítems/m}^3$ de MP (Mauro *et al.*, 2017).

A nivel local, las concentraciones estuvieron por encima de las registradas en Buenaventura con 2.80 ítems/m^3 (Vidal *et al.*, 2021) y Tumaco $0.06 - 2.99 \text{ ítems/m}^3$ de MP (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021) en época de transición para 2017, lo que sugiere un alto nivel de contaminación y un aumento en la concentración de MP dentro del estuario. Adicionalmente, se compararon los resultados con métodos similares de muestreo (Tabla 3), teniendo en cuenta que investigaciones recientes coinciden en que el tamaño de la malla controla la cantidad y el tamaño de los microplásticos recolectados (Lindeque *et al.*, 2020; Skalska *et al.*, 2020; Aigars *et al.*, 2021; Zheng *et al.*, 2021).

La gran abundancia de MP en época seca podría estar relacionada con la variación en el régimen de flujo, debido a una disminución en la cantidad de agua que ingresa a la bahía, como indican los registros de caudal del río Mira (principal afluente del estuario), la baja velocidad de la corriente y la poca profundidad puede alargar el tiempo de residencia de los MP, lo que conlleva a su mayor acumulación en el área del estuario (Wicaksono *et al.*, 2021).

De igual manera, los eventos de resuspensión facilitan la transferencia de MP del sedimento a la columna de agua, dado que en la bahía la dinámica de sus aguas está fuertemente influenciada por las mareas (Díaz-Merlano *et al.*, 2007), lo que conduce a un aumento de la concentración en las aguas superficiales en la época seca. Además, debido a su baja densidad, los polímeros sintéticos como el polietileno y el polipropileno, que se utilizan con mayor frecuencia en la producción de plásticos sin fibra, se concentran en la columna de agua, resultando en su aglomeración (Preciado y Zapata, 2020; Li *et al.*, 2021).

DISCUSSION

Due to their dynamics, estuarine systems accumulate a greater number of MPs in comparison with oceans, which is why they have been documented as hotspots of plastic pollution and as sources of MPs for marine environments (Alfonso *et al.*, 2021; Shi *et al.*, 2022; Wei *et al.*, 2023). In this case, the average concentration of MPs in Tumaco Bay (8.13 ítems/m^3) falls within a range similar to other environments characterized by strong anthropogenic activities and plastic inputs, as is the case of the estuary of the Chao Phraya River in Thailand, where average MP concentrations of 5.16 ítems/m^3 were recorded (Oo *et al.*, 2021), and the Gulf of Mexico, a semi-enclosed sea receiving discharges from the Mississippi, where variations between $5.0 - 18.4 \text{ ítems/m}^3$ of MPs were found (Mauro *et al.*, 2017).

At a local level, the concentrations were above those recorded in Buenaventura, with 2.80 ítems/m^3 (Vidal *et al.*, 2021), and Tumaco, with $0.06 - 2.99 \text{ ítems/m}^3$ of MPs (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021), during the transition period of 2017, suggesting a high level of pollution and an increased MP concentration within the estuary. Additionally, the results were compared against those of similar sampling methods (Table 3), considering that recent research agrees that the size of the mesh controls both the quantity and size of the collected microplastics (Lindeque *et al.*, 2020; Skalska *et al.*, 2020; Aigars *et al.*, 2021; Zheng *et al.*, 2021).

The high abundance of MPs during the dry season could be related to variations in the flow regime, due to a decrease in the amount of water entering the bay, as indicated by the flow records of the Mira River (the main tributary of the estuary). The low current speed and shallow depth can extend the residence time of MPs, leading to a greater accumulation in the estuary area (Wicaksono *et al.*, 2021).

Similarly, resuspension events facilitate the transfer of MPs from the sediments to the water column, as the water dynamics in the bay are strongly influenced by tides (Díaz-Merlano *et al.*, 2007), leading to an increased concentration in surface waters during the dry season. Moreover, due to their low density, synthetic polymers such as polyethylene and polypropylene, which are more frequently used in the production of non-fiber plastics, concentrate in the water column, resulting in their agglomeration (Preciado and Zapata, 2020; Li *et al.*, 2021).

Tabla 3. Abundancia de microplásticos presentes en aguas marinas en diferentes partes del mundo, promedios ± desviación estándar (máximos).

Table 3. Abundance of microplastics present in marine waters in different parts of the world, averages ± standard deviation (maximums).

	Localización / Location	Abundancia / Abundance (ítems/m ³)	Metodología / Methodology	Referencia / Reference
Colombia	Bahía de Tumaco / Tumaco Bay	8.13 ± 4.01 (11.66) 3.37 - 11.66 (rango / range)	Red / Mesh (250 µm)	Este estudio / This study
	Cartagena	0.10 – 9.00 (rango)	Red / Mesh (500 µm)	Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> (2021)
	Tumaco	0.06 – 2.99 (rango)	Red / Mesh (500 µm)	Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> (2021)
	Buenaventura	2.80 ± 1.90	Red / Mesh (250 µm)	Vidal <i>et al.</i> (2021)
	Buenaventura	0.06 – 0.99 (rango)	Red / Mesh (500 µm)	Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> (2021)
Internacional / International	Golfo de México / Gulf of México	11.1 ± 2.8 (18.4)	Manta / Manta net (335 µm)	Mauro <i>et al.</i> (2017)
	Durban, Sudáfrica / Durban, South Africa	7.03 ± 11.93 (15.82)	Red / Mesh (300 µm)	Naidoo <i>et al.</i> (2015)
	Estuario Chao Phraya, Tailandia / Estuary Chao Phraya, Thailand	3.11 -5.16 (rango)	Manta / Manta net (335 µm)	Oo <i>et al.</i> (2021)
	Svalbard, Noruega / Svalbard, Norway	2.68 ± 2.95 (11.5)	Bomba con malla / Pump with mesh (250 µm)	Lusher <i>et al.</i> (2015)
	Mar Negro / Black Sea	2.04 ± 1.05 (7.62)	Red / Mesh (200 µm)	Aytan <i>et al.</i> (2022)
	Océano Atlántico / Atlantic Ocean	1.15 ± 1.45 (8.5)	Bomba con malla / Pump with mesh (250 µm)	Kanhai <i>et al.</i> (2017)
	Mar Mediterráneo / Mediterranean Sea	1.00 ± 1.84 (11.30)	Red / Mesh (200 µm)	Suaria <i>et al.</i> (2016)
Mar Báltico / Baltic Sea	0.63 ± 0.73 (4.43)	Red / Mesh (300 µm)	Aigars <i>et al.</i> (2021)	

