

ARTÍCULO / ARTICLE

Dinámica de la contaminación por microplásticos en un Área Marina Protegida del Caribe colombiano: caracterización espacial, estacional y de polímeros

Microplastic pollution dynamics in a Colombian Caribbean Marine Protected Area: Spatial, seasonal, and polymer characterization

María Isabel Criales Hernández

0000-0001-5608-8943

Rafael Cabanzo Hernández²

0000-0002-6907-2120

Jáder Guerrero-Bermúdez²

0000-0002-5865-8118

jader.guerrero@gmail.com

Jenny Alejandra Ruiz-Jiménez³

0000-0001-9700-3774

alejandra.rjj@gmail.com

Querubin Rodríguez Pinilla⁴

0009-0007-8429-6476

querubin.rodriguez@parquesnacionales.gov.co

1. Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá, Facultad de Ciencias - Correo: micrialesh@unal.edu.co*
2. Universidad Industrial de Santander, Facultad de Ciencias. Bucaramanga, Santander. Correo: rcabanzo@uis.edu.co
3. Universidad Industrial de Santander, Facultad de Ciencias, Escuela de Biología, Bucaramanga, Santander.
4. Parques Nacionales Naturales de Colombia

5. *Autor de correspondencia

Recibido / Received: 07/05/2025

Aceptado / Accepted: 16/10/2025

Citación / Citation: Criales, M.I. 2026 Dinámica de la Contaminación por Microplásticos en un Área Marina Protegida del Caribe Colombiano: Caracterización Espacial, Estacional y de Polímeros. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 154-175

RESUMEN

La contaminación por microplásticos (MPs) es un problema ambiental globalmente reconocido, especialmente en ecosistemas marinos. Sin embargo, los patrones de contaminación por MPs en el mar Caribe y en las Áreas Marinas Protegidas (AMP) siguen estando pobremente documentados. El objetivo de este estudio fue analizar la abundancia, distribución, profundidad, estacionalidad y fuentes potenciales de microplásticos en el AMP del Archipiélago del Rosario y San Bernardo, en el Caribe colombiano. El muestreo se realizó en estaciones costeras y oceánicas utilizando redes Manta y Mini-bongo para recolectar microplásticos en aguas superficiales y subsuperficiales durante temporadas contrastantes en 2022. Los resultados mostraron las mayores abundancias durante la temporada de lluvias debido a la influencia del río Magdalena en el área, mientras que durante la temporada seca los MPs se asociaron con el giro ciclónico Panamá-Colombia. Las aguas subsuperficiales contuvieron MPs de menor tamaño que las superficiales, incrementando el riesgo de ingestión por parte de organismos marinos. Los MPs se compusieron principalmente de fibras y fragmentos identificados como mezclas poliéster-algodón, PET y polipropileno. Estos hallazgos subrayan el papel de los factores oceanográficos regionales y antropogénicos en la distribución de los microplásticos, y destacan la necesidad de monitoreo sistemático y de políticas regionales para las AMP del sur del Caribe.

Palabras clave: ATR-FTIR, mar Caribe, Parque Nacional Natural, identificación de polímeros, monitoreo de contaminación.

ABSTRACT

Microplastic pollution is a well-recognized global environmental issue, particularly in marine ecosystems. However, microplastic (MPs) pollution patterns in the Caribbean Sea and Marine Protected Areas (MPAs) are poorly studied. The aim of the study was to analyze the abundance, distribution, depth, seasonality, and potential sources of microplastics in the Rosario and San Bernardo Archipelago MPA, located in the Colombian Caribbean. Sampling was conducted at coastal and oceanic stations using Manta and Mini-bongo nets to collect microplastics in surface and subsurface waters during contrasting seasons in 2022. Results showed the highest abundances during the rainy season due to the influence of the Magdalena River in the area, while microplastics during the dry season were associated with the Panama-Colombia Gyre. Subsurface waters contained smaller microplastics than surface water, these results increasing the risk of ingestion by marine organisms. The occurrence of microplastics were mostly fibers and fragments identified as polyester-cotton, PET, polypropylene. These findings underscore the role of regional oceanographic and anthropogenic factors in microplastic distribution, highlighting the urgent need for systematic monitoring and development of regional policies for MPAs in the southern Caribbean.

Keywords: ATR-FTIR, Caribbean Sea, National Natural Park, polymer identification, pollution monitoring

INTRODUCCIÓN

El nivel de microplásticos (MPs, [et al., 2022](#)). Se ha informado ampliamente de su presencia en diversas zonas del océano mundial que incluyen aguas costeras a diferentes profundidades, sedimentos, arena y biota ([Thompson et al., 2024](#)). Globalmente, la presencia de estos contaminantes constituye un riesgo ecológico que impacta en los organismos marinos, ya que coexisten en el mismo medio y podrían confundir los plásticos con alimentos ([Miller et al., 2023](#)). Los microplásticos, debido a su naturaleza, juegan un papel muy importante como vectores de una gran variedad de sustancias químicas de toxicidad conocida que se adhieren a sus superficies ([Acosta-Coley et al., 2019](#); [Andrady, 2011](#); [Koelmans et al., 2016](#)). Tras su introducción en los ecosistemas, se bioacumulan a través de su ingestión por diferentes organismos de la cadena alimentaria, constituyendo una amenaza para toda la biota ([Miller et al., 2023](#); [Vital et al., 2021](#)).

Pese al aumento de la atención científica, el conocimiento sobre abundancia y distribución de MPs en Áreas Marinas Protegidas (AMP) continúa siendo limitado ([Béraud et al., 2022](#)), aun cuando múltiples especies son potencialmente vulnerables a esta contaminación ([Deakin et al., 2024](#)). El Archipiélago del Rosario y San Bernardo (ARSB) comprende tres áreas protegidas: Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), Santuario de Fauna y Flora El Corchal “El Mono Hernández” y Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR), ubicado en el suroccidente del Caribe. Este complejo presenta un riesgo elevado de degradación de arrecifes por la exposición crónica a flujos continentales del río Magdalena, principal aportante de cargas terrígenas al Caribe ([Restrepo et al., 2016](#)), situación que puede correlacionarse con mayores aportes de residuos plásticos ([Tosic et al., 2019](#)). A ello se suman presiones antrópicas como saneamiento básico precario, planeación urbana deficiente y una extensa red de aguas navegables ([Acosta-Coley et al., 2019](#); [Garcés-Ordóñez et al., 2021](#); [La Daana et al., 2022](#)). Es necesario incrementar la inversión en investigación sobre esta temática, considerando la cuantificación de microplásticos, sus impactos y su relación con la dinámica oceanográfica del mar Caribe. Asimismo, resulta prioritario el diseño, la implementación y el cumplimiento de marcos normativos que minimicen la acumulación de estos materiales, junto con el impulso de la bioeconomía y el desarrollo de propuestas sostenibles orientadas a reducir la contaminación plástica en el área marina protegida (AMP).

INTRODUCTION

The level of microplastics (MPs, <5 mm) in our oceans is set to grow 50-fold by the end of the century raising the risk of widespread extinction of marine life in the most polluted areas ([Tekman et al., 2022](#)). Microplastics, due to their nature, play a very important role as vectors for a wide variety of chemicals of known toxicity that adhere to their surfaces ([Andrady, 2011](#); [Koelmans et al., 2016](#); [Acosta-Coley et al., 2019](#)). After their introduction into ecosystems, they bioaccumulate through their ingestion by different organisms in the food chain, constituting a threat to all biota ([Vital et al., 2021](#); [Miller et al., 2023](#)).

Although awareness of plastic debris into marine life is increasing, knowledge of the abundance and size distribution of plastic debris in Marine Protected Areas (MPA) is still very low ([Béraud et al., 2022](#)). Those areas do not escape from the pollution problem, and many species are already considered vulnerable to plastic contamination ([Deakin et al., 2024](#)). The Rosario and San Bernardo Archipelagos are an important Marine Protected Area in the southwestern Caribbean, comprising three protected areas: 1) Corales del Rosario y San Bernardo National Natural Park, 2) El Corchal “El Mono Hernández” Fauna and Flora Sanctuary, and 3) Corales de Profundidad National Natural Park. That MPA exhibits a higher risk of degradation of coral reefs due to its level of exposure (concentration and duration) to continental fluxes from the Magdalena River, main contributor of terrestrial fluxes into the Caribbean Sea ([Restrepo et al., 2016](#)). These activities may be significantly correlated with the increased presence of plastic debris of any size on the coasts, estuaries, and bays ([Tosic et al., 2019](#)). There is therefore concern over the potential additional threats that plastic pollution may pose to Rosario and San Bernardo Archipelago species through physical harm, life cycle alterations and as a vector for pathogens, invasive species and chemicals.

The precarious basic sanitation structure, urban planning, waste management, combined with the extensive network of navigable waters, are aggravating factors for the increase in plastic pollution in the region ([Acosta-Coley et al., 2019](#); [Garcés-Ordóñez et al., 2021](#); [La Daana et al., 2022](#)). It is necessary to increase research investment on the topic, considering microplastics quantification, impacts and the relationship with the oceanographic dynamics of the Caribbean Sea. The creation and enforcement of laws that minimize the accumulation of these materials is emerging, besides the development of the bioeconomy and sustainable proposals to

A pesar del creciente aumento en la producción de plásticos y su liberación al ambiente, los investigadores han enfrentado dificultades para detectar el incremento esperado de microplásticos de pequeño tamaño (< 1 mm) en la superficie marina y en las aguas subsuperficiales. Diversos tipos de polímeros plásticos presentan densidades superiores a la del agua de mar, lo que, en principio, favorecería su hundimiento. Incluso los polímeros más abundantes, como el polietileno (PE), el polipropileno (PP) y ciertas formas de poliestireno (PS), que poseen densidades menores que la del agua de mar, pueden hundirse cuando son contaminados por bioincrustación, debido al aumento de su densidad, o cuando son incorporados en pellets fecales tras su ingestión, así como en la nieve marina. No obstante, varios factores involucrados en estos procesos aún no están completamente comprendidos, y la cantidad de microplásticos exportados desde las aguas superficiales hacia las aguas subsuperficiales mediante procesos de hundimiento continúa siendo incierta (Abayomi *et al.*, 2017; Erni-Cassola *et al.*, 2019).

Durante el proceso de muestreo suele recolectarse un gran número de partículas de desechos plásticos. Dado el elevado volumen de datos, es necesario reducir el número de espectros finales que se comparan con los espectros de polímeros prístinos, mediante la aplicación de modelos de agrupamiento (clustering). Estos enfoques estadísticos son fundamentales para reducir la dimensionalidad, disminuir la complejidad computacional, eliminar información redundante y mejorar la interpretabilidad de los datos. Entre ellos, el método k-means es ampliamente utilizado debido a su simplicidad y convergencia garantizada (Zhou, 2021). Cuando se aplica en combinación con espectros ATR-FTIR expresados en el espacio de componentes principales (ACP), este método elimina eficazmente la redundancia y genera esquemas de agrupamiento ajustados a índices de desempeño. No obstante, considerando los conjuntos de datos masivos generados en el monitoreo de microplásticos en ambientes marinos, se han desarrollado enfoques más avanzados basados en redes neuronales con el fin de mejorar aún más la precisión del agrupamiento y el rendimiento computacional (Phan y Luscombe, 2023).

El conocimiento actual sobre la amenaza que representa la contaminación por microplásticos en el agua de mar para la fauna de los archipiélagos del Rosario y San Bernardo se basa en un muestreo de campo limitado, derivado de estudios realizados a lo largo de la costa Caribe. Los objetivos de este estudio fueron

minimize plastic pollution in the MPA.

Previous data collected in 2020 along the Caribbean coast using plankton nets (60 and 500 μ m mesh size) towed at the sea surface, revealed microplastics present in high quantities in the area, mainly close to the larger population centers like Cartagena, which have the highest production of wastewater and solid waste (Garces-Ordoñez *et al.*, 2021). Around Cartagena there is a high industrial development, including the production of plastics, and part of its coast is influenced by the discharge of continental waters through the Canal del Dique, an artificial arm of the Magdalena River, which emits an estimated load of 16,700 tons of plastics per year into the Caribbean Sea (Lebreton *et al.*, 2017). This localised hotspot of sea surface microplastics can be one of the main sources of plastic pollution to the MPA.