Así mismo, en la época seca disminuye la fuerza de arrastre del agua que ingresa por los ríos, lo que conlleva a una menor dispersión de los MP. De hecho, se ha demostrado que las ráfagas turbulentas pueden desencadenar el arrastre transitorio de partículas, especialmente las de tamaño inferior, ya que son lo suficientemente pequeñas como para ser más susceptibles a las alteraciones de los procesos hidrodinámicos, transfiriéndose fácilmente a la columna de agua (Zhang, 2017; Xia *et al.*, 2021). Esto aclara que más de 50 % de los MP se encontraran en rangos de tamaño < 1000 µm. Así mismo, estas variaciones hidroclimáticas pueden explicar que en la época de lluvia se observara una mayor acumulación de MP en la porción externa y en la época seca en la interna de la bahía. Estas diferencias en la acumulación y movilización de los MP son de especial interés debido a que los “MP viejos” se reactivan y a menudo pueden contener sustancias químicas más tóxicas que los “MP frescos” (Xia *et al.*, 2021).

Likewise, during the dry season, the drag force of water entering from the rivers decreases, leading to a lower dispersion of MPs. In fact, it has been demonstrated that turbulent bursts can trigger the transient drag of particles, especially smaller ones, as they are small enough to be more susceptible to alterations in hydrodynamic processes, easily transferring to the water column (Zhang, 2017; Xia *et al.*, 2021). This explains why more than 50 % of the MPs are found in size ranges <1000 µm. Furthermore, these hydroclimatic variations might explain why a greater accumulation of MPs was observed in the outer portion during the rainy season and in the inner portion during the dry season in the bay. These differences in the accumulation and movement of MPs are of special interest because ‘old MPs’ can be reactivated and often contain more toxic substances than ‘fresh’ ones (Xia *et al.*, 2021).

Por otro lado, la mayor abundancia de MP en la porción interna (EI) del estuario podría explicarse por la exposición a la desembocadura de los ríos y esteros, al igual que de los corregimientos municipales como Punto Tibio, Robles, El Retoño, Rosario, Gualajo, Bernardino Ortiz y Las Sirenas. Esas áreas rurales alcanzan más de 93 mil habitantes, presentando un crecimiento poblacional desordenado y acelerado que ha traído consigo problemas de contaminación (Tejada-Vélez *et al.*, 2003; Alcaldía de Tumaco, 2019; Hitchcock y Mitrovic, 2019; Defontaine *et al.*, 2020).

A su vez, la bahía presenta una fuerte intervención antrópica con el desarrollo de actividades de carácter industrial, doméstico y portuario; además del inadecuado manejo y disposición final de los residuos sólidos domiciliarios y aguas residuales (Tejada-Vélez *et al.*, 2003; Correa *et al.*, 2016), ya que de 35 % a 40 % de los residuos sólidos y 50 % de los líquidos generados son vertidos directamente al mar, ocasionando ingresos significativos de residuos como redes, nylon, plásticos, entre otros (CCO, 2008). Teniendo en cuenta que los habitantes de Tumaco basan su economía en labores extractivas como la pesca, la cual se desarrolla en sitios cercanos al hábitat de las comunidades, y que los pescadores artesanales son los principales abastecedores de la industria procesadora de pescado con 22 asociaciones que integran cerca de mil pescadores artesanales (Sánchez-Gutiérrez, 2012), la población local al igual que los ecosistemas estuarinos son vulnerables a la problemática ambiental generada por los MP.

La distribución espacio-temporal de los MP en el medio marino es un tema complejo que se correlaciona con varios factores, incluida la oceanografía, el clima, las propiedades físicas y químicas de los MP, así como los procesos biológicos (Jiang *et al.*, 2020). En este estudio se relacionó la abundancia de MP con la salinidad, precipitación y TDS. Se observó una correlación positiva entre la abundancia de fibras y la salinidad, lo que podría indicar que la salinidad, al aumentar la densidad del agua, juega un papel importante en la distribución de MP.

Los materiales plásticos tienen diferentes densidades que suelen oscilar entre 0.04 y 1.58 g/cm³, es decir que una salinidad más alta da como resultado una mayor fuerza de flotabilidad y, por lo tanto, mayor acumulación de MP en las aguas superficiales (Jiang *et al.*, 2020). Esto puede afectar principalmente a las fibras, las cuales poseen relaciones de superficie/volumen más altas, lo que les confiere una mayor flotabilidad, lo que sumado a altas concentraciones de salinidad aumentaría las fuerzas de arrastre y el tiempo sobre el agua superficial y reduciría las velocidades de

On the other hand, the higher abundance of MPs in the inner portion (IE) of the estuary could be explained by its exposure to the river and stream mouths, as well as to municipal rural subdivisions like Punto Tibio, Robles, El Retoño, Rosario, Gualajo, Bernardino Ortiz, and Las Sirenas. These rural areas amount to more than 93 thousand inhabitants, showing rapid and disorganized population growth that has brought about pollution issues (Tejada-Vélez *et al.*, 2003; Alcaldía de Tumaco, 2019; Hitchcock and Mitrovic, 2019; Defontaine *et al.*, 2020).

In turn, the bay is subject to strong anthropogenic intervention, in the form of industrial, domestic, and port activities, in addition to the improper management and disposal of household solid waste and wastewater (Tejada-Vélez *et al.*, 2003; Correa *et al.*, 2016), given that that 35 % to 40 % of the solid waste and 50 % of the liquid waste generated are directly dumped into the sea, leading to significant inputs of debris such as nets, nylon, and plastics, among others (CCO, 2008). Considering that the inhabitants of Tumaco base their economy on extraction activities such as fishing, which takes place in areas close to the communities' habitat, and that artisanal fishermen are the main suppliers of the fish processing industry, with 22 associations comprising about a thousand artisanal fishermen (Sánchez-Gutiérrez, 2012), the local population and the estuarine ecosystems are vulnerable to the environmental issues generated by MPs.

The spatial-temporal distribution of MPs in the marine environment is a complex issue correlated with several factors, including oceanography, climate, the physical and chemical properties of the MPs, and biological processes (Jiang *et al.*, 2020). In this study, the abundance of MPs was related to salinity, precipitation, and TDS. A positive correlation was observed between the abundance of fibers and salinity, suggesting that salinity, by increasing water density, plays a significant role in the distribution of MPs.

Plastic materials have varying densities, typically ranging from 0.04 to 1.58 g/cm³, which is to say that a higher salinity results in a greater buoyancy force, and therefore in an increased accumulation of MPs in surface waters (Jiang *et al.*, 2020). This can particularly affect fibers, which have higher surface-to-volume ratios, giving them greater buoyancy. In combination with high salinity concentrations, this would increase drag forces and the time on the water's surface, in addition to reducing the settling speeds in the sediment. This could also explain why fibers

asentamiento en el sedimento. Esto también podría explicar porque las fibras tuvieron una distribución proporcional en todo el estuario y fueron el tipo de MP más abundante, además de otros factores como la descarga de aguas residuales domesticas que contienen fibras, las actividades de transporte marítimo, las actividades de pesca y la escorrentía superficial (Alfonso *et al.*, 2021).

En este estudio, también se encontró una relación directa entre las fibras y los TDS, así como en otras investigaciones similares que han evidenciado correlaciones entre la abundancia de MP y TDS (Ibeto *et al.*, 2021; Sari *et al.*, 2021). Esta asociación podría deberse a la interacción sedimentación-resuspensión, aumentando las concentraciones de MP en sedimentos en época de lluvia (Dhineka *et al.*, 2022; Jeyasanta *et al.*, 2023; Martínez, 2023), debido a la adherencia de los TDS a los MP, lo cual aumenta el tamaño y la densidad de los MP mejorando su tasa de sedimentación (Barros, 2021; Buwono *et al.*, 2021; Gupta *et al.*, 2021).

Por otra parte, en época seca los MP inmovilizados en el sedimento pueden reactivarse por la perturbación en la interfaz agua – sedimento, acumulándose en el agua superficial y disminuyendo la cantidad de MP en los sedimentos (Lafabrie *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2020; Martínez, 2023), ya que, como afirman Xia *et al.* (2021), las partículas de menor tamaño y densidad, como los MP, presentan más eventos de resuspensión en comparación con las de mayor tamaño, facilitando la transferencia de microplásticos del sedimento al agua. Adicional a esto, la flotabilidad se ve reducida con las precipitaciones puesto que se reduce la salinidad de la columna de agua, por lo tanto, la tasa de hundimiento aumenta y posiblemente permita que más partículas lleguen al fondo. Contrario a esto, durante la época seca, las aguas estuarinas se caracterizan por una mayor salinidad, eso podría reducir las tasas de sedimentación de las partículas y causar una menor concentración de MP en el sedimento (Gupta *et al.*, 2021), de modo que los sedimentos podrían estar actuando como un sumidero y una fuente de MP (Dalu *et al.*, 2021).

En cuanto a la relación directa entre la precipitación y las láminas, fragmentos y MP totales puede deberse a que las aguas pluviales transportan desechos provenientes del suelo a través de la escorrentía, lo que contribuiría a la entrada de estos MP en el estuario (Bailey *et al.*, 2021; Werbowski *et al.*, 2021). Igualmente, se ha evidenciado que las altas precipitaciones aumentan la deposición de MP atmosféricos por la unión de MP atmosféricos a las partículas de agua de lluvia, es decir, cuanto mayor es la precipitación, más MP se depositan (Ferrero *et al.*, 2022; Purwiyanto *et al.*, 2022).

had a proportional distribution throughout the estuary and were the most abundant type of MP, besides other factors such as the discharge of domestic wastewater containing fibers, maritime transport activities, fishing activities, and surface runoff (Alfonso *et al.*, 2021).

This study also found a direct relationship between fibers and TDS. Similar research works have shown correlations between the abundance of MPs and TDS (Ibeto *et al.*, 2021; Sari *et al.*, 2021). This association could be due to the sedimentation-resuspension interaction, increasing MP concentrations in sediments during the rainy season (Dhineka *et al.*, 2022; Jeyasanta *et al.*, 2023; Martínez, 2023) due to the adherence of TDS to MPs, which increases the MPs size and density and improves their sedimentation rate (Barros, 2021; Buwono *et al.*, 2021; Gupta *et al.*, 2021).

On the other hand, during the dry season, the MPs immobilized in the sediment can be reactivated by disturbances at the water-sediment interface, accumulating in surface water and decreasing the number of MPs in the sediments (Lafabrie *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2020; Martínez, 2023), given that, as argued by Xia *et al.* (2021), smaller and less dense particles like MPs show more resuspension events when compared to larger ones, facilitating the transfer of microplastics from sediment to water. In addition, buoyancy is reduced by precipitation because the salinity of the water column decreases, thus increasing the sinking rate and possibly allowing more particles to reach the bottom. Conversely, during the dry season, estuarine waters are characterized by higher salinity, which could reduce the sedimentation rates of the particles and cause a lower MP concentration in the sediment (Gupta *et al.*, 2021). Therefore, sediments could be acting as both a sink and a source of MPs (Dalu *et al.*, 2021).

The direct relationship between precipitation and films, fragments, and total MPs could be because rainwater carries waste from the ground through runoff, which would contribute to the entry of these MPs into the estuary (Bailey *et al.*, 2021; Werbowski *et al.*, 2021). Similarly, it has been shown that a high precipitation increases the deposition of atmospheric MPs due to the binding of atmospheric MPs to rainwater particles, which is to say that the greater the precipitation, the more MPs are deposited (Ferrero *et al.*, 2022; Purwiyanto *et al.*, 2022).

La mayoría de los MP encontrados se registraron dentro de un rango de tamaño de 250 a 1000 μm ; esto podría deberse a que los MP pequeños son fáciles de transportar y tienden a mezclarse con el agua y a distribuirse uniformemente en sus diferentes capas; los MP grandes, por su parte, flotan principalmente en la superficie del agua. Esto disminuye los efectos de acumulación de las partículas de tamaño pequeño en comparación con las grandes (He *et al.*, 2021).