Despite growing plastic production and discharge into the environment, researchers have faced difficulties in detecting the expected rise of small microplastics (<1 mm) on marine surfaces and within the subsurface waters. Various types of plastic polymers have densities higher than seawater, which should logically lead to sinking. Even the most abundant polymers, such as polyethylene (PE), polypropylene (PP), and certain forms of polystyrene (PS), which are less dense than seawater, may sink when contaminated by biofouling due to increased density, or when incorporated into fecal pellets after ingestion and into marine snow. However, several factors in these processes remain uncertain, and the amount of microplastics exported from surface waters to subsurface waters through sinking is still unclear (Abayomi *et al.*, 2017; Erni-Cassola *et al.*, 2019).

A large number of plastic debris items are usually collected during the sampling process. Given the high volume of data, it is necessary to reduce the number of final spectra to be compared with pristine polymer spectra by applying clustering models. These statistical approaches are crucial to reduce dimensionality, decrease computational complexity, eliminate redundant information, and enhance data interpretability. Among them, k-means is widely used due to its simplicity and guaranteed convergence (Zhou, 2021). When applied in combination with ATR-FTIR spectra expressed in principal component space (PCA), this method efficiently removes redundancy and produces clustering schemes adjusted to performance indices. However, considering the massive datasets generated in microplastic monitoring of marine environments, more advanced approaches based on neural networks have been

los siguientes: 1) evaluar la ocurrencia y las características de los microplásticos (forma, color y tamaño) en el área marina protegida (AMP) durante 2022; 2) determinar si la abundancia de microplásticos varió entre los arrastres (aguas superficiales y subsuperficiales), las estaciones climáticas (seca y lluviosa) y las estaciones de muestreo (costeras y mar adentro); 3) aplicar un modelo de agrupamiento para reducir el número de espectros finales a comparar con espectros de polímeros prístinos; y 4) documentar los tipos de polímeros identificados. Este estudio contribuye a la cuantificación de los niveles de contaminación plástica en el Gran Caribe y a la evaluación de los aportes continentales en la región suroccidental.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) y el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR) hacen parte del AMP Archipiélagos del Rosario y San Bernardo ubicados en la región Caribe colombiana, localizados dentro de las coordenadas 9°35' - 10°15' N y 75°30' - 76°17' W mar adentro del departamento de Bolívar.

El PNNCRSB se localiza en la cuenca del Caribe occidental, a 23 km al sur de la ciudad de Cartagena de Indias en la Punta Gigante y a 35 km al nororiente de la ciudad de Santiago de Tolú, e incluye la plataforma submarina y los arrecifes coralinos al oeste de Barú Isla, los arrecifes de los archipiélagos Rosario y San Bernardo y la plataforma submarina entre estos dos archipiélagos, con presencia de diversos ecosistemas como manglares, pastos marinos y arrecifes coralinos (Rangel-Buitrago, 2011). El PNNCPR se localiza al oeste del archipiélago de San Bernardo, a 32 km de Punta Barú (Alonso *et al.*, 2015; Marrugo-Pascuales y Martínez-Ledesma, 2016). Es una unidad geomorfológica caracterizada por un ambiente mesofótico con alta transparencia del agua, que difiere altamente de otros arrecifes coralinos mesofóticos del Caribe y de otras zonas arrecifales formalmente descritas para Colombia (Alonso *et al.*, 2015; Morales-Giraldo *et al.*, 2017) (Figura 1). Se destaca la abundancia de la especie *Madracis myriaster* y la alta diversidad de invertebrados asociados a esta especie de coral (Alonso *et al.*, 2015).

Desde el punto de vista oceanográfico las zonas están influenciadas

developed to further improve clustering accuracy and computational performance (Phan and Luscombe, 2023).

Our current understanding of the threat of seawater microplastic pollution to Rosario and San Bernardo Archipelagos fauna is based on limited field sampling from the studies on the Caribbean coastline. The aims of this study were as follows: 1) evaluate the occurrence and microplastics characteristics (shape, color, and size) in MPA during 2022, 2) to determine if the abundance of microplastics changed between trawls (surface water and subsurface water), seasons (dry and rainy seasons) and stations (nearshore and offshore), 3) to use a clustering model to reduce the number of final spectra to be compared with pristine polymer spectra, and 4) to document the type of polymers identified. This study contributes to quantifying plastic pollution levels in the Greater Caribbean and assessing continental inputs in the southwestern region

MATERIALS AND METHODS

STUDY AREA

The Corales del Rosario and San Bernardo National Natural Park (PNNCRSB) and the Corales de Profundidad National Natural Park (PNNCPR) are part of the Rosario and San Bernardo Archipelagos MPA located in the Colombian Caribbean region, located within the coordinates 9°35' - 10°15' N and 75°30' - 76°17' W offshore from the departments of Bolívar.

The PNNCRSB is located in the western Caribbean basin, 23 km south of the city of Cartagena de Indias in the Punta Gigante and 35 km northeast of the town of Santiago de Tolú, and includes the submarine platform and coral reefs to the west of Barú Island, the reefs of the Rosario and San Bernardo archipelagos and the submarine platform between these two archipelagos, with the presence of diverse ecosystems such as mangroves, seagrasses, and coral reefs (Rangel-Buitrago, 2011).

The PNNCPR is located to the west of the San Bernardo archipelago, 32 km from Punta Barú (Alonso *et al.*, 2015; Marrugo-Pascuales and Martínez-Ledesma, 2016). It is a geomorphological unit characterized by a mesophotic environment with high water transparency, which differs highly from other mesophotic coral reefs in the Caribbean and other reef areas formally described for Colombia (Alonso *et al.*, 2015; Morales-Giraldo *et al.*, 2017) (Figure 1). The abundance of the species *Madracis myriaster* and

por la Corriente del Caribe, la Contracorriente de Panamá, el Giro Ciclónico Panamá-Colombia y el sistema de surgencia de la Guajira, que modulan la climatología a lo largo del año (Lozano Duque *et al.*, 2010). Igualmente, existe una corriente generada por aguas dulces, fuertemente cargadas de sedimentos que salen del Canal del Dique por los brazos Lequerica y Matunilla, que llegan a la Bahía de Barbacoas y, dependiendo de la época del año, pueden alcanzar el PNNCRSB (Lozano-Duque *et al.*, 2010). El aporte fluvial del río Sinú y la quebrada Pechelín, entre otros, crean masas de agua dulce que juegan un papel importante en la conformación de los campos hidrológicos e hidrodinámicos de la zona (Giraldo *et al.*, 2009).

Recolección de muestras

Se realizaron dos campañas de muestreo durante 17-22 de marzo de 2022 (estación seca) y 3-7 de octubre de 2022 (estación lluviosa). En cada uno de los doce sitios del área marina protegida (AMP) se efectuaron un arrastre superficial y un arrastre subsuperficial. De estos sitios, seis correspondieron al PNNCRSB, considerados estaciones costeras, y seis al PNN CPR, correspondientes a estaciones mar adentro (Figura 1). Las coordenadas GPS se registraron al inicio y al final de cada arrastre.

Los arrastres horizontales de agua superficial se realizaron utilizando una red Manta de 65 cm de ancho y 30 cm de alto, con malla de 300 μm , equipada con colector rígido (cod end) y un flujómetro General Oceanics (modelo 2030R) acoplado a la red, lo que permitió calcular con precisión el volumen de agua filtrada durante un recorrido de 30 minutos, paralelo a la línea de costa, a una velocidad de 5,5 km/h (Viršek *et al.*, 2016). Para el muestreo de aguas subsuperficiales, se realizaron arrastres oblicuos mediante una red Mini-Bongo de 30 cm de diámetro, con mallas de 200 y 500 μm , equipada con colector rígido y un flujómetro Hydrobios (modelo 438115, run-stop) colocado en la boca de la malla de 200 μm , con el fin de calcular el volumen de agua filtrada durante intervalos de 2–10 minutos, a una velocidad de embarcación entre 0,9 y 2,7 km/h.

Finalizado cada arrastre, se utilizó agua de mar para concentrar la muestra en el colector, el cual fue posteriormente retirado y su contenido transferido a una botella de vidrio de 500 mL, previamente enjuagada con agua de mar. Las muestras de agua superficial se fijaron con etanol al 70 %, mientras que las muestras subsuperficiales se fijaron con formaldehído tamponado al 4 %, con el fin de preservarlas para su transporte al laboratorio.

the high diversity of invertebrates associated with this species of coral stand out (Alonso *et al.*, 2015).

From the oceanographic point of view the areas are influenced by the Caribbean Current, the Panama Countercurrent, the Panama-Colombia Cyclonic Gyre, and the Guajira upwelling system, which modulate the climatology throughout the year (Lozano Duque *et al.*, 2010). Similarly, there is a current generated by fresh waters, heavily laden with sediments that leave the Dique Channel through the Lequerica and Matunilla Canals, which reach Barbacoas Bay and, depending on the time of year, may reach the PNNCRSB (Lozano-Duque *et al.*, 2010). The fluvial contribution of the Sinú River and the Pechelín Creek, among others, create freshwater masses that play a significant role in the conformation of the hydrological and hydrodynamic fields of the area (Giraldo *et al.*, 2009).

Sample Collection

Two sampling campaigns were carried out March, 2022, dry season, and 3-7 October 2022, rainy season. One surface water and one subsurface water tows were performed of the twelve sites in the MPA, six of which were in PNNCRSB and corresponding to nearshore stations, and six in PNN CPR corresponding to offshore stations (Figura 1). GPS coordinates were recorded at the start and end of each tows. Surface water horizontal tows were undertaken using a Manta net 65 cm wide and 30 cm high, with a 300 μm mesh with a cod end and flow meter, General Oceanic flowmeter (Model No. 2030R) attached to the net enabling an accurate calculation of the volume of water sampled during with a 30-minute run parallel to the coastline at a speed of 5.5 km/h. Viršek *et al.* (2016). For subsurface water, oblique tows were undertaken using a Mini-Bongo Net 30 cm diameter, with 200 and 500 μm meshes with cod end and flow meter, Hydrobios flowmeter (Model No. 438115) run stop attached at the mouth of the 200 μm mesh to calculate the volume of filtered water during 2–10 min, with a boat speed of 0.9-2.7 km/hr. Following each trawl, seawater was used to concentrate the sample to the cod end, which was subsequently removed, and contents were poured into a 500 ml glass bottle pre-rinsed with seawater. The surface water samples were fixed in 70% ethanol and subsurface water samples were fixed in 4% buffered formaldehyde, preparing samples for transport back to the laboratory.