En cuanto a los colores encontrados en las muestras de agua superficial predominaron blanco, transparente y azul. El color blanco generalmente es un indicativo de que el tipo de polímero fuente podría haber sido polietileno; asimismo, tal color señala indirectamente el proceso de degradación que se lleva a cabo en el sitio durante un largo período, que transforma otros contenidos de color en blanco indigerido por la biota acuática (Kosore *et al.*, 2018; Bharath *et al.*, 2021). El color amarillento de los MP también puede indicar el proceso de fotooxidación y meteorización de los mismos (Choong *et al.*, 2021; He *et al.*, 2021; Wicaksono *et al.*, 2021).

Los MP transparentes generalmente se asocian con polipropileno, comúnmente utilizado como material de empaque de alimentos, mientras que el azul se relaciona con materiales y actividades de pesca o textiles. Finalmente, el color de los microplásticos es importante ya que puede proporcionar información para predecir la fuente y el proceso de meteorización de los MP (Choong *et al.*, 2021; He *et al.*, 2021; Wicaksono *et al.*, 2021).

Los resultados encontrados además de demostrar un alto nivel de contaminación en la bahía de Tumaco contrastan con la variación espacio-temporal registrada en estudios similares en Buenaventura, donde hubo una mayor concentración de MP en la época de lluvia y en la zona externa del estuario, evidenciando como las distintas dinámicas dentro de estos ambientes, al igual que las fuentes de contaminación, condicionan las concentraciones de MP en la superficie del agua de manera específica para cada bahía. Es oportuno considerar que las metodologías para el procesamiento de los MP varían respecto a cada investigación, lo que limita las comparaciones en cuanto al rango de tamaño y la cantidad de MP que podrían encontrarse.

CONCLUSIONES

En general, la bahía de Tumaco presenta altos niveles de contaminación y un aumento en la concentración de MP dentro del estuario. En la época de lluvia se observa una mayor abundancia en la parte externa, mientras que en

Most of the MPs found were within a size range of 250 to 1000 μm . This could be due to the fact that smaller MPs are easily transported and tend to mix with the water and distribute evenly across its different layers. On the other hand, larger MPs primarily float on the water's surface. This reduces the accumulation effects of small particles when compared to larger ones (He *et al.*, 2021).

Regarding the colors found in the surface water samples, white, transparent, and blue were predominant. White is generally an indication that the source polymer type might have been polyethylene. Likewise, this color indirectly signals the degradation process taking place at the site over a long period, transforming other colored contents into white, indigestible by aquatic biota (Kosore *et al.*, 2018; Bharath *et al.*, 2021). The yellowish color of the MPs can also indicate the process of photooxidation and weathering of these particles (Choong *et al.*, 2021; He *et al.*, 2021; Wicaksono *et al.*, 2021).

Transparent MPs are generally associated with polypropylene, which is commonly used in food packaging materials, while blue is linked to materials and activities related to fishing or textiles. The color of microplastics is important, as it can provide insights to predict the source and the weathering process of MPs (Choong *et al.*, 2021; He *et al.*, 2021; Wicaksono *et al.*, 2021).

The results found in this study, in addition to demonstrating a high level of pollution in Tumaco Bay, contrast with the spatial-temporal variation recorded in similar studies in Buenaventura, where there was a higher concentration of MPs during the rainy season and in the outer area of the estuary. This evidences how the different dynamics within these environments, as well as the sources of contamination, specifically condition MP concentrations on the superficial water of each bay. It is worth considering that the methodologies for processing MPs vary between studies, which limits comparisons regarding the size range and the quantity of MPs found.

CONCLUSIONS

In general, Tumaco Bay exhibits high levels of pollution and an increased MP concentration within the estuary. During the rainy season, a greater abundance is observed in the outer part, whereas, in the dry season, a higher abundance is evident in the inner portion due to the reduction in the amount of water entering the bay.



la época seca se evidencia mayor abundancia en la porción interna, debido a la disminución de la cantidad de agua que ingresa a la bahía.

Las fibras fueron los MP más abundantes (53.89 %), probablemente porque se caracterizan por poseer una mayor flotabilidad. Se logró relacionar la concentración y tipo de MP con las variables ambientales, demostrando la influencia en la abundancia y/o acumulación de los MP por la salinidad, TDS y precipitación. Esto debido a que las dinámicas de las épocas climáticas provocan aumentos de la densidad del agua en época seca y una disminución en época de lluvia, lo que probablemente produce, junto al tamaño de los MP, movilizaciones y asentamientos en las aguas superficiales, además de los depósitos atmosféricos y la escorrentía, factores externos que conllevan a un incremento de los MP.

La mayoría de los MP se encontraron en un rango de tamaño 250 a 1000 μm mientras que el blanco, azul y transparente fueron los colores predominantes aportando información relevante para la determinación de la fuente y el proceso de meteorización.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia por el apoyo institucional, al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación por la financiación del proyecto: “Evaluación de la biodiversidad y la dinámica ecosistémica para determinar prioridades de conservación y sustentabilidad de la pesca artesanal en la Bahía de Tumaco, Nariño”, (Codigo 65500), del cual se deriva este estudio; y al grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo en campo y laboratorio.

Fibers were the most abundant type of MPs (53.89 %), probably because they are characterized by a greater buoyancy. It was determined that the MP density and type of MP were related to the environmental variables, demonstrating that salinity, TDS, and precipitation influenced MP abundance and/or accumulation. This is due to the fact that the dynamics of the climatic seasons cause increases in water density during the dry season and a decrease during the rainy season, which probably produces, along with the MP size, mobilization and settlement in surface waters. This, in addition to atmospheric deposits and runoff, external factors that contribute to an increase in MPs.