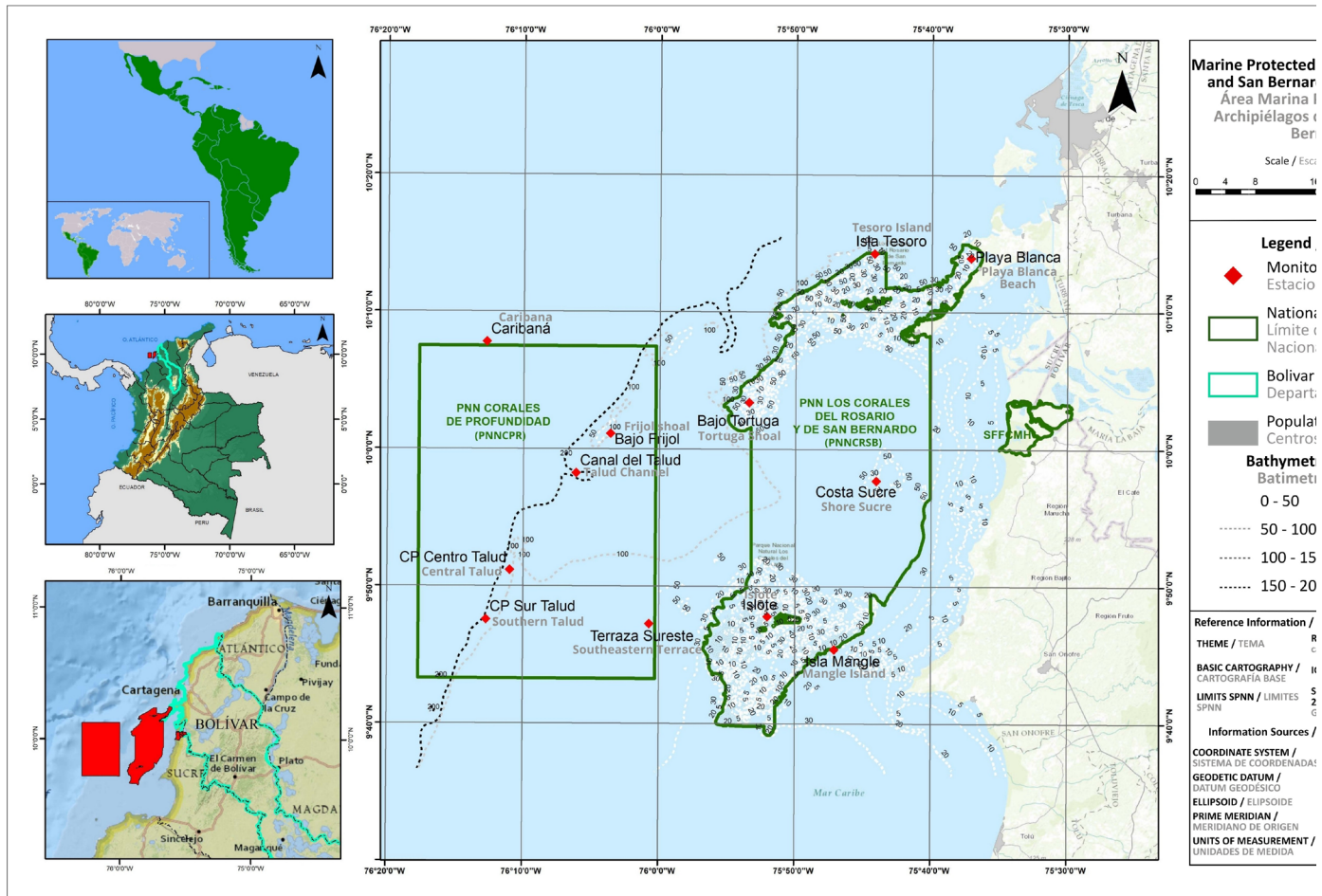


Figura 1. Mapa del área de estudio que muestra todas las estaciones de muestreo. El área verde a la izquierda representa el PNNCPR (estaciones mar afuera) y el área verde en el centro representa el PNNCRSB (estaciones costeras) dentro del AMP de los archipiélagos del Rosario y San Bernardo. Mapa elaborado por PNN.

Figure 1. Map of the study area showing all sampling stations. The green area on the left represents PNNCPR (offshore stations), and the green area in the center represents PNNCRSB (nearshore stations) within the MPA of the Rosario and San Bernardo Archipelagos. Map created by PNN.

ANÁLISIS DE LABORATORIO

Aislamiento e identificación física

Se empleó material de vidrio y metal para minimizar contaminación cruzada. Cada muestra se dividió con una cámara Motoda: una fracción se depositó en la colección hidro-biológica de la Universidad Industrial de Santander y la otra se destinó al aislamiento y caracterización física de MPs. El procesamiento siguió el protocolo de [Viršek et al. \(2016\)](#). Las partículas se clasificaron por color y forma, y se midieron con estereoscopio Zeiss Discovery V12 (20–80×) con cámara AxioCam ERc5s. Las fracciones se conservaron en portaobjetos para análisis posteriores.

LABORATORY ANALYSIS

Isolation and physical microplastics identification

Glassware and metalware were used throughout the process to avoid cross-contamination. Each sample was divided into two fractions using a Motoda chamber. The first fraction was stored in the hydrobiological collection of the Universidad Industrial de Santander (Bucaramanga, Colombia), while the second fraction was used for the isolation and physical characterization of the putative microplastics. Each sample was analyzed by transferring small amounts of it into a glass Petri dish, until processing the entire sample following the protocol of [Viršek et al. \(2016\)](#). Plastic particles were later sorted and classified according to their color

Características de partículas / ATR-FTIR

Tras la identificación visual, todas las partículas de microplásticos ($\geq 15 \mu\text{m}$) fueron identificadas mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (ATR-FTIR) utilizando un equipo Thermo Scientific Nicolet iS50 ATR-FTIR WI, EE. UU. Los espectros se registraron en el rango de $4000\text{--}500 \text{ cm}^{-1}$ (infrarrojo medio, MIR), empleando un cristal de diamante para reflectancia total atenuada (ATR) (un solo paso y un índice de refracción de 2,4). La repetibilidad se determinó mediante el cálculo de la desviación estándar de las absorbancias medidas en los números de onda 2924 cm^{-1} y 1462 cm^{-1} , a partir de 10 espectros adquiridos sobre una misma muestra. Para el registro de cada espectro se realizaron 128 barridos, con una velocidad del espejo móvil de $0,4 \text{ cm/s}$ y una resolución espectral de 4 cm^{-1} . Estos parámetros permitieron alcanzar una relación señal-ruido promedio de 27,4 (unidades arbitrarias). Antes del almacenamiento de los espectros, se realizó una corrección de línea base y la normalización del área bajo la curva espectral utilizando el software OMNIC.

Aseguramiento y control de calidad

Todos los recipientes, incluidos cajas de Petri de vidrio, botellas cónicas de acero y placas de vidrio, se lavaron al menos tres veces con agua Milli-Q antes de su uso, con el fin de evitar la contaminación atmosférica por microplásticos. Durante la clasificación visual al esteromicroscopio se utilizaron cajas de petri de vidrio cerradas y así fueron revisadas en el microscopio. Se recolectaron blancos procedimentales y se trataron de manera simultánea con las muestras de campo para corregir y evaluar la contaminación ambiental. Los blancos procedimentales para las muestras de agua de mar se obtuvieron sustituyendo el agua de mar por agua Milli-Q. La abundancia de microplásticos en el agua de mar se corrigió considerando los blancos procedimentales. Durante los procesos de muestreo y experimentación se utilizaron guantes de nitrilo y batas de laboratorio de algodón.

Análisis estadísticos

Para analizar las variables básicas (mínimo, máximo, mediana y media) y su proporcionalidad, se empleó estadística descriptiva para las características de los potenciales microplásticos (forma, color y tamaño). Para determinar el efecto independiente de las estaciones (cercanas a la costa/mar adentro), la estación climática (lluviosa/seca) y los arrastres (agua superficial/agua subsuperficial) sobre la potenciales microplásticos putativos, se realizó un

and shape characteristics and measured using a Zeiss Discovery V12 stereoscope with an AxioCam ERc5s Zeiss coupled camera ($20\text{--}80\times$ zoom). Samples were stored in slide glass for further processing.

Particle characteristics/FTIR analysis

After visual identification, all microplastic particles ($\geq 15 \mu\text{m}$) were identified by Thermo Scientific Nicolet iS50 ATR-FTIR WI, USA Fourier transform infrared spectroscopy. The spectrum ranged from $4000 - 500 \text{ cm}^{-1}$ (mid-infrared MIR) equipped with diamond crystal for attenuated total internal reflection (ATR) (one step and refractive index 2.4). The repeatability was determined by calculating the standard deviation for the absorbances measured at wave numbers 2924 cm^{-1} and 1462 cm^{-1} in 10 spectra acquired on a sample. For the recording of each spectrum, 128 scans were performed, with a moving mirror speed of 0.4 cm/s and a spectral resolution of 4 cm^{-1} . These parameters achieved an average signal-to-noise ratio of 27.4 (arbitrary units). Before saving the spectra, a baseline correction was performed with OMNIC software and normalization of the area under the spectral curve.

Quality assurance and quality control

All containers, including glass Petri dishes, steel conical bottles and glass plates, were washed at least three times with Milli-Q water before use to avoid atmospheric MP pollution. A stereomicroscope for visual classification was placed on a glass Petri, and both hands entered from the operating hole during microscopy. Procedural blanks were collected and treated synchronously with the field samples to correct for and evaluate background pollution. Procedural blanks for seawater samples were obtained by replacing seawater with Milli-Q water. The abundance of microplastics in seawater was corrected for procedural blanks. Nitrile gloves and cotton lab coats were worn during the sampling and experimental processes.

Statistical analysis

To analyze the basic variables (minimum, maximum, median, and mean) and their proportionality, descriptive statistics were used for the putative microplastics characteristics (shape, color, and size). To determine the separate effect of the stations (nearshore/offshore), season (rainy/dry) and trawls (surface water/ subsurface water) on putative microplastics concentration a Kruskal-Wallis analysis was performed after verifying the assumptions of normality

análisis de Kruskal–Wallis, previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los datos mediante la prueba de Shapiro–Wilk (Shapiro y Wilk, 1965). Adicionalmente, se aplicó la prueba post hoc de Dunn (Dinno, 2015) para comparar las medianas entre los grupos de datos. Los análisis estadísticos se realizaron en el software R (R Core Team, 2024). Todas las pruebas se efectuaron con un nivel de confianza del 95 %.

Con el fin de reducir el número de muestras analizadas mediante ATR-FTIR (2345 muestras), se desarrolló un modelo de agrupamiento. Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) utilizando el algoritmo NIPALS (Nonlinear Iterative Partial Least Squares) (Otto, 2007). Posteriormente al ACP, y dado el elevado número de microplásticos encontrados durante el proceso de muestreo, se implementó un modelo de agrupamiento mediante la estrategia k-means, que permitió obtener un espectro promedio por clúster, reduciendo así el número de espectros finales comparados con las bases de datos. El valor de la silueta se utilizó para validar el número de clústeres y su conformación.

RESULTADOS

Identificación física de microplásticos

A lo largo de los doce sitios de muestreo se aislaron un total de 2345 partículas de microplásticos, de las cuales 97,9 % fueron confirmadas como microplásticos y 2,1 % como partículas naturales o de aragonita. En los arrastres marinos, la concentración mediana de microplásticos en el agua superficial fue de 0,022 ítems/m³, con un rango entre 0,002 y 0,251 ítems/m³, mientras que en el agua subsuperficial la concentración mediana fue de 0,089 ítems/m³, con valores entre 0 y 7,466 ítems/m³. Se observó una diferencia significativa (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), registrándose la mayor abundancia de microplásticos en las muestras de agua subsuperficial.

En cuanto a la variación estacional, la concentración mediana de microplásticos durante la estación seca fue de 0,050 ítems/m³, con un rango de 0,002 a 2,136 ítems/m³, mientras que durante la estación lluviosa la mediana aumentó a 0,083 ítems/m³, con valores que oscilaron entre 0,000 y 7,466 ítems/m³. Se observó una diferencia significativa (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), registrándose la mayor abundancia de microplásticos durante la estación lluviosa (Figura 2).

and homoscedasticity of the data, using the Shapiro–Wilk test (Shapiro and Wilk, 1965). Additionally, the Dunn post hoc test (Dinno, 2015) was applied to compare the medians of the data groups. Statistical analyses were performed in the R version (R Core Team, 2024). All tests were performed with a 95% confidence level.

To reduce the number of samples analyzed with ATR-FTIR (2345 samples), a clustering model was developed. A principal component analysis (PCA) was performed using the NIPALS (Nonlinear Iterative Partial Least Squares) algorithm (Otto, 2007). After the PCA analysis and given the large number of microplastics found in the sampling process, a clustering model was developed using the k-means strategy that allows for obtaining an average spectrum per cluster, thus reducing the number of final spectra compared with the databases. The silhouette value validated the number of clusters and their conformation.

RESULTS

Physical microplastics identification

Across the twelve sites, a total of 2,345 microplastic particles were isolated, of which 97.9% were confirmed as microplastics, and 2.1% as natural or aragonite particles. In marine trawls, the median microplastic concentration in surface water was 0.022 items/m³, ranging from 0.002 to 0.251 items/m³, whereas in subsurface water, the median concentration was 0.089 items/m³, with values ranging from 0 to 7.466 items/m³. A significant difference was observed (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$), with the highest abundance of microplastics found in subsurface water samples.

Regarding seasonal variation, the median microplastic concentration during the dry season was 0.050 items/m³, ranging from 0.002 to 2.136 items/m³, while during the rainy season, the median increased to 0.083 items/m³, ranging from 0.000 to 7.466 items/m³. A significant difference was observed (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$), with the highest abundance of microplastics recorded during the rainy season (Figure 2).

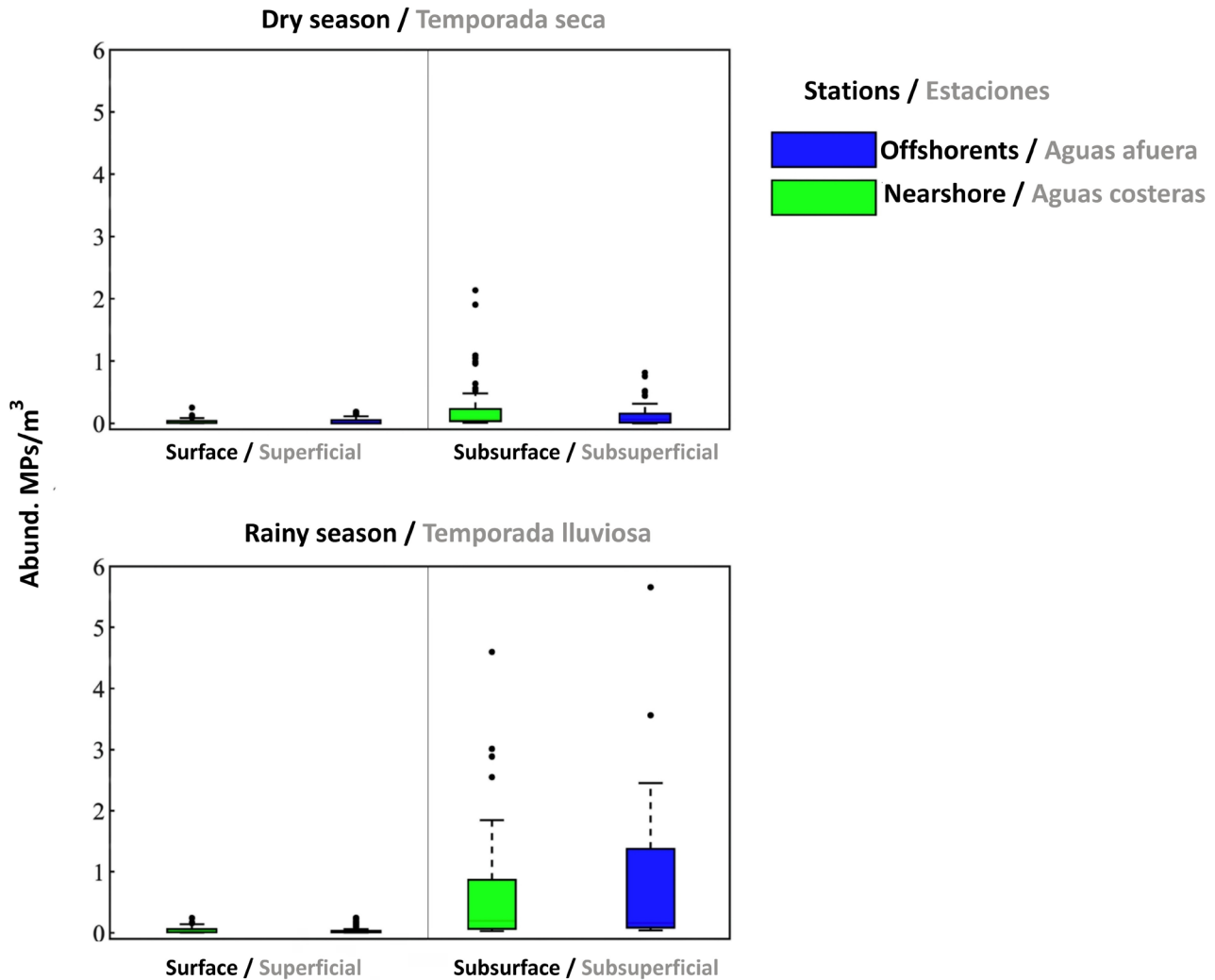


Figura 2. Diagrama de cajas de la abundancia de partículas de microplástico en las estaciones mar afuera y costeras, en aguas superficiales y subsuperficiales, durante las temporadas seca y lluviosa en el AMP de los archipiélagos del Rosario y San Bernardo.

Figure 2. Boxplot of microplastic particle abundance at offshore and nearshore stations, for surface and subsurface waters, during the dry and rainy seasons in the MPA of the Rosario and San Bernardo Archipelagos.

En cuanto a la distribución espacial, la concentración mediana de microplásticos en las estaciones cercanas a la costa fue de 0,058 ítems/m³ (rango: 0,002–7,466 ítems/m³), mientras que en las estaciones mar afuera la mediana fue de 0,055 ítems/m³ (rango: 0–5,657 ítems/m³). No se encontraron diferencias significativas entre las estaciones cercanas a la costa y las estaciones mar afuera. El orden de las concentraciones medianas de microplásticos en las estaciones cercanas a la costa, de mayor a menor, fue: Playa Blanca > Islote > Isla Mangle > Isla Tesoro > Bajo Tortuga > Costa Sucre. En las estaciones mar adentro, el orden fue: Canal del Talud > CP Centro Talud > CP Sur Talud > Terraza Sureste > Caribaná > Bajo Frijol (Tabla 1).

For spatial distribution, the median microplastic concentration at nearshore stations was 0.058 items/m³ (range: 0.002–7.466 items/m³), while at offshore stations, the median was 0.055 items/m³ (range: 0–135.657 items/m³). No significant differences were found between nearshore and offshore stations. The ranking of median microplastic concentrations at nearshore stations, from highest to lowest, was: Playa Blanca > Islote > Isla Mangle > Isla Tesoro > Bajo Tortuga > Costa Sucre. For offshore stations, the ranking was: Canal del Talud > CP Centro Talud > CP Sur Talud > Terraza Sureste > Caribaná > Bajo Frijol (Table 1).

Tabla 1. Abundancia de microplásticos en las estaciones dentro del Área Marina Protegida (AMP) de los archipiélagos del Rosario y San Bernardo.

Table 1. Abundance of microplastics at the stations within the Marine Protected Area (MPA) of the Rosario and San Bernardo Archipelagos.

PNNs	Sample Station/Estaciones de muestreo	Latitude/Latitud	Longitude/Longitud	Distance Coast/ Distancia a la costa	Median abundance microplastics/m ³ /Media de la abundancia de microplásticos/m ³	
					Dry/Seca	Rainy/Lluviosa
PNNCRSB	Isla Mangle	9° 45' 27.6"	75° 47' 07.2"	Coastal	0.05	0.19
PNNCRSB	Playa Blanca	10° 13' 58.5"	75° 37' 7.4"	Coastal	0.03	0.19
PNNCRSB	Islote	9° 47' 49.7"	75° 52' 3.5"	Coastal	0.06	0.11
PNNCRSB	Bajo Tortuga	10° 03' 26.3"	75° 53' 35.3"	Coastal	0.05	0.06
PNNCRSB	Isla Tesoro	10° 14' 19.9"	75° 44' 14.7"	Coastal	0.05	0.04
PNNCRSB	Costa Sucre	9° 57' 46.7"	75° 44' 04.7"	Coastal	0.03	0.01
PNN CPR	Formación CP Centro Talud	9° 51' 13.6"	76° 11' 00.2"	Oceanic	0.04	0.16
PNN CPR	Canal del Talud	9° 58' 18.7"	76° 06' 10.5"	Oceanic	0.08	0.14
PNN CPR	Caribaná	10° 07' 49.8"	76° 12' 44.1"	Oceanic	0.02	0.13
PNN CPR	Formación CP Sur Talud	9° 47' 37.8"	76° 12' 44.5"	Oceanic	0.04	0.08
PNN CPR	Bajo Frijol	10° 1' 11.5"	76° 03' 56.8"	Oceanic	0.05	0.05
PNN CPR	Terraza Sureste	9° 47' 17.6"	76° 00' 44.1"	Oceanic	0.04	0.05

Caracterización física

Se identificaron y cuantificaron cinco formas morfológicas distintas de microplásticos: fibras (92,65 %), fragmentos (7,13 %), películas (0,17 %), espumas (0,04 %) y pellets (0,02 %). La morfología tipo pellet se encontró exclusivamente en la estación Playa Blanca durante la estación lluviosa, mientras que las partículas tipo espuma también se detectaron durante la estación lluviosa en dos estaciones: Isla Tesoro y CP Sur Talud.

En los arrastres marinos, la longitud mediana de los microplásticos en el agua superficial fue de 1780,8 µm, mientras que en los arrastres subsuperficiales fue de 1276,8 µm. Se observó una diferencia estadísticamente significativa (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), registrándose microplásticos de mayor tamaño en la superficie. En cuanto a la variación estacional, la longitud mediana

Physical characterization

Five distinct morphological forms of microplastics were identified and quantified: fibers (92.65%), fragments (7.13%), films (0.17%), foams (0.04%), and pellets (0.02%). The pellet morphology was exclusively found at the Playa Blanca station during the rainy season, while foam particles were also detected during the rainy season at two stations, Isla Tesoro and CP Sur Talud stations.

In marine trawls, the median length of microplastics in surface water was 1780.8 µm, while in subsurface trawls it was 1276.8 µm. A significant difference was observed (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$), with larger microplastics found at the surface. Regarding seasonal variation, the median length of microplastics during the dry season was 1386.4 µm, while during the rainy season it was 1552.1 µm. A significant difference was observed (Kruskal-Wallis test, $p <$

de los microplásticos durante la estación seca fue de 1.386,4 μm , mientras que durante la estación lluviosa fue de 1.552,1 μm . Se observó una diferencia estadística significativa (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), con microplásticos de mayor tamaño durante la estación lluviosa.

En términos de distribución espacial, la longitud mediana de los microplásticos en las estaciones cercanas a la costa fue de 1.478,3 μm , mientras que en las estaciones mar afuera fue de 1.398,2 μm . No se encontraron diferencias estadísticas entre las estaciones cercanas a la costa y las estaciones mar afuera (Figura 3).

0.001), with larger microplastics found during the rainy season. In terms of spatial distribution, the median length of microplastics at nearshore stations was 1478.3 μm , while at offshore stations it was 1398.2 μm . No significant differences were found between nearshore and offshore stations (Figure 3)

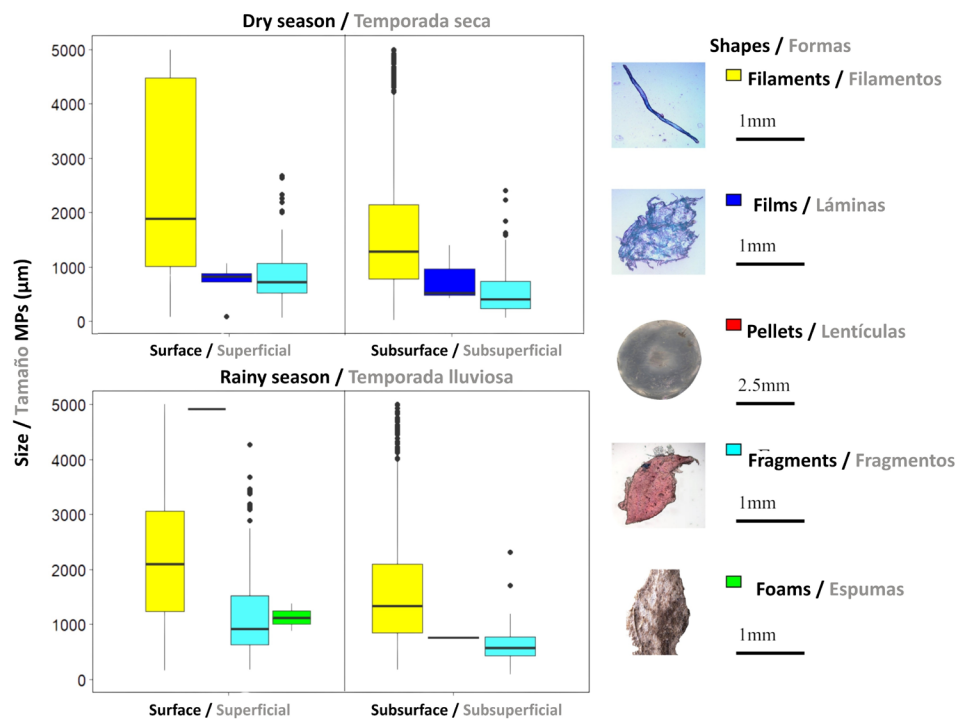


Figura 3. Distribución de microplásticos durante las temporadas seca y lluviosa, categorizada por tamaño de malla y profundidad utilizada (superficie, subsuperficie) y por forma de partícula: fibra, película, lenticulas, fragmentos y espuma.