Most MPs were found in the size range of 250 to 1000 μm , and white, blue, and transparent were the predominant colors, providing relevant information for determining the source and the weathering process.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Universidad Nacional de Colombia for the institutional support, the Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación for the financing of the project: “Evaluación de la biodiversidad y la dinámica ecosistémica para determinar prioridades de conservación y sustentabilidad de la pesca artesanal en la Bahía de Tumaco, Nariño”, (Code 65500), from which this study is derived; and to the Ecología y Contaminación Acuática research group for the support in the field and laboratory.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Acosta-Coley, I., M. Duran-Izquierdo, E. Rodríguez-Cavallo, J. Mercado-Camargo, D. Mendez-Cuadro and J. Olivero-Verbel. 2019. Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: Pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans*. *Mar Pollut Bull*, 146: 574–583. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.06.084>
- Aigars, J., M. Barone, N. Suhareva, I. Putna-Nimane and I. Deimantovica-Dimante. 2021. Occurrence and spatial distribution of microplastics in the surface waters of the Baltic Sea and the Gulf of Riga. *Mar Pollut Bull*, 172, 13 p. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112860>
- Alcaldía de Tumaco. 2019. Análisis de la Situación de Salud con el Modelo de los Determinantes Sociales ASIS. <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/ED/PSP/asis-distrital-tumaco-2019.pdf> 01/02/2022.
- Alfonso, M.B., A.H. Arias, A.C. Ronda and M.C. Piccolo. 2021. Continental microplastics: Presence, features, and environmental transport pathways. *Sci. Total Environ.*, 799, 15 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149447>
- Anderson, M.J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) . *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 23 p. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.STAT07841>
- Anderson, Z.T., A.B. Cundy, I.W. Croudace, P.E. Warwick, O. Celis-Hernández and J.L. Stead. 2018. A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems. *Scient. Rep.*, 8, 11 p. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27612-w>
- Avendaño, J., A. Rodríguez Rodríguez y D.I. Gómez López. 2019. Servicios ecosistémicos marinos y costeros de Colombia: Énfasis en manglares y pastos marinos. *Invemar*, Santa Marta. 30 p.
- Aytan, U., F.B. Esensoy and Y. Senturk. 2022. Microplastic ingestion and egestion by copepods in the Black Sea. *Sci. Total Environ.*, 806, 10 p. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.150921>
- Bailey, K., K. Sipps, G.K. Saba, G. Arbuckle-keil, R.J. Chant and N.L. Fahrenfeld. 2021. Quantification and composition of microplastics in the Raritan Hudson Estuary : Comparison to pathways of entry and implications for fate. *Chemosphere*, 272, 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129886>
- Barros, W. 2021. Separación de microplásticos mediante procesos fisicoquímicos en aguas residuales en la ciudad de Riobamba. Tesis ing. Civil, Univ. Nal. Chimborazo, Riobamba. 42 p. <http://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/7646/1/06678.pdf>
- Bharath, M.K., U. Natesan, R. Vaikunth, P. Kumar, R. Ruthra and S. Srinivasalu. 2021. Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater. *Chemosphere*, 277, 6 p. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130263>
- Buwono, N.R., Y. Risjani and A. Soegianto. 2021. Distribution of microplastic in relation to water quality parameters in the Brantas River, East Java, Indonesia. *Environ. Tech. Innov.*, 24, 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101915>
- Campos da Rocha, F.O., S.T. Martínez, V.P. Campos, G.O. da Rocha and J.B. de Andrade. 2021. Microplastic pollution in southern Atlantic marine waters: Review of current trends, sources, and perspectives. *Sci. Total Environ.*, 782, 15 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146541>
- Carbery, M., W. O'Connor and P. Thavamani. 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environ. Int.*, 115: 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Caruso, G. 2019. Microplastics as vectors of contaminants. *Mar. Pollut. Bull.*, 146: 921-924. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.052>
- Comisión Colombiana del Océano. 2008. Efectos adversos generados por la basura marina y conformación del grupo de trabajo para reducir su ingreso al medio marino. *Inf. Final*, CCO, Bogotá. 48 p.
- Chen, H. L., S. B. Selvam, K. N. Ting and C. N. Gibbins. 2021. Microplastic pollution in freshwater systems in southeast Asia: contamination levels, sources, and ecological impacts. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28: 54222–54237. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-15826-X>
- Choong, W.S., T. Hadibarata, A. Yuniarto, K. Ho, D. Tang, F. Abdullah, M. Syafrudin, D.A. Al Farraj and A.M. Al-Mohaimed. 2021. Characterization of microplastics in the water and sediment of Baram River estuary, Borneo Island. *Mar. Pollut. Bull.*, 172, 8 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112880>
- Coe, J. and D. Rogers. 1997. *Marine debris: Sources, impacts, and solutions*. Springer, New York. 415 p.
- Correa, J.A., D. Escrucería, A. Jiménez y J.V. Torres. 2016. Acuerdo No. 008 de Mayo 22 de 2016 “Por el cual se adopta el plan de desarrollo del municipio de Tumaco 2016 – 2019 Tumaco nuestra PAZion.” <https://cpd.blob.core.windows.net/test1/52835planDesarrollo.pdf> 15/01/2022.
- Dalu, T., T. Banda, T. Mutshekwa, L. F. Munyai and R.N. Cuthbert. 2021. Effects of urbanisation and a wastewater treatment plant on microplastic densities along a subtropical river system. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28: 36102–36111. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13185-1>
- Daoud-Taha, Z., R.M. Amin, S. Tuan Anuar, A. Arif, A. Nasser and S. Sohaimi. 2021. Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Sci. Total Environ.*, 786, 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147466>