Figure 3. Microplastic distribution during the dry and rainy seasons, categorized by mesh size of depth used (surface, subsurface) and by particle shape: fiber, film, pellet, fragment, and foam.

En cuanto al color, el azul presentó la mayor abundancia relativa (64,2 %), seguido del rojo (12,9 %), otros colores (9,2 %), que incluyeron púrpura, fucsia y verde, el negro (8,0 %) y el blanco (5,7 %). En todos los arrastres, la abundancia de cada color fue mayor en la superficie que en la columna de agua, con diferencias estadísticamente significativas (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). En términos de variación estacional, se observó una mayor abundancia de partículas azules y de otros colores durante la estación lluviosa en comparación con la estación seca, con

Respecting the color, blue showed the highest relative abundance (64.2%), followed by red (12.9%), other colors (9.2%), including purple, fuchsia, and green, black (8.0%), and white (5.7%). Across all trawls, the abundance of every color was higher at the surface than in the water column, with significant differences (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$). In terms of seasonal variation, a greater abundance of blue and other colors was observed during the rainy season compared to the dry season, with significant differences (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$). For spatial distribution,

diferencias estadísticas (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). En cuanto a la distribución espacial, no se encontraron diferencias estadísticas en la abundancia de colores entre las estaciones cercanas a la costa y aquellas mar adentro (Figura 4).

no significant differences were found in color abundance between nearshore and offshore stations (Figure 4).

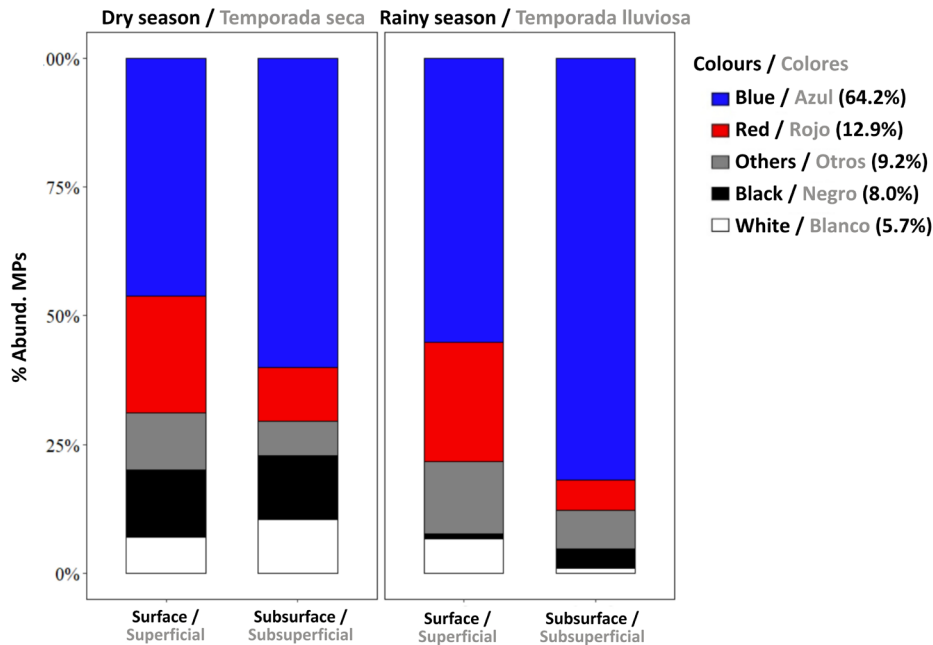


Figura 4. Distribución de colores de los microplásticos en aguas superficiales y subsuperficiales durante las temporadas seca y lluviosa en todas las estaciones de muestreo.

Figure 4. Color distribution of microplastics in surface and subsurface waters during the dry and rainy seasons across all sampling stations.

Características espectrales / ATR-FTIR

Se analizaron un total de 2345 microplásticos presuntos obtenidos a partir de arrastres marinos: 1.191 procedentes de muestras superficiales y 1154 de muestras subsuperficiales. Desde una perspectiva estacional, 844 potenciales microplásticos se recolectaron durante la estación seca y 1.501 durante la estación lluviosa. En cuanto a la distribución espacial, 1.345 microplásticos presuntos se registraron en zonas costeras y 1.000 en zonas mar afuera. Tras la exclusión de 49 partículas (2,1 %) de origen natural (identificados como carbonato de calcio–aragonita), se confirmaron 2.296 partículas (97,9 %) como plásticas, correspondiendo efectivamente a microplásticos.

El análisis de componentes principales (ACP) se realizó por separado para cada estación debido a la mayor variabilidad observada en los datos. Se identificaron siete componentes principales, los cuales explicaron el 89,44 % de la varianza durante

Particle characteristics/FTIR analysis

A total of 2,345 putative microplastics were analyzed from marine trawls: 1,191 from surface samples and 1,154 from subsurface samples. Seasonally, 844 putative microplastics were collected during the dry season, and 1,501 during the rainy season. Spatially, 1,345 putative microplastics were found in nearshore areas and 1,000 in offshore areas. Following the exclusion of 49 items (2,1%) of natural origin (identified as calcium carbonate–aragonite), 2,296 particles (97,9%) were confirmed as plastic, effectively corresponding to microplastics.

Principal component analysis (PCA) was performed separately by season due to the higher variability observed in the data. Seven principal components were identified, explaining 89.44% of the variance for the dry season and 90.96% for the rainy season (see Graph S1). After obtaining the spectra (eigenvectors) in the principal component space, k-means clustering was applied. The

la estación seca y el 90,96 % durante la estación lluviosa (véase Gráfica S1). Una vez obtenidos los espectros (autovectores) en el espacio de los componentes principales, se aplicó un análisis de conglomerados mediante k-means. Para determinar el número óptimo de conglomerados, se emplearon el Índice de Dunn (Zhou, 2021) y el Valor de Silueta (Lenssen y Schubert, 2022). La mejor clasificación se obtuvo con cinco conglomerados, con valores del Índice de Dunn de 0,94 para la estación seca y 1,02 para la estación lluviosa. Los perfiles de silueta se muestran en la Figura 5.

Dunn Index (Zhou, 2021) and Silhouette Value (Lenssen and Schubert, 2022) were used to determine the optimal number of clusters. The best clustering was obtained with five clusters: Dunn Index = 0.94 (dry season) and 1.02 (rainy season). The silhouette profiles are shown in Figure 5.

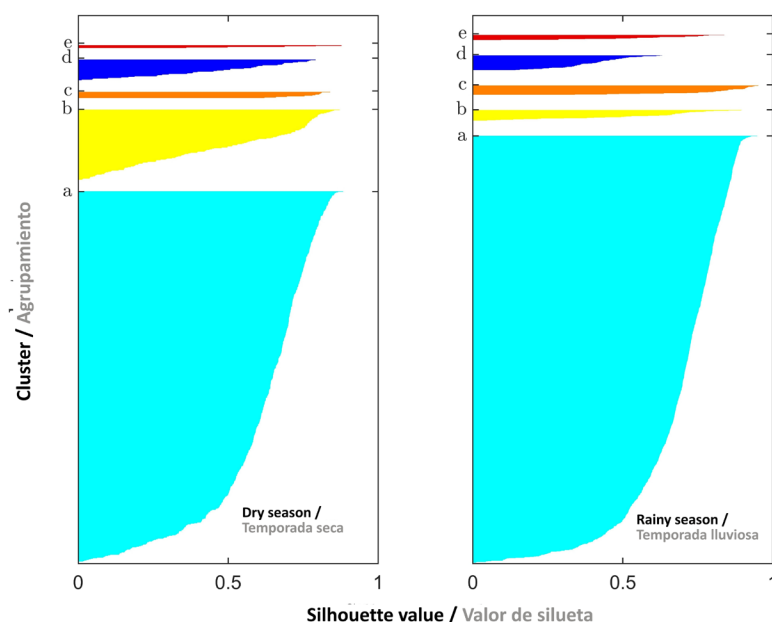


Figura 5. Valores de silueta para los clústeres sugeridos por el modelo, correspondientes a los espectros de absorbancia promedio mostrados en la Tabla 2 (a–e).

Figure 5. Silhouette values for the clusters suggested by the model, corresponding to the average absorbance spectra shown in Table 2 (a–e).

Cada conglomerado fue representado mediante un espectro promedio (Figuras 6a–6e), el cual se comparó con la base de datos KnowItAll (Bio-Rad/Wiley). En algunos casos, los espectros reflejaron mezclas de polímeros, lo que indica la presencia de microplásticos compuestos por más de un tipo polimérico. Aunque los espectros no correspondieron a polímeros prístinos, los tipos de polímeros se identificaron utilizando el Índice de Alta Calidad (HQI, por sus iniciales en inglés), lo que permitió definir cuatro categorías principales: Conglomerado a: algodón–poliéster (2:1); Conglomerado b: tereftalato de polietileno (PET); Conglomerado c: carbonato de calcio–aragonito (origen natural), Conglomerado d: polietileno, conglomerado e: mezcla de polipropileno, polietileno y ácido poliacrílico. Estas clasificaciones se resumen en la Tabla 2. La distribución de los microplásticos según la temporada, la estación de muestreo y el tipo de red se detalla en la Tabla

Each cluster was represented by an average spectrum (Figures 6a–6e), compared with the KnowItAll database (Bio-Rad/Wiley). In some cases, spectra reflected polymer mixtures, indicating microplastics composed of multiple polymer types. Although the spectra were not obtained from pristine polymers, polymer types were identified using the High-Quality Index (HQI), yielding four main categories: Cluster a: 2:1 cotton–polyester, Cluster b: Polyethylene terephthalate (PET), Cluster c: Calcium carbonate–aragonite (natural origin), Cluster d: Polyethylene, Cluster e: mixture of polypropylene, polyethylene, polyacrylic acid. Table 2 summarizes these classifications. The distribution of microplastics by season, sampling station, and net type is detailed in Supplementary Table S2.

Tabla 2. Comparación de los espectros promedio obtenidos mediante el método k-medias ($k = 5$) con la base de datos de polímeros KnowItAll.