- Defontaine, S., D. Sous, J. Tesan, M. Monperrus, V. Lenoble and L. Lancelour. 2020. Microplastics in a salt-wedge estuary: Vertical structure and tidal dynamics. *Mar. Pollut. Bull.*, 160, 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111688>
- Díaz Merlano, J.M., J.M. Renjifo y S. Montes Veira. 2007. Deltas y estuarios de Colombia. Colección Ecológica, Banco de Occidente, Cali. 191 p.
- Dhineka, K., M. Sambandam, S. Sivadas, T. Kaviarasan, U. Pradhan, M. Begum, P. Mishra and M. Ramana. 2022. Characterization and seasonal distribution of microplastics in the nearshore sediments of the south-east coast of India, Bay of Bengal. *Front. Environ. Sci. Eng.*, 16: 1–11. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1444-0>
- Duque, G., D.E. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2020. Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 27: 25740–25753. <https://doi.org/10.1007/S11356-020-08971-2>
- Ferrero, L., L. Scibetta, P. Markuszewski, M. Mazurkiewicz, V. Drozdowska, P. Makuch, P. Jutrzenka-Trzebiatowska, A. Zaleska-Medynska, S. Andò, F. Saliu, D.E. Nilsson and E. Bolzacchini. 2022. Airborne and marine microplastics from an oceanographic survey at the Baltic Sea: An emerging role of air-sea interaction? *Sci. Total Environ.*, 824, 16 p. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153709>
- Frias, J. P. G. L. and R. Nash. 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Mar. Pollut. Bull.*, 138: 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Galgani, L. and S.A. Loiseau. 2021. Plastic pollution impacts on marine carbon biogeochemistry *. *Environ. Pollut.*, 268, 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115598>
- Garcés-Ordóñez, O., L.F. Espinosa, R.P. Cardoso, B.B. Issa Cardozo and R. Meigikos dos Anjos. 2020. Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environ. Pollut.*, 267, 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Garcés-Ordóñez, O., L.F. Espinosa, M. Costa Muniz, L.B. Salles Pereira and R. Meigikos dos Anjos. 2021. Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 12 p. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x>
- García, I. 2009. The effects of climate variability on the structure of the phytoplankton community in Tumaco Bay, Colombia. Tesis Doc. Philosophy, The University of Southern Mississippi, Mississippi. 269 p.
- Gupta, P., M. Saha, C. Rathore, V. Suneel, D. Ray, A. Naik, K. Unnikrishnan, M. Dhivya and K. Daga. 2021. Spatial and seasonal variation of microplastics and possible sources in the estuarine system from central west coast of India. *Environ. Pollut.*, 288, 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117665>
- Haddout, S., G.T. Gimiliani, K.L. Priya, A.M. Hogueane, J.C.C. Casila and I. Ljubenkov. 2021. Microplastics in surface waters and sediments in the Sebou Estuary and Atlantic coast, Morocco. *Anal. Lett.*, 14 p. <https://doi.org/10.1080/00032719.2021.1924767>
- He, D., X. Chen, W. Zhao, Z. Zhu, X. Qi, L. Zhou, W. Chen, C. Wan, D. Li, X. Zou and N. Wu. 2021. Microplastics contamination in the surface water of the Yangtze River from upstream to estuary based on different sampling methods. *Environ. Res.*, 196, 9 p. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110908>
- Hitchcock, J.N. 2020. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.*, 734, 6 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139436>
- Hitchcock, J.N. and S.M. Mitrovic. 2019. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environ. Pollut.*, 247, 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.069>
- Ibeto, C.N., C.E. Enyoh, A.C. Ofomatah, L.A. Oguejiofor and T. Okafocha. 2021. Microplastics pollution indices of bottled water from south eastern Nigeria. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 00, 21 p. <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1982926>
- IDEAM. 2020. Consulta y Descarga de Datos Hidrometeorológicos. <http://dhime.ideam.gov.co/atencionciudadano/> 10/12/2021.
- Invemar. 2017. Resolución No. 646 de 2017. Formulación de lineamientos, medidas de conservación, manejo y uso de ecosistemas marinos y costeros, con la intención de apoyar acciones de fortalecimiento en la gestión ambiental de las zonas costeras de Colombia. https://alfresco.invemar.org.co/share/s/DDX0_eRcTH2_dbTSIPLYVw 1/02/2022.
- Issac, M.N. and B. Kandasubramanian. 2021. Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28: 19544–19562. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-13184-2>
- Jeyasanta, K., M. Jayanthi, R. Laju, J. Patterson, D. Bilgi, N. Sathish and J. Patterson. 2023. Seasonal and spatial variations in the distribution pattern, sources and impacts of microplastics along different coastal zones of Tamil Nadu, India. *Mar. Pollut. Bull.*, 192, 18 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115114>
- Jiang, Y., Y. Zhao, X. Wang, F. Yang, M. Chen and J. Wang. 2020. Characterization of microplastics in the surface seawater of the South Yellow Sea as affected by season. *Sci. Total Environ.*, 724, 8 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138375>
- Jones, J.I., A. Vdovchenko, D. Cooling, J.F. Murphy, A. Arnold, J.L. Pretty, K.L. Spencer, A.A. Markus, A.D. Vethaak and M. Resmini. 2020. Systematic analysis of the relative abundance of polymers occurring as microplastics in freshwaters and estuaries. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 12 p. <https://doi.org/10.3390/ijerph17249304>