Cluster / Agrupamiento	Identification/Categoría	Reference Spectrum Database/Espectro de referencia de la base de datos	HQI
a	Polyester and cotton fabric 2:1 / Tejido de poliéster y algodón 2:1	HPX 371	63.23
b	Polyethylene terephthalate (PET) / Tereftalato de polietileno (PET)	BWX 144	68.37
c	Aragonite	MNX 73	86.47
d	Polyethylene / Polietileno	BWX 335	92.60
e	Polypropylene, polyethylene, polyacrylic acid / Polipropileno, polietileno, ácido poliacrílico	WX 2311	81.68

Table 2. Comparison of average spectra obtained through the k-means method ($k = 5$) with the KnowItAll polymer database

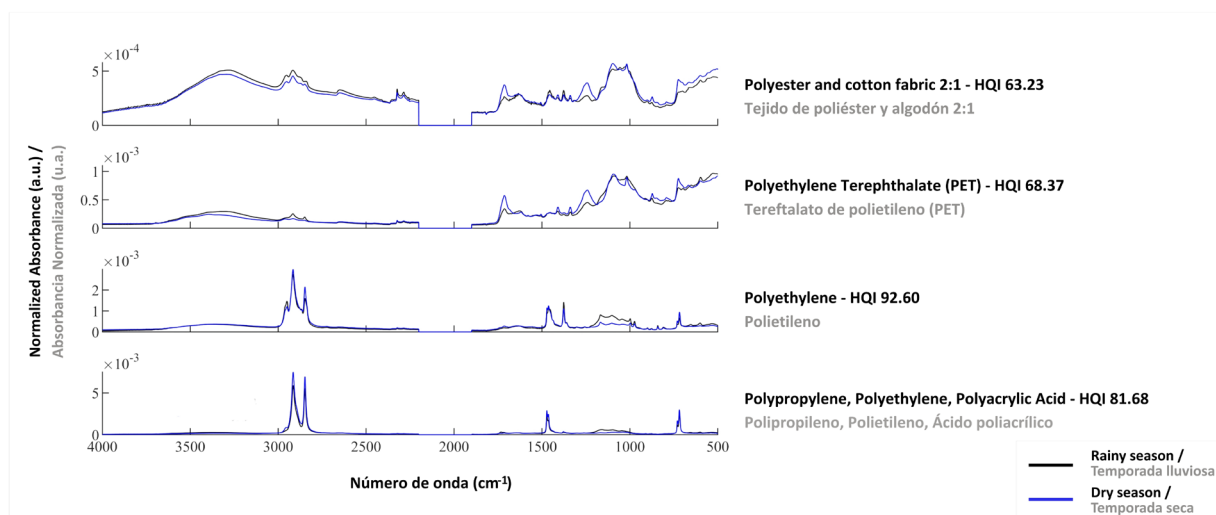


Figura 6. Espectros promedio ATR-FTIR de microplásticos derivados mediante el método k-medias. Se aceptó una coincidencia de polímero con Índice de Alta Calidad (HQI) > 60.

Figure 6. Average ATR-FTIR spectra of microplastics derived using the k-means method. A High-Quality Index (HQI) > 60 was accepted as a polymer match.

En los arrastres marinos, el 49,8 % de los espectros de microplásticos procedió de muestras superficiales. Dentro de este grupo, predominó el poliéster–algodón (75,2 %), seguido del tereftalato de polietileno (PET) (14,3 %), polietileno (7,6 %) y una mezcla polimérica de polipropileno, polietileno y ácido poliacrílico (2,9 %). Los arrastres subsuperficiales representaron el 50,2 % de los espectros, con un claro predominio de poliéster–algodón (92,9 %), seguido de PET (4,2 %), polietileno (2,8 %) y la mezcla polimérica previamente mencionada (0,2 %).

In marine trawls, 49.8% of microplastic spectra came from surface samples. Among them, polyester–cotton (75.2%) was predominant, followed by PET (14.3%), polyethylene (7.6%), and a polymer mixture of polypropylene, polyethylene, and polyacrylic acid (2.9%). Subsurface trawls accounted for 50.2% of the spectra, with polyester–cotton (92.9%) as the most abundant, followed by PET (4.2%), polyethylene (2.8%), and the already mentioned polymer mixture (0.2%).

Desde el punto de vista estacional, el 36,1 % de los espectros se obtuvo durante la estación seca, en la que el poliéster–algodón fue el polímero más frecuente (74,8 %), seguido de PET (18,1 %), polietileno (6,0 %) y la mezcla polimérica (1,1 %). En la estación lluviosa (63,9 %), también predominó el poliéster–algodón (89,4 %), con menores proporciones de PET (4,2 %), polietileno (4,7 %) y la mezcla (1,8 %).

En las estaciones costeras (57 % de los espectros), el poliéster–algodón fue el polímero más frecuente (81,4 %), seguido de PET (10,2 %), polietileno (6,3 %) y la mezcla polimérica (2,1 %). Por su parte, las estaciones mar afuera (43 %) mostraron igualmente un predominio de poliéster–algodón (87,7 %), seguido de PET (7,9 %), polietileno (3,6 %) y la mezcla (0,8 %).

DISCUSIÓN

Este estudio pone de manifiesto una contaminación significativa por microplásticos en un Área Marina Protegida ubicada en los archipiélagos del Rosario y San Bernardo, en el suroccidente del Caribe. Los microplásticos se caracterizan principalmente por fibras azules, de mayor tamaño en la superficie que en la subsuperficie. Las fibras corresponden a mezclas de poliéster–algodón, un tipo común de microplástico derivado de la fabricación de prendas de vestir y de implementos como redes de pesca, cabos y líneas (Gago *et al.*, 2018). En la actualidad, la mayoría de los productos textiles se elaboran con fibras de poliéster (aprox. 70%) y fibras celulósicas (aprox. 20%). Por ello, la mayor parte de las investigaciones sobre liberación de fragmentos de fibras se ha centrado en estos dos tipos (Periyasamy y Tehrani-Bagha, 2022). Aunque el poliéster es un plástico con densidad mayor que la del agua, cuando se mezcla con algodón se vuelve más hidrofóbico y tiende a permanecer en la superficie por periodos más prolongados (Béraud *et al.*, 2022). La distribución de microplásticos muestra diferencias significativas en abundancia entre profundidades, así como entre temporadas del año. Sin embargo, no se observó heterogeneidad entre la distribución de las estaciones de muestreo. Este patrón probablemente está relacionado por las corrientes del mar Caribe y la proximidad de actividades antropogénicas, como se ha observado en otras áreas de la costa Caribe colombiana (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022).

La contracorriente Panamá–Colombia transporta activamente sedimentos y, potencialmente, otros materiales, afectando en

By season, 36.1% of spectra were obtained during the dry season, where polyester–cotton (74.8%) was most common, followed by PET (18.1%), polyethylene (6.0%), and the polymer mixture (1.1%). In the rainy season (63.9%), polyester–cotton (89.4%) dominated, with smaller proportions of PET (4.2%), polyethylene (4.7%), and the mixture (1.8%).

At nearshore stations (57% of the spectra), polyester–cotton (81.4%) was the most frequent polymer, followed by PET (10.2%), polyethylene (6.3%), and the polymer mixture (2.1%). Offshore stations (43%) showed polyester–cotton (87.7%) as predominant, followed by PET (7.9%), polyethylene (3.6%), and the mixture (0.8%).

DISCUSSION

This study highlights significant microplastic pollution in a Marine Protected Area located in the Rosario and San Bernardo Archipelagos, in the southwestern Caribbean. The microplastics are mainly characterized by blue fibers, which are larger at the surface than in the subsurface. The fibers correspond to polyester–cotton, that are a common type of microplastic derived from clothing manufacturing and from tools such as fishing nets, ropes, and lines (Gago *et al.*, 2018). Currently, the majority of textile products are made from polyester fibers (approximately 70%) and cellulosic fibers (approximately 20%). Therefore, most research on fiber fragment release has focused on these two types (Periyasamy and Tehrani-Bagha, 2022). Although polyester is a plastic with a higher density than water, when blended with cotton it becomes more hydrophobic and tends to remain on the surface for longer periods (Béraud *et al.*, 2022).

Microplastic distribution shows significant differences in abundance between depths, as well as between seasons. However, no heterogeneity was observed between station distributions. This pattern is likely influenced by Caribbean Sea currents and the proximity of anthropogenic activities, as seen in other areas in Caribbean Colombian coast (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022).

The Panama–Colombia countercurrent actively transports sediments and potentially other non-nutrient materials, particularly affecting areas outside the offshore MPA (PNN CPR). This gyre flows counterclockwise along the southern coastal zone of the Colombian Caribbean and Central America, intensifying during the dry season and forming cyclonic and anticyclonic gyres (Andrade

particular áreas externas al AMP en las estaciones oceánicas (PNN CPR). Este giro fluye en sentido contrario a las manecillas del reloj a lo largo de la zona costera sur del Caribe colombiano y Centroamérica, se intensifica durante la estación seca y forma giros ciclónicos y anticiclónicos (Andrade *et al.*, 2001; Lozano-Duque *et al.*, 2010; Ciales-Hernández *et al.*, 2021). Estas dinámicas fueron especialmente evidentes en la estación mar afuera del Canal del Talud, que registró la mayor abundancia de microplásticos durante la estación seca.

Durante la temporada de lluvias, el río Magdalena, uno de los ríos más contaminados por plásticos del mundo, el cual descarga grandes volúmenes de sedimentos y residuos a través del Canal del Dique, afectando las zonas costeras (Lebreton *et al.*, 2017). Se ha documentado que esta pluma de sedimentos impacta áreas cercanas (Mejía-Echeverry *et al.*, 2018), especialmente estaciones costeras como Playa Blanca e Isla Mangle. Las variaciones estacionales del caudal, vinculadas a ciclos hidrológicos, también contribuyen a la degradación coralina y a la dispersión de contaminantes (Restrepo *et al.*, 2016; Zarza-González, 2011; Restrepo *et al.*, 2016; Mejía-Echeverry *et al.*, 2018; Vargas, 2021;). Adicionalmente, presiones antrópicas como aguas residuales sin tratar, escorrentía industrial, deficiente gestión de residuos y turismo masivo degradan el AMP durante todo el año (Löhr *et al.*, 2017; Orona-Návar *et al.*, 2022).

La abundancia de partículas de microplásticos registrada en los archipiélagos del Rosario y San Bernardo se encuentra dentro del rango reportado para otras regiones del Caribe colombiano, donde los valores varían entre 0,01 y 8,96 ítems/m³ en áreas costeras (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021). En Colombia, la mayoría de los registros se han enfocado en ambientes estuarinos; por ejemplo, en la bahía de Cispatá se registran abundancias entre 13 y 123 ítems/m³ (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022), mientras que en la Ciénaga Grande de Santa Marta se informan valores entre 0 y 300 ítems/m³ (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022). En la Reserva de Biosfera Seaflower, específicamente cerca de la isla Albuquerque, se han documentado concentraciones entre 0,009 y 0,244 ítems/m³ (Portz *et al.*, 2020). Nuestros resultados mostraron diferencias sustanciales en la abundancia de microplásticos en la capa superficial del océano (0–5 m de profundidad). No obstante, los valores obtenidos permanecen muy por debajo de los niveles de ecotoxicidad inaceptables propuestos para organismos marinos, con una mediana de la Concentración Predicha Sin Efecto (PNEC)

et al., 2001; Lozano-Duque *et al.*, 2010; Ciales-Hernández *et al.*, 2021). These dynamics were particularly evident at the Canal del Talud offshore station, which recorded the highest microplastic abundance during the dry season.

During the rainy season, the Magdalena River, one of the world's most plastic-polluted streams, discharges large volumes of sediment and waste via the Canal del Dique, affecting nearshore zones (Lebreton *et al.*, 2017). This sediment plume has been documented to affect nearby areas (Mejía-Echeverry *et al.*, 2018), particularly the nearshore stations like Playa Blanca and Isla Mangle. Seasonal flow variations, linked to hydroclimatic cycles, also contribute to coral degradation and pollutant dispersion (Restrepo *et al.*, 2016; Zarza-González, 2011; Restrepo *et al.*, 2016; Mejía-Echeverry *et al.*, 2018; Vargas, 2021;). Additionally, chronic anthropogenic pressures such as untreated sewage, industrial runoff, poor waste management, and mass tourism further degrade the MPA year-round (Löhr *et al.*, 2017; Orona-Návar *et al.*, 2022).