- Kanhai, L.D.K., R. Officer, O. Lyashevskaya, R.C. Thompson and I. O'Connor. 2017. Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, 115: 307–314. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.025>
- Kerubo, J., A. Muthumbi, J. Onyari, E. Kimani and D. Robertson-Andersson. 2020. Microplastic pollution in the surface waters of creeks along the Kenyan coast, Western Indian Ocean (WIO). *Mar. Sci.*, 19: 75–88. <https://doi.org/10.1038/278097a0>
- Kosore, C., L. Ojwang, J. Maghanga, J. Kamau, A. Kimeli, J. Omukoto, N. Ngisiagi, H. Ong, C. Magori and E. Ndirui. 2018. Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment : first documented evidence. *Afr. J. Mar. Sci.*, 40: 225–234. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2018.1492969>
- Lafabrie, C., M. Garrido, C. Leboulanger, P. Cecchi, G. Grégori, V. Pasqualini and O. Pringault. 2013. Impact of contaminated-sediment resuspension on phytoplankton in the Biguglia lagoon (Corsica, Mediterranean Sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 130: 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.06.025>
- Li, C., X. Wang, K. Liu, L. Zhu, N. Wei, C. Zong and D. Li. 2021. Pelagic microplastics in surface water of the Eastern Indian Ocean during monsoon transition period: Abundance, distribution, and characteristics. *Sci. Total Environ.*, 755, 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142629>
- Lindeque, P.K., M. Cole, R.L. Coppock, C.N. Lewis, R.Z. Miller, A.J.R. Watts, A. Wilson-McNeal, S.L. Wright and T.S. Galloway. 2020. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environ. Pollut.*, 265, 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>
- Lobelle, D., M. Kooi, A.A. Koelmans, C. Laufkötter, C.E. Jongedijk, C. Kehl and E. Seville. 2021. Global modeled sinking characteristics of biofouled microplastic. *J. Geophys. Res. Oc.*, 126, 15 p. <https://doi.org/10.1029/2020JC017098>
- Lusher, A.L., V. Tirelli, I. O'Connor and R. Officer. 2015. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.*, 5, 9 p. <https://doi.org/10.1038/srep14947>
- Lusher, A.L., N.A. Welden, P. Sobral and M. Cole. 2017. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Anal. Met.*, 9: 1346–1360. <https://doi.org/10.1039/c6ay02415g>
- Martínez, S. 2023. Dinámica espacio-temporal de la contaminación por microplásticos en sedimentos marinos de la bahía de Tumaco, Nariño. Tesis Ing. Ambiental, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira.
- Masura, J., J. Baker, G. Foster, C. Arthur and C. Herring. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. *NOAA Techn. Mem.*, 39 p.
- Mauro, R.Di., M.J. Kupchik and M.C. Ben. 2017. Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environ. Pollut.*, 230: 798–809. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.030>
- Molina Sandoval, A.E. 2020. Influencia de los ensamblajes de peces bentónicos en la dinámica del mercurio en un estuario tropical. Tesis Doc. Ciencias-Biología, Univ. Nal Col., Caribe, Santa Marta, 139 p.
- Morales, A.D. 2003. Análisis de las condiciones oceanográficas y meteorológicas de la bahía de Tumaco y su relación con eventos de escala global. *Bol. Cient. CCCP*, 9, 21 p. <https://ojs.dimar.mil.co/index.php/CCCP/article/view/351>
- Naidoo, T., D. Glassom and A.J. Smit. 2015. Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa. *Mar. Pollut. Bull.*, 101: 473–480. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.044>
- Oo, P.Z., S. K. Boontanon, N. Boontanon, S. Tanaka and S. Fujii. 2021. Horizontal variation of microplastics with tidal fluctuation in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Mar. Pollut. Bull.*, 173, 7 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112933>
- Prata, J.C., V. Reis, J.P. da Costa, C. Mouneyrac, A.C. Duarte and T. Rocha-Santos. 2021. Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *J. Haz. Mat.*, 403, 8 p. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>
- Preciado, D. y A. Zapata. 2020. Contaminación por basura marina y microplástico en puntos priorizados de suelos de manglar del municipio de San Andrés de Tumaco- Nariño. Tesis Ing. Amb. Sanit., Corp. Univ. Autón. Cauca, Popayán. 105 p.
- Purwiyanto, A.I.S., T. Prartono, E. Riani, Y. Naulita, M.R. Cordova and A.F. Koropitan. 2022. The deposition of atmospheric microplastics in Jakarta-Indonesia: The coastal urban area. *Mar. Pollut. Bull.*, 174, 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113195>
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/> 1/02/2022.
- Ragusa, A., A. Svelato, C. Santacroce, P. Catalano, V. Notarstefano, O. Carnevali, F. Papa, M.C.A. Rongioletti, F. Baiocco, S. Draghi, E. D'Amore, D. Rinaldo, M. Matta and E. Giorgini. 2021. Placentina: First evidence of microplastics in human placenta. *Environ. Int.*, 146, 8 p. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Rangel-Buitrago, N., A.V. Mendoza, E. Mantilla-Barbosa, H. Arroyo-Olarte, V.A. Arana, J. Trilleras, C.A. Gracia, W.J. Neal and A.T. Williams. 2021. Plastic pollution on the Colombian central Caribbean beaches. *Mar. Pollut. Bull.*, 162, 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111837>



- Reisser, J., M.F. Costa, R. Riera, E.S. Germanov, A.D. Marshall, I.G. Hendrawan, R. Admiraal, C.A. Rohner, J. Argeswara, R. Wulandari, M.R. Himawan and N.R. Loneragan. 2019. Microplastics on the menu: Plastics pollute Indonesian manta ray and whale shark feeding grounds. *Front. Mar. Sci.*, 6, 21 p. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00679>
- Rostami, S., M.R. Talaie, A. Talaiekhosani and M. Sillanpää. 2021. Evaluation of the available strategies to control the emission of microplastics into the aquatic environment. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28: 18908–18917. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-12888-9>
- Saha, M., A. Naik, A. Desai, M. Nanajkar, C. Rathore, M. Kumar and P. Gupta. 2021. Microplastics in seafood as an emerging threat to marine environment: A case study in Goa, west coast of India. *Chemosphere*, 270, 17 p. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.129359>
- Salgado, H.M. and E.J. Peña. 2016. Seaweed checklist of Tumaco's bay, Colombian Pacific. *Hidrobiológica*, 26: 299–309. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/debs/hidro/2016v26n2/marin>
- Sánchez Gutiérrez, J. 2012. Caracterización y diagnóstico socioeconómico y ambiental de la costa pacífica en el departamento de Nariño. Convenio SENA-Tropenbos, 118 p. https://repositorio.sena.edu.co/bitstream/handle/11404/2594/Caracterizaci%3%b3n_y_diagn%3%b3stico_socioecon%3%b3mico_y_ambiental.pdf?sequence=1&isAllowed=y 12/01/2022.
- Sari, H., N. Bakarakı, M. Albay and G. Onkal. 2021. A preliminary study on the distribution and morphology of microplastics in the coastal areas of Istanbul, the metropolitan city of Turkey: The effect of location differences. *J. Clean Prod.*, 307, 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127320>
- Schöneich-Argent, R.I., K. Dau and H. Freund. 2020. Wasting the North Sea? – A field-based assessment of anthropogenic macrolitter loads and emission rates of three German tributaries. *Environ. Pollut.*, 263, 13 p. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.114367>
- Senathirajah, K., S. Attwood, G. Bhagwat, M. Carbery, S. Wilson and T. Palanisami. 2021. Estimation of the mass of microplastics ingested-A pivotal first step towards human health risk assessment. *J. Hazard. Mat.*, 404: 304–3894. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124004>
- Shen, M., Z. Zeng, X. Wen, X. Ren, G. Zeng, Y. Zhang and R. Xiao. 2021. Presence of microplastics in drinking water from freshwater sources: the investigation in Changsha, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 12 p. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-13769-X>
- Shi, H., D. Yu, L. Yin, Y. Sui, Y. Liu, S. Qiao, W. Wang, W. Zheng and D. Ding. 2022. Source-sink process of microplastics in watershed-estuary-offshore system. *J. Clean Prod.*, 338, 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130612>
- Skalska, K., A. Ockelford, J.E. Ebdon and A.B. Cundy. 2020. Riverine microplastics: Behaviour, spatio-temporal variability, and recommendations for standardised sampling and monitoring. *J. Wat. Proc. Eng.*, 38, 21 p. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2020.101600>
- Simantiris, N. and M. Avlonitis. 2022. Simulation of the transport of marine microplastic particles in the Ionian Archipelago (NE Ionian Sea) using a Lagrangian model and the control mechanisms affecting their transport. *J. Hazard. Mater.*, 437, 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129349>
- Solis, M.S. 2022. Analisis ecotoxicologicos para evaluar la bioacumulacion de toxinas asociadas a la ingesta de microplastico en manta rayas oceanicas (*Mobula birostris*) de Isla de la Plata, Ecuador. Tesis Maes. Biod. Cambio Clim., Univ. Tecnol. Indoam., Quito. 77 p. <http://repositorio.uti.edu.ec/bitstream/123456789/27111/1/STACEY SOLÍS MICAELA.pdf>
- Suaria, G., C.G. Avio, A. Mineo, G.L. Lattin, M.G. Magaldi, G. Belmonte, C.J. Moore, F. Regoli and S. Aliani. 2016. The Mediterranean plastic soup: Synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Sci. Rep.*, 6, 10 p. <https://doi.org/10.1038/srep37551>
- Tafurt, D., A. Molina y G. Duque 2020. Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados (Pleuronectiformes: Achiridae) en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 69: 1055-1068.
- Tejada, C.E. 2003. Clima marítimo y dinámica litoral de la bahía de Tumaco, datos básicos para la evaluación de riesgos ambientales marinos. *Bol. Cient. CCCP*, 10: 67–76. <https://ojs.dimar.mil.co/index.php/CCCP/article/view/362>
- Tejada Vélez, C.E., L.J. Otero Díaz, L.Á. Castro Suárez y F. Afanador Franco. 2003. Aportes al entendimiento de la bahía de Tumaco. Entorno oceanográfico, costero y de riesgos. *Bol. Cient. CCCP*, 2, 168 p. <https://doi.org/10.26640/9583352225.2003>
- Usman, S., A.F.A. Razis, K. Shaari, M.N.A. Amal, M.Z. Saad, N.M. Isa, M.F. Nazarudin, S.Z. Zulkifli, J. Sutra and M.A. Ibrahim. 2020. Microplastics pollution as an invisible potential threat to food safety and security, policy challenges and the way forward. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 24 p. <https://doi.org/10.3390/ijerph17249591>
- Vásquez-Molano, D., A. Molina y G. Duque. 2021. Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50: 27-42.
- Vidal, L., A.E. Molina Sandoval y G. Duque. 2021. Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50: 113–132. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1032>
- Viršek, M., A. Palatinus, Š. Koren, M. Peterlin, P. Horvat and A. Kržan. 2016. Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *J. Vis. Exp.*, 118: 1–9. <https://doi.org/10.3791/55161>

- Wang, S., N. Xue, W. Li, D. Zhang, X. Pan and Y. Luo. 2020. Selectively enrichment of antibiotics and ARGs by microplastics in river, estuary and marine waters. *Sci. Total Environ.*, 708, 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134594>
- Wei, N., M. Bai, Y. Wang, J. Wang, K. Liu, L. Zhu, F. Zhang, X. Wang, T. Wu, Z. Zhang, C. Li, H. Wu, Z. Song, P. Jiang and D. Li. 2023. Dynamic signatures of microplastic distribution across the water column of Yangtze River Estuary: Complicated implication of tidal effects. *Mar. Environ. Res.*, 188, 9 p. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106005>
- Werbowski, L.M., A.N. Gilbreath, K. Munno, X. Zhu, J. Grbic, T. Wu, R. Sutton, M.D. Sedlak, A.D. Deshpande and C.M. Rochman. 2021. Urban stormwater runoff: A major pathway for anthropogenic particles, black rubbery fragments, and other types of microplastics to urban receiving waters. *Water*, 1: 1420-1428. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00017>
- Wicaksono, E.A., S. Werorilangi, T.S. Galloway and A. Tahir. 2021. Distribution and seasonal variation of microplastics in Tallo River, Makassar, Eastern Indonesia. *Toxics*, 9, 129 p. <https://doi.org/10.3390/TOXICS9060129>
- Williams, A.T. and N. Rangel-Buitrago. 2019. Marine litter: Solutions for a major environmental problem. *J. Coast. Res.*, 35: 648–663. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-18-00096.1>
- Wright, S.L., R.C. Thompson and T.S. Galloway. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.*, 178: 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Xia, F., Q. Yao, J. Zhang and D. Wang. 2021. Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. *Environ. Pollut.*, 178: 483-492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117403>
- Xia, W., Q. Rao, X. Deng, J. Chen and P. Xie. 2020. Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. *Sci. Total Environ.*, 732, 7 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>
- Zhang, F., J. Xu, X. Wang, K. Jabeen and D. Li. 2021. Microplastic contamination of fish gills and the assessment of both quality assurance and quality control during laboratory analyses. *Mar. Pollut. Bull.*, 173, 8 p. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.113051>
- Zhang, H. 2017. Transport of microplastics in coastal seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 199, 13 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.032>
- Zhang, N., Y.B. Li, H.R. He, J.F. Zhang and G.S. Ma. 2021. You are what you eat: Microplastics in the feces of young men living in Beijing. *Sci. Total Environ.*, 767, 7 p. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144345>
- Zhang, Y., J. Liang, G. Zeng, W. Tang, Y. Lu, Y. Luo, W. Xing, N. Tang, S. Ye, X. Li and W. Huang. 2020. How climate change and eutrophication interact with microplastic pollution and sediment resuspension in shallow lakes: A review. *Sci. Total Environ.*, 705, 8 p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135979>
- Zheng, Y., J. Li, C. Sun, W. Cao, M. Wang, F. Jiang and P. Ju. 2021. Comparative study of three sampling methods for microplastics analysis in seawater. *Sci. Total Environ.*, 765, 8 p. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144495>

RECIBIDO / RECEIVED: 12/01/2023

ACEPTADO / ACCEPTED: 09/08/2023