The abundance of microplastic particles recorded in the Rosario and San Bernardo Archipelagos are within the range reported for other areas of the Colombian Caribbean, where values range from 0.01 to 8.96 items/m³ in coastal zones (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021). In Colombia, most records have focused on estuarine environments; for example, Cispatá Bay shows abundances ranging from 13 to 123 items/m³ (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022), while the Ciénaga Grande de Santa Marta reports values between 0 and 300 items/m³ (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022). In the Seaflower Biosphere Reserve, specifically near Albuquerque Island, concentrations between 0.009 and 0.244 items/m³ have been documented (Portz *et al.*, 2020). Our results showed substantial differences in the abundance of microplastics in the ocean surface layer (0–5 m depth). However, the values obtained remain well below the unacceptable ecotoxicity levels proposed for marine organisms, with a median Predicted No-Effect Concentration (PNEC) of $1.21 \times 10^5 \text{ MP m}^{-3}$ (95% CI: $7.99 \times 10^3 \text{ MP m}^{-3} - 1.49 \times 10^6 \text{ MP m}^{-3}$) (Everaert *et al.*, 2020).

In other parts of the Caribbean, higher surface water microplastic abundances than those reported in this study have been recorded. For instance, around San Blas Island (Panama), values range from 0.1 to 5.09 items/m³, with an average of $1.56 \pm 2.36 \text{ items/m}^3$ (Courtene-Jones *et al.*, 2021). Although the highest value found in the studied MPA (7.46 items/m³) exceeds the San Blas maximum, its average ($0.264 \pm 0.698 \text{ items/m}^3$) is considerably

de $1,21 \times 10^5$ MP m⁻³ (IC 95%: $7,99 \times 10^3$ MP m⁻³ – $1,49 \times 10^6$ MP m⁻³) (Everaert *et al.*, 2020).

En otras partes del Caribe se han registrado abundancias de microplásticos en aguas superficiales superiores a las reportadas en este estudio. Por ejemplo, alrededor de la isla San Blas (Panamá), los valores oscilan entre 0,1 y 5,09 ítems/m³, con un promedio de $1,56 \pm 2,36$ ítems/m³ (Courtene-Jones *et al.*, 2021). Aunque el valor más alto encontrado en el AMP estudiado ($7,46$ ítems/m³) supera el máximo de San Blas, el promedio ($0,264 \pm 0,698$ ítems/m³) es considerablemente más bajo. Otros sitios del Caribe muestran abundancias generales menores: Bonaire (0,05–0,1), Aruba (0,12–0,2) y Antigua y Barbuda (0–0,5 ítems/m³) (Courtene-Jones *et al.*, 2021). En contraste, el golfo de México registra niveles mucho más altos (4,8–18,4 ítems/m³), en gran medida influenciados por las descargas del río Mississippi (Di Mauro *et al.*, 2017). Sin embargo, estudios recientes sugieren que las redes de plancton podrían subestimar las concentraciones de plásticos (Nunes *et al.*, 2023). A escala global, las AMP suelen exhibir mejores condiciones ambientales respecto a la contaminación por microplásticos, como se observa en el sitio aquí estudiado, incluso considerando los valores reportados para aguas superficiales y subsuperficiales. Un hallazgo relevante de este estudio fue la mayor abundancia de partículas de microplástico en aguas subsuperficiales en comparación con las superficiales. Este patrón puede aumentar el riesgo de ingestión por parte de organismos marinos con diversas estrategias alimenticias (Cole *et al.*, 2011; Timilsina *et al.*, 2023; Iwalaye y Maldonado, 2024). En particular, se sabe que los consumidores primarios como el zooplankton ingieren microplásticos, lo que puede provocar daños fisiológicos, sistémicos y embrionarios. Esto representa una posible amenaza a un eslabón crítico de la cadena alimentaria, con implicaciones significativas para la estabilidad de las redes tróficas y el ciclo del carbono en los ecosistemas marinos (Botterell *et al.*, 2020; He *et al.*, 2022).

De los cuatro clústeres de microplásticos identificados químicamente, el más grande corresponde a una mezcla de poliéster y algodón (2:1). Esto concuerda con estudios previos que atribuyen dichas fibras a los procesos de lavado de prendas (Periyasamy y Tehrani-Bagha, 2022). El segundo polímero más común, el tereftalato de polietileno (PET), puede originarse de la fragmentación de artículos plásticos comunes, incluida la pintura de embarcaciones (Li *et al.*, 2020; Garcés-Ordóñez *et al.*

lower. Other Caribbean sites show lower abundances overall: Bonaire (0.05–0.1), Aruba (0.12–0.2), and Antigua and Barbuda (0–0.5 items/m³) (Courtene-Jones *et al.*, 2021). In contrast, the Gulf of Mexico reports much higher levels (4.8–18.4 items/m³), largely influenced by Mississippi River discharges (Di Mauro *et al.*, 2017). However, recent studies suggest that plankton nets may underestimate plastic concentrations (Nunes *et al.*, 2023). Globally, MPAs generally exhibit better environmental conditions with respect to microplastic pollution, as observed in the site studied here, even considering the values reported in surface and subsurface waters. A relevant finding of this study was the higher abundance of microplastic particles in subsurface waters compared to surface waters. This pattern may increase the risk of ingestion by marine organisms with varying feeding strategies (Cole *et al.*, 2011; Timilsina *et al.*, 2023; Iwalaye and Maldonado, 2024). In particular, primary consumers such as zooplankton are known to ingest microplastics, which can lead to physiological, systemic, and embryological damage. This poses a potential threat to a critical link in the food chain, with significant implications for the stability of food webs and carbon cycling in marine ecosystems (Botterell *et al.*, 2020; He *et al.*, 2022).

Of the four chemically identified microplastic clusters, the largest corresponded to a polyester and cotton (2:1). This aligns with previous studies attributing such fibers to garment washing processes (Periyasamy and Tehrani-Bagha, 2022). The second most common polymer, polyethylene terephthalate (PET), may result from the fragmentation of common plastic items, including boat paint (Li *et al.*, 2020; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022). PET often contains plasticizers such as dioctyl phthalate (DOP), a compound also found in polymers like PVC (Valton, 2014).

These plastic additives can adsorb organic pollutants, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), as well as heavy metals (e.g., Cd, Zn, Cu) and pathogens, significantly increasing their toxicological risk to marine organisms and potentially humans (Acosta-Coley *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2020; Yee *et al.*, 2021).

The remaining clusters were polypropylene and polyethylene, likely linked to industrial activities in the Bay of Cartagena, including food processing, plastic manufacturing, oil refining, and pharmaceuticals (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022; Romero-Murillo *et al.*, 2023). These polymers are consistent with those previously reported in other

al., 2022). El PET suele contener plastificantes como el ftalato de dioctilo (DOP), compuesto que también se encuentra en polímeros como el PVC (Valton, 2014). Estos aditivos plásticos pueden adsorber contaminantes orgánicos, como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), bifenilos policlorados (PCB) y éteres difenílicos polibromados (PBDE), así como metales pesados (p. ej., Cd, Zn, Cu) y patógenos, incrementando significativamente su riesgo toxicológico para los organismos marinos y, potencialmente, para los seres humanos (Acosta-Coley *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2020; Yee *et al.*, 2021).

Los clústeres restantes fueron polipropileno y polietileno, probablemente vinculados a actividades industriales en la bahía de Cartagena, incluidas las de procesamiento de alimentos, manufactura de plásticos, refinación de petróleo y farmacéuticas (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022; Romero-Murillo *et al.*, 2023). Estos polímeros son consistentes con los previamente registrados en otras áreas del Caribe y del Pacífico colombiano (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021).

Comprender los niveles de contaminación por microplásticos en diferentes regiones es esencial para una gestión ambiental informada. Si bien la contaminación por plásticos se reconoce ampliamente como un problema global, la región del Caribe aún carece de datos científicos suficientes para respaldar el desarrollo de políticas y estrategias gubernamentales eficaces orientadas a reducir los residuos plásticos descargados en las cuencas hidrográficas y posteriormente transportados por el Gran Caribe (Clayton *et al.*, 2021). Los datos presentados en este estudio subrayan la necesidad urgente de un monitoreo sistemático y de la mitigación de los impactos de los microplásticos en los ecosistemas marinos, con el fin de salvaguardar tanto a las especies vulnerables como a los servicios ecosistémicos críticos que proveen las Áreas Marinas Protegidas (AMP).

areas of the Caribbean and the Colombian Pacific (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021).

Understanding microplastic pollution levels across different regions is essential for informed environmental management. While plastic contamination has been widely acknowledged as a global issue, the Caribbean region still lacks sufficient scientific data to inform the development of effective governmental policies and strategies aimed at reducing plastic waste discharged into river basins and subsequently transported across the Greater Caribbean (Clayton *et al.*, 2021). The data presented in this study underscore the pressing need for systematic monitoring and mitigation of microplastic impacts on marine ecosystems, in order to safeguard both vulnerable species and the critical ecosystem services provided by Marine Protected Areas (MPAs).

CONCLUSIONES

Este estudio ofrece un diagnóstico integral sobre la presencia, las características y la distribución espacial de los microplásticos en un Área Marina Protegida (AMP) del suroccidente del Caribe. La abundancia de microplásticos registrada en los archipiélagos del Rosario y de San Bernardo es comparativamente menor que la reportada para otras zonas del Caribe y para AMP a escala global. Las morfologías más comunes fueron fibras y fragmentos, compuestos principalmente por mezclas poliéster–algodón (2:1), PET, polipropileno y polietileno.

Los resultados demuestran que la dinámica oceanográfica del mar Caribe desempeña un papel determinante en el transporte y la dispersión de los microplásticos. La temporada de lluvias presentó concentraciones más altas, fuertemente influenciadas por los aportes de agua dulce y sedimentos del río Magdalena. Por el contrario, la temporada seca se caracterizó por mayores abundancias asociadas al giro ciclónico Panamá–Colombia y a entradas fluviales a lo largo de la costa Caribe colombiana. De forma notable, las concentraciones más elevadas se observaron en aguas subsuperficiales, lo que puede aumentar la biodisponibilidad e incrementar el riesgo de ingestión por parte de organismos marinos, un componente clave de la dinámica trófica y del ciclo del carbono.

La aplicación del agrupamiento k-means combinado con el PCA de espectros ATR-FTIR resultó eficaz para clasificar posibles tipos de microplásticos. El coeficiente de Silhouette y el índice de Dunn confirmaron tanto la cantidad como la calidad de los clústeres obtenidos, mientras que la sencillez computacional y la convergencia del método lo convierten en una herramienta práctica para futuros análisis a gran escala.

Se concluye que en la actualidad, la contaminación por microplásticos no representa un riesgo ambiental en las capas superficial y subsuperficial del AMP. No obstante, el monitoreo continuo es fundamental para identificar regiones marinas que puedan requerir mayor atención en medidas de mitigación. La región del Caribe, que aún carece de suficientes líneas base, se beneficiaría enormemente de la implementación de políticas públicas orientadas a mejorar la gestión de residuos, regular las descargas industriales y promover la educación ambiental con el fin de reducir el ingreso de desechos plásticos a los ecosistemas costeros y marinos.

CONCLUSIONS

This study offers an integral diagnosis of the presence, characteristics, and spatial distribution of microplastics in a Marine Protected Area (MPA) of the southwestern Caribbean. The abundance of microplastics recorded in the Rosario and San Bernardo Archipelagos is comparatively lower than that reported in other parts of the Caribbean and in MPAs globally. Fibers and fragments were the most common shape found, primarily composed of polyester–cotton (2:1), PET, polypropylene, and polyethylene.

Our findings demonstrate that the oceanographic dynamics of the Caribbean Sea play a determining role in the transport and dispersion of microplastics. The rainy season exhibited higher microplastic concentrations, strongly influenced by freshwater and sediment discharges from the Magdalena River. Conversely, the dry season was characterized by higher abundances associated with the Panama–Colombia cyclonic gyre and riverine inputs along the Colombian Caribbean coast. Notably, the highest concentrations were found in subsurface waters, which may enhance bioavailability and increase the risk of ingestion by marine organisms, a key component in trophic dynamics and carbon cycling.

The application of k-means clustering combined with PCA of ATR-FTIR spectra proved effective for classifying potential microplastic types. The Silhouette coefficient and Dunn's index confirmed both the quantity and quality of the resulting clusters, while the method's computational simplicity and convergence make it a practical tool for future large-scale analyses.

We conclude that microplastic pollution does not currently pose an environmental risk in the surface and subsurface layers in the MPA. Continued monitoring is instrumental to identify marine regions that may require increased attention for mitigation measures. The Caribbean region, still lacking sufficient baseline data, would greatly benefit from the implementation of public policies focused on improving waste management, regulating industrial discharges, and fostering environmental education to reduce the input of plastic waste into coastal and marine ecosystems.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Vicerrectoría de Investigación y Extensión de la Universidad Industrial de Santander (Proyecto 2839), la Universidad Nacional de Colombia (Proyecto 56438) y Parques Nacionales Naturales de Colombia. Agradecemos a los profesionales y técnicos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo y del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad por su colaboración durante las campañas de campo y la asistencia en la recolección de muestras.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by the Vicerrectoría de Investigación y Extensión of the Universidad Industrial de Santander (Project 2839), the Universidad Nacional de Colombia (Project 56438), and Parques Nacionales Naturales de Colombia. The authors would like to thank the professionals and technicians of *Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo* and *Parque Nacional Natural Corales de Profundidad* for their collaboration during field campaigns and assistance with sample collection.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Abayomi, O. A., Range, P., Al-Ghouti, M. A., Obbard, J. P., Almeer, S. H., & BenHamadou, R. (2017). Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 181-188. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.011>
- Acosta-Coley, I., Méndez-Cuadro, D., Rodríguez-Cavallo, E., de la Rosa, J., and Olivero-Verbel, J. (2019). Trace elements in microplastics in Cartagena: A hotspot for plastic pollution at the Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 139(January), 402-411. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.016>
- Andrade, C. A. (2001). Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 25, 321-335.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Béraud, E., Bednarz, V., Otto, I., Golbuu, Y., and Ferrier-Pagès, C. (2022). Plastics are a new threat to Palau's coral reefs. *Plos one*, 17(7), e0270237. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0270237>
- Botterell, Z. L., Beaumont, N., Cole, M., Hopkins, F. E., Steinke, M., Thompson, R. C., and Lindeque, P. K. (2020). Bioavailability of microplastics to marine zooplankton: effect of shape and infochemicals. *Environmental Science and Technology*, 54(19), 12024-12033. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02715>
- Clayton, C. A., Walker, T. R., Bezerra, J. C., and Adam, I. (2021). Policy responses to reduce single-use plastic marine pollution in the Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111833. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111833>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., and Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. In *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 62, Issue 12, pp. 2588-2597). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Courteney-Jones, W., Maddalene, T., James, M. K., Smith, N. S., Youngblood, K., Jambeck, J. R., ... and Thompson, R. C. (2021). Source, sea and sink—A holistic approach to understanding plastic pollution in the southern Caribbean. *Science of the Total Environment*, 797, 149098. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149098>
- Cuales-Hernández, M. I., Jerez-Guerrero, M., Rodríguez-Rubio, E., and Benavides-Serrato, M. (2021). Zooplankton community associated with mesophotic coral reefs in the Colombian Caribbean Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 45, 101843. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101843>
- Deakin, K., Savage, G., Jones, J. S., Porter, A., Muñoz-Pérez, J. P., Santillo, D., and Lewis, C. (2024). Sea surface microplastics in the Galapagos: Grab samples reveal high concentrations of particles < 200 µm in size. *Science of the Total Environment*, 923, 171428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171428>
- Di Mauro, R., Kupchik, M. J., and Benfield, M. C. (2017). Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution*, 230, 798-809. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.030>
- Dinno, A. (2015). Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. *The Stata Journal*, 15(1), 292-300. <https://doi.org/10.1177/1536867X1501500117>
- Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Gibson, M. I., and Christie-Oleza, J. A. (2019). Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. *Journal of hazardous materials*, 369, 691-698. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067>
- Everaert, G., De Rijke, M., Lonneville, B., Janssen, C.R., Backhaus, T., Mees, J., ... and Vandegheuchte, M. B. (2020). Risks of floating microplastic in the global ocean. *Environmental Pollution*, 267, 115499. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115499>
- Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., and Viñas, L. (2018). Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 127(November 2017), 365-376. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L.F., Costa Muniz, M., Salles Pereira, L. B., and Meigikos dos Anjos, R. (2021). Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(32), 43431-43442. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x>
- Garcés-Ordóñez, O. (2022). Contaminación por microplásticos en manglares y playas del área marina protegida de Cispatá, Caribe colombiano. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 14(2), 9-25. <https://doi.org/10.15359/>

revmar.14-2.1

- Garcés-Ordóñez, O., Saldarriaga-Vélez, J. F., Espinosa-Díaz, L. F., Patiño, A. D., Cusba, J., Canals, M., ... and Thiel, M. (2022). Microplastic pollution in water, sediments and commercial fish species from Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombian Caribbean. *Science of the Total Environment*, 829, 154643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154643>
- He, M., Yan, M., Chen, X., Wang, X., Gong, H., Wang, W., and Wang, J. (2022). Bioavailability and toxicity of microplastics to zooplankton. *Gondwana Research*, 108, 120–126. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.07.021>
- Iwalaye, O. A., and Maldonado, M. T. (2024). Microcosm study of the effects of polyester microfibers on the indigenous marine amphipod (*Cyphocaris challengerii*) in the Strait of Georgia (BC, Canada). *Science of the Total Environment*, 906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167301>
- Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., and Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental Science and Technology*, 50(7), 3315–3326. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>
- La Daana, K. K., Asmath, H., and Gobin, J. F. (2022). The status of marine debris/litter and plastic pollution in the Caribbean Large Marine Ecosystem (CLME): 1980–2020. *Environmental Pollution*, 300, 118919. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118919>
- Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., and Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications*, 8(1), 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lenßen, L., and Schubert, E. (2024). Medoid Silhouette clustering with automatic cluster number selection. *Information Systems*, 120, 102290. <https://doi.org/10.1016/j.is.2023.102290>
- Li, C., Busquets, R., and Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of the Total Environment*, 707, 135578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>
- Löhr, A., Savelli, H., Beunen, R., Kalz, M., Ragas, A., and Van Belleghem, F. (2017). Solutions for global marine litter pollution. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 28, 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.08.009>
- Lozano-Duque, Y., Medellín-Mora, J., y Navas, G. (2010). Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. *Invemar*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1293.8329>
- Marrugo-Pascuales P., Martínez-Ledesma C.A. (2017). Plan de Manejo Del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad 2016 - 2021 Parques Nacionales Naturales de Colombia, Cartagena, p. 191
- Mejía-Echeverry, D., Chaparro, M. A., Duque-Trujillo, J. F., and Restrepo, J. D. (2018). An environmental magnetism approach to assess impacts of land-derived sediment disturbances on coral reef ecosystems (Cartagena, Colombia). *Marine Pollution Bulletin*, 131, 441–452. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.030>
- Miller, M. E., Motti, C. A., Hamann, M., and Kroon, F. J. (2023). Assessment of microplastic bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification in a simple coral reef food web. *Science of the Total Environment*, 858, 159615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159615>
- Morales-Giraldo, D. F., Gutiérrez, V. L. R., & Posada, B. O. (2017). Geomorfología de los fondos submarinos del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, mar Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-Invemar*, 46(2), 73–90.2017 <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2017.46.2.727>
- Nunes, B. Z., Huang, Y., Ribeiro, V. V., Wu, S., Holbech, H., Moreira, L. B., ... and Castro, I. B. (2023). Microplastic contamination in seawater across global marine protected areas boundaries. *Environmental Pollution*, 316, 120692. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120692>
- Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F. J., Mähknecht, J., Aguilar-Hernández, I., and Ornelas-Soto, N. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives. *Journal of Environmental Management*, 309, 114698. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698>
- Otto, M. (2007). Chemometrics: Statistics and computer application in analytical chemistry. In *Technometrics* (2nd ed., Vol. 43). Wiley–VCH.
- Periyasamy, A. P., and Tehrani-Bagha, A. (2022). A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. *Polymer Degradation and Stability*, 199, 109901. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.109901>
- Phan, S., and Luscombe, C. K. (2023). Recent trends in marine microplastic modeling and machine learning tools: Potential for long-term microplastic monitoring. *Journal of Applied Physics*, 133(2). <https://doi.org/10.1063/5.0126358>
- Portz, L., Manzolli, R. P., Herrera, G. V., García, L. L., Villate, D. A., and do Sul, J. A. I. (2020). Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 157, 111323. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111323>
- R Core Team (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rangel-Buitrago, N. (2011). [características geográficas del PNCRSB]. En “El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo”.
- Restrepo, J. D., Park, E., Aquino, S., and Latrubesse, E. M. (2016). Coral reefs chronically exposed to river sediment plumes in the southwestern Caribbean: Rosario Islands, Colombia. *Science of the Total Environment*, 553, 316–329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.140>
- Romero-Murillo, P., Gallego, J. L., and Leignel, V. (2023). Marine pollution and advances in biomonitoring in Cartagena Bay in the Colombian Caribbean. *Toxics*, 11(7), 631. <https://doi.org/10.3390/toxics11070631>
- Shapiro, S. S., and Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3–4), 591–611.
- Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., and Rocha-Santos, T. A. P. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry—a review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>
- Tekman, M. B., Walther, B. A., Peter, C., Gutow, L. and Bergmann, M. (2022). Impacts of plastic pollution in the oceans on marine species, biodiversity and ecosystems, 1–221, WWF Germany, Berlin. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5898684>
- Thompson, R. C., Courtene-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., and Koelmans, A. A. (2024). Twenty years of microplastic pollution research—what have we learned?. *Science*, 386(6720), ead12746. <https://doi.org/10.1126/science.adc1274>

doi.org/10.1126/science.adl2746.

- Timilsina, A., Adhikari, K., Yadav, A. K., Joshi, P., Ramena, G., and Bohara, K. (2023). Effects of microplastics and nanoplastics in shrimp: Mechanisms of plastic particle and contaminant distribution and subsequent effects after uptake. *Science of the Total Environment*, 894, 164999. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164999>.
- Tosic, M., Restrepo, J. D., Lonin, S., Izquierdo, A., and Martins, F. (2019). Water and sediment quality in Cartagena Bay, Colombia: Seasonal variability and potential impacts of pollution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216, 187–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.013>.
- Valton, A. S., Serre–Dagnat, C., Blanchard, M., Alliot, F., Chevreuil, M., and Teil, M. J. (2014). Determination of phthalates and their by–products in tissues of roach (*Rutilus rutilus*) from the Orge River (France). *Environmental Science and Pollution Research*, 21(22), 12723–12730.
- Vargas Cuervo, G. (2021). Paleogeografía del canal y delta del Dique, Colombia. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía* 30(1): 239-256. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v30n1.82585>.
- Viršek, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., and Kržan, A. (2016). Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *Journal of Visualized Experiments: JoVE*, 118, 1–9. <https://doi.org/10.3791/55161>.
- Vital, S. A., Cardoso, C., Avio, C., Pittura, L., Regoli, F., and Bebianno, M. J. (2021). Do microplastic contaminated seafood consumption pose a potential risk to human health? *Marine Pollution Bulletin*, 171(July), 112769. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112769>.
- Yee, M. S. L., Hii, L. W., Looi, C. K., Lim, W. M., Wong, S. F., Kok, Y. Y., ... & Leong, C. O. (2021). Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials*, 11(2), 496. <https://doi.org/10.3390/nano11020496>
- Zarza-González, E. (2011). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Cartagena: Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo.
- Zhao, H. J., Xu, J. K., Yan, Z. H., Ren, H. Q., and Zhang, Y. (2020). Microplastics enhance the developmental toxicity of synthetic phenolic antioxidants by disturbing the thyroid function and metabolism in developing zebrafish. *Environment International*, 140, 105750. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105750>.
- Zhou, Z.-H. (2021). *Machine Learning*. Springer Singapore.